



2015:07

Naturvärdesbedömning och scenarier för havsplanering i Blekinge och Skåne län

AquaBiota
WATER RESEARCHHavs
Vatten
myndigheten

Rapport, år och nr: 2015/07

Rapportnamn: Naturvärdesbedömning och scenarier för havsplanering i Blekinge och Skåne län

Utgivare: Länsstyrelsen Blekinge län, 371 86 Karlskrona.

Dnr: 502-3610-2012

Författare/Kontaktperson: Frida Fyhr¹, Nicklas Wijkmark¹, Sofia Wikström¹, Martin Isaeus¹, Leif Nilsson², Johan Näslund¹, Hedvig Hogfors¹

Foto/Omslag: Martin Isaeus

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)*” - LIFE09/NAT/LV/000238. Projektet finansieras genom bidrag från EU-fonden LIFE+ och Havs- och vattenmyndigheten.

¹AquaBiota Water Research, ²Lunds Universitet

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 (Sverigekoordinatör), 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 approach för framtida marin miljöövervakning, och gränsöverskridande samarbete för bedömning av biologisk mångfald i Östersjön. I Hanöbukten och Blekinge län har betydande 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 på svenska med följande uppdelning: 1. Marin inventering och modellering i länet, och 2. Naturvärdesbedömning och scenarier för marin planering i området. Rapportdel 1 har skrivits separat för de två länen. Arbetet i Hanöbukten och Blekinge län finns även sammanfattat i en rapport på engelska. För en komplett lista över MARMONIs alla rapporter hänvisas till projektets internationella hemsida *marmoni.balticseaportal.net*.

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Bakgrund och syfte	8
1.1 Planering.....	9
1.1.1 Områdesskydd.....	9
1.1.2 Havsplanering	9
1.1.3 Underlag för fortsatta inventeringar.....	10
1.1.4 Miljöatlas	10
1.2 Tillsyn och provning	11
1.3 Underlag vid restaureringar och åtgärder	11
1.4 Fiskeförvaltning.....	11
1.5 Information.....	11
1.6 Situationen i Hanöbukten	12
1.7 Kartorna.....	12
2 Kartläggning av naturvärden.....	13
2.1 Kategorier vid naturvärdesbedömning	13
2.2 Kriterier för naturvärden	14
2.2.1 Rekommenderade kriterier.....	14
2.2.2 Valda kriterier	14
2.2.3 Delområden.....	16
2.3 Värdering och kartering.....	16
2.3.1 Bottenvegetation och bottendjur	17
2.3.2 Kustnära fiskrekryteringsmiljöer	20
2.3.3 Övervintringsområden för sjöfågel	20
2.3.4 Uppehållsplatser för marina däggdjur.....	22
2.4 Sammanslagning av karterade naturvärden.....	23
2.5 Resultat; Hanöbukten och Blekinge län	23
2.5.1 Bottenvegetation	23
2.5.2 Bottendjur.....	26
2.5.3 Kustnära fiskrekryteringsmiljöer	30
2.5.4 Övervintringsområden för sjöfågel	31
2.5.5 Uppehållsplatser för marina däggdjur.....	32
2.5.6 Sammanslagning av karterade naturvärden	34
2.6 Resultat; Skånes sydkust	35
2.6.1 Bottenvegetation	35
2.6.2 Bottendjur.....	37
2.6.3 Uppehållsplatser för marina däggdjur.....	40
2.6.4 Sammanslagning av karterade naturvärden	42
2.7 Resultat; Skånes västkust	43
2.7.1 Bottenvegetation	43
2.7.2 Bottendjur.....	45
2.7.3 Uppehållsplatser för marina däggdjur.....	49
2.7.4 Sammanslagning av karterade naturvärden	51
2.8 Diskussion	52

3	Scenario av kvantifierad påverkan av en fiktiv vindkraftpark på olika naturvärden	55
3.1	Scenariobeskrivning	55
3.2	Analysmetod.....	55
3.3	Naturvärden i området.....	57
3.3.1	Alfågel.....	57
3.3.2	Blåmusslor och fleråriga makroalger	58
3.3.3	Tumlare och gråsäl	59
3.4	Resultat.....	60
3.4.1	Alfågel.....	60
3.4.2	Blåmusslor och fleråriga makroalger	61
3.4.3	Tumlare och gråsäl	64
3.5	Diskussion	66
4	Scenario med förändrat siktdjup i Hanöbukten - kvantifiering av effekter på blåstång	67
4.1	Scenariobeskrivning	67
4.2	Analysmetod.....	68
4.3	Resultat.....	70
4.4	Diskussion	72
5	Zonering av havsmiljön.....	73
5.1	Metod.....	74
5.1.1	Marxan with Zones	74
5.1.2	Upplösning	74
5.1.3	Skyddsvärden och skyddsmål	74
5.1.4	Mänskliga aktiviteter.....	76
5.1.5	Zoner	80
5.1.6	Presentation av resultat	82
5.2	Resultat.....	83
5.3	Diskussion	91
6	Slutsatser och rekommendationer	94
6.1	Rekommendationer	95
7	Litteratur.....	96

Sammanfattning

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

Inom EU LIFE+ - projektet MARMONI samt projektet Biogeografisk uppföljning har naturvärdeskartor tagits fram för bottenlevande vegetation och -djur, kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel och uppehållsplatser för säl, baserat på fältdata och predikterade kartor av arter och artgruppers utbredning. Naturvärdena har identifierats, bedömts och kartlagts med hjälp av en systematisk metodik som bygger på många års erfarenhet samt det välkända habitatklassificeringssystemet "HELCOM Underwater Biotope and habitat classification" och rekommendationer och riktlinjer för värdering av havsmiljöer som antagits av Konventionen om Biologisk mångfald.

Effekter på den marina miljön testades genom scenarioanalyser av kvantifierad påverkan på olika naturvärden av en fiktiv vindkraftpark och förändrad övergödningssstatus (mätt som förändring av siktdjup).

För att skapa ett förslag till ett nätverk av marina skyddade områden, analyserades information om olika naturvärden och mänskliga intressen med beslutsstödsverktyget Marxan with Zones. Flera marina zoneringskartor producerades utifrån tre scenarier av skyddsmål.

Kartorna kan användas direkt i havsplanering, som underlag för samråd och strategiska beslut om placering och utformning av inrättandet av nya verksamheter, skydd eller som ett kommunikationsverktyg och visualisering av naturvärden. De ger också en indikation om var det är lämpligt att undersöka miljöpåverkan mer noggrant under tillståndsansökningar. Vi rekommenderar att rumslig kartläggning av relevanta marina naturvärden görs av samtliga östersjöländer, som en grund för havsplanering och tillämpning av ekosystem-baserad förvaltning.

Summary

Knowledge about marine conservation values 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 values in the marine environment, both for regional and local coastal planning, and as a basis for supervision and decision making under the Environmental Code. Conservation value maps are of great importance for planning, protection and management, on both a national and an international scale. Further, knowledge on impacts of human activities and changes of eutrophication status on conservation values, as well as ocean zoning analyses can all provide good basis for MSP (marine spatial planning).

Within the LIFE project MARMONI as well as the Swedish project “Biogeografisk uppföljning” (monitoring for the Habitats Directive), conservation values maps were produced for benthic vegetation and animals, coastal fish recruitment areas, wintering waterbirds and seal haul-out sites, based on field data and maps of probability of presence. The conservation values have been identified, assessed and mapped using a systematic approach based on years of experience as well as the well-established HELCOM underwater classification system and the scientific criteria for identifying ecologically or biologically significant marine areas in need of protection adopted by the Convention on Biological Diversity.

Effects on the marine environment were tested through scenario analyses of the quantified effects of construction and operation of a marine wind park and changes of eutrophication status (measured as changes of Secchi-depth) on various conservation values.

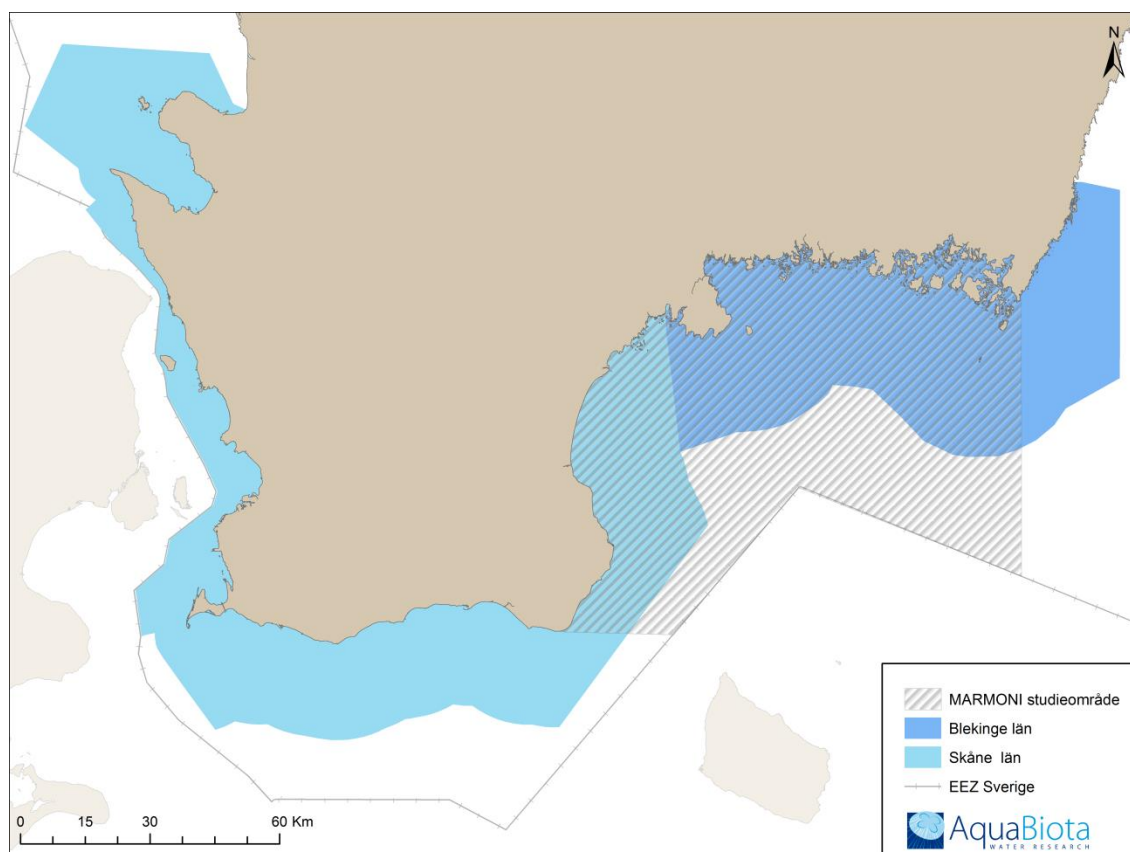
To create a proposal for a network of marine protected areas, information on various conservation values and human interests were analysed with the decision support tool Marxan with Zones. Several ocean zoning maps were produced from three scenarios of protection targets.

The maps can be used directly in MSP, as a basis for consultation and strategic decisions concerning the location and design of the establishment of new operations or as a communication tool and visualization of conservation values. They also provide an indication of where it is appropriate to investigate the environmental impact more thoroughly during permit applications, such as EIA's. The spatially distributed field data and map layers of environmental parameters were essential to develop good model results and identify conservation values. But they are also strongly useful in themselves as information and for further analyses of the marine environment.

Spatial mapping of relevant marine conservation values are recommended for all Baltic countries, as a basis for MSP, and application of marine ecosystem based management in the Baltic Sea.

1 Bakgrund och syfte

Inom projekten MARMONI och Biogeografisk uppföljning har omfattande inventeringar och modelleringar av marina organismer utförts inom Blekinge och Skåne län (Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b). Dessa underlag har vidare använts för att identifiera områden med höga naturvärden, testa scenarier för påverkan av en fiktiv vindkraftpark och förändrat siktdjup på olika naturvärden i Hanöbukten, samt ta fram förslag på marint områdesskydd genom en zoneringsprocess. Denna rapport innefattar hela Blekinge och Skåne läns marina område samt vatten utanför länsgränsen som ingår i det svenska studieområdet i MARMONI-projektet (Figur 1).



Figur 1. Karta över de områden som innefattas av denna rapport; hela Blekinge och Skåne läns marina område samt vatten som ingår i det svenska studieområdet i MARMONI-projektet.

Kännedom om marina naturvärden och olika mänskliga aktiviteters påverkan på dessa 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 status i vattenmiljöer. För länsstyrelse och kommun finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för nationell, regional och lokal kustplanering och som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken.

Havsmiljödirektivet (2008/56/EG) införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010 (SFS 2010:1341). Målet med Sveriges förvaltning är att både

Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus år 2020. I enlighet med direktivet preciserar Havs- och vattenmyndigheten (HaV) vad som kännetecknar god miljöstatus med olika kriterier. Beträffande biologisk mångfald kännetecknas god miljöstatus av bland annat av utbredningen av arter och livsmiljöer (HVMFS 2012:18). Här är de marina kartorna ett mycket viktigt hjälpmedel.

1.1 Planering

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och pålitliga data som beskriver de marina systemen samt deras funktioner och värden. För att vara verkligt användbara i planeringsprocessen måste dessa underlag sammanställas på ett sätt som underlättar användningen även för myndigheter där expertkunskap inom biologi och geologi saknas. Kartor över marina naturvärden utgör underlag för marin rumslig planering och kustzonsförvaltning, bevarandeplaner samt vid handläggning av exploateringsstillstånd.

En del av kommunernas översiktplaner utgörs av de kommunala naturvårdsprogrammen. Här beskrivs naturvärdena översiktligt men också detaljerat genom att naturvårdesobjekt (värdekärnor) avgränsas, klassificeras och hotbild och bevarandefrågan belyses. Genom denna är det lättare att göra avvägningar mellan olika intressen i planeringsunderlaget. I dagsläget finns en ganska stor kännedom om värdekärnorna för terrester miljö genom t.ex. rikstäckande inventeringar som genomförts av Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, länsstyrelser och kommuner. I vattenmiljöerna är kunskapen mer fragmentarisk och det gäller speciellt i våra hav. Det är därför mycket angeläget att identifiera och beskriva marina naturvärden.

1.1.1 Områdesskydd

För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika naturvärden avgörande för att få en överblick över ett större kust- och havsområde. Marin zoneringsplanering kan även bidra med viktiga 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. I Blekinge län finns för närvarande 5 marina reservat på totalt 4854 ha.

Många skyddade områden ingår också i Natura 2000, EU:s nätverk av områden som är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa områden ska särskilt utpekade habitat ha god status och för dessa områden ska en bevarandeplan tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs. Även i detta arbete kan 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 tillstånd endast om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden. Kunskap om undervattensmiljöerna i sådana områden är därmed viktig.

1.1.2 Havsplanering

Sverige ska upprätta ett system för havsplanering med utgångspunkt i ekosystemansatsen. Ekosystemansatsen utgör en strategi för bevarande av naturvärden, hållbart nytt-

jande och rättvis fördelning av naturresurser (Naturvårdsverket 2007a). Syftet med den statliga havsplaneringen är att säkerställa ett hållbart nyttjande av havets resurser och att samordna och prioritera olika intressen rumsligt. Havsplaneringen ska alltså leda till rumsligt strukturerade planer och kan på så sätt liknas vid kommunernas översiktsplaner. Såväl ekonomiska och sociala som ekologiska faktorer är viktiga i havsplaneringen och kartunderlag över dessa är av central betydelse.

Den nationella planeringen av havet samordnas av Havs- och vattenmyndigheten (HaV). Planeringen delas in i tre stora havsplaner med utsträckning från en nautisk mil från baslinjen ut t.o.m. ekonomisk zon, där länsstyrelserna i Västernorrland, Kalmar och Västra Götaland samordnar den regionala planeringen för varje enskild havsplan. Havsplanerna överlappar inom territorialvattnet med kustkommunernas planer vilka sträcker sig från strandlinjen ut till territorialgränsen. I arbetet med den nationella havsplaneringen har tolv förslag till fördjupningsområden identifierats (Havs- och vattenmyndigheten 2014), varav Hanöbukten är ett. Fördjupningsområdena bör, enligt HaV, prioriteras när det gäller framtagande av underlag och kan behöva planeras med större detaljeringsgrad än övriga delar av havet. Naturvärdes- och zoneringskartorna bidrar till att fylla underlagsbehovet i Hanöbukten.

I både havs- och kustmiljön ska olika verksamheter såsom vindkraftsetableringar, yrkesfiske, fartygstrafik, friluftsliv med mera styras till de områden de är mest lämpade för. Kartor över naturvärden i undervattensmiljön, såväl som kunskap om hur mänskliga aktiviteter påverkar dessa, utgör viktiga underlag i dessa planer då de underlättar avvägningar och skapar riktlinjer för den fysiska planeringen. Exemplet på marin zoneringsplanering i denna studie handlar om simuleringar kan användas för att optimera planeringen och syftar till att ge värdefull input till havsplaneringsprocessen.

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 kartorna och informationen från naturvärdesbedömningen mycket användbara. De kan användas som underlag vid rumslig fördelning och val av 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 rekommendation av saneringsmetod specifikt knutet till strandtypen för drabbat kustområde. Kunskap om undervattensmiljön är härvid ett möjligt användbart underlag för att kunna göra dessa prioriteringar. Även i detta arbete fyller naturvärdeskartorna en viktig funktion.

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, lämnas yttranden till t.ex. miljödomstol eller Naturvårdsverket.

Utöver detta tillkommer många frågor från allmänhet, företag och andra myndigheter som rör förhållanden i vattenmiljön längst kusterna. Sammantaget innebär detta att Länsstyrelsen ständigt har att bedöma olika verksamheters inverkan på den marina miljön. En modellerad habitatbeskrivning med utbredning av arter, artgrupper och naturvärden i undervattensmiljöerna kan underlätta detta arbete.

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. Naturvårdeskartorna kan här ge vägledning om var förutsättningarna för lyckade restaureringar eller åtgärder finns. Om ett visst habitat bör finnas på en plats enligt modellen men inte gör det i verkligheten kan en restaureringsåtgärd eller ett avväjande av en negativ påverkan övervägas.

1.4 Fiskeförvaltning

Kunskapen 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 de lokala bestånden. I projektet har kartor över kustnära uppväxtområden för flera fiskarter, fiskar i pelagialen samt en mängd kartor över vegetation och bottenlevande djur, miljövariabler m.m. producerats. 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 de är generellt svårtillgängliga och frågorna är många. Med en bättre kännedom om var de olika naturvärdena finns är det möjligt att ta fram informationsmaterial och guideböcker om livet under ytan. En intresserad och kunnig allmänhet är viktig inte minst för framtida naturvårdsarbete. Att utveckla turismen i området är också av stort intresse och här kan de marina kartorna vara ett underlag för att 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. HaV hade under 2013 ett regeringsuppdrag att utreda bakgrunden och orsakerna till problematiken (Havs- vattenmyndigheten 2013a). De utredningar som HaV och länsstyrelsen i Skåne tidigare genomfört har inte kunnat bekräfta problemen eller fastställa orsaker. Det konstaterades 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 kartmaterial från Hanöbukten som kan vara av intresse vid vidare utredningar.

1.7 Kartorna

Syftet är att ta fram underlag för planering av kustvattenmiljön på nationell, läns- och kommunal nivå. En upplösning och kvalitetsnivå i kartorna som är anpassad till planerarnas behov eftersträvades och avvägningen mellan generalisering och tillförlitlighet diskuterades mellan förvaltningen och utförare.

2 Kartläggning av naturvärden

Naturvärdesbedömningen har till största delen följt den metodik som tagits fram inom SUPERB-projektet (Wikström m.fl. 2013), inom arbetet med utsjöbanksinventeringarna 2007-2008 (Naturvårdsverket 2010a) samt Naturvårdsverkets projektet Marin Modellering Östergötland (MMÖG) (Carlström m.fl. 2010). Parallellt med denna studie har även samma metod använts inom Naturvårdsverksprojektet Marin Modellering Stockholm Södermanland (MMSS) (Nyström Sandman m.fl. 2013a, 2013b), vilket möjliggjort ett erfarenhetsbyte mellan projekten. Metoden är huvudsakligen framtagen för regional kartering av naturvärden, där man värderar habitat och biotoper som kan karteras på regional skala. Hur väl metoden fungerar beror framförallt på om tillräckligt många biotop- och habitatkartor kan tas fram för studieområdet, samt om datatillgången stödjer en kvantitativ (utöver en kvalitativ) bedömning av naturvärdet för varje biotop och habitat efter de kriterier som satts upp. Idealet är att valet av kriterier såväl som värderingen görs i samarbete mellan specialister och förvaltare med god kännedom om lokala förhållanden.

Naturvärdesbedömningen i detta projekt gjordes i flera steg där det första steget i processen var att identifiera vad (vilka arter, samhällen eller biotoper) som skulle bedömas (här indelat i olika kategorier). Nästa steg var att välja ut ett antal naturvärdeskriterier att använda som grund för värdering inom varje kategori.

Naturvärdena karterades sedan rumsligt med hjälp av tillgängliga kartlager över arter och artgruppers förekomst eller livshistoriskt viktiga platser. Kartorna slogs samman per kategori och till en kombinerad karta (se avsnitt 2.4).

2.1 Kategorier vid naturvärdesbedömning

De fem olika kategorierna vid naturvärdesbedömningen var ”bottenvegetation”, ”bottendjur”, ”kustnära fiskrekryteringsmiljöer”, ”övervintringsområden för sjöfågel” och ”uppehållsplatser för marina däggdjur”.

Kustnära fiskrekryteringsmiljöer utgår till stor del från bottenvegetation som är fördelaktig för fiskreproduktionen. Om dessa naturvärden adderas ihop finns därför en risk för oönskad duplicering av naturvärden. I detta exempel tilläts dock båda dessa kategorier i analysen dock naturvärdet av områden med viktiga vegetationsbiotoper ansågs öka om dessa även visats vara viktiga för fiskrekrytering, eftersom de områdena även beror på faktorer som temperatur och strömförhållanden.

2.2 Kriterier för naturvärden

Naturvärdesbedömningen utgick från Biodiversitetkonventionens rekommendationer och riktlinjer för värdering av havsmiljöer¹ (CBD 2008). Utifrån dessa valdes kriterier ut som (1) uppfattats som viktiga för att bedöma naturvärden i svenska havsområden och (2) har varit möjliga att bedöma utifrån befintliga data (Tabell 1).

2.2.1 Rekommenderade kriterier

Biodiversitetkonventionens (CBD) rekommendationer och riktlinjer för värdering av havsmiljöer innefattar en rad vetenskapliga kriterier för att identifiera ekologiskt och biologiskt betydelsefulla havsområden som behöver skyddas (CBD 2008) (se nedan). Fet stil i listan noterar vilka kriterier som användes i denna rapport.

CBD:s kriterier för att identifiera ekologiskt och biologiskt betydelsefulla havsområden i behov av skydd:

- **Unikhet/raritet**
- **Speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier för arter**
- **Betydelse för hotade/minskande arter eller habitat (biotoper)**
- Sårbarhet, känslighet, långsam återhämtning
- Biologisk produktivitet
- **Biologisk diversitet**
- Naturlighet

2.2.2 Valda kriterier

De flesta av CBD:s kriterier för att identifiera ekologiskt och biologiskt betydelsefulla havsområden användes, men några undantag gjordes.

Tre av kriterierna från CBD-listan exkluderades ur naturvärdesbedömningen: sårbarhet, biologisk produktivitet och naturlighet. Det visade sig nämligen vara svårt att göra en bedömning av generell sårbarhet utan koppling till specifika hot. En full analys av sårbarhet bör ta hänsyn till att sårbarheten för en viss art, artgrupp eller biotop kan skilja sig mycket mellan olika hot eller störningskällor, men en sådan analys har inte rymts inom detta projekt. Produktivitetsdata kunde inte tas fram inom projektet och bedömdes även som svåra att värdera i dessa miljöer. Naturligheten är svår att bedöma på grund av avsaknad av historisk information.

Kriteriet ekologisk funktion har i sin tur lagts till. Kriteriet infördes eftersom det beskriver värden som bedömdes vara viktiga för bedömningen av naturvärden ur ett helhetsperspektiv men som inte omfattas av definitionerna av CBD-kriterierna. Kriteriet an-

¹ Riktlinjerna är utformade av en internationell expertgrupp och används för värdering av marin miljö i exempelvis Norge och Azorerna (CBD 2009). De rekommenderade kriterierna är till stor del desamma som rekommenderas inom andra konventioner och organisationer både internationellt (exempelvis OSPAR:s konvention om marint områdesskydd; OSPAR 2008) och nationellt (exempelvis Naturvårdsverkets riktlinjer; Naturvårdsverket 2007b), vilket visar att det finns en allmän samsyn om vad som utgör värdefulla marina miljöer.

vänds för att bedöma en viss art, artgrupp eller biotops betydelse för andra organismer i ekosystemet (se Tabell 1).

Tabell 1. Beskrivning av kriterierna som använts för bedömningen av naturvärden.

Kriterium	Definition
Raritet/unikhet	Området innehåller unika/sällsynta arter, biotoper eller geomorfologiska egen-skaper
Livshistoriskt viktigt område	Området är viktigt som reproduktions-/födosöks-/uppehållsområde för en viss population av en rörlig art
Hotade/minskande arter eller biotoper	Området är habitat eller livshistoriskt viktigt för hotade/minskande arter eller innehåller hög abundans av sådana arter
Biologisk diversitet	Området innehåller en hög diversitet av arter eller biotoper
Ekologisk funktion	Området innehåller stor yta eller täthet av arter/biotoper och är viktiga för funktionerna födotillgång, livsmiljöer för andra arter, vegetationsstruktur och filtrering.

Bottenvegetation och bottendjur värderades baserat på kriterierna **raritet/unikhet**, **hotade/minskande arter eller biotoper**, **biologisk diversitet** och **ekologisk funktion**. Kriteriet **livshistoriskt viktigt område** var enbart relevant för kategorierna med de rörliga arterna; kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel och uppehållsplatser för marina däggdjur. Inom samtliga kategorier användes kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**, när möjligt (Tabell 2).

Tabell 2. Tabellen återger vilka kriterier som använts för naturvärdesbedömning inom respektive kategori.

Kategori \ Kriterium	Raritet/ unikhet	Livshistoriskt viktigt område	Hotade/ minskande arter eller biotoper	Biologisk diversitet	Ekologisk funktion
Bottenvegetation	x		x	x	x
Bottendjur	x		x	x	x
Kustnära fiskrekryteringsmiljöer		x	x		
Övervintringsområden för sjöfågel		x	x		
Upphållsplatser för marina däggdjur		x	x		

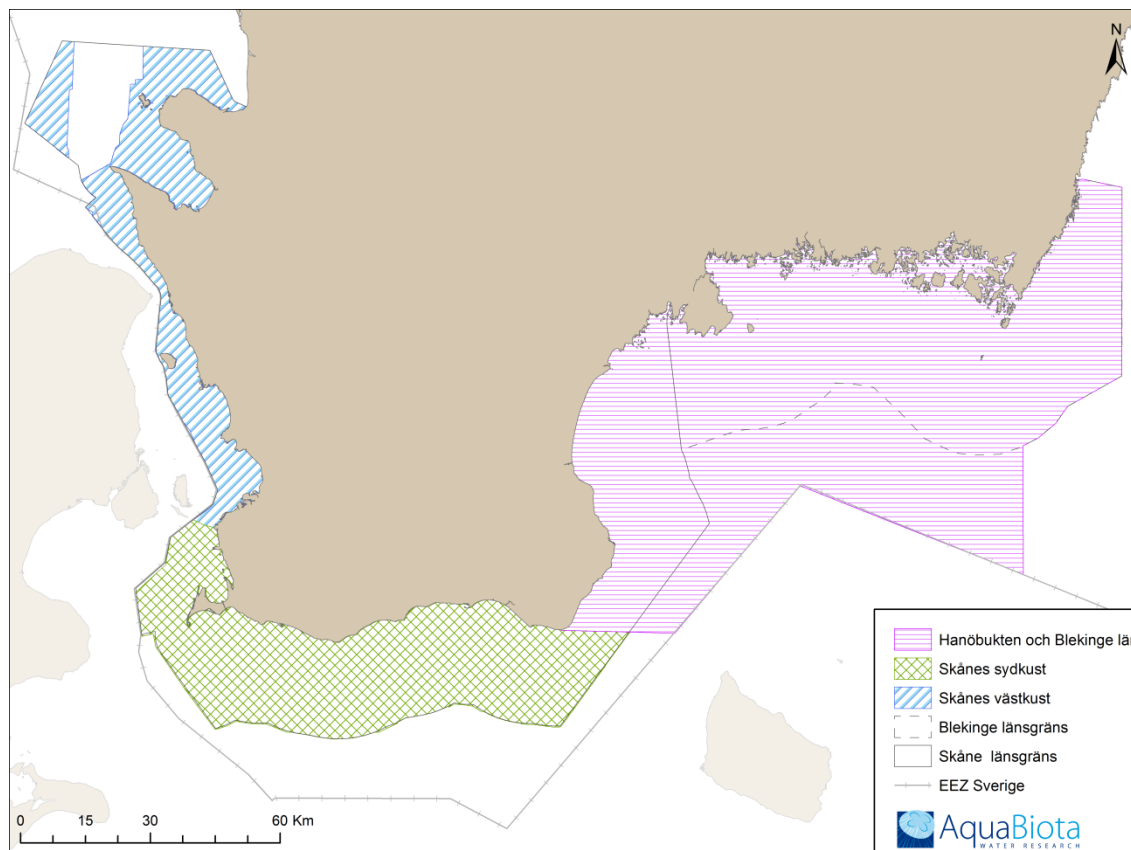
För de två första kategorierna (bottenvegetation och bottendjur) görs naturvärdesbedömning på biotoper inte bara av värde för kategorins egen organismgrupp utan också vad de skapar för förutsättningar för andra organismer (så som de ekologiska funktionerna att skapa livsmiljöer och föda för andra organismer eller genom att filtrera vattnet på växtplankton). För de tre senare kategorierna (kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel, och uppehållsplatser för marina däggdjur) görs naturvärdesbedömningen i första hand i syfte att titta på vilka biotoper som har högt naturvärde för kategoriernas egna organismgrupp. Här bedöms alltså inte vilka naturvärden fisk, fågel och däggdjur har för andra organismer (Tabell 2).

En viktig ståndpunkt i arbetet har varit att naturvärdesbedömningen ska bygga på verkliga data snarare än en subjektiv bedömning. Detta har i många fall begränsat möjligheten att täcka in alla naturvärdesaspekter. Exempelvis har det inte varit möjligt att göra en

bedömning av naturvärden för organismgrupper som inte undersökts i området. Vidare täcks naturvärden förknippade med marina däggdjur in dåligt eftersom de inte undersökts inom projektet.

2.2.3 Delområden

Den biologiska miljön skiljer sig avsevärt på Sveriges öst-, syd- och västkust, framförallt på grund av salthaltsgradienten. Därför har studien delats upp i 3 delområden med liknande förutsättningar; (1) Hanöbukten inkl. hela Blekinge län, (2) Skånes sydkust t.o.m. Öresundsbron och (3) Skånes västkust norr om Öresundsbron.



Figur 2. Delområdena för naturvärdesbedömningen.

2.3 Värdering och kartering

Varje biotop eller art tilldelades ett värde för flera kriterier enligt Tabell 2. Värdena baserades så långt som möjligt på empiriska data, t.ex. data från inventeringar med drop-video och hugg användes som underlag vid bedömning av kriterierna Raritet/unikhet och Biologisk diversitet inom områdena. En tre-gradig skala användes därefter; högt naturvärde (10), lägre naturvärde (1) och inget specifikt naturvärde (0). Observera att det inte rör sig om en kontinuerlig skala från 0 till 10. Syftet var att sätta gränsen mellan högt och lågt naturvärde så att höga naturvärden skulle reserveras för biotoper och arter som har hög prioritet för bevarande. Tröskelvärdena mellan högt och lågt naturvärde sattes för varje kategori. Eftersom dessa tröskelvärden är subjektiva kan de diskuteras. För att förankra bedömningen har diskussioner kring detta förts med andra forskare såväl som med förvaltningen.

När de olika kriterierna bedömts och getts ett numeriskt naturvärde, summerades dessa för de olika kriterierna till ett totalt naturvärde per biotop/habitat. Den totala summan tilläts inte vara högre än 10 per biotop/habitat, då detta är det högsta naturvärdet på skalan. Således räcker det att en biotop/habitat har fått naturvärde 10 för ett av utvärderingskriterierna för att erhålla det högsta naturvärdet.

2.3.1 Bottenvegetation och bottendjur

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottenvegetation och bottendjur är **raretet/unikhet, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet och ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Efter att naturvärdesbedömning hade gjorts för de olika biotoperna, användes kartor med predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetations- och bottendjursarter eller artgrupper för att kartera biotoperna rumsligt. Dessa utbredningskartor har framtagits med hjälp av statistisk modellering. Kartor med predikterad förekomst av olika arter och artgrupper finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b.

2.3.1.1 Biotopklassificering av fältdata

Inventeringsdata över bottenlevande vegetation och djur (dropvideo och bottenhugg) klassificerades enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HELCOM HUB)² (HELCOM 2013a).

Ett hierarkiskt system ("nyckel") används för att komma fram till vilken typ av biotop det rör sig om. Inom systemet finns sex separata nivåer (Tabell 3). På nivå 1 separeras Östersjöns habitat och biotoper från marina dito. Nivå 2 delar biotoperna i fotiska och afotiska habitat. Nivå 3 delar upp biotoperna på substrattyp och nivå 4 visar samhällstruktur. I nivå 5 delas samhällstrukturerna vidare upp i karaktéristiskt samhälle och nivå 6 är en finare indelning beroende på dominerande arter eller artgrupper (se Tabell 3).

² Systemet har utvecklats för att skapa en gemensam förståelse för Östersjöns biotoper, habitat och samhällen och är baserat på bästa tillgängliga biologiska data. HUB följer i stor grad det Europeiska habitatklassificeringssystemet EUNIS och är utvecklats i samarbete med nationella experter från samtliga Östersjöländer; t.ex. har Naturvårdsverket, ArtDatabanken, Stockholms universitet, AquaBiota Water Research och Alleco Oy m.fl. deltagit i denna process. Genom att använda tiotusentals datapunkter från havsområdet har man definierat biotoper baserat på samhällsstruktur längs olika miljögradienter. HELCOM HUB är ett hierarkiskt system som utgår från substrattyp och definierar 328 undervattensbiotoper och tio biotopkomplex.

Tabell 3. Klassificeringsnivåer av bentiska biotoper enligt HELCOM Underwater Biotope and habitat classification.

Klass	Beskrivning
Nivå 1. Region	• Systemet är enbart tillgängligt för Östersjön
Nivå 2. Vertikal zon	• Fotisk zon • Afotisk zon
Nivå 3. Substrat	• Dominerande (≥ 90 % täckningsgrad) substrattyp • Mixat sediment
Nivå 4. Samhällsstruktur	• ≥ 10 % täckningsgrad av epifauna eller vegetation • $0 < 10$ % täckningsgrad av epifauna eller vegetation • Makroinfauna närvarande • Ingen vegetation eller makrofauna närvarande
Nivå 5. Karakteristiskt samhälle	• ≥ 10 % täckningsgrad av en specifik taxonomisk grupp • Dominerande taxa/taxon från en grupp väljs • Mixat samhälle • Inget makroskopiskt samhälle
Nivå 6. Dominerande taxa	• ≥ 50 % biomassa/biovolym av en specifik taxa/taxon

Varje inventeringspunkt klassificerades separat, om möjligt, till HUB nivå 6, baserat på täckningsgrader/abundanser av substrat, arter samt djup som registrerats på platsen. Biotoperna grupperades sedan per nivå 5 och 6, oaktat substrattyp och fotisk zon. Detta innebär att biotoper som karaktäriseras av samma art/arter på olika substrat eller djup behandlades som samma biotop i naturvärdesbedömningen. Anledningen till grupperingen beror på att de predikterade kartorna för förekomst av bottenvegetations- och bottendjursarter (se Wijckmark m.fl. 2015a, 2015b) som användes för att uppskatta rumslig utbredning av biotoperna inte särskiljer på substrat eller fotisk zon.

I HUB-systemets nivå 4 ges epibentiska arter (djur och växter som lever ovanpå botten) företräde framför infauna (djur som lever i bottensedimenten). Detta innebär att det räcker med ett fåtal epibentiska individer för att dessa ska avgöra biotopklassificeringen av platsen. Eftersom det ansågs intressant att identifiera naturvärden baserat på både epibentiska arter och infauna, klassades de separat från varandra. Mer än en biotopklassning tilläts alltså på samma plats förutsatt att de tillhörde olika organismgrupper. Således frångicks det ursprungliga systemet något för att undvika underskattning av infaunabiotoper.

Vissa modifieringar gjordes även i klassificeringen av de epibentiska biotoperna. Dessa ska i nivå 6 klassificeras baserat på biomassa/biovolym, men eftersom enbart täckningsgrad respektive abundans var tillgängligt i data användes detta istället. I Hanöbukten och Blekinge län fanns dock medelvärden i Egentliga Östersjön för våtvikt/art uträknat för infauna-arterna (Näslund 2011), vilka därför användes för att omvandla abundans till biomassa i det delområdet.

I vissa fall är dropvideodata grövre klassade än vad som krävs för HUB-systemet. I nivå 5 krävs t.ex. att det är möjligt att särskilja på fleråriga och ettåriga växter, vilket inte alltid var möjligt utifrån dropvideodata. I dessa fall inkluderades dessa artgrupper (t.ex. fintrådiga rödalger) enbart t.o.m. nivå 4, men uteslöts från klassning av nivå 5 och 6. Epifytiska arter, dvs. arter som växer på andra arter, exkluderades ur bedömningen.

2.3.1.2 Värdering

Samtliga biotoper som registrerats på ett tillförlitligt sätt i undervattensvideoundersökningen (bottenvegetationsbiotoper förutom de som domineras av uppstickande vass och halvgräs samt skorpalger) bedömdes per delområde enligt de 4 ovan nämnda kriterier (Tabell 2). Värderingen gjordes för biotoperna både i nivå 5 och 6, eftersom många av datapunkterna inte var möjliga att klassificera längre än till nivå 5. I värderingen av nivå 5 ingår även de datapunkter som klassats till nivå 6, för att ge en mer rättvis bild.

Raritet/unikhet och biologisk diversitet utvärderas på regional nivå, dvs. relativt inom respektive delområde (Figur 2). Biotoper kan också vara unika på en större (global, Östersjön) eller mindre (lokal) nivå. Ett regionalt perspektiv valdes i denna analys, men detta kan kompletteras i framtiden när uppgifter om andra rumsliga skalor är tillgängliga.

Biotopernas raritet/unikhet bedömdes på dess relativa förekomstfrekvens i data. Eftersom grundare havsområden var överrepresenterade i inventeringsdata (Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) användes ett medelvärde för förekomstfrekvensen i fyra djupintervall (0-5, 5-10, 10-20, >20 m), relativt arean för respektive djupintervall. En objektiv metod för att definiera tröskelvärden för kriteriet kunde inte identifieras, utan istället sattes gränsvärdena subjektivt. En relativ förekomstfrekvens på 0.1 % eller mindre av ytan gavs naturvärde 10 och relativ förekomstfrekvens på mer än 0.1 %, men mindre än 1 % av ytan gavs naturvärde 1. Alla biotoper med en förekomstfrekvens på mer än 1 % gavs naturvärde 0.

Biologisk diversitet hos biotoperna bedömdes som medel artrikedom (antalet arter) av bottenvegetation och bottendjur, baserat på dropvideo och bottenhuggsdata. Detta ger ett grovt mått på artrikedom, eftersom den taxonomiska upplösningen vid videoinventeringar är relativt låg. Jämförelser av artrikedom mätt med dykning och undervattensvideo har dock visat ett samband mellan de två inventeringsmetoderna samt att videoinventering kan separera låg från hög diversitet (Gullström m.fl. 2014), vilket indikerar att den artrikedom som mäts med undervattensvideo representerar de relativa skillnaderna i rikedom mellan stationerna.

För stationer med en blandning av hårda och sedimentära substrat, räknades endast antalet arter knutna till den biotop och det substrat som stationen klassificerats till. Om, t.ex. stationen klassificerats som en blåmusselbiotop inkluderades enbart arter som är kopplade till hårda substrat till måttet på artrikedom. För biotoper som innehåller en blandning av hårda och sedimentära substrat inkluderades all epibentisk vegetation arter i utvärderingen. En snittförekomst av arter per biotop över gränsvärdet för nittionde percentilen (P_{90}) för respektive kategori och delområde gavs naturvärde 10 för biologisk mångfald. För artantal högre än gränsvärdet för P_{75} men lägre än för P_{90} gavs naturvärde 1. Resterande gavs naturvärde 0.

Hotade/minskande arter eller biotoper bedömdes för växt- och bottendjursbiotoper efter HELCOM:s rödlistbedömning av Östersjöbiotoper, vilken bedömer status av hot på Östersjöskala (HELCOM 2013b). Växt- och bottendjursbiotoper i delområdet på Skånes västkust värderades även baserat på OSPAR:s lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (OSPAR 2008), eftersom delområdet ligger inom båda områdena. Biotoper som erhållit klassningen nära hotad eller sårbar i någon av listorna fick

naturvärdet 1 och de som klassats som hotad, starkt hotad eller akut hotad gavs naturvärde 10. I OSPAR:s rödlista finns bara en klassning; arten/habitatet är hotad och/eller minskande. Alla biotoper på Skånes västkust med den klassningen fick naturvärde 1.

Ekologisk funktion har identifierats som ett viktigt kriterium (Wikström m.fl. 2013), men det var svårt att hitta data för att styrka en värdering för detta kriterium. I det här exemplet, gjordes en subjektiv bedömning för att tilldela ett naturvärde till varje biotop eller habitat. Bedömningen grundades på fyra funktioner: födotillgång, livsmiljöer för andra arter och filtrering. Alla biotoper betraktas som utförare av åtminstone en av dessa funktioner och därmed ges alla biotoper ett naturvärde av minst 1. I naturvärdesbedömningen gavs enbart de biotoper som bedömdes oersättliga ur ett ekosystemperspektiv naturvärde 10. Exempel på sådana biotoper är blåmusselbiotoper (som har hög filtrering och är en viktig födokälla) samt biotoper som domineras av stora växter (vilka skapar en viktig livsmiljö för många andra arter, så som fisk).

2.3.2 Kustnära fiskrekryteringsmiljöer

Kustnära fiskrekryteringsmiljöer naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**. Dessa karterades rumsligt med hjälp av de predikterade kartor av årsyngel av abborre, gädda, mört och spigg i kustnära fiskrekryteringsmiljöer som beskrivs i Wijkmark m.fl. 2015a.

Alla kustnära fiskrekryteringsmiljöer gavs naturvärde 10 på grund av att de är **livshistoriskt viktiga områden** – vilket är ett kriterium. Ett undantag gjordes för spigg, eftersom spigg via trofiska kaskader kan ha en negativ inverkan på kvaliteten hos livsmiljöer som är viktiga för rekryteringen av rovfiskar (Sieben m.fl. 2011). Uppväxtmiljöer för spigg gavs därför naturvärdet 0.

Hotnivån mot fiskarterna kontrollerades i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) samt Internationella naturvårdsunionen rödlista (IUCN 2014).

2.3.3 Övervintringsområden för sjöfågel

Områden med höga naturvärden baserat på fågel togs enbart fram för studieområdet inom MARMONI, dvs. Hanöbukten.

Övervintringsområden för sjöfågel naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**.

För att identifiera **livshistoriskt viktiga områden** för kustnära sjöfågel i Hanöbukten, användes resultat från midvinterinventeringarna vilka ingår som ett led i den nationella miljöövervakningen (Nilsson 2008) samt data insamlade inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015a). Midvinterinventeringarna av kustnära sjöfågel analyserades på ett antal inventeringsenheter (polygoner av olika form och storlek) som slogs samman till ett antal områden (Figur 3).



Figur 3. Analysområden för kustnära sjöfågel. Områdena skapades genom en sammanslagning av inventeringsenheter som använts vid midvinterinventeringarna.

Därefter jämfördes ett medel av totalt antal kustnära sjöfåglar inom respektive område. Medelvärde beräknades utifrån en tioårsperiod (2004-2013) där alla sjöfåglar räknades under en dag i mitten av januari. Tidsperioden valdes för att täcka in mellanårsvariationer samt för att illustrera den aktuella situationen för sjöfågarna i området. För en mer detaljerad metodbeskrivning se Bilaga 1.

Varje område (polygon) gavs ett separat naturvärde baserat på inventeringsresultaten. Att avgöra brytvärden för högt respektive lågt naturvärde är inte helt okomplicerat då det i dagsläget inte finns några vedertagna gränsvärden för att identifiera *regionalt* och *nationellt* viktiga områden för kustfågel. Våtmarkskonventionen (där kustvatten ingår) har identifierat kriterier för regelbundet *internationellt* viktiga koncentrationer av sjöfåglar (RAMSAR 1971). I konventionen står bl.a. att ett område bör betraktas internationellt viktigt om det regelbundet nyttjas av 1% av en population inom respektive flyway³ eller totalt minst 20 000 sjöfåglar eller fler.

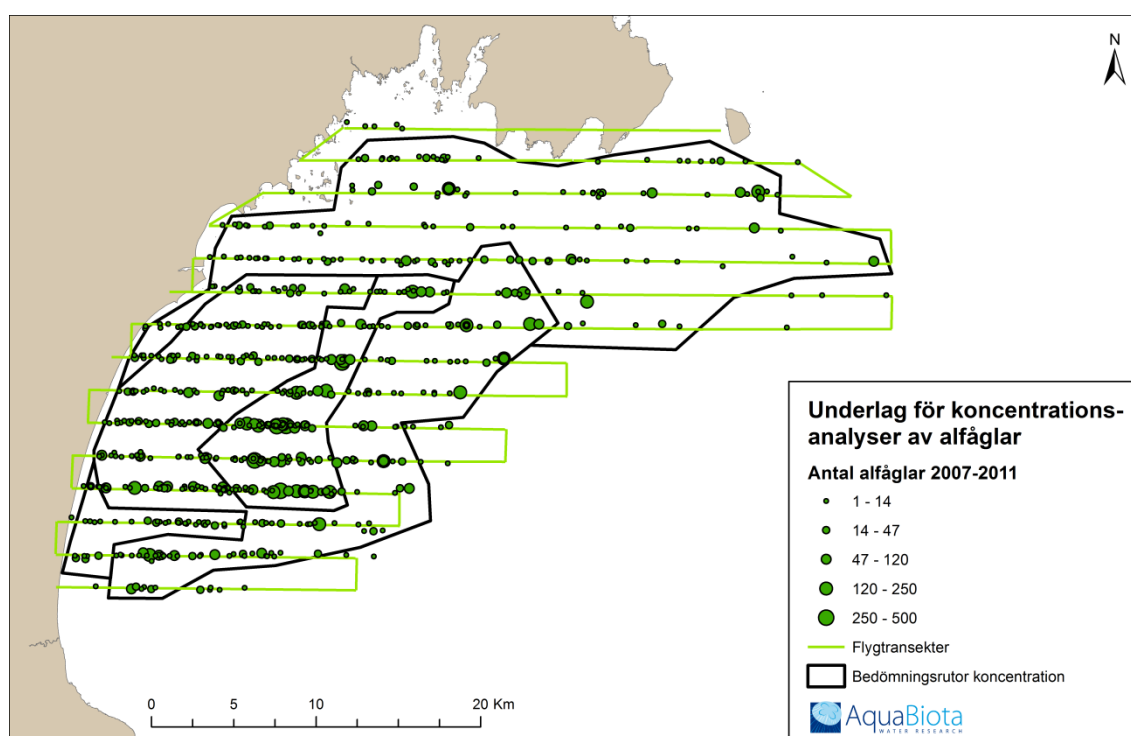
De områden som i snitt besökts av färre än 5 000 fåglar fick naturvärdet 0; de områden som i snitt besökts av fler än 5 000 fåglar, men färre än 10 000, gavs naturvärdet 1; och de områden som i snitt besökts av fler än 10 000 fåglar gavs naturvärdet 10.

För att identifiera livshistoriskt viktiga områden för utsjöfågel, här representerat av alfågel (*Clangula hyemalis*), användes data från nationella inventeringar av havslevande dykänder i Hanöbukten, som skett vid ett par tillfällen 2007-2011. Dessa data användes för att identifiera koncentrationsområden för alfågel i yttre Hanöbukten. Inventeringsdata användes för att räkna ut medeltätheten för de sju vinterinventeringar som genomförts under perioden 2007-2011, inom ett antal bedömda koncentrationsområden (Figur 4). För en mer detaljerad metodbeskrivning se Bilaga 1. Områden med en medeltäthet

³ BirdLife International benämner de viktigaste flyttningsstråken mellan häckningsplatser i norr och vinterkvarter längre söderut för "flyways".

på fler än 20 individer/km², men färre än 75, gavs naturvärde 1 och områden med fler än 75 individer/km² gavs naturvärde 10.

För att bedöma naturvärdet efter kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper** för fågel hämtades information precis som för fisk från Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) samt den Internationella naturvårdsunionens rödlista (IUCN 2014). Arter som erhållit klassningen nära hotad eller sårbar i någon av listorna fick naturvärdet 1 och de som klassats som hotad, starkt hotad eller akut hotad gavs naturvärde 10 där arten finns i höga koncentrationer (dvs. att de bedömts som internationellt viktiga områden eller att det fanns fler än 75 individer/km²). I områden där koncentrationerna var något lägre, dvs. medelhöga koncentrationer (fler än 20 individer/km² men färre än 75 individer/km²) gavs naturvärde 1 även om arten klassades som hotad, starkt hotad eller akut hotad.



Figur 4. Inventeringsområde för alfågel och gränser mellan olika bedömda koncentrationsområden. Storleken på de gröna prickarna anger antal noterade alfåglar och de svarta polygonerna de områden inom vilka koncentration har beräknats.

2.3.4 Uppehållsplatser för marina däggdjur

Uppehållsplatser för marina däggdjur naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Tillgängliga data för marina däggdjur är i dagsläget otillräckliga för att göra en ordentlig naturvärdeskartering baserat på dessa. Årliga inventeringar av sälar görs på och i vattnet kring samtliga kända lokaler för knubbsäl (*Phoca vitulina*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*) av Naturhistoriska Riksmuséet. Räkningarna görs inom en tvåveckorsperiod i månadsskiftet maj/juni, då den största andelen av populationen ligger uppe på land. Baserat på dessa data har särskilda restriktionsområden definierats av Naturhistoriska Riksmuséet och redovisats i Försvarmaktens maringeografiska biologiska-

lender (Försvarsmakten 2012). Restriktionsområdena motsvarar viktiga uppehållsplatser för sälar under pälsbyte och kutning, vilket framförallt sker under april-juni för gråsäl och maj-juli för knubbsäl. Dessa användes som underlag för att utpeka områden med höga naturvärden för säl efter kriteriet **livshistoriskt viktiga områden**. Det finns idag ingen sammanställd rumslig information om vilka undervattensmiljöer som är särskilt viktiga för sälarna.

Tumlare (*Phocoena phocoena*) i Östersjön har inventerats inom EU LIFE+ projektet SAMBAH (Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise), men resultaten från detta fanns inte tillgängliga i tid för denna analys.

För att bedöma naturvärdet efter kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper** för marina däggdjur hämtades information precis på samma sätt som för fisk och fågel, dvs. från Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) samt den Internationella naturvårdsunionens rödlista (IUCN 2014).

2.4 Sammanslagning av karterade naturvärden

Alla kartunderlag i vektorformat omvandlades till gridformat för att underlätta att sammanfoga de olika elementen till mer överskådliga naturvärdeskartor.

I ett första steg slogs naturvärdena samman per kategori (dvs. bottenvegetation, botten-djur, kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel, och uppehållsplatser för marina däggdjur) och delområde (öst, syd och väst) baserat på det högsta naturvärdet förekommande i respektive gridcell i kartan. Det innebär att om mer än en biotop/habitat förekommer i samma gridcell summeras deras naturvärden inte ihop. Således undveks att områden med flera överlappande kartlager gavs ett högre naturvärde p.g.a. överlappet. Detta valdes för att undvika att överstiga det högsta naturvärdet på naturvärdesskalan. Ett undantag från detta gjordes för sälar i Hanöbukten och Blekinge län, då experter på området ansåg områden som används av både gråsäl och knubbsäl som extra viktiga.

När kartorna över de olika kategorierna slogs ihop till en kombinerad naturvärdeskarta summerades dock naturvärdena i varje gridcell där de överlappade. Detta gjordes för att tydliggöra vilka områden som är viktiga för flera kategorier och för att skapa en mer flerfacetterad bild. Det förelåg annars en risk att stora delar av området skulle få en och samma klass, vilket ansågs vara ett sämre förvaltningsunderlag.

2.5 Resultat; Hanöbukten och Blekinge län

2.5.1 Bottenvegetation

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottenvegetation var **raretet/unikhet, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet och ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Tolv biotoper på nivå 6 och fyra biotoper på nivå 5 bestående av bottenvegetation identifierades med dropvideo, i Hanöbukten och Blekinge län), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

Biotoperna axslinga, kransalger, filamentösa ettåriga alger samt sudare och gullsudare förekom på mindre än 0,1 % av ytan och gavs därmed naturvärde 10 för kriteriet **rari-**

tet/unikhet. Av de övriga biotoperna på nivå 6 var filamentösa fleråriga alger den vanligaste (och gavs därmed naturvärde 0), medan alla andra hade relativt låg förekomst-frekvens och därmed gavs naturvärde 1. Bland biotoperna på nivå 5 var biotopen som domineras av stabila aggregeringar av lösa alger och av ettåriga alger något mer ovanliga och gavs naturvärde 1 medan de övriga två gavs värde 0. Ingen biotop på nivå 5 gavs värde 10.

Eftersom kransalgs- och ålgräsbiotoperna (nivå 6) klassas som nära hotade på HELCOM:s rödlista av Östersjöbiotoper (HELCOM 2013b), gavs de naturvärde 1 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**. Övriga biotoper på nivå 6 samt alla biotoper klassificerade i nivå 5 gavs naturvärdet 0 för detta kriterium.

På nivå 6 var den biotop som hade högst **biologisk diversitet**, dvs. artrikedom, med ett snitt på 5 arter per station biotopen med filamentösa ettåriga alger och gavs därmed det högsta naturvärdet, dvs. 10 (Tabell 4). Tre biotoper, Hornsärvi-biotopen, Axslingsa-biotopen och biotopen med icke filamentösa barkade rödalger, hade särskilt låga medelvärden på 2-3 arter per station. Hornsärvi förekom dock enbart på en station. Dessa biotoper samt de biotoperna som domineras av ålnate och/eller borstnate; kransalger; särvar och/eller natingar; ålgräs; samt sudare och/eller gullsudare gavs naturvärde 0. Medelvärdet för artrikedom för övriga biotoper, vilka gavs naturvärde 1, varierade mellan 3,9 och 4,2.

Även bland biotoperna på nivå 5 hade de ettåriga algerna högst medelartrikedom (4,9) och gavs därmed naturvärde 10. Biotopen fleråriga alger gavs med en medelartrikedom på 3,9 naturvärde 1. Övriga biotoper gavs naturvärde 0.

Av biotoperna på nivå 5 (enligt HELCOM:s HUB klassificering) gavs naturvärde 10 (det högsta) till rotade undervattensväxter för kriteriet **ekologisk funktion** på grund av att de med sin struktur skapar ett viktigt habitat för många andra organismer, t.ex. fisk. Vid ytterligare uppdelning av biotoper på finare skala (nivå 6) gavs alla rotade undervattensväxtbiotoper naturvärde 10 (dvs. ålnate och/eller borstnate; axslingsa; kransalger och ålgräs) med undantag för särvar och/eller natingar. Även biotopen med blåstång och/eller sågtång gavs naturvärde 10. Alla övriga biotoper (på både nivå 5 och 6) gavs naturvärde 1.

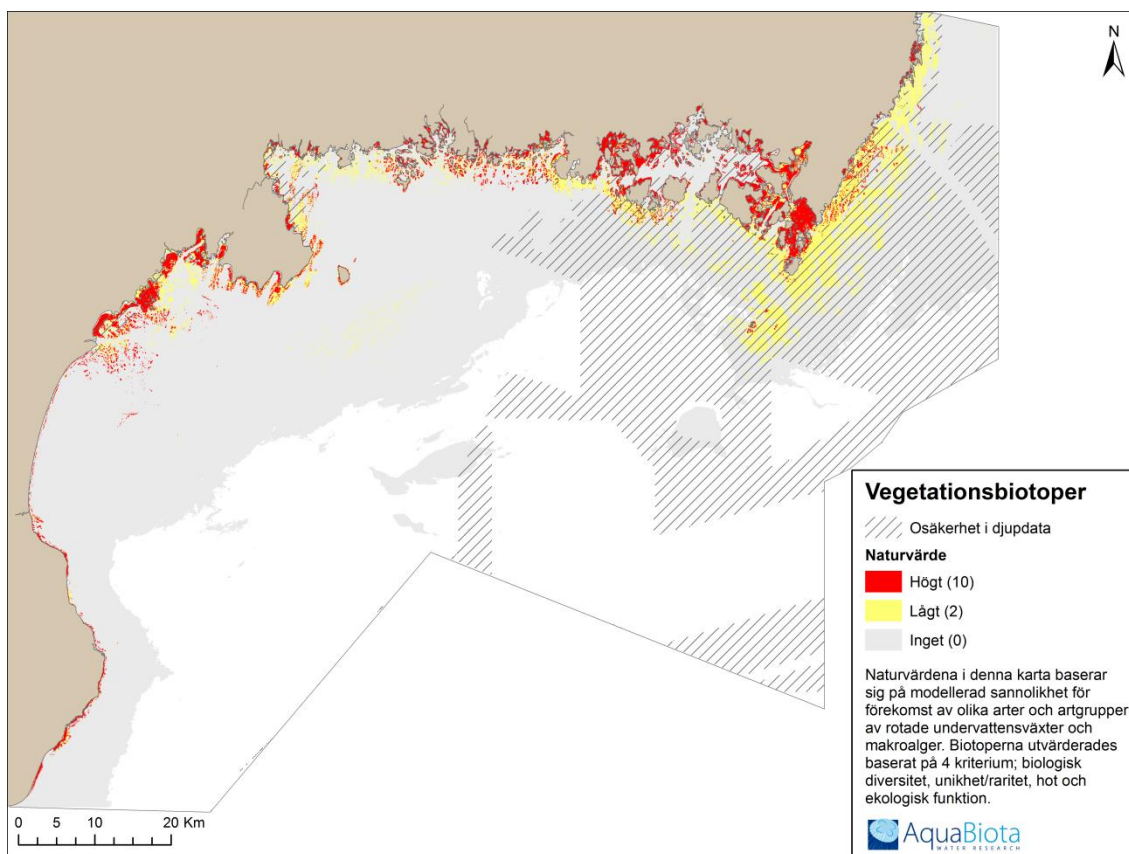
Ett **samlat naturvärde** viktades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det samlade naturvärdet (se Tabell 4) användes tillsammans med de predikterade kartorna (som finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa naturvärdeskartor över området. I Tabell 4 går det även att se en förteckning över de predikterade arterna/artgrupperna som använts vid karteringen. För tre av biotoperna på nivå 6 saknades predikterade kartor och för ytterligare några av de andra biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på vegetationsbiotoper i Hanöbukten och Blekinge län är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län med hänsyn till bottenvegetationsbiotoper visas i Figur 5. Kartan visar att de högsta naturvärdena för denna organismgrupp främst är begränsade till de grundaste hårbottenområdena och längs stränder. Dessa områden får höga naturvärden främst p.g.a. de rotade undervattensväxterna borstnate, axslingsa och ålgräs, de fleråriga algerna blåstång och sågtång

samt de ettåriga algerna sudare och gullsudare. Områdena med utpekade lägre naturvärden utanför den närmaste kusten domineras huvudsakligen av natingar, den icke-filamentösa barkade rödalgen kräkel och de filamentösa fleråriga algerna.

Tabell 4. Värdering av vegetationsbiotoper i Hanöbukten och Blekinge län. Biotoper på nivå 6 listas under motsvarande biotop på nivå 5 (fet stil). Arterna inom parentes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Raritet/unikhet	Hotad biotop	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Predikterade kartor som använts för kartering av naturvärden (förutsättning för förekomst av bottenlevande växter)
Rotade undervattensväxter	0	0	0	10	10	Karteras inte
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) och/eller borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	1	0	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av borstnate
Särvar (<i>Zanichellia</i> spp.) och/eller natingar (<i>Ruppia</i> spp.)	1	0	0	1	2	Kombination av förekomst av hårsäv (<i>Zannichellia palustris</i>) och natingar
Axslinga (<i>Myriophyllum spicatum</i>)	10	0	0	10	10	≥ 10 % täckningsgrad av axslinga
Kransalger (<i>Charophyceae</i> , <i>Chara aspera</i> , <i>Chara baltica</i> , <i>Chara canescens</i> , <i>Chara horrida</i> , <i>Tolypella nidifica</i>)	10	1	0	10	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	1	1	0	10	10	≥ 10 % täckningsgrad av ålgräs
Fleråriga alger	0	0	1	1	2	Karteras inte
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) och/eller sågtång (<i>Fucus serratus</i>)	1	0	1	10	10	Kombination av ≥ 25 % täckningsgrad av blåstång och > 0 % täckningsgrad av sågtång
Icke filamentösa barkade rödalger (<i>Chordaria flagelliformis</i> , <i>Furcellaria lumbricalis</i>)	1	0	0	1	2	≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (
Filamentösa fleråriga alger (<i>Cladophora rupestris</i> , cf. <i>Battersia arctica</i> , <i>Batterisa plumigera</i> , <i>Ceramium virgatum</i> , <i>Polysiphonia elongata</i> , <i>Polysiphonia fucoidea</i> , <i>Rhodomela confervoides</i>)	0	0	1	1	2	Kombination av > 0 % täckningsgrad av fleråriga makro-alger minus blåstång och sågtång enl. ovan.
Stabila aggregeringar av lös vegetation	1	0	0	1	2	Karteras inte
Lös blåstång och sågtång	1	0	1	1	3	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Ettåriga alger	1	0	10	1	10	Karteras inte
Filamentösa ettåriga alger (<i>Aglaothamnion</i> sp., <i>Ceramium tenuicorne</i> , <i>Chaetomorpha</i> spp., <i>Cladophora glomerata</i> , <i>Cladostephus spongiosus</i> , <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> , <i>Stictyosiphon tortilis</i> , <i>Ectocarpus</i> , <i>Pylaiella</i> , <i>Elachista fucicola</i> , <i>Monostroma balticum</i> , <i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>Spirogyra</i> , <i>Ulva</i> spp.)	10	0	10	1	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Sudare (<i>Chorda filum</i>) och/eller gullsudare (<i>Halosiphon tomentosus</i>)	10	0	0	1	10	Förekomst av sudare



Figur 5. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.

2.5.2 Bottendjur

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottendjur var **raretet/unikhet, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet** och **ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Tretton bottendjursbiotoper på nivå 6 och fem på nivå 5 identifierades i Hanöbukten och Blekinge län (Tabell 5.), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

Ingen biotop gavs naturvärdet 10 för kriteriet **unikhet/raretet**, men ett flertal biotoper på nivå 6 låg inom intervallet (se avsnitt 2.3.1.2) för naturvärde 1. Dessa var de sedimentlevande musselbiotoperna *Cerastoderma* spp.; *Mya arenaria* och biotopen som domineras av flertalet sedimentlevande musslor, de sedimentlevande kräftdjursbiotoperna *Corophium* spp.; *Monoporeia affinis* och/eller *Pontoporeia femorata*; samt *Bathyporeia pilosa*, och biotopen som domineras av de sedimentlevande insektslarverna *Chironomidae*. På nivå 5 gavs biotopen med sedimentlevande kräftdjur och biotopen med sedimentlevande insektslarver naturvärde 1. Övriga biotoper gavs naturvärde 0.

Musselbiotopen *Astarte* spp. (nivå 6) är klassad som hotad i HELCOM:s rödlista över Östersjöbiotoper (HELCOM 2013b) och gavs därmed naturvärde 10 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**. I samma lista klassas biotopen (på nivå 6) med

kräftdjuren *Monoporeia affinis* och/eller *Pontoporeia femorata*, som nära hotad och gavs därmed naturvärde 1.

På nivå 6 var artrikedomen som högst för biotoperna på nivå 6 som domineras av *Cerastoderma* spp. samt dominerades av flertalet sedimentlevande musslor (med respektive medelvärde på 5,1 och 5,3 arter per prov). Dessa biotoper gavs naturvärdet 10 för kriteriet **biologisk diversitet**. Kräftdjursbiotopen *Corophium* spp. med ett medelvärde på 4,4 arter per prov gavs naturvärde 1. Resterande biotoper på nivå 6 gavs naturvärde 0. Biotopen på nivå 5 med sedimentlevande insektslarver gavs naturvärde 10 på grund av dess höga medelartrikedom (5,1 arter per prov) medan biotopen med sedimentlevande musslor gavs naturvärde 1 (medelartrikedom på 4,2 arter per prov). Övriga fyra biotoper på nivå 5 gavs värde 0 för kriteriet diversitet.

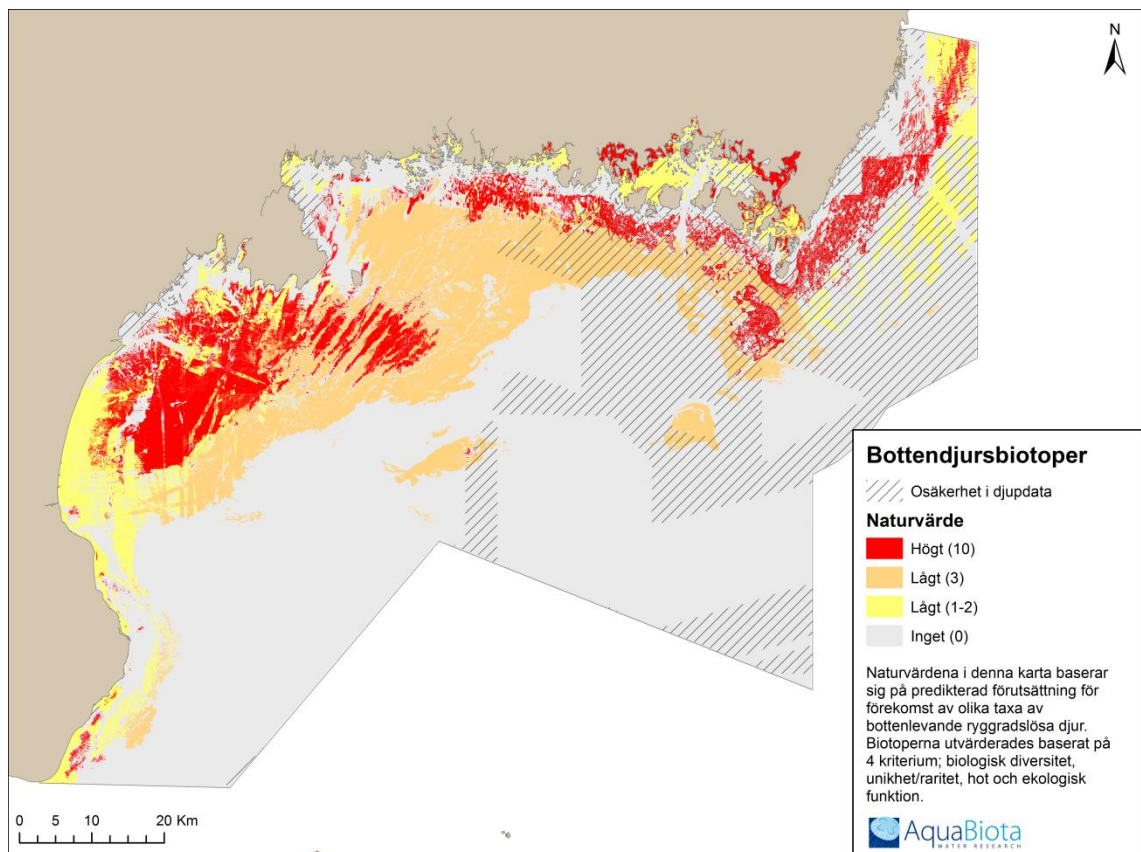
De epibentiska musselbiotoperna (nivå 5 och 6) gavs värde 10 för kriteriet **ekologisk funktion** eftersom de anses vara oersättliga. Detta delvis på grund av att de har en betydligt högre filtreringskapacitet än övriga biotoper i delområdet (Kautsky 1981, Rönnbäck m.fl. 2007, Lemmens m.fl. 1996, Prins m.fl. 1995) och delvis för att de är en viktig föda för andra organismgrupper.

Ett **samlat naturvärde** beräknades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det samlade naturvärdet användes tillsammans med de predikterade kartorna (som finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa naturvärdeskartor över området. Det samlade naturvärdet samt de predikterade kartorna som användes för att kartera naturvärdena rumsligt, återges i Tabell 5. För tre av biotoperna på nivå 6 och för en av biotoperna på nivå 5 saknades kartlager över de områden där de med hög sannolikhet förekommer och för ytterligare några av de andra biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på bottendjursbiotoper i Hanöbukten och Blekinge län är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län med hänsyn till bottendjursbiotoper visas i Figur 6. Kartan visar att de högsta naturvärdena för organismgruppen främst är lokaliserade på djupare områden en bit ut från kusten och i Karlskronas skärgårdsområden. Dessa områden får höga värden främst p.g.a. den epibentiska blåmusselbiotopen (*Mytilus edulis*) och de sedimentlevande musslorna *Cerastoderma* spp. Områdena med utpekade lägre naturvärden domineras av de sedimentlevande musslorna Östersjömussla och *Mya arenaria*, de sedimentlevande havsborstmaskarna *Marenzelleria* spp. och *Hediste diversicolor*, de sedimentlevande kräftdjuren *Monoporeia affinis*, *Pontoporeia femorata*, *Corophium* spp. och *Bathyporeia pilosa* samt de sedimentlevande insektslarverna Chironomidae.

Tabell 5. Värdering av bottenbjursbiotoper i Hanöbukten och Blekinge län. Under biotoper på nivå 5 biotop (fet stil) listas motsvarande biotop på nivå 6. Arterna inom parentes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Raritet/unikhet	Hotad biotoper	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Predikterade kartor som använts för kartering av naturvärden (förutsättning för förekomst av bottenlevande djur)
Epibentiska musslor	0	0	0	10	10	Karteras inte
Mytilidae (<i>Mytilus edulis</i>)	0	0	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor
Epibentiska nässeldjur	0	0	0	1	1	Karteras inte
Sedimentlevande musslor	0	0	1	1	2	Karteras inte
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	0	0	0	1	1	≥500 individer/m ² av östersjömussla
<i>Cerastoderma</i> spp.	1	0	10	1	10	≥100 individer/m ² av <i>Cerastoderma</i>
<i>Mya arenaria</i>	1	0	0	1	2	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
<i>Astarte</i> spp.	0	10	0	1	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Flertalet sedimentlevande musslor (<i>Cerastoderma</i> spp., <i>Mya arenaria</i> , <i>Astarte borealis</i> , <i>Arctica islandica</i> , <i>Macoma baltica</i>)	1	0	10	1	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Sedimentlevande havsborstmaskar	0	0	0	1	1	Karteras inte
<i>Marenzelleria</i> spp.	0	0	0	1	1	≥300 individer/m ² av <i>Marenzelleria</i> spp.
Flertalet sedimentlevande havsborstmaskar (<i>Marenzelleria</i> spp., <i>Hediste diversicolor</i>)	0	0	0	1	1	Kombination av ≥300 individer/m ² av <i>Marenzelleria</i> spp. och ≥100 individer/m ² av <i>Hediste diversicolor</i>
Sedimentlevande kräftdjur	1	0	0	1	2	Karteras inte
<i>Monoporeia affinis</i> och/ eller <i>Pontoporeia femorata</i>	1	1	0	1	1	≥300 individer/m ² av <i>Monoporeia affinis</i> / <i>Pontoporeia femorata</i>
<i>Corophium</i> spp.	1	0	1	1	3	≥100 individer/m ² av <i>Corophium volutator</i>
<i>Bathyporeia pilosa</i>	1	0	0	1	2	≥100 individer/m ² av <i>Bathyporeia pilosa</i>
Sedimentlevande insektslarver	1	0	10	1	10	Karteras inte
<i>Chironomidae</i>	1	0	0	1	2	≥100 individer/m ² av <i>Chironomidae</i>



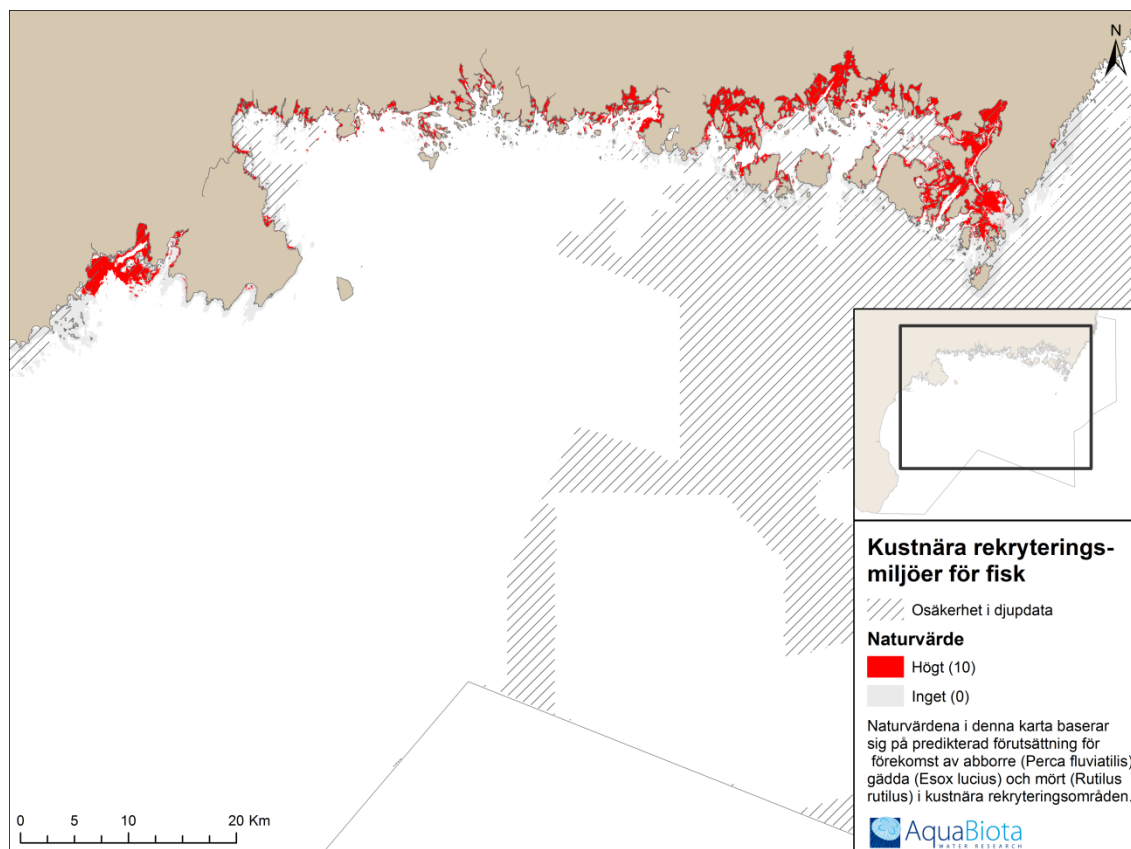
Figur 6. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.

2.5.3 Kustnära fiskrekryteringsmiljöer

Kustnära fiskrekryteringsmiljöer naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper** (se Tabell 2).

Livshistoriskt viktiga områden för fiskarterna abborre (*Perca fluviatilis*), gädda (*Esox lucius*) och mört (*Rutilus rutilus*) i Hanöbukten och Blekinge län är huvudsakligen lokaliserade i grunda, skyddade miljöer utmed Blekinge läns och Bromöllas kommuns sydkuster (Figur 7). Utbredningen av mörtens och abborrens rekryteringsmiljöer uppvisade en preferens för skyddade, grunda och varma miljöer i närheten av kustmynnande vattendrag där siktdjupet ofta är lite lägre, medan gäddans predikterade förekomst av rekryteringsmiljöer var lokaliserad på ett något större avstånd från de kustmynnande vattendragen och på ett något större djup. Som beskrivet i avsnitt 2.3.2, gavs alla kustnära fiskrekryteringsmiljöer naturvärde 10 på grund av att de är just livshistoriskt viktiga områden.

Ingen av de predikterade arterna fick något värde (dvs. de gavs naturvärde 0) för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper** eftersom ingen hotnivå anges i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) eller i den Internationella naturvårdsunionen rödlista (IUCN 2014).



Figur 7. Naturvärden baserat på kustnära rekryteringsmiljöer för abborre, gädda och mört.

2.5.4 Övervintringsområden för sjöfågel

Övervintringsområden för sjöfågel naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper** (se Tabell 2).

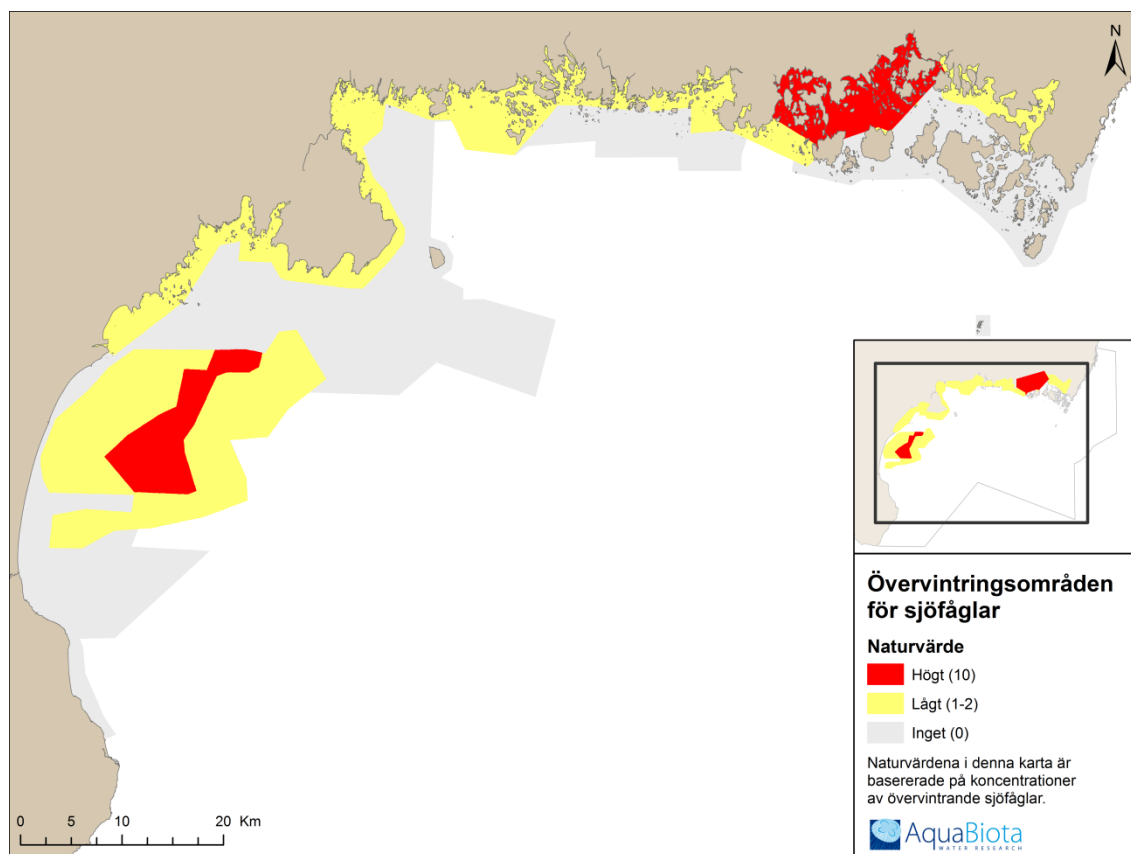
Det högsta naturvärdet (10) med avseende på **livshistoriskt viktiga områden** för kustnära övervintrande fågel i Hanöbukten och Blekinge län återfinns i Listerby och Nättrabys skärgårdsområden (Figur 8) på grund av sina ansamlingar av fler än 10 000 fåglar. Samma område har även pekats ut att ha regelbundet internationellt viktiga ansamlingar av vigg (*Aythya fuligula*) och salskrake (*Mergellus albellus*) enligt våtmarkskonventionens kriterier. Lägre ansamlingar av sjöfågel (naturvärde 1) återfinns längs hela kusten från Jämjö i öst till Åhus i väst.

Det koncentrationsområde för alfågel (utsjöfågel) som givits naturvärde 10 (>75 individer/km²) för kriteriet livshistoriskt viktiga områden (det sydligaste området med värde 10 i Figur 8) sammanfaller väl med det koncentrationsområde som fastställdes vid båtinventeringar under 1960-talets senare del (Nilsson 1972, se också Nilsson 2012). Runt detta område finns också alfågel till en medelhög koncentration och som därmed har fått naturvärde 1 (fler än 20 individer/km² men färre än 75 individer/km²). Alfåglar förekommer dock över hela Hanöbuktens ytterområden ut till ett djup av ca 20 m och visar en betydande variation i sin utbredning mellan olika inventeringar (Nilsson 2012, Wijkmark m.fl. 2015a).

Kriteriet **hotade/minskade arter eller biotoper** kunde inte bedömas för gruppen kustnära sjöfågel eftersom dessa är bedömda för flera arter samtidigt. Regelbundet internationellt viktiga områden för vigg och salskrake gavs värde 1 för kriteriet hotade/minskade arter eller biotoper eftersom salskrake var klassificerad som nära hotad i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010). Alfågel var klassad som starkt hotad i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) och som sårbar i den internationella naturvårdsunionens rödlista (IUCN 2014) och därför gavs områden naturvärde 10 där arten finns i höga koncentrationer (dvs. att området bedömts som internationellt viktiga område för alfågel och/eller där fler än 75 individer/km² återfanns). I områden där koncentrationerna var något lägre för alfågel, dvs. medelhöga koncentrationer (fler än 20 individer men färre än 75 individer/km²) gavs naturvärde 1.

Tabell 6. Värdering av viktiga fågelområden i Hanöbukten.

	Hotade arter	Livshistoriskt viktigt område (LVO)	Sammanvägt naturvärde
Medelhögt antal övervintrande kustnära sjöfågel	-	1	1
Högt antal övervintrande kustnära sjöfågel	-	10	10
Regelbundet internationellt viktiga områden för vigg (<i>Aythya fuligula</i>) och salskrake (<i>Mergellus albellus</i>)	1	10	10
Medelhöga koncentrationer av alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	1	1	2
Höga koncentrationer av alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	10	10	10



Figur 8. Naturvärden i Hanöbukten baserat på antal övervintrande sjöfåglar.

2.5.5 Uppehållsplatser för marina däggdjur

Uppehållsplatser för marina däggdjur naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Uppehållsplatser för båda sälarterna knubbsäl (*Phoca vitulina*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*) gavs naturvärde 10 för kriteriet **livshistoriskt viktigt område**.

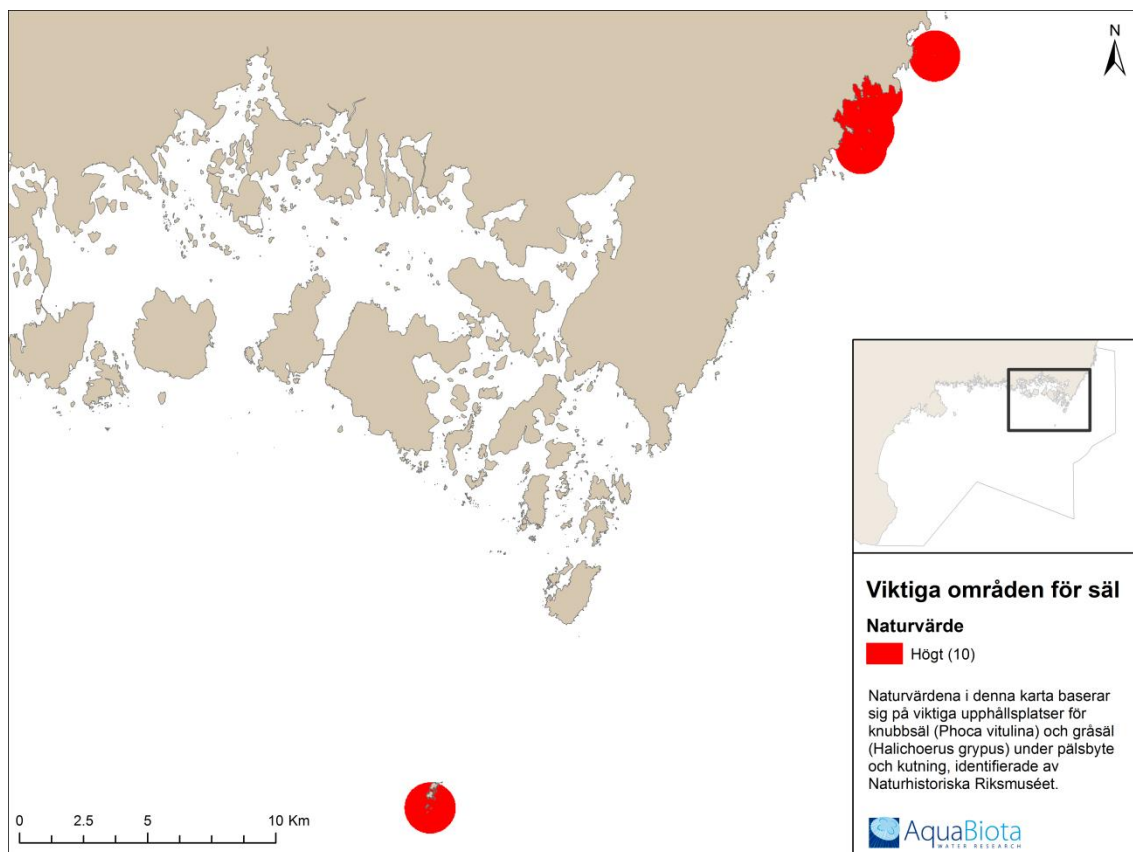
Östersjöpopulationen av knubbsäl är klassificerad som sårbar i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) och gavs därmed naturvärde 1 för knubbsälsområden för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Kunskapen om vilka områden som är livshistoriskt viktiga för tumlare i Östersjön är väldigt låg och kriteriet kunde därför inte bedömas. Fler områden skulle därmed eventuellt ges ett högre naturvärde i den slutgiltiga bedömningen om sådan information var tillgänglig. Därför kunde områden inte heller definieras för kriteriet hotade/minskande arter eller biotoper. Om sådana områden var möjliga att peka ut skulle ha givits naturvärde 1 eftersom Östersjöpopulationen av tumlare är klassificerad som sårbar i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010).

Restriktionsområdena som användes som underlag för att utpeka områden med höga naturvärden för säl finns på Utklipporna där både knubbsäl och gråsäl förekommer samt två områden på Blekinges östkust, som utgör viktiga områden för knubbsäl (Figur 9).

Tabell 7. Värdering av marina däggdjur i Hanöbukten och Blekinge län.

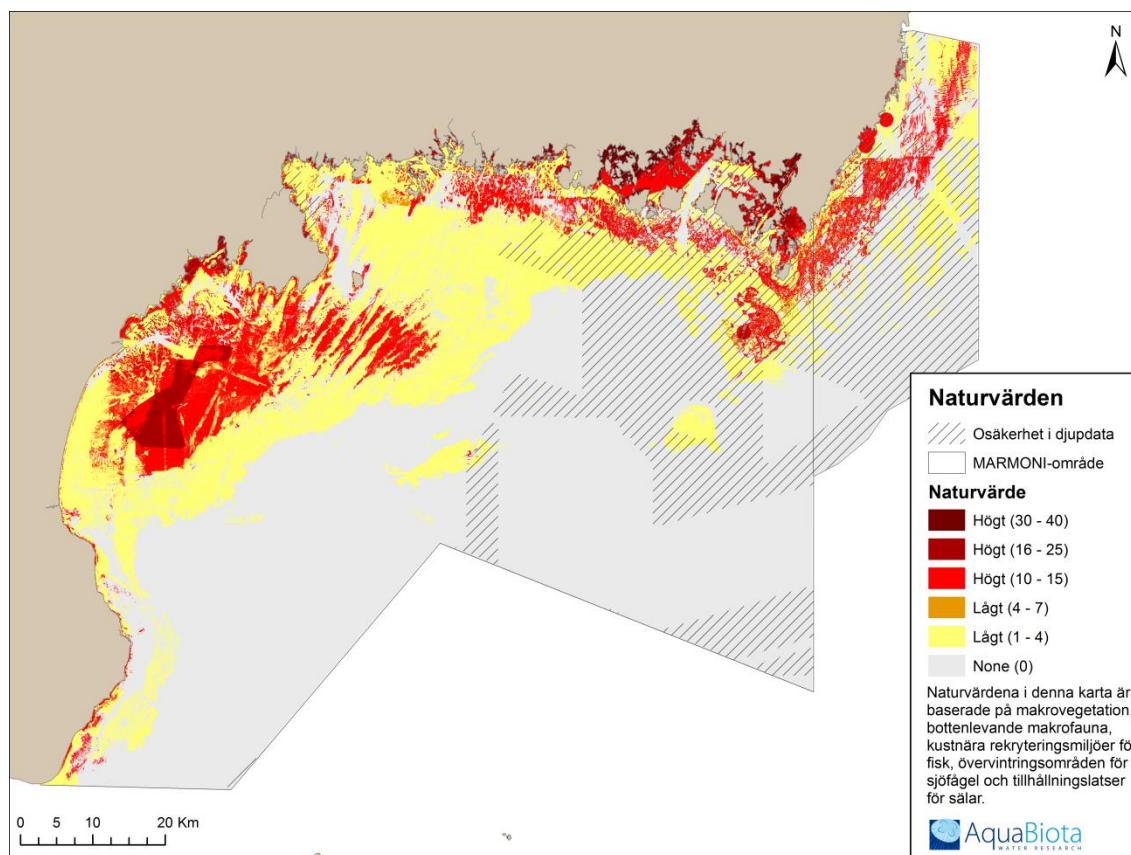
	Hotade arter	Livshistoriskt viktigt område (LVO)	Sammanvägt naturvärde
Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i>)	1	10	10
Gråsäl (<i>Halichoerus grypus</i>)	0	10	10



Figur 9. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinges län baserat på restriktionsområden för gråsäl och knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.

2.5.6 Sammanslagning av karterade naturvärden

Den kombinerade naturvärdeskartan för Hanöbukten och Blekinge län (Figur 10) visar på höga naturvärden i stora delar av området. De högsta värdena återfinns på grundare bottenar (ca 0-25 m). Naturvärden som överstiger 10 visar områden där olika kategorier överlappar. I havsområdet utanför Åhus hamn i Kristinastads kommun finns ett större område som tilldelats naturvärden mellan 16 och 25. I detta område finns främst höga naturvärden baserat på bottendjursbiotoper (blåmusslor och *Marenzelleria* spp.) samt alfåglar. Vidare, kan höga naturvärden (från flera kategorier) identifieras längs stora delar av kuststräckan. De högsta värdena finns i Blekinges inre skärgårdsområden samt vid Utklippan. I vikarna i Karlskrona skärgård finns höga naturvärden för alla kategorier förutom marina däggdjur.



Figur 10. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på tätheter av övervintrande sjöfåglar, viktiga områden för gråsäl och knubbsäl samt predikterad förutsättning för förekomst av fiskrekryteringsmiljöer, bottenvegetation och bottendjur.

2.6 Resultat; Skånes sydkust

2.6.1 Bottenvegetation

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottenvegetation var **raretet/unikhet**, **hotade/minskande arter eller biotoper**, **biologisk diversitet** och **ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Sju biotoper på nivå 6 och fyra stycken på nivå 5 identifierades i delområdet på Skånes sydkust (Tabell 8), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

De icke filamentösa barkade rödalger var den biotop på nivå 6 som stod ut som särskilt sällsynt med en förekomst på 0,03 % av ytan och gavs därmed naturvärde 10 för kriteriet **raretet/unikhet**. Av de övriga biotoperna på nivå 6 var ålgräs den vanligaste (förekomst på 2,98 %) och den enda som fick naturvärde 0 för kriteriet. Resten gavs värdet 1. Akvatisk mossor var den enda biotop på nivå 5 som gavs värde 10 för kriteriet unikhet/raretet (förekomst på 0,03 %). Ettåriga alger gavs värdet 1 och övriga värde 0.

Ålgräsbiotopen (nivå 6) var klassade som nära hotade på HELCOM:s rödlista av Östersjöbiotoper (HELCOM 2013b) och gavs därför naturvärde 1 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**. Övriga biotoper på nivå 6 samt alla biotoper klassificerade i nivå 5 gavs naturvärdet 0 för detta kriterium.

Biotopen med blåstång och/eller sågtång den biotop på nivå 6 som hade högst artrikedom med ett snitt på 6,8 arter per station och gavs därför naturvärde 10 för kriteriet **biologisk diversitet**. Tre biotoper på nivå 6 gavs värde 1 på grund av deras medelvärde på 5 arter per station. Dessa var icke filamentösa barkade rödalger, filamentösa ettåriga alger samt sudare. Bland biotoperna på nivå 5 hade de ettåriga algerna högst medelartrikedom (5,4) och gavs värde 10 för kriteriet biologisk diversitet. Övriga biotoper gavs värde 0 för kriteriet.

Biotoperna på nivå 6 som gavs värde 10 för kriteriet **ekologisk funktion** var borstnate, ålgräs och blåstång och/eller sågtång, eftersom att de med sin struktur skapar ett viktigt habitat för många andra organismer, t.ex. fisk. Övriga biotoper gavs värde 1 för samma kriterium.

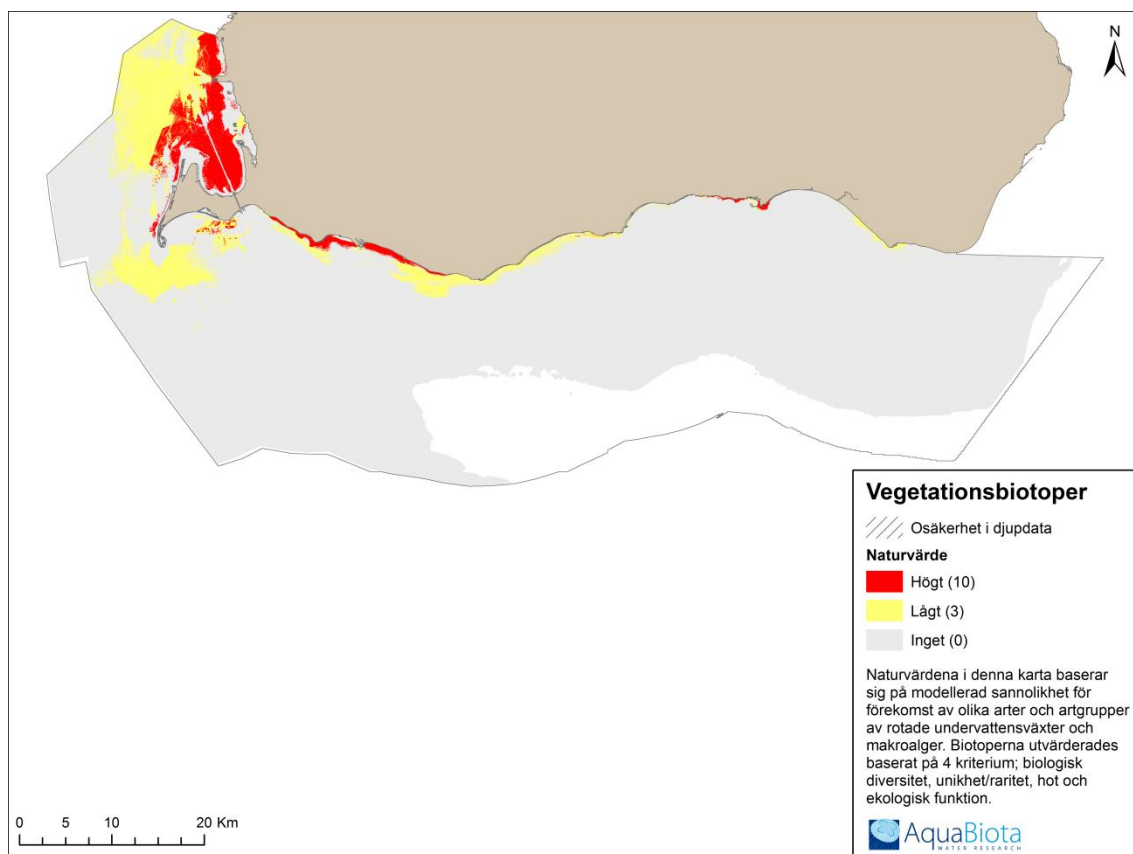
Ett **samlat naturvärde** viktades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det samlade naturvärdet från Tabell 8 användes tillsammans med de tillgängliga predikterade kartlagren (som finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa kartor över naturvärdena i området. En förteckning över de modellerade art/artgrupp som använts för karteringen ges i Tabell 8. För en av biotoperna på nivå 6 saknades kartlager och för ytterligare några av de andra biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på vegetationsbiotoper på Skånes sydkust är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden på Skånes sydkust med hänsyn till bottenvegetationsbiotoper visas i Figur 11. Kartan visar att de högsta naturvärdena för denna kategori främst är begränsade till de västra grundområdena norr om Falsterbo samt några strandsträckor utanför Trelleborg och Ystad. Dessa områden får höga naturvärden p.g.a.

borstnate, ålgräs, blåstång och/eller sågtång samt den icke filamentösa barkade rödalgen kräkel. Områdena med utpekade lägre naturvärden domineras av de filamentösa ettåriga algerna trådslick/molnslick och släken samt sudare.

Tabell 8. Värdering av vegetationsbiotoper på Skånes sydkust. Biotoper på nivå 6 listas under motsvarande biotop på nivå 5 (fet stil). Arterna inom parantes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Rari- tet/unikhet	Hotad biotop	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Predikterade kartor som an- vänts för kartering av natur- värden (förutsättning för förekomst av bottenlevande växter)
Rotade undervattensväxter	0	0	0	10	10	Karteras inte
Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	1	0	0	10	10	Förekomst av borstnate
Särvar (<i>Zanichellia</i> spp.) och/eller natingar (<i>Ruppia</i> spp.)	1	0	0	1	2	Ingen predikterad karta tillämp- ningsbar
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	0	1	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av ålgräs
Fleråriga alger	0	0	0	1	1	Karteras inte
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>) och/eller sågtång (<i>Fucus serratus</i>)	1	0	10	10	10	Förekomst av blåstång
Icke filamentösa barkade rödalger (<i>Desmarestia viridis</i> , <i>Furcellaria lumbricalis</i>)	10	0	1	1	10	≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)
Akvatisk moss	10	0	0	1	10	Karteras inte
Ettåriga alger	1	0	10	1	10	Karteras inte
Filamentösa ettåriga alger (<i>Ceramium tenuicorne</i> , <i>Chaetomorpha melagonium</i> , <i>Chaetomorpha linum</i> , <i>Cladophora glomerata</i> , <i>Dictyosiphon</i> , <i>Stictyosiphon</i> , <i>Ectocarpus</i> , <i>Py- laiella</i> , <i>Elachista fucicola</i> , <i>Ulva</i> spp.)	1	0	1	1	3	Kombination av > 0 % täck- ningsgrad av trådslick/molnslick (<i>Ectocarpus siliculosus</i> / <i>Py- laiella littoralis</i>) och > 0 % täck- ningsgrad av släken (<i>Ceramium</i> spp.)
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	1	0	1	1	3	Förekomst av sudare



Figur 11. Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.

2.6.2 Bottendjur

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottendjur var **raritet/unikheter, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet och ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Tolv bottendjursbiotoper på nivå 6 och fem på nivå 5 identifierades i delområdet på Skånes sydkust (Tabell 9), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

Ingen biotop i delområdet var tillräckligt sällsynt för att få naturvärde 10 för kriteriet **raritet/unikheter**, men av biotoperna på nivå 6 som dominerades av de sedimentlevande musslorna *Cerastoderma* spp. och de sedimentlevande kräftdjuren *Corophium* spp. samt biotopen på nivå 5 som domineras av sedimentlevande insektslarver gavs naturvärde 1 för kriteriet raritet/unikheter, med förekomster mellan 0,11 – 0,48 % av ytan. Övriga biotoper gavs naturvärde 0.

Ingen av biotoperna som identifierats i delområdet på Skånes sydkust fanns med i HELCOM:s rödlista av Östersjöbiotoper (HELCOM 2013b) och därför gavs alla biotoper naturvärde 0 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Artrikedomen var högst (medelvärde 4.8 - 5.3 arter per prov) för biotoperna på nivå 6 som domineras av rörbyggande havsborstmaskar (*Pygospio elegans*, *Alkmaria romijni*),

de sedimentlevande musslorna *Cerastoderma* spp. samt de sedimentlevande kräftdjuren *Corophium* spp., vilka gavs naturvärde 10 för kriteriet **biologisk diversitet**. Kräftdjursbiotopen *Monoporeia affinis* och *Pontoporeia femorata* hade en medelartrikedom på 4.6 och gavs värde 1. För biotoperna epibentiska samt sedimentlevande havsborstmaskar på nivå 5 gavs naturvärde 1 för dess snittartrikedom på 4.7 arter per prov. Övriga gavs naturvärde 0 för kriteriet.

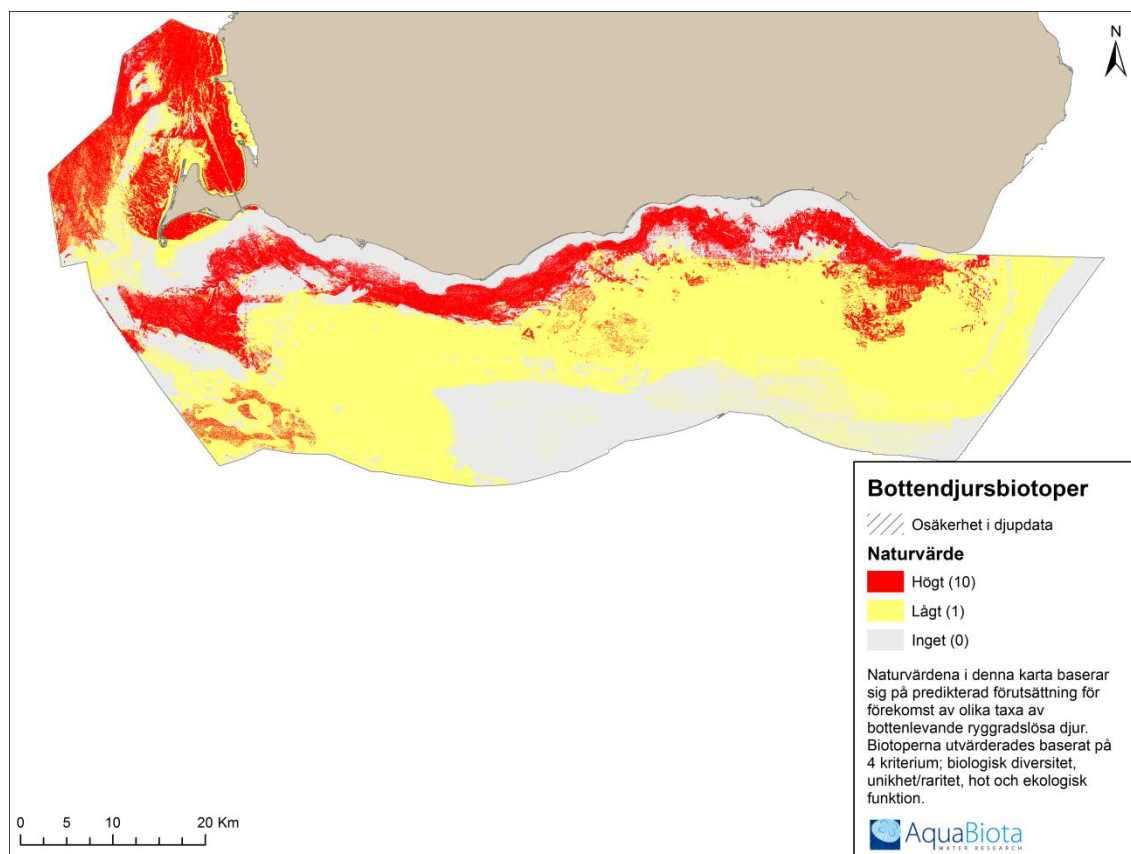
De epibentiska musselbiotoperna (både på nivå 5 och 6) gavs värde 10 för kriteriet **ekologisk funktion** eftersom de anses ha en oersättlig funktion i ekosystemet. De har en betydligt högre filtreringskapacitet än övriga biotoper i delområdet (Kautsky 1981, Rönnbäck m.fl. 2007, Lemmens m.fl. 1996, Prins m.fl. 1995) särskilt om man enbart ser till hårbottenarterna.

Ett **samlat naturvärde** beräknades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det **samlade naturvärdet** från Tabell 9 användes tillsammans med de predikterade kartorna (som finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa kartor över naturvärdena i området. Det samlade naturvärdet samt de predikterade kartorna som användes för att kartera naturvärdena rumsligt, återges i Tabell 9. För en av biotoperna på nivå 6 saknades kartlager över de områden där de med hög sannolikhet förekommer och för ytterligare några av de andra biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på bottendjursbiotoper i Skånes sydkust är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden på Skånes sydkust med hänsyn till bottendjursbiotoper visas i Figur 12. Kartan visar att de högsta naturvärdena för denna kategori främst är belägna på grunda områden strax utanför hela kusten. Dessa områden får höga naturvärden p.g.a. blåmusslor, rörbyggande havsborstmaskar samt de sedimentlevande musslorna *Corophium* spp. och *Cerastoderma* spp. Områdena med utpekade lägre naturvärden domineras av de sedimentlevande musslorna östersjömusslor, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* spp., de sedimentlevande havsborstmaskarna *Scoloplos armiger*, *Marenzelleria* spp. och *Hediste diversicolor* och de sedimentlevande kräftdjuren *Bathyporeia pilosa*, *Monoporeia affinis* och *Pontoporeia femorata*.

Tabell 9. Värdering av bottendjursbiotoper på Skånes sydkust. Biotoper på nivå 6 listas under motsvarande biotop på nivå 5 (fet stil). Arterna inom parantes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Raritet/unikhet	Hotad biotop	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Predikterade kartor som använts för kartering av naturvärden (förutsättning för förekomst av bottenlevande djur)
Epibentiska musslor	0	0	0	10	10	Karteras inte
Mytilidae (<i>Mytilus edulis</i>)	0	0	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor
Epibentiska havsborstmaskar	0	0	1	1	2	Karteras inte
Rörbyggande havsborstmaskar (<i>Pygospio elegans</i> , <i>Alkmaria romijni</i>)	0	0	10	1	10	≥ 100 individer/m ² av maldanidae
Sedimentlevande musslor	0	0	0	1	1	Karteras inte
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av östersjömussla
<i>Cerastoderma</i> spp.	1	0	10	1	10	≥ 100 individer/m ² av <i>Cerastoderma</i> spp.
<i>Mya arenaria</i>	0	0	0	1	1	≥ 0 individer/m ² av <i>Mya arenaria</i>
Flertalet sedimentlevande musslor (<i>Cerastoderma</i> spp., <i>Mya arenaria</i> , <i>Astarte borealis</i> , <i>Arctica islandica</i> , <i>Macoma baltica</i>)	0	0	0	1	1	Kombination av ≥100 individer/m ² av <i>Cerastoderma</i> spp., ≥ 0 individer/m ² av <i>Mya arenaria</i> och ≥500 individer/m ² av östersjömussla
Sedimentlevande havsborstmaskar	0	0	1	1	2	Karteras inte
<i>Scoloplos armiger</i>	0	0	0	1	1	≥100 individer/m ² av <i>Scoloplos armiger</i>
<i>Marenzelleria</i> spp.	0	0	0	1	1	≥ 0 individer/m ² av <i>Marenzelleria</i> spp.
Flertalet sedimentlevande havsborstmaskar (<i>Marenzelleria</i> spp., <i>Hediste diversicolor</i>)	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av <i>Hediste diversicolor</i>
Sedimentlevande kräftdjur	0	0	0	1	1	Karteras inte
<i>Monoporeia affinis</i> , <i>Pontoporeia femorata</i>	0	0	1	1	2	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
<i>Corophium</i> spp.	1	0	10	1	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0	0	0	1	1	≥100 individer/m ² av <i>Bathyporeia pilosa</i>
Sedimentlevande insektslarver	1	0	0	1	2	Karteras inte



Figur 12. Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.

2.6.3 Uppehållsplatser för marina däggdjur

Uppehållsplatser för marina däggdjur naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Uppehållsplatser för båda sälarterna knubbsäl (*Phoca vitulina*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*) gavs naturvärde 10 för kriteriet **livshistoriskt viktigt område**.

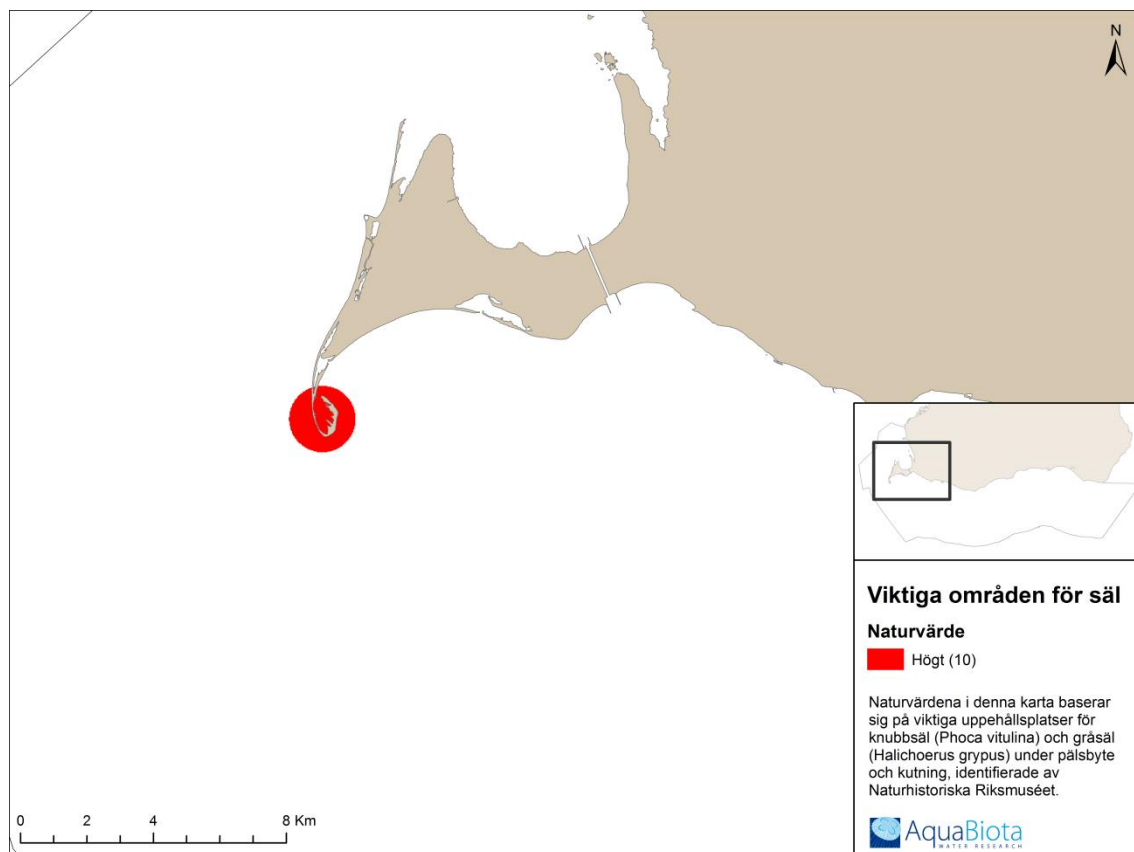
Knubbsälen på Skånes sydkust tillhör inte Östersjöpopulationen av knubbsäl är därmed inte listad i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010). Naturvärde 0 gavs för knubbsälsområden för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Kunskapen om vilka områden som är livshistoriskt viktiga för tumlare i Östersjön är väldigt låg och kriteriet kunde därför inte bedömas. Fler områden skulle därmed eventuellt ges ett högre naturvärde i den slutgiltiga bedömningen om sådan information var tillgänglig. Därav kunde områden inte heller definieras för kriteriet hotade/minskande arter eller biotoper Om sådana områden var möjliga att peka ut skulle ha gets naturvärde 1 eftersom Östersjöpopulationen av tumlare är klassificerad som sårbar i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010).

Restriktionsområdena vilka användes som underlag för att utpeka områden med höga naturvärden för säl var lokaliserade på Måkläppen vid Falsterbo (Figur 13).

Tabell 10. Värdering av marina däggdjur på Skånes sydkust.

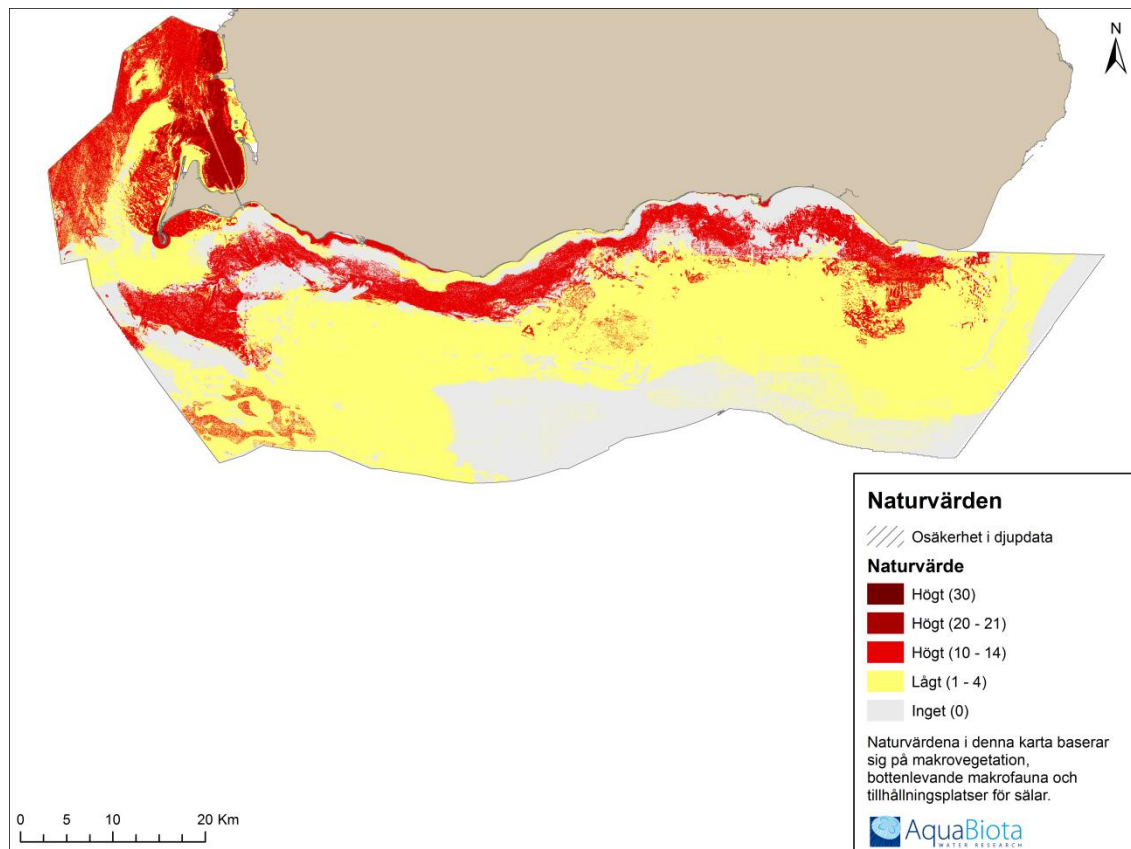
	Hotade arter	Livshistoriskt viktigt område (LVO)	Sammanvägt naturvärde
Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i>)	0	10	10
Gråsäl (<i>Halichoerus grypus</i>)	0	10	10



Figur 13. Naturvärden på Skånes sydkust baserat på restriktionsområden för gråsäl och knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.

2.6.4 Sammanslagning av karterade naturvärden

Den kombinerade naturvärdeskartan för Skånes sydkust (Figur 14) visar på höga naturvärden i längs stora delar av kuststräckan. Naturvärden som överstiger 10 visar områden där olika kategorier överlappar. Dessa områden finns i och norr om Höllviken norr om Falsterbo samt vid Måkläppen, där borstnate, ålgräs, blåstång, de sedimentlevande musslorna östersjömussla, *Cerastoderma* spp. och *Mya arenaria*, den sedimentlevande havsborstmasken *Hediste diversecolor* samt det sedimentlevande kräftdjuret *Bathyporeia pilosa* samt knubbsäl och gråsäl förekommer.



Figur 14. Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation, bottenlevande ryggradslösa djur och sälar.

2.7 Resultat; Skånes västkust

2.7.1 Bottenvegetation

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottenvegetation var **raretet/unikhet**, **hotade/minskande arter eller biotoper**, **biologisk diversitet** och **ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Åtta biotoper på nivå 6 och tre biotoper på nivå 5 bestående av bottenvegetation identifierades med dropvideo, i Hanöbukten och Blekinge län (Tabell 11), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

Biotoperna på nivå 6 som domineras av ålnate och borstnate; särvar och natingar; och de filamentösa ettåriga algerna förekom på mindre än 0,1 % av ytan och gavs därmed naturvärde 10 för kriteriet **raretet/unikhet**. Av de övriga biotoperna på nivå 6 var sudare den relativt låg förekomstfrekvens på 0,2 % av ytan och gavs därmed naturvärde 1), medan alla andra hade en relativt hög förekomstfrekvens och därmed gavs naturvärde 0. Bland biotoperna på nivå 5 var biotopen som av ettåriga alger något mer ovanliga och gavs naturvärde 1 medan de övriga två gavs värde 0. Ingen biotop på nivå 5 gavs värde 10.

Eftersom ålgräsbiotopen (nivå 6) klassats som hotad och/eller minskande på OSPAR:s lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (OSPAR 2008), gavs de naturvärde 1 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**. Övriga biotoper på nivå 6 samt alla biotoper klassificerade i nivå 5 gavs naturvärdet 0 för detta kriterium.

Sudare (nivå 6) och ettåriga alger (nivå 5) var de biotoper som hade högst **biologisk diversitet**, dvs. artrikedom, med ett snitt på 5 - 5,1 arter per station, och gavs därmed det högsta naturvärdet, dvs. 10 (Tabell 11). Tångbiotopen på nivå 6 och biotopen på nivå 5 som domineras av fleråriga alger gavs naturvärde 1 för deras medelvärde för artrikedom på 4,1 resp. 3,9. Övriga biotoper gavs naturvärde 0.

Naturvärde 10 (det högsta) för kriteriet **ekologisk funktion** gavs till rotade undervattensväxter på nivå 5 och till fyra biotoper på nivå 6: ålnate och borstnate; ålgräs; tång och kelp, på grund av att de med sin struktur skapar viktiga habitat för många andra organismer, t.ex. fisk. Alla övriga biotoper (på både nivå 5 och 6) gavs naturvärde 1.

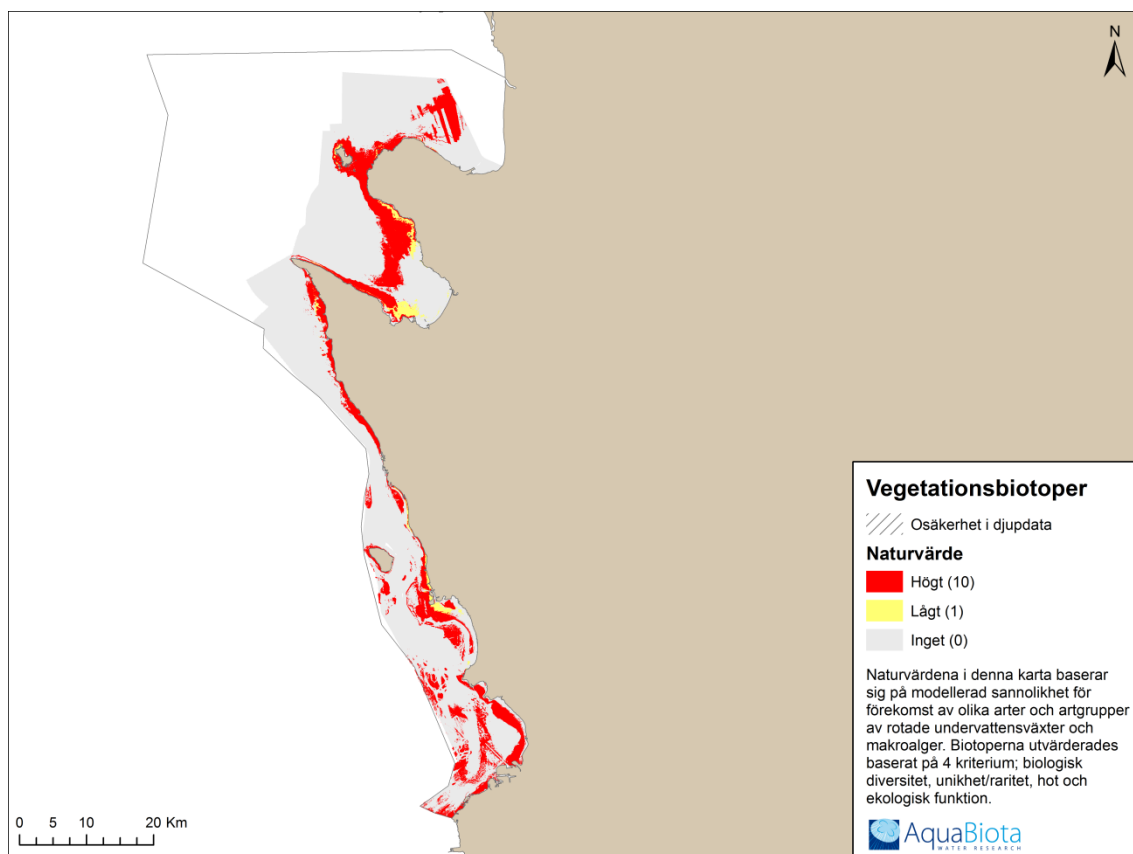
Ett **samlat naturvärde** viktades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det samlade naturvärdet (se Tabell 11) användes tillsammans med de predikterade kartorna (som finns beskrivna i Wijkmarm m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa naturvärdeskartor över området. I Tabell 11 går det även att se en förteckning över de predikterade arterna/artgrupperna som använts vid karteringen. För en av biotoperna på nivå 6 (särvar och natingar) saknades kartlager över de områden där den med hög sannolikhet förekommer och några av biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på vegetationsbiotoper på Skånes västkust är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden på Skånes västkust med hänsyn till bottenvegetationsbiotoper visas i Figur 15. Figur 5. Kartan visar att de högsta naturvärdena för denna organismgrupp främst är begränsade till grundområdena nära kusten, med undantag för de inre delarna av Skälderviken i områdets norra del där de höga naturvärdena uteblir.

Dessa områden får höga naturvärden främst p.g.a. borstnate, ålgräs, sågtång, blåstång, kelp och de filamentösa ettåriga algernas trådslick, molnslick och släken samt sudare. Områdena med utpekade lägre naturvärden domineras av icke filamentösa barkade rödalger *Ahnfeltia plicata* och *Furcellaria lumbricalis*.

Tabell 11. Värdering av vegetationsbiotoper på Skånes västkust. Biotoper på nivå 6 listas under motsvarande biotop på nivå 5 (fet stil). Arterna inom parantes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Rari- tet/unikhet	Hotad biotop	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Kartor som använts för kartering av naturvärden (predikterad förutsättning för förekomst av bottenle- vande växter)
Rotade undervattensväxter	0	0	0	10	10	Karteras inte
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) och/eller Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	10	0	0	10	10	> 0 % täckningsgrad av borstnate
Särvar (<i>Zanichellia</i> spp.) och/eller natingar (<i>Ruppia</i> spp.)	10	0	0	1	10	Ingen predikterad karta tillämpningsbar
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	0	1	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av ålgräs
Fleråriga alger	0	0	1	1	2	Karteras inte
Tång (<i>Ascophyllum nodosum</i> , <i>Halidrys siliquosa</i> , <i>Fucus serratus</i> , <i>Fucus vesiculosus</i>)	0	0	1	10	10	Kombination av ≥ 25 % täckningsgrad av sågtång och > 0 % täckningsgrad av blåstång
Icke filamentösa barkade rödalger (<i>Ahnfeltia plicata</i> , <i>Chordaria fla- gelliformis</i> , <i>Desmarestia aculeata</i> , <i>Furcellaria lumbricalis</i>)	0	0	0	1	1	Kombination av > 0 % täckningsgrad av (<i>Ahnfel- tia plicata</i>) och ≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)
Kelp (<i>Laminaria digitata</i> , <i>Saccha- rina latissima</i>)	0	0	0	10	10	Kombination av ≥ 25 % täckningsgrad av <i>Saccha- rina latissima</i> och > 0 och % täckningsgrad av <i>Lam- inaria digitata</i>
Ettåriga alger	1	0	10	1	10	Karteras inte
Filamentösa ettåriga alger (<i>Agla- othamnion</i> sp., <i>Brongniartella bys- soides</i> , <i>Ceramium tenuicorne</i> , <i>Chaetomorpha melagonium</i> , <i>Chaetomorpha linum</i> , <i>Cladophora glomerata</i> , <i>Cladostephus spongio- sus</i> , <i>Dictyosiphon</i> , <i>Stictyosiphon</i> , <i>Ectocarpus</i> , <i>Pylaiella</i> , <i>Monostroma balticum</i> , <i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>Ulva</i> spp.)	10	0	0	1	10	Kombination av > 0 % täckningsgrad av tråd- slick/molnslick (<i>Ectocar- pus siliculosus</i> / <i>Pylaiella littoralis</i>) och > 0 % täck- ningsgrad av släken (<i>Ceramium</i> spp.)
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	1	0	10	1	10	> 0 % täckningsgrad sudare



Figur 15. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.

2.7.2 Bottendjur

Kriterierna som värderats vid naturvärdesbedömning av bottendjur var **raretet/unikhet, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet och ekologisk funktion** (se Tabell 2).

Sexton bottendjursbiotoper på nivå 6 och nio på nivå 5 identifierades på Skånes västkust (

Tabell 12), enligt habitatklassificeringssystemet HELCOM HUB (se Avsnitt 2.3.1).

Ingen biotop gavs naturvärdet 10 för kriteriet **unikhet/raritet**, men ett flertal biotoper på nivå 6 låg inom intervallet (se Avsnitt 2.3.1.2) för naturvärde 1. Dessa var östersjö-musselbiotopen, sandmaskbiotopen, den sedimentlevande insektslarvsbiotopen *Chironomidae* och den sedimentlevande kräftdjursbiotopen *Corophium* spp. På nivå 5 gavs biotopen med sedimentlevande insektslarver naturvärde 10 och den epibentiska nässel-djursbiotopen samt den epibentiska kräftdjursbiotopen naturvärde 1. Övriga biotoper gavs naturvärde 0 för kriteriet unikheter/raritet.

Sjöpennbiotopen (nivå 6) är klassad som hotad och/eller minskande på OSPAR:s lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (OSPAR 2008) och gavs därmed naturvärde 1 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**.

På nivå 6 var artrikedomen som högst för biotoperna på nivå 6 som domineras av rörbyggande havsbortsmaskar och sjöpennor (med respektive medelvärde på 9,7 och 13,1 arter per prov). Dessa biotoper gavs naturvärdet 10 för kriteriet **biologisk diversitet**. Biotopen som domineras av sedimentlevande musslorna *Mya arenaria* med ett medelvärde på 6,8 arter per prov gavs naturvärde 1. Resterande tretton biotoper på nivå 6 gavs naturvärde 0. Biotoperna på nivå 5 som domineras av epibentiska samt sedimentlevande havsborstmaskar och sedimentlevande tagghudingar gavs naturvärde 10 på grund av dess höga medelartrikedom (respektive 11, 9,7 samt 10,2 arter per prov) medan biotopen med sedimentlevande musslor gavs naturvärde 1 (medelartrikedom på 8,4 arter per prov). Övriga fem biotoper på nivå 5 gavs naturvärde 0 för kriteriet diversitet.

De epibentiska musselbiotoperna (nivå 5 och 6) gavs naturvärde 10 för kriteriet **ekologisk funktion** eftersom de anses vara oersättliga. Detta delvis på grund av att de har en betydligt högre filtreringskapacitet än övriga biotoper i delområdet (Kautsky 1981, Rönnbäck m.fl. 2007, Lemmens m.fl. 1996, Prins m.fl. 1995) och delvis för att de är en viktig föda för andra organismgrupper.

Ett **samlat naturvärde** beräknades enligt beskrivningen under Avsnitt 2.3. Det samlade naturvärdet användes tillsammans med de predikterade kartorna (som finns beskrivna i Wijkmark m.fl. 2015a, 2015b) för att framställa naturvärdeskartor över området. Det samlade naturvärdet samt de predikterade kartorna som användes för att kartera naturvärdena rumsligt, återges i

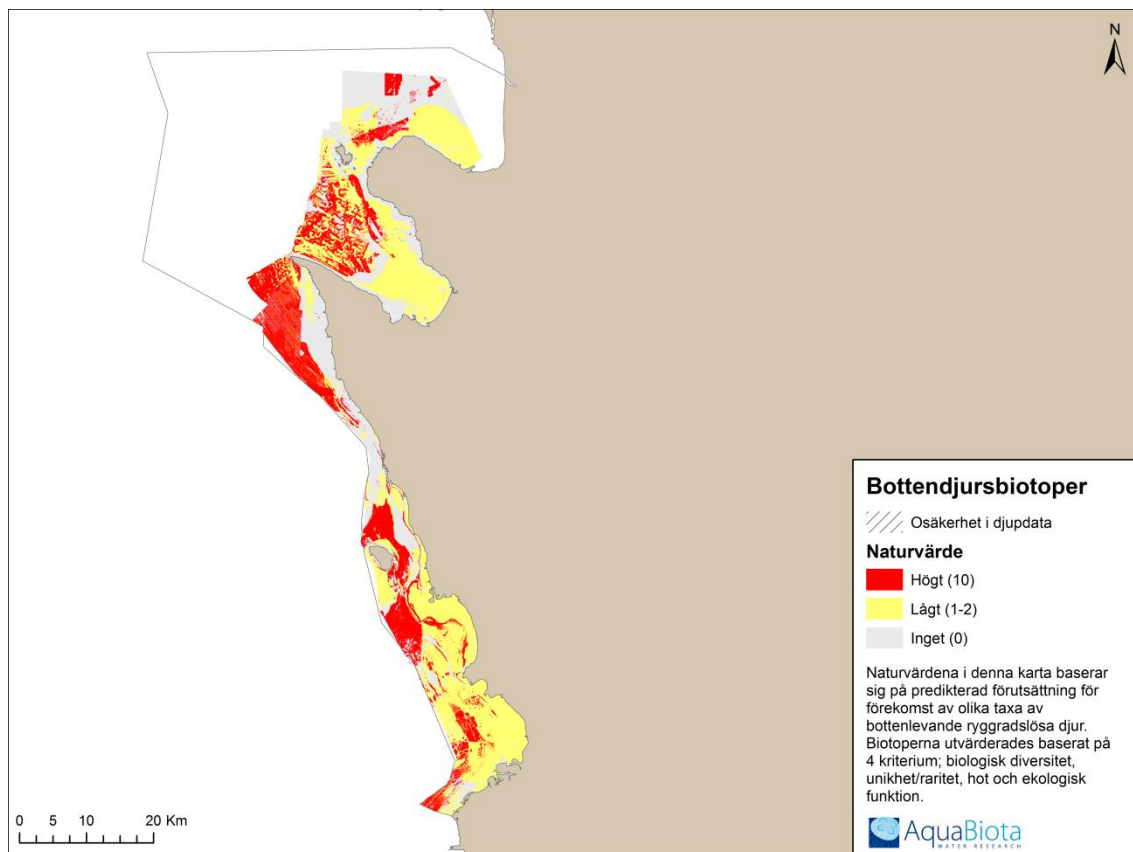
Tabell 12. För fyra av biotoperna på nivå 6 saknades kartlager över de områden där de med hög sannolikhet förekommer och för ytterligare några av de andra biotoperna stämde inte arterna som predikterats i de använda kartorna helt överens med de arter som ingår i biotopen. Den rumsliga karteringen av naturvärden baserat på bottendjursbiotoper på Skånes västkust är således inte komplett.

Den samlade kartan över naturvärden på Skånes västkust med hänsyn till bottendjursbiotoper visas i Figur 16. Kartan visar att de högsta naturvärdena för organismgruppen främst är lokaliserade på djupare områden (ca 20-30 m) en bit ut från kusten. Dessa områden får höga värden främst p.g.a. blåmusslor (*Mytilus edulis*), rörbyggande havsbortsmaskar samt sjöpennor. Områdena med utpekade lägre naturvärden domineras av de sedimentlevande musslorna östersjömussla, *Cerastoderma* spp., *Mya arenaria* och *Abra* spp., de sedimentlevande havsbortsmaskarna *Scoloplos armiger* och *Hediste diversicolor* och det sedimentlevande kräftdjuret *Bathyporeia pilosa*.

Tabell 12. Värdering av bottendjursbiotoper på Skånes västkust. Biotoper på nivå 6 listas under motsvarande biotop på nivå 5 (fet stil). Arterna inom parantes är typiska arter för biotopen och som har hittats i det aktuella området. Värderingen är kompatibel med HELCOM klassificeringssystem.

Biotop / Dominerande art/er (baserat på inventeringsdata)	Rari- tet/unikhet	Hotad biotop	Diversitet	Ekologisk funktion	Sammanvägt naturvärde	Kartor som använts för kartering av naturvärden (predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande djur)
Epibentiska musslor	0	0	0	10	10	Karteras inte
Mytilidae (<i>Mytilus edulis</i>)	0	0	0	10	10	≥ 25 % täckningsgrad av blå- musslor
Epibentiska nässeldjur	1	0	0	1	2	Karteras inte
Epibentiska kräftdjur	1	0	0	1	2	Karteras inte
Havstulpaner (<i>Amphibalanus</i>)	0	0	0	1	1	Ingen predikterad karta till- lämpningsbar
Epibentiska havsborstmaskar	0	0	10	1	10	Karteras inte
Rörbyggande havsborstmaskar (<i>Chone fauveli</i> , <i>Euchone papillosa</i> , <i>Galathowenia oculata</i> , <i>Laonome kroeyeri</i> , <i>Maldane sarsi</i> , <i>Maldanidae</i> , <i>Nicomache lumbricalis</i> , <i>Owenia fusiformis</i> , <i>Pectinaria</i> spp., <i>Petaloproctus borealis</i> , <i>Phoronis muelleri</i> , <i>Potamilla neglecta</i> , <i>Praxillella</i> , <i>Praxillella</i> spp., <i>Pygospio elegans</i> , <i>Rhodine gracilior</i> , <i>Sabella pavonina</i>)	0	0	10	1	10	≥ 0 individer/m ² av mal- danidae
Sedimentlevande musslor	0	0	1	1	2	Karteras inte
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	1	0	0	1	2	≥ 100 individer/m ² av öster- sjömussla
<i>Cerastoderma</i> spp.	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av <i>Ce- rastoderma</i> spp.
<i>Mya arenaria</i>	0	0	1	1	2	≥ 0 individer/m ² av <i>Mya aren- aria</i>
<i>Abra</i> spp.	0	0	0	1	1	≥ 0 individer/m ² av <i>Abra</i> spp.
Flertalet sedimentlevande musslor (<i>Cerastoderma</i> spp., <i>Mya arenaria</i> , <i>Astarte borealis</i> , <i>Arctica islandica</i> , <i>Macoma baltica</i>)	0	0	0	1	1	Kombination av ≥ 100 indivi- der/m ² av <i>Cerastoderma</i> spp., ≥ 0 individer/m ² av <i>Mya aren- aria</i> och ≥ 100 individer/m ² av östersjömussl.
Sedimentlevande havsborstmaskar	0	0	10	1	10	Karteras inte
<i>Scoloplos armiger</i>	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av <i>Sco- loplos armiger</i>
Sandmask (<i>Arenicola marina</i>)	1	0	0	1	2	Ingen predikterad karta till- lämpningsbar
Flertalet sedimentlevande havsborst- maskar (<i>Marenzelleria</i> spp., <i>Hediste diversecolor</i>)	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av <i>Hediste diversecolor</i>
Sedimentlevande kräftdjur	0	0	0	1	1	Karteras inte
<i>Corophium</i> spp.	1	0	0	1	2	Ingen predikterad karta till- lämpningsbar
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0	0	0	1	1	≥ 100 individer/m ² av <i>Bathy- poreia pilosa</i>

Sedimentlevande tagghudingar	0	0	10	1	10	Karteras inte
Ormsjärnor (<i>Amphiura</i>)	0	0	0	1	1	≥ 0 individer/m ² av <i>Amphiura</i> spp.
Sedimentlevande insektslarver	10	0	0	1	10	Karteras inte
<i>Chironomidae</i>	1	0	0	1	2	Ingen predikterad karta till-lämpningsbar
Sjöpennor (<i>Virgularia mirabilis</i>)	0	1	10	1	10	≥ 0 individer/m ² av <i>Virgularia mirabilis</i>



Figur 16. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.

2.7.3 Uppehållsplatser för marina däggdjur

Uppehållsplatser för marina däggdjur naturvärdesbedömdes efter kriterierna **livshistoriskt viktiga områden** och **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Uppehållsplatser för knubbsäl (*Phoca vitulina*) gavs naturvärde 10 för kriteriet **livshistoriskt viktiga områden**. Data för gråsäl saknas för detta område.

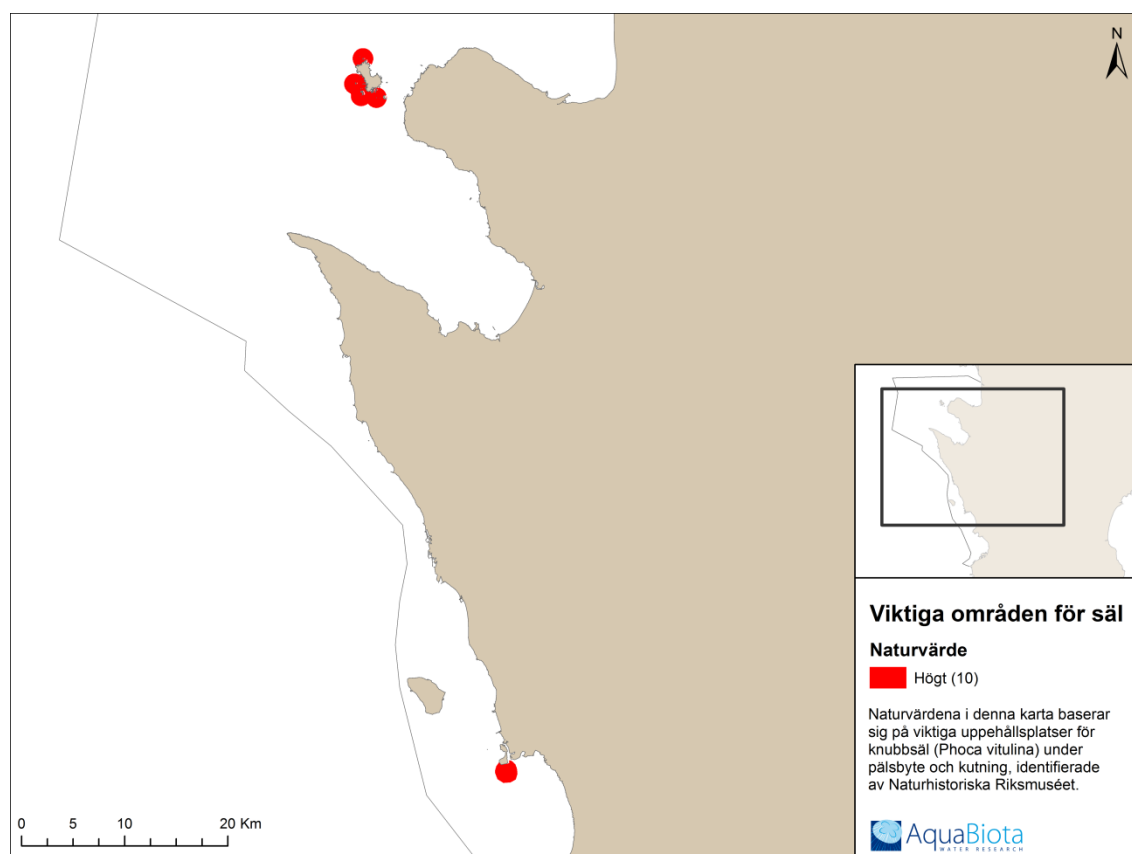
Knubbsälen på västkusten är varken listad i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010) eller OSPAR:s lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (OSPAR 2008) och gavs därmed här naturvärde 0 för kriteriet **hotade/minskande arter eller biotoper**.

Kunskapen om vilka områden som är livshistoriskt viktiga för tumlare är väldigt låg och kriteriet kunde därför inte bedömas. Fler områden skulle därmed eventuellt ges ett högre naturvärde i den slutgiltiga bedömningen om sådan information var tillgänglig. Därav kunde områden inte heller definieras för kriteriet hotande/minskande arter eller biotoper. Om sådana områden var möjliga att peka ut skulle ha gets naturvärde 1 eftersom Östersjöpopulationen av tumlare är klassificerad som sårbar i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2010).

Restriktionsområdena vilka användes som underlag för att utpeka områden med höga naturvärden för säl var lokaliserade utanför Landskrona och på Hallands Väderö (Figur 17).

Tabell 13. Värdering av marina däggdjur på Skånes sydkust.

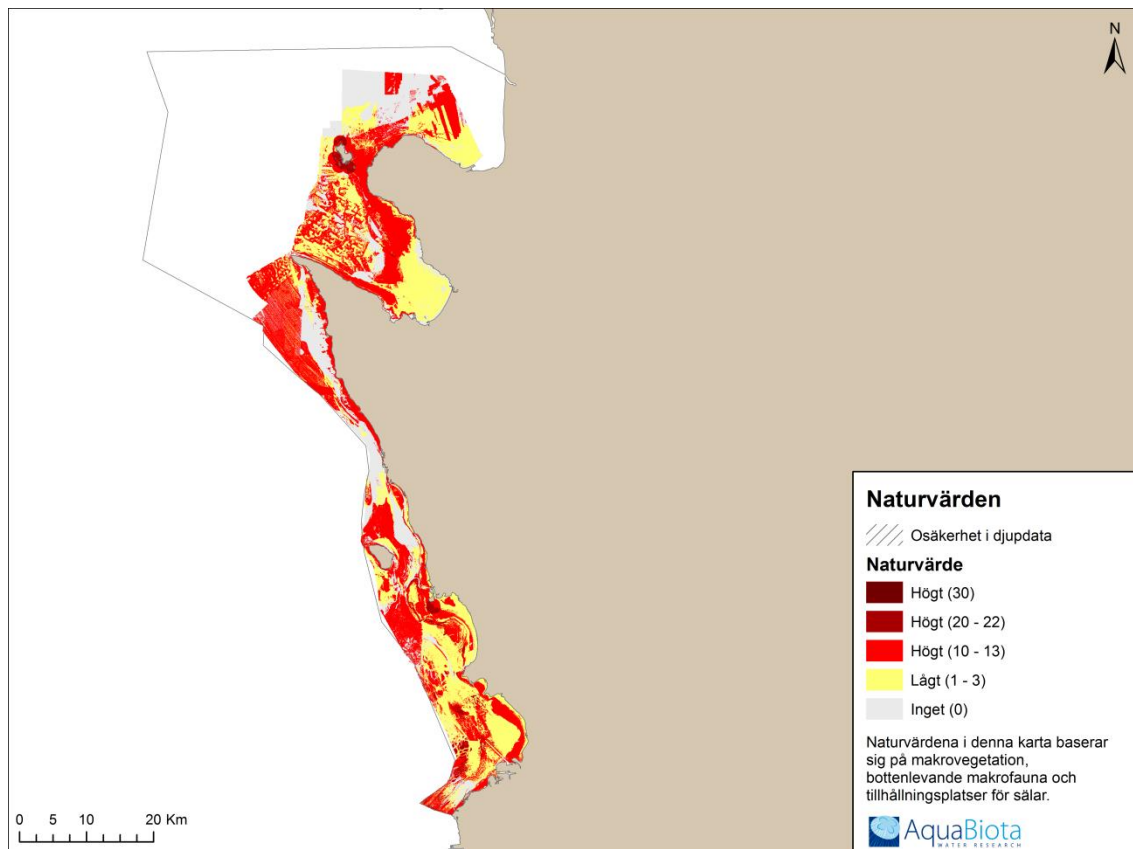
	Hotade arter	Livshistoriskt viktigt område (LVO)	Sammanvägt naturvärde
Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i>)	0	10	10



Figur 17. Naturvärden på Skånes västkust baserat på restriktionsområden för knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.

2.7.4 Sammanslagning av karterade naturvärden

Den kombinerade naturvärdeskartan för Skånes sydkust (Figur 18) visar på höga naturvärden i stora delar av området. Naturvärden som överstiger 10 visar områden där olika kategorier överlappar. Dessa områden finns huvudsakligen kring Hallands Väderö och utanför Landskrona, där borstnate, ålgräs, blåstång, de icke filamentösa barkade rödalgerna *Ahnfeltia plicata* och *Furcellaria lumbricalis*, kelp, de ettåriga algerna trådslick/molnslick och sudare, blåmusslor, den sedimentlevande musslan *Mya arenaria*, den sedimentlevande havsborstmasken *Scoloplos armiger* samt knubbsäl förekommer.



Figur 18. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation, bottenlevande ryggradslösa djur och sälar.

2.8 Diskussion

Naturvärdeskarteringen bidrar med värdefull information om olika naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län. Många biotoper och livsmiljöer har identifierats och visats hysa stora naturvärden. Informationen kan användas direkt som planeringsunderlag för fysisk planering samt som kommunikationsunderlag vid samråd m.m.

Det är dock viktigt att uppmärksamma att dessa naturvärdeskartor inte inkluderar alla marina naturvärden i området. När detta projekt påbörjades var inte klassificeringssystemet för HUB (HELCOM Underwater Biotope and habitat classification) färdigutvecklat. Därför var inte heller de data som använts för HUB-klassificeringen och karteringen egentligen insamlat eller modellerat för detta ändamål. Det ledde till att vissa modifieringar av klassificeringen av data var nödvändiga samt att några identifierade biotoper inte var möjliga att kartera. Detta slår särskilt hårt mot de ovanligare biotoperna samt sådana arter som är svåra att särskilja med dropvideo. Nu när klassificeringssystemet är färdigt skulle en större ansträngning vara möjlig för att specifikt kartera HUB, med fokus på ovanliga och/eller hotade biotoper. En fältverifiering av ovanliga biotoper bör också göras efter modelleringen eftersom dessa inte undersöks tillräckligt väl genom slumpmässigt spridda stationer. Reproduktionsområden för utsjöfisk, viktiga födoområden för vuxen fisk och andra pelagiska organismgrupper samt häckningsområden för fåglar saknas även i naturvärdeskarteringen. Denna brist påverkar givetvis slutresultatet eftersom även dessa naturvärden kan vara skyddsvärda.

Metoden som presenteras här är avsedd för regional kartläggning av naturvärden. Avgörande för att detta upplägg ska ge användbara resultat är att ett tillräckligt antal biotop- och livsmiljökartor kan tas fram för ett delområde och att det finns data tillgängliga för att objektivt kunna bedöma värdet för de kriterier som väljs för respektive biotop och livsmiljö. Vidare är det även bra om valet av kriterier samt själva värderingen görs i samarbete mellan specialister och förvaltare som har god kännedom om de lokala förhållandena.

Värderingen av de olika biotoperna och livsmiljöerna är inte helt oproblematisk. En art som är grundande för en biotop (t.ex. axslinga) kan vara relativt vanlig i inventeringsdata, men bli ovanlig som biotop i de fall arten ofta förekommer i samband med andra arter och därför sällan är dominerande och står för ≥ 50 % av täckningsgraden. Denna värdering är då inte felaktig eftersom biotopen faktiskt är ovanlig, men man behöver vara medveten om att det är platser där arten är den dominerande som är ovanliga, inte arten i sig. Vidare, gavs biotoperna som domineras (≥ 50 % täckningsgrad) av fintrådiga ettåriga alger samt *Chorda filum* och/eller *Halosiphon tomentosus* naturvärdet 10 för kriteriet raritet/unikhet i Hanöbukten och Skånes västkust, vilket eventuellt kan förklaras av HUB klassificeringssystemets hierarki snarare än arternas faktiska förekomst. Dessa biotoper ges lägre prioritet än t.ex. perenn vegetation i klassificeringssystemet, vilket innebär att när täckningen av en perenn grupp är minst 10 % av definieras området som en perenn biotop, oavsett mängden ettåriga alger. Förekomsten av fintrådiga ettåriga alger är också mycket beroende på säsong, med högst förekomst av början av sommaren. Inventeringsdata har dock samlats in i augusti, när de fintrådiga ettåriga algerna endast förekommer i stora mängder i mycket grunda områden (främst 0-0,5 meter). Detta kan ytterligare påverka utvärderingen av kriteriet raritet/unikhet. Den biotop som domineras av fintrådiga ettåriga alger hade också den högsta artrikedomen av vegetationsbiotoperna, vilket också skulle kunna förklaras av samma klassificeringshierarki.

Det är möjligt att de fintrådiga årliga algerna enbart förekom i höga antal där de perenna algerna var frånvarande eller glest växande. Vidare är makrovegetation i grunda områden ofta kopplade till hög biologisk mångfald. Majoriteten av biotopen som domineras av fintrådiga ettåriga alger hittades dessutom på mixade bottenar (en blandning av hårda och sedimentära substrat), vilka har en fördel i utvärderingen av kriteriet biologisk mångfald (se Avsnitt 2.3.1.2). Eftersom biotopen dessutom endast förekom i ett fåtal stationer och därmed få stickprov, är tillförlitligheten i bedömningen något låg. Detta väcker frågan om huruvida HUB klassificeringssystemet ger en bra representation av biotoper med lägre rang i klassificeringssystemet.

Det finns även många fler potentiellt naturvärdesgrundande ekologiska funktioner än de som utvärderas i detta exempel. För att nämna några kan t.ex. vegetation påverka vattenrörelser och binda sediment, och botten djur kan öka omblandning av sediment samt rena sandstränder. Resultaten är även beroende av bedömningens rumsliga skala. Blåstång är t.ex. inte klassad som hotad i naturvärdesbedömningen (baserat på både nationell nivå och Östersjönivå) men enligt inventeringsdata på Skånes sydkust är den nästan helt utrotad och ersatt av rödalger (Näslund 2014). Vissa biotoper kan även ha en lokalt viktigt ekologisk funktion (t.ex. inne i en vik), men inte om man ser till hela Hanöbukten och Blekinge län. Med andra ord kan resultatet av naturvärdesbedömningen alltså skilja sig baserat på vilka ekologiska funktioner som väljs samt på vilken skala de bedöms. Det är därför extra viktigt att dessa är väl genomtänkta innan naturvärdesbedömningen görs.

Naturvärdesbedömningen fokuserar på arter, livsmiljöer och biotoper som är viktiga för att säkerställa hållbara ekosystem och upprätthålla biologisk mångfald. I framtida analyser kan det också vara intressant att lägga till ekosystemtjänster som ett kriterium. Detta är dock en komplicerad fråga och behöver troligen baseras på expertbedömningar.

Vidare kan det diskuteras om större sammanhängande områden av en biotop ska värderas högre än ett mindre område. Hur de olika gränsvärdena avgörs (t.ex. för vad som är unikt eller hög diversitet) samt hur naturvärdena vägs samman kan också diskuteras. Enligt tillämpad metodik är maxvärdet satt till 10 inom varje kategori. Om fler biotoper adderas till analysen kan teoretiskt ett område lättare nå detta maxvärde vilket för med sig att det är svårare att se skillnader i naturvärden mellan områden och möjligheten minskar att prioritera vilka områden som är viktigast att skydda.

Naturvärdeskartläggningen av fågel gjordes med en potentiell kompletterande syn på naturvärdesbedömning, där värdet av enskilda objekt (i detta fall polygoner) bedömts. Detta tillvägagångssätt möjliggör en mer detaljerad kartläggning av naturvärden, där värdet kan variera för en och samma biotop eller livsmiljö på olika platser. På samma gång krävs det mycket mer omfattande fältundersökningar och är endast möjligt att utföra i begränsade områden eller för ett begränsat antal biotoper/habitat.

Användningen av modellerade kartor har medfört att habitat som inte kunde karteras med bra kvalitet inte har använts vid beräkningen och karteringen av naturvärden. Till exempel har inte kransalger eller lösliggande blåstång i Hanöbukten gett några naturvärdespoäng, trots att den förra anses som en mycket skyddsvärd indikator på naturvärden, och den senare är vanligt förekommande och habitatbildande. Därför är det lämpligt att i framtida kartläggningar av naturvärden baserade på modellerade habitatkartor

komplettera kartläggningen med naturvärdesberäkningar direkt baserade på faktiska inventeringsresultat.

Vi rekommenderar att rumslig kartläggning av relevanta marina naturvärden görs av samtliga östersjöländer, som en grund för havsplanering och tillämpning av ekosystembaserad förvaltning. För närvarande definieras och karteras marina naturvärden på olika sätt i olika vattenområden, vilket försvårar jämförelser mellan olika områden samt samlade bedömningar. Vi ser ett behov av gemensamma principer för marin naturvärdesbedömning och -kartering.

3 Scenario av kvantifierad påverkan av en fiktiv vindkraftpark på olika naturvärden

I detta scenario används GIS-verktyg tillsammans med rumsliga naturvärdesdata från olika källor för att demonstrera hur påverkan från anläggning och drift av en vindkraftpark kan kvantifieras för olika naturvärden.

3.1 Scenariobeskrivning

I detta scenario kvantifieras påverkan av en fiktiv vindkraftpark placerad på Kiviksbredan i Hanöbukten, på ett antal naturvärden i området. Den fiktiva vindkraftparken består av 37 vindkraftverk placerade med 700 meters mellanrum på grunda delar av Kiviksbredan. Vindkraftparkens area är 19,2 km² och djupet inom området varierar mellan 4,5 och 17 meter. Omkring 40 % av området utgörs av sandbotten och resten av ett blandat substrat som huvudsakligen bestående av grov sand, grus och sten.

Det finns flera olika konstruktionstyper och tillvägagångssätt vid anläggning av vindkraftparker till havs. Två vanliga metoder är monopile och gravitationsfundament. En monopile är i princip en påle som sänks ner i botten medan ett gravitationsfundament är en betongkasson som ställs på botten och omges av ett erosionsskydd i form av stenar och block. Vid anläggning av monopiles borrar eller pålar man hål i botten medan man vid anläggning av gravitationsfundament ofta förbereder botten genom muddring. I realiteten läggs också kablar både inom parken och mellan parken och fastlandet. Kablar och kabeldragning behandlas inte i detta scenario.

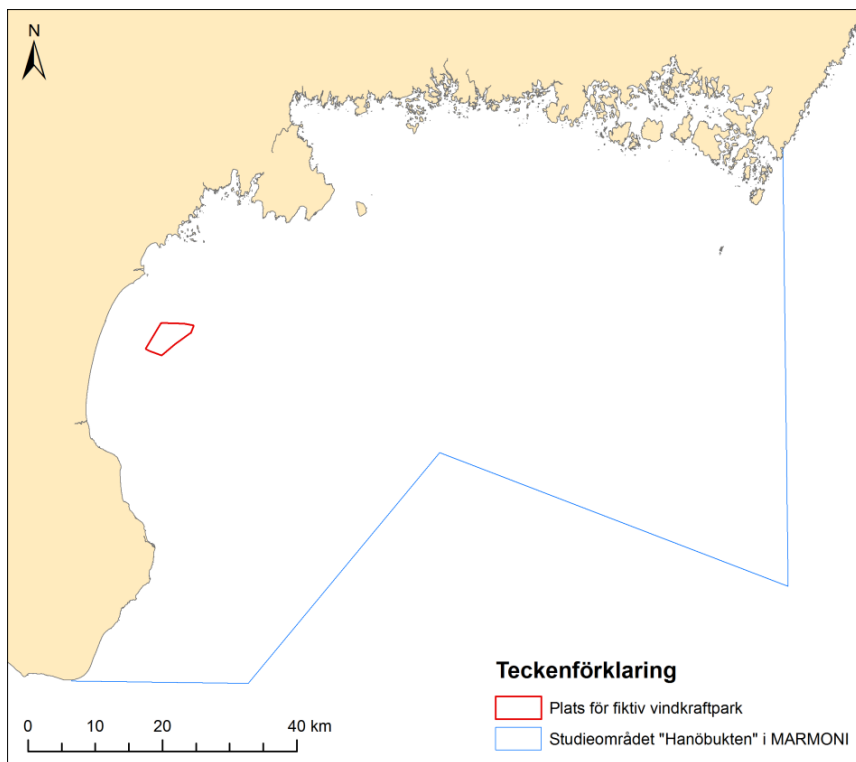
3.2 Analysmetod

Information som endast anger om ett naturvärde är känsligt för en viss aktivitet eller förväntas påverkas vid en planerad aktivitet har en mycket begränsad användbarhet. För att kunna göra bedömningar av aktivitetens konsekvenser måste påverkan kvantifieras. Detta scenario visar hur förväntad påverkan på ett antal naturvärden enkelt och effektivt kan kvantifieras med hjälp av ytberäkningar i GIS.

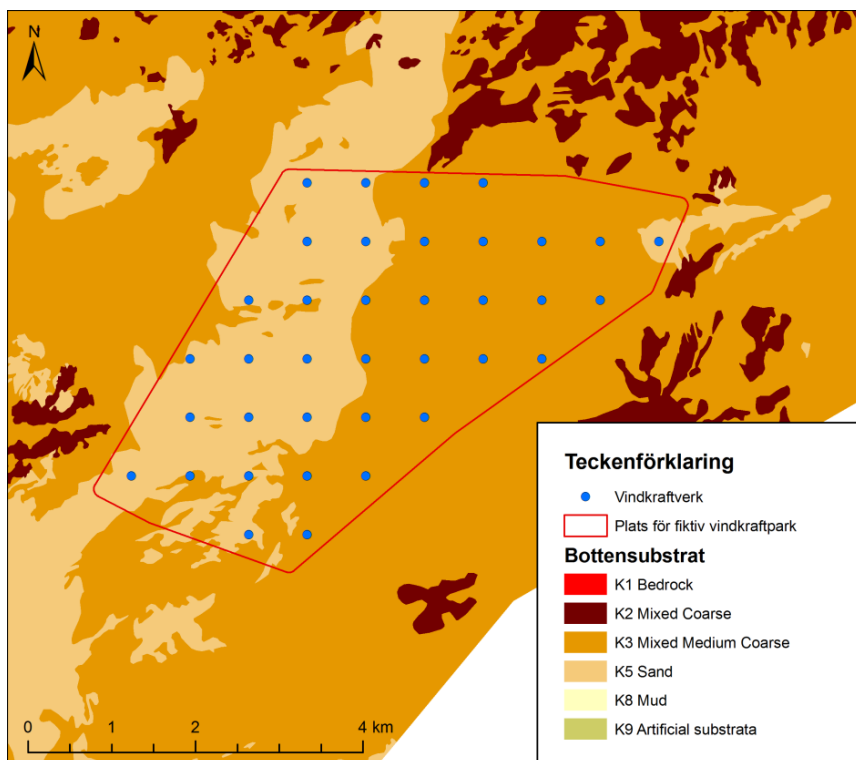
För att en sådan analys ska vara möjlig krävs följande:

- Kartor över naturvärden
- Information om hur naturvärdena påverkas av aktuell aktivitet
- Kartor över den aktivitet som planeras

Här har kartor över naturvärden från inventeringar, expertuppgifter och rumsliga prediktioner, använts tillsammans med och förväntad påverkan på naturvärdena från respektive aktivitet – vilket inhämtades från litteraturuppgifter. En fiktiv vindkraftpark ritades i GIS (beskriven i avsnittet ovan).



Figur 19. Det svenska studieområdet Hanöbukten i MARMONI-projektet samt placeringen för den fiktiva vindkraftparken på Kiviksbredan.



Figur 20. Verkens placering i den fiktiva vindkraftparken samt bottensubstrat i området.

3.3 Naturvärden i området

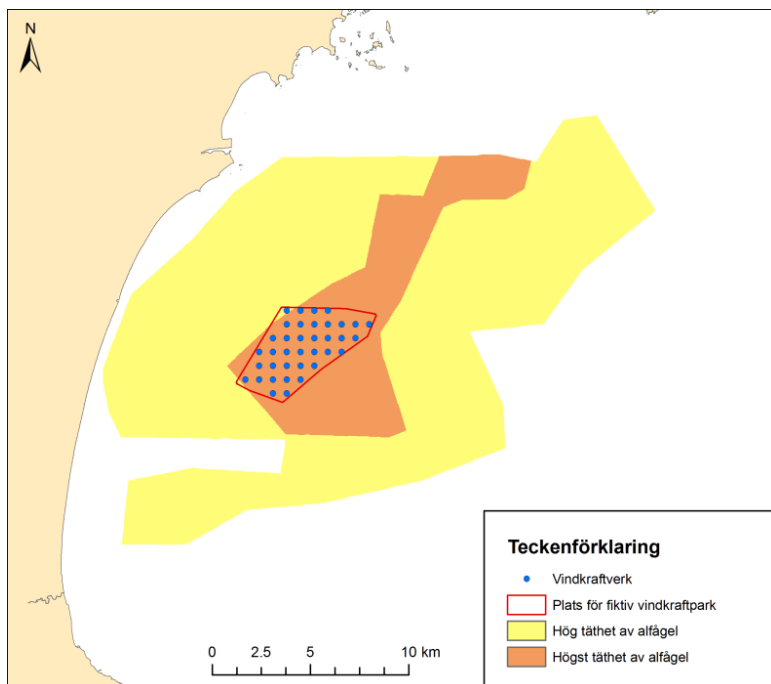
Bland karterade naturvärden i Hanöbukten valdes alfågel, hög täckningsgrad av blåmusslor och fleråriga makroalger ut för analys. Dessa naturvärden valdes eftersom goda kartunderlag finns, att de förekommer inom den fiktiva vindkraftparkens område, samt att de representerar olika organismgrupper. Tumlare och gråsäl inkluderades också i analysen. För tumlare finns inga kartunderlag men mätningar inom SAMBAH-projektet visar att tumlare förekommer i Hanöbukten (inklusive detta område). Gråsäl rör sig i området och är en vanlig art i Hanöbukten. Gråsäl och tumlare antas därmed förekomma både på Kiviksbredan samt i resten av studieområdet Hanöbukten. Fisk har inte inkluderats i analysen eftersom goda kartunderlag saknas för Kiviksbredan.

Tabell 14. Naturvärden i området samt total area och area inom vindkraftparken. * För tumlare och gråsäl används inte naturvärdeskartor i detta scenario. De arterna bedöms röra sig inom hela området.

Naturvärde	Area i hela studieområdet (km ²)	Area inom den fiktiva vindkraftparken (km ²)	% av total area i Hanöbukten inom den fiktiva vindkraftsparken
Alfågel, hög täthet	274.40	0.40	0.15
Alfågel, högst täthet	73.96	18.83	25.47
Blåmussla	523.45	10.68	2.04
Fleråriga makroalger	225.16	0.05	0.02
Tumlare*	6338.86	19.25	0.30
Gråsäl*	6338.86	19.25	0.30

3.3.1 Alfågel

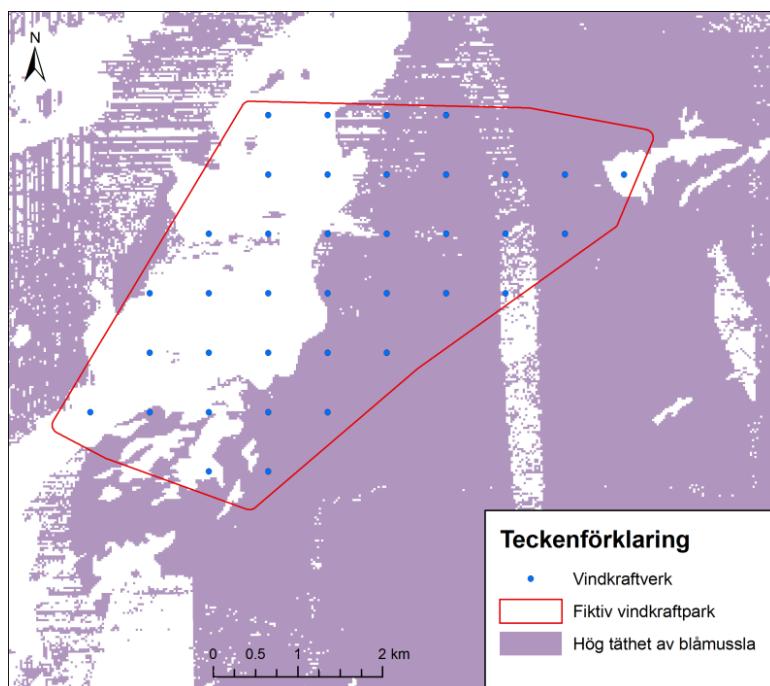
Kiviksbredan är det viktigaste området för alfågel i Hanöbukten. Naturvärdeskartan för alfågel baseras på inventeringar av alfåglar på vintrarna och är indelad i två klasser beroende på täthet.



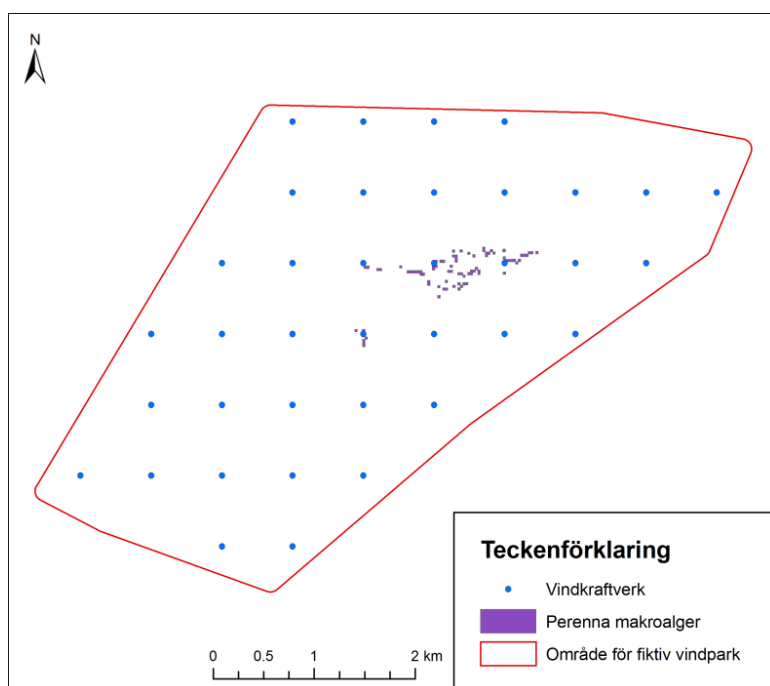
Figur 21. Viktiga områden för alfågel i området som sammanfaller med den fiktiva vindkraftparken på Kiviksbredan.

3.3.2 Blåmusslor och fleråriga makroalger

Naturvärdeskartan för blåmusslor bygger på en rumslig modell och pekar ut bottnar med hög täthet av blåmusslor (minst 25 % täckningsgrad). Även naturvärdeskartan för fleråriga makroalger bygger på en rumslig modell. Modellen pekar ut bottnar med hög sannolikhet för förekomst av fleråriga makroalger. Blåmusslor förekommer med hög täthet över större delen av områdets bottnar med grövre blandade bottensubstrat men saknas på större delen av sandbottenarna. Fleråriga makroalger förekommer betydligt mer sparsamt i området och begränsas till några grundtoppar på grövre blandade substrat.



Figur 22. Hög täthet av blåmussla i den fiktiva vindkraftparken.



Figur 23. Fleråriga makroalger inom den fiktiva vindkraftparken. Naturvärde från modellerad förekomst av fleråriga makroalger.

3.3.3 Tumlare och gråsäl

Eftersom tumlare detekterats på olika platser i Hanöbukten, inklusive i området kring Kiviksbredan inkluderas även dessa i analysen. Naturvärdeslagret för gråsäl inkluderar endast platser där sälar ses på land. Eftersom arten förekommer och rör sig i hela Hanö-

bukten inkluderas även gråsäl i analysen och hela studieområdet räknas som ett område med förekomst av gråsäl.

3.4 Resultat

Påverkan på naturvärdena är olika under anläggningsfas respektive drift av vindkraftparken varför påverkan på naturvärdena kvantifierats separat för dessa faser. Relevanta faser och konstruktionsmetoder har analyserats för respektive naturvärde.

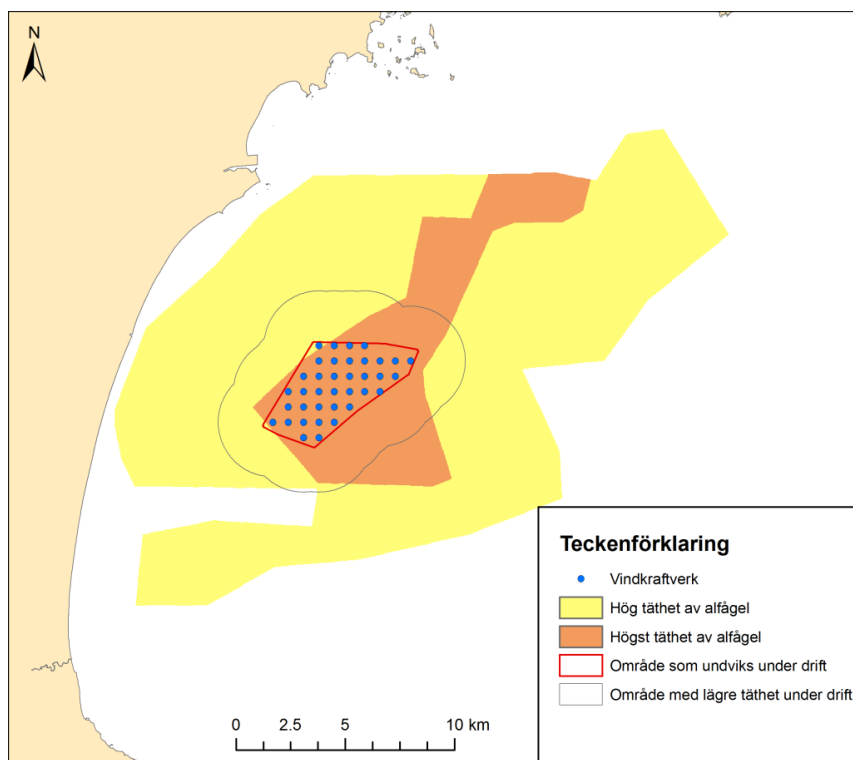
3.4.1 Alfågel

Alfågel påverkas visuellt av vindkraftparkens närvaro. Arten undviker att vistas i vindkraftparker och förekommer dessutom mer sparsamt i en radie på 2000 m runt dessa. Detta medför att en vindkraftpark på Kiviksbredan troligen skulle få stora negativa konsekvenser på alfågel i området (Nilsson och Green 2011, Petersen m.fl. 2006). Över 50 % av det viktigaste området för alfågel i Hanöbukten skulle påverkas varav omkring 25 % skulle bli otillgängligt för arten och omkring 27 % troligen skulle få lägre täthet av alfågel. Även delar av området omkring detta skulle påverkas genom lägre täthet av arten (Tabell 15).

Fundamenttyp och anläggningsmetod är av mindre betydelse för alfågel och har därför inte analyserats för denna art. Påverkan under anläggningsfasen är av samma typ som under driftfasen, d.v.s. en visuell påverkan av de objekt som befinner sig i området.

Tabell 15. Påverkan på alfågel under drift av vindkraftparken, angivet som area och andel av alfågelnas områden i Hanöbukten.

	Otillgänglig area vid drift (km ²)	Andel som blir otillgänglig (%)	Area med minskad täthet vid drift (km ²)	Andel med minskad täthet (%)
Alfågel, hög täthet	0.40	0.15	19.61	7.14
Alfågel, högst täthet	18.83	25.47	19.70	26.63



Figur 24. Områden där alfågel förväntas påverkas av en vindkraftpark i Hanöbukten.

3.4.2 Blåmusslor och fleråriga makroalger

Hårdbottenarter som blåmusslor och fleråriga makroalger påverkas främst av förlust och tillkomst av substrat. Dessa arter påverkas därför mer av gravitationsfundament än av monopiles eftersom gravitationsfundament och omgivande erosionsskydd upptar större bottenyta än monopiles. Under själva anläggningsfasen och en period efter minskar tillgänglig yta inom området för dessa arter men under driftfasen kommer istället fundamenten och framför allt erosionsskyddens sten och block att utgöra substrat för både musslor och makroalger. På sandbottenarna innebär det tillkomst av nytt substrat för främst blåmusslor vilka förekommer med hög täthet på de flesta grövre substrat i området. Även makroalger gynnas troligen av tillkomsten av hårda stabila substrat i området.

För dessa naturvärden beräknades påverkan under både anläggningsfas och driftfas. Påverkan beräknades med alternativet gravitationsfundament med omgivande erosionsskydd, vilket skulle innebära störst påverkan på naturvärdena både vad gäller förlust av befintliga och tillkomst av nya substrat.

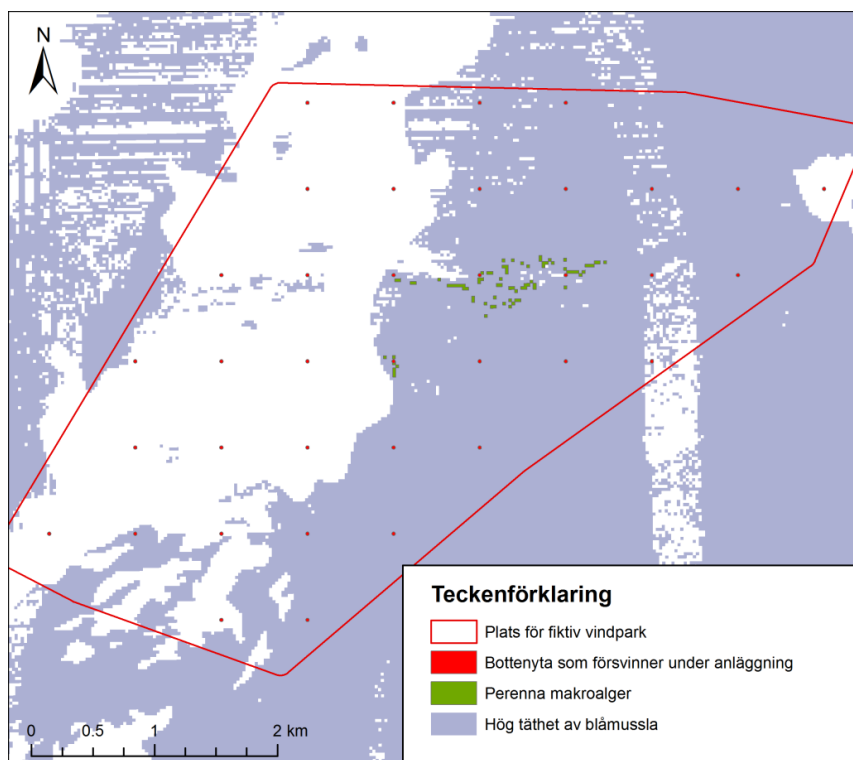
Naturvärdet blåmusslor och i viss mån även fleråriga makroalger kan därmed väntas öka i området efter att en vindkraftpark anlagts, speciellt om gravitationsfundament med omfattande erosionsskydd används. Det är troligt att en minskad förekomst av alfågel skulle leda till minskad predation och ökad förekomst av blåmussla. Eftersom en del av värdet av blåmusslorna är att de utgör föda för sjöfågel (ekologisk funktion) kan man anta att den delen av blåmusslornas naturvärde minskar. Emellertid saknas tillräckligt underlag för att göra kvantitativa beräkningar av dessa förändringar.

Tabell 16. Tillfällig förlust av naturvärdena blåmusslor och fleråriga makroalger under anläggning av vindkraftparken. Nästan hela denna yta förväntas bli återkoloniserad efter anläggningsfasen. Tabellen har beräknats med konstruktionsalternativet gravitationsfundament.

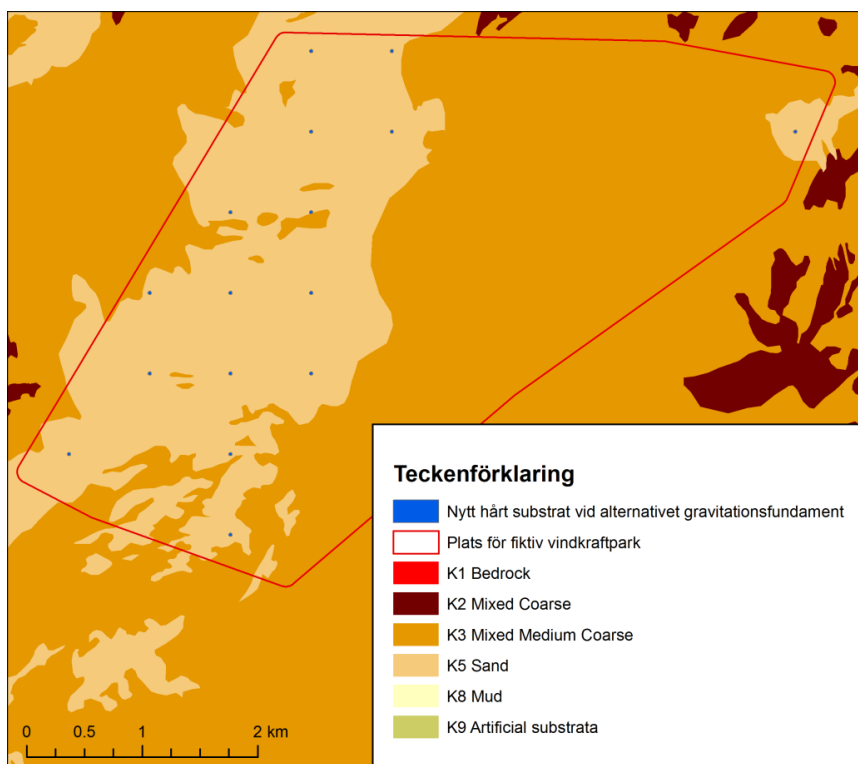
	Area tillfällig förlust under konstruktionsfas (km ²)	Andel tillfällig förlust inom vindkraftparken under konstruktionsfas (%)	Andel tillfällig förlust inom hela studieområdet Hanöbukten under konstruktionsfas (%)
Blåmusslor	0.014	0.127	0.003
Fleråriga makroalger	0.0002	0.412	0.00009

Tabell 17. Potentiell ökning av naturvärdena blåmusslor och fleråriga makroalger till följd av tillkomst av nya substrat efter anläggning av vindkraftparken. Tabellen har beräknats med konstruktionsalternativet gravitationsfundament och 650 m² stora erosionsskydd och anger därmed maxvärden för ökningen.

	Area potentiellt nytt substrat (km ²)	Potentiell ökning av naturvärdet inom vindkraftparken (%)	Potentiell ökning av naturvärdet inom hela studieområdet Hanöbukten (%)
Blåmusslor	0.01	0.096	0.002
Fleråriga makroalger	0.01	20.073	0.005



Figur 25. Bentiska naturvärdena blåmusslor och fleråriga makroalger samt områden som försvinner under anläggningsfasen. Exemplet motsvarar gravitationsfundament med erosionsskydd, det alternativ som tar störst bottenyta i anspråk.



Figur 26. Nytt hårt substrat tillgängligt för blåmusslor och makroalger vid konstruktion med gravitationsfundament och omgivande erosionsskydd.

3.4.3 Tumlare och gråsäl

För marina däggdjur såsom tumlare och gråsäl utgör spridning av ljud i vatten den största påverkansfaktorn vid anläggning och drift av en vindkraftpark. Tillkomst och förlust av substrat samt tillfällig sedimentspridning är av mindre betydelse. Störst ljudspridning väntas under anläggningsfasen men ljud alstras även under drift till följd av vibration i den del av tornet som befinner sig under vattnet (Enhus m.fl. 2012).

Vid anläggningsarbete för de två alternativen ”monopiles” och gravitationsfundament som ingår i detta scenario används olika typer av metoder. Vid anläggning av monopiles är pålning en vanlig metod och vid anläggning av gravitationsfundament utförs vanligen muddring. Pålning ger upphov till kraftiga ljudimpulser som kan höras på långt avstånd under vattnet medan muddring ger upphov till ett betydligt svagare ihållande ljud.

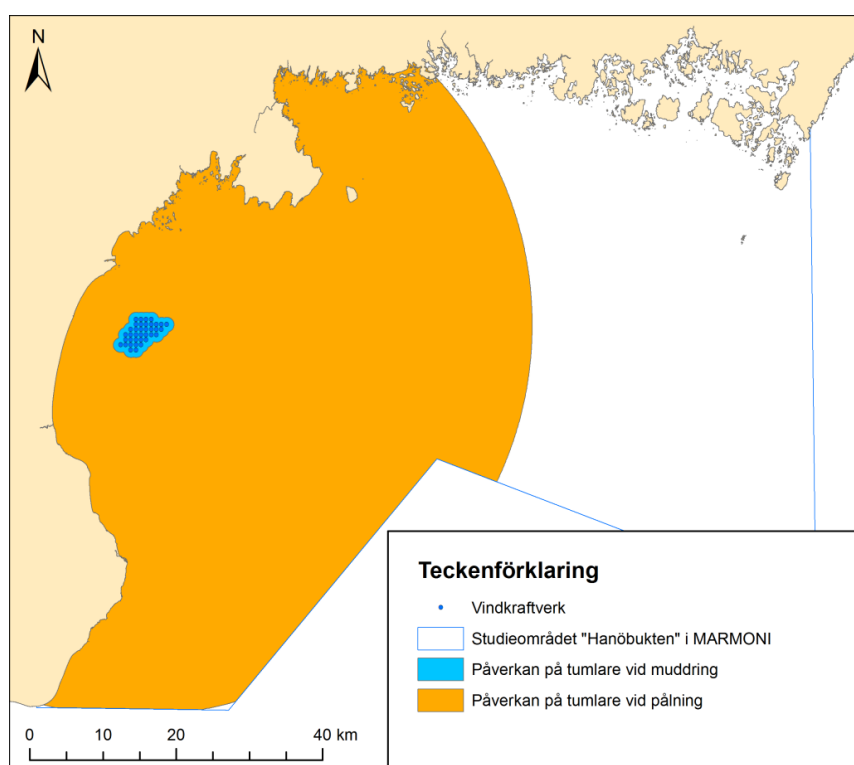
Ljud från pålning kan på korta avstånd ge upphov till allvarliga fysiska skador på marina däggdjur. I detta scenario beräknas påverkansarea som de avstånd där djurens beteende väntas påverkas, d.v.s. att de undviker området.

Här har förväntade effekter av alternativen pålning och muddring analyserats. Påverkan på gråsäl beräknas som påverkan på säl i vattnet (störst påverkansarea), dvs. inte på land. Gråsäl förväntas bli påverkade på 2500 m avstånd vid pålning och på omkring 100 m avstånd vid muddring (Enhus m.fl. 2012). Tumlare uppfattar ljud från pålning på långa avstånd och påverkan kan förväntas på så stort avstånd som 50 km (Dähne m.fl. 2013). För beteendemässig påverkan av ljud från muddring på tumlare hittades inga litteraturuppgifter för tumlare. Uppgifter för andra valar angav värdet 100 m (Enhus m.fl. 2012). På grund av denna osäkerhet ökades förväntad påverkansarea för tumlare vid muddring till 1000 m för att inte riskera att underdriva påverkan.

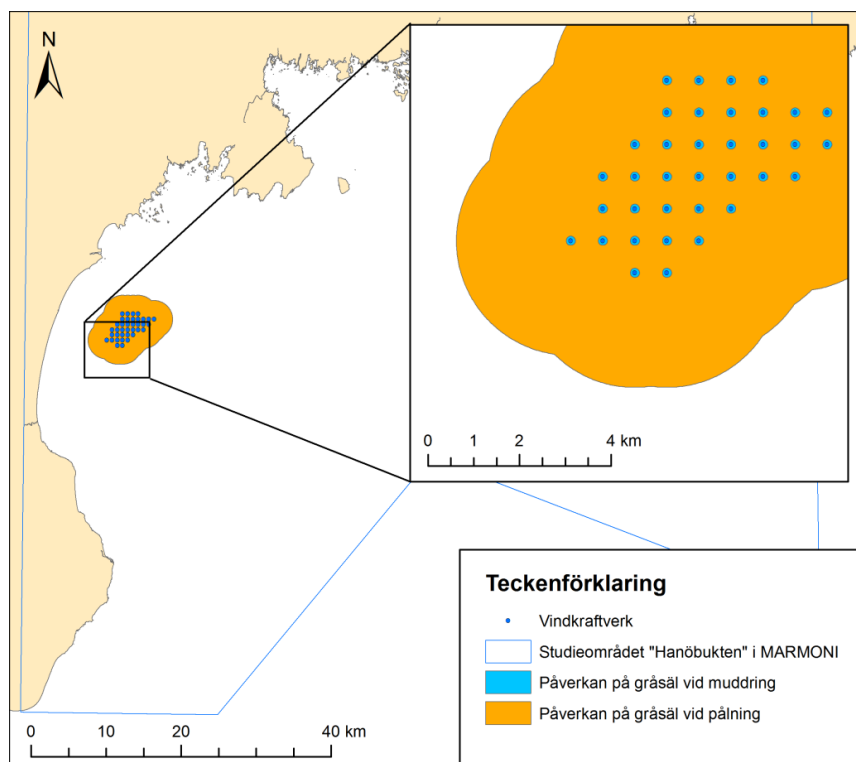
Påverkan på säl och tumlare vid drift av vindkraftparker är mer osäker och svårare att uppskatta. Litteraturuppgifter visar dels att tumlare kan förekomma i högre täthet kring strukturer såsom oljeborrplattformar och konstgjorda rev men även att tumlare kan uppfatta ljud alstrade av en vindkraftpark i drift på ganska långa avstånd (Enhus m.fl. 2012). Effekter av vindkraftparker i drift har därför inte kvantifierats.

Tabell 18. Påverkan på säl och tumlare under anläggning av vindkraftpark. Pålning och muddring är två vanligt förekommande aktiviteter vid anläggningsarbete, där pålning är en trolig metod vid anläggande av "monopiles" och muddring är en trolig metod vid anläggning av gravitationsfundament. * Som naturvärde för tumlare och gråsäl räknas här hela studieområdet Hanöbukten eftersom arterna bedöms röra sig i hela området.

Art	Påverkansarea vid pålning (km ²)	Andel av hela naturvärdet* inom Hanöbukten som påverkas vid pålning (%)	Påverkansarea vid muddring (km ²)	Andel av hela naturvärdet* inom Hanöbukten som påverkas vid muddring (%)	Påverkansarea vid drift
Tumlare	3858.81	60.88	32.21	0.51	okänd
Gråsäl	73.85	1.17	1.16	0.02	okänd



Figur 27. Område som förväntas undvikas av tumlare under anläggningsarbete med pålning respektive muddring.



Figur 28. Område som förväntas undvikas av gräsäl under anläggningsarbete med pålning respektive muddring.

3.5 Diskussion

Detta scenario belyser vikten av att kvantifiera förväntad påverkan på naturvärden i området (i motsats till att endast ange vilka naturvärden som förväntas bli påverkade). Genom att kvantifiera påverkan kan man bedöma påverkans betydelse för respektive naturvärde i området.

Detta scenario visar med stor tydlighet att påverkan på alfågel i studieområdet skulle bli mycket stor vid den placering som valts i detta scenario och att signifikanta konsekvenser för detta naturvärde är högst sannolika. Det visar också med lika stor tydlighet att påverkan på de bentiska naturvärdena blåmusslor och fleråriga makroalger är så liten att den kan betraktas som försumbar (mindre än 0,01 % av dessa naturvärden förväntas påverkas inom studieområdet).

Analysen visar även att val av anläggningsmetod och typ av fundament har stor betydelse för påverkan på marina däggdjur under anläggningsfasen, där framför allt tumlare förväntas påverkas över stora delar av området vid anläggningsarbete med pålning. Pålning skulle påverka tumlare över ett område som är mer än 30 gånger större än det område som de skulle bli påverkade av vid muddring och utgör mer än halva studieområdet.

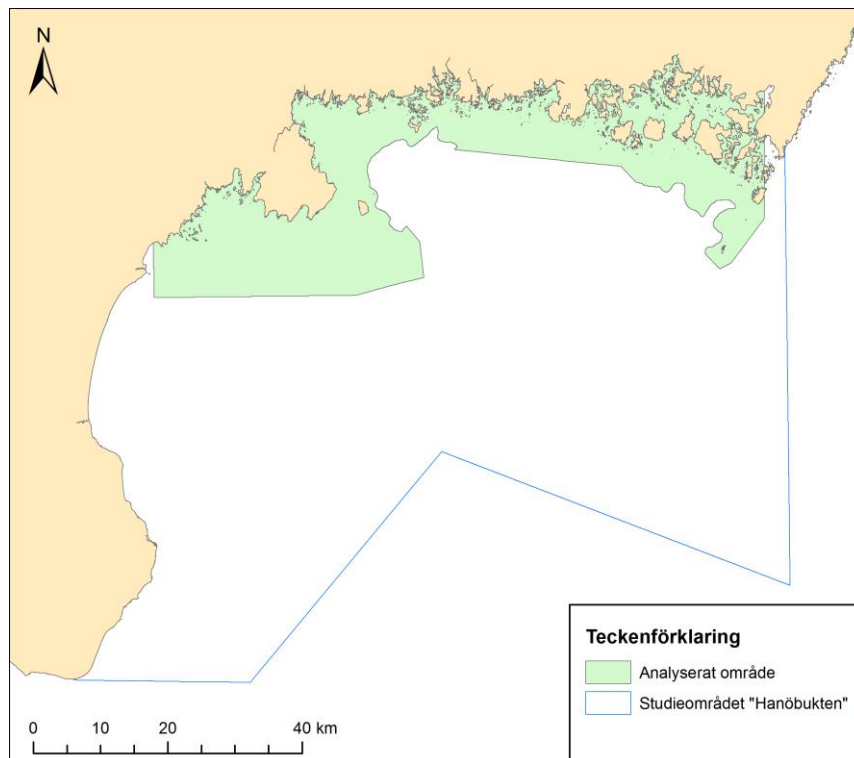
Analysen av den här typen är kraftfulla och förhållandevis snabba. I detta scenario har inte påverkan på fisk och effekter av sedimentspridning inkluderats, men motsvarande analyser och kvantifiering av sådana effekter är också möjliga genom att använda spridningsmodeller för sediment. En sådan analys presenteras exempelvis i en rapport av Didrikas och Wijkmark (2009).

4 Scenario med förändrat siktdjup i Hanöbukten - kvantifiering av effekter på blåstång

I detta scenario används GIS-verktyg tillsammans med rumsliga miljövariabler för att kvantifiera effekter av förändrat siktdjup på blåstång (*Fucus vesiculosus*) längs Blekinges sydkust och skärgård (Figur 29). Det analyserade området har en total area av 1241 km² (land ej medräknat) och ligger i den norra delen av studieområdet Hanöbukten i MARMONI-projektet.

4.1 Scenariobeskrivning

I detta scenario görs ett försök att kvantifiera effekten av ett förbättrat siktdjup på blåstång längs Blekinges sydkust och skärgård samt ett kustområde i nordöstra Skåne.



Figur 29. Studieområdet Hanöbukten i MARMONI-projektet och det analyserade området längs Blekinges sydkust och nordöstra Skåne.

Scenarion skapades för att motsvara siktdjupsförändringar som motsvarar näringsbelastning i nivå med målnivå respektive referensvärdet (baserat på värden från 1997-2003) för Egentliga Östersjön enligt HELCOM Baltic Sea action Plan (HELCOM 2007). Ett nollscenario (förväntad situationen 2021 om inga åtgärder vidtas) beräknades också.

Förväntade värden för förändring av siktdjup följer Bergström m.fl. (2013), se Tabell 19.

Tabell 19. Förväntade förändringar av siktdjup i Egentliga Östersjön till år 2021 enligt Bergström m.fl. (2013).

Scenario	Förändring
Inga åtgärder	10 % minskning*
BSAP mål-nivå	11 % ökning
BSAP Referens-nivå	48 % ökning

* Detta värde beräknades för Stockholms Skärgård men har här applicerats på Hanöbukten.

4.2 Analysmetod

Maximalt möjlig utbredning av blåstång längs Blekinges sydkust och skärgårdsområde togs fram med en GIS-analys i ESRI ArcMap 10. Max- och minvärden för vågexponering vid botten samt ljusmängd vid botten togs fram för förekomst av blåstång samt blåstångsbälten (minst 25 % täckningsgrad av blåstång). Ett sammansatt dataset av 1496 stationer från området, insamlat med dropvideo, dyk och snorkling inom MARMONI-projektet samt ett flertal andra inventeringar användes. I detta dataset förekom blåstång i 341 stationer. Datasetet beskrivs detaljerat i rapporten ”Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten (Wijkmark m.fl. 2015a).

Ljus vid botten beräknades med hjälp av modellerat siktdjup i 100 m upplösning (Sundblad och Bergström 2011). Modellen bygger på medelsiktdjup för sommarmånaderna mellan 2000 och 2010. Från detta GIS-lager beräknades GIS-lager för 10 % minskat, samt 11, respektive 48 % ökat siktdjup.

För att beräkna ljus vid botten från de olika siktdjupslagren användes följande formel:

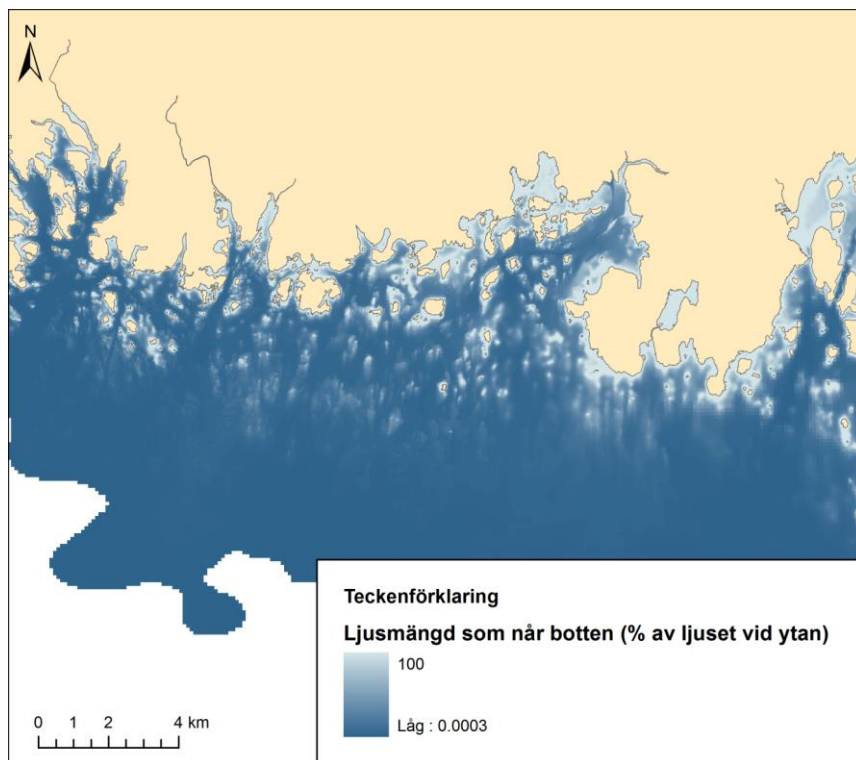
$$\frac{I_z}{I_0} = e^{-kz}$$

I_z är ljusintensitet vid botten, I_0 är ljusintensitet vid ytan och k är the ”light attenuation coefficient” vilken är 1,7/siktdjupet i meter och z är djupet. Djupvärden erhöles från en interpolerad djupgrid i 10 meters upplösning (Wijkmark m.fl. 2015a) med spridnings-tillstånd från Sjöfartsverket (referens 13-02136).

Vågexponering vid botten beräknades med hjälp SWM (Simplified Wave Model, Isaeus 2004) i 25 meters upplösning samt djupgridden i 10 m upplösning. Metoden för beräkning av vågexponering vid botten följer Bekkby m.fl. (2008).

För att beräkna maximal bottenarea tillgänglig för blåstång skapades GIS-raster i 10 m-upplösning som begränsades till max- och minvärden för vågexponering vid botten samt ljusintensitet vid botten för förekomst av blåstång respektive blåstångsbälten.

Slutligen klipptes områden med mjuka bottensubstrat bort för att inte överskatta tångens maximala utbredning. Detta gjordes med hjälp av polygonlager med SGU:s ytsubstrat-klasser skapade 2010 och 2012. Principen för framtagande av dessa lager beskrivs i Hallberg m.fl. (2010).



Figur 30. Utsnitt ur GIS-lagret för andel av ljuset vid havsytan som når ner till botten. Kartan visar sommarmedelvärde från åren 2000 till 2010.

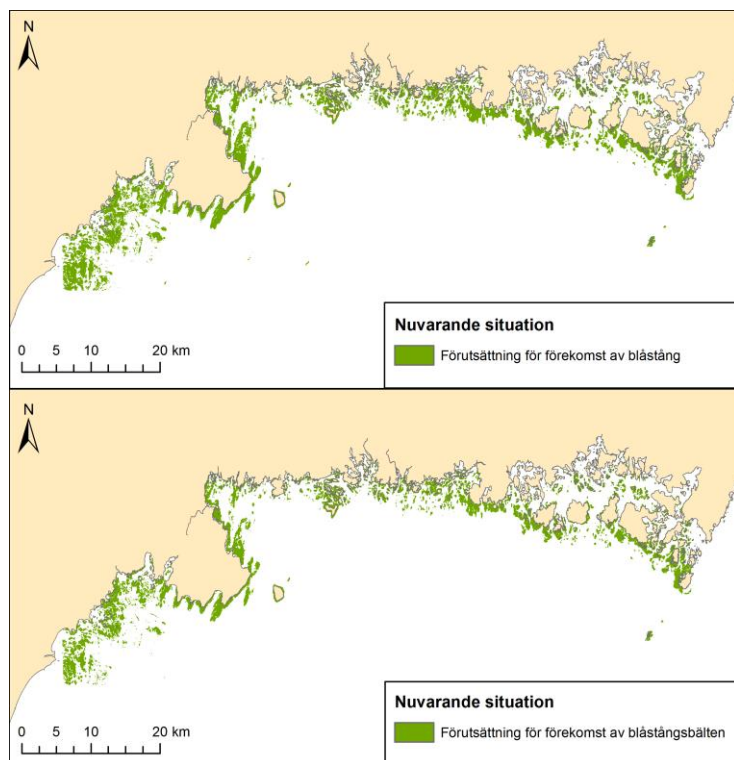
4.3 Resultat

Ett ökat siktdjup i nivå med målvärdena för HELCOM BSAP beräknas leda till omkring 14 % ökning av tillgängliga bottenar för både blåstång och blåstångsbälten medan nollalternativet, d.v.s. inga åtgärder beräknas leda till ungefär 12 respektive 13 procents minskning av tillgänglig bottenarea för blåstång i området.

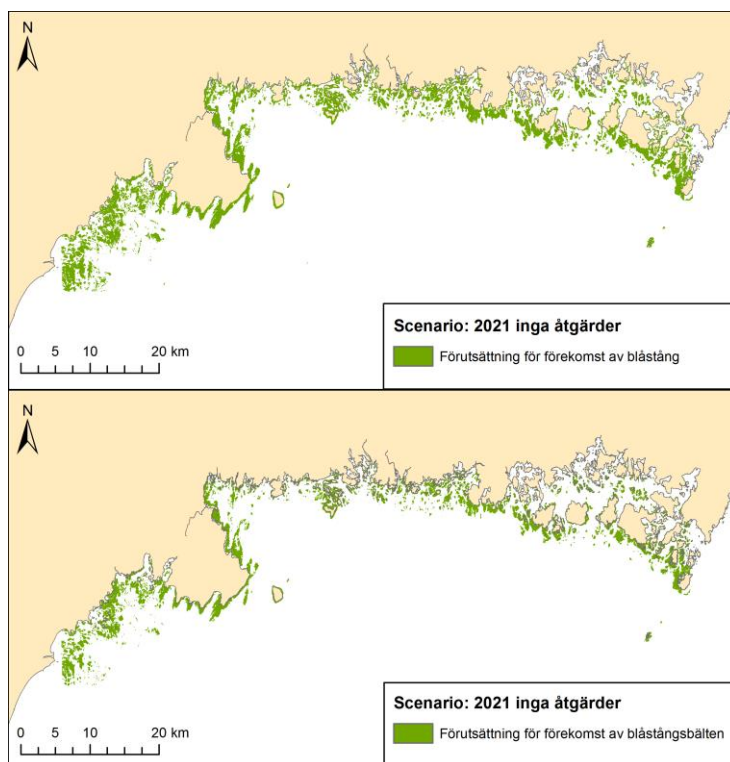
Den största skillnaden gentemot dagens situation representeras av HELCOM BSAP:s referensvärden för siktdjup. Dessa värden beräknas motsvara ungefär 61 respektive 63 % större tillgänglig bottenarea för blåstång respektive blåstångsbälten i området.

Tabell 20. Areal och procentuell förändring av bottenyta med förutsättning för förekomst av blåstång respektive blåstångsbälten vid nuvarande situation samt de tre testade scenarierna.

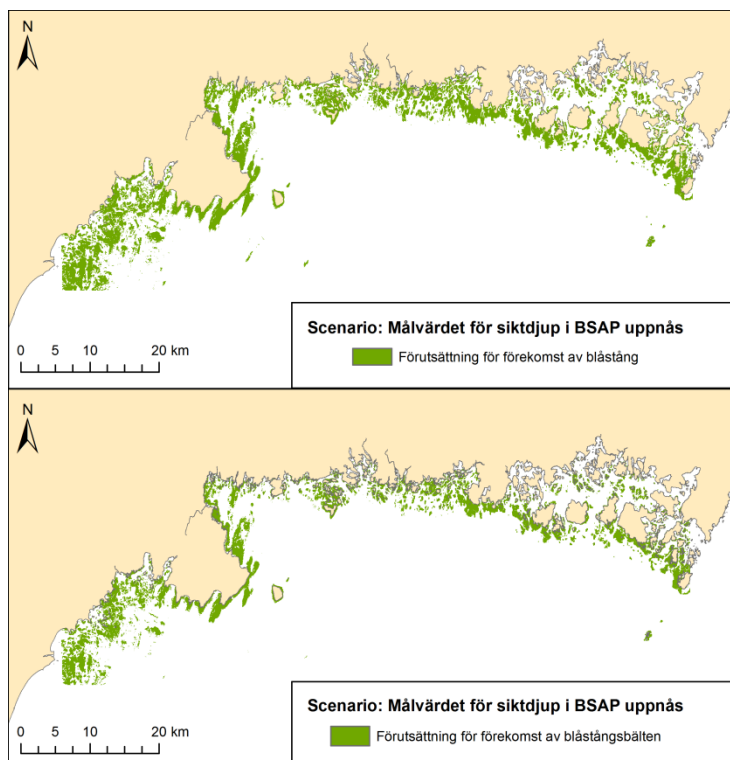
Scenario	Area (km ²) med förutsättningar för förekomst av blåstång	Förändring (%) av area med förutsättningar för förekomst av blåstång	Area (km ²) med förutsättningar för minst 25 % täckningsgrad av blåstång	Förändring (%) av area med förutsättningar för förekomst av blåstångsbälten
Nuvarande situation	202		162	
Inga åtgärder	177	- 12	142	- 13
BSAP mål-nivå	229	+ 14	186	+ 14
BSAP Referens-nivå	325	+ 61	264	+ 63



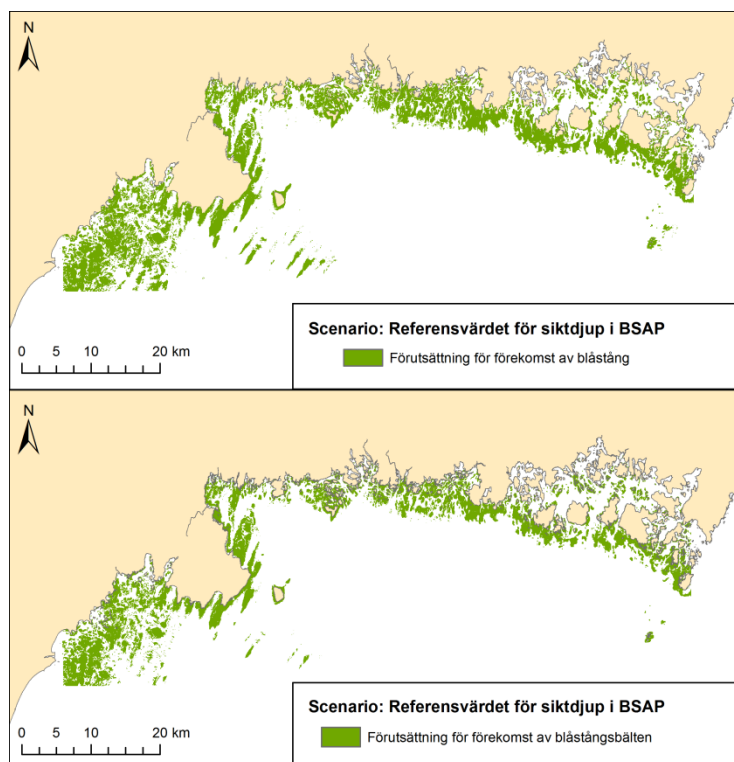
Figur 31. Beräknade områden med förutsättning för förekomst av blåstång (överst) respektive blåstångsbälten (underst) vid nuvarande sommar-siktdjup (medel 2000-2010).



Figur 32. Beräknade områden med förutsättning för förekomst av blåstång (överst) respektive blåstångsbälten (underst) år 2021 vid scenariot där inga åtgärder utförs.



Figur 33. Beräknade områden med förutsättning för förekomst av blåstång (överst) respektive blåstångsbälten (underst) vid scenariot där målvärdet för siktdjup i egentliga Östersjön i HELCOM BSAP uppnås.



Figur 34. Beräknade områden med förutsättning för förekomst av blåstång (överst) respektive blåstångsbälten (underst) vid scenariot för referensvärdet för siktdjup i egentliga Östersjön i HELCOM BSAP.

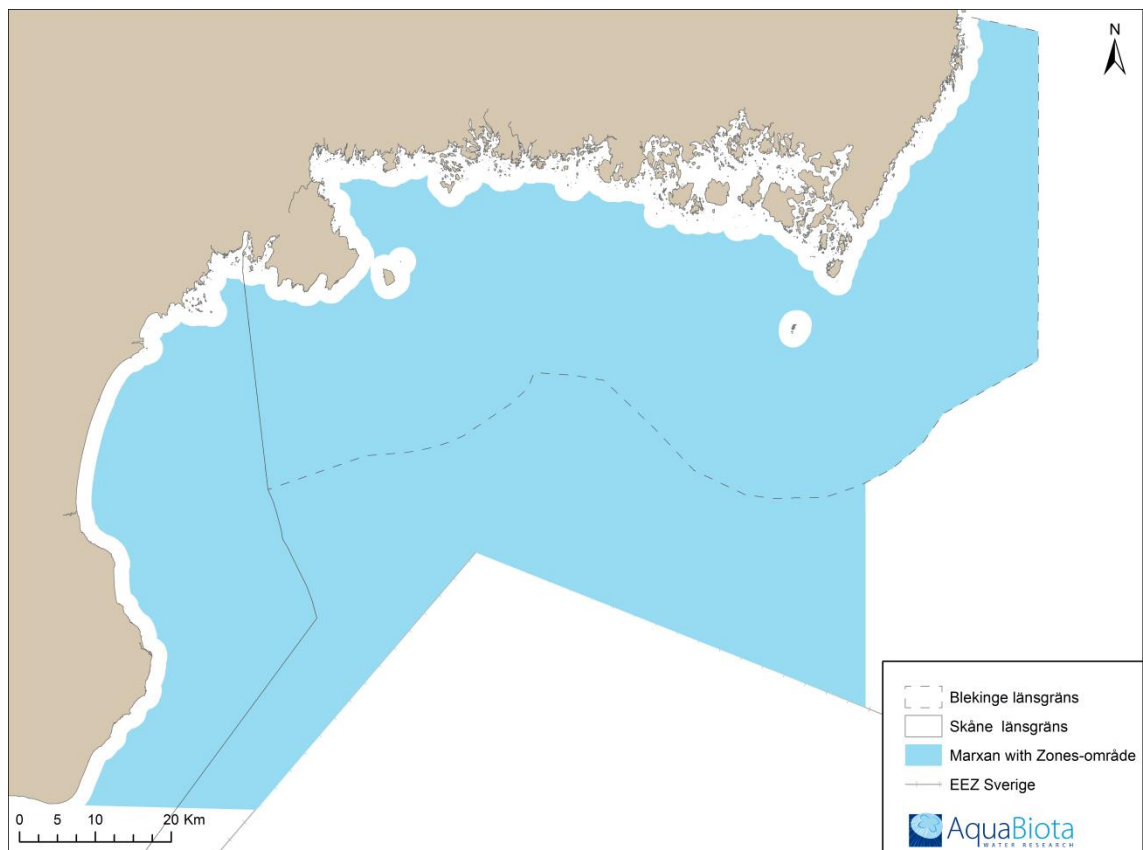
4.4 Diskussion

Resultaten bygger på förändringar applicerade på modellerade och generaliserade underlag men ger likväl fingervisningar om effekter av ett förändrat siktdjup på blåstång. Angivna arealer i denna typ av beräkningsmodell motsvarar inte en beräkning av den faktiska arealen blåstång. Arealerna motsvarar istället beräknad bottenareal som ligger inom artens grundläggande fysiska krav på miljön med avseende på bottensubstrat, vågexponering och ljustillgång. Den faktiska utbredningen av blåstång och blåstångsbälten är därmed med största sannolikhet mindre eftersom utbredningen även begränsas av biologiska faktorer såsom konkurrens med andra arter samt fler fysiska och kemiska faktorer än de som använts i dessa beräkningar. Utbredning utanför de fysiska begränsningar som används här är dock osannolik.

5 Zonering av havsmiljön

Marin zonering är i grunden en rumslig uppdelning av reglerande åtgärder, som används för att implementera rumsliga havsplaner. Genom att dela upp ett område i olika zoner specificeras vilken typ av mänskligt nyttjande som tillåts inom alla delar av ett område (Agardy 2010). Samhällsplanerare kan använda zonering för att integrera planering av olika aktiviteter och intressen, t.ex. vattenbruk, vindkraft, fiske och bevarande av naturvärden.

Beslutsstödsverktyget Marxan with Zones (version 2.01) (Watts m.fl. 2009) användes för att skapa ett förslag till nätverk av marina naturskyddszoner i Hanöbukten och Blekinge län anpassat till nationell havsplanering i Sverige. Studieområdet (Figur 35) avgränsades mot land enligt det nationella planeringsområdet, dvs. en nautisk mil utanför baslinjen (Prop. 2013/14:186).



Figur 35. Området inom vilket en Marxan with Zones-analys har utförts. De vita kustområdena representerar kustområdet en nautisk mil utanför baslinjen och är inte med i analysen.

5.1 Metod

5.1.1 Marxan with Zones

Marxan with Zones är en analytisk mjukvara som används för att så effektivt som möjligt väga olika typer av intressen mot varandra i ett rumsligt perspektiv. Programmets algoritm strävar efter att uppnå målsättningar för områdesskydd och samtidigt minimera konflikter mellan områdesskyddets olika intressen för nyttjande av området. På så sätt skapas ett underlag för fysisk planering (Watts m.fl. 2009). För att detta ska vara möjligt behövs värden som är i behov av områdesskydd identifieras rumsligt och deras behov av skydd kvantifieras (t.ex. 30 % av en viktig biotop). Baserat på en planeringsstrategi för hur och från vad dessa värden ska skyddas definierar användaren ett antal zoner och mål för dessa. Det kan t.ex. vara en zon med målet att skapa ostörda miljöer för vissa arter eller designera utrymme till områden som värnar om naturmiljön och främjar fri-luftsaktiviteter. Utöver det behövs rumsliga underlag som beskriver de aktiviteter som anses stå i någon form av konflikt med målen för områdesskyddet. Även nivån av konflikt fastställs av användaren. Marxan with Zones skapar sedan en zonkonfiguration som (förhoppningsvis) uppnår målen för skydd samtidigt som summan av konflikter minimeras.

Alla Marxan with Zones-analyser gjordes med hjälp av Zonae Cognito (version 1.74) (Segan m.fl. 2011). Detaljerade förklaringar av hur Marxan with Zones och Zonae Cognito fungerar, har tillhandahållits av Watts m.fl. 2009 och Seaman m.fl. 2011. För att säkerställa stabila och logiska körningar kalibrerades varje scenario individuellt enligt Ardron m.fl. (2010).

5.1.2 Upplösning

Analysen drivs på ett rutnät av hexagoner, som var och en utgör en enskild analysenhet. Storleken på hexagonerna sattes till 3 km², vilket i ett möte med representanter på HaV bedömts lämpligt för havsplanering på nationell nivå.

5.1.3 Skyddsvärden och skyddsmål

Zoneringen utformades som ett förslag på områdesskydd för naturvärden som fanns karterade i studieområdet. Dessa var sågtång, kräkel, artparet rödalger kilrödblåd och blåtonat rödblåd, blåmussla, östersjömussla, havsborstmasken *Marenzelleria spp.*, artparet märkräftar *Monoporeia affinis/Pontoporeia femorata*, märkräftan *Bathyporeia spp.*, medelkoncentrationsområde (20 individer/km²) för alfågel samt högkoncentrationsområde (75 individer/km²) för alfågel (se Tabell 21 och Bilaga 2). Ett fokus på arter snarare än artgrupper (t.ex. fleråriga rödalger) valdes för att undkomma duplicering av arter som förekom i flera kartlager (Wijkmark m.fl. 2015a).

Analysen gjordes i tre scenarior med olika mål för omfattningen av skydd, uttryckt i areal, för respektive naturvärde (Tabell 21). I scenario 1 och 2 gavs samtliga naturvärden jämlika skyddsmål på 10 % respektive 20 % av ytan för respektive naturvärde. Dessa värden influerades av det nationella målet att skydda 10 % av Sveriges marina områden (Regeringsbeslut M2014/593/Nm) samt WWF:s rekommendation att det nationella skyddsmålet bör uppgå till 20 % (WWF 2014). Dessa mål är dock tänkta för den totala marina ytan, medan de här används per naturvärde. I scenario 3 sattes individuella skyddsmål för de olika naturvärdena. Skyddsmålet på 20 % från Scenario 2 behölls för sågtång och kräkel, medan rödblåd sänktes till 10 %. Utbredningskartan för dessa var

predikterad med något sämre sannolikhet än övrig vegetation och gavs därför ett något lägre skyddsmål för att kompensera för osäkerheten i prediktionen. Artparet var heller inte identifierad som en biotop i naturvärdesbedömningen (Avsnitt 2), eftersom den aldrig dominerande i någon enskild inventeringspunkt. Även blåmusslorna tilldelades ett skyddsmål på 10 %. Arten är av stor vikt för det marina ekosystemet i området, men förekommer samtidigt över en stor areal (Wijkmark m.fl. 2015a). Övriga ryggradslösa bottendjur tilldelades ett skyddsmål på 5 %, förutom *Marenzelleria* spp. som enbart tilldelades ett värde på 2 %. Behovet av områdesskydd för de bottenlevande djuren i Hanöbukten och Blekinge län bedömdes inte som särskilt stort, då de främsta hoten mot dessa arter troligtvis är diffus påverkan från övergödning och föroreningar. *Marenzelleria* spp. har dessutom identifierats som en av de invasiva arter i Östersjön som har haft störst effekt på ekosystemet (Ojaveer och Kotta 2014). Högst mål för andel skydd i scenario 3 tilldelades till alfågel p.g.a. dess hotstatus samt att Hanöbukten är ett nationellt viktigt område för alfåglarna (Nilsson 2011). Högkoncentrationsområdet tilldelades ett mål för skydd på 100 % och medelkoncentrationsområdet ett skydd på 20 % för att skapa en buffert kring högkoncentrationsområdet. Skyddsmålen omräknade till yta för respektive naturvärde adderat per scenario motsvarar för scenario 1; 5.3 %, för scenario 2; 10.5 % och för scenario 3; 4.6 % av studieområdets yta.

Övriga inställningar i analysen var likadana för alla tre scenarior, bortsett från de som är förknippade med kalibrering av analysen.

Tabell 21. Naturvärden för vilka förslag på områdesskydd togs fram samt uppsatta skyddsmål i tre olika scenarier. Skyddsmålen uttrycks som önskad % av arten/artparets predikterade rumsliga utbredning vilken omfattas av rumsligt skydd.

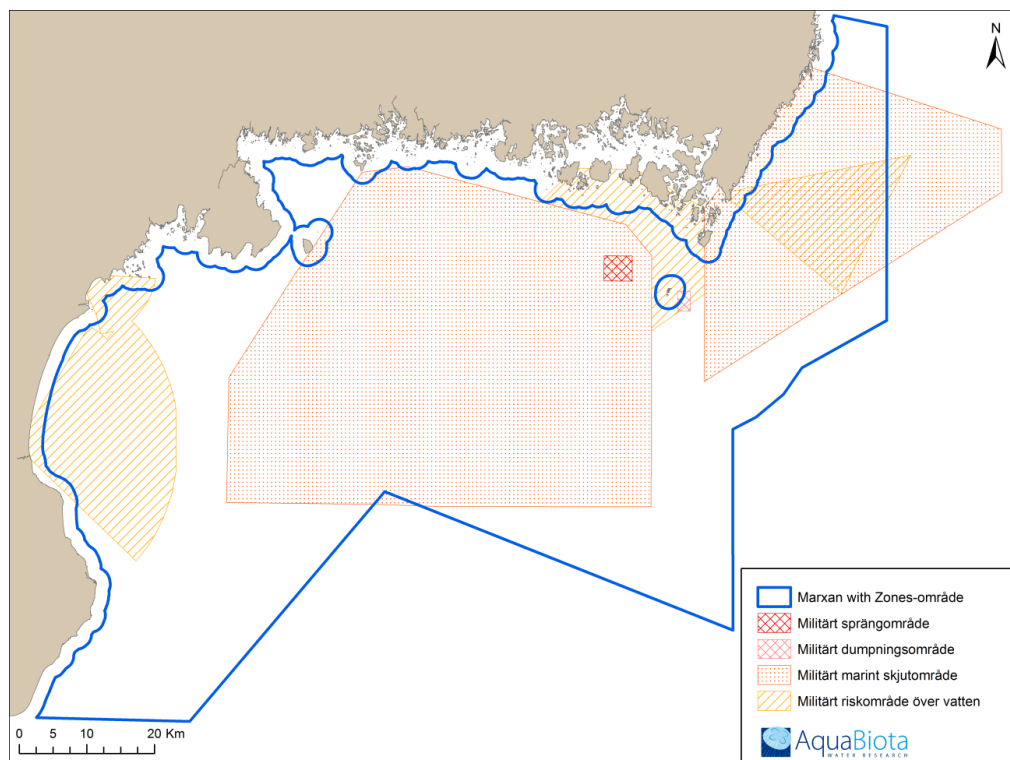
Naturvärde	Skyddsmål, scenario 1	Skyddsmål, scenario 2	Skyddsmål, scenario 3
God och mycket god förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av sågtång (<i>Fucus serratus</i>)	10 %	20 %	20 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	10 %	20 %	20 %
God förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av kilrödblåd (<i>Coccytylus truncatus</i>) / blåtonat rödblåd (<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>)	10 %	20 %	10 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor (<i>Mytilus edulis</i>)	10 %	20 %	10 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 500 ind/m ² av östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	10 %	20 %	5 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av havsborstmasken <i>Marenzelleria</i> spp.	10 %	20 %	2 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av märilkräftorna <i>Monoporeia affinis</i> / <i>Pontoporeia femorata</i>	10 %	20 %	5 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 100 ind/m ² av märilkräftan <i>Bathyporeia</i> spp.	10 %	20 %	5 %
Medelkoncentrationsområde (minst 20 ind/km ²) för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	10 %	20 %	20 %
Högkoncentrationsområde (minst 75 ind/km ²) för alfågel	10 %	20 %	100 %

5.1.4 Mänskliga aktiviteter

Nedan beskrivs de kartlager över aktiviteter som var tillgängliga för analysen.

5.1.4.1 Militär verksamhet

I Hanöbukten och Blekinge län används stora delar av det marina området som militära skjutområden. Det finns även flera riskområden över vatten från övnings- och skjutfält på land, ett sprängområde under vatten samt ett mindre dumpningsområde strax öster om Utklippan (Figur 36). Sådana verksamheter kan bl.a. ge upphov till över- och undervattensbuller, kontaminering av botten och fysisk bottenstörning. Hanöbuktsutredningens (Havs- och Vattenmyndigheten 2013a) utvärdering av skjutfälten Ravlunda och Rinkaby i västra Hanöbukten visade dock att ingen påverkan av skjutfältets aktiviteter påverkar organismer i den strandnära marina miljön genom kontaminering, men även att mer omfattande undersökningar av skjutfältet kan behövas för att göra en fullvärdig utvärdering.

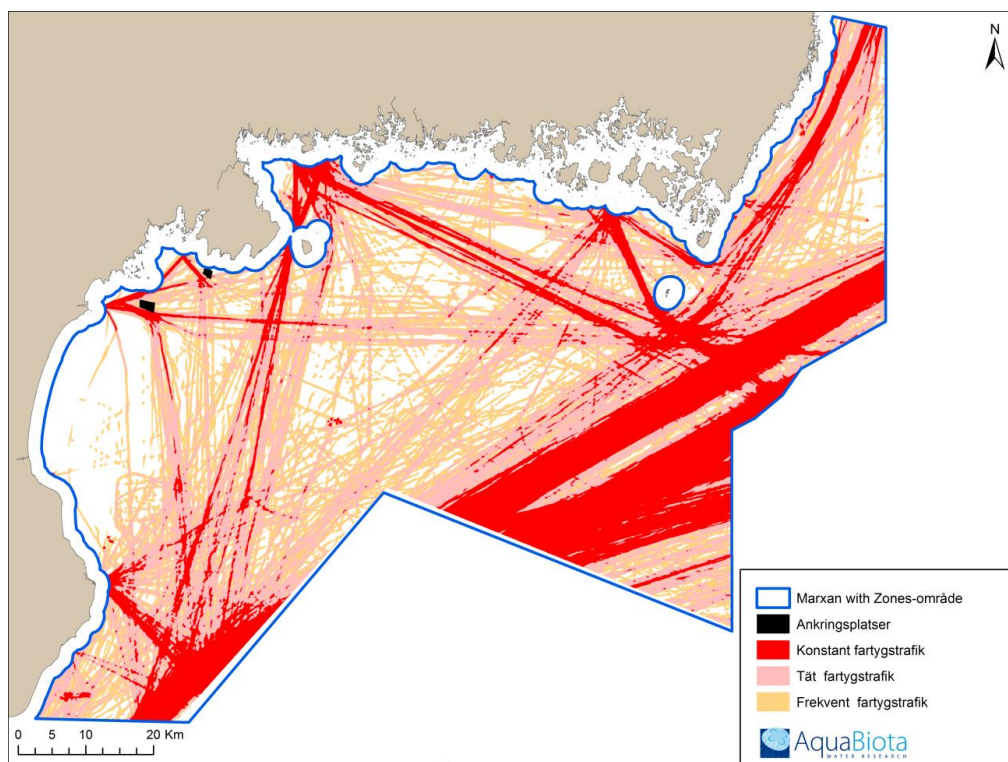


Figur 36. Militära aktiviteter i Hanöbukten och Blekinge län.

5.1.4.2 Sjöfart

Sammanställd fartygsdata och ankringsplatser var tillgängliga genom en kartläggning av påverkande faktorer på den marina miljön (Naturvårdsverket 2010b). Fartygstrafiksdata var framtagna genom densitetsanalyser av AIS (Automatic Identification System) -data. och hade delats in i fem klasser; (1) ingen eller mycket ringa trafik, (2) viss, gles trafik, (3) frekvent trafik, (4) tät trafik och (5) konstant trafik. Klasserna 3-5 användes som enskilt separata lager i analysen. Två ankringsplatser var belägna inom studieområdet (Figur 30).

Fartygstrafik kan bl.a. orsaka bottenstörning, höga bullernivåer och föroreningar som kan påverka det marina livet negativt (Hildebrand 2009, Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Sundblad och Bergström 2014, Popper m.fl. 2014). T.ex. hävdar Larsson (2006) att illegala oljeutsläpp är ett betydande hot mot det europeiska alfågelbeståndet. Varje år dör tiotusentals, och vissa år hundratusentals, alfåglar enbart i Östersjön. Ankringsplatser besöks ofta av fler fartyg än deras närliggande områden och kan därför också förknippas med samma störningar.

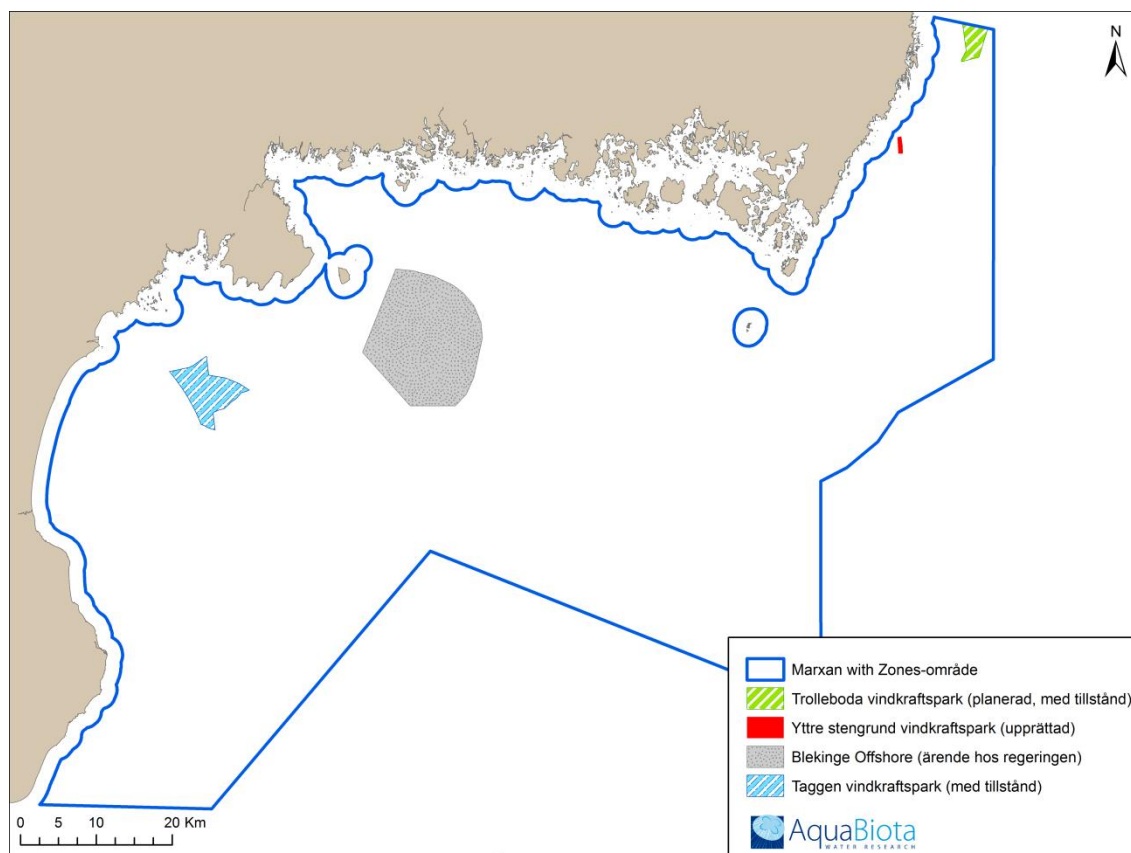


Figur 37. Fartygstrafik i Hanöbukten och Blekinge län. Kartan har baserats på en kartering av påverkansfaktorer på marin miljö utförd av METRIA på uppdrag av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2010b).

5.1.4.3 Vindkraft

I studieområdet finns idag enbart en mindre vindkraftsanläggning på fem verk vid Yttre Stengrund utanför Blekinges östkust. Men detta kan komma att förändras betydligt i framtiden. Det finns redan tillstånd för uppförande av 30 vindkraftsverk i Trolleboda i Kalmar sund och 83 verk vid Taggens fyr i Sölvesborgs kommun. Ett uppförande av ytterligare 500-700 vindkraftsverk i Hanöbukten (Blekinge Offshore) ligger för avgörande hos regeringen (Mark- och Miljödomstolen har medgett tillstånd för verksamheten). Vindkraftsanläggningarnas placering kan ses i Figur 38.

Alla befintliga och planerade vindkraftsanläggningar samt de som fortfarande genomgår prövning behandlades likvärdigt i analysen. Kartunderlaget är baserat på riksintresse för energiproduktion, då dessa sammanfaller med vindkraftsverkens verkliga positioner.



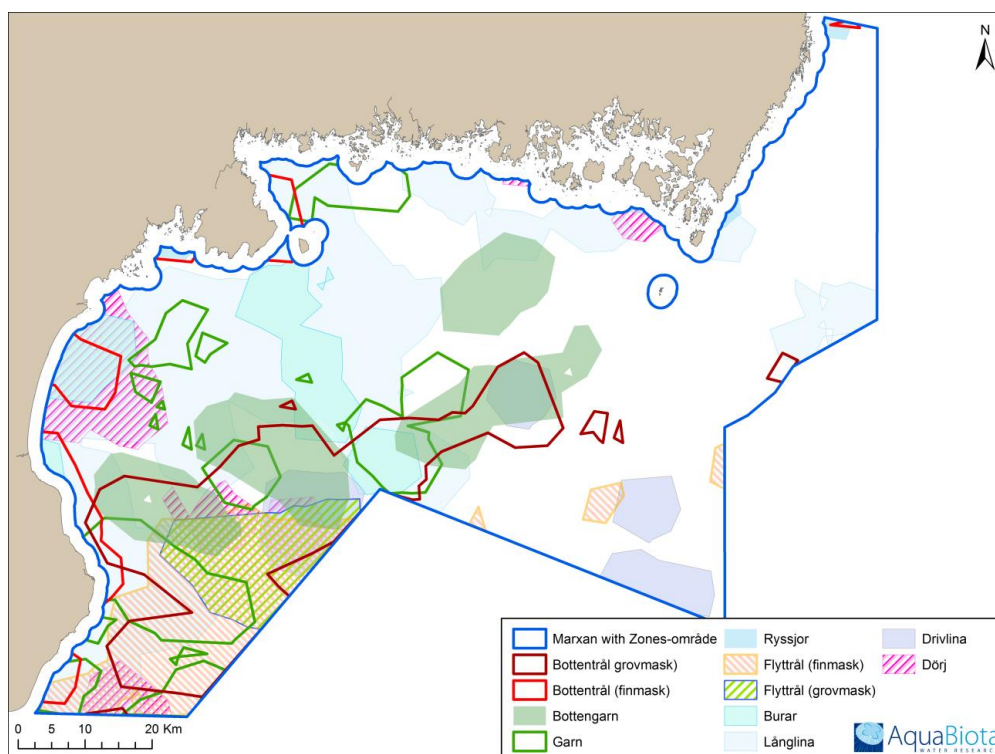
Figur 38. Vindkraftsanläggningar och -projekteringar i Hanöbukten och Blekinge län.

5.1.4.4 Fiske

Kartlager som använts för beskrivning av fiskerinäringen i studieområdet härstammar från en kartläggning av VMS- och loggboksdata för åren 2007-2009, i samband med projektet Reglering av fiske i skyddade marina områden (Havs- och Vattenmyndigheten 2013b). Dessa lager beskriver fångst i kg per år (medel för 2007-2009) uppdelat på olika redskapstyper (Figur 39). De lägsta värdena ($\geq 10\%$ av medelfångsten) rensades bort för att identifiera var det är viktigast att bevara fisket samt var trycket är hårdast. Gränsen valdes genom att dela upp rasterna i 32 Jenks (natural breaks) och visuellt granska fiskelagren. 10 % bedömdes som en rimlig brytpunkt för att representera de viktiga fiskeområdena.

Påverkan av fisket på naturvärdena inkluderade i denna analys varierar mellan de olika redskapstyperna. Bottentrålar är det redskap som gör störst skada på bottenmiljöerna, genom att skada bottenlevande organismer och förstöra biogena strukturer. Även andra redskap som rör botten, som t.ex. nät, har i viss mån negativa effekter (Havs- och Vattenmyndigheten 2013b).

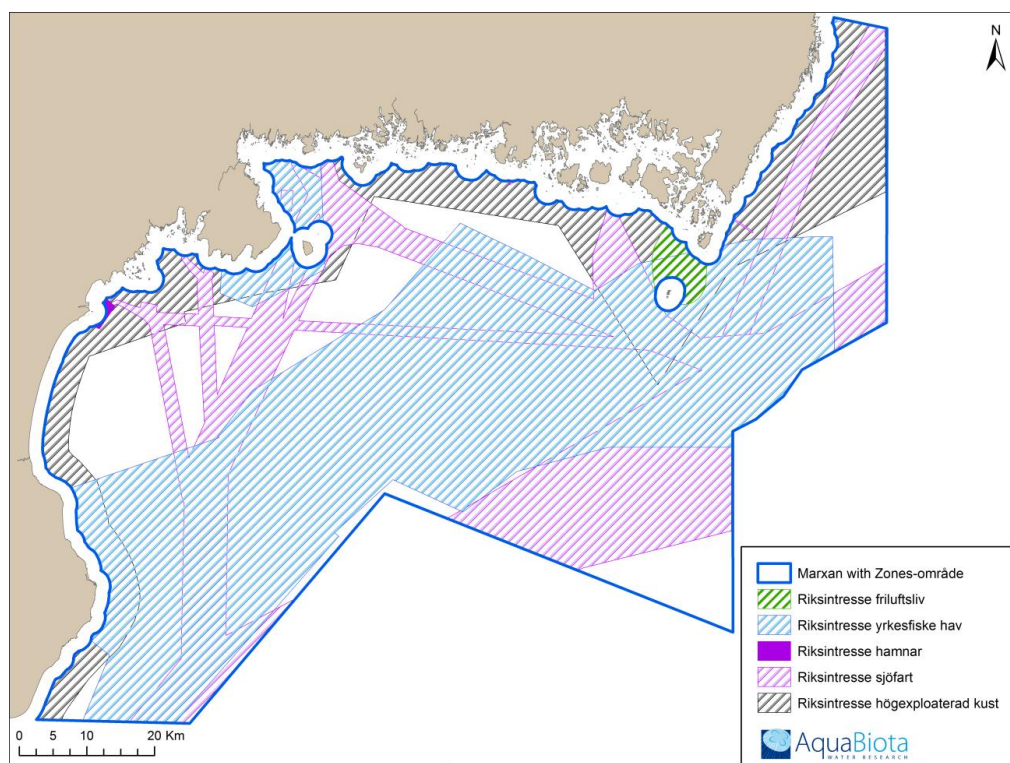
Bifångst av fågel, fisk och däggdjur är en annan negativ påverkan av fiskeindustrin (Korpinen och Braeger 2003, Österblom m.fl. 2002, Lunneryd m.fl. 2004). I Östersjön är nätfiske den fiskemetod där flest fåglar oavsiktligt fångas. Alfågel är en art som ofta rapporteras som bifångst och kan fångas i betydande omfattning i förhållande till dess populationsstorlek (Havs- och Vattenmyndigheten 2013b). Precis som övrig fartygstrafik genererar fiskefartyg givetvis över- och undervattensbuller som kan störa marint liv.



Figur 39. Fiske i Hanöbukten och Blekinge län. Kartan är baserad på en kartläggning av VMS- och loggboksdata 2007-2009, i samband med projektet Reglering av fiske i skyddade marina områden (Havs- och Vattenmyndigheten 2013b).

5.1.4.5 Riksintressen

Ett flertal områden i Hanöbukten och Blekinge län är utpekade som områden av riksintressen för yrkesfiske till havs, sjöfart, hamnar, friluftsliv och högexploaterad kust (Figur 40). Riksintresse för energiproduktion finns även utpekade i området men sammanfaller med lagren som visats i Figur 38 och exkluderades därmed ur analysen. Riksintressen ger prioriteringsstöd till kommuner och länsstyrelser vid beslut om ändrad markanvändning.



Figur 40. Några utvalda riksintressen i Hanöbukten och Blekinge län.

5.1.5 Zoner

En tregradig skala användes för de marina naturskyddszonerna; lätt, medel och hårt skydd. Målet med den hårdaste graden av skydd var att designera områden med minimal störning från mänskliga aktiviteter. Zonen för en medelnivå av skydd var framförallt fokuserad på att förhindra bottenstörning och zonen med lätt skydd på att förhindra grov bottenstörning. I denna zon var alltså lättare varianter av bottenstörning tillåtna. Utöver de tre naturskyddszonerna fanns en zon för de områden som inte omfattas av något naturskydd.

Nivån av konflikt mellan aktiviteterna och målen för naturskyddszonerna definierades på en relativ skala (Tabell 22). Dessa värden användes som underlag för att begränsa att en zon väljs i ett område där en konflikterande aktivitet bedrivs. Militära sprängområden under vatten har t.ex. en hög konfliktnivå och begränsning i alla tre naturskyddszoner (Tabell 22). Detta innebär att andra områden prioriteras för naturskydd förutsatt att dessa är tillräckliga för att uppnå målen av skydd för respektive naturvärde (Tabell 21) samt att de inte är förknippade med ännu högre begränsningar.

Baserat på målsättningarna för zonerna samt begränsningen av aktiviteter definierades andelen måluppfyllelse som varje zon bidrar till (Tabell 23). En andel på 50 % innebär att en dubbels så stor yta måste skyddas jämfört en andel på 100 % för att uppnå samma nivå av skydd.

För att skapa en buffert kring de höga nivåerna av skydd användes även en ”straffavgift” för olika zoners angränsning till varandra. Denna utformades på ett sådant sätt så att zoneringen styrdes mot att klumpa ihop analysenheter (hexagoner) av samma zon samt att zoner som ligger nära varandra i skyddsskalan (inget, lätt, medel och hårt skydd) angränsar mot varandra.

Tabell 22. Nivå som Marxan with Zones begränsas att välja respektive zon i ett område där respektive aktivitet bedrivs. Begränsningen anges i en färgskala, där mörkblå betyder ”hög begränsning” och vit betyder ”ingen begränsning”.

Aktivitet		Inget skydd	Lätt skydd	Medel skydd	Hårt skydd
Militär	Sprängområde under vatten				
	Militärt dumpningsområde				
	Marint skjutområde				
	Riskområde över vatten				
Sjöfart	Ankringsplatser				
	Konstant				
	Tät				
	Frekvent				
Vindkraftverk					
Fiske	Bottentrål (grovmask utan rist)				
	Bottentrål (finmask utan rist)				
	Bottengarn				
	Garn				
	Ryssjor				
	Flyttrål (finmask)				
	Flyttrål (grovmask)				
	Burar				
	Långlina				
	Drivlina				
	Dörj				
Rikssintressen	Rikssintresse Yrkesfiske hav				
	Rikssintresse Hamn				
	Rikssintresse Sjöfart				
	Rikssintresse Friluftsliv				
	Rikssintresse Högexploaterad kust				

Tabell 23. Andel som varje zon bidrar till uppfyllelsen av naturskyddsmålen för respektive naturvärde (skyddsmålen anges i Tabell 21). En andel på 50 % innebär att en dubbelt så stor yta måste skyddas jämfört en andel på 100 % för att uppnå samma nivå av skydd.

Naturvärde	Inget skydd	Lätt skydd	Medel skydd	Hårt skydd
God och mycket god förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av sågtång (<i>Fucus serratus</i>)	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	0 %	20 %	50 %	100 %
God förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av kilröddblad (<i>Coccolytus truncatus</i>) / blåtonat röddblad (<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>)	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor (<i>Mytilus edulis</i>)	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 500 ind/m ² av östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av havsborstmasken <i>Marenzelleria</i> spp.	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av märkräftorna <i>Monoporeia affinis</i> / <i>Pontoporeia femorata</i>	0 %	20 %	50 %	100 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 100 ind/m ² av märkräftan <i>Bathyporeia</i> spp.	0 %	20 %	50 %	100 %
Medelkoncentrationsområde (minst 20 ind/km ²) för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	0 %	0 %	0 %	100 %
Högkoncentrationsområde (minst 75 ind/km ²) för alfågel	0 %	0 %	0 %	100 %

5.1.6 Presentation av resultat

Marxan with Zones algoritmen använder en slumpmässig, stegvis parameter som generellt inkluderar flera körningar i varje analys, vilka alla genererar en enskild zonkonfiguration (Grantham m.fl. 2013, Watts m.fl. 2009). Varje sådan zonkonfiguration ges olika utvärderingsmått, som t.ex. måluppfyllelse och konfliktnivåer. Detta resulterar i en mångfald av information som är möjlig att presentera på många olika sätt. Summan av straffvärden som ges för utebliven måluppfyllelse, konflikter, oönskade zonangrängningar och/eller dåligt klumpade planeringsenheter, vidare kallat körningens utvärderingspoäng, kan användas för att avgöra vilken körning som är mest optimal, dvs. som uppfyller målen för naturskydd samtidigt som konflikterna har minimerats. Det rekommenderas dock att man inte begränsar sig till att enbart titta på körningen med bäst (dvs. lägst) poäng, då den kanske inte är praktiskt genomförbar. Det kan finnas flera andra körningar med snarlika utvärderingspoäng som är lättare att implementera (Ardron m.fl. 2010). För varje scenario presenteras zonkonfigurationen med bäst utvärderingspoäng samt en efterkonstruerad zonkonfiguration framtagen baserat på typvärdet av de tre scenarierna.

Det kan även vara intressant att titta på vilka planeringsenheter som ofta valts som en del av en bra lösning baserat på alla eller flera körningar i en analys, vidare kallat urvalsfrekvensen. Denna kan användas för att bedöma hur användbar en planeringsenhet är för att skapa en effektiv zonkonfiguration inom ett givet scenario, vilket i sin tur kan

underlätta prioritering. Det är dock viktigt att understryka att det inte motsvarar en zonkonfiguration som *uppfyller* kriterierna för ett givet scenario, utan är tänkt som tilläggsinformation (Ardron m.fl. 2010). Generellt är det dessutom så att alla körningar i en analys bidrar lika mycket till urvalsfrekvensen. Högeffektiva lösningar där alla mål är uppfyllda bidrar lika mycket som otillräckliga lösningar där inte alla mål har uppfyllts. Detta medför att de planeringsenheter som valts ofta inte nödvändigtvis är en del av de mest effektiva lösningarna (Fischer och Church 2005, Ardrön m.fl. 2010). För att undvika detta presenteras urvalsfrekvensen enbart för de 10 körningarna med bäst utvärderingspoäng.

5.2 Resultat

Alla de tre scenarier som använts för att skapa underlag till placeringen av marina naturskyddszoner, genererade zonkonfigurationer som uppfyllde de mål för skydd som angivits för respektive scenario. Vid en jämförelse av körningarna med bäst utvärderingspoäng för de tre scenarierna, noteras att naturskyddet huvudsakligen placerats inom zonen lätt skydd i alla tre scenarier (Tabell 25). I scenario 1 (skyddsmål ca 10 % för alla naturvärden) tilldelades totalt ca 11.6 % av studieområdets yta för naturskydd, varav ca 9 % i zonen lätt skydd och 1 % vardera till de övriga skyddsnivåerna. Scenario 2 (skyddsmål 20 % för alla naturvärden) är det scenario där störst områden föreslagits för skydd; ca 17.6 % av studieområdets yta. I det scenariot delas naturskyddet upp jämnare mellan de olika typerna av skydd än för de övriga två scenarierna. Omkring 11 % av studieområdets yta föreslås som lätt skydd, ca 5 % som medel skydd och ca 2 % som hårt skydd. För att uppnå de individuellt uppsatta skyddsmålen i Scenario 3, föreslås enbart ca 7 % av studieområdets yta som naturskydd. Precis som i scenario 2 tilldelades den hårdaste formen av skydd till 2 % av ytan, men enbart ca 1 % till medelnivån av skydd och ca 4 % till den lättare skyddszonen.

Nivån (zon) och mängd (%) av rumsligt skydd som tilldelats varje naturvärde presenteras per scenario i Tabell 25. Mängden skydd uttrycks i procent av varje naturvärdes utbredning. Därför är det inte, baserat på denna information, möjligt att jämföra ytan (areal) där skydd tilldelats olika naturvärden. Uppdelningen av naturvärden inom zonerna bygger delvis på att uppnå skyddsmålen för varje naturvärde (Tabell 21), men även på överlappningar mellan naturvärden. Exempelvis var skyddsmålen i Scenario 2 20 %, vilket för de höga koncentrationerna av alfåglar uppfylldes i den hårdaste skyddszonen. Men zonerna lätt och medel skydd tilldelas också utrymme inom alfågelområdet för att uppfylla målen för andra överlappande naturvärden, vilket ger alfågelområdet extra skydd "på köpet".

Den rumsliga fördelningen av zonerna i körningarna med bäst utvärderingspoäng för de tre scenarierna skiljer sig en hel del åt (Figur 41). I översiktliga drag är det ungefär samma områden som föreslås för skydd, men storlek och typ av zonerna skiljer sig. I scenario 1 är den hårdaste skyddsformen utspridd i enstaka analysenheter, medan den i scenario 2 är mer aggregerad. I scenario 3 är den hårdaste skyddszonen nästan helt placerad över högkoncentrationsområdet för alfågel (jmf. Figur 41 och Figur 15 i Bilaga 2). Urvalsfrekvens hos zonen i de 10 körningarna med bäst utvärderingspoäng (hårt skydd: Figur 42, medel skydd: Figur 43 och lätt skydd: Figur 44) följer ett liknande mönster.

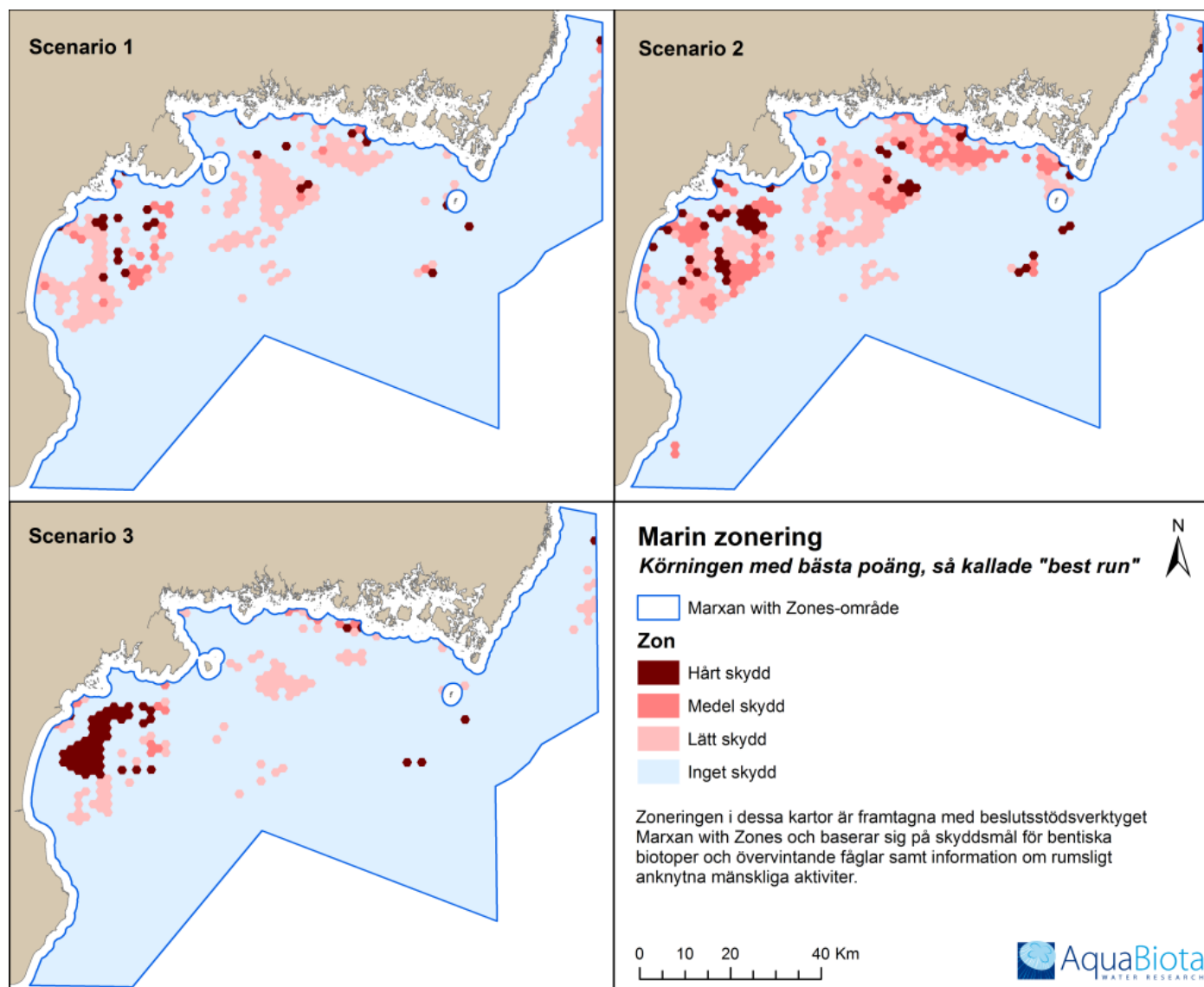
Zonkonfigurationen som skapats genom att slå ihop (typvärdet) de tre scenarierna presenteras i Figur 45. I detta förslag är zonerna något mer jämnt fördelade, men fortfarande har några planeringsenheter tilldelats skyddszoner utan närliggande grannar av samma eller andra nivåer av rumslig skydd.

Tabell 24. Areafördelning (%) per scenario (körningen med bäst utvärderingspoäng) och zon.

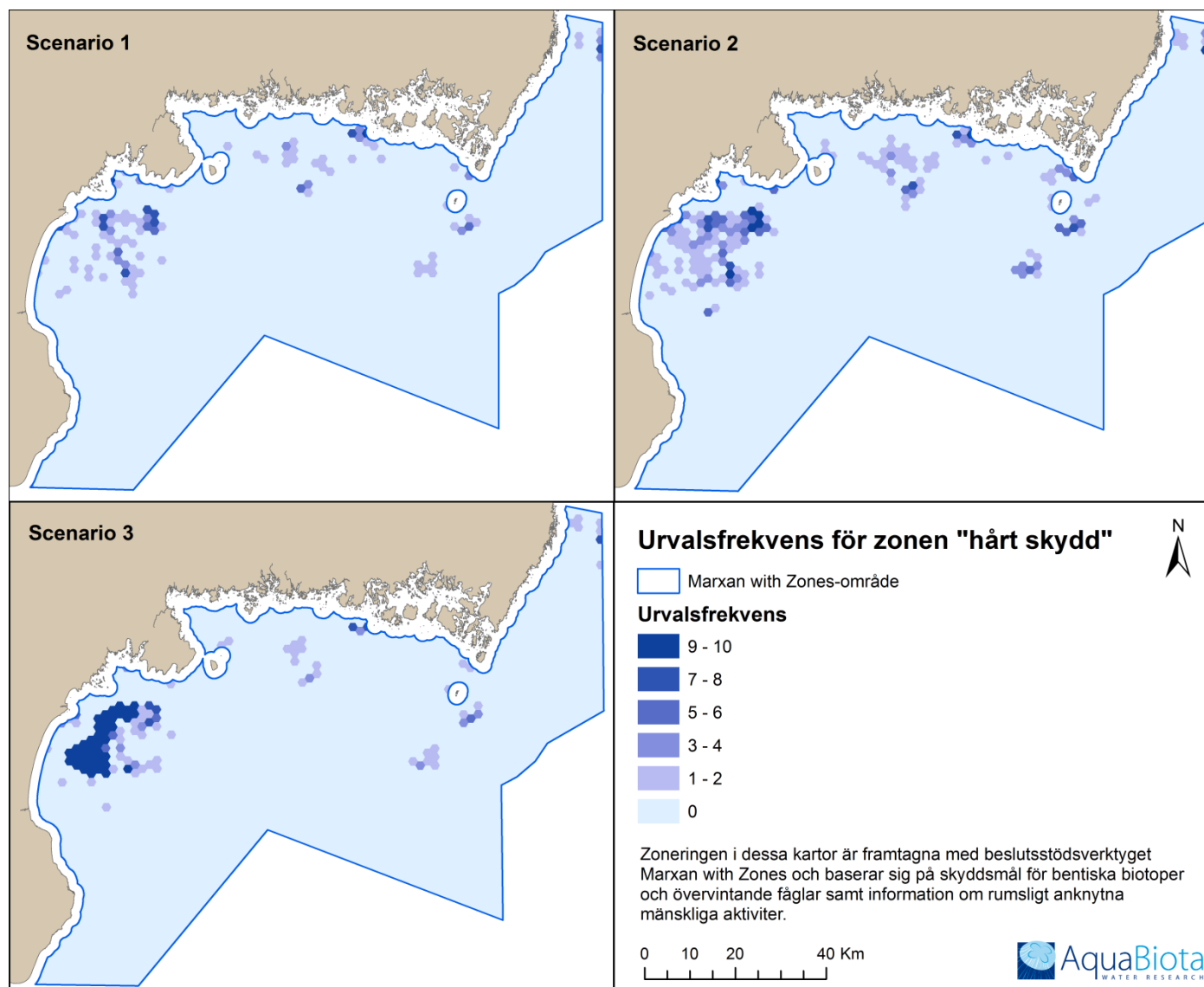
Zon	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Hårt skydd	1 %	2 %	2 %
Medel skydd	1 %	5 %	1 %
Lätt skydd	9 %	11 %	4 %
Inget skydd	88 %	82 %	93 %

Tabell 25. Andel (%) som respektive naturvärde förekommer inom fyra olika zoner i körningarna med bäst utvärderingspoäng för tre scenarier av Marxan with Zones-analysen.

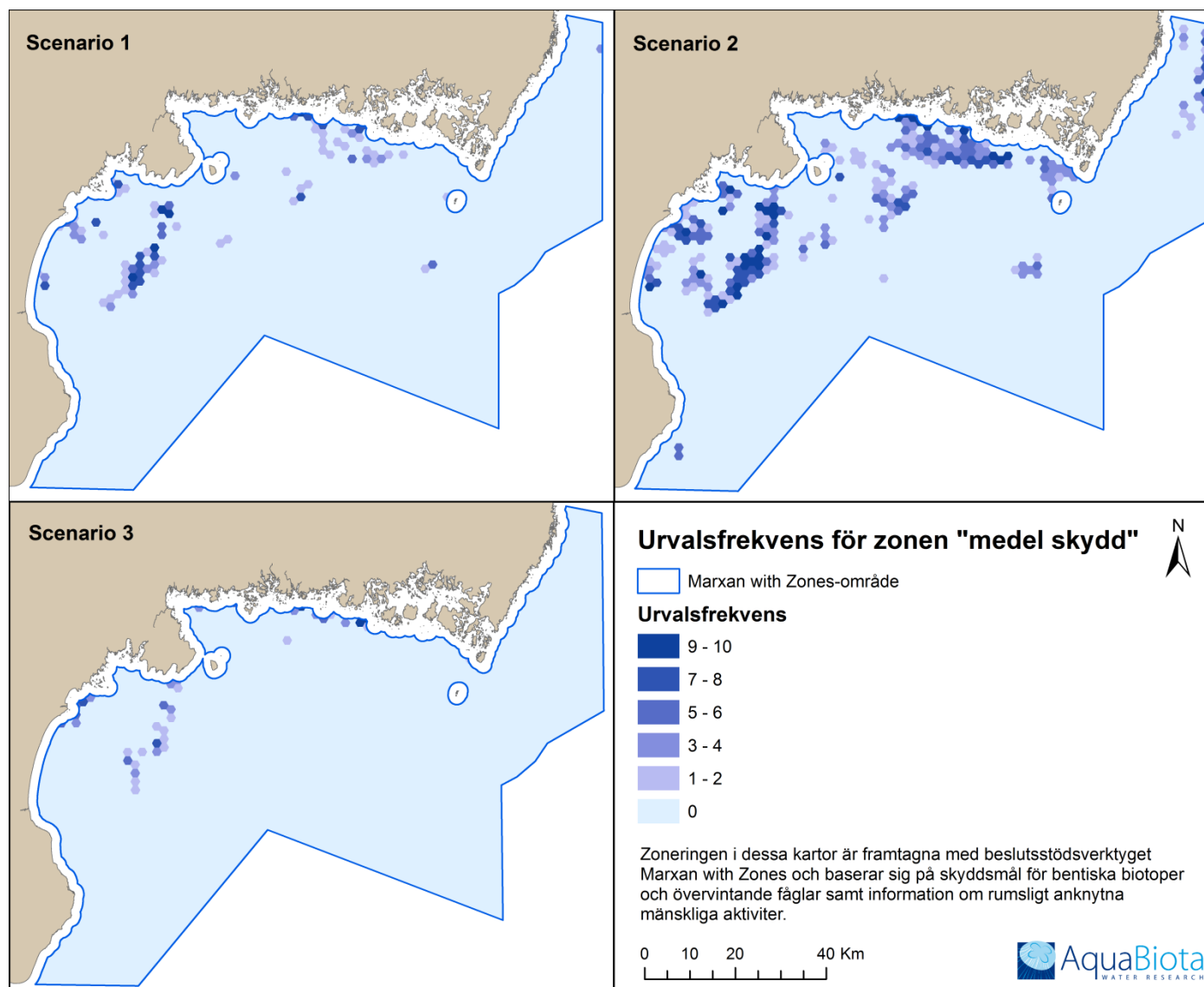
	Scenario 1				Scenario 2				Scenario 3			
Naturvärde	Inget skydd	Lätt skydd	Medel skydd	Hårt skydd	Inget skydd	Lätt skydd	Medel skydd	Hårt skydd	Inget skydd	Lätt skydd	Medel skydd	Hårt skydd
God och mycket god förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av sågtång (<i>Fucus serratus</i>)	67 %	18 %	10 %	5 %	52 %	14 %	12 %	22 %	71 %	5 %	8 %	15 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	70 %	22 %	5 %	3 %	72 %	9 %	1 %	18 %	69 %	3 %	17 %	11 %
God förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av rödblåd (<i>Coccytulus truncatus</i> / <i>Phyllophora pseudoceranoides</i>)	74 %	16 %	7 %	3 %	54 %	22 %	16 %	7 %	77 %	13 %	6 %	4 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor (<i>Mytilus edulis</i>)	75 %	16 %	3 %	5 %	57 %	21 %	13 %	9 %	75 %	4 %	2 %	18 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 500 ind/m ² av östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	65 %	30 %	2 %	3 %	44 %	35 %	16 %	5 %	85 %	12 %	0 %	3 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av havsborstmasken <i>Marenzelleria</i> spp.	65 %	27 %	4 %	3 %	47 %	29 %	18 %	6 %	80 %	12 %	2 %	6 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av märilkräftorna <i>Monoporeia affinis</i> / <i>Pontoporeia femorata</i>	66 %	28 %	4 %	3 %	46 %	32 %	17 %	5 %	84 %	13 %	1 %	2 %
God och mycket god förutsättning för minst ≥ 100 ind/m ² av märilkräftan <i>Bathyporeia</i> spp.	73 %	16 %	8 %	3 %	66 %	5 %	21 %	8 %	94 %	0 %	0 %	5 %
Medelkoncentrationsområde (minst 20 individer/km ²) för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)	64 %	21 %	5 %	10 %	48 %	19 %	13 %	20 %	73 %	6 %	1 %	20 %
Höggkoncentrationsområde (minst 75 individer/km ²) för alfågel	58 %	32 %	0 %	10 %	46 %	18 %	16 %	20 %	0 %	0 %	0 %	100 %



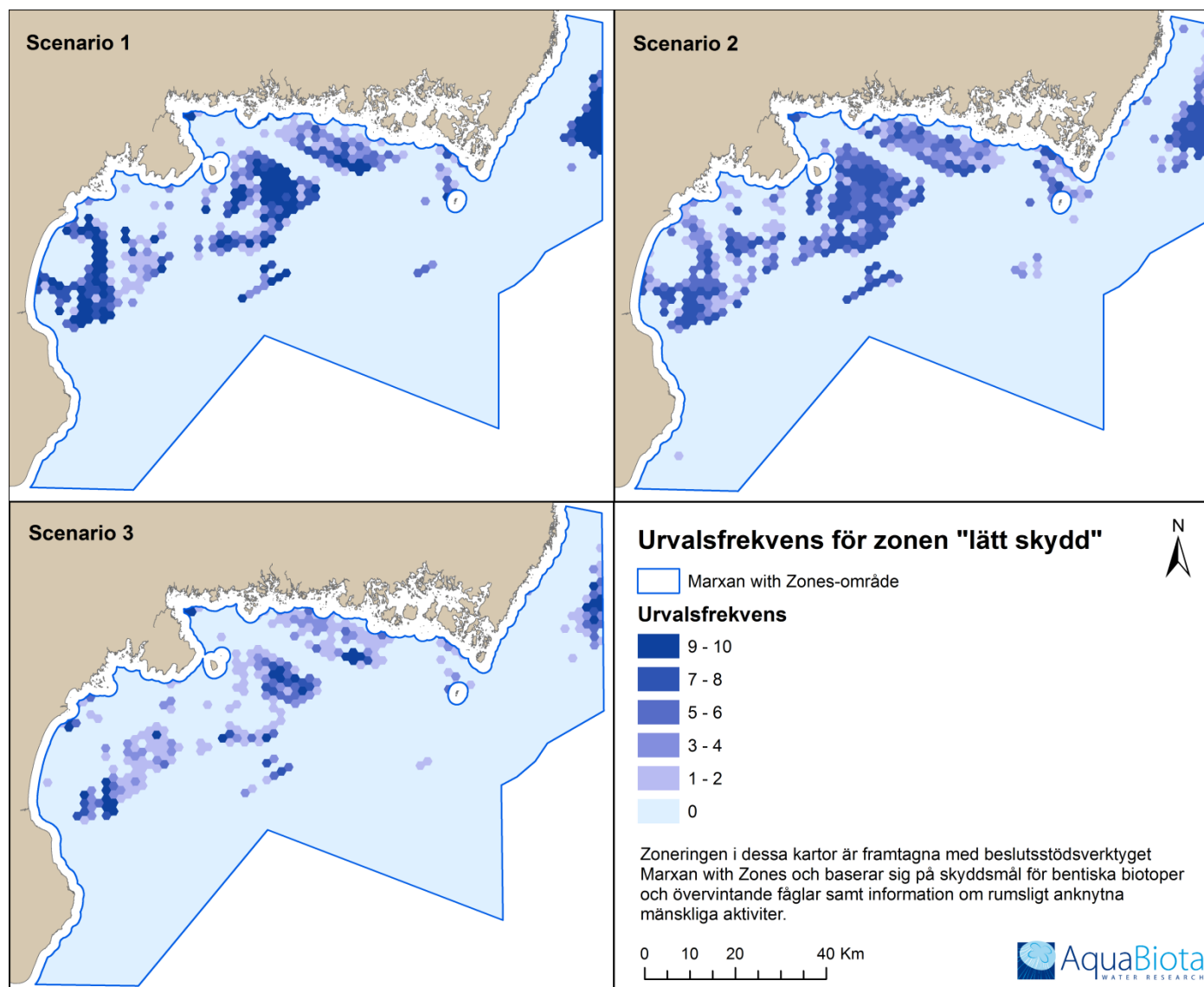
Figur 41. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar de körningar som fått bäst utvärderingspoäng, så kallad "best run", för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



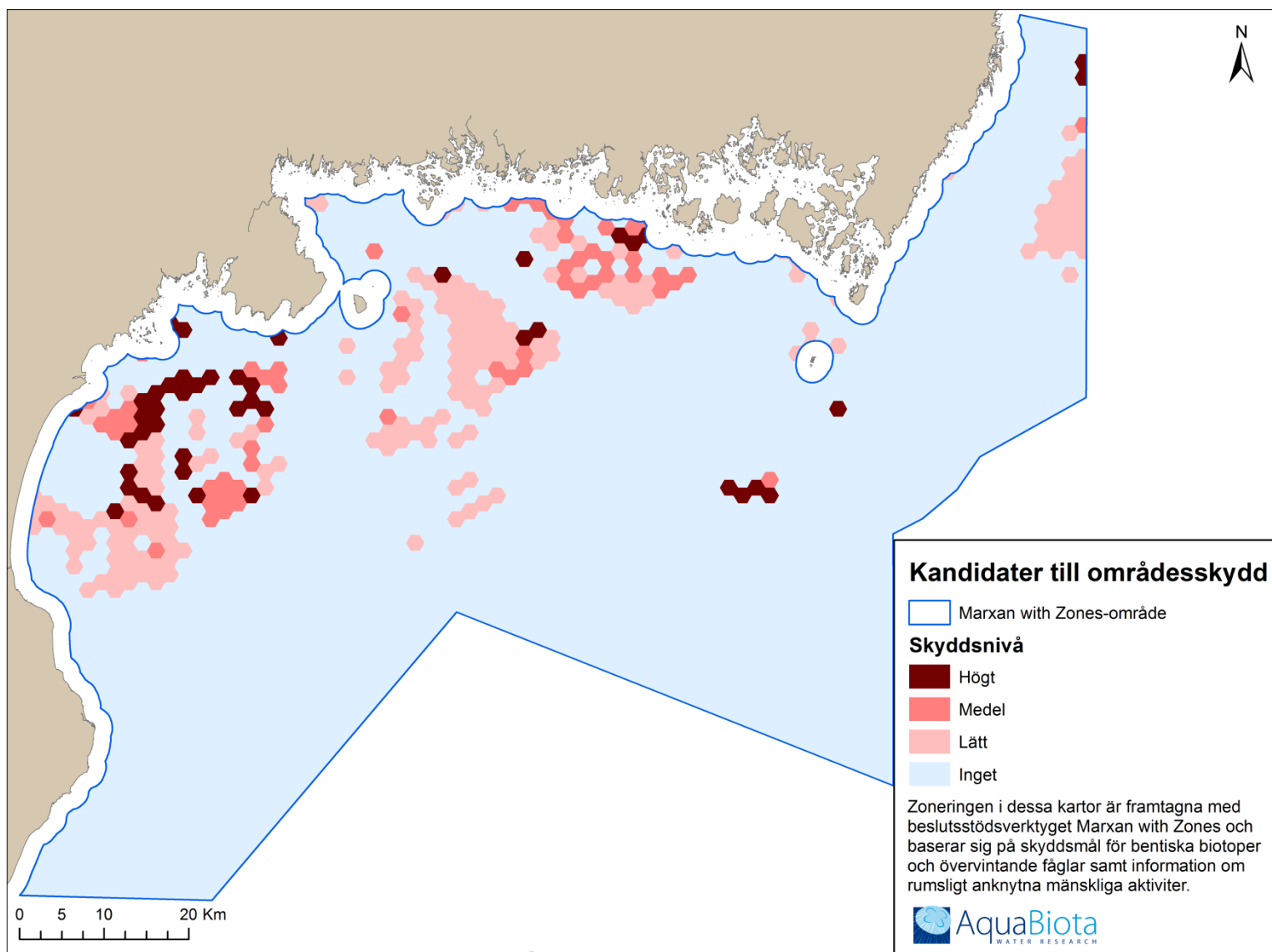
Figur 42. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "högt skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 43. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "medel skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 44. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "låg skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 45. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar typvärdet för de körningar som fått bäst utvärderingspoäng, så kallad "best run", i tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; skyddsmål på 10 %, 20 % och individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.

5.3 Diskussion

Marxan with Zones har visat sig vara ett effektivt verktyg för att på ett strukturerat sätt sammanställa och analysera information från ett stort antal rumsligt beskrivna naturvärden och mänskligt framkallad påverkan. Kartorna som tagits fram har gett flera potentiella zoneringsmöjligheter och kan fungera som bra underlag för havsplanering samt som en länsövergripande bas till kommunernas översiktsplaner. Vidare kan det användas vid prioritering bland områden som övervägas för skydd eller vid identifiering av nya områdesskydd. Alla zonkonfigurationer föreslår skyddsområden inom kommunernas planområden eftersom många av naturvärdena finns där. Det betonar vikten av samordning mellan kommunernas och HaV:s havsplanering i de områden där de överlappar.

I jämförelsen av körningarna med bäst utvärderingspoäng för de tre scenarierna, noterades att det i scenario 1 föreslås naturskydd för totalt ca 11.6 % av studieområdets yta, vilket är mer än dubbelt så mycket som den totala ytan av respektive naturvärdes skyddsmål i det scenariot (Avsnitt 5.1.3 och 5.2). Även i scenario 2 och 3 föreslås en betydligt större yta som skyddsområde än vad den totala ytan av respektive naturvärdes skyddsmål var. Anledningen till det är att det är att det i alla scenarier var mer effektivt att undvika svåra konflikter genom att tilldela en lägre nivå av skydd än den hårdaste vilka också bidrar mindre till skyddsmålsuppfyllelse. Detta kompenseras av Marxan with Zones genom att en större yta skyddas. Den minsta skillnaden mellan den totala skyddsmålsytan och föreslagen skyddsytan var i Scenario 3 där en stor del av skyddet koncentrerades till den hårdaste skyddsformen för att nå målet på 100 % skydd av högkoncentrationsområdet för alfågel. Detta område bidrog således till skyddet av ett flertal andra arter (sågtång, rödblåd, blåmussla, *Marenzelleria* spp. och *Bathyporeia* spp.) som predikterats på samma yta som alfågeln.

De områden som föreslagits för skydd i zonkonfigurationen som skapats genom att slå ihop (typvärdet) de tre scenarierna (Figur 45) visar väl de områden som vore lämpliga för skydd; för att effektivisera skyddet (genom att skydda artrika områden) samt undvika onödiga konflikter med olika sektorsintressen. Men, som redan påpekats, är resultaten av Marxan with Zones inte ett slutbehandlat resultat för havsplanering, utan mer som en bra grund för fortsatt diskussion och precisering. Urvalsfrekvenserna (Figur 42, Figur 43 och Figur 44) ger ytterligare underlag för eventuella zonkonfigurationer, förutom de körningarna med bäst utvärderingspoäng. Det rekommenderas att alla zonkonfigurationer behandlas som möjliga lösningar vid planering av områdesskydd.

Det finns vissa svårigheter med att tilldela områdesskydd baserat på artrika planeringsenheter. Om den totala utbredningen (oavsett abundans) av arter, biotoper eller livsmiljöer används för att identifiera skyddsområden som gynnar flera arter, kan det resultera i att områdesskyddet placeras där många arter förekommer slumpmässigt eller i mycket små förekomster, snarare än i deras kärnområden (Williams m.fl. 2014). Det rekommenderas därför att naturvärdeskartor som används i Marxan with Zones beskriver kärnområden, snarare än utbredningsområde. För att komma åt kärnområden i denna studie användes kartor över de högsta tillgängliga förekomstvärdena som predikteras för bottenlevande arter och artgrupper. Dock hade endast förekomst, och inte t.ex. ≥ 25 % täckningsgrad, varit möjligt att prediktera för sågtång (*Fucus serratus*) och rödblåd (*Coccytylus truncatus* *Phyllophora pseudoceranoides*) (se Wijkmark m.fl. 2015a), vilket innebär att de likar utbredning snarare än kärnområden. Man bör därför vara medveten om att det finns utrymme för ytterligare optimering av designen av områdesskydd som föreslås i dessa scenarier.

Idag finns enbart lite rumsligt naturskydd i de utsjöområden som inkluderats i analysen; ett naturreservat kring Utklippan, ett HELCOM Marine Protected Area över Torhamns skärgård som sträcker sig ut till Utklippan samt ett Natura2000-område i Pukaviksbukten. Resultaten från Marxan with Zones-analysen indikerar att det eventuellt finnas ett behov för ytterligare naturskydd.

Mängden naturvärden representerade i denna studie var relativt tilltagen, men den var inte allomfattande. Till exempel saknades uppgifter om förekomsten av livshistoriskt viktiga områden för tumlare och fisk. De rumsliga underlagen över bentiska miljöer omfattade inte heller samtliga skyddsvärda biotoper. Som en följd av detta kan områden som hyser viktiga naturvärden förbises i planeringsprocesser.

Som även påpekats av Williams m.fl. (2014), speglar de avvägningar och värderingar som är avgörande för analysen snarare förvaltningsmål än matematiska lösningar. Helst skulle vetenskapligt stöd användas som stöd för sådana avvägningar. Kunskap om ekologiska tröskelvärden, t.ex. hur stora områden som behövs för en population eller arts långsiktiga överlevnad eller vilken yta med blåmusslor som behövs för att förse alfågel med föda under övervintringen kan användas direkt vid planering av områdesskydd och i beslutsstödverktyg som Marxan with Zones. Det vore även intressant att inkorporera rumsliga tröskelvärden för säkerställandet av tillräckliga ekosystemtjänster för att upprätthålla en ekonomiskt livskraftig industri. Sådan information har inte funnits tillgängligt i detta projekt och tre scenarier för olika skyddsnivåer har använts istället.

Tilläggningsvis noteras att det inte är möjligt att garantera att naturvärdena få fullvärdigt skydd genom områdesskydd, oavsett hur välplacerat det är. Det är viktigt att dessa har föreskrifter och förvaltningsplaner som innefattar de naturvärden som avses, att relevanta aktiviteter regleras samt att planerna efterföljs. Det är även relevant att fundera över om alla naturvärden behöver områdesskydd. Vid tillfällen när miljögifter och övergödning de största hoten mot naturvärdena är det kanske andra åtgärder som är huvudlösningen. Strukturerad uppföljning och utvärdering av skyddsområdena är också nödvändigt för att säkerställa att skyddet har verkan och naturvärdena förvaltas och bevaras. Ytterligare analyser och kartläggning av verksameters påverkan på naturvärden bör göras för att förbättra möjligheterna till effektivt naturskydd.

Förändringar över tid kan också vara ett problem för rumsligt skydd som är relativt statiskt. Säsongskillnader fångas inte av Marxan with Zones utan varje analys motsvarar en överblicksbild eller en årsammanställning. Detta kan delvis hanteras genom att ha säsongsbetonade åtgärder för zonerna, liknande dagens fågelskyddsområden.

I analysen har enbart en av CBD:s riktlinjer för att skapa ett representativt nätverk av skyddade områden behandlats, nämligen *ekologiskt och biologiskt viktiga områden* (naturvärden). CBD rekommenderar dock ytterligare fyra faktorer att ta hänsyn till när skyddade områden designas; representativitet, konnektivitet, replikerade ekologiska företeelser, samt adekvata och livskraftiga områden. Konnektivitet är t.ex. en viktig faktor för alla migrerande arter, men kan inte inkluderas i en Marxan with Zones-analys. Det rekommenderas att zoneringskartorna ses över med de övriga CBD faktorerna i åtanke och eventuellt justeras för dessa i efterhand i det vidare arbetet med rumsligt naturskydd i området.

En väsentlig faktor för effektiv förvaltning av skyddsvärd natur är en rimlig nivå av mänskligt nyttjande av havsmiljön utanför skyddsområdena (Day 2002). Därför rekommenderas starkt ytterligare analyser av de samhällsekonomiska effekterna av föreslagna zoneringsplaner. För att en zo-

nindelning ska bidra till hållbar förvaltning, måste den vara baserade på annat än enbart mål för bevarande och konflikthantering. Det ska inte försummas att det kanske inte är samhällsekonomiskt lönsamt att hantera verksamheter enligt en zonkonfiguration exakt som den föreslagits av ett beslutsstödsverktyg. Frågor som rör förändringar i bränsle- och tidsförbrukning samt fiskefångstnivåer vid förflyttning av farleder och fiskeområden är vanligtvis relevanta i en havsplaneringsprocess.

6 Slutsatser och rekommendationer

Sammantaget har flera olika tillvägagångssätt för att ta fram användbara underlag för havsplanering demonstrerats.

Naturvärdeskarteringen bidrar med värdefull information om olika värden i Hanöbukten och Blekinge län. Många biotoper och livsmiljöer har identifierats och visats hysa stora värden. Kartorna kan användas direkt som planeringsunderlag för fysisk planering samt som kommunikationsunderlag vid samråd m.m. De kan även vara användbara underlag vid strategiska beslut rörande placering och konstruktion vid etablering av nya verksamheter eller som kommunikationsverktyg och visualisering av naturvärden. Det är dock viktigt att uppmärksamma att dessa naturvärdeskartor inte inkluderar alla marina värden i området och bör kompletteras för att ge en fullständig beskrivning. De är inte lämpliga som beslutsunderlag vid väldigt platsspecifika tillståndsärenden, t.ex. miljökonsekvensbeskrivningar, men kan i sådan hantering ge indikation om var det är lämpligt att utreda miljöpåverkan mer grundligt.

Rumslig kartläggning av relevanta marina naturvärden rekommenderas som en grund för havsplanering och tillämpning av marin ekosystembaserad förvaltning. För närvarande definieras och karteras marina naturvärden på olika sätt i olika vattenområden, vilket försvårar jämförelser mellan olika områden samt samlade bedömningar. Vi ser ett behov av gemensamma principer för marin naturvärdesbedömning och -kartering.

Naturvärdeskarteringsmetoden som presenteras här är lämplig att använda som utgångspunkt vid framtagandet av en nationell standard för naturvärdeskartering. En systematisk metodik som bygger på flera års erfarenhet har använts tillsammans med det genomarbetade HUB-klassificeringssystemet och Biodiversitetkonventionens (CBD 2008) rekommendationer och riktlinjer för värdering av havsmiljöer.

Kvantifiering av påverkan på naturvärden från olika aktiviteter samt olika utföranden av samma aktiviteter bidrar med värdefull kunskap vid havsplanering och zoneringsplanering av havsmiljön. Scenariot av effekterna av en fiktiv vindpark belyser vikten av kvantifieringen av förväntad påverkan på naturvärden i området (i motsats till bara påpeka vilken naturvärden som sannolikt kommer att påverkas). Genom kvantifiering av effekterna av en verksamhet, kan man bedöma hur allvarliga dessa effekter är/blir på naturvärden i området. Byggmetod och typ av fundament för produktion av vindkraft till havs har visat sig ha en betydande påverkan på marina däggdjur under byggfasen. T.ex. förväntas tumlare påverkas inom ett område som är mer än 30 gånger större under pålning än under muddring. Denna typ av analyser förutsätter dock att det finns underlag för naturvärdenas utbredning, vilket lyfter fram vikten av inventering och kartering av den marina miljön.

Scenarioanalyser är även lämpliga att användas för att undersöka kvantifierad effekt på vegetationsarter beroende på förändrad övergödningssstatus. Metoden som presenterats här återger dock inte beräkningar av den faktiska arealen av vegetation, utan den beräknade bottenarealen som ligger inom artens grundläggande fysiska krav på miljön med avseende på bottensubstrat, vågexponering och av ljustillgång. Utbredning utanför de fysiska begränsningar som används här är dock osannolik. De områden som har påverkats av förändrat siktdjup i analysen kan vara lämpliga områden för miljöövervakning, som indikatorer för förändringar i siktdjup. Resultaten kan också användas för att identifiera områden som är robusta mot övergödning (där effekterna i analysen inte varit stora) och därför kan prioriteras vid lokalisering av marint områdesskydd.

Marxan with Zones har visat sig vara ett effektivt verktyg för att på ett strukturerat sätt sammanställa och analysera information från ett stort antal rumsligt beskrivna naturvärden och mänskligt framkallad påverkan. Kartorna som tagits fram har gett flera potentiella zoneringsmöjligheter och kan fungera som bra underlag för havsplanering samt som en länsövergripande bas till kommunernas översiktsplaner. Vidare kan det användas vid prioritering bland områden som övervägs för skydd eller vid identifiering av nya områdeskydd. Alla zonkonfigurationer föreslår skyddsområden inom kommunernas planområden eftersom många av naturvärdena finns där. Det betonar vikten av samordning mellan kommunernas och den nationella havsplaneringen i de områden där de överlappar. De områden som föreslagits för skydd i kartan där de tre scenarierna slagits samman (Figur 45) är goda kandidater för marina skyddsområden för sjöfåglar och botenlevande biotoper i Hanöbukten och Blekinge län. Emellertid är väl kartlagda naturvärden och genomtänkta förvaltningsplaner avgörande för att uppnå relevanta zoneringsresultat.

Omfattande kartering av den marina miljön har varit en förutsättning för genomförandet av alla delar av denna studie och är en given utgångspunkt för ett lämpligt införlivande av en ekosystembaserad fysisk planering. Även själva processen som leder fram till naturvärdeskartor samt olika scenarioresultat har ett värde i sig självt. Den ger en möjlighet att konkretisera förvaltningsmål, identifiera kunskapsluckor och bidra till en gemensam vision och förståelse för både kartor och deras användningsområden.

6.1 Rekommendationer

- Det är mycket viktigt att transparenta och allmänt erkända kriterier används vid naturvärdesbedömning.
- Scenarioanalyser är både lämpliga och rekommenderade att använda vid miljökonsekvensbeskrivningar liksom för att säkerställa ett tillräckligt rumsligt naturvärdesskydd. Scenarioanalyser är också till hjälp vid identifieringen av optimala platser för potentiella ekonomiska verksamheter med hänsyn till deras påverkan på värdefulla livsmiljöer och arter.
- Omfattande data om den biologiska mångfalden i havsmiljön är nödvändig för att möjliggöra en storskalig, högkvalitativ kartläggning av naturvärden, vilken i sin tur är en förutsättning för en lämplig integrering av ekosystembaserad förvaltning i fysisk planering.

Vi rekommenderar att rumslig kartläggning av relevanta marina naturvärden görs av samtliga östersjöländer, som en grund för havsplanering och tillämpning av ekosystembaserad förvaltning. Den metod som används i Hanöbukten och Blekinge län för naturvärdesbedömning och -kartläggning kan sannolikt tillämpas på Östersjönivå och är en bra grund för framtagning av en gemensam standard eller vägledning

7 Litteratur

- Agardy, T. S. 2010. Ocean zoning: making marine management more effective. Earthscan, London (United Kingdom).
- Ardron, J. A., Possingham, H. P. och C. J. Klein. 2010. Marxan Good Practices Hand-book. Version 2. Pacific Marine Analysis and Research Association. Victoria, BC, Canada.
- ArtDatabanken. 2010. Rödlistan i Sverige. <http://www.artfakta.se/GetSpecies.aspx>. Nedladdad 2014-12-04.
- Bekkby, T., Isachsen, P. E., Isæus, M., Bakkestuen, V. 2008. GIS Modeling of Wave Exposure at the Seabed: A Depth-attenuated Wave Exposure Model. *Marine Geodesy*, 31: 1–11.
- Bergström, U., Sundblad, G., Downie, A., Snickars, M., Boström, C., Lindegarth, M. 2013. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modeling. *Journal of Applied Ecology*.
- Carlström, J., Florén, K., Isæus, M., Nikolopoulos, A., Carlén, I., Hallberg, O., Gezelius, L., Siljeholm, E., Edlund, J., Notini, S., Hammersland, J., Lindblad, C., Wiberg, P. & Årnfelt, E. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.
- CBD 2008: Decision adopted by the conference of parties to the convention on biological diversity at its ninth meeting. IX/20 Marine and coastal biodiversity. UNEP/CBD/COP/DEC/IC/20.
- CBD 2009: Azores scientific criteria and guidance for identifying ecologically or biologically significant marine areas and designing representative networks of marine protected areas in open ocean waters and deep sea habitats.
- Day, J.C. 2002: Zoning - lessons from the Great Barrier Reef Marine Park. *Ocean & Coastal Management*, 45:139-156.
- Didrikas, T. och Wijkmark, N. 2009. Möjliga effekter på fisk vid anläggning och drift av vindkraftpark på storgrundet. Report No. 2009:2 Stockholm.
- Dähne, M., Gilles, K., Lucke, A., Peschko, A., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U. 2013. Effects of pile-driving on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8, 025002, 16pp.
- Enhus, C., Carlström, J., Didrikas, T., Näslund, J., Lillehammer, L., Norderhaug, K., M. 2012. Strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden Delutredning 3: Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. *AquaBiota Rapport* 2012:01.
- Eriksson, B. K., Sandström, A. Isæus, M. Schreiber, H. and Karås, P. 2004: Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:339-349.
- Försvarsmakten. 2012. Maringeografisk biologikalender version 1. Fjärde sjöstridsflottiljen, Försvarsmakten 24611:10647.
- Gullström M., Sundblad G. Mörk E., Lilliesköld Sjöo G., Johansson M., Halling C. & Lindegarth M. 2014. Utvärdering av videoteknik som visuell undervattensmetod för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter: metodsäkerhet, precision och kostnader. Projektrapport, Naturvårdsverket.
- Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A., Erlansson C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport 2010:6.

- Havsmiljödirektivet 2008/56/EG: Europaparlamentets och Rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska unionens officiella tidning.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013a. Hanöbudsutredningen Regeringsuppdrag. Rapport 2013-10-31.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2013b. Vägledning. Reglering av fiske i marina skyddade områden. Rapport 2013:13. ISBN 978-91-87025-38-9.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2014. Havsplanering - Nuläge 2014. Statlig planering i territorialhav och ekonomisk zon. Havs- och vattenmyndigheten. Enheten för havsplanering och maritima frågor.
- HELCOM .2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan (adopted by the HELCOM Ministerial meeting, Krakow, Poland 15th November 2007).
- HELCOM. 2013a. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
- HELCOM. 2013b. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.
- Hildebrand, J. A. 2009: Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 395: 5–20, 2009. DOI: 10.3354/meps08353.
- HVMFS 2012:18: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.
- IUCN 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <http://www.iucnredlist.org>. Nedladdad 2014-12-04.
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea, PhD Thesis, Dept. of Botany, Stockholm University, Sweden, ISBN 91-7265-846-0, p40+.
- Lemmens, J. W. T. J., Clapin, G., Lavery, P., L., Cary, J. 1996: Filtering capacity of seagrass meadows and other habitats of Cockburn Sound, Western Australia. *Mar Ecol Prog Ser* 143, 187–200.
- Lunneryd, S-G., Königson, S., Sjöberg, N.B. 2004: Bifångst av säl, tumlare och fåglar i det svenska yrkesfisket. *Finno* 2004:8. ISSN 1404-8590
- Kautsky, N. 1981: On the trophic role of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in a Baltic coastal ecosystem. Thesis summary. Univ. Stockholm, Sweden 1-22.
- Korpinen, S. and Braeger, S. 2003: Number of drowned mammals and waterbirds in fish-ing gear. HELCOM Core Indicator Report. Online. Retrieved from helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/indicators/number-of-drowned-mammals-and-waterbirds-in-fishing-gears on 29 Jan 2015.
- Regeringsbeslut M2014/593/Nm. 2014: Etappmål för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. M2014.06. Miljödepartementet
- Naturvårdsverket 2007a: Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser. Rapport 5782.
- Naturvårdsverket 2007b: Skydd av marina miljöer med höga naturvärden – vägledning. Rapport 5739. Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation.
- Naturvårdsverket. 2010a. Undersökning av Utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385.
- Naturvårdsverket. 2010b. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Rapport 6376. ISSN 0282-7298.
- Nilsson, L. 1972. Habitat Selection, Food Choice and Feeding Habits of Diving Ducks in Coastal Waters of South Sweden during the Non-breeding Season. *Ornis Scandinavia* 3:55-78.

- 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. 2011. Inventering av alfågel och andra havslevande andfåglar i svenska farvatten 2007 -2011. Sammanfattade Rapport.
- Nilsson, L. och Green, M. 2011. Birds in southern Öresund in relation to the windfarm at Lillgrund. Final report of the monitoring program 2001 – 2011. Biological Institute, Lunds Universitet. Nedladdad från:
http://corporate.vattenfall.se/Global/sverige/verksamhet/vindkraft/lillgrund/birds_in_southern_oresund.pdf
- Nilsson, L. 2012. Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters. *Ornis Svecica* 22:39 – 59.
- Nyström Sandman A., Didrikas T., Enhus C., Florén K., Isaeus M., Nordemar I., Nikolopoulos A., Sundblad G., Svanberg K., Wijkmark N., 2013a. Marin Modellering i Stockholms län, AquaBiota Report 2013:10.
- Nyström Sandman A., Didrikas T., Enhus C., Florén K., Isaeus M., Nordemar I., Nikolopoulos A., Sundblad G., Svanberg K., Wijkmark N., 2013b. Marin Modellering i Södermanlands län, AquaBiota Report 2013:09.
- Näslund, J. 2011. Biotope classification of Swedish zoobenthos data for the Baltic EUNIS. *AquaBiota Notes* 2011:04
- Näslund, J. En sammanställning och analys av inventeringar för marin habitatkartering av 1110 sandbankar och 1170 rev i Skånes och Blekinges Län. *AquaBiota Rapport* 2013:05, 380s.
- Ojaveer, H., Kotta, J. 2014: Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. *Hydrobiologia*.
- OSPAR 2008: OSPAR convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Commission. Reference No. 2008-6
- Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Report to Dong Energy and Vattenfall A/S, National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R. Mann, D. A., Bartol, S. Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall B. L., Zeddies, D. G., Tavalga, W. N. 2014: Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. ASA S3/SC1.4 TR-2014. Springer and ASA Press. DOI 10.1007/978-3-319-06659-2.
- Prins, T. C., Escaravage, V., Smaal, A. C., Peeters, J. C. H. 1995: Nutrient cycling and phytoplankton dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment. *Ophelia* 41.1: 289-315.
- Proposition 2013/14:186. Hushållning med havsområden. Stockholm: Regeringskansliet.
- RAMSAR 1971: Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat.
- Rönnbäck, P., Kautsky, N., Pihl, L., Troell, M., Söderqvist, T. and Wennhage, H: 2007. Ecosystem Goods and Services from Swedish Coastal Habitats: Identification, Valuation, and Implications of Ecosystem Shifts. *AMBIO*; 36(7):534-544.
- Sandström, A., Eriksson, B. K. Karås, P. Isæus, M. and Schreiber, H. 2005: Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* 34:125-130.

- Segan, D.B., Game, E.T., Watts, M.E., Stewart, R.R., Possingham, H.P. 2011. An interoperable decision support tool for conservation planning. *Environ Model Softw* 2011;26:1434–41.
- Schreiber, H. 2013: Metoder för bedömning av naturvärden i marina områden. En förstudie på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Ekologigruppen.
- SFS 2010:1341: Svensk författningssamling 2010:1341. Havsmiljöförordningen. Miljödepartementet.
- Sieben, K., L. Ljunggren, U. Bergström, & B. K. Eriksson. 2011. A meso-predator release of stickleback promotes recruitment of macroalgae in the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 397:79-84.
- Sundblad, G., Bergström, U. 2011. Modellering av potentiella rekryteringsområden för fisk i Kalmarsund. *AquaBiota Report* 2011:03.
- Sundblad, G. and Bergström, U. 2014: Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* 43:1020-1028.
- Watts, M.E, I.R. Ball, R.R. Stewart, C.J. Klein, K. Wilson, C. Steinback, R. Lourival, L. Kircher, H.P. Possingham. 2009. Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning, *Environmental Modelling & Software* (2009), doi:10.1016/j.envsoft.2009.06.005.
- Wikström, S. A., Enhus, C., Fyhr, F., Näslund, J. & Sundblad, G. 2013. Distribution of biotopes, habitats and biological values at Holmöarna and in the Kvarken Archipelago. *AquaBiota Report* 2013:06.
- Williams, R., Grand, J., Hooker, S. K., Buckland, S. T., Reeves, R. R., Rojas-Bracho, L., Sandilands, D. and Kaschner, K. 2014: Prioritizing global marine mammal habitats using density maps in place of range maps. *Ecography*, 37:212–220.
- Wijkmark, N., Enhus, C., Isaeus, M., Lindahl, U., Nilsson, L., Hallberg, O., Nikolopoulos, A., Nyström Sandman, A., Näslund, J., Sundblad, G., Didrikas, T. 2015a: Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. *Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport* 2015:06.
- Wijkmark, N., Enhus, C., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Näslund, J., Nyström Sandman, A., Isaeus, M. 2015b: Marin inventering och modellering i Skåne län. *Länsstyrelsen Skåne län*.
- WWF 2014: WWFs mål. <http://www.wwf.se/svenskaparlor/ww-fs-ansvar-/1569840-ww-fs-ansvar-2014#.VPR053yG9LU>. Nedladdad 2014-10-02.
- Österblom, H., Fransson, T., Olsson, O. 2002: Bycatches of common guillemot (*Uria aalge*) in the Baltic Sea gillnet fishery. *Biological Conservation* 105 (2002) 309–319.

Bilaga 1. Fågelanalyser

IMPORTANT BIRD AREAS IN HANÖ BIGHT

In this study the importance of different areas for wintering birds in the inshore parts of Hanö Bight have been established based on the long-series of International Midwinter Counts undertaken in the area since 1969, whereas the importance for offshore wintering areas was established on seven aerial surveys during 2007 – 2012 (one year was surveyed twice). There are no data available to evaluate important staging areas for waterbirds during other parts of the non-breeding season.

Methods

Inshore areas

The evaluation of the importance of different inshore areas in Hanö Bight for wintering waterbirds was based on the long-term (since 1969 in Hanö Bight) series of Midwinter Counts (being part of the International Midwinter counts of Wetlands International). The Swedish coast was split into a large number of counting units during the censuses, which were covered from the ground by voluntary observers. In all about 150 – 175 units were covered in the part of Hanö Bight considered here. The counting units were of a size that ascertained that the entire counting unit could be covered in the same day. Counts were undertaken on the weekend in the middle of January.

For the evaluation of the importance of different areas for wintering waterbirds the small units were grouped into larger reference areas covering larger areas of similar habits within which the majority of the local birds appeared (cf. Fig. 1). For these reference areas the mean totals of all wintering waterbird were calculated for the ten year period 2004 – 2013 both separate for the different species and for the total waterbird community.

The areas were divided into groups of: over 2 000 but less than 5 000 birds/day; over 5 000 but less than 10 000 birds/day; and over 10 000 birds/day (i.e. a ten year average of total number of birds in the unit during a day in the middle of January).

To establish international importance of an area the criteria according to the Ramsar convention was used (cf. The Waterbird Population Estimates (WPE) online database on www.wetlands.org).

Offshore areas

For the offshore areas the distribution of the dominating species, the Long-tailed Duck (*Clangula hyemalis*) was used to establish the importance of different wintering areas. On the basis of the aerial surveys undertaken in the MARMONI-project (Fig. 4) the densities of Long-tailed Ducks along the line transects have been calculated and classified in three classes: >5, >20 and >75 individuals per km². These estimates have then been used to draw the density polygons in Fig. 3.

Results

Inshore areas

The analysis presented here clearly shows that the inner parts of Hanö Bight are important for wintering waterbirds of a number of species. This does especially apply to the archipelago between Gö east of Ronneby and Karlskrona with extensive areas of shallow water and rich submerged vegetation with good food resources for the birds. Other important areas are found in the north-east corner of Skåne and in Pukavik. On the other hand smaller numbers of wintering birds were found on Listerlandet and around the larger islands in eastern Blekinge.

The inshore areas further south in Hanö Bight in the Skåne part have much smaller numbers of wintering birds, especially along the large sandy beaches.

One area (between Gö and Karlskrona) reached the criteria for International importance for the Tufted Duck and the Smew (Fig. 2).

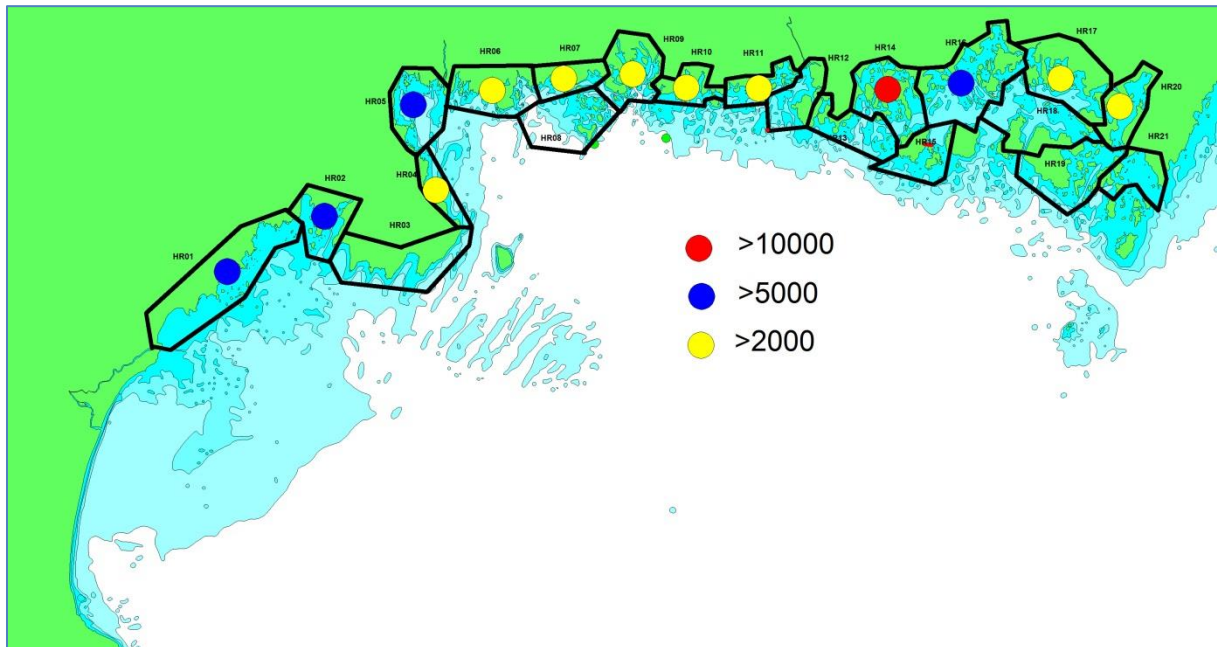


Fig. 1. Important areas for wintering waterbirds in the inshore areas of Hanö Bight based on the mid-winter counts during 2004 – 2013. Colors show the mean number of wintering birds in the different polygons for the study period. Areas without a colour marking had means of less than 2000 birds.

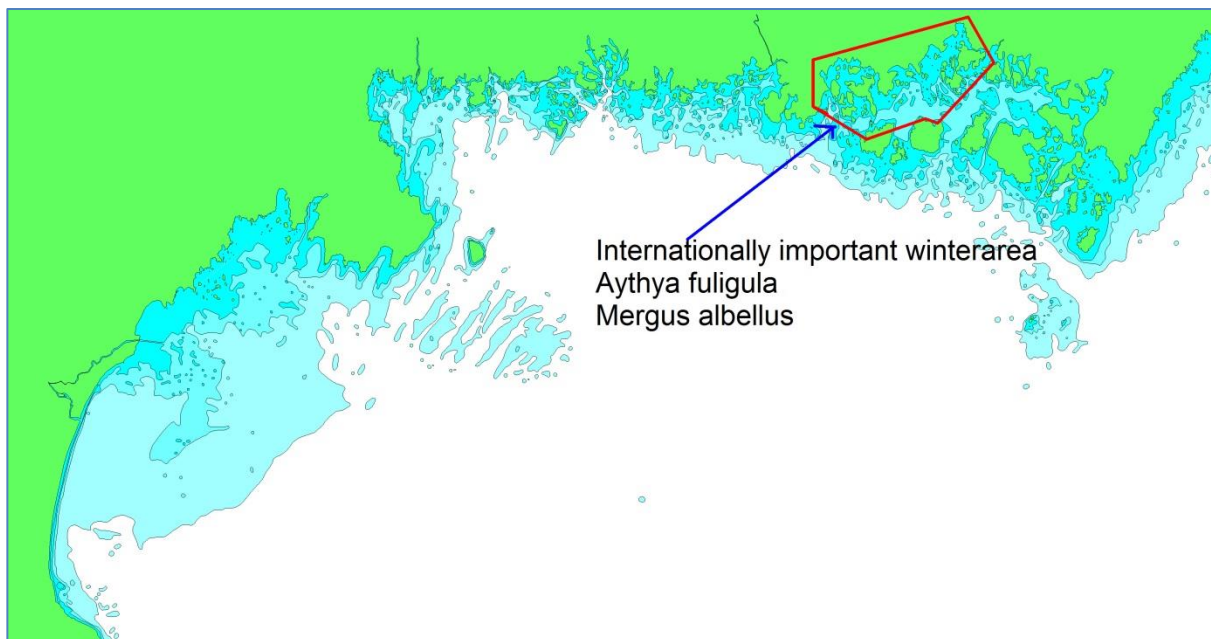


Fig. 2. The reference areas HR14 and HR16 have been put together as they form an internationally important area for Tufted Duck and Smew.

Offshore areas

In the offshore parts of Hanö Bight, the Long-tailed Ducks were spread over a large area, i.e. over most areas with a depth of less than 20 m. There was also much variation between different survey occasions.

When adding the different surveys together an area in the central part of Hanö Bight stands out as an important concentration area (Fig. 3); having a depth of about 10 m. The central part of the concentration area is called Kiviksbredan and being characterized by a lot of boulders and rich *Mytilus* fauna on the boulders.

Extensive surveys of Hanö Bight and other parts of the coasts of Skåne and Blekinge were undertaken with coastguard patrol boats during the period 1965-1975. The same central area in Hanö Bight was found to be a concentration area also during those years (Nilsson 1972).

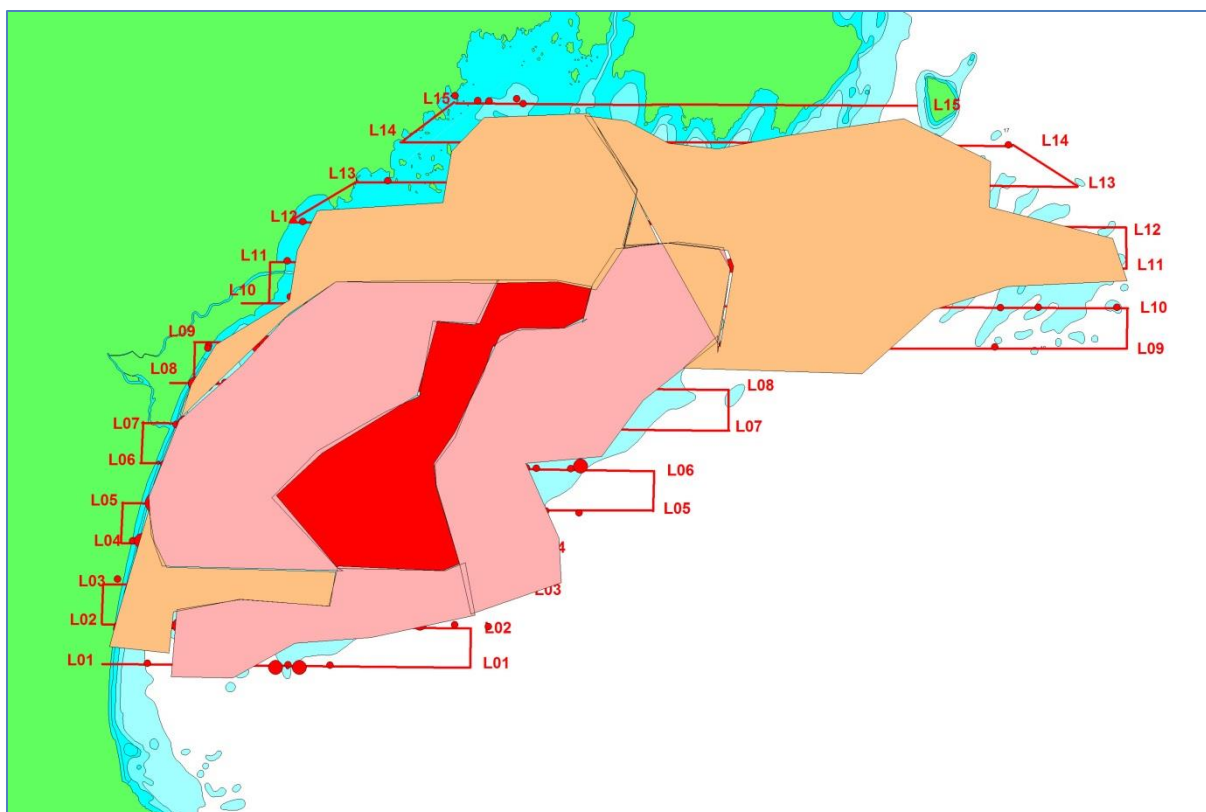


Fig. 3. Concentration areas for Long-tailed Ducks (*Clangula hyemalis*) in the offshore areas of Hanö Bight 2007-2012. Red=75 ind/km² light red = 20 ind/km² and brown= 5 ind/km².

References

Nilsson, L. 1972. Habitat Selection, Food Choice and Feeding Habits of Diving Ducks in Coastal Waters of South Sweden during the Non-breeding Season. *Ornis Scandinavica* 3:55-78.

Bilaga 2. Kartor

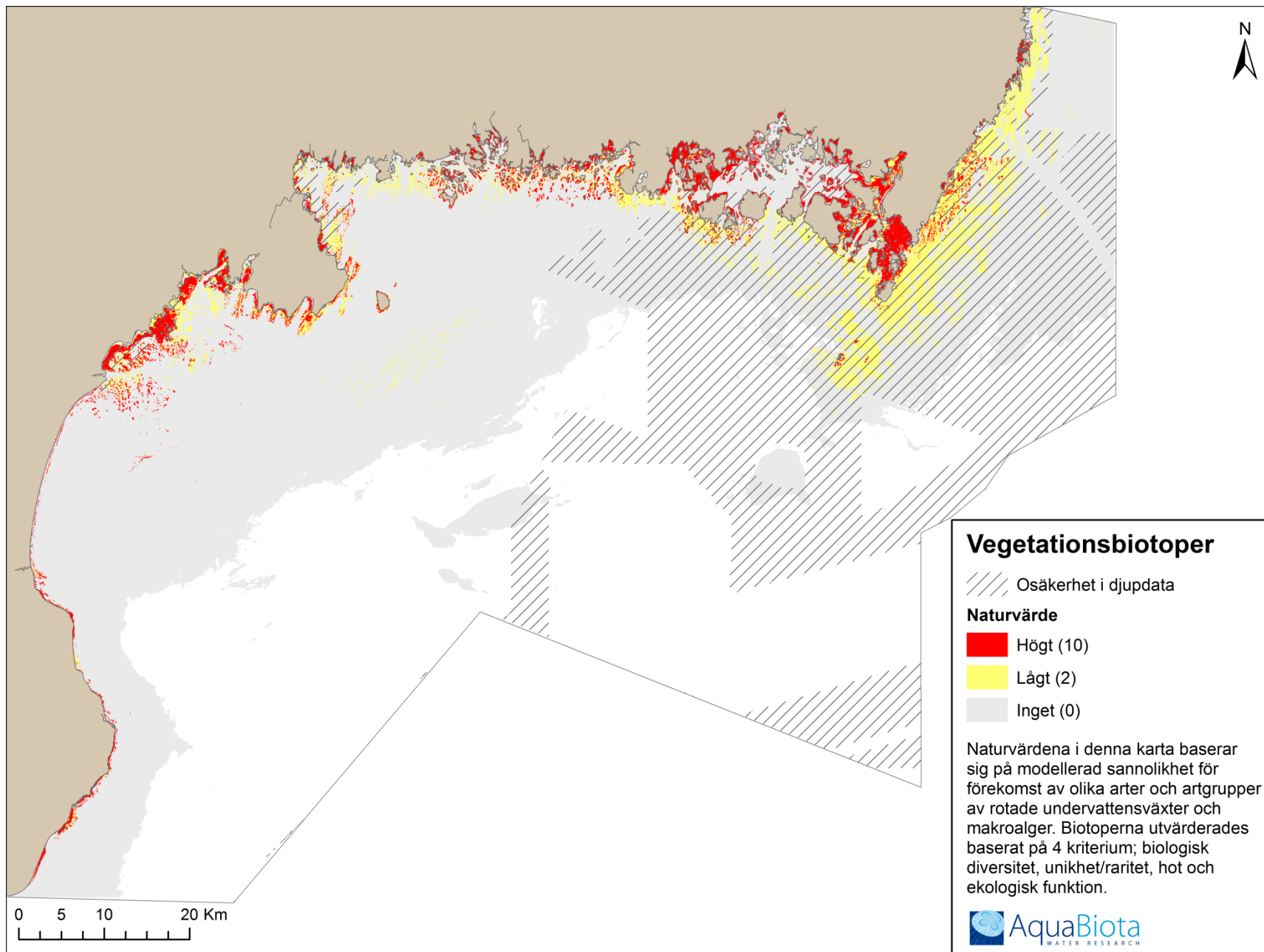
Bilaga 2 innehåller naturvärdeskartor som tagits fram inom projektet baserade på bottenvegetation och -djur, kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel samt uppehållsplatser för säl. Även de naturvärdesunderlag som använts i Marxan with Zones-analysen samt resultaten från desamma presenteras här.

Naturvärden

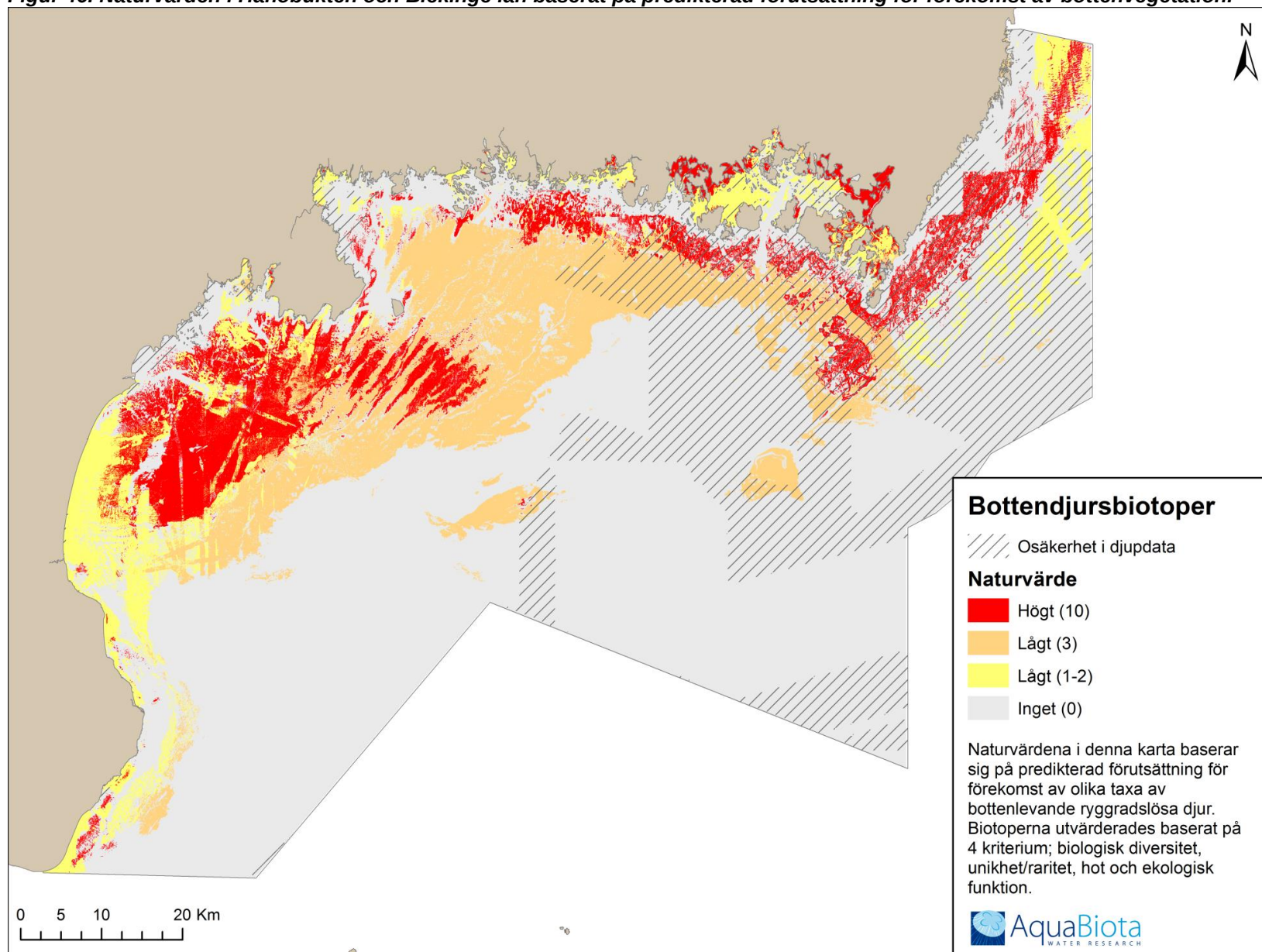
Naturvärden som tagits fram inom projektet baserade på bottenvegetation och -djur, kustnära fiskrekryteringsmiljöer, övervintringsområden för sjöfågel samt uppehållsplatser för säl. De sammanslagna naturvärdena levereras även som shapefil.

Tabell 26. Naturvärdeskartor i Bilaga 2.

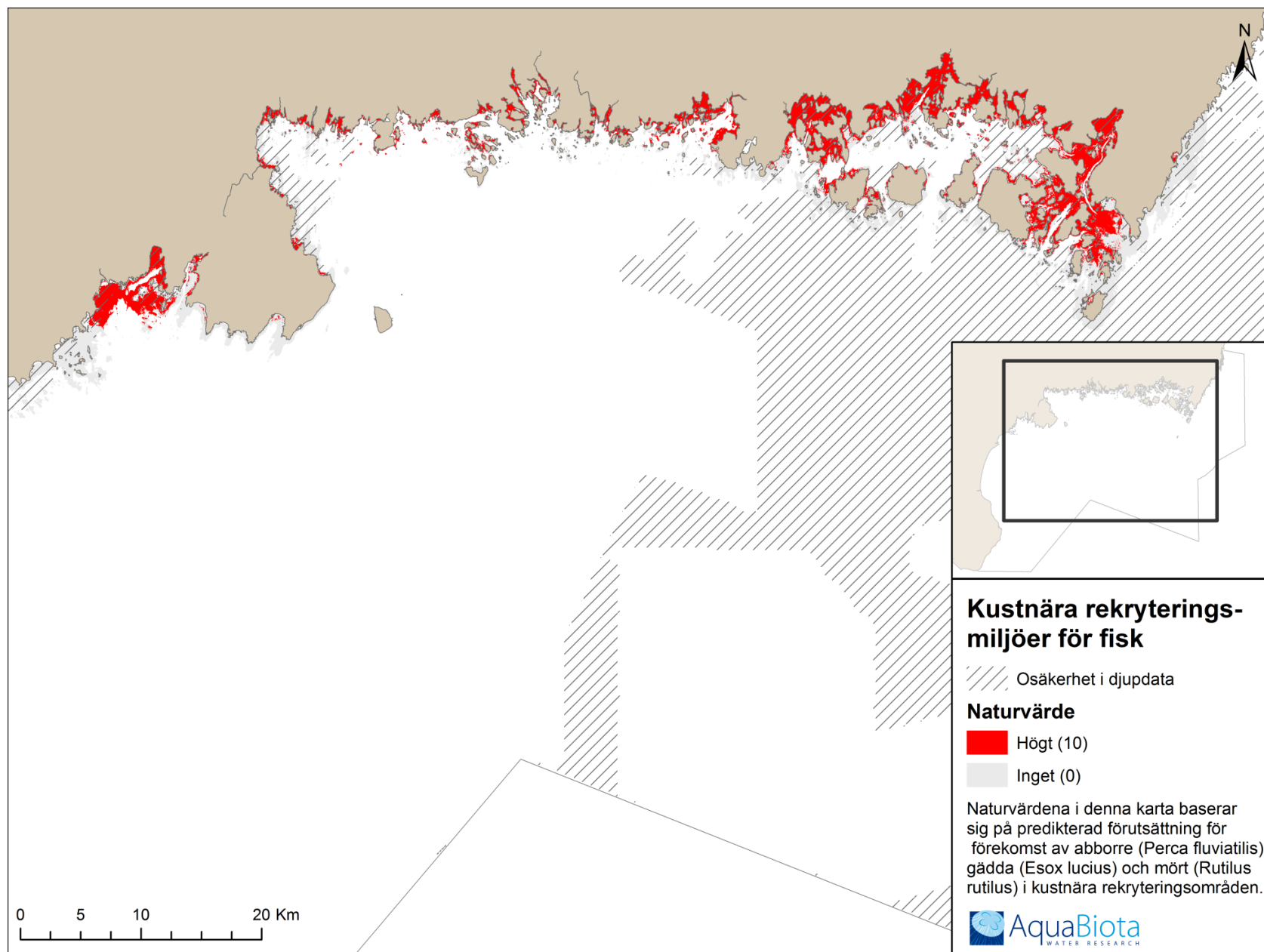
Figur	Delområde	Innehåll	Namn på GIS-filer
1	Hänöbukten och Blekinge län	Bottenvegetation	hano_conservation_values_veg.shp
2		Bottendjur	hano_conservation_values_zoobenthos.shp
3		Kustnära fiskrekryteringsmiljöer	hano_conservation_values_fish.shp
4		Övervintringsområden för sjöfågel	hano_conservation_values_birds.shp
5		Upphållsplatser för säl	hano_conservation_values_seals.shp
5		Sammanslagna naturvärden	hano_conservation_values_sum.shp
6	Skånes sydkust	Bottenvegetation	skane_south_conservation_values_veg.shp
7		Bottendjur	skane_south_conservation_values_zoobenthos.shp
8		Upphållsplatser för säl	skane_south_conservation_values_seals.shp
9		Sammanslagna naturvärden	skane_south_conservation_values_sum.shp
10	Skånes västkust	Bottenvegetation	skane_west_conservation_values_veg.shp
11		Bottendjur	skane_west_conservation_values_zoobenthos.shp
12		Upphållsplatser för säl	skane_west_conservation_values_seals.shp
13		Sammanslagna naturvärden	skane_west_conservation_values_sum.shp



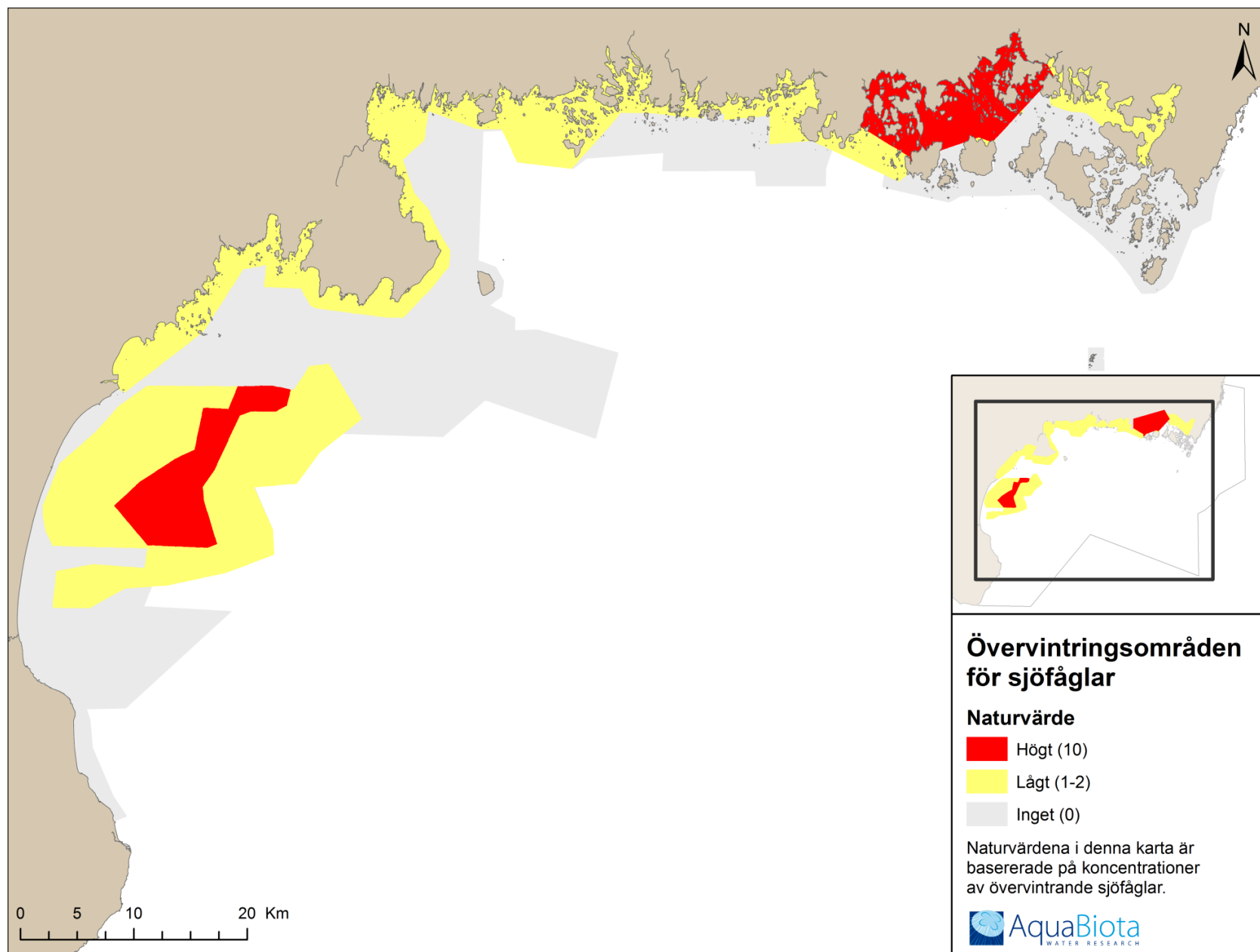
Figur 46. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.



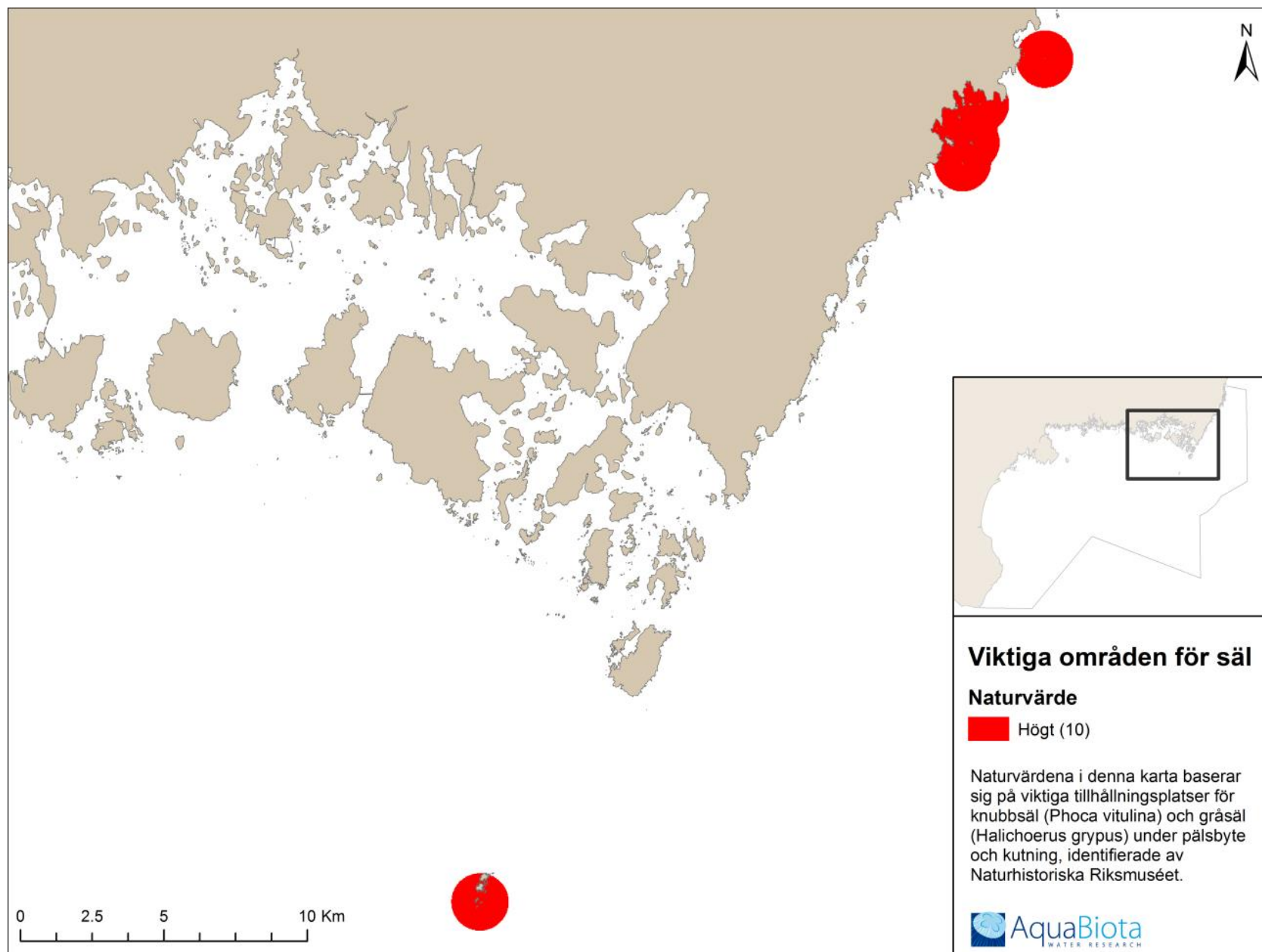
Figur 47. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.



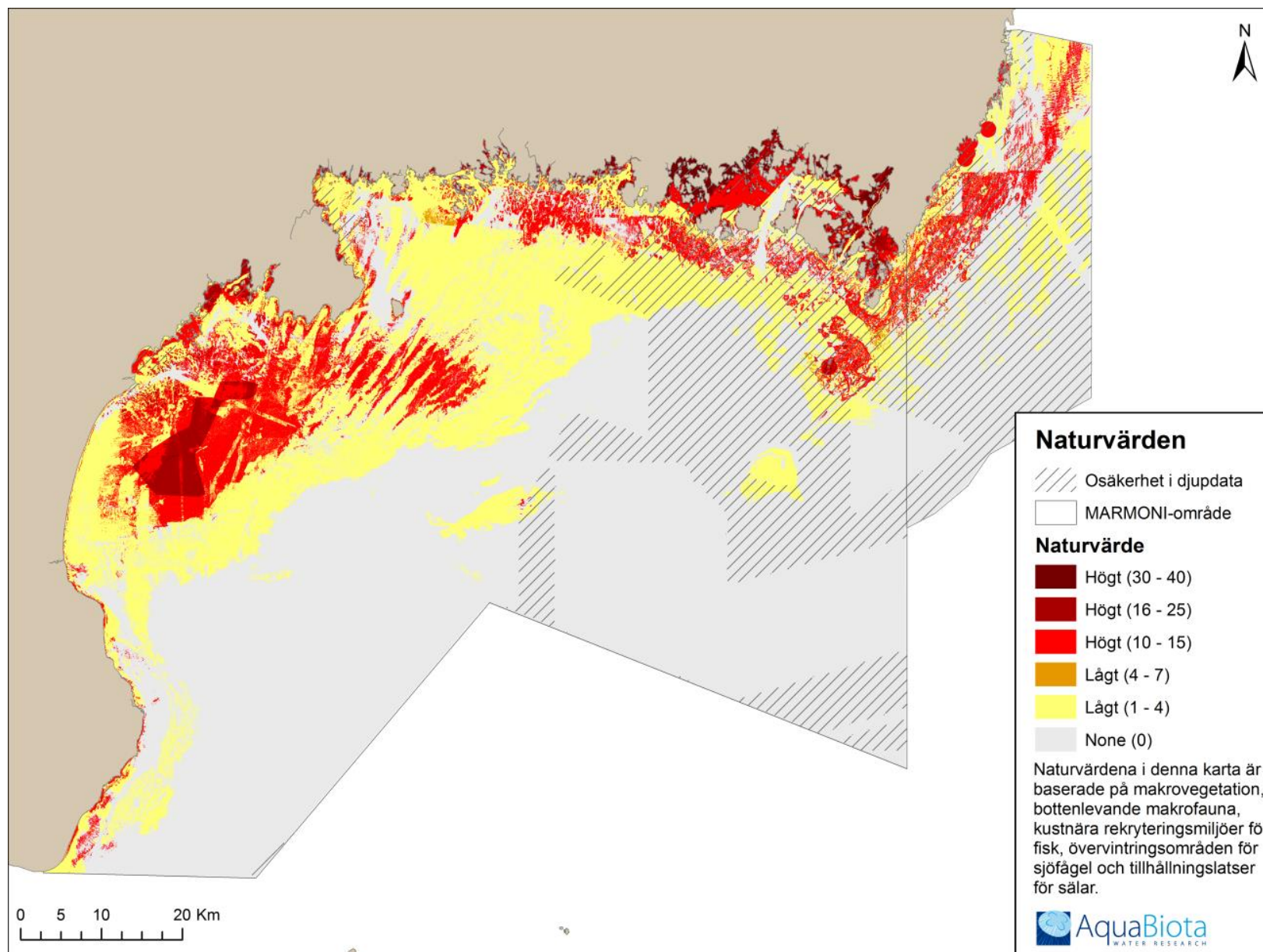
Figur 48. Naturvärden baserat på kustnära rekryteringsmiljöer för abborre, gädda och mört.



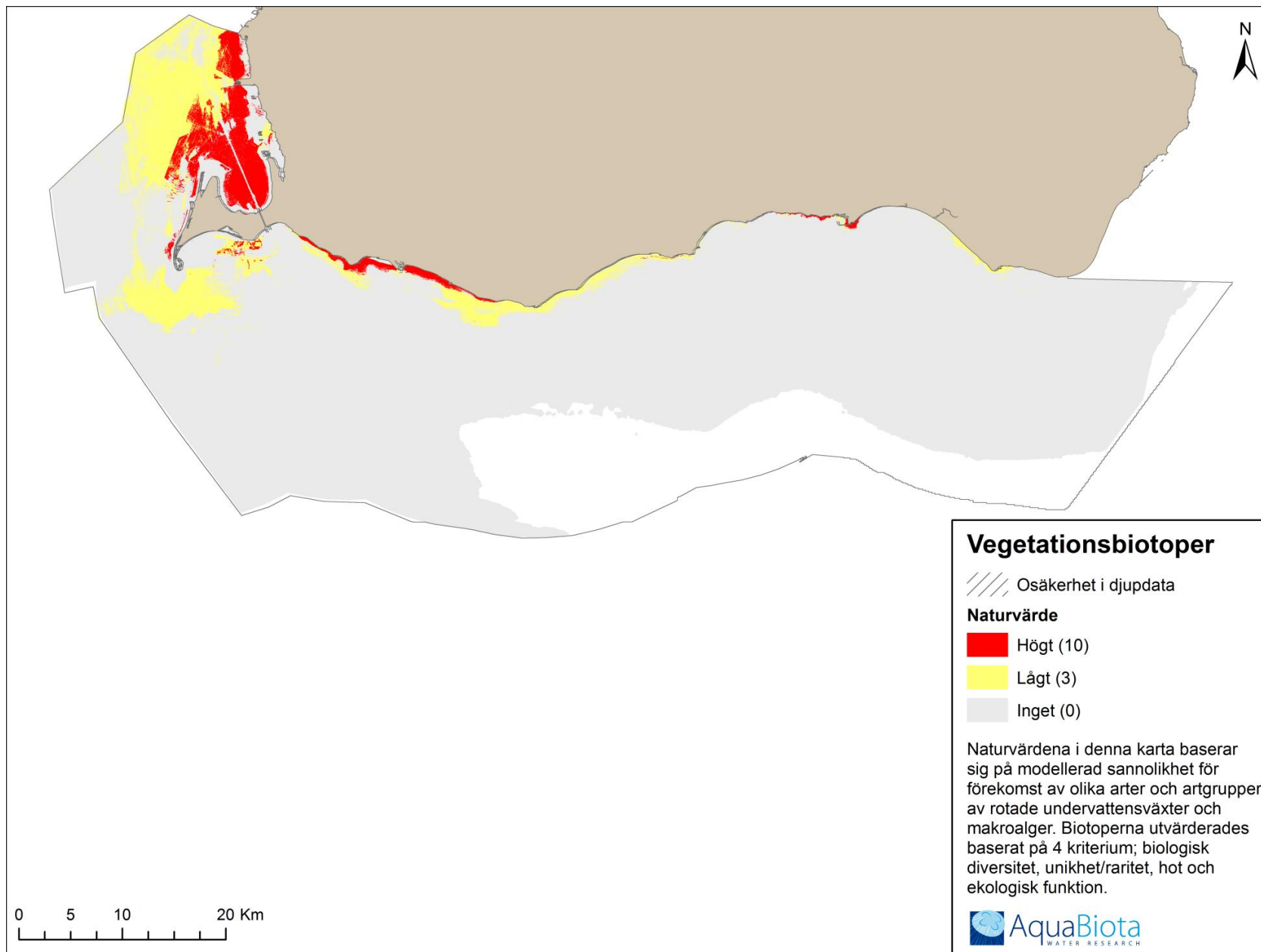
Figur 49. Naturvärden i Hanöbukten baserat på antal och koncentrationer av övervintrande sjöfåglar.



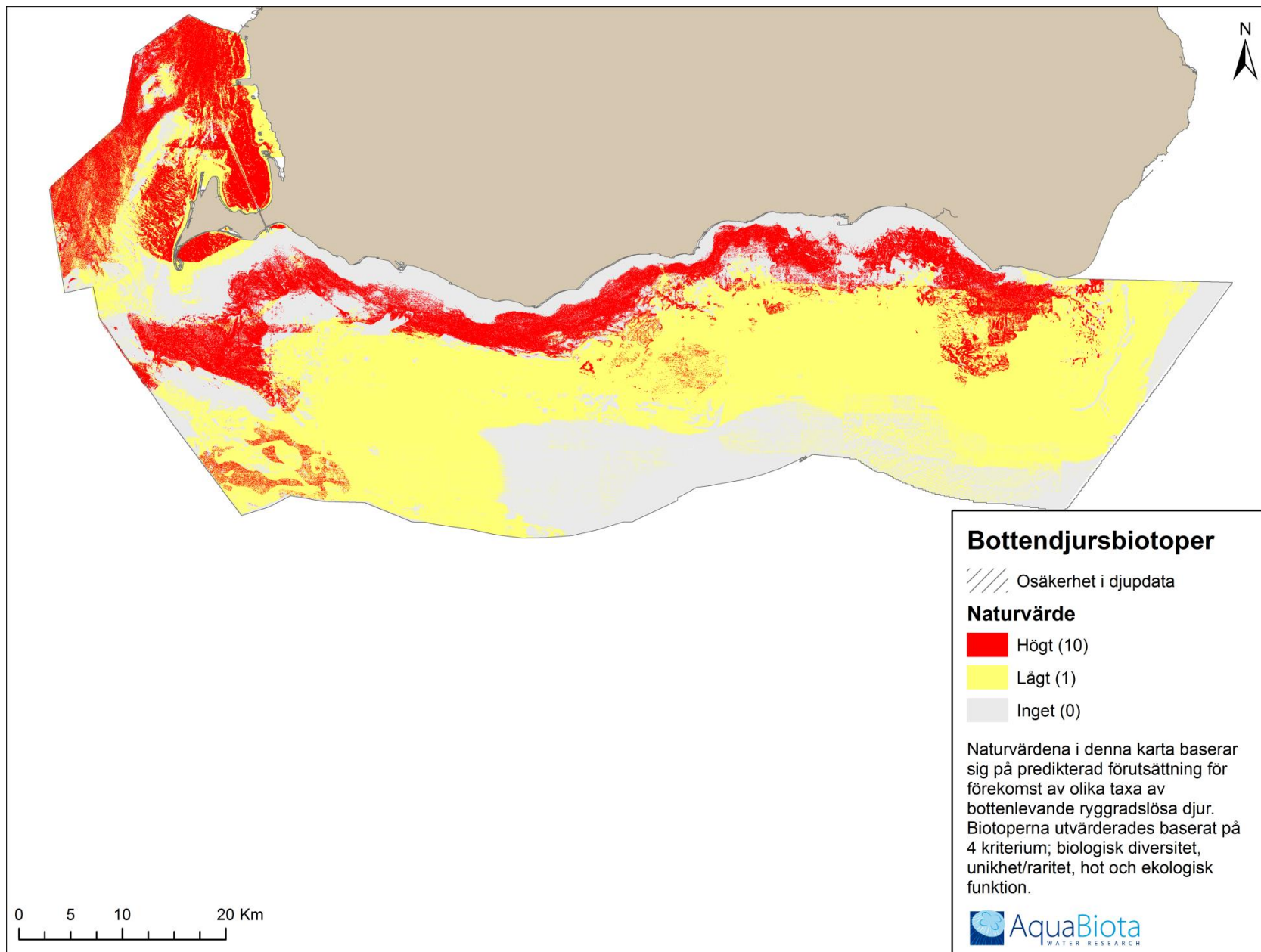
Figur 50. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinges län baserat på restriktionsområden för gråsäl och knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.



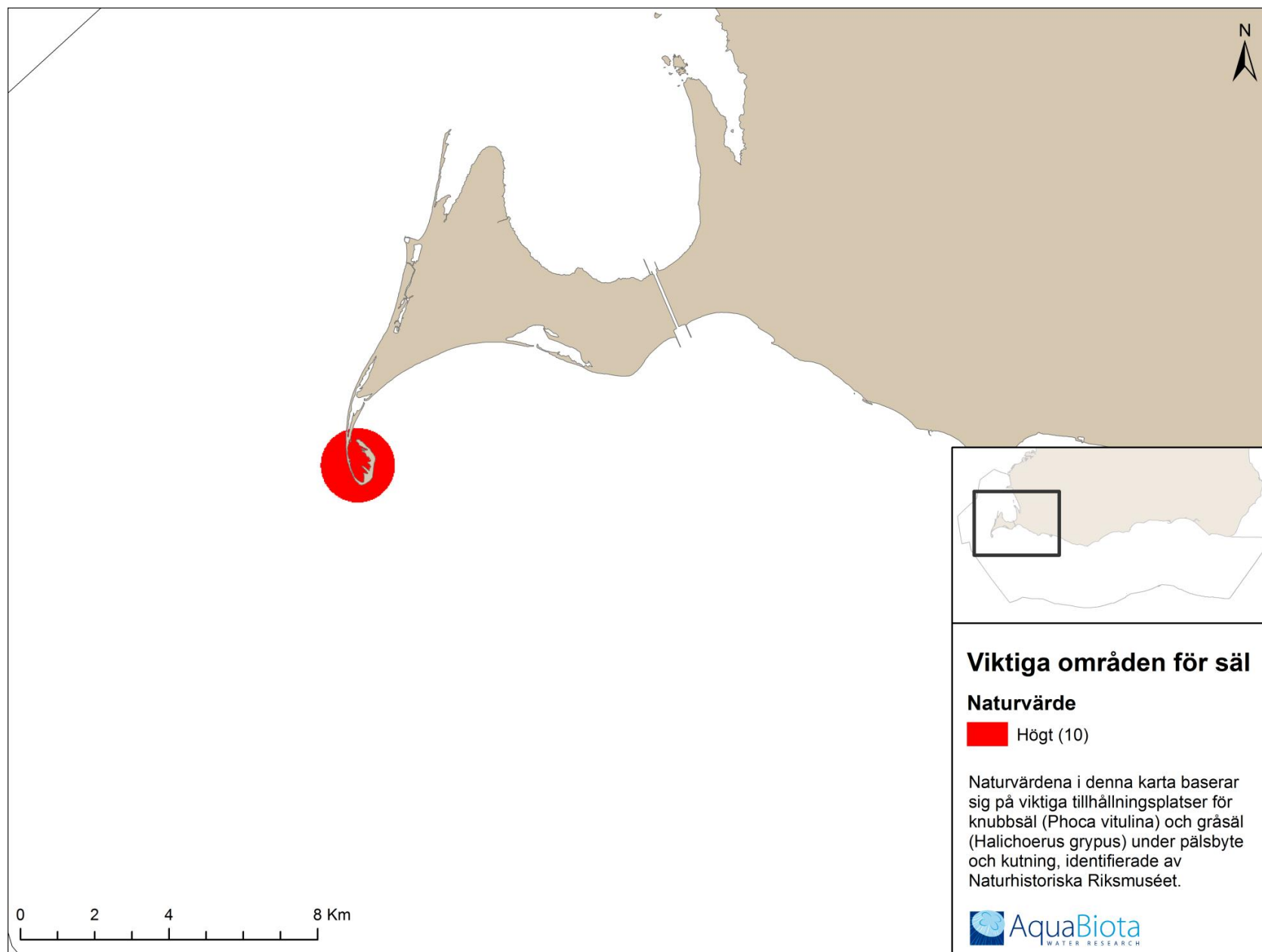
Figur 51. Naturvärden i Hanöbukten och Blekinge län baserat på tätheter av övervintrande sjöfåglar, viktiga områden för gråsäl och knubbsäl samt predikterad förutsättning för förekomst av fiskrekryteringsmiljöer, bottenvegetation och bottendjur.



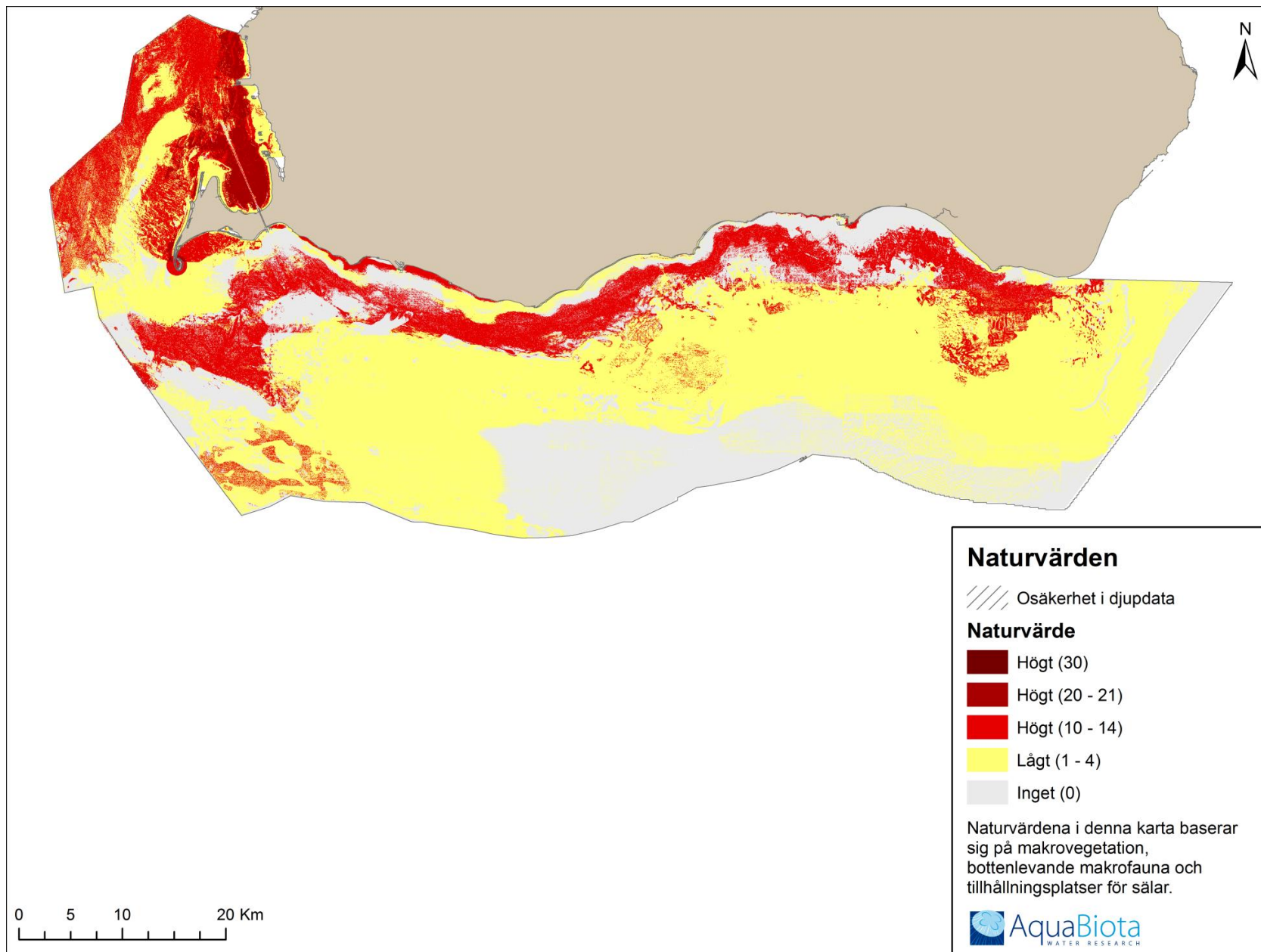
Figur 52 Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.



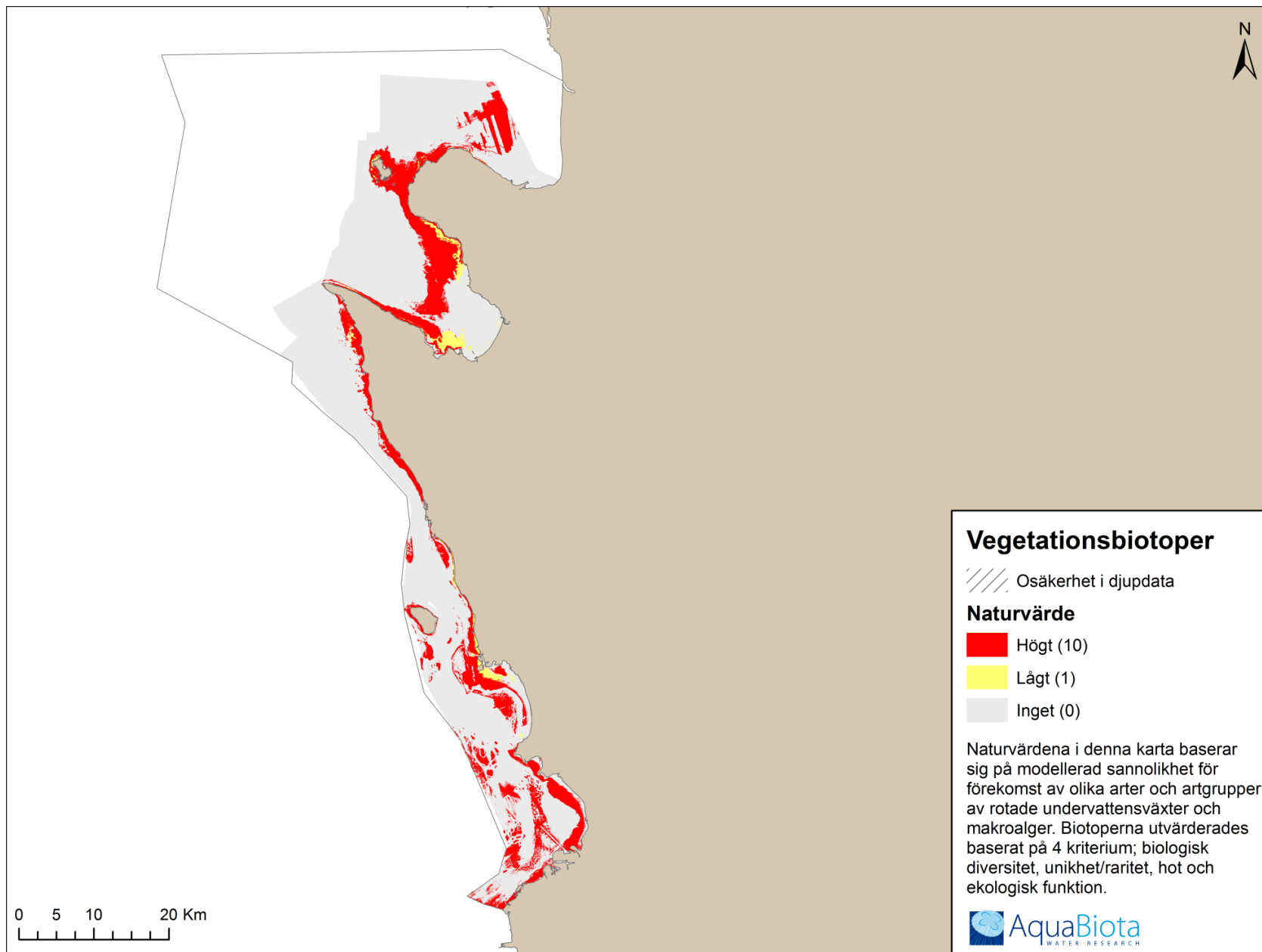
Figur 53. Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.



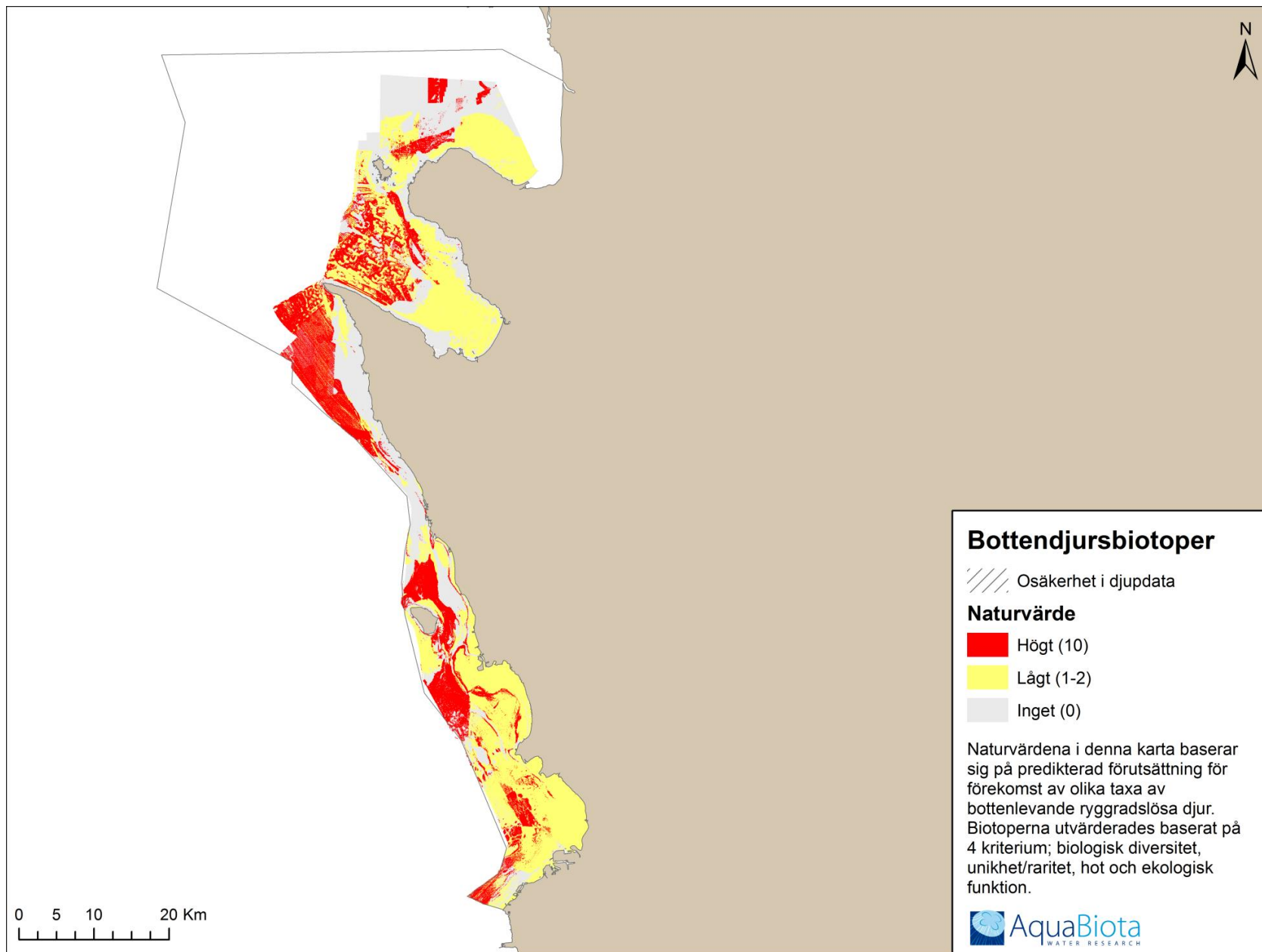
Figur 54. Naturvärden på Skånes sydkust baserat på restriktionsområden för gråsäl och knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.



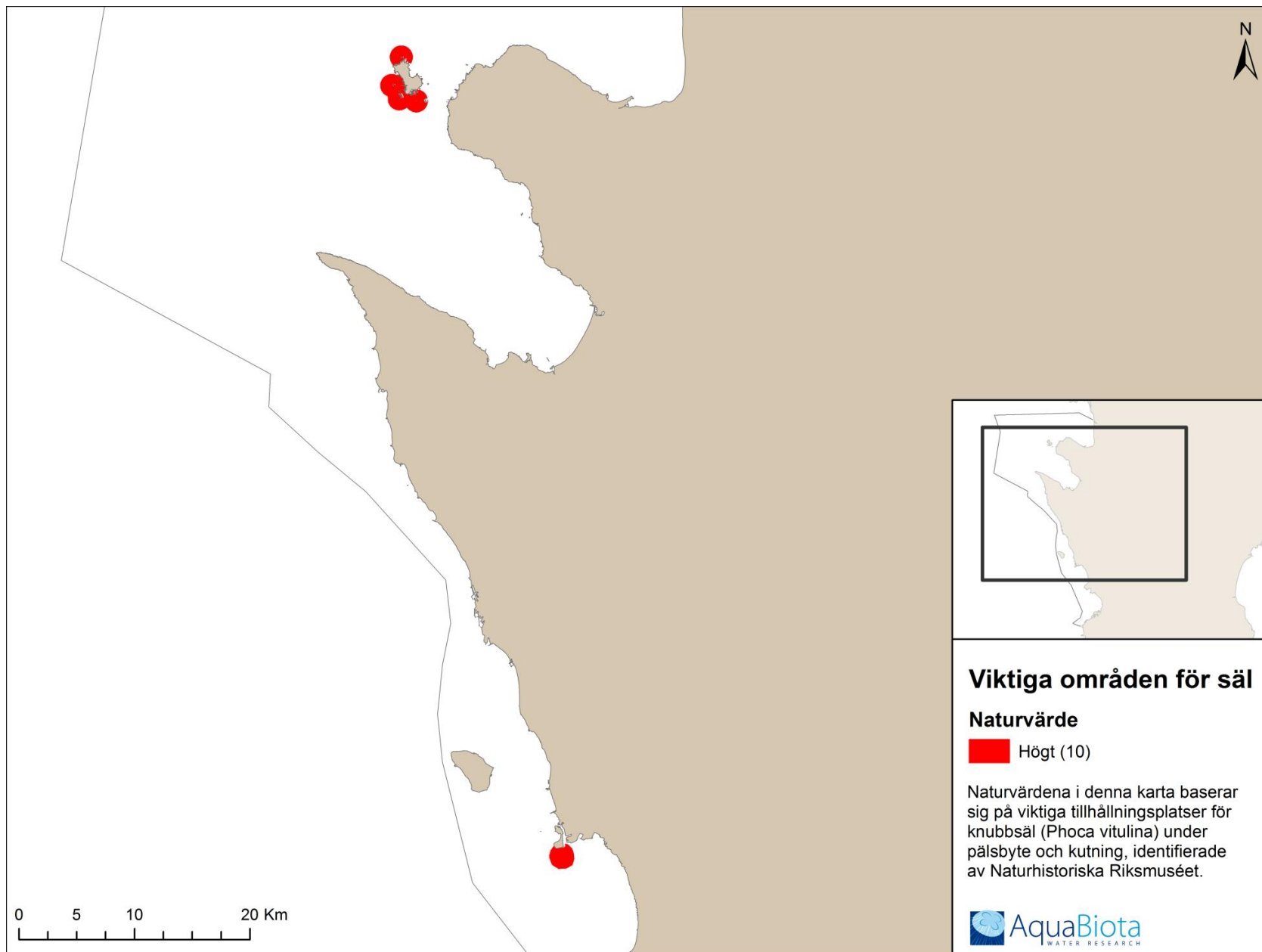
Figur 55. Naturvärden Skånes sydkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation, bottenlevande ryggradslösa djur och sälar.



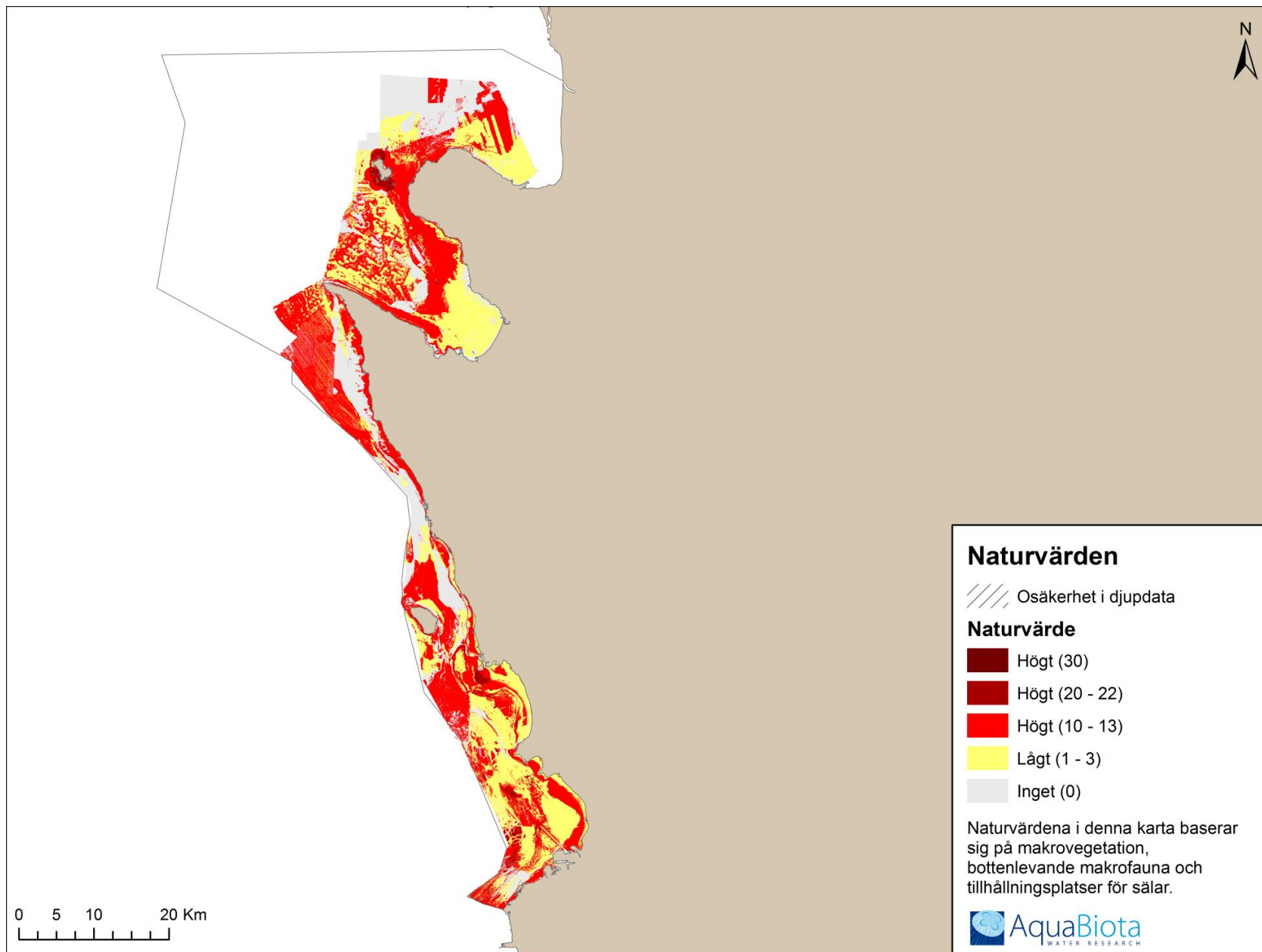
Figur 56. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation.



Figur 57. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur.



Figur 58. Naturvärden på Skånes västkust baserat på restriktionsområden för knubbsäl, utpekade av Naturhistoriska Riksmuseet.



Figur 59. Naturvärden Skånes västkust baserat på predikterad förutsättning för förekomst av bottenvegetation, bottenlevande ryggradslösa djur och sälar.

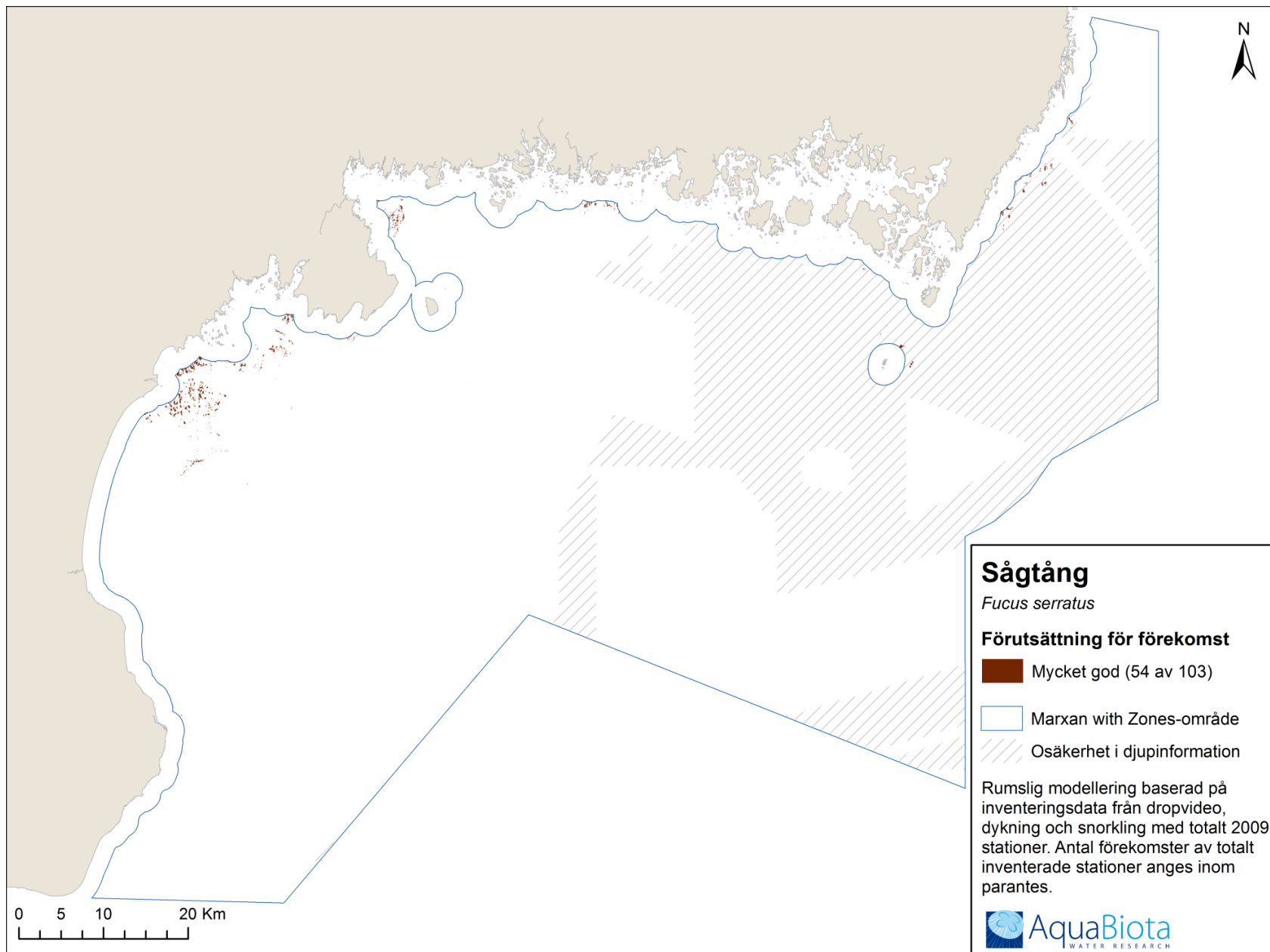
Marxan with Zones-filer

Naturvärden

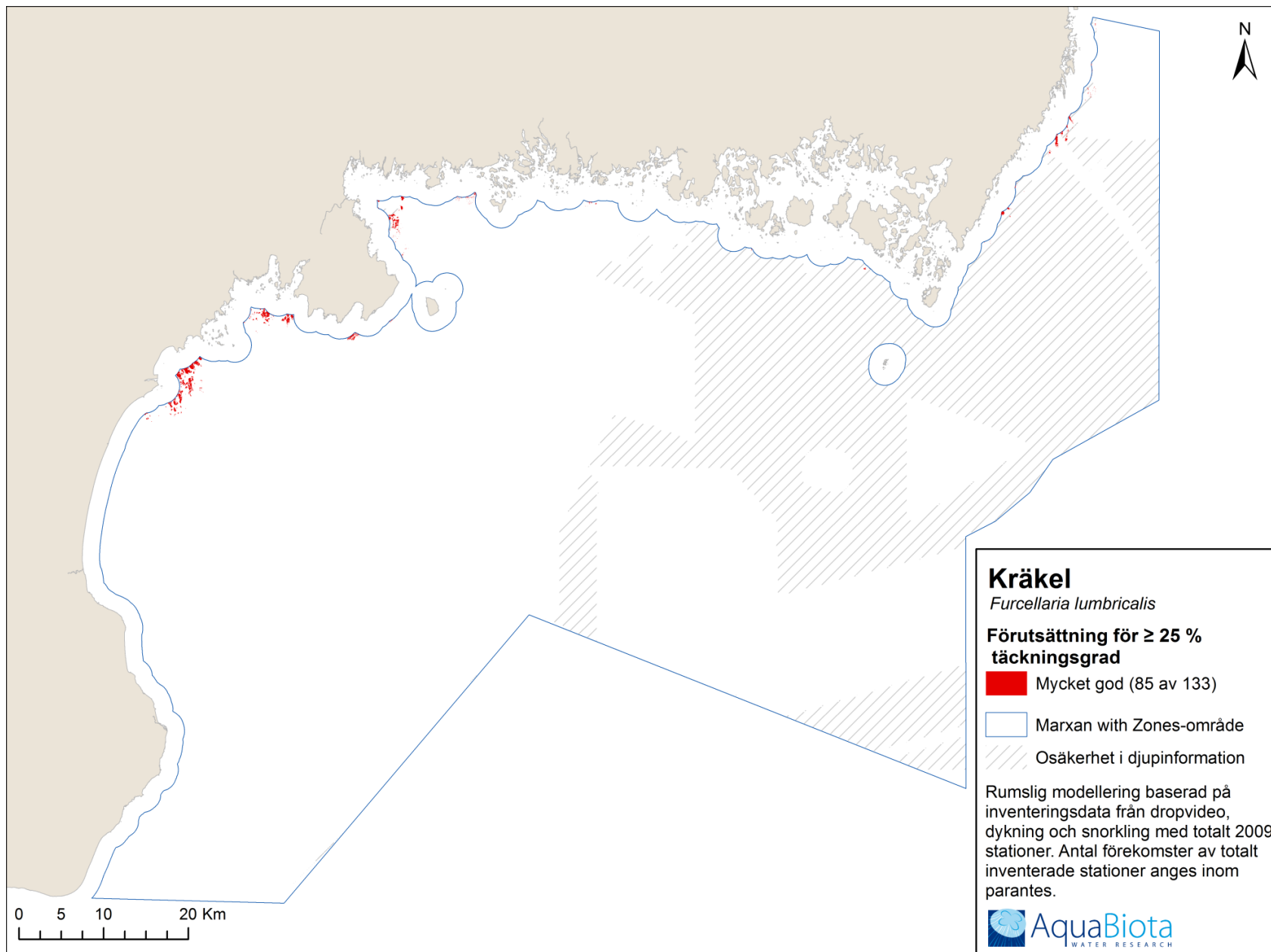
Naturvärden som användes som underlag i en Marxan with Zones analys. För tillgång till dessa underlag i GIS refereras till Wijkmark m.fl. 2015.

Tabell 27. Naturvärden som användes som underlag i en Marxan with Zones-analys.

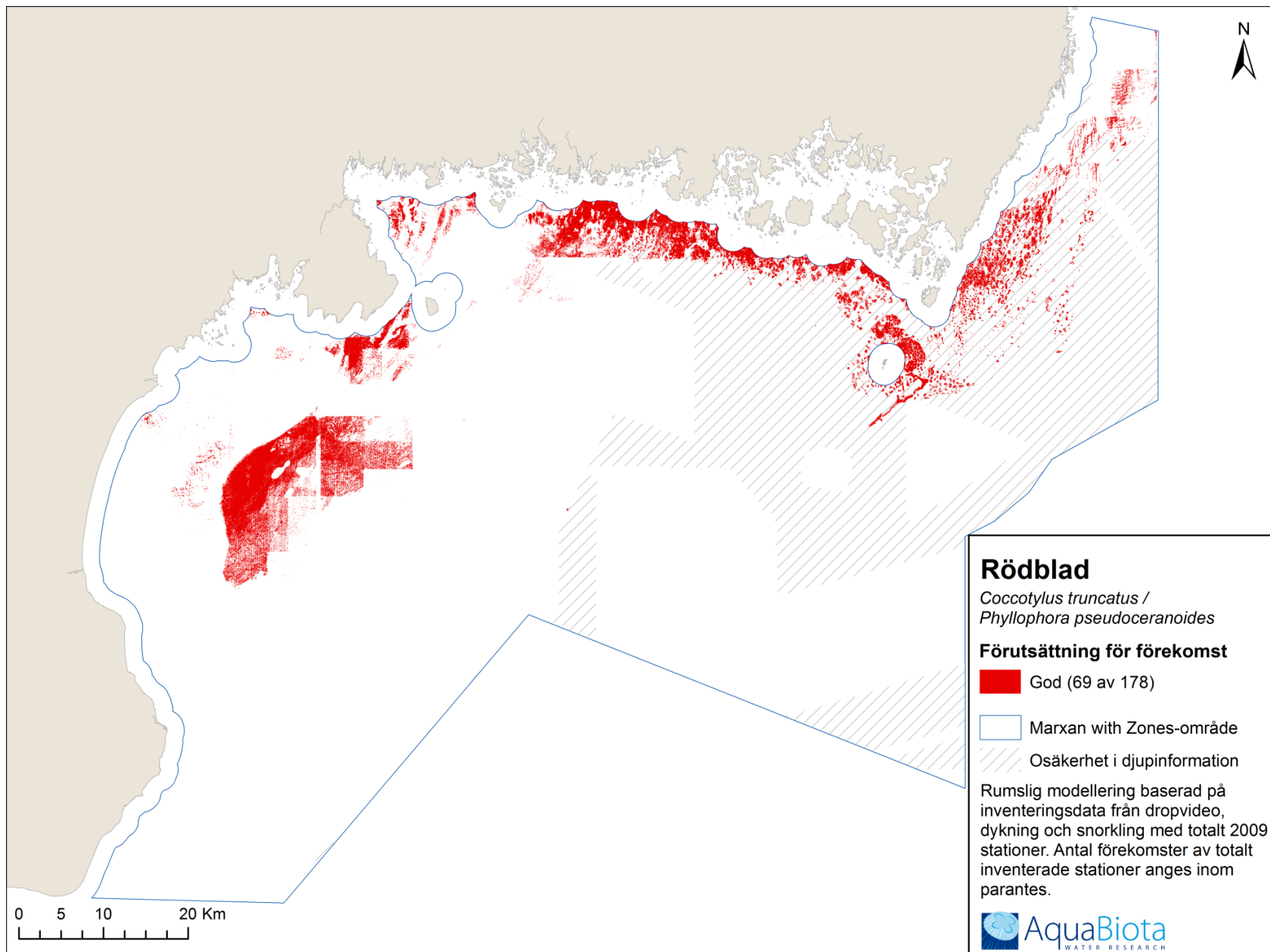
Figur	Innehåll
15	God och mycket god förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av sågtång (<i>Fucus serratus</i>)
16	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)
17	God förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av kilrödblad (<i>Coccotylus truncatus</i>) / blåtonat rödblad (<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>)
18	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 25 % täckningsgrad av blåmusslor (<i>Mytilus edulis</i>)
19	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 500 ind/m ² av östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)
20	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av havsborstmasken <i>Marenzelleria</i> spp.
21	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m ² av märkräftorna <i>Monoporeia affinis</i> / <i>Pontoporeia femorata</i>
22	God och mycket god förutsättning för minst ≥ 100 ind/m ² av märkräftan <i>Bathyporeia</i> spp.
23	Koncentrationsområden för alfågel (<i>Clangula hyemalis</i>)



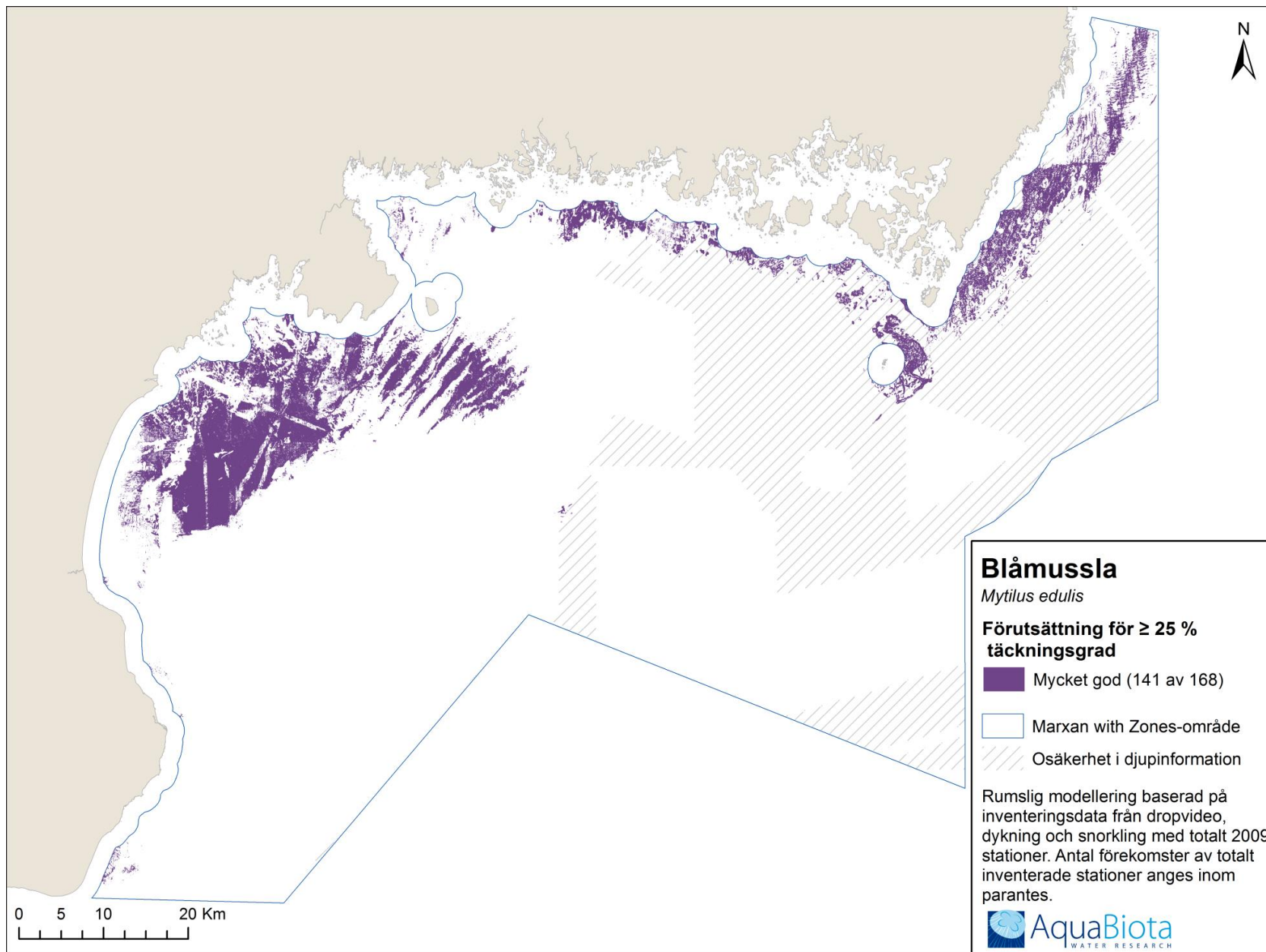
Figur 60. God och mycket god förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av sågtång (*Fucus serratus*).



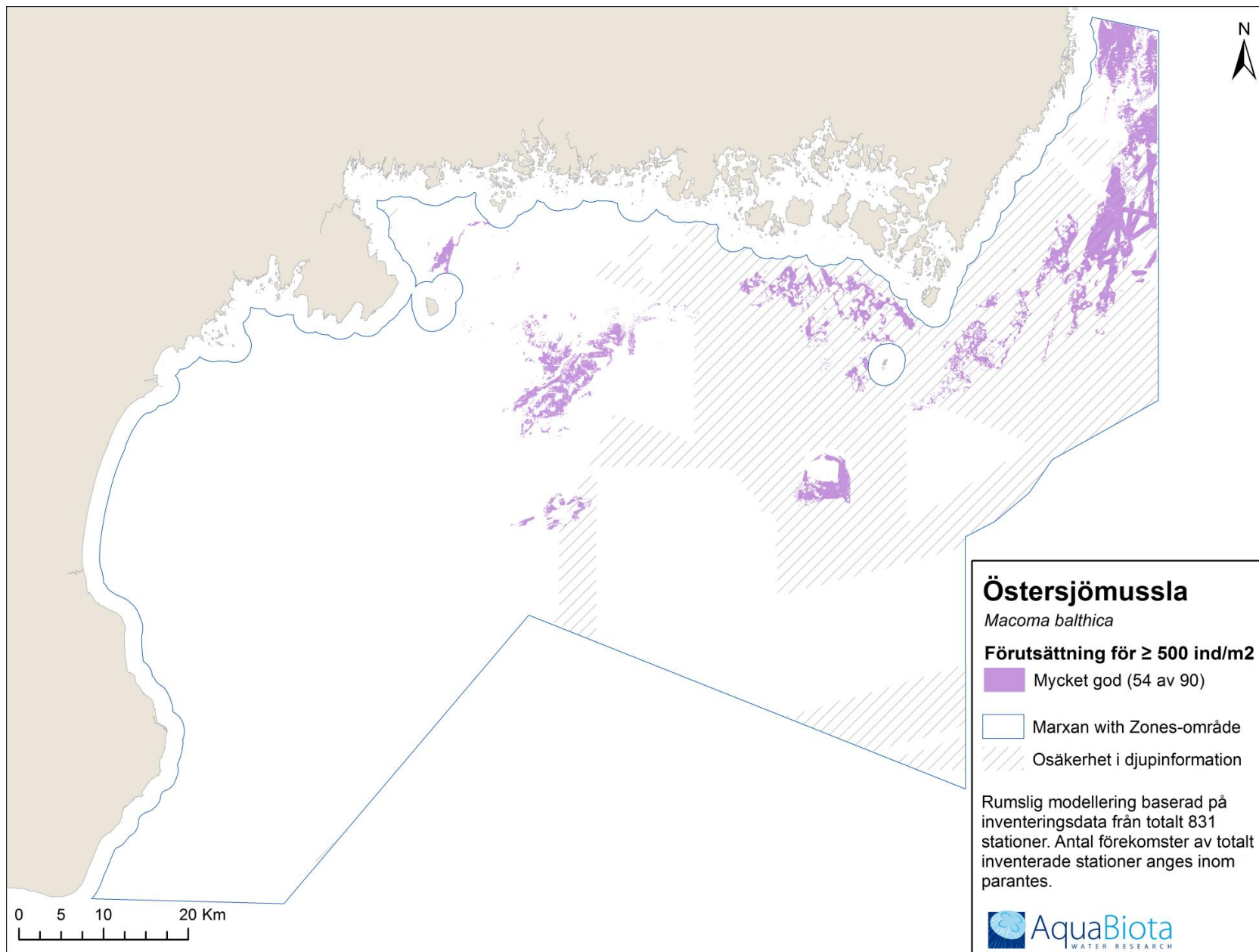
Figur 61. God och mycket god förutsättning för minst $\geq 25\%$ täckningsgrad av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*).



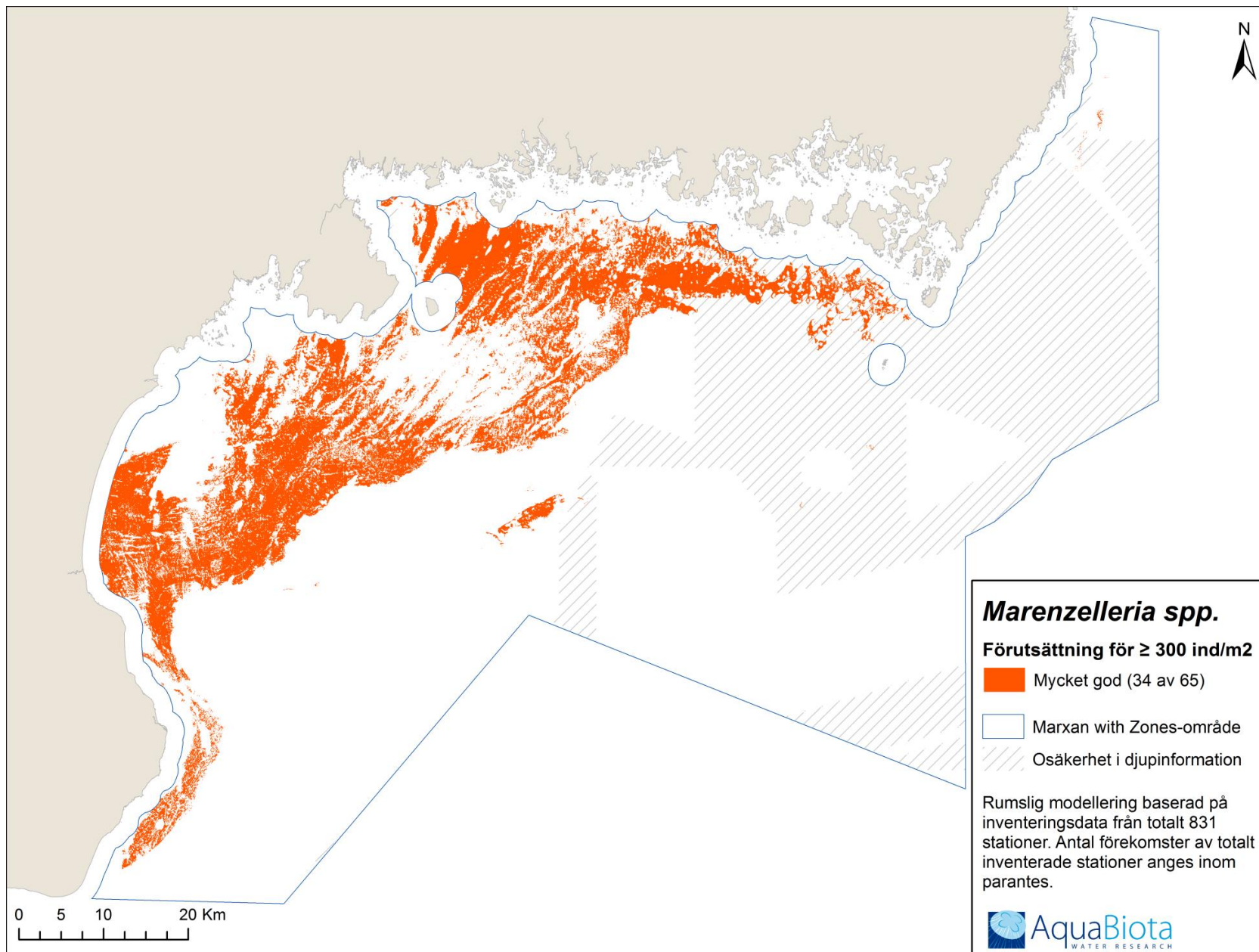
Figur 62. God förutsättning för minst > 0 % täckningsgrad av kilrödblad (*Coccotylus truncatus*) / blåtonat rödblad (*Phyllophora pseudoceranoides*).



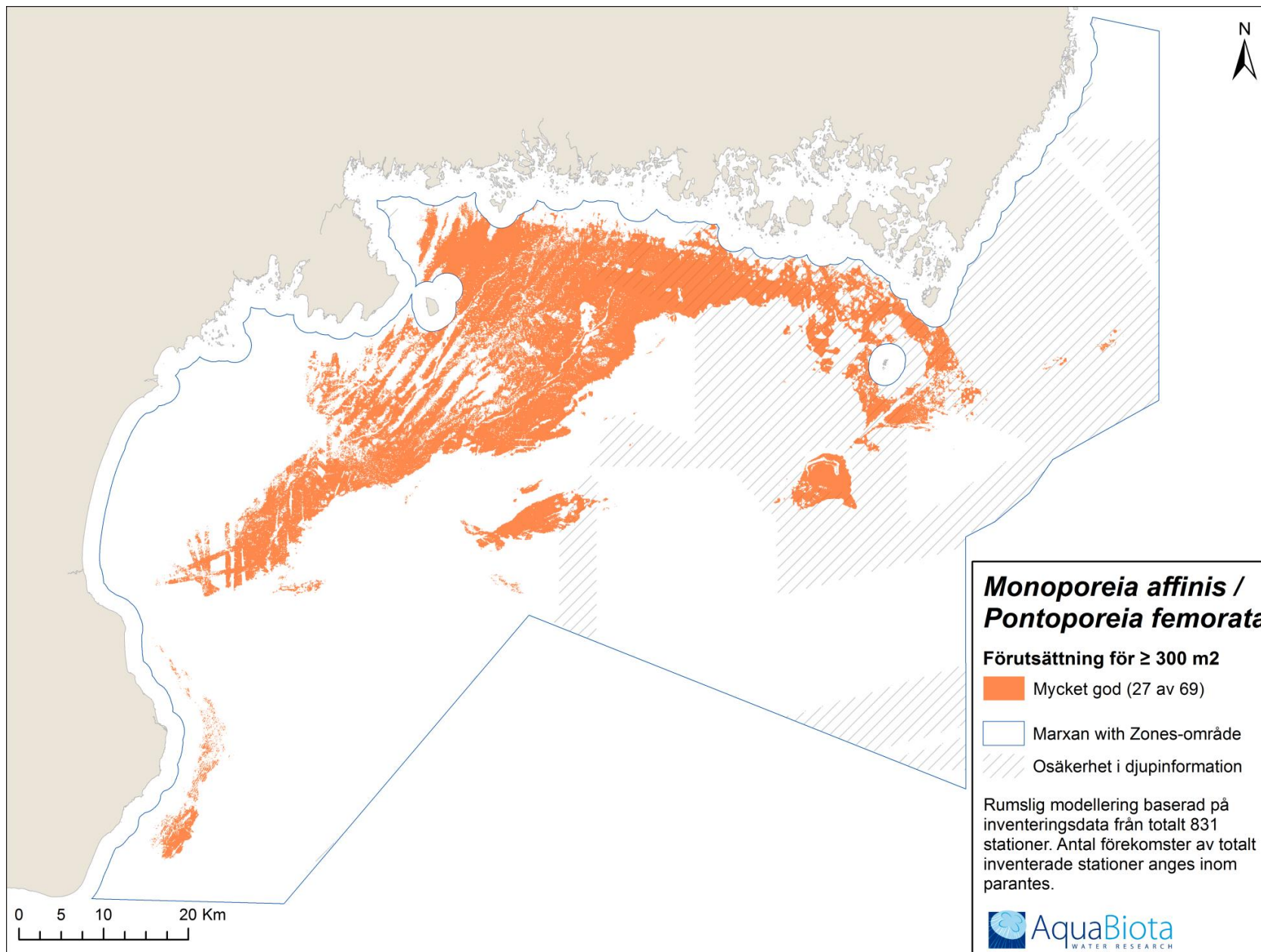
Figur 63. God och mycket god förutsättning för minst $\geq 25\%$ täckningsgrad av blåmusslor (*Mytilus edulis*)



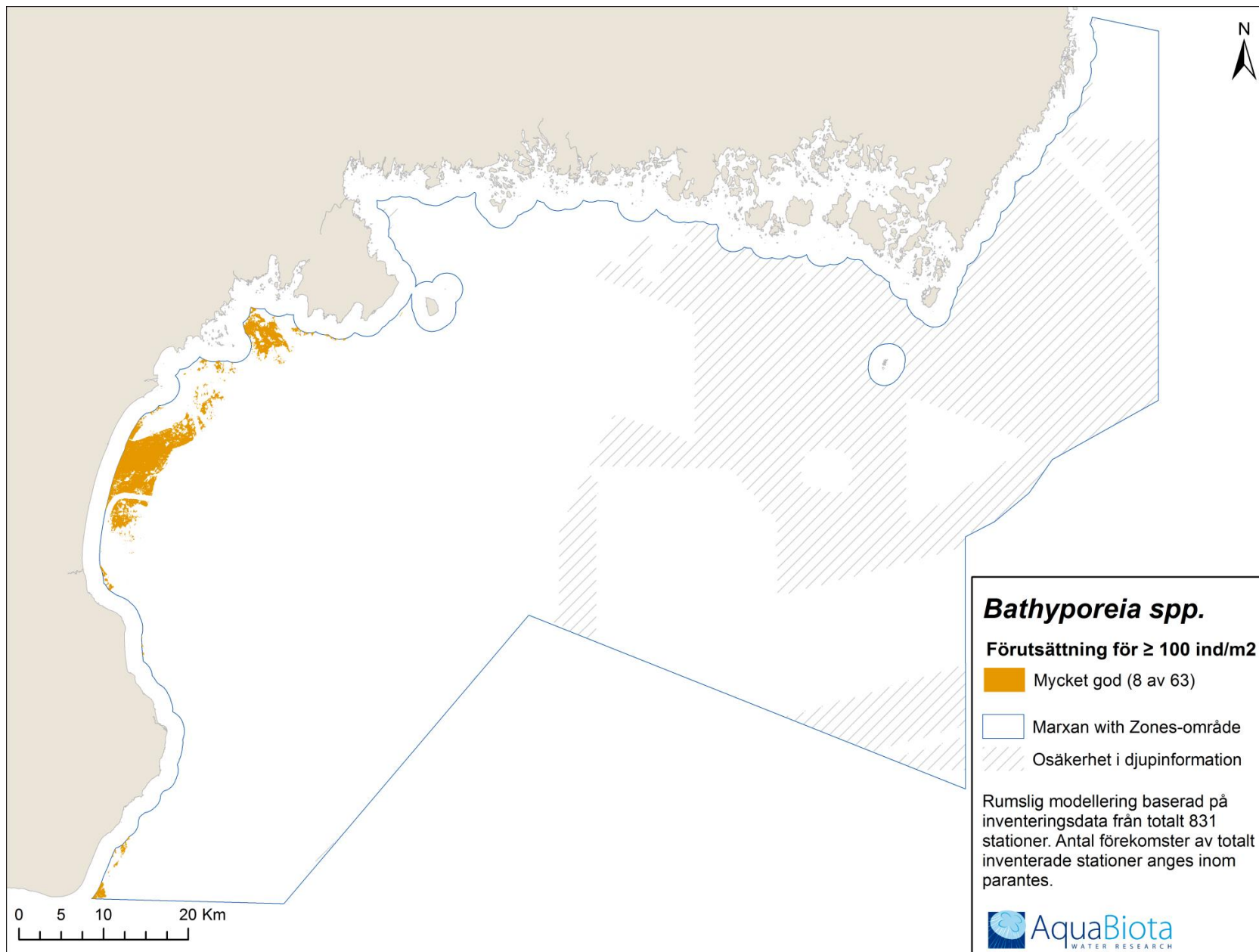
Figur 64. God och mycket god förutsättning för minst ≥ 500 ind/m² av östersjömussla (*Macoma balthica*).



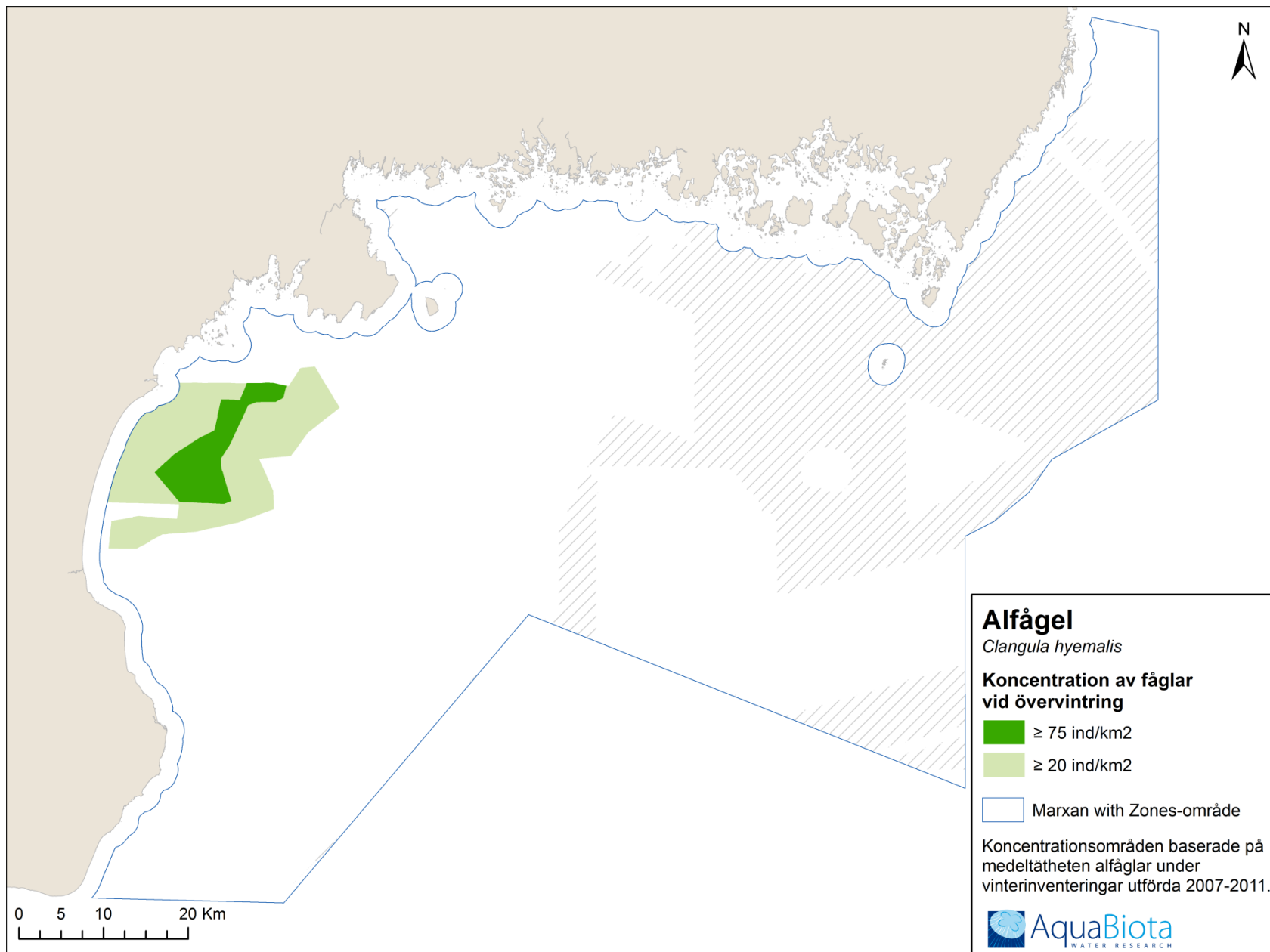
Figur 65. God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m² av havsborstmasken *Marenzelleria* spp.



Figur 66. God och mycket god förutsättning för minst ≥ 300 ind/m² av märkräftorna *Monoporeia affinis*/ *Pontoporeia femorata*.



Figur 67. God och mycket god förutsättning för minst ≥ 100 ind/m² av märkräftan *Bathyporeia* spp.

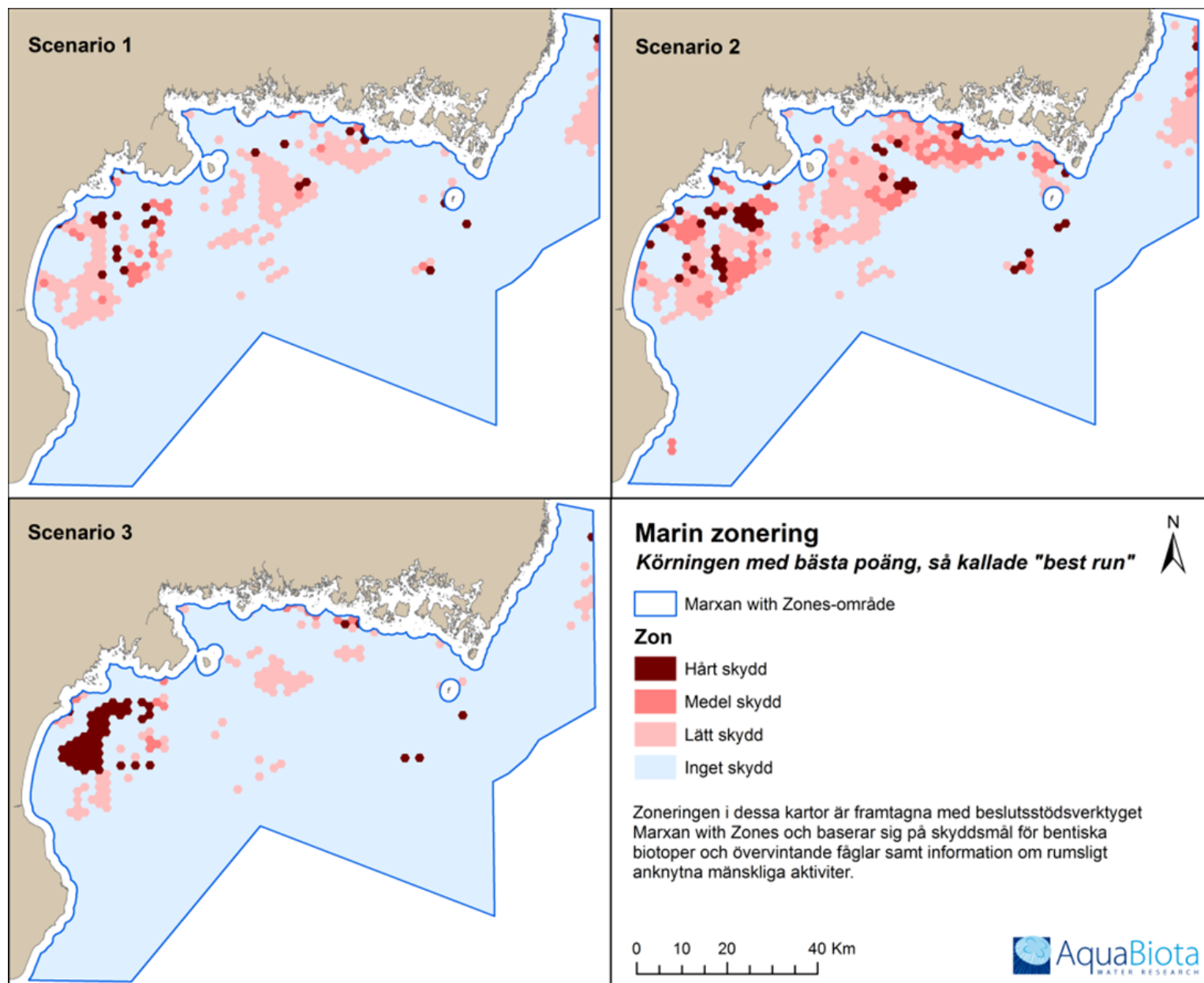


Figur 68. Koncentrationsområden för alfågel (*Clangula hyemalis*).

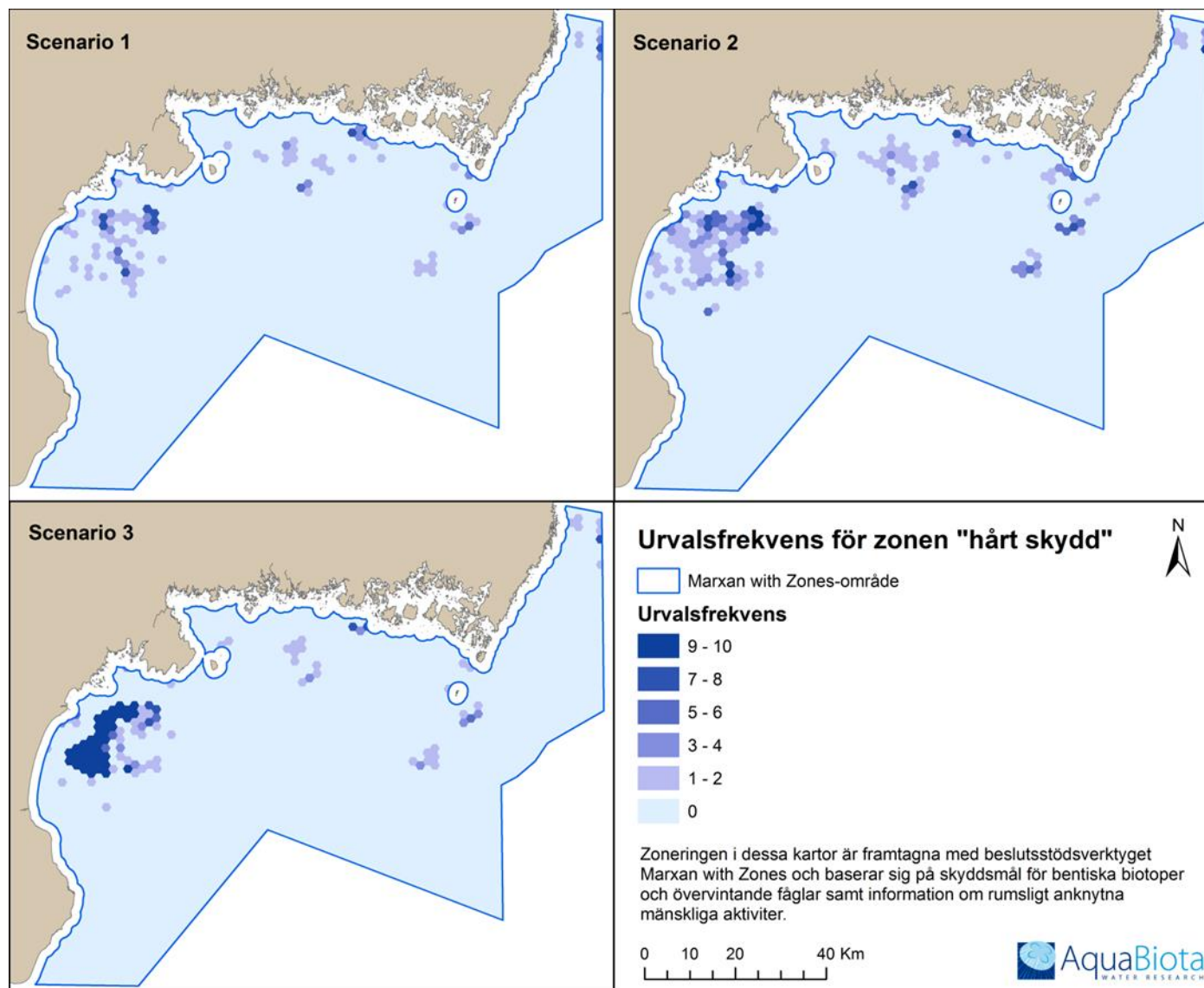
Marxan with Zones results

Resultat från tre scenarioanalyser i Marxan with Zones. Dessa kartor levereras även som shapefil.

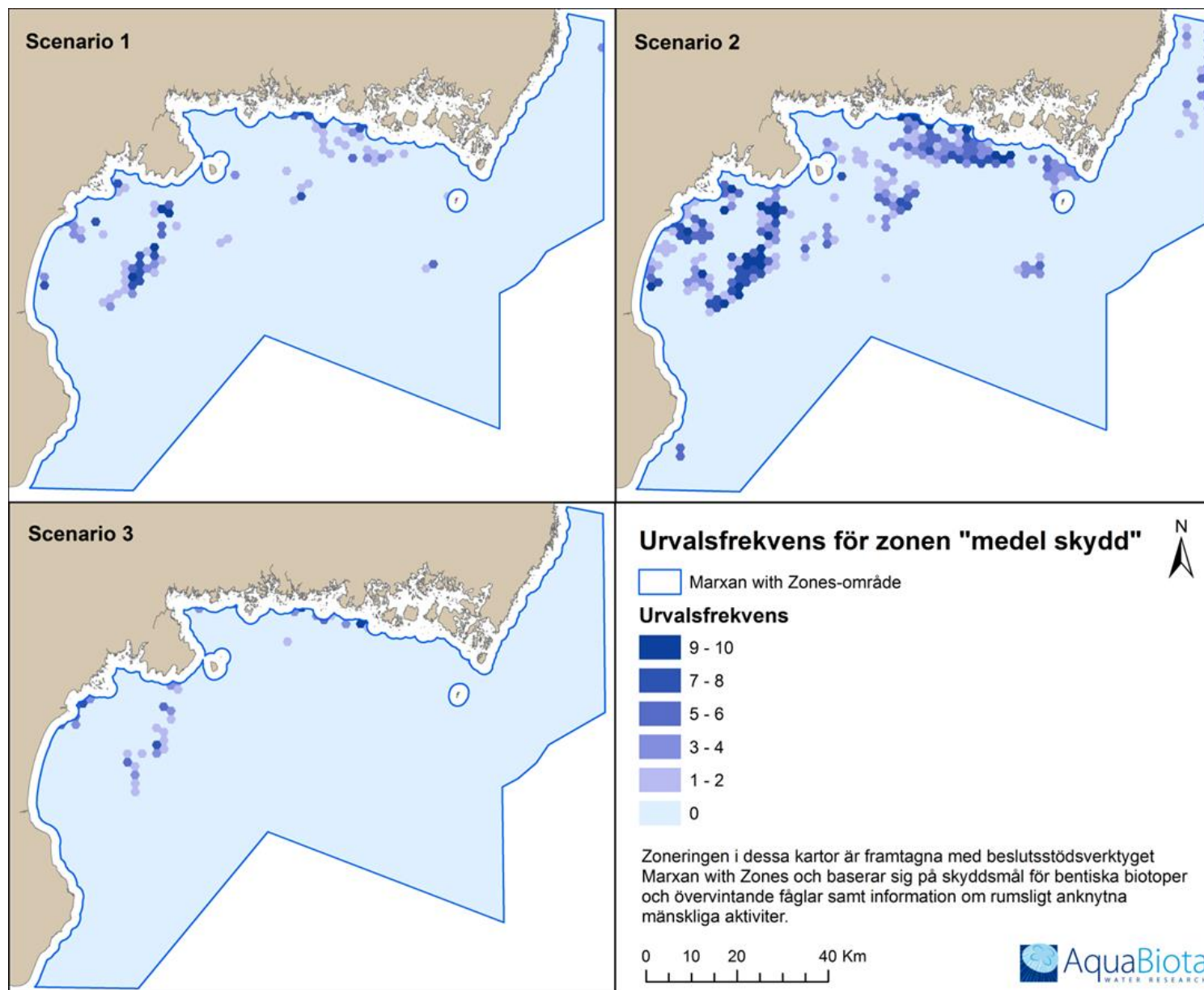
Figur	Innehåll	Namn på GIS-filer
24	Körningarna med bäst utvärderingspoäng för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden	marxan_scenarioX.shp; kolumn: "best_score"
25	Urvalsfrekvens för zonen "högt skydd"	marxan_scenarioX.shp; kolumn: "sf_strict"
26	Urvalsfrekvens för zonen "medel skydd"	marxan_scenarioX.shp; kolumn: "sf_medium"
27	Urvalsfrekvens för zonen "lätt skydd"	marxan_scenarioX.shp; kolumn: "sf_moderat"
28	Kandidater till områdesskydd	marxan_MPA_candidates.shp



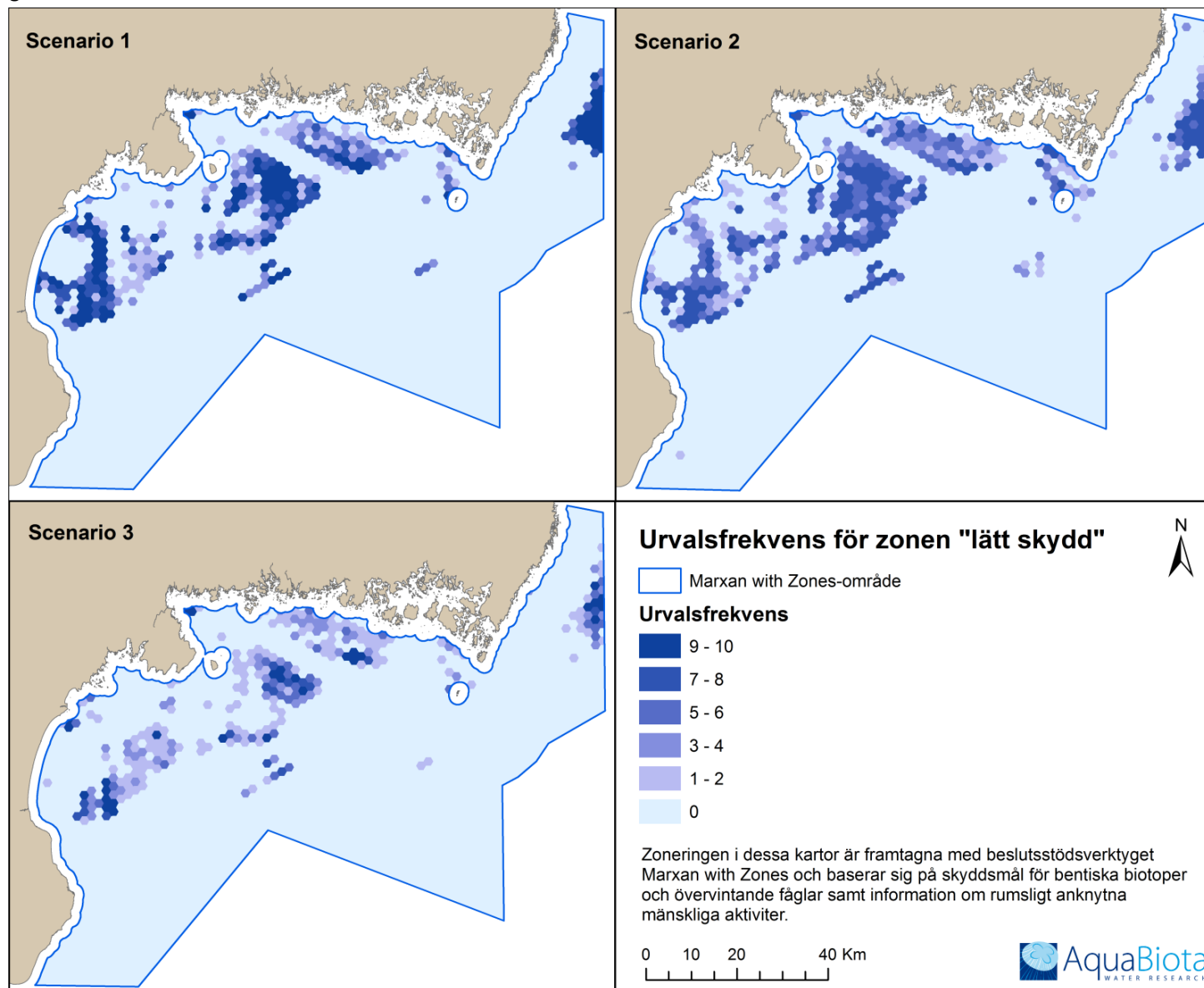
Figur 69. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar de körningar som fått bäst utvärderingspoäng, så kallad "best run", för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



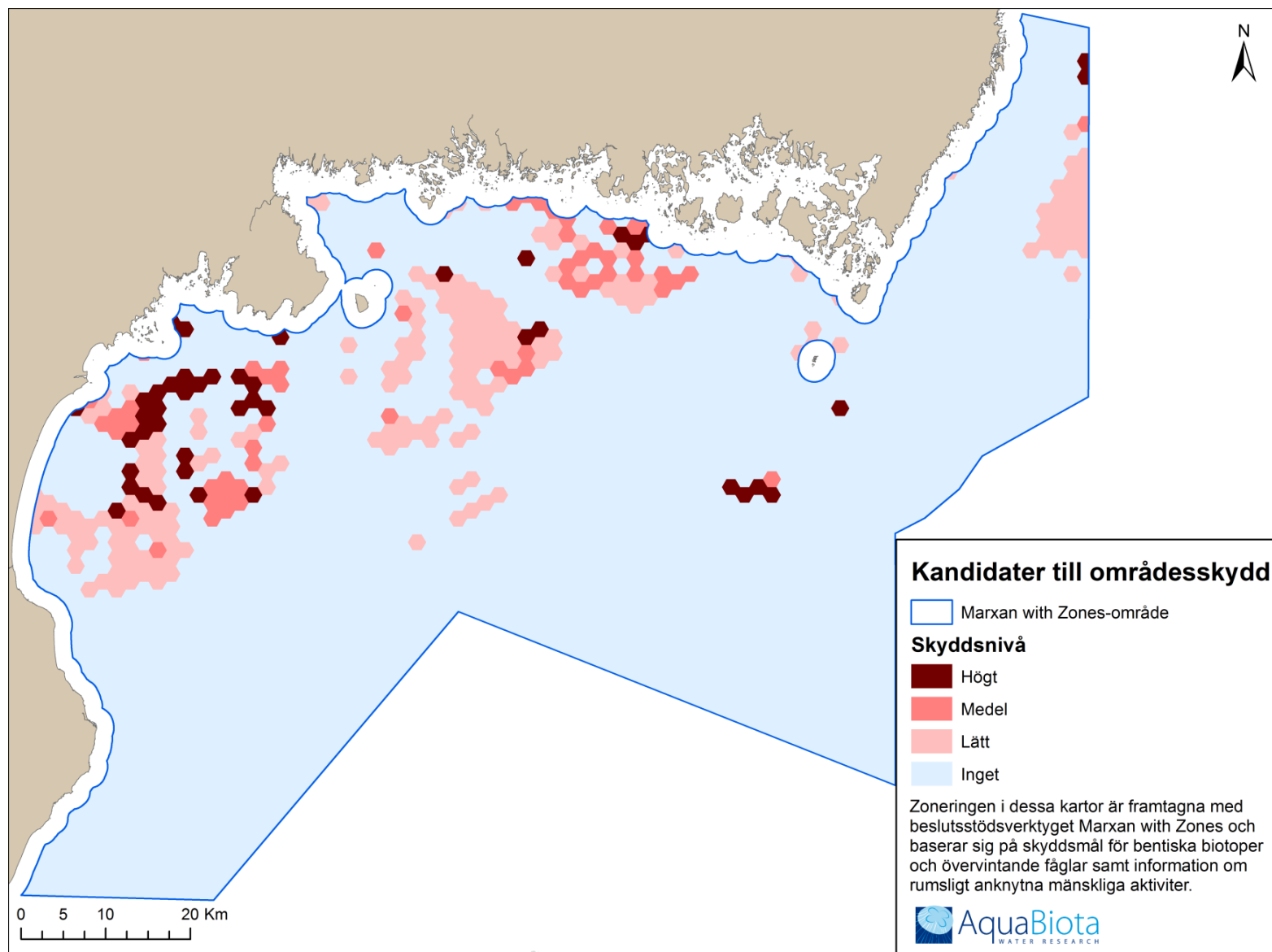
Figur 70. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "högst skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 71. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "medel skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 72. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar antalet gånger varje analysenhet (polygonhexagon) valts att tilldelas zonen "låg skydd" bland de 10 körningar som fått bäst utvärderingspoäng, för tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; Scenario 1: skyddsmål 10 % av alla naturvärden, Scenario 2: skyddsmål 20 % av alla naturvärden, Scenario 3: individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.



Figur 73. Resultat av en Marxan with Zones-analys. Kartorna visar typvärdet för de körningar som fått bäst utvärderingspoäng, så kallad "best run", i tre scenarior med olika skyddsmål för naturvärden; skyddsmål på 10 %, 20 % och individuellt satta skyddsmål för alla naturvärden.

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