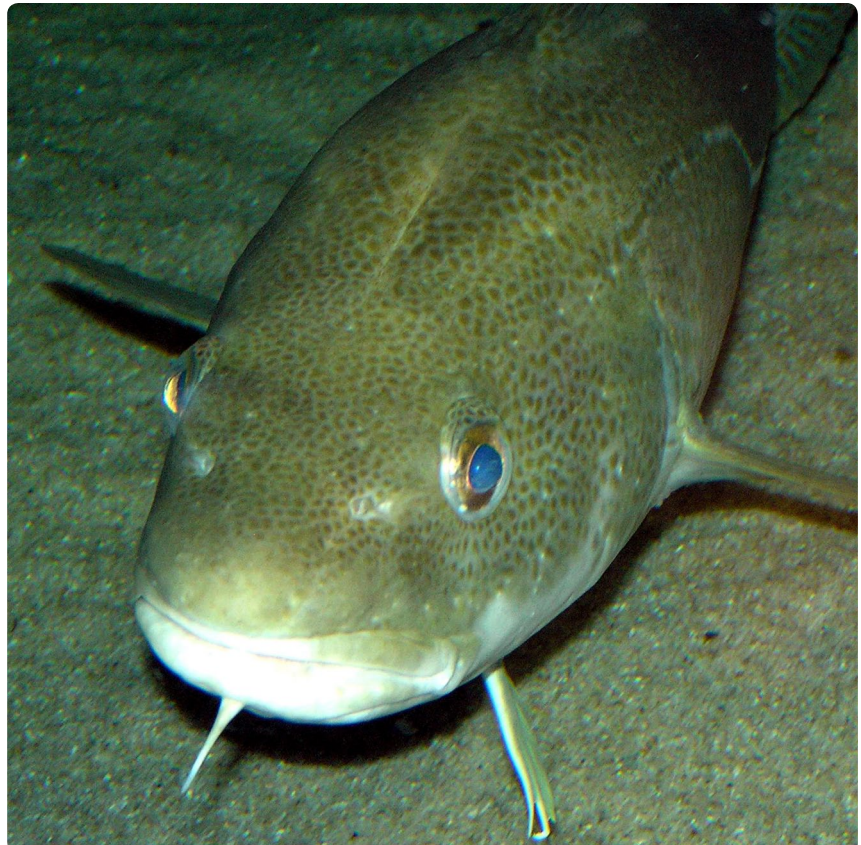


# GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden

ULF BERGSTRÖM, LENA BERGSTRÖM, IDA CARLÉN  
OCH MARTIN ISÆUS

RAPPORT 6427 • MAJ 2011



# GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden

Ulf Bergström, Lena Bergström, Fiskeriverket  
Ida Carlén, Martin Isæus, AquaBiota Water Research

#### **Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

#### **Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-6427-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2010

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2010

Omslagsfoto: Ulf Bergström



## Förord

Behovet av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marin miljö, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur är stort. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbetsprogram mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2012.

Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och tre så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter inom tre olika områden – människor, fåglar och fladdermöss samt marint liv. Resultaten från Vindvals forskningsprojekt och syntesarbeten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

För att säkra hög kvalitet på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid granskning av och beslut om forskningsansökningar, och för att godkänna rapportering och publicering av forskningsprojektens resultat.

Den här rapporten har skrivits av Ulf Bergström och Lena Bergström vid Fiskeriverket samt av Ida Carlén och Martin Isæus vid AquaBiota Water Research. Skribenterna svarar för innehållet.

Vindval i maj 2011



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	3
<b>SAMMANFATTNING</b>	7
<b>SUMMARY</b>	9
<b>1. PROJEKTETS MÅLSÄTTNING</b>	11
<b>2. VARFÖR BEHÖVER FISKEN BEAKTAS?</b>	13
<b>3. METODIK VID MODELLERING AV FISK-HABITAT</b>	15
3.1 Provfiske	15
3.2 Miljövariabler	16
3.3 Statistiska verktyg	17
3.4 Yttäckande kartor	19
<b>4. HUR ANVÄNDBAR ÄR HABITATMODELLERING FÖR VINDKRAFTSPLANERINGEN?</b>	20
<b>5. SAMMANFATTNING DELSTUDIE 1, KATTEGATT</b>	22
<b>6. SAMMANFATTNING DELSTUDIE 2, ÖSTERSJÖN</b>	23
<b>7. TEKNISK RAPPORT 1: MODELLERING AV FISKHABITAT I KATTEGATT</b>	24
7.1 Metodik	24
Responsvariabler	24
Prediktorvariabler	25
Rumslig modellering	26
Förekomstmodeller	27
Abundansmodeller	27
7.2 Resultat och diskussion	27
Habitatbildande arter	27
Förekomstmodellering av fisk	31
Abundansmodellering av fisk	33
Jämförelse mellan abundansmodeller och förekomstmodeller	34
Betydelsen av habitatbildande arter som prediktorer i fiskmodelleringen	34
Transferabilitet – kan man överföra modeller mellan grund?	36
<b>BILAGA 1</b>	38
<b>BILAGA 2</b>	39
<b>BILAGA 3</b>	40
<b>BILAGA 4</b>	41
<b>BILAGA 5</b>	42
<b>BILAGA 6</b>	43

<b>BILAGA 7</b>	44
<b>BILAGA 8</b>	45
<b>BILAGA 9</b>	46
<b>BILAGA 10</b>	47
<b>BILAGA 11</b>	48
<b>BILAGA 12</b>	49
<b>BILAGA 13</b>	50
<b>BILAGA 14</b>	51
<b>BILAGA 15</b>	52
<b>BILAGA 16</b>	53
<b>BILAGA 17</b>	54
<b>BILAGA 18</b>	55
<b>8. TEKNISK RAPPORT 2: MODELLERING AV FISKHABITAT I EGENTLIGA ÖSTERSJÖN</b>	56
8.1 Metodik	56
Responsvariabler	56
Prediktorvariabler	59
Rumslig modellering	61
8.2 Resultat och diskussion	63
Statistiska modeller	63
Prediktioner av fiskhabitat	64
<b>9. REFERENSER</b>	70

# Sammanfattning

Inom den marina planeringen är tillgången på kartunderlag över olika naturtyper och arters utbredningar en ofta förekommande begränsning. Målsättningen med det här projektet har varit att utveckla och utvärdera GIS-baserade metoder för att skapa modellerade kartor över fiskars utbredning i utsjöområden. Sådana kartor kan användas för att utvärdera olika områdens relativa betydelse för fisk. Kartorna producerade i denna studie skall dock betraktas som resultat av metodstudier snarare än färdiga kartor som kan användas i planeringsärenden.

Ett viktigt användningsområde för kartor över livsmiljöer för fisk är att vid planläggningen av områden för havsbaserad vindkraft kunna identifiera områden där sannolikheten för negativ påverkan på fiskbestånden är låg. Många utsjöområden som kan vara av intresse för vindkraft är samtidigt viktiga lek- och uppväxtområden för fisk. Vindparkerna kan potentiellt störa fiskars livsmiljöer, framför allt genom att medföra strukturella förändringar och en ökad mängd undervattensljud, och dessa risker bör värderas inom den sammanvägda marina planeringen.

GIS-baserad modellering utgör ett komplement till inventeringar genom provfiske, och är en metod för att optimera nyttjandet av den information som samlas vid inventeringar. På basen av data från enskilda provfiskepunkter skapas heltäckande kartor över den sannolika förekomsten av den studerade fiskarten inom större geografiska områden. Analyserna bygger på att man skapar statistiska modeller för vilken typ av livsmiljö olika fiskarter föredrar, och sedan med hjälp av GIS rumsligt visualiserar var sådana livsmiljöer förekommer.

Rapporten baserar sig på fallstudier från två separata havsområden:

- I den första studien tog vi fram modeller för habitatbildande växt- och djurarter, samt för de vanligast förekommande fiskarterna i Kattegatt, baserat på inventeringar vid utsjögrunden Lilla Middelgrund och Fladen i Kattegatt. Därefter undersökte vi i vilken mån den modellerade utbredningen av habitatbildande arter kan användas för att beskriva utbredningen av fisk. Inom studien jämförde vi även styrkan i så kallade abundansmodeller och förekomstmodeller, samt testade hur överförbara modellerna är mellan olika områden.
- I den andra studien modellerade vi abundansen av de dominerande arterna torsk, piggvar och skrubbskädda i grundområden i södra Egentliga Östersjön. Vi testade olika miljövariablers användbarhet i utbredningsmodeller på en regional skala, samt jämförbarheten mellan modeller baserade på data från olika delar av studieområdet.

Resultaten visade att rumslig modellering är användbar för att identifiera viktiga livsmiljöer för fisk i grunda havsområden där vindkraftsetablering kan bli aktuell. Två olika skalor för att jämföra användbarhet och precision kunde



identifieras; dels modeller för att studera skillnader inom enskilda utsjögrund/delområden, dels modeller för att studera skillnader mellan olika grund inom större havsområden. Modellerna för enskilda utsjögrund/delområden gav som regel starkare modeller, men på bekostnad av generaliserbarhet eftersom de är baserade på lokala utbredningsmönster.

Oavsett om målsättningen är att bygga modeller för ett helt havsområde eller för ett enskilt grund, är det viktigt att de data som används är insamlade över hela det område som man vill uttala sig om, och täcker in hela gradienterna av de miljövariabler som styr utbredningen av arterna. Jämförelser mellan modeller på olika skala, samt tester med att föra över modeller från ett område till ett annat, visade att det sällan fungerar att använda modeller från ett grund för att predicera fiskförekomst på ett annat närliggande grund.

En viktig begränsning för kvaliteten på de färdiga kartorna är tillgången på kartor över de miljövariabler som används för att beskriva förekomsten av fisk, framför allt djup och ysubstrat (Naturvårdsverket 2009). En bättre precision på djupdata skulle även ge möjlighet att införa mer detaljerad information om variabler så som lutning och bottenkomplexitet, vilka kan användas för att karakterisera fiskhabitat. Information om en del viktiga miljövariabler som används i fiskmodellerna kan tas fram genom egen modellering eller genom enklare GIS-baserade analyser. Som ett exempel användes modellerade kartor av habitatbildande arter för att beskriva förekomsten av fisk i delstudien Kattegatt, även om en sådan tvåstegsmodellering inför en ytterligare osäkerhetsfaktor i det färdiga resultatet. Ett annat exempel är en GIS-baserad analys av avståndet till lekområden, som visade sig vara en viktig variabel för att förklara utbredningen av ungtorsk.

## Summary

A common constraint within marine spatial planning is a lack of documentation on the distribution of marine habitats and key species. The aim of this project was to develop and evaluate the use of GIS-based methods to create maps on the distribution of fish in shallow offshore areas. Such maps are useful for assessing the relative importance of different areas as fish habitats. However, the maps included in this study are produced with a focus on method evaluation and are not intended for direct use within spatial planning.

Modelled maps could be used for example when designating areas suitable for offshore wind farms, by identifying areas where the probability for negative effects on fish communities is low. Many offshore areas of potential interest for establishing wind farms are also important spawning and nursery areas for fish. Wind farms may negatively affect the suitability of a particular habitat for fish, mainly by causing habitats alteration and increased levels of underwater noise. Such risks should preferably be evaluated simultaneously within an integrated marine planning framework.

GIS-based spatial planning is to be seen as a complement to regular fish inventories, and as a means to optimise the level of obtainable information. Continuous maps are created based on information from discrete fishing stations, based on statistical models describing the preferred habitat of the fish species studied.

The report is based on the following two case studies:

- In the first study, models were created for the most commonly occurring habitatforming marine species in the Kattegatt. In a following step, the usefulness of these models to describe the potential distribution of fish was evaluated. Models of abundance and presence/absences models were compared, and the transferability of models was evaluated.
- The aim of the second study was to model the distribution of cod, turbot and flounder in the Baltic Proper. The relative contribution of different environmental variables in describing essential habitats for fish at a regional scale was evaluated, and a comparison of models based on data from areas with different fishing pressure was performed.

The results show that model-based maps of essential fish habitats is a highly useful tool for planning of windfarming in offshore areas. The models are applicable at two main spatial scales; local-scale models for studying differences within single grounds, and regional-scale models for identifying differences across sea basins. The local-scale models usually had a higher predictive power, but at a cost of generality, as they were not as successful in predicting large-scale patterns.

When constructing habitat models, it is important that the data for model construction covers the entire gradients of the environmental variables that govern the distribution of the model species. Comparisons of model predictions made at different spatial scales and models transferred from one area to another showed that transferability should be performed with great caution.

The precision of the map predictions was generally restricted by availability of high-resolution maps of the environmental explanatory variables, primarily bathymetry and surface sediments. A higher resolution of bathymetric maps would in addition make it possible to extract useful information on slope and topographic complexity, which may be used in predicting fish distribution. Some of the predictor variables used in the models may be derived by simple GIS-based analyses or by spatial modelling. For example, modelled maps of habitat-forming species were used in the fish habitat modelling in Kattegat, while a GIS-based analysis of distance to spawning areas provided information that was central for modelling the distribution of young cod in the Baltic Proper.

# 1. Projektets målsättning

Information om olika naturtyper och arters utbredning är ett efterfrågat underlag för marin fysisk planering. Ett exempel gäller planeringen av havsbaserad vindkraft, där det är av intresse att kunna minimera risken för negativa effekter inom områden med särskilda naturvärden, så som områden av särskild betydelse för fisk.

Den huvudsakliga målsättningen för projektet har varit metodikutveckling, där vi undersökt hur väl rumslig modellering fungerar för att ta fram information om fiskars utbredning i grunda utsjöområden, det vill säga områden som ofta är aktuella för vindkraftsetablering. Kartorna i denna rapport skall därmed betraktas som resultat av metodstudier snarare än färdiga planeringsunderlag. Vi har inkluderat områden ner till 20 m djup i Kattegatt och till 30 m djup i Östersjön, eftersom vi haft tillgång till provfiskedata ner till dessa djup. Detta omfattar det djupintervall som hittills varit kommersiellt intressant för vindkraftsutbyggnad. I takt med att vindkraftstekniken förbättras kommer även djupare områden att bli aktuella för etablering, vilket kommer att ställa nya krav på kartläggningsmetoder för fisk. Parallellt med detta projekt har ett flertal studier av habitatmodellering för fisk i skärgårdsområden utförts (Bergström m fl 2007b, Bergström och Fredriksson 2009, Florin m fl 2009, Sundblad m fl 2009). I skärgårdsområdena fungerar GIS-baserad kartläggning generellt bra, eftersom man här har starka miljögradienter vilket gör att fiskhabitat ofta är mycket väl avgränsade och därmed lätta att identifiera. I denna studie utförs modellering av fiskhabitat i grunda utsjöområden och i öppna kustområden, där miljögradienterna inte är lika distinkta. Därmed kan man förvänta sig att detaljerad modellering i mindre områden inte fungerar lika väl som vid kusten, medan storskalig modellering över större havsområden torde fungera lika bra som i skärgårdsmiljöer.

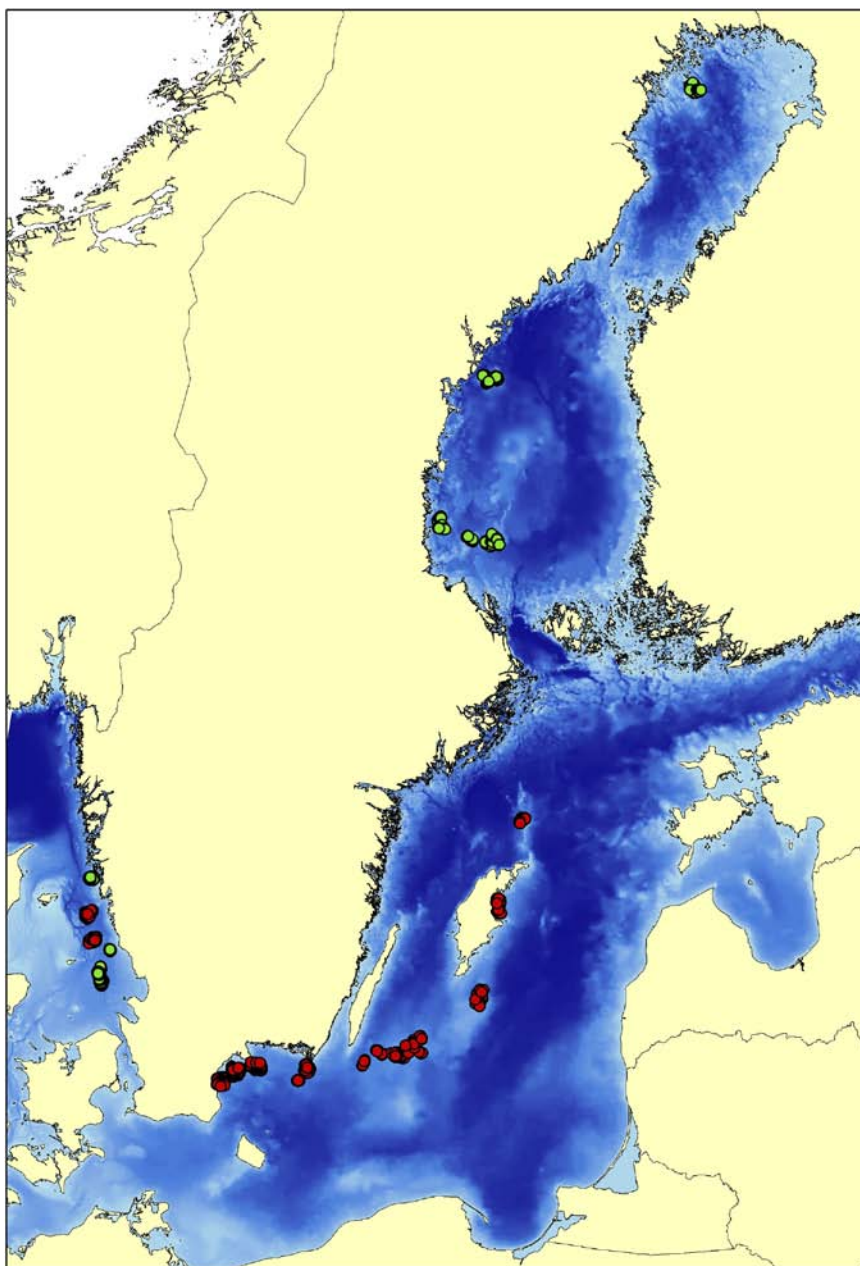
Med hjälp av rumslig modellering kan man beskriva den sannolika utbredningen av arter och habitat över heltäckande områden på basen av resultat från inventeringar i enskilda punkter. Metoden ersätter därmed inte inventeringar, utan är ett komplement för att ge ett mervärde av de inventeringar som utförs. Resultatet från inventeringar används för att göra en statistisk modell för vilken typ av livsmiljö en art föredrar, och därefter används modellen för att ta fram kartor som visar utbredningen av sådana livsmiljöer.

Information om olika fiskarters utbredning vid grunda utsjöbankar finns i dagsläget från ett begränsat antal provfisker (figur 1). Dessa har utförts inom ramen för de utsjöbanksinventeringar som koordineras av Naturvårdsverket samt inom Fiskeriverkets arbete med fiskefria områden.

I rapporten presenteras resultat från fallstudier från två svenska havsområden. I den första studien tar vi fram modeller på basen av provfisker utförda vid utsjöbankarna Fladen och Lilla Middelgrund i Kattegatt. Vi prövar två olika tillvägagångssätt. Dels modellerar vi utbredningen av fisk direkt utgående från fysiska variabler, dels indirekt genom att i ett första steg modellera habitatbildande växt- och djurarters utbredning, och i ett andra steg

använda detta resultat i modelleringen av fiskhabitat. Inom studien jämför vi abundansmodeller (anger tätheten av fisk) med förekomstmodeller (anger sannolikheten för förekomst) , samt utvärderar hur överförbara modellerna är mellan olika områden i Kattegatt.

I den andra studien modellerar vi utbredningen av de dominerande arterna torsk, piggvar och skrubbskädda för grundområden i södra Egentliga Östersjön. Vi testar hur användbara olika miljövariabler är för att förutsäga utbredningen av fisk på en regional skala, samt skillnader mellan modeller baserade på data från olika delar av studieområdet.



Figur 1. Utsjöbankar som har inventerats genom provfiske under de senaste fem åren. Röda punkter anger data som ingått i fallstudierna i Kattegatt samt Egentliga Östersjön i denna delrapport

## 2. Varför behöver fisken beaktas?

I Sverige, liksom i flera andra länder, är grunda områden långt från kusten av särskilt intresse för utbyggnad av vindkraft, eftersom vindförhållandena är goda till havs och eftersom en lokalisering här minskar risken för konflikter med annan mänsklig verksamhet. Intressekonflikterna minskar ytterligare om vindparken kan placeras på ett långt avstånd från land. Dessa förhållanden gör de grunda utsjöbankarna attraktiva som de tekniskt och ekonomiskt mest fördelaktiga alternativen, i jämförelse med djupare områden.

Identifiering av lämpliga lokaliseringsalternativ för havsbaserade vindparker försvåras ofta av brist på information om olika områdets naturvärden samt om deras känslighet för påverkan från vindkraft. Många utsjöområden som är av potentiellt intresse för vindkraft hyser ofta även höga värden för biologisk mångfald. Eftersom utsjögrunden är mycket produktiva områden utgör de ofta viktiga lek- och uppväxtområden för fisk. Vindkraftverken påverkar sin omgivning framför allt genom att medföra strukturella förändringar och en ökad mängd undervattensljud (Bergström m fl 2007a, Wilhelmsson m fl 2010). Denna påverkan behöver kunna graderas och värderas inom den marina planeringen. För att kunna göra denna bedömning behöver vi bra kartor över utbredningen av viktiga livsmiljöer för fisk samt kunskap om de mekanismer som kan påverka fisken.

Risken för negativ påverkan av en vindpark bedöms i de enskilda fallen i samband med tillståndsprocessen. Endast ett fåtal havsbaserade vindparker har dock etablerats i dagsläget, vilket gör att vi har begränsade erfarenheter av hur vindparkernas påverkan ser ut och vilken omfattning den har (för en sammanfattning, se Wilhelmsson m fl 2010). För svenska förhållanden syftar några projekt inom kunskapsprogrammet Vindval till att belysa effekterna för fisk och fiske samt det marina ekosystemet i övrigt. Därtill pågår kontrollprogram vid den största befintliga svenska vindparken Lillgrund i Öresund (Bergström m fl 2009).

En sammanfattning av kunskapsläget gällande potentiella effekter av havsbaserad vindkraft på fisk presenterades av Bergström m fl (2007). Risken för negativ påverkan bedömdes vara som högst i samband med anläggningsfasen, framför allt som en följd av buller i samband med sprängning och pålning, samt av ökad sedimentspridning i samband med muddring och beredning av havsbotten. Under driftskedet bedömdes den generella risken vara lägre, och risken framför allt kopplad till särskilda naturvärden eller arter. De främsta riskerna under driftsfasen rör beteendeffekter av ljud från vindparken, framför allt reproduktionsbeteendet, samt hur de nya fysiska strukturerna påverkar det lokala ekosystemet, inklusive fisken (tabell 1). Riskerna för negativa effekter på fisk kan minimeras genom att undvika etablering inom särskilt känsliga områden och genom att undvika byggnation under känsliga tidpunkter av året. I synnerhet är det viktigt att ta hänsyn till lek- och uppväxtområden, eftersom ung fisk är hårdare knuten till specifika habitat än vuxen fisk (Rice 2005, Juanes 2007).

**Tabell 1. Bedömning av risk för påverkan på fisk vid anläggning, drift, respektive avveckling av vindpark enligt Bergström m fl (2007). L = låg risk, S = risk inom särskilt känsliga områden för vissa arter, G = generell risk för alla områden. För driftskedet angavs en separat bedömning för grundare respektive djupare områden, eftersom risken för påverkan bedöms minska med djupet.**

Påverkan	Anläggning	Drift <15–20 m djup	Drift >15–20 m djup	Avveckling
Ljud och buller	G	S	S	G
Sedimentspridning	G	L	L	G
Tillkomst av nytt habitat	–	S	L	–
Habitatförlust	G	S	L	S
Elektromagnetism	–	S	S	–
Belysning och skuggor	–	S	L	–
Ändrade strömförhållanden	L	L	L	L

## 3. Metodik vid modellering av fiskhabitat

Modellering av fiskhabitat utförs genom statistisk modellering kopplad till GIS (geografiska informationssystem). På basen av provfisken identifieras miljövariabler (till exempel djup, bottensubstrat, vågexponering m m) som är starkt kopplade till förekomsten av fisk. Man beskriver relationen mellan miljövariablerna och fiskförekomst genom en statistisk modell, vilken sedan appliceras på ett större geografiskt område (Guisan & Zimmerman 2000, Austin 2002). Valet av statistisk metod kan variera, men ofta används generella additiva modeller (Lehmann et al. 2003, Francis et al. 2005).

För att de modellerade kartorna ska ha tillräckligt hög precision för att vara användbara som planeringsunderlag krävs:

- 1) Ett kvantitativt provfiske som täcker in såväl områden där fisken förekommer i stor mängd som områden där den art som ska studeras är mer ovanlig eller inte förekommer alls.
- 2) Data för de potentiellt mest intressanta miljövariablerna vid samma provtagningspunkter som provfisket.
- 3) Statistiska verktyg för att identifiera de viktigaste miljövariablerna och beskriva sambandet mellan förekomsten av fisk och dessa miljövariabler. Den art vars utbredning man vill beskriva kallas i modellen för *responsvariabel* och de miljövariabler som identifieras och används kallas *prediktorvariabler*.
- 4) Noggranna heltäckande kartor över de miljövariabler förklaringsmodellen byggs på.
- 5) Utvärdering av modellens precision, genom så kallad korsvalidering eller genom extern validering.
- 6) Om kartprediktionen skall användas till planering eller förvaltning bör den även valideras mot ett dataset som inte använts i kalibreringen av modellen.

### 3.1 Provfiske

För att ett provfiske ska ge information som lämpar sig som underlag för modelleringen är det viktigt att inventeringspunkterna täcker in en tillräckligt stor variation i sådana miljövariabler som kan styra utbredningen av fisk. För att täcka in hela gradienten är det alltså lika viktigt att fiska vid punkter där fisken inte förekommer som att fiska i områden där den förekommer riktligt. Variationen i miljövariabler kan täckas in antingen genom stratifierad provtagning, eller genom att utföra en omfattande slumpmässig provtagning inom hela det område man vill kunna uttala sig om.

Den mest etablerade metoden för fiskinventering i grunda områden på västkusten är provfiske med småryssjor. Den standardiserade metodik som används inom den nationella miljöövervakningen finns beskriven av



Thoresson (1996). Småryssjorna fångar flera olika arter och ger ett mått på förekomst av fisk vid en specificerad geografisk position. Metoden är väl lämpad för att samla data för modellering, eftersom arbetsinsatsen för varje fiskad station är låg. Därmed kan man till en rimlig kostnad täcka in många provtagningspunkter, vilket ökar styrkan i den statistiska modelleringen. I vissa fall används provfiske med nät även vid västkusten men det är ofta praktiskt svårare än i Östersjön och sötvatten, eftersom kräftdjur, framför allt strandkrabbor, fastnar i näten och även påverkar fiskfångsten.

För provfiske på utsjögrund i Östersjön är sammansatta nät med olika maskstorlekar att föredra, eftersom småryssjor generellt inte är tillräckligt effektiva för de arter som är vanliga här. För att så långt som möjligt kunna jämföra resultat från provfisken utförda av olika aktörer rekommenderar Fiskeriverket att man använder standardiserade metoder för provfiske med nät. För utsjöområden förordas redskapet utsjölänkar (K072), vilket har maskstorlekar mellan 17 och 120 mm i en geometrisk serie. Genom att använda nät med olika maskstorlekar får man ett redskap som på ett representativt sätt fångar fisk av varierande storlekar. Den allra minsta fisken fångas inte i denna nätlänk. Anledningen till att finare maskstorlekar inte tagits med är att det i praktiken är svårt att fiska med finare maskor, eftersom slitaget på redskapen är högt i utsjöområden. Arbetsinsatsen för att provfiska med nät är högre än vid fiske med småryssjor, men fisket är mer effektivt. Det här gör att de mest allmänna arterna ofta noteras vid nästan alla stationer. Fördelen är å andra sidan att man får en god skattning av abundans och storleksfördelning, vilket är önskvärt i artfattiga områden, och även att man har en större sannolikhet att observera sådana arter som förekommer i lägre tätheter.

Vid tolkningen av resultat från provfisken med passiva redskap, så som nät och ryssjor, bör man observera att provfiskena återspeglar hur mycket fisk som fångats med det aktuella redskapet under de aktuella förhållandena. Resultaten från provfisket kan användas vid jämförelse mellan olika platser (eller på samma plats över tid) om samma metodik använts, men återger inte absoluta tätheter. Sannolikheten för att en fisk ska gå in i redskapet kan även variera mellan olika habitat eller mellan tider på dygnet. Till exempel är fångsten vid ryssjefisken ibland lägre i vegetationsklädda än i vegetationsfria områden, vilket inte borde förväntas på basen av att fisk ofta ansamlas i vegetationsklädda områden under dagtid (Juanes 2007 och referenser i denna). Resultatet kan bero på att ryssjornas fångsteffektivitet påverkas negativt av tät vegetation, eller på att ryssjefiskena utförs nattetid när fisken inte är lika benägen att uppehålla sig i vegetation som under dagen (Bergström och Fredriksson 2009).

## 3.2 Miljövariabler

Miljövariablerna innehåller den information som används för att beskriva fiskens livsmiljö i den statistiska modelleringen. Data uppmäts i samband med provfisket eller extraheras ur färdiga kartor. För att modellerna ska vara

användbara för att göra kartprediktioner måste det finnas information om värdet för de utvalda miljövariablerna på ett heltäckande sätt inom hela det område man vill kunna uttala sig om. Tillgången på tillräckligt noggranna kartor över de viktigaste miljövariablerna är i praktiken ofta det som begränsar precisionen på resultatet av den rumsliga modelleringen.

Erfarenheter från kustområdet, vid modellering av lek- och uppväxtområden för arterna abborre, gädda, gös och mört visar dock att det är möjligt att göra tillfredsställande prediktioner även med relativt få miljövariabler (Bergström m fl 2007b, Bergström och Fredriksson 2009, Sundblad m fl 2009). Detta kan troligen delvis förklaras med att man har mycket starka gradienter i miljön i skärgårdsområden, t ex när det gäller djup, vågexponering och siktdjup. För utsjöområden är variationen i vågexponering och siktdjup låg på en liten geografisk skala, vilket gör att livsmiljöerna inte är lika skarpt avgränsade vid utsjögrund. Den topografiska variationen kan däremot vara hög vid utsjögrund. Resultaten i denna rapport från modellerna i Kattegatt och Egentliga Östersjön visar att djupet generellt är den viktigaste variabeln för att identifiera livsmiljöer för fisk. Det är därför av största vikt att man har högupplösta djupkartor över utsjöområden för att man ska kunna ta fram detaljerade kartor över fiskhabitat vid grunda utsjöområden.

Det är även viktigt att data som modelleringen baserar sig på är relevant för den tidpunkt under året som man vill uttala sig om, eftersom fiskens använder olika livsmiljöer under olika säsonger. Detta är framför allt tydligt när det gäller lek- och uppväxtområden.

Information om utbredningen av habitatbildande arter gav för några arter bättre modeller för Kattegattområdet. I de flesta fall kunde ändå få lika bra modeller enbart med fysiska förklaringsvariabler. Även i en annan studie från norra Kattegatt har man visat att uppgifter på förekomsten av vegetation i de flesta fall inte ökar precisionen i modeller över fisk- och kräftdjurshabitat (Bergström och Fredriksson 2009).

### 3.3 Statistiska verktyg

Den statistiska modelleringen bygger på att man kvantitativt identifierar vilka miljöfaktorer (prediktorvariabler) som styr utbredningen av den art som studeras (responsvariabeln).

Ett flertal statistiska metoder är användbara för att beskriva förekomsten av en art i relation till miljöfaktorer. Vi har använt generella additiva modeller (GAM), vilka är effektiva för att fånga även mer komplexa matematiska samband (Lehmann m fl 2003, Francis m fl 2005, Bergström m fl 2007b).

Modelleringen görs i två steg. Först skapas modellen, genom att etablera det statistiska sambandet mellan olika miljövariabler och responsvariabeln (den art som modelleras). Variabler som inte tillför modellen tillräckligt mycket information används inte. I nästa steg används modellen för att utgående från heltäckande kartor över prediktorvariablerna (i rasterformat) göra en kartbild som beskriver den beräknade utbredningen av responsvariabeln.

Hur väl prediktionen stämmer överens med verkligheten beror både på mängden och kvaliteten på de data som modellen bygger på, och på själva modelleringsmetodiken. Det är därför viktigt att ange ett kvalitetsmått för prediktionen, som hjälp för betraktaren att bedöma tillförlitligheten i kartorna. Som ett mått på modellpassningen har här använts modellens ROC-värde (*receiver–operating–characteristic*), eller COR-värde (Fielding och Bell 1997, Lehmann m fl 2002). ROC-värdet används för förekomstmodeller och motsvarar arean under ROC-kurvan. Idag saknas konsensus om hur ROC-värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. För klassificering av förekomstmodellernas kvalitet använder vi i denna rapport gränsvärdena i tabell 2, enligt en rekommendation i Hosmer & Lemeshow (2000). Inte heller för COR-värden finns någon konsensus om vilka värden som kännetecknar en tillfredsställande modell. Generellt kan förklaringsgrader över 30 % (motsvarande COR=0,55) anses som relativt bra när det gäller abundansmodeller, medan förklaringsgrader över 50 % (motsvarande COR=0,7) visar att modellen är stark.

**Tabell 2. Klassificering av modellens kvalitet enligt Hosmer & Lemeshow (2000).**

ROC-värde	Kvalitet
0,9–1,0	Utmärkt
0,8–0,9	God
0,7–0,8	Intermediär
0,5–0,7	Svag

Genom korsvalidering får man ett mått på modellstabilitet och prediktiv styrka i modellerna. Ett sådant värde anges i denna rapport som cvROC eller cvCOR. Vid korsvalidering delas datasetet in i grupper, varpå en grupp används för validering av de modellprediktioner som görs på basen av de kvarstående grupperna. Detta repeteras sedan för alla grupper. En annan metod går ut på att man på förhand delar datasetet i två delar, där ena delen används för modellbygge och andra delen för validering, så kallad split-sample validering (Guisan & Zimmerman 2000). Denna metod är framför allt lämplig för stora dataset (Sandman m fl 2008). Vid mindre dataset kan korsvalidering vara att föredra framför split-sample validering, eftersom man vid korsvalidering kan använda alla provpunkter för modellkalibreringen istället för att sätta åt sidan en delmängd till endast validering. Detta medför en högre säkerhet i skattningen av modellstabilitet och prediktiv styrka (Molinario m fl 2005, Maggini m fl 2006). Det allra säkraste måttet på prediktiv styrka i en modell får man dock genom extern validering med ett helt oberoende dataset (Guisan & Zimmerman 2000), men sådana kompletterande datamaterial är sällan tillgängliga i praktiken. En fördel med att använda split-sample validering jämfört med extern validering är även att ett externt dataset kan medföra variation till följd av att olika provtagningsmetod använts, eller variation som beror på att artens utbredning varierat i tiden mellan provtagningarna. Detta kan göra att den prediktiva styrkan i modellen kan förefalla lägre än den varit i verkligheten. Det är dessutom ofta betydligt

mer kostnadseffektivt att öka antalet provpunkter vid en fältprovtagning, för att kunna undvara några för validering, än att gå ut vid ett helt annat tillfälle och göra en separat provtagning för validering.

Ett annat, ofta förekommande sätt att skapa heltäckande kartor från spridda punktdata är att använda sig av olika interpoleringsmetoder. Styrkan med att använda modellering istället för interpolering är att man i modelleringen kan beakta variation i omvärldsfaktorer, medan interpolering helt enkelt utgår från att platser nära varandra är lika. Modellering är generellt en betydligt effektivare metod för att göra prediktioner än interpolationer, i synnerhet i heterogena miljöer.

Modelleringen är en viktig och tidseffektiv metod för att få ut mesta möjliga information av provfiskedata, men modelleringen förutsätter att utföraren kontinuerligt ser till att de samband som modellen tar fram är ekologiskt relevanta för den berörda arten.

### 3.4 Yttäckande kartor

Att skapa heltäckande kartor på basen av den statistiska modellen förutsätter att det finns tillgång till yttäckande kartunderlag för de variabler som den statistiska modellen baserar sig på. Precisionen i resultatet av den rumsliga modelleringen är beroende av precisionen i kartorna över dessa miljövariabler. Tillgången till högupplösta kartor över miljövariabler utgör ofta en begränsande faktor i denna typ av modellering (se nästa stycke för vidare diskussion).

## 4. Hur användbar är habitatmodellering för vindkraftsplaneringen?

De två delstudierna som ingår i projektet visar att det för många fiskar i Kattegatt och Egentliga Östersjön är möjligt att ta fram goda kartor över potentiella livsmiljöer vid utsjögrund utgående från provfisken utförda med nät och ryssja. Precisionen i modellerna blir inte lika hög som vid modellering av fastsittande arter som t ex vegetation, men tillräckligt god för att tillåta jämförelser mellan områden och även inom olika delar av samma grund. Exempelvis var det tydligt för både Kattegatt och Egentliga Östersjön att de flesta arter föredrog grundare områden. Eftersom produktiviteten ökar ju grundare man kommer är det inte förvånande att både artdiversitet och abundans av enskilda arter också ökar. Eftersom man helst placerar vindkraften i grunda områden för att hålla nere anläggningskostnaderna kan detta betyda en potentiell intressekonflikt. Genom att koppla samman studier av vilka effekter vindkraften har på fisk med modellerade utbredningskartor kan man ta fram ett viktigt planeringsunderlag för att minimera de negativa konsekvenserna av vindkraft för fisk.

Vilka krav ska man då ställa på kartor över viktiga livsmiljöer för fisk för att de ska vara användbara som planeringsunderlag? Vad som är användbart varierar från fall till fall, även om det går att identifiera några generella tumregler. Exempelvis är det viktigt att alla kartor åtföljs av ett mått på säkerheten i modellprediktionen. Ett sådant mått ska helst baseras på en utvärdering mot ett helt oberoende dataset, så kallad externvalidering (se ovanstående stycke). Eftersom oberoende valideringsunderlag ofta dock inte är tillgängliga, kan en effektiv alternativ metod vara att man lägger undan delar av fältdata för modellvalideringen, en så kallad split-sample validering. Man behöver också vara medveten om att modellernas tillförlitlighet avtar med avståndet från de områden som provtagits. Det är därför viktigt att prediktionen är avgränsad rent geografiskt till närområdet för de punkter som provtagits. Modellprediktionerna bör även avgränsas till att omfatta enbart de djupintervall och vågexponeringsintervall som täckts in i fältstudien, eftersom modellen enbart är anpassad för dessa delar av miljön. I vissa fall kan det dock vara berättigat att extrapolera en prediktion utanför det område som undersökts. Exempel på sådana fall är om man vill använda modellen för att identifiera potentiellt viktiga områden för fisk vid prioritering av kommande inventeringar. Innan man använder modellerna i planeringsärenden i dessa områden bör man dock verifiera modellförutsägelseerna med hjälp av nya provfisken i de aktuella områdena.

En stark begränsning vid modelleringen var tillgången på högupplösta kartor över de miljövariabler som används för att identifiera viktiga fiskhabitat. I de båda studier som ingår i projektet var djupet generellt den vikti-

gaste variabeln för att identifiera livsmiljöer för fisk. Det är därför av största vikt att man har högupplösta djupkartor över utsjöområden för att man ska kunna ta fram detaljerade kartor över fiskhabitat vid grunda utsjöområden. En bättre precision på djupdata skulle även ge möjlighet att införa mer detaljerad information om variabler så som lutning och bottenkomplexitet, vilka ofta styr utbredningen av fisk. Information om en del viktiga miljövariabler som används i fiskmodellerna kan tas fram genom egen modellering eller genom enklare GIS-baserade analyser. Exempelvis användes modellerade kartor av habitatbildande arter för att beskriva förekomsten av fisk i delstudien Kattegatt. Ett annat exempel är en GIS-baserad analys av avståndet till lekområden, som visade sig vara en viktig variabel för att förklara utbredningen av ungtorsk.

Sammantaget visar projektet att GIS-baserad rumslig modellering utgör ett värdefullt komplement till inventeringar genom provfiske, och är en metod för att optimera nyttjandet av den information som samlas vid inventeringar. En stor fördel med modellerade utbredningskartor är att de tillåter kvantifiering av förekomst av olika typer av livsmiljöer på ett mer tillförlitligt sätt än enbart punktdata gör. Genom att kartorna är yttäckande kan de användas för att utvärdera olika områdens relativa betydelse för fisk och för att identifiera områden där etablering av havsbaserad vindkraft medför de lägsta riskerna för negativ påverkan på fiskbestånd. Man ska dock komma ihåg att den här typen av kartor över livsmiljöer för fisk ställer stora krav både på den som producerar kartorna och den som tolkar dem, eftersom man hela tiden behöver beakta modellernas tillförlitlighet för att avgöra hur användbara kartorna är.

## 5. Sammanfattning delstudie 1, Kattegatt

I studien har vi undersökt möjligheterna att kartlägga viktiga fiskhabitat vid utsjögrund i Kattegatt genom att kombinera ryssjeprovfisken med statistisk modellering och prediktioner i GIS. Vi har mer specifikt undersökt frågeställningar kring användande av förekomstmodeller i relation till abundansmodeller, användbarheten av olika miljövariabler som prediktorer, samt möjligheterna att överföra modeller från ett geografiskt område till ett annat.

Kartor baserade på modellering togs fram för både habitatbildande arter och för fisk vid Fladen och Lilla Middelgrund, de områden där provfisken med ryssjor hade utförts. Modellerna över habitatbildande arter, så som tare, död mans hand och musslor, blev generellt sett starka, trots att kartorna på fysiska prediktorvariabler (t ex djup och bottensubstrat) var relativt grova. Även modellerna för fisk och kräftdjur blev bra till utmärkta för de flesta studerade arter. Detta visar att dessa arter är rätt starkt knutna till specifika habitat. Resultaten visar att det går att ta fram heltäckande habitatkartor för fisk vid utsjögrunden med relativt god precision med hjälp av modellering, och att metoden bör kunna användas för att identifiera vilka delar av grunden som är viktigast för fisk.

De miljövariabler som visade sig vara mest användbara för modelleringen var djup och vågexponering. Resultaten visar på vikten av att man har tillgång till högupplösta djupdata för att habitatkartorna ska få god precision. Kartorna över habitatbildande arter visade sig vara viktiga förklaringsvariabler för några av fiskarterna. I de flesta fall fick man dock lika starka modeller utan dessa variabler.

Abundansmodellering ger mer information än förekomstmodellering, men kräver bättre underlag för att kunna genomföras. För arter som förekommer i höga tätheter i provtagningen och som inte har för hög andel nollförekomster, kan abundansmodellering genomföras, vilket visades för tre arter i denna studie.

Att använda modeller byggda på data från ena grundområdet för att förutsäga förekomst vid det andra grundet fungerade inte bra. Detta beror troligen på att man får en överanpassning av modellerna för lokala förhållanden, vilket gör modellen mindre generell. Dessutom kan det vara så att arternas habitatpreferenser varierar mellan områden, eller att man helt enkelt saknar information om de miljövariabler som gör att utbredningen ser lite olika ut för olika grund. Vill man bygga generella modeller är det viktigt att data samlas in så att man täcker in hela spannet i de miljövariabler som styr utbredningen av arterna. Det gör man säkrast genom att sprida provtagningen över hela det område man vill göra habitatkartor för.

## 6. Sammanfattning delstudie 2, Östersjön

Målsättningen med den här studien var att undersöka om statistiska modeller baserade på omgivningsdata kan användas för att förutsäga förekomsten av fisk i Östersjöns grunda utsjöområden. Resultaten visar att sådana modeller kan bli starka och fungera väl på en skala om tiotals till hundratals kilometer, när det gäller att identifiera viktiga fiskhabitat för de allmännast förekommande arterna i området – uppväxtområden för torsk, födosöksområden för skrubbskädda och lekområden för piggvar. Modellerna för vuxen torsk fungerade inte lika bra, sannolikt beroende på att den är en generalist som kan förekomma i de flesta habitat. Vid modelleringen användes data från flera olika år, vilket ökar modellernas generalitet genom att mellanårsvariation i fiskförekomst elimineras, och modellen kommer att bygga endast på mönster som är bestående över längre tid.

Generellt hade prediktorer som varierar på större geografisk skala, så som avstånd till land, avstånd till lekområde för torsk och bottenströmmar större inverkan på modellerna än de lokala prediktorerna djup och lutning. De producerade modellerna är därför mer användbara för att särskilja storskaliga skillnader inom området, medan de inte är lika tillförlitliga på lokal skala. Piggvarsmodellen skiljde sig dock från de övriga, genom att det här var djupet som stod för den högsta förklaringsgraden. Det innebär att den modellen bättre återgav de lokala variationerna än de regionala.

För alla tre modellerade arter överskattas tätheterna av fisk i Hanöbukten när man jämför med fångsten enligt provfisken i samma område, dvs trots goda miljöförutsättningar (enligt modellen) så var tätheterna relativt låga. Den mest sannolika förklaringen till detta är att fisketrycket i området är så högt att det lett till en minskad förekomst av arterna jämfört med i de ostliga områdena, där fisketrycket är betydligt lägre (figur 2-2 i Teknisk rapport 2). Resultatet är särskilt tydligt i modellerna för uppväxande torsk, den art som utsätts för högst fisketryck. Den modell för uppväxande torsk som konstruerades på basen av hela provfiskedatat hade en betydligt sämre passning än den modell som var baserad på enbart den östra delen av området. Utfallet visar på vikten av att man vid modellering av hårt exploaterade arter strävar efter att bygga modellerna på data från områden med så låg störning som möjligt, för att få en god uppfattning som möjligt om artens reella habitatpreferens.



## 7. Teknisk rapport 1: Modellering av fiskhabitat i Kattegatt

Undersökningar och modelleringar i denna fallstudie har genomförts vid utsjögrunden Fladen och Lilla Middelgrund i Kattegatt på svenska västkusten. I studien har vi undersökt möjligheterna att kartlägga viktiga fiskhabitat i Kattegatt genom att kombinera ryssjeprovfisken med statistisk modellering och prediktioner i GIS. Vi har mer specifikt undersökt frågeställningar kring användande av förekomstmodeller i relation till abundansmodeller, användbarheten av olika miljövariabler som prediktorer, samt möjligheterna att överföra modeller från ett geografiskt område till ett annat.

GIS-modelleringen av viktiga fiskhabitat gjordes i steg. Vi började med att ta fram de underlagsdata som behövdes från Naturvårdsverkets utsjöbanksinventering. Utifrån dessa data modellerades först utbredningen av ett antal habitatbildande arter, dvs fastsittande bottenlevande alger och djur som skapar en livsmiljö som fisken i sin tur kan vara knuten till i högre eller lägre grad.

De kartor som skapades över utbredningen av habitatbildande arter användes sedan, tillsammans med kartdata som beskrev den fysiska miljön, som underlag då vi modellerade förekomst och abundans av ett antal fiskarter. Först skapades modeller baserade på fiskedata från både Fladen och Lilla Middelgrund. Internvalidering och korsvalidering gav mått på hur bra modellerna är på att förutsäga distributionen av fisk på grunden.

Vi gick sedan vidare med att skapa modeller baserade på data från ett av grunden och validera dessa med data från det andra grundet. På det viset får man en bild av hur bra en modell är på att förutsäga fiskdistributionen utanför det område där man har data.

### 7.1 Metodik

#### Responsvariabler

Responsvariabler kallas de arter/organismgrupper vars utbredning man vill beskriva statistiskt med hjälp av miljövariabler. De statistiska modellerna används i följande steg för att skapa yttäckande kartor över potentiella habitat för arterna i GIS. Uppgifter på responsvariablerna har man i form av punktdata med tillhörande geografiska positioner, dvs uppgifter från respektive fiskestation. De biologiska data som använts i modelleringarna av habitatbildande arter härstammar från Naturvårdsverkets utsjöbanksinventering 2004–2005. Data från dyktransekter, bottenhugg och ROV-undersökningar användes. Täckningsgrad av de olika arterna översattes till förekomst eller frånvaro (ett eller noll) av arten i varje inventeringspunkt.

För fiskmodelleringen användes data från ryssjefiske utfört av Fiskeriverket under maj 2004. Fisket utfördes med småryssjor, som är 55 cm höga, har en 5 m lång arm och en maskstople på 17 mm. Småryssjor lämpar sig

väl som redskap i Öresund, Kattegatt och Skagerrak, där den talrika förekomsten av krabbor gör nätfiske mycket tidskrävande. Ryssjefiske är en bra metod för provfiske avsett att klarlägga fiskars och kräftdjurs habitatval på västkusten, eftersom den fångar många arter och ger bra mått på lokal förekomst av fisk.

På varje station fiskades med sex stycken kopplade ryssjor. Fiskena utfördes på utslumpade stationer, ner till 20 m djup. Vid Lilla Middelgrund fiskades 58 stationer och vid Fladen 43. Varje station fiskades under en natt, så att ryssjorna lades ut mellan kl 14 och 17, och bärgades påföljande förmiddag. Alla fiskar och större kräftdjur artbestämdes och längdmättes, och släpptes sedan tillbaka. På varje station noterades position, djup och bottensubstrat i mån av möjlighet.

Mängden fisk uttrycks i abundansmodelleringen som antal fiskar per ansträngning, och som förekomst eller frånvaro (ett eller noll) för förekomstmodelleringen. De arter som modellerades med förekomstmodellering var stensnultra, juvenil torsk, vuxen torsk, tunga, ål, grässnultra och krabbtaska. Abundansmodellering gjordes för stensnultra, ungtorsk och tunga.

### **Prediktorvariabler**

Prediktorvariablerna är de faktorer som används som grund för modelleringen. De används i grid-form i GIS-programmet ArcView 3,3 för att göra prediktioner, förutsägelser, om utbredningen av de arter man modellerar. I detta projekt använde vi oss av följande prediktorvariabler.

#### **DJUP, LUTNING OCH LUTNINGSRIKTNING**

Modeller för djup, lutning och lutningsriktning har tagits fram i ArcGIS 9,0 med utgångspunkt i de digitala sjökorten nr 924–925 från Sjöfartsverket (avtal: 010207-02-02039/235-61D3-04), som täcker både Fladen och Lilla Middelgrund. Djuppunkter från sjökortet användes först för att skapa en digital höjdmodell i form av en TIN (Triangular Irregular Network) över området. Utifrån denna höjdmodell beräknades sedan lutning och lutningsriktning.

#### **VÅGEXPONERING**

Vågexponering i ytan beräknad enligt metoden SWM (Isaeus 2004).

#### **DJUPKORRIGERAD VÅGEXPONERING**

SWM har här korrigerats för djupet i varje gridcell genom ett script i ArcView 3,3 enligt Bekkby m fl (2008). Man får då fram vågexponeringen på botten.

#### **BOTTENSUBSTRAT**

Bottensubstrat enligt SGU:s kartläggning från Utsjöbanksinventeringen.

#### **BENTISKT KOMPLEXITETSINDEX**

Ett index som beskriver bottenens komplexitet, beräknat enligt metod av Ardrön (2002).

## HABITATBILDANDE ARTER

För att kunna använda förekomsten av habitatbildande arter som prediktorvariabler i fiskmodelleringen gjordes modellprediktioner för de vanligaste habitatbildarna i området. Dessa var fingertare (*Laminaria digitata*), stortare (*Laminaria hyperborea*), skräppetare (*Saccharina latissima*), Död mans hand (*Alcyonium digitatum*), blåmussla (*Mytilus edulis*), hästmussla (*Modiolus modiolus*) samt Laminariaarterna som grupp (tarearter) och de två musselarterna tillsammans (Musslor). I den slutliga fiskmodelleringen användes kartprediktionerna för tarearter, musslor samt död mans hand.

I alla resultatkartor som redovisas har områden med djup större än 21 m utelämnats, eftersom responsdatasetet inte innehåller datapunkter från djupare områden. Samma sak gäller för vågexponering, där områden med exponering under 590 000 har tagits bort i resultatkartorna.

## Rumslig modellering

Yttäckande kartor (griddar) har tagits fram i GIS med hjälp av rumslig modellering. Modelleringen bygger på statistiska samband mellan prediktorvariabler och responsvariabeln, där responsvariabeln är föremålet för modelleringen, till exempel förekomst av stensnultra, och prediktorvariabler är sådana som kan påverka responsvariabeln, i detta fall djup, vågexponering, bottensubstrat m fl. Fördelen med att använda modellering istället för interpolering är att modelleringen baserar sig på hur omvärldsfaktorer påverkar responsvariabeln, medan interpolering bara utgår från att platser nära varandra är lika. I heterogena miljöer som bottenarna på Fladen och Lilla Middgrund är modellering en betydligt mer kraftfull metod, medan interpolering ibland kan fungera i homogena miljöer.

Modelleringen görs i två steg. Först skapas modellen, vilket innebär att de statistiska sambanden mellan prediktorvariabler och responsvariabler etableras. I detta steg tas variabler som inte tillför modellen tillräckligt mycket information bort. I nästa steg används modellen för att utifrån kartgriddar av prediktionsvariablerna göra en prediktion i form av en kartbild (grid) som beskriver den beräknade utbredningen av responsvariabeln. Varken modellen eller prediktionen är perfekta eftersom de beror av mängden och kvalitén på de data som de bygger på, och på själva modelleringsmetoden. Det är därför viktigt att ett kvalitetsmått (valideringsresultat) för prediktionen anges vilket hjälper betraktaren att bedöma resultatet.

I denna studie har modellering utförts i GRASP (Lehmann m fl 2002) som är ett tillägg till statistikprogrammen S-plus eller R. Modelleringen bygger på generaliserade additiva modeller (GAM), vilket visat sig ge goda prediktioner. Prediktorvariablerna väljs ut med hjälp av Akaike's Information Criterion, AIC. Prediktioner i GRASP görs i ett tillägg till ArcView och används av rasterkartor av prediktionsvariablerna i ArcView. För att en variabel ska kunna användas som prediktor krävs alltså att man har ett yttäckande kartskikt för variabeln. Prediktionerna utgörs av kartfiler (griddar) som kan visas i ArcView/ArcGIS.

### **Förekomstmodeller**

Om responsvariabeln i modellen är förekomst/frånvaro av en viss art eller artgrupp, så visar de predicerade kartorna sannolikheten mellan 0 och 1 för förekomst av denna art eller artgrupp för varje cell i ett raster. Utvärdering av modellen i GRASP har gjorts genom validering och korsvalidering. Vid valideringen tittar man på hur bra modellen är på att prediktera i alla de punkter som använts för att skapa modellen. Då får man ett ROC-värde (Receiver Operator Characteristic), som är en typ av AUC-värde (area under kurva). Korsvalideringen innebär att slumpvis utvalda grupper av de datapunkter man använt för att skapa modellen används även för att kontrollera hur väl prediktionen stämmer med de observerade värdena. Detta är inte lika starkt som att validera prediktionerna mot ett oberoende inventeringsmaterial, men eftersom ett sådant ofta saknas är korsvalidering en vanlig och accepterad metod för att mäta modellstabilitet och prediktiv styrka (Maggini m fl 2006). Korsvalideringen ger ett värde som kallas cvROC. I båda fallen är 0,5 ett resultat som kan betraktas som slumpmässigt, och 1,0 är en perfekt prediktion. Värden över 0,8 kan betraktas som mycket bra och över 0,9 som utmärkt (Hosmer och Lemeshow 2000).

De modeller som baserats på data från ett av grunden har validerats med data från det andra grundet. Detta ger svar på hur bra modellen stämmer överens med fiskförekomsten på det andra grundet.

### **Abundansmodeller**

Kartorna som skapats med hjälp av abundansdata visar mängden fisk av en viss fiskart för varje cell i ett raster. Mängden fisk i detta fall motsvarar det antal fiskar av arten som man förväntas fånga under en natts fiske i den typ av ryssjor som användes vid provfisket. Endast några arter gick att modellera på detta vis eftersom kvantitativ modellering ställer högre krav på inventeringsdata än modellering av förekomst.

Utvärdering av abundansmodellerna har gjorts genom intern validering och korsvalidering. Modellpassningen utvärderades genom validering med Pearsons korrelationskoefficient (COR). Värden över 0,5 innebär att mer än 25 % av variationen i fisktätheter förklaras av modellen, och värden över 0,7 att mer än halva variationen förklaras av modellen. Ett värde på 1,0 betyder att modellen förklarar hela variationen i täthet, och en sådan modell skulle alltså vara perfekt. Korsvalideringen ger ett mått på modellstabilitet och prediktiv styrka och mättes i det här fallet som cvCOR. Vid korsvalidering delas datasetet in i grupper varpå en grupp används för validering av modellprediktioner som görs på basen av de kvarstående grupperna av datasetet och detta repeteras sedan för alla grupper.

## **7.2 Resultat och diskussion**

### **Habitatbildande arter**

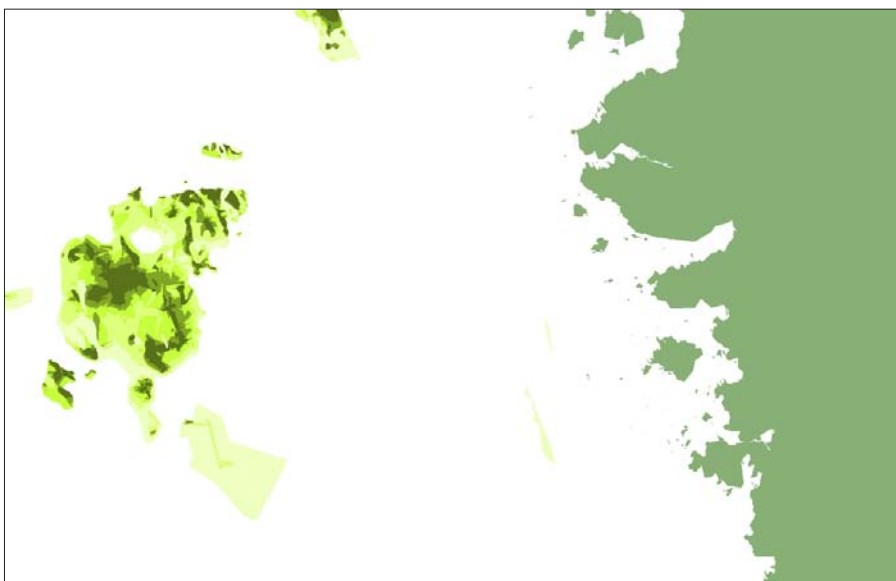
Fiskar är ofta associerade till andra arter som skapar olika habitat på havsbotten (Sandström et al. 2005, Pihl och Wennhage 2002). Därför började vi

med att modellera vissa av dessa habitatbildande arter och artgrupper. Målet var att prediktioner av dessa arters utbredning skulle kunna användas som underlag i modelleringen av fisk.

De habitatbildande arter som modellerades var fingertare (*Laminaria digitata*), stortare (*Laminaria hyperborea*), skräppetare (*Saccharina latis-sima*), Död mans hand (*Alcyonium digitatum*), blåmussla (*Mytilus edulis*), hästmussla (*Modiulus modiulus*) samt tarearterna som grupp och de två musselarterna tillsammans (Musslor). Alla habitatbildande arter och grupper modellerades med förekomst/frånvaro-data (1 eller 0) och prediktionerna resulterade alltså i kartor som beskriver sannolikheten för förekomst av arten. De modeller som redovisas nedan är utvalda direkt av AIC-processen i GRASP.

#### FINGERTARE

Den bästa modellen för fingertare baseras på prediktorerna djup, vågexponering, bottensubstrat och lutningsriktning, där den mest betydelsefulla prediktorn var djup. Arten förekom främst i grunda områden med hög vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,965 och cvROC=0,953 vilket visar att detta är en utmärkt och stabil modell som beskriver utbredningen av fingertare på ett bra sätt. Ett utsnitt ur den predikterade kartan ses i figur 1-1, hela kartan finns i bilaga 1.



Figur 1-1. Utsnitt ur den predikterade utbredningskartan för fingertare. Mörkare färg visar på högre sannolikhet för förekomst av fingertare.

#### STORTARE

Den bästa modellen för stortare baseras på prediktorerna djup, bottensubstrat och vågexponering, där den mest betydelsefulla prediktorn var djup. Arten förekom främst i grunda områden med hög vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,85 och cvROC=0,81 vilket visar att detta är en god och stabil modell

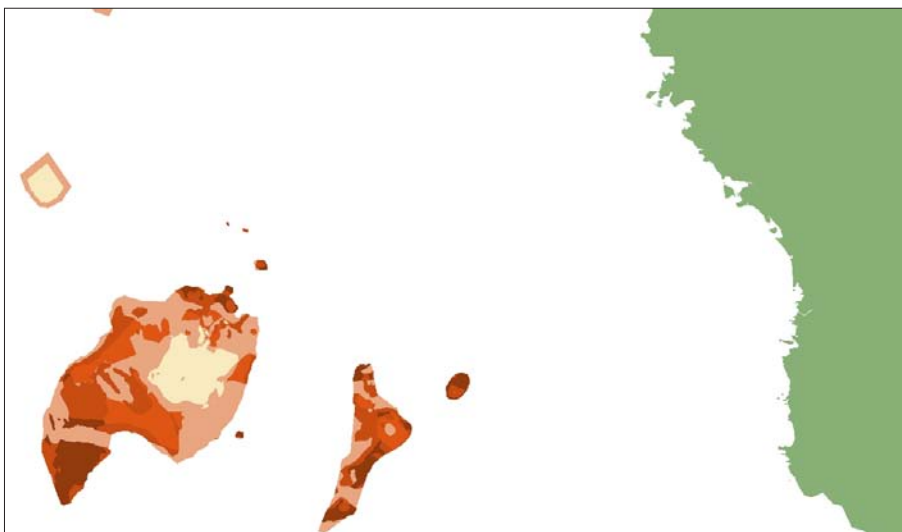
som beskriver utbredningen av stortare på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 2.

#### SKRÄPPETARE

Den bästa modellen för skräppetare baseras på prediktorerna djupkorrigerad vågexponering samt bottenstrukt, där den mest betydelsefulla prediktorn var bottenstruktur. Utvärderingen gav ROC=0,80 och cvROC=0,78 vilket visar att detta är en intermediär men stabil modell som beskriver utbredningen av skräppetare på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 3.

#### DÖD MANS HAND

Den bästa modellen för död mans hand baseras på prediktorerna djupkorrigerad vågexponering, bottenstruktur och djup, där den mest betydelsefulla prediktorn var djupkorrigerad vågexponering. Arten förekom främst i djupare områden med låg vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,83 och cvROC=0,79 vilket visar att detta är en intermediär men stabil modell som beskriver utbredningen av död mans hand på ett bra sätt. Ett utsnitt ur den predikterade kartan ses i figur 1-2, hela kartan finns i bilaga 4.



Figur 1-2. Utsnitt ur den predikterade utbredningskartan för död mans hand. Mörkare färg visar på högre sannolikhet för förekomst av död mans hand.

#### BLÅMUSSLA

Den bästa modellen för blåmussla baseras på prediktorerna djup, vågexponering, och lutning, där den mest betydelsefulla prediktorn var djup. Arten var vanligast i grunda områden med låg vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,98 och cvROC=0,64. Den stora skillnaden mellan ROC och cvROC indikerar att modellen är överanpassad och därför inte så generell. Prediktionen är därmed inte så tillförlitlig. Resultatet visar på betydelsen av att göra korsvalidering, dvs ta fram cvROC, för att få en bättre förståelse för modellen. Den predikterade kartan finns i bilaga 5.

### HÄSTMUSSLA

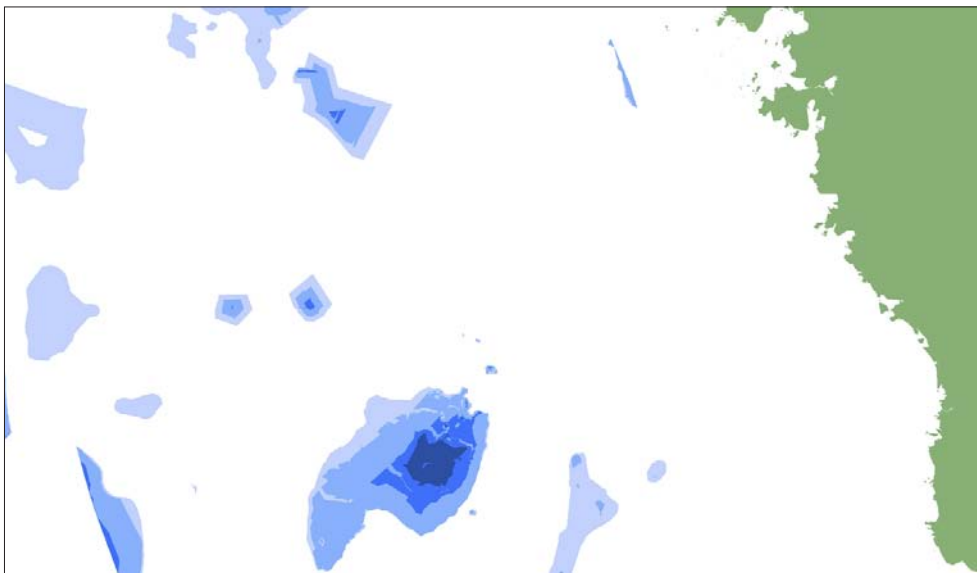
Den bästa modellen för hästmussla baseras även den på prediktorerna djup, vågexponering och lutning, där den mest betydelsefulla prediktorn var lutning. Utvärderingen gav ROC=0,88 och cvROC=0,84 vilket visar att detta är en god och stabil modell som beskriver utbredningen av hästmussla på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 6.

### TAREARTER

Den bästa modellen för de tre tarearterna tillsammans baseras på prediktorerna djupkorrigerad vågexponering, bottensubstrat och lutningsriktning, där den mest betydelsefulla prediktorn var bottensubstrat. Gruppen förekom främst på hårda bottenar med hög vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,88 och cvROC=0,85 vilket visar att detta är en god och stabil modell som beskriver utbredningen av tare på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 7.

### MUSSLOR

Den bästa modellen för blåmussla och hästmussla tillsammans baseras även den på prediktorerna djup, vågexponering och lutning, där den mest betydelsefulla prediktorn var djup. Gruppen förekom främst på grunda bottenar med låg vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,90 och cvROC=0,75 vilket visar att detta är en intermediär men relativt stabil modell som beskriver utbredningen av musslor på ett bra sätt. Ett utsnitt ur den predikterade kartan ses i figur 1-3, hela kartan finns i bilaga 8.



Figur 1-3. Utsnitt ur den predikterade utbredningskartan för musslor. Mörkare färg visar på högre sannolikhet för förekomst av musslor.

## Förekomstmodellering av fisk

De arter som modellerades med förekomstmodellering var stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*), juvenil torsk (*Gadus morhua*), stor torsk (*Gadus morhua*), tunga (*Solea solea*), ål (*Anguilla anguilla*), grässnultra (*Centrolabrus exoletus*) och krabbtaska (*Cancer pagurus*). Alla arter modellerades med närvaro/frånvaro-data (0 eller 1) och prediktionerna resulterade i kartor som beskriver sannolikheten att finna individer av den aktuella arten i varje raster-cell. Modeller har valts med ledning av AIC i GRASP, men också utifrån ekologiska kunskaper om vilka faktorer som påverkar artens utbredning.

### STENSNULTRA

Den slutgiltiga förekomstmodellen för stensnultra baseras på prediktorerna vågexponering och djup, där arten föredrog grunda områden med hög vågexponering. Detta överensstämmer med tidigare observationer av artens utbredning, där man sett att den är associerad med växtbäcklädda hårdbottnar (Pihl och Wennhage 2002). Utvärderingen gav ROC=0,89 och cvROC=0,85 vilket visar att detta är en god och stabil modell som beskriver utbredningen av stensnultra på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 9.

### UNGTORSK (<28 CM)

Den slutgiltiga förekomstmodellen för torsk under 28 cm, vilket motsvarar 0–1 årig fisk, baseras på prediktorerna djup och lutning. Ungtorsken var vanligast i grunda områden med stor lutning. Utvärderingen gav ROC=0,76 och cvROC=0,71 vilket visar att detta är en intermediär och relativt stabil modell. Den predikterade kartan kartan finns i bilaga 10. Ett liknande mönster i utbredning kunde ses för ungtorsk i utsjön även i Östersjön (Teknisk rapport 2), med högre tätheter i områden med stark lutning. I ett kustnära område i norra Kattegatt föredrog ungtorsk tydligt grunda och skyddade områden (Bergström och Fredriksson 2009). Skillnaden i vågexponering mellan olika områden i denna studie var liten, vilket antagligen är en del-förklaring till att modellen inte blev så stark.

### TUNGA

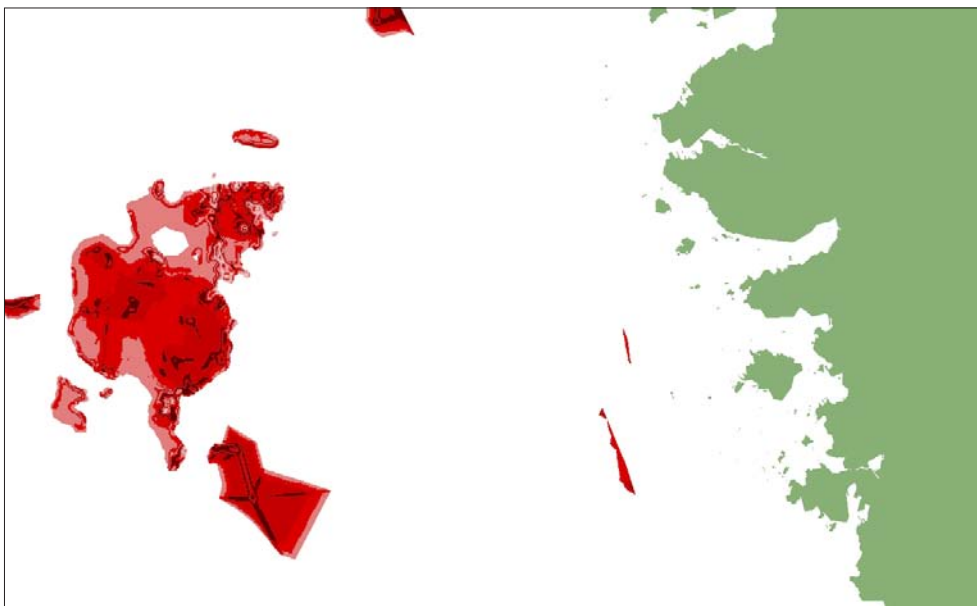
Den slutgiltiga förekomstmodellen för tunga baseras på prediktorerna djup, lutning och musslor. Utvärderingen gav ROC=0,81 och cvROC=0,74 vilket visar att detta är en intermediär men stabil modell. Den predikterade kartan finns i bilaga 11. Det är svårt att avgöra om förekomsten av musslor i detta fall faktiskt styr utbredningen av tunga eller om det är så att musselmodellen enbart råkar sammanfalla med tungans preferens för grunda områden med låg vågexponering. Om man konstruerar en modell med enbart fysiska variabler får man en modell med bara en aning lägre förklaringsgrad, vilket tyder på det senare. Eftersom provfisket utfördes under lektid för tunga (Florin 2005 och referenser i denna) och gott om lekmogen fisk påträffades i fisket, anger predik-



tionerna sannolikt lekogränder för arten. Tunga har tidigare rapporterats leka i grunda områden i Nordsjön med relativt finkornigt ytsubstrat (Fox et al. 2000, Eastwood et al 2001), vilket stämmer överens med våra observationer.

#### STOR TORSK (>28 CM)

Den slutgiltiga förekomstmodellen för torsk över 28 cm, vilket motsvarar tvååriga och äldre individer, baseras på prediktorerna djup och vågexponering, där torsken föredrar grunda områden med låg exponeringsgrad. Utvärderingen gav ROC=0,79 och cvROC=0,75, vilket visar att modellen är av intermediär kvalitet men relativt stabil. Även i modelleringen för Östersjön visade sig den större torsken föredra grunda områden (Teknisk rapport 2). Ett utsnitt ur den predikterade kartan ses i figur 1-4, hela kartan finns i bilaga 12.



Figur 1-4. Utsnitt ur den predikterade utbredningskartan för stor torsk. Mörkare färg visar på högre sannolikhet för förekomst av stor torsk.

#### ÅL

Den slutgiltiga förekomstmodellen för ål baseras på prediktorerna tarearter och vågexponering, där den mest betydelsefulla prediktorn var tarearterna. Arten förekom i områden med mycket tare och låg vågexponering. Utvärderingen gav ROC=0,97 och cvROC=0,94 vilket visar att detta är en utmärkt och stabil modell som beskriver utbredningen av ål på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 13. Att man här med hög precision kan identifiera ålhabitat är intressant, eftersom det i en tidigare studie i ett kustnära område i Kattegatt (Bergström och Fredriksson 2009) inte gick att ta fram en tillförlitlig modell. En eventuell förklaring till detta kan vara att ålen på de här mycket exponerade utsjögrunden är starkare knuten till skyddande vegetation.

### GRÄSSNULTRA

Den slutgiltiga förekomstmodellen för grässnultra baseras på prediktorerna djup och vågexponering, där arten föredrog grunda områden med hög vågexponering, precis som stensnultran. Utvärderingen gav  $ROC=0,90$  och  $cvROC=0,87$  vilket visar att detta är en god och stabil modell som beskriver utbredningen av grässnultra på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 14. Habitatvalet för grässnultra liknar det som observerades i ett kustområde i norra Kattegatt, där arten också förekom i grunda och exponerade områden (Bergström och Fredriksson 2009).

### KRABBTASKA

Den slutgiltiga förekomstmodellen för krabbtaska baseras på prediktorerna djup och vågexponering, där den mest betydelsefulla prediktorn var djup. Utvärderingen gav  $ROC=0,77$  och  $cvROC=0,73$  vilket visar att detta är en intermediär modell. Den predikterade kartan finns i bilaga 15. Krabbtaska förekom främst i djupa områden med hög vågexponering. Ett liknande mönster har observerats i ett kustområde i norra Kattegatt (Bergström och Fredriksson 2009).

### Abundansmodellering av fisk

Tre av de vanligast förekommande fiskarterna, stensnultra, ungtorsk och tunga, modellerades även med abundansmodellering. Arterna modellerades med antal fiskar per ansträngning och prediktionerna resulterade alltså i kartor som beskriver mängden fisk per ansträngning i varje rastercell. Modeller har valts med ledning av AIC i GRASP, men också utifrån ekologiska kunskaper om vilka faktorer som påverkar artens utbredning.

### STENSNULTRA

Den slutgiltiga abundansmodellen för stensnultra baseras på prediktorerna djup, och vågexponering, med positiv respons på grunda och exponerade miljöer precis som i förekomstmodellen. Utvärderingen gav  $COR=0,62$  och  $cvCOR=0,55$  vilket visar att detta är en relativt bra och stabil modell som beskriver utbredningen av stensnultra på ett bra sätt. Ett utsnitt ur den predikterade kartan ses i figur 1-5, hela kartan finns i bilaga 16.



Figur 1-5. Utsnitt ur den predikterade utbredningskartan för stensnultra. Mörkare färg visar på större förekomst av stensnultra.

#### UNGTORSK (<28 CM)

Den slutgiltiga abundansmodellen för juvenil torsk baseras på prediktorerna djup, vågexponering och tarearter, med positiv respons på grunda, exponerade områden med lite tare. Prediktorvariablerna skiljer sig en del från förekomstmodellen, men prediktionerna för de två modellerna blir ändå relativt likartade. Utvärderingen gav COR=0,55 och cvCOR=0,40. Den predikterade kartan finns i bilaga 17.

#### TUNGA

Den slutgiltiga abundansmodellen för tunga baseras på prediktorerna djup och musslor, där tungan föredrog grunda områden med hög sannolikhet för musslor. Modellen blev därmed mycket likartad förekomstmodellen. Utvärderingen gav COR=0,68 och cvCOR=0,51 vilket visar att detta är en bra och stabil modell som beskriver utbredningen av tunga på ett bra sätt. Den predikterade kartan finns i bilaga 18.

#### Jämförelse mellan abundansmodeller och förekomstmodeller

Det finns inget riktigt bra sätt att jämföra modelleringsframgången mellan förekomst- och abundansmodellering. Korrelationsvärden (COR eller cvCOR) är teknisk möjligt att använda men de passar en kontinuerlig responsvariabel som abundans bättre än en binomial variabel som förekomst. En jämförelse av korrelationsvärden mellan abundans- och förekomstmodeller gjordes här för att ge ett grovt mått på modellernas användbarhet (tabell 1-1). Resultatet visar inte på några tydliga skillnader i passning mellan förekomst- och abundansmodeller. För arter som förekommer i höga tätheter i provtagningen och inte har för hög andel nollförekomster, så ger abundansen mer information om habitatkvalitet än enbart förekomst gör. För abundanta arter kan förekomstmodeller vara olämpliga också för att man noterat förekomst på de flesta stationer, och att det därmed inte går att relatera förekomst och frånvaro av arten till skillnader i habitatkvalitet. Erfarenheten visar att det krävs mindre omfattande dataunderlag för att åstadkomma säkra förekomstmodeller än abundansmodeller vilket gör att dessa ofta kan föredras i realiteten.

**Tabell 1-1. Jämförelse av intern validering (COR) och korsvalidering (cvCOR) av förekomst- respektive abundansmodeller för stensnultra, juvenil torsk samt tunga.**

Modell	COR	cvCOR
Stensnultra förekomst	0,68	0,64
Stensnultra abundans	0,62	0,55
Torsk <28 cm förekomst	0,37	0,23
Torsk <28 cm abundans	0,55	0,40
Tunga förekomst	0,52	0,39
Tunga abundans	0,68	0,51

#### Betydelsen av habitatbildande arter som prediktorer i fiskmodelleringen

Vi har också tittat på huruvida det är värdefullt att i modellerna ha med habitatbildande arter som prediktorer. Jämförelserna har genomförts på abundansmodeller av stensnultra, juvenil torsk och tunga. Vid denna jämfö-

förelse har vi använt oss av de modeller som enligt AIC-beräkningarna i GRASP är de bästa.

Vid abundansmodellering av stensnultra har de habitatbildande arterna ingen större inverkan på modellen. Oavsett om man tar med dessa prediktorer eller ej så är den bästa möjliga modellen baserad på endast vågexponering och djup.

Vid abundansmodellering av juvenil torsk har prediktorlagret som visar förekomsten av tare stor inverkan på modellen, men det är knappast fråga om ett direkt orsakssamband. Om habitatbildande arter inte är med som prediktorer i modelleringen så baseras den bästa modellen på djup, lutning och vågexponering, och COR-värdet är 0,58 (cvCOR=0,47). Om habitatbildande arter tas med så är den bästa modellen baserad på djup, vågexponering och tarearter, och COR-värdet är 0,54 (cvCOR=0,46). Effekten av tarearter är negativ i modellen vilket är förvånande med tanke på att man tidigare visat att ungtorsk ofta finns i höga tätheter i vissa typer av vegetation (Pihl m fl 2006, Juanes 2007).

Vid abundansmodelleringen av tunga har skiktet som visar utbredning av musslor en stor inverkan på modellen. Utan habitatbildande arter är den bästa modellen baserad på djup och vågexponering, med COR=0,53 och cvCOR=0,43. Med habitatbildande arter så faller en modell baserad på djup och distribution av musslor ut som den bästa, COR=0,68 och cvCOR=0,51.

På grund av den starka samvariationen mellan de habitatbildande arterna och enskilda fysiska prediktorvariabler, som djup och vågexponering, är det svårt att uttala sig generellt om behovet av att ta med habitatbildande arter för modellering av fiskhabitat. I ovanstående jämförelse fick man enbart för tunga en tydligt starkare modell genom att inkludera sannolikheten för förekomst av musslor i modellen. För stensnultra och torsk fick man inte starkare modeller om man inkluderar habitatbildande arter i modellerna. Bland förekomstmodellerna hade ål och krabba en tydlig association till tare, och tunga påverkades av utbredningen av musslor. I övriga fall förbättrade inte biotiska variabler modellerna.

De viktigaste prediktorvariablerna överhuvudtaget var djup och vågexponering. Ett flertal av förklaringsvariablerna som testades valdes inte ut i någon av modellerna, vilket tyder på att de är av begränsad användbarhet för att karakterisera fiskhabitat i området (tabell 1-2).

Resultat från en liknande studie i nordligaste Kattegatt visade att vegetationen hade mycket liten inverkan på förekomsten av ett antal fiskar och kräftdjur, och att habitatvariablerna därmed inte var så viktiga (Bergström och Fredriksson 2009). I den studien hade man inventerat förekomsten av habitatbildande arter vid alla provfiskestationer, vilket ger en mer tillförlitlig analys av betydelsen av habitatbildande arter än denna studie där även de habitatbildande arterna har modellerats.

Slutsatsen av båda studierna pekar därmed i samma riktning, dvs att information om habitatbildande arter i de flesta fall inte förbättrar precisionen i fiskmodellerna. Dock kan provtagningsmetoden påverka resultatet. I dessa studier har vi fiskat med ryssjor kväll-natt-morgon, dvs under den tid på

dygnet då de flesta fiskar är aktiva. Därmed får vi en bild av fiskens födosöksområden. Dagtid är fisken mera beroende av skydd för att undvika predation, och håller sig då gärna i vegetation (Juanes 2007 och referenser i denna). Vid tolkning av modellresultaten bör man därför komma ihåg att habitatvalet kan variera mellan dag och natt, och att de flesta provtagningsmetoder ger ett mått på habitatval enbart för endera delen av dygnet. Även fiskars fångstbarhet kan variera i olika habitat. Exempelvis är det möjligt att ungtorsken lättare går in i ryssjor i områden där naturligt skydd i form av habitatbildande vegetation saknas.

**Tabell 1-2. Prediktorvariabler som ingick i de slutliga modellerna. + anger en positiv respons på variabeln och – anger en negativ respons. Sista raden anger i hur stor andel av modellerna som varje prediktorvariabel ingick.**

Modell	Djup	Lutning	Lutningsriktning	Bentisk komplexitet	Vågexponering	Bottentyp	Tarearter (modell)	Död mans hand (modell)	Musslor (modell)
Stensnultra förekomst	-				+				
Stensnultra abundans	-				+				
Tunga förekomst		+							+
Tunga abundans									+
Torsk <28 cm förekomst	-	+							
Torsk <28 cm abundans	-				+		-		
Torsk >28 cm förekomst	-				-				
Ål förekomst					-		+		
Grässnultra förekomst	-				+				
Krabbtaska förekomst	-				+				

### Transferabilitet – kan man överföra modeller mellan grund?

För att undersöka om det är möjligt att genom fältundersökningar från ett grund modellera fiskförekomsten på ett annat grund, skapades förekomstmodeller för tunga utifrån data från Fladen och Lilla Middelgrund separat. De resulterande prediktionerna jämfördes sedan med förekomsten av tunga på det andra grundet genom beräkning av ROC-värden.

Observera att dessa modeller är baserade på hälften så mycket data som de modeller som redovisas ovan. ROC- och cvROC-värden ska därför inte jämföras mellan modeller som är baserade på data från båda grunden och modeller som är baserade på data från ett grund.

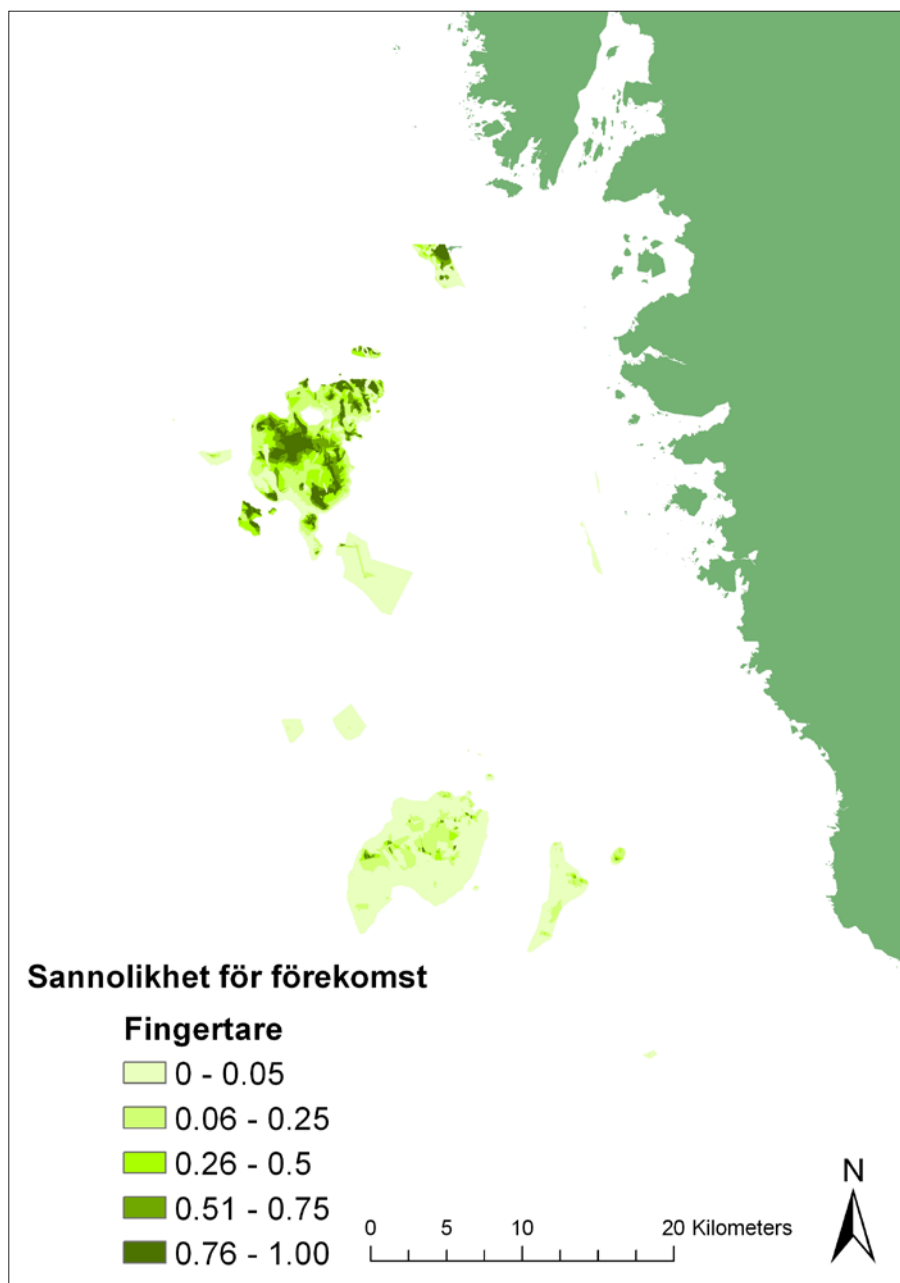
Den slutgiltiga förekomstmodellen för tunga på Fladen baseras på prediktorerna vågexponering, musslor och lutningsriktning, där den mest betydelsefulla prediktorn var musslor. Utvärderingen i GRASP gav ROC=0,91 och cvROC=0,71, vilket visar att modellen har hög förklaringsgrad men inte är så stabil.

Den slutgiltiga förekomstmodellen för tunga på Lilla Middelgrund baseras på prediktorerna musslor, lutning samt vågexponering korrigerad för lutningsriktning, där den mest betydelsefulla prediktorn var musslor. Utvärderingen i GRASP gav ROC=0,91 och cvROC=0,76 vilket visar att modellen har hög förklaringsgrad men inte är så stabil.

När man för över en modell och gör prediktioner för det andra grundet, blir precisionen i prediktionerna inte så bra. Modellen kalibrerad på Fladen och sedan överförd till Lilla Middelgrund ger ett nöjaktigt resultat (extern ROC=0,68), medan överföringen av Middelgrundsmodellen till Fladen inte fungerade (extern ROC=0,57). Det här resultatet visar på svårigheterna med att applicera modeller på ett annat område än där de är skapade. Man behöver större dataset än de aktuella för modellkalibreringen. Det är dessutom viktigt att man har en liknande fördelning av arten längs gradienterna av respektive prediktorvariabel för att lyckas med överföringen (Sundblad et al. 2009). Generellt skulle vi inte rekommendera att på detta sätt göra prediktioner för ett område utifrån en modell baserat på data från ett annat område.

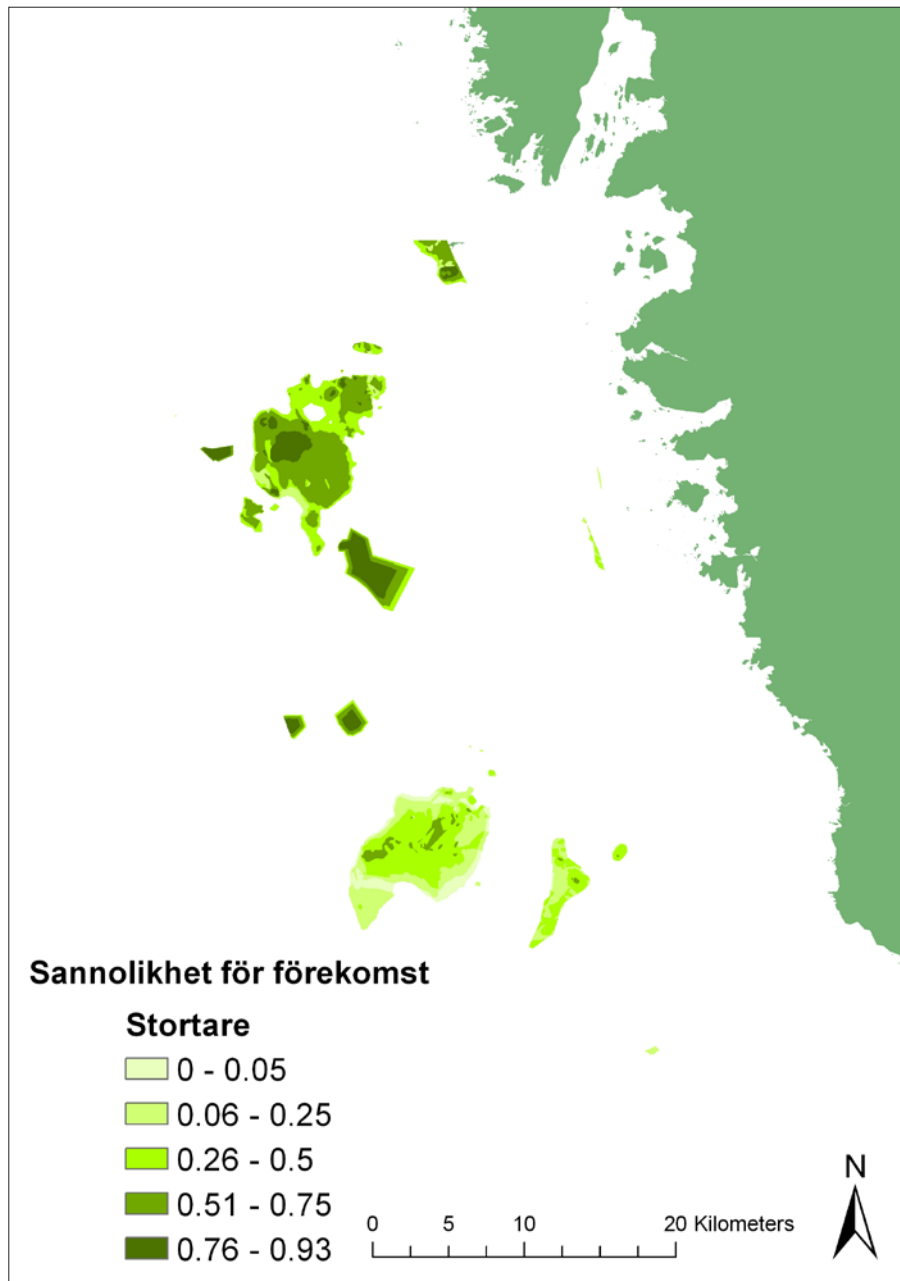
# Bilaga 1

Predikterad sannolikhet för förekomst av fingertare (*Laminaria digitata*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,953.



## Bilaga 2

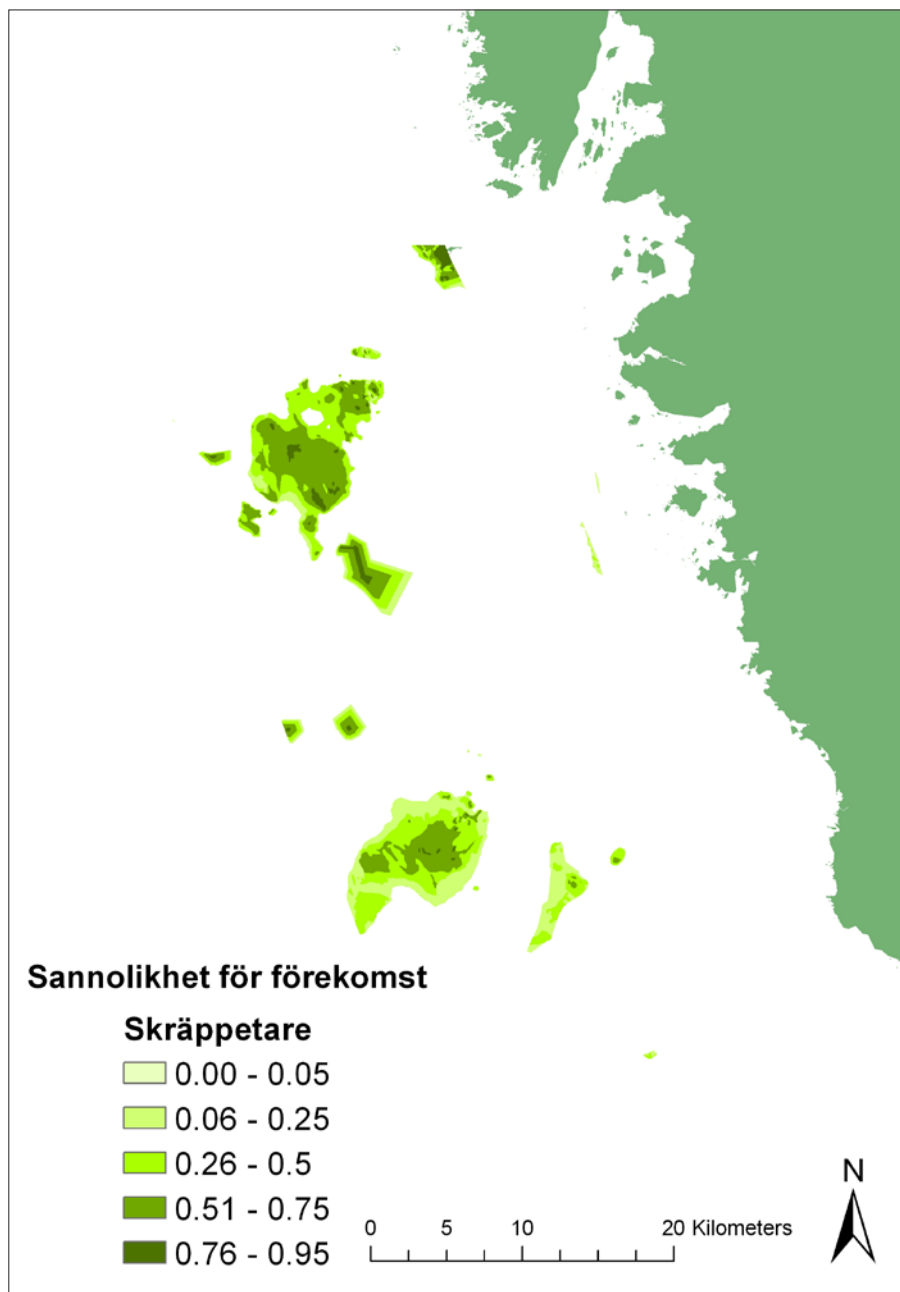
Predikterad sannolikhet för förekomst av av stortare (*Laminaria hyperborea*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,812.





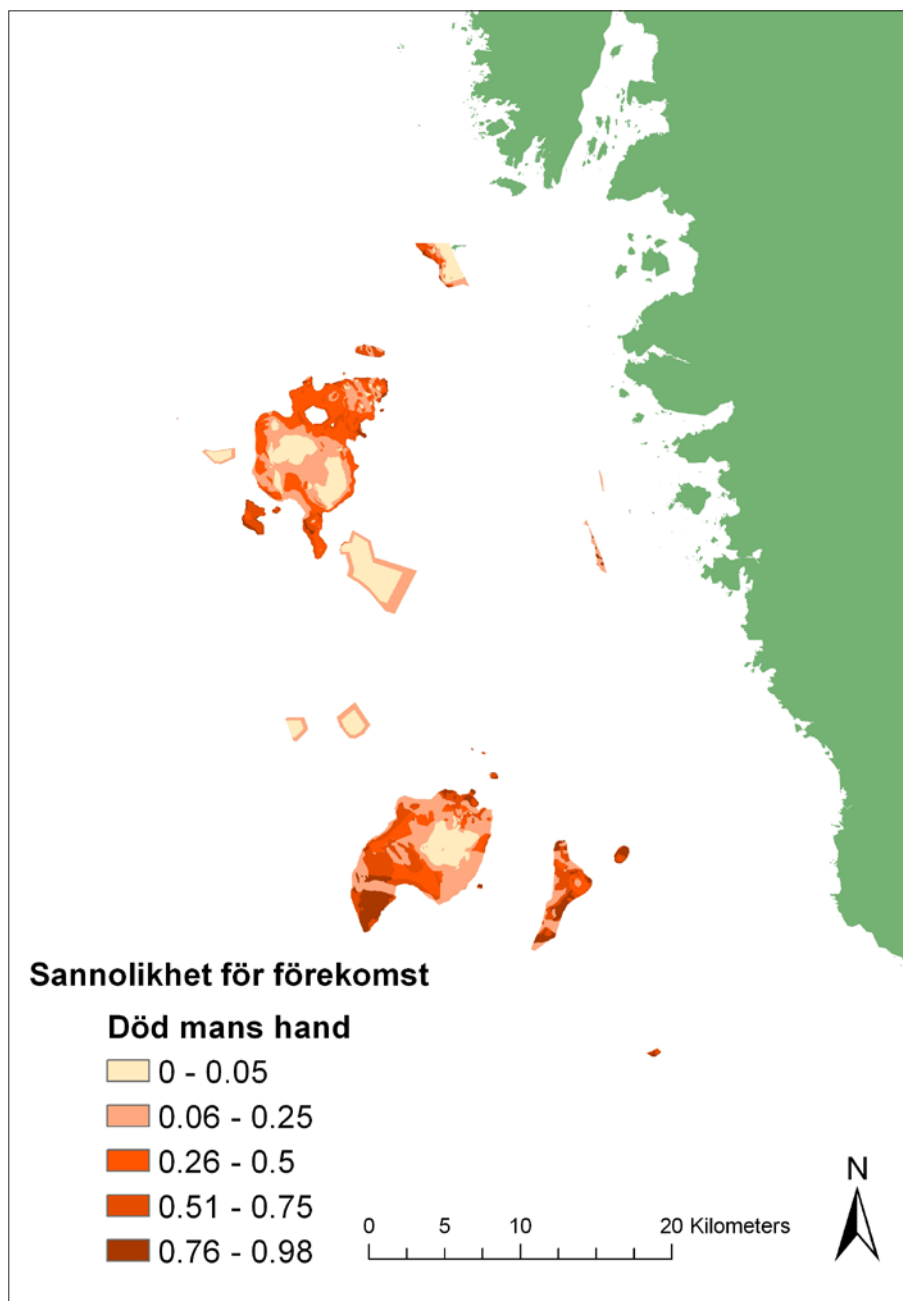
## Bilaga 3

Predikterad sannolikhet för förekomst av skräppetare (*Saccharina latissima*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,776.



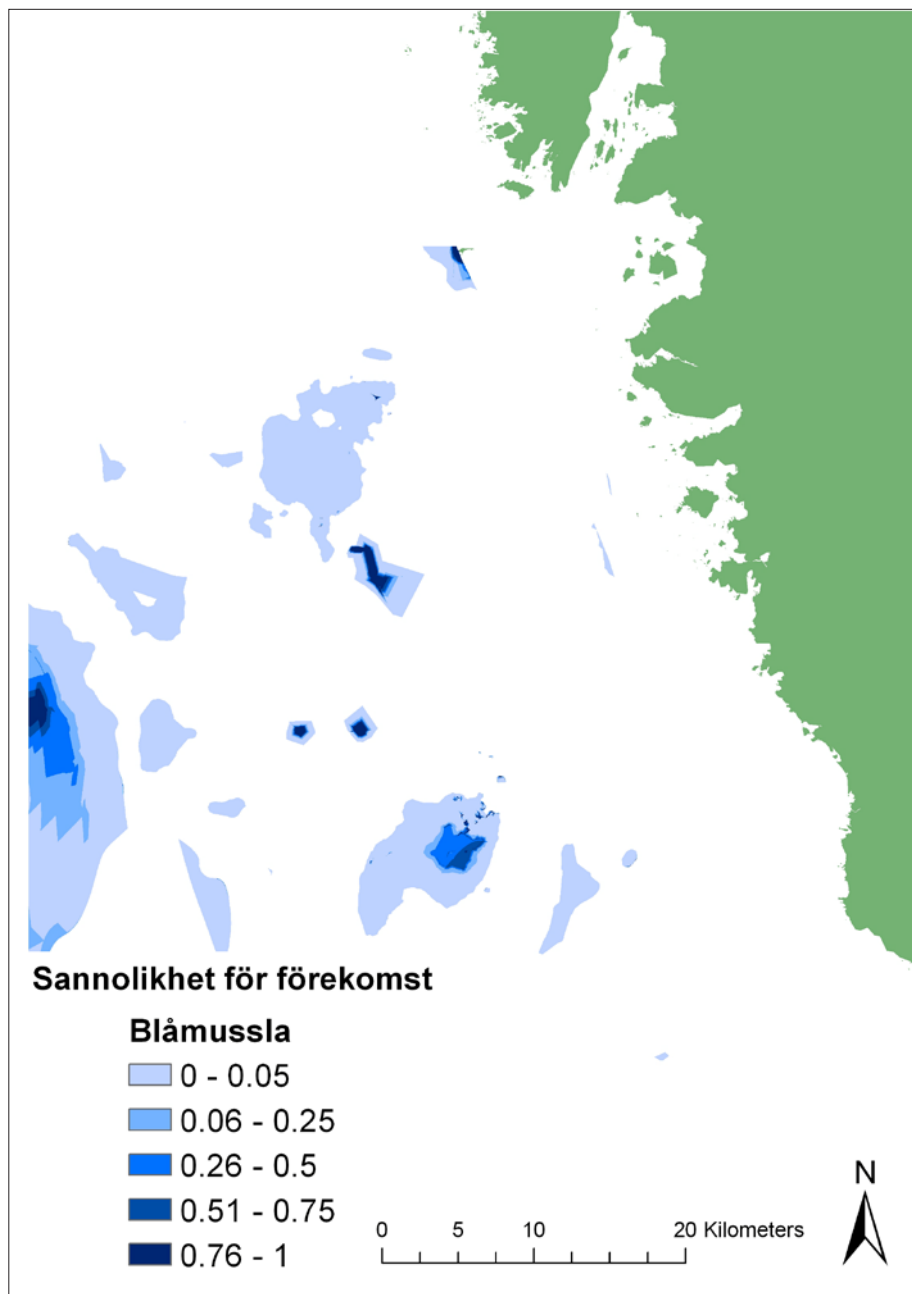
## Bilaga 4

Predikterad sannolikhet för förekomst av död mans hand (*Alcyonium digitatum*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,788.



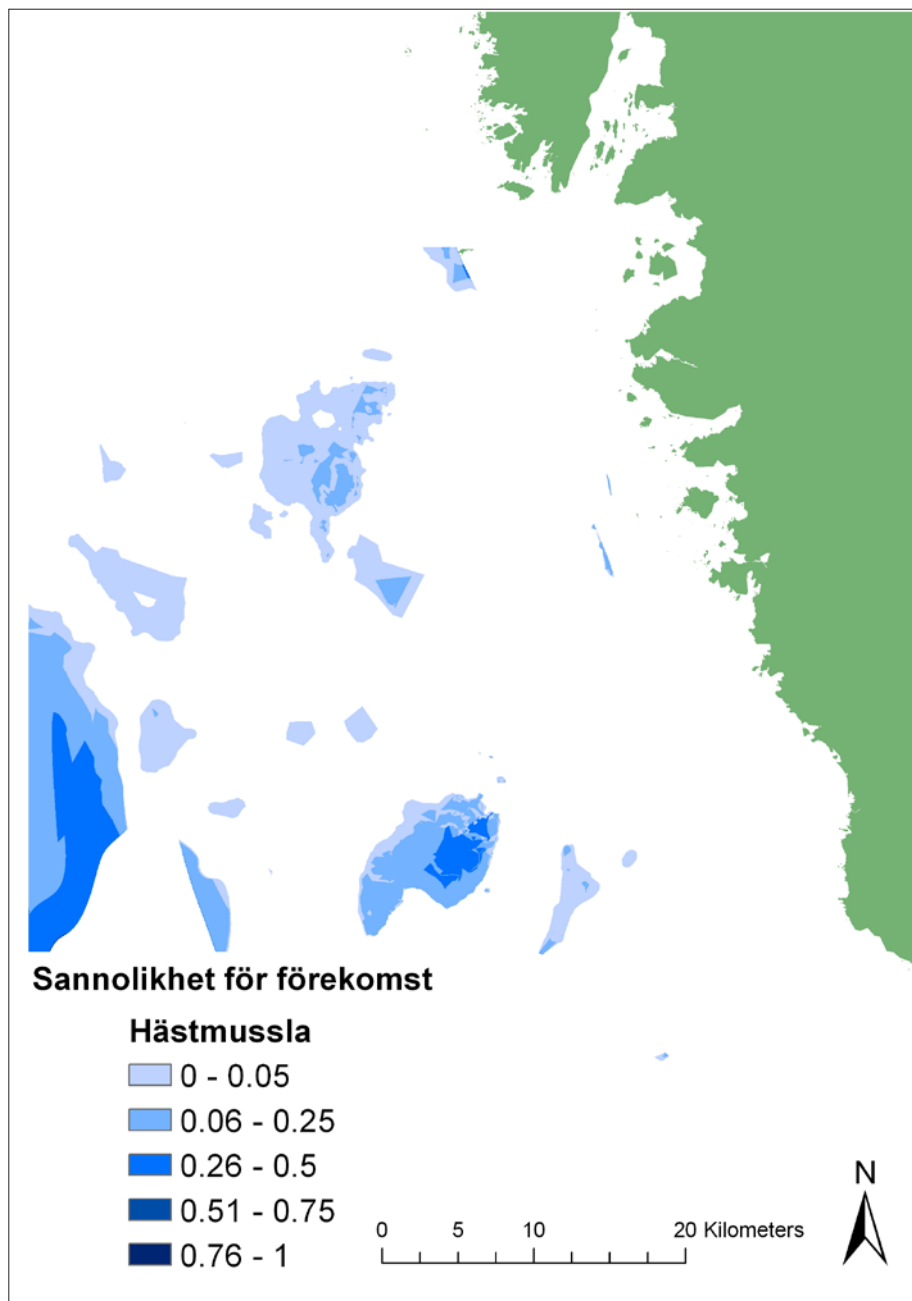
## Bilaga 5

Predikterad sannolikhet för förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,643.



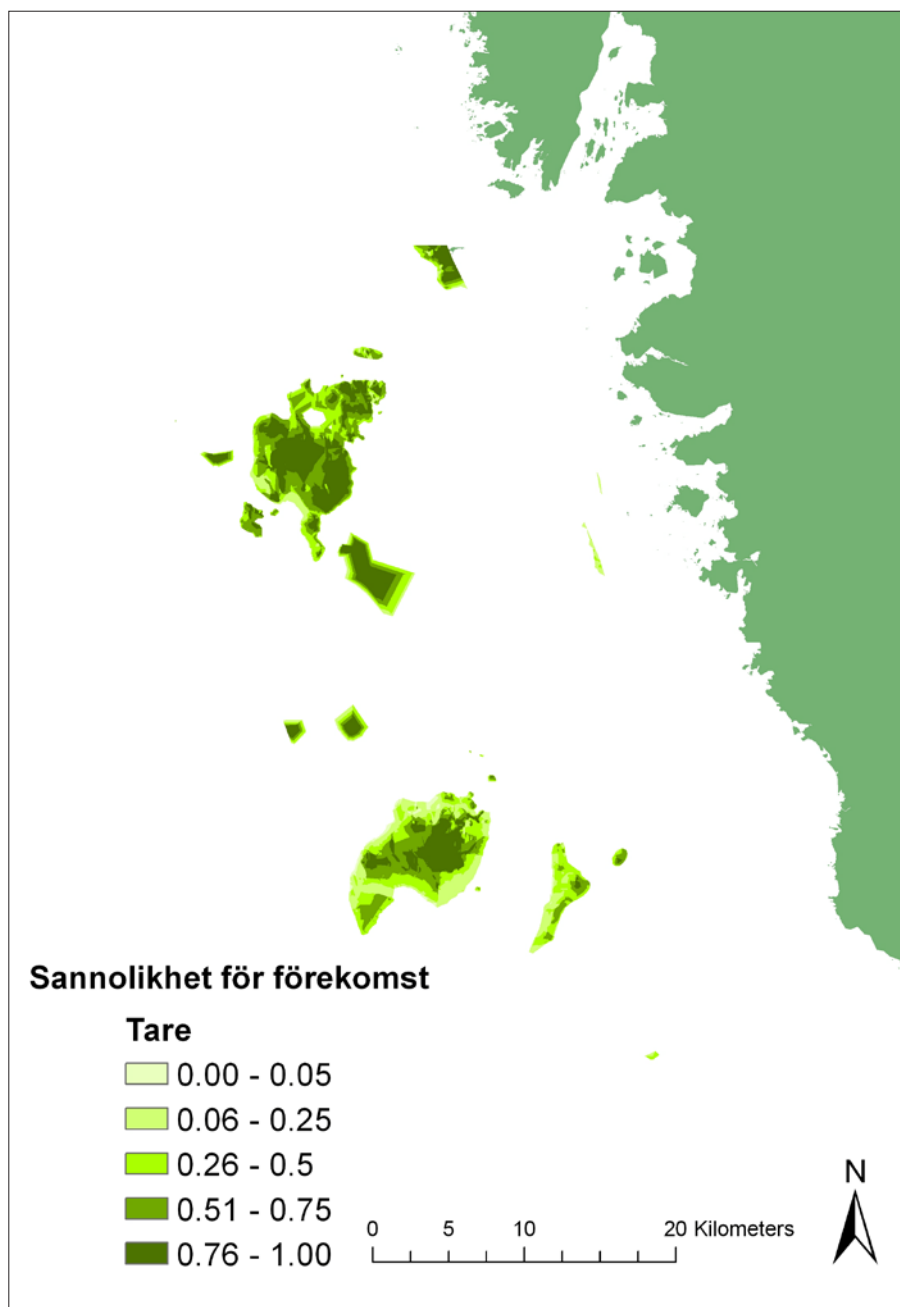
## Bilaga 6

Predikterad sannolikhet för förekomst av hästmussla (*Modiulus modiulus*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,837.



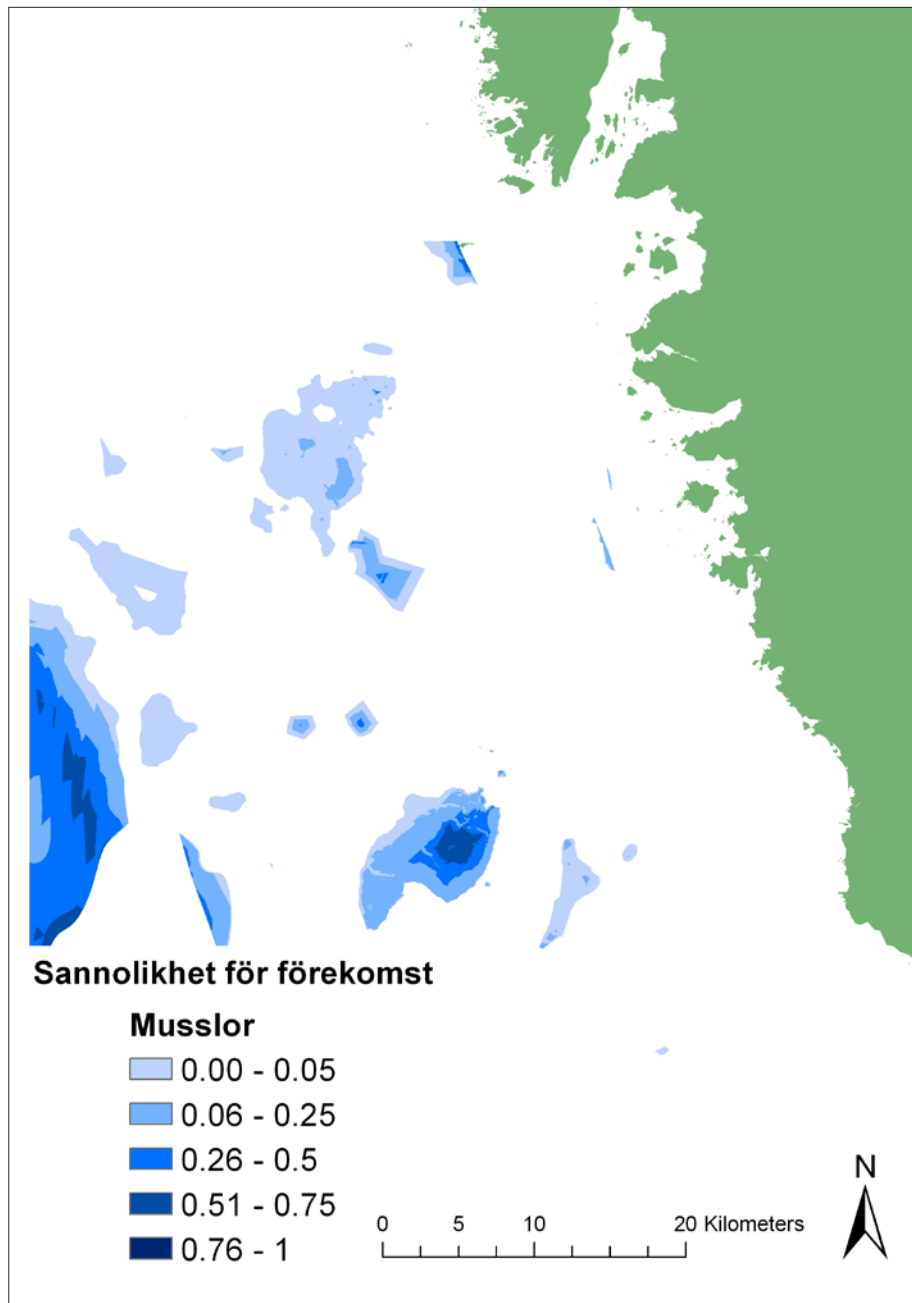
## Bilaga 7

Predikterad sannolikhet för förekomst av tare, dvs *Laminaria digitata*, *L. hyperborea* och/eller *Saccharina latissima*. Korsvalideringen ger cvROC=0,851.



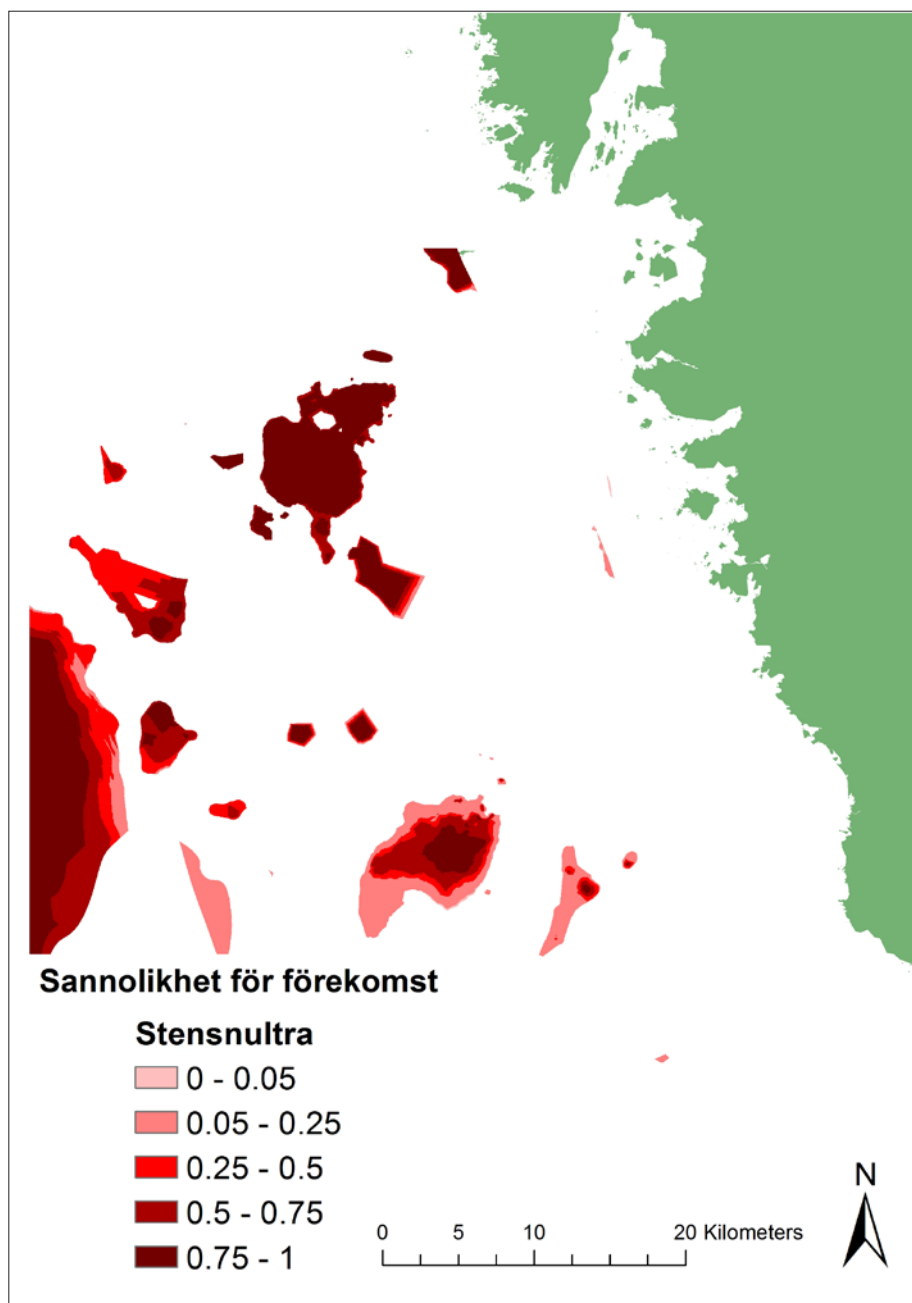
## Bilaga 8

Predikterad sannolikhet för förekomst av musslor, dvs blåmussla och/eller hästmussla. Korsvalideringen ger cvROC=0,746.



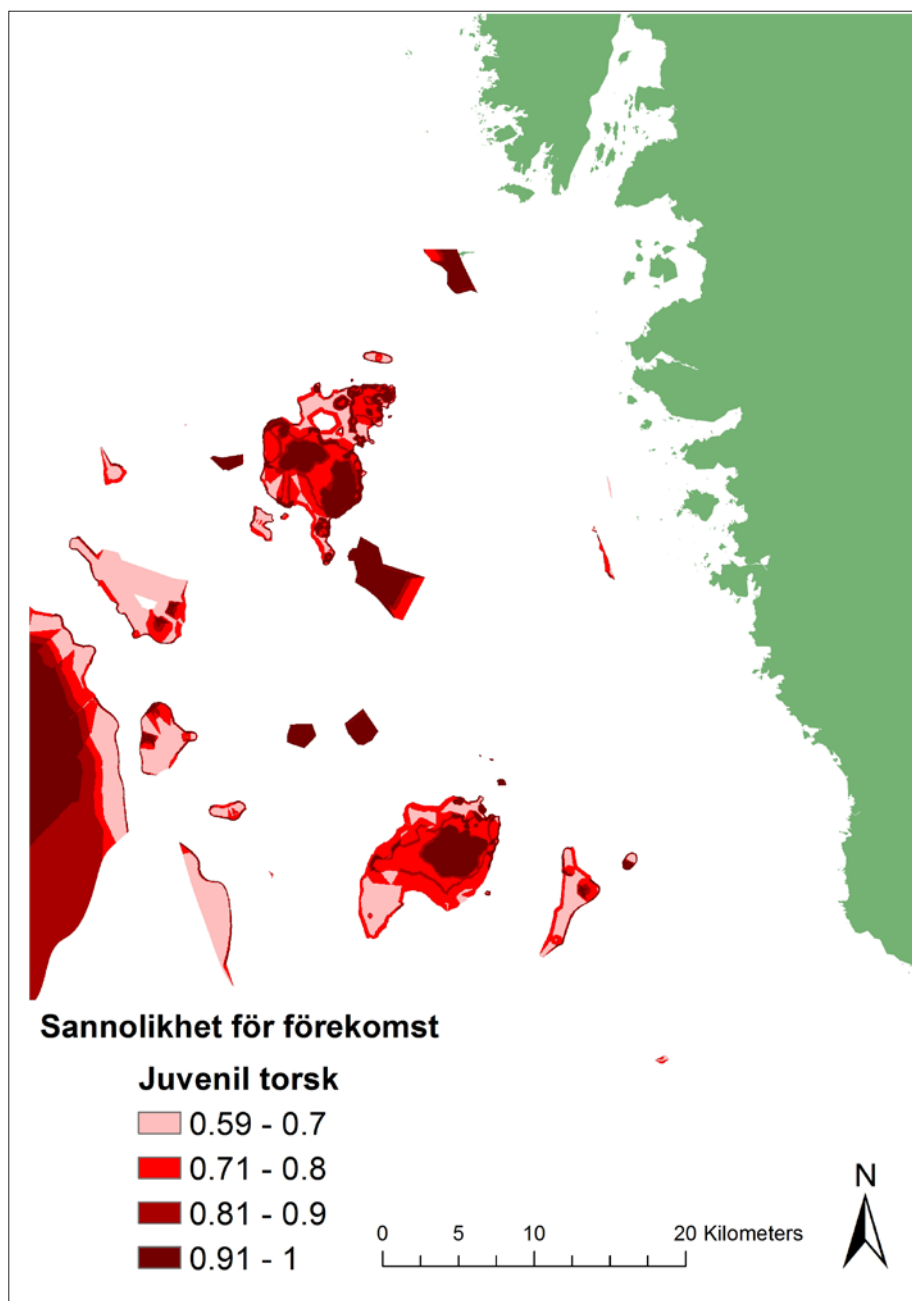
## Bilaga 9

Predikterad sannolikhet för förekomst av stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,85.



## Bilaga 10

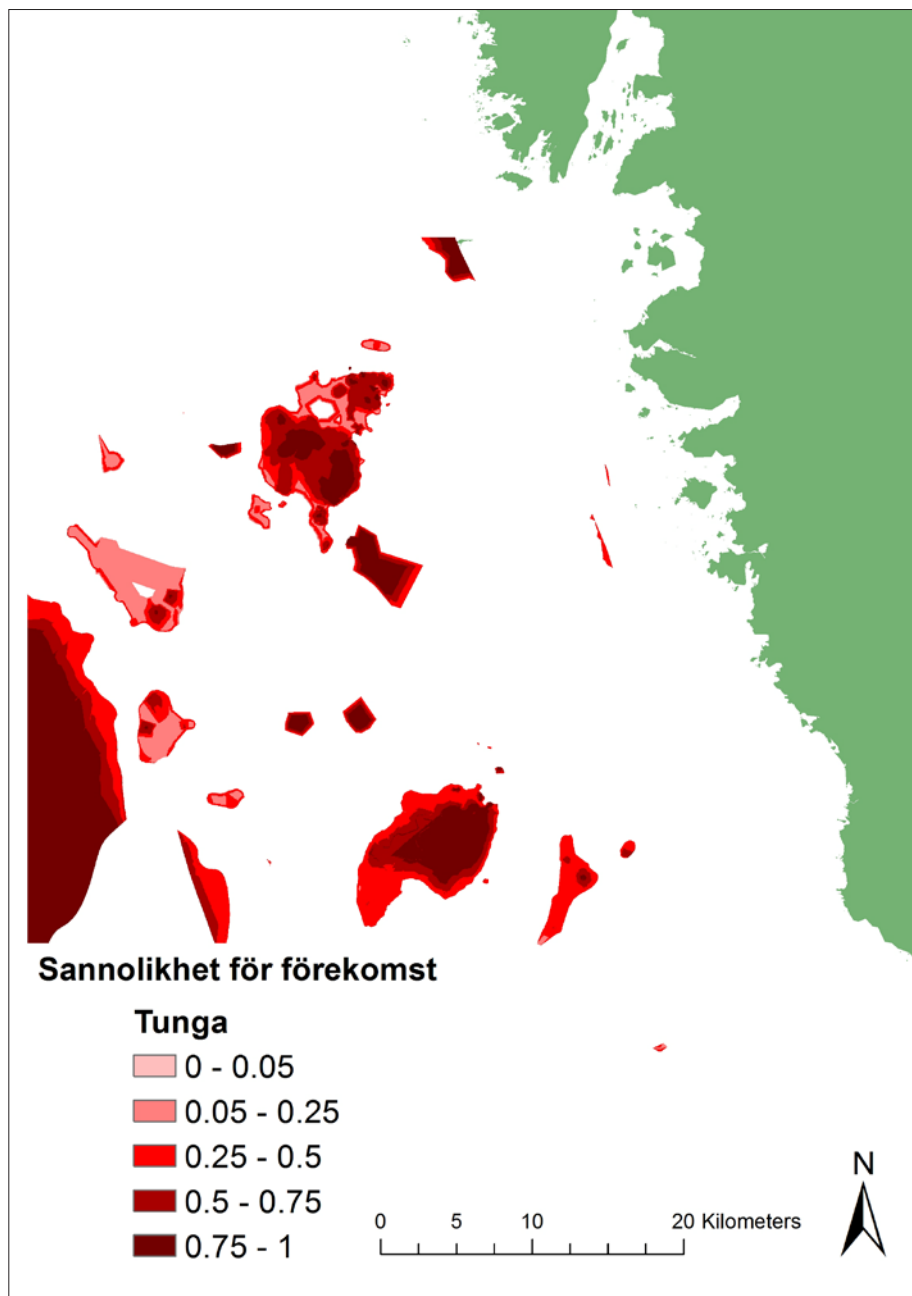
Predikterad sannolikhet för förekomst av ungtorsk (*Gadus morhua*) <28 cm.  
Korsvalideringen ger cvROC=0,71.





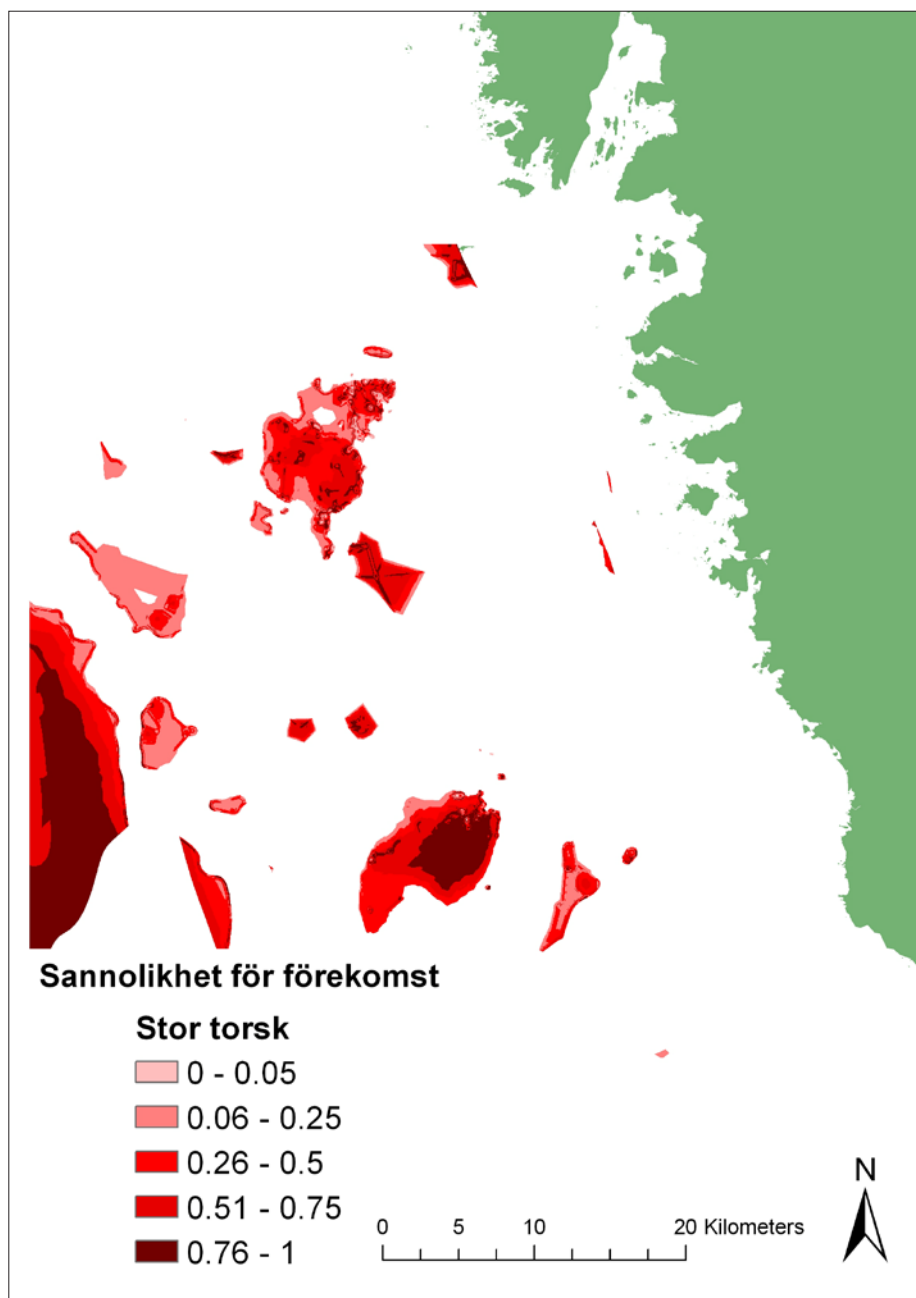
## Bilaga 11

Predikterad sannolikhet för förekomst av tunga (*Solea solea*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,74.



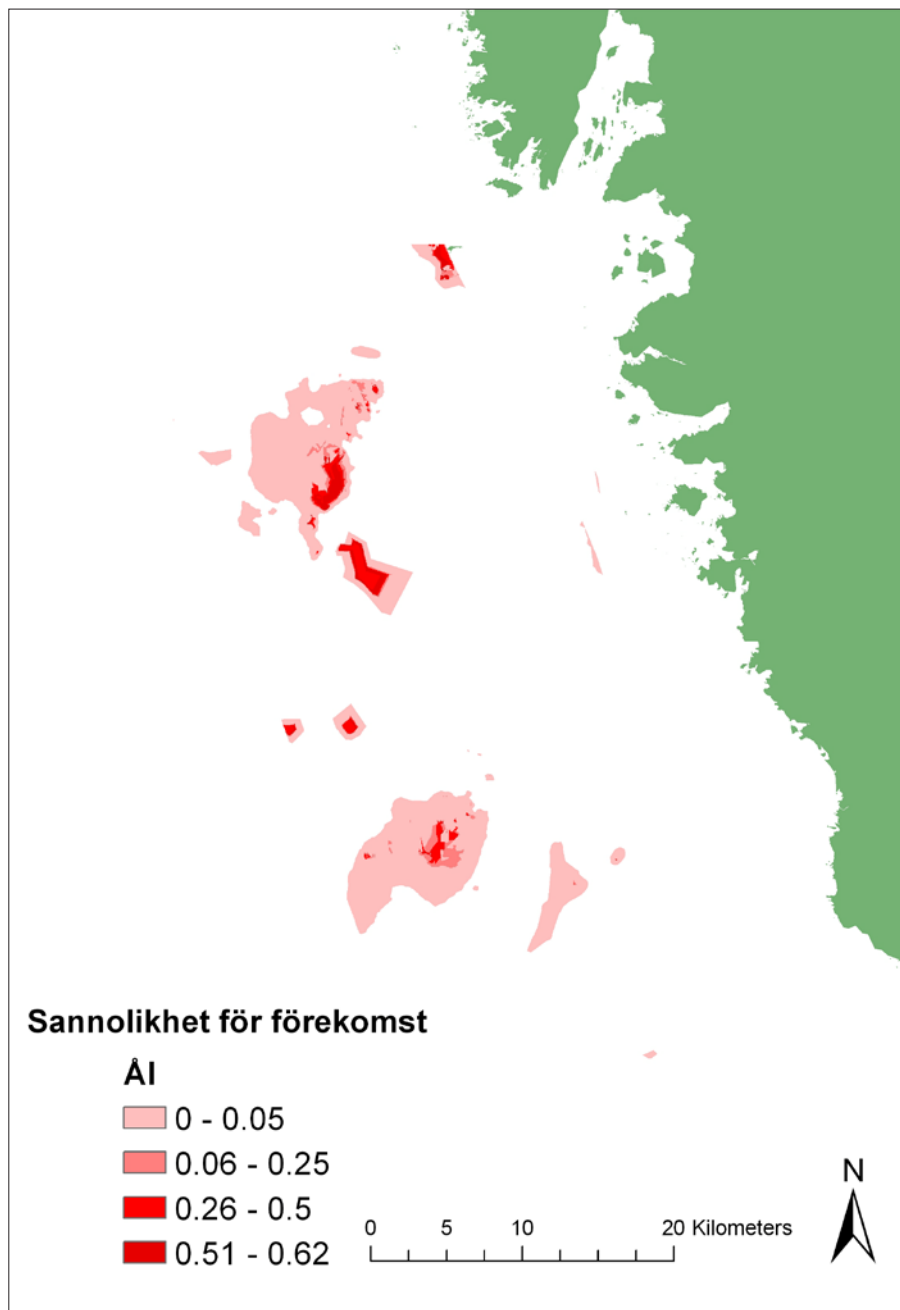
## Bilaga 12

Predikterad sannolikhet för förekomst av stor torsk (*Gadus morhua*) >28 cm.  
Korsvalideringen ger cvROC=0,75.



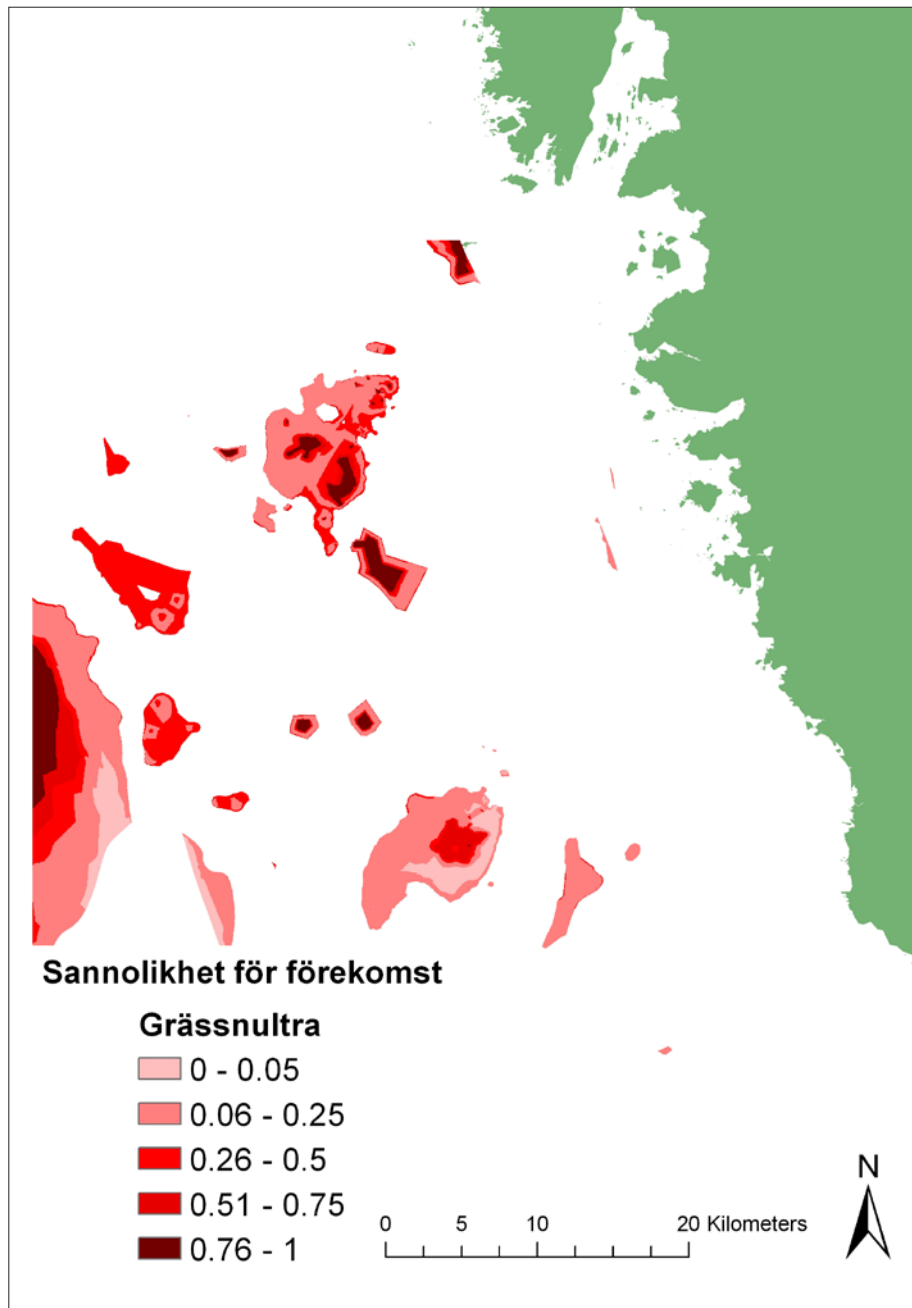
## Bilaga 13

Predikterad sannolikhet för förekomst av ål (*Anguilla anguilla*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,94.



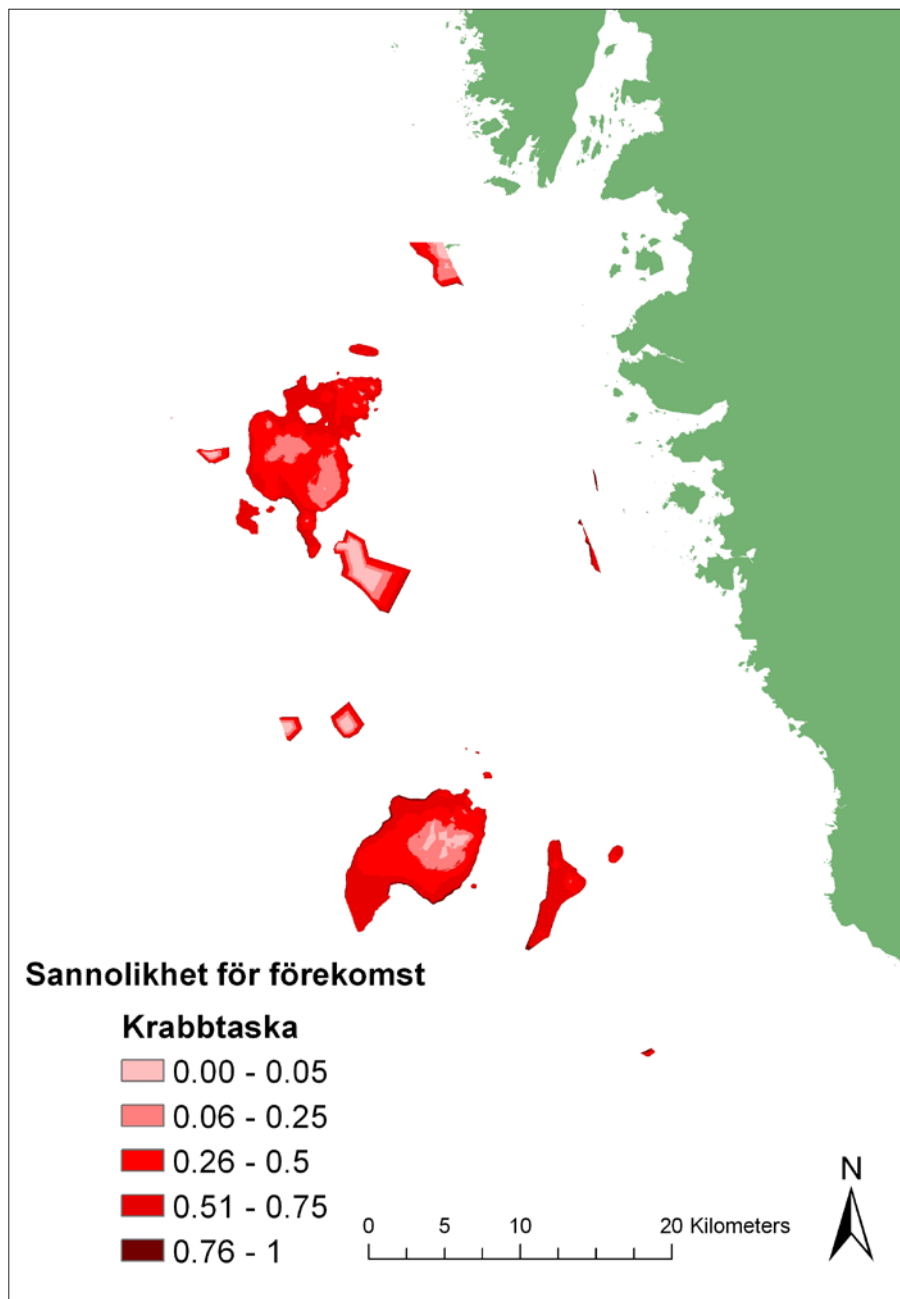
## Bilaga 14

Predikterad sannolikhet för förekomst av grässnultra (*Centrolabrus exoletus*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,87.



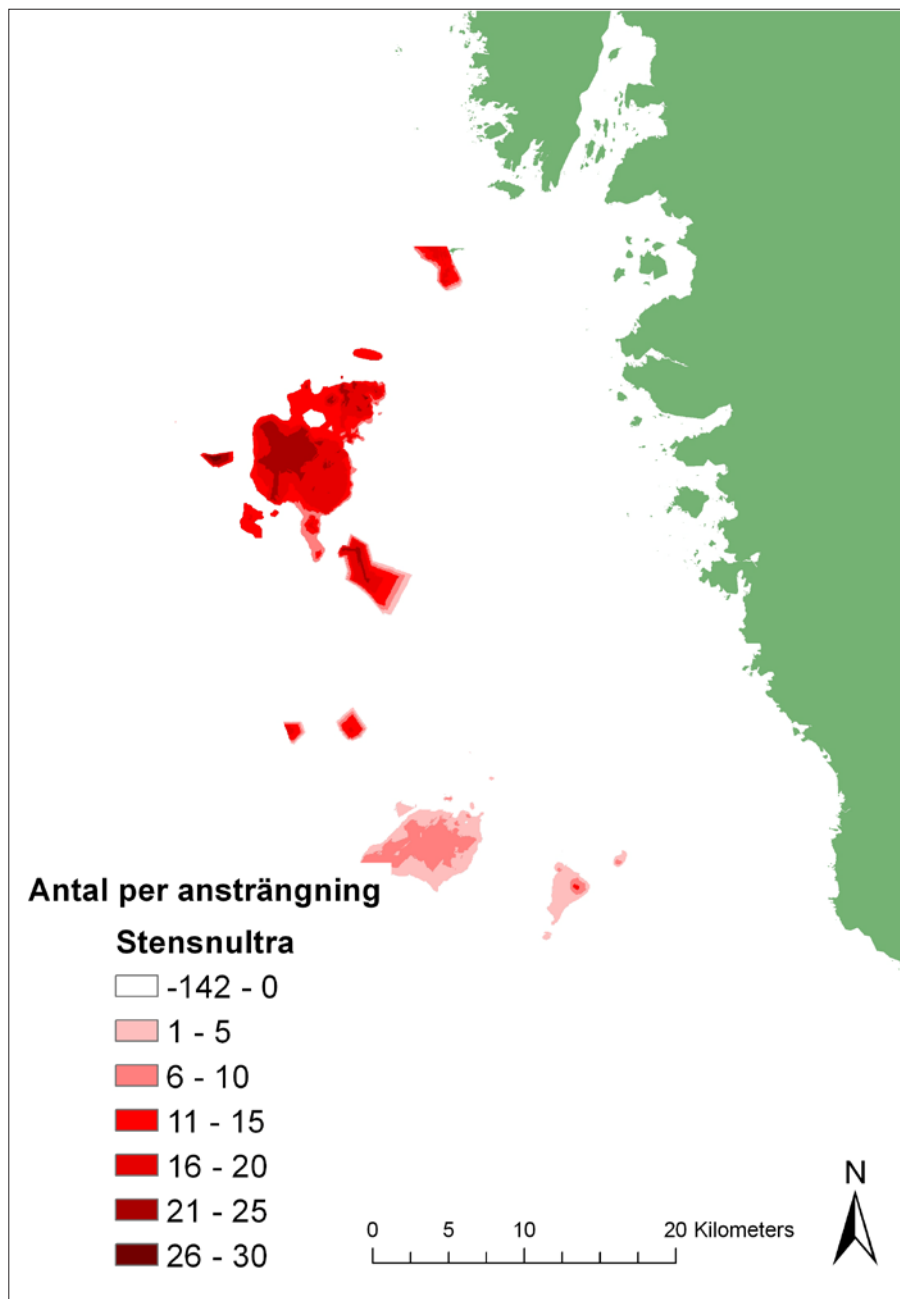
## Bilaga 15

Predikterad sannolikhet för förekomst av krabbtaska (*Cancer pagurus*).  
Korsvalideringen ger cvROC=0,73.



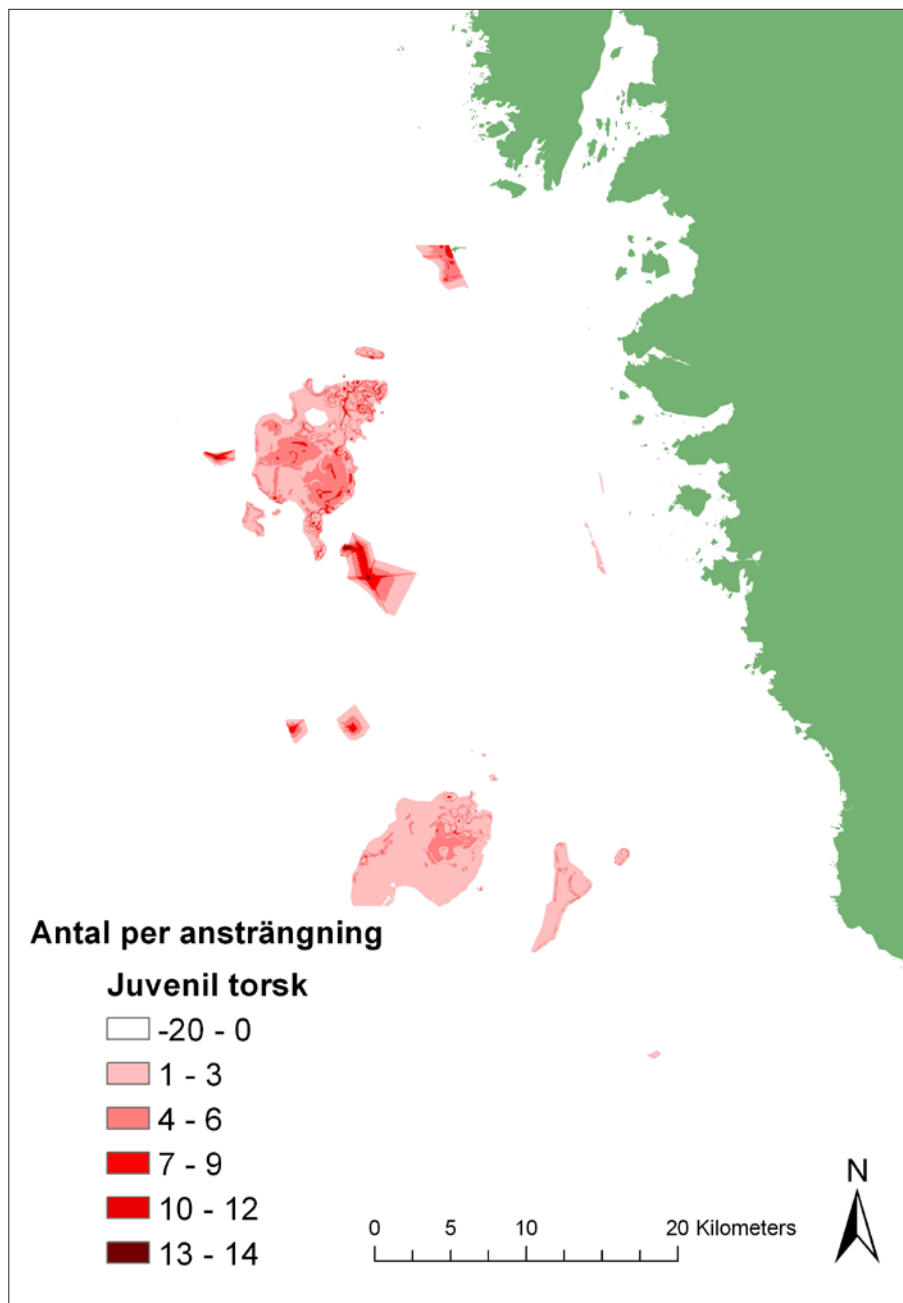
## Bilaga 16

Predikterad karta för stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*), antal per ansträngning. Korsvalideringen ger cvCOR=0,55.



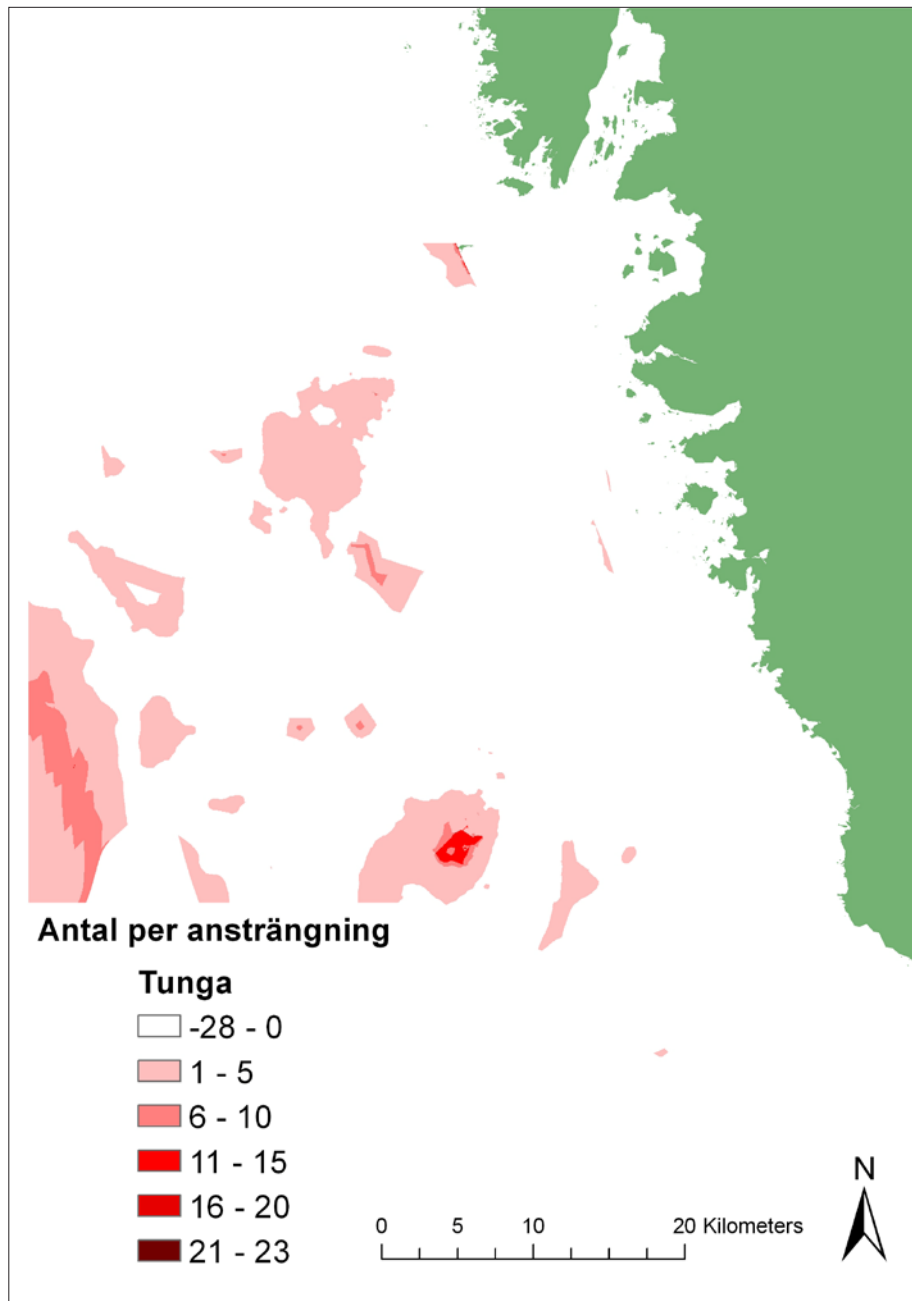
## Bilaga 17

Predikterad karta för ungtorsk (*Gadus morhua*), antal per ansträngning.  
Korsvalideringen ger cvCOR=0,40.



## Bilaga 18

Predikterad karta för tunga (*Solea solea*), antal per ansträngning.  
Korsvalideringen ger cvCOR=0,51.





## 8. Teknisk rapport 2: Modellering av fiskhabitat i Egentliga Östersjön

Inom denna fallstudie har vi undersökt möjligheterna att kartlägga viktiga fiskhabitat i Östersjön genom att kombinera nätprovfisken med statistisk modellering och prediktioner i GIS. Vi har producerat modellerade utbredningskartor för torsk, piggvar och skrubbskädda, samt totalt antal arter och totalt abundans inom ett utsjöområde i Egentliga Östersjön. Kartorna är framtagna genom att kombinera data från provfisken i delar av området med uppgifter om geologiska, hydrologiska och biologiska förhållanden i området som helhet. Vi utvärderar olika miljövariablers användbarhet för modellering på en stor geografisk skala (tiotals till hundratals kilometer), samt jämförbarheten mellan modeller baserade på data från olika delar av studieområdet.

### 8.1 Metodik

#### Responsvariabler

##### PROVFISKEDATA

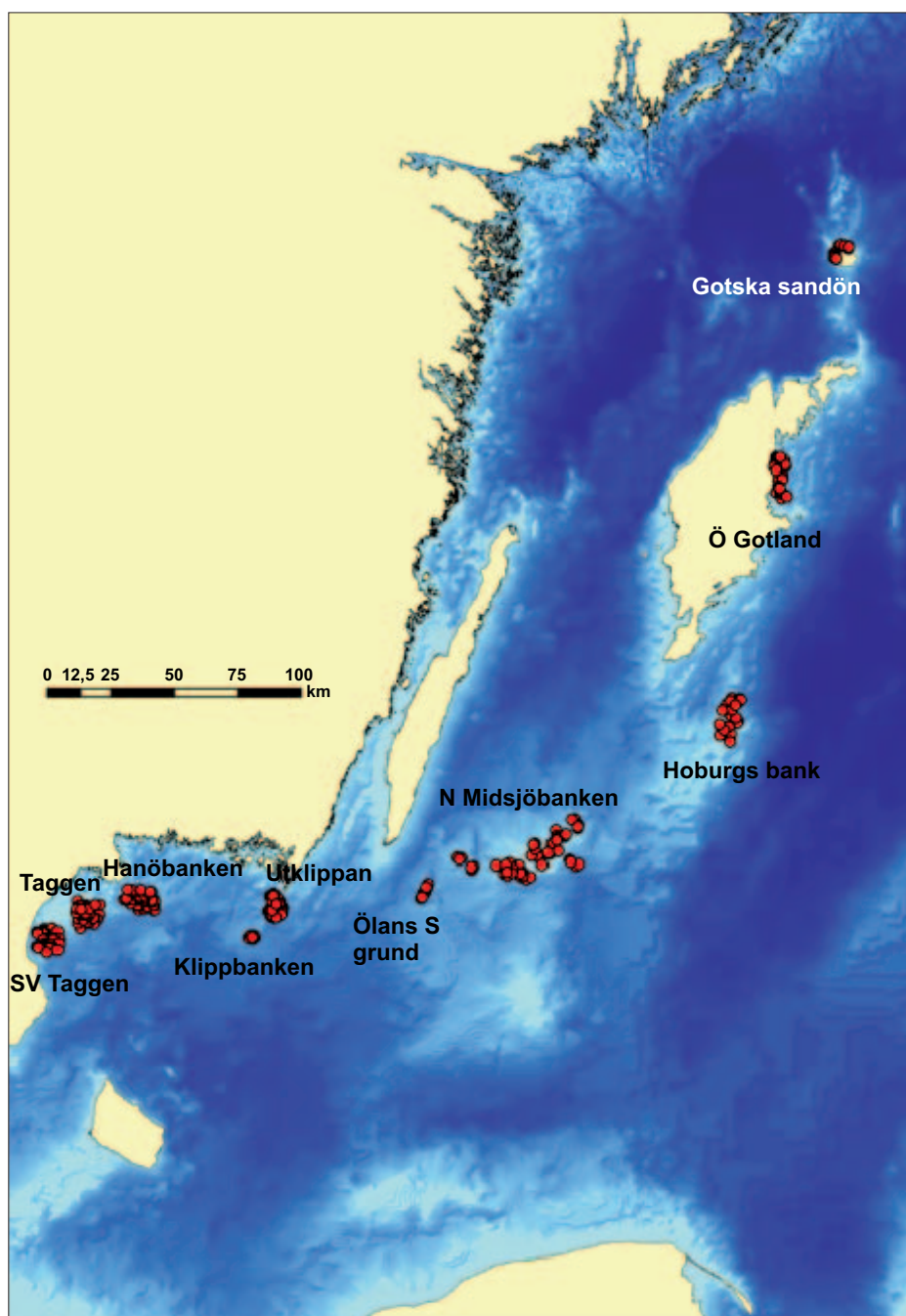
Modellen baserar sig på underlag från nätprovfisken utförda under 2007–2008, inom ramen för tre olika projekt. I juni 2008 utfördes nätprovfisken vid Utklippan, Klippbanken, Ölands södra grund, Norra Midsjöbanken, Hoburgs bank, östra Gotland samt Gotska Sandön (figur 2-1). I juni 2007 fiskades områden kring Hoburgs bank, östra Gotland samt Gotska sandön. Fisket i de fyra förstnämnda områdena utfördes inom Naturvårdsverkets utsjöbanksinventeringar, och de senare tre områdena inom Fiskeriverkets uppföljning av det fiskefria området vid Gotska Sandön. Utöver detta användes data från nätprovfisken som Vattenfall låtit utföra vid Hanöbanken, Taggen och SV Taggen. Dessa är utförda med samma metodik som övriga fisken, men i juli månad, det vill säga en månad senare under säsongen.

Bottentemperaturen var 6–13 grader vid fiskena i juni. Temperaturdata saknas från fiskena i juli i Hanöbukten. Temperaturen vid SMHIs hydrografiska utsjöprogram vid stationen ”Hanöbukten”, i närheten av de tre fiskeområdena var under juli månad 7–15 grader på djup som motsvarade fiskestationerna. Därmed verkar det inte ha varit någon stor skillnad i vattentemperatur mellan de olika fiskeperioderna. Djupet på de olika fiskestationerna var mellan 10 och 34 m totalt sett, men det totala undersökta djupintervallet i de olika delområdena varierade beroende på bottenpografi. Totalt ingick provfiskedata från 406 stationer i modelleringen.

Provfisket vid Utklippan, Klippbanken, Ölands södra grund, och Norra Midsjöbanken utfördes med redskapstypen utsjölänk. Redskapet är sammansatt av sju stycken nio meter långa nät med maskstorlekarna 17, 22, 25, 30, 38, 50 och 60 mm, samt tre 50 m långa nät med maskstorlekarna 75, 100 och 120 mm. Alla nät är 1,8 m höga. Provfisket är utfört med en nätlänk på varje station, där varje station fiskats från eftermiddagen till förmiddag påföljande

dag. För varje station och maskstorlek registrerades antal fångade individer per art och längd med 1 cm noggrannhet. Som omgivningsfaktorer vid fisket noteras vindriktning, vindstyrka, lufttryck, vattentemperatur i ytan respektive botten, siktdjup, vattenstånd enligt uppgifter från SMHI, samt bottendjup.

Vid övriga fisken användes samma metodik, men en något annan redskapstyp. Det redskap som användes vid övriga fisken är sammansatt av fem stycken nio meter långa nät med maskstorlekarna 17, 22, 25, 30, 38, 50 och 60 mm, samt tre 50 m långa nät med maskstorlekarna 75, 100 och 120 mm.



Figur 2-1. Djupkarta med provfiskeområden och -stationer för nätprovfiskena 2007-2008.

De olika dataseten sammanfördes genom att inkludera resultat från nät 25–120 mm. Mängden fisk beräknades som totalt antal per art per station, efter att ha viktat upp fångsten i de kortare (9 meter) näten med en faktor 50/9.

Provfiske med nätlänkar har en relativt stor fiskeansträngning på varje lokal. Det här gör att de mest allmänna arterna noterades vid i stort sett alla stationer, och även att arbetsinsatsen för att provfiska varje station blir relativt hög. Fördelen är å andra sidan att man får en god skattning av abundans och storleksfördelning på varje station för de olika arterna, och även har en större möjlighet att observera sådana arter som förekommer lägre tätheter (tabell 2-1).

Tabell 2-1. Medelfångster per art (per nätlänk, standardiserad) för provfiskeområdena 2007–2008.

Modell	Gotska Sandön 2007	Gotska Sandön 2008	Östra Gotland 2007	Östra Gotland 2008	Hoburgs bank 2007	Hoburgs bank 2008	Norra Midsjöbanken 2008	Öland södra grund 2008	Utklippan 2008	Klippbanken 2008	Hanöbanken 2007	Taggen 2007	SV Taggen 2007
Oxsimpa	–	–	–	0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Piggvar	10	20	17	13	13	21	17	2	3	0,4	1	2	1
Rödspotta	–	–	–	–	0,1	–	–	–	–	–	0,2	0,1	1
Rötsimpa	3	1	3	4	4	9	2	2	2	–	0,3	0,2	–
Sandskädda	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–
Sik	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,3	0,1
Sjurygg	–	0,2	–	–	0,2	–	–	–	–	–	–	–	–
Skrubbskädda	327	270	199	106	21	37	5	3	3	18	3	6	12
Strömming	1	0,2	–	0,3	0,4	0,4	0,1	0,3	1	5	–	–	–
Tobiskung	–	–	–	–	–	–	0,1	–	–	–	–	–	–
Torsk	8	19	71	46	44	62	60	107	22	63	35	31	42
Tånglake	1	1	0,4	0,3	1	1	0,4	–	0,2	–	0,2	–	–
Tångsnälla	–	–	0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Vitling	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,2	–	–
Öring	–	–	0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

#### MODELLERADE VARIABLER

Fiskena utfördes vid öppna kuststräckor en bit ute till havs, eller vid grundområden i utsjön. Detta är relativt artfattiga områden, som ändå kan uppvisa mycket höga tätheter fisk. Totalt förekom 15 fiskarter. Av dessa utgjorde skrubbskädda, torsk samt piggvar tillsammans 98 % av fångsten. I de två nordligaste områdena dominerade skrubbskädda, medan torsken dominerade från Hoburgs bank och söderut.

Modelleringen i denna studie baserades på mängd fisk (abundans) som responsvariabel, och inte sannolik förekomst av en viss art, som i delstudien

för Kattegattområdena. Det här beror på att fiskeinsatsen var relativt stor på varje station, så att de mest allmänt förekommande arterna förekom med åtminstone någon individ på varje station.

Följande responsvariabler modellerades:

1. *Torsk <32 cm* – motsvarar 1–2 årig torsk för den provtagna perioden enligt Fiskeriverkets data på längd vid ålder för östra torskbeståndet i Östersjön.
2. *Torsk >38 cm* – 38 cm utgör minimimått vid torskfiske, och fisk över detta mått är alltså att betrakta som vuxen. Längdgruppen motsvarar 3 år gammal och äldre torsk.
3. *Piggvar* – merparten av den piggvar som fångades var i storlekar som motsvarar könsmogen fisk, och eftersom piggvaren leker i juni (Florin 2005, och referenser i denna) anger modellen lekhabitat för piggvar.
4. *Skrubbskädda* – merparten av den skrubbskädda som fångades var i storlekar som motsvarar könsmogen fisk, och eftersom skrubbskäddan leker i april–juni (Florin 2005, och referenser i denna) motsvarar modellen därför åtminstone delvis lekhabitat för arten.
- 5–7. *Totalt antal individer, totalt antal individer >30 cm, samt antal arter* – För att studera möjligheten att modellera generella karaktärer hos fisksamhället som helhet.

### Prediktorvariabler

Prediktorvariabler är de miljöfaktorer som används för att statistiskt beskriva förekomsten av de modellerade fiskarterna. De används i grid-form i GIS-programmet ArcView 3,3 för att göra prediktioner, förutsägelser, om utbredningen av de arter man modellerar. I detta projekt använde vi oss av följande prediktorvariabler<sup>1</sup>:

*Djup* – Djupet förväntades påverka utbredningen av fisk på lokal skala, och har tidigare visats vara viktig i modellering av fiskhabitat (Bergström m fl 2007, Florin m fl 2009). Kartor över djup erhöles från EU Interreg projektet BALANCE, och baserades på en digital djupmodell som tagits fram utgående från sjökort (Al-Hamdani och Reker 2007). Eftersom noggrannheten och träffsäkerheten i de officiella sjökorten ofta är otillräcklig i utsjön, kommer den digitala djupmodellen ställvis att bli grov. Vid kalibreringen av modellen användes därför fältmätt djup från respektive fiskestation för att djupangivelsen skulle bli så exakt som möjligt.

*Lutning* – Lutning förväntades påverka utbredningen av fisk på lokal skala genom att det är en aspekt av habitatkomplexitet. Kartor över lutning erhöles från BALANCE-projektet (Al-Hamdani och Reker 2007).

---

<sup>1</sup> Ziad Al-Hamdani vid Danmarks geologiska undersökning tillhandahöll kartor på miljövariabler som tagits fram inom EU Interreg-projektet BALANCE.

*Bottenströmmar* – Bottenströmmar förväntades påverka utbredningen av fisk framför allt på lokal skala, t ex genom att områden med stor genomströmning kan vara mer attraktiva som födosöksområden för vissa fiskarter eller att genom att områden med bottenströmmar r andra medför andra lokala temperaturförhållanden. Kartor över bottenströmmar erhöles från BALANCE-projektet (Al-Hamdani och Reker 2007). Noggrannheten i beräkningarna av bottenströmmar är beroende av den batymetris som används som indata, vilket gör att variabeln ställvis kommer att ha grov upplösning.

*Avstånd till land* – Avstånd till land förväntades fungera som en proxy för sådana processer som styr utbredningen av fisk på regional skala, till exempel genom att avståndet från land samvarierar med födotillgång, predationstryck från säl och skarv samt fisketryck. Variabeln samvarierar även med siktdjup och stryklängd (se nedan) som båda kan ha en både direkt och indirekt påverkan på utbredningen av fisk. Kartor på avstånd till land togs fram genom en cost distance analys i ArcGIS.

*Avstånd till lekområde för torsk* – Variabeln förväntas påverka utbredningen av torsk på regional skala. Kartor på avstånd till lekområde för torsk togs fram med en cost distance analys i ArcGIS. Enbart lekområdet i Bornholmsdjupet inkluderades, definierad enligt den karta över området som presenterades av Bagge (1994). Detta är det enda område i östra Östersjön som haft lämpliga reproduktionsförhållanden för torsk under senare år, till följd av de andra områdena med tillräcklig salthalt, Gdanskdjupet och Gotlandsdjupet, begränsats av syrebrist (Nielsen & Kvaavik 2007).

Därtill testades ett antal variabler testades i pilotmodeller, men användes inte i de slutliga modellkörningarna:

*Stryklängd (fetch)<sup>2</sup>* – Stryklängden, eller snarare den närbesläktade vågexponeringen (Isaeus 2004), har tidigare visats ha en hög förklaringsgrad i rumsliga modeller över fiskhabitat (Bergström m fl 2007, Florin m fl 2009). Variabeln påverkar utbredningen av fisk framför allt på lokal skala. Stryklängden utgör främst en proxy för biotiska variabler, så som förekomsten av vegetation och fastsittande fauna, samt för abiotiska variabler så som vattentemperatur. Beräkningar av stryklängd på Östersjöskala tillhandahölls av AquaBiota Water Research. Enligt pilotmodeller var variabeln stryklängd starkt korrelerad med variabeln avstånd från land och förklaringsgraden förbättrades inte med denna variabel i modellerna i stället för avstånd från land. Stryklängd togs därför inte med i de slutliga modellerna, för att hålla modellstrukturen så enkel som möjligt.

*Fotiskt djup* – Fotiskt djup påverkar utbredningen av fisk genom att den påverkar interaktionen mellan visuella predator och deras bytesdjur (Snickars m fl 2004). Det fotiska djupet bestämmer även vegetationens djuputbredning, vilket i sin tur kan påverka utbredningen av fiskar (Sandström m fl 2005, Bergström m fl 2007). I öppna kustområden påverkar variabeln utbredningen

---

<sup>2</sup> Enligt kartor framtagna av Martin Isaeus, AquaBiota.

av fisk framför allt på regional skala. Kartor över fotiskt djup erhöles från BALANCE-projektet (Al-Hamdani och Reker 2007). Eftersom fotiskt djup var starkt korrelerad med avstånd till land och sällan ökade förklaringsgraden nämnvärt när denna variabel fanns med i modellerna, togs fotiskt djup bort i de slutliga modellerna för att hålla modellstrukturen så enkel som möjligt och för att undvika överanpassning.

*Vattentemperatur* – Variabeln kan förväntas påverka utbredningen av fisk framför allt på lokal skala, genom att olika arter föredrar olika vattentemperatur. Kartor över vattentemperatur, angivet som medeltemperatur vid botten under april–september, erhöles från BALANCE-projektet (Al-Hamdani och Reker 2007). Enligt pilotmodelleringar ökade variabeln vattentemperatur sällan modellernas förklaringsgrad och ingick därför inte i den slutliga modelleringen. Eftersom vattentemperatur är en viktig faktor för fiskars utbredning (Magnuson m fl 1979), är den mest troliga förklaringen att modellen som låg till grund för kartan troligen var för grov för att vara användbar för att förutsäga skillnader mellan enskilda fiskestationer inom ett område.

*Salthalt* – Kartor över salthalt i bottenvattnet erhöles från BALANCE-projektet (Al-Hamdani och Reker 2007). Salthalten kan förväntas påverka utbredningen av fisk framför allt på regional skala. Variabeln visade sig dock ha en låg till inget inflytande i pilotmodellerna och togs inte med i slutliga modellerna. Troligen berodde den svaga responsen på att salthalten på alla provtagningsstationer begränsades till ett intervall om 0,5 PSU, vilket är en för liten skillnad för att man ska se någon direkt effekt på utbredningen av de modellerade arterna.

### Rumslig modellering

Den statistiska modelleringen för att beskriva fiskens utbredning i relation till miljövariabler utfördes i S-plus, med hjälp av programtillägget GRASP – Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction (Lehmann m fl 2002). Modelleringen bygger på generaliserade additiva modeller (GAM). Prediktorvariablerna valdes ut med hjälp av Akaike's Information Criterion, AIC. Alla modeller har tillämpats enligt två frihetsgrader för GAM-modellerna samt en poisson fördelning hos datat. Eftersom noll-förekomster av de modellerade arterna var ovanliga i provfiskena, lämpade sig datat inte för modellering av förekomst respektive frånvaro av fisk. I stället tillämpades abundansmodellering, där modellen förutsäger mängden fisk.

Abundansmodellerna utvärderades med avseende på modellpassning och stabilitet.

*Modellpassningen* utvärderades på basen av förklaringsgrad, angiven som  $D^2$  (*deviance*) i GAM-modellerna, samt på basen av Pearsons korrelationskoefficient (COR). Eftersom  $D^2$  anger direkt förklaringsgrad, motsvarar den i stort sett kvadraten på COR. Generellt kan förklaringsgrader över 30 % (motsvarande  $D^2=0,3$  och  $COR=0,55$ ) anses som relativt bra när det gäller abundansmodeller, medan förklaringsgrader över 50 % (motsvarar  $D^2=0,5$  och  $COR=0,7$ ) visar att modellen är stark.

*Modellstabilitet* och prediktiv styrka utvärderas genom korsvalidering, vilken i det här fallet kvantifierades med hjälp av cvCOR. Vid korsvalidering används en större del av datamaterialet för att göra modellens prediktioner, medan ett subset av datamaterialet sätts åt sidan för att validera prediktionerna efteråt. Rutinen upprepas ett antal gånger, med nya delmängder. Korsvalideringen utgör alltså ett mellanting mellan intern validering och extern validering med hjälp av ett helt separat dataset, och utgör när datasetet inte är så stort ett bättre alternativ än att undanta delar av datasetet enbart för validering. I de fall där cvCOR ligger nära COR-värdet har man en stabil modell med hög prediktiv styrka. När skillnaden mellan cvCOR och COR är stor betyder det att modellen är överanpassad, det vill säga att modellen anpassas till mönster som enbart förekommer i delar av datasetet och därmed inte blir så generell.

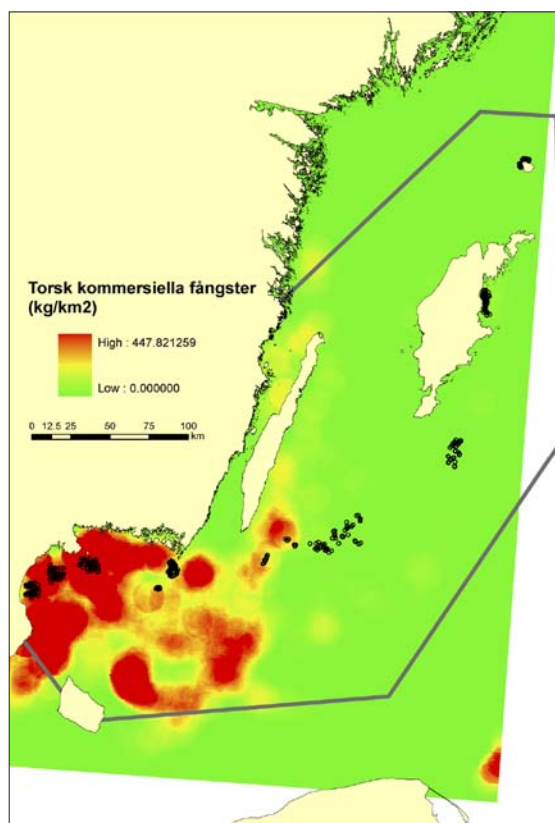
Risken för överanpassning ökar när man ökar antal variabler som ingår i modellen samt när man ökar modellens följsamhet efter inventeringsdata, vilket i GAM-modellering bestäms av splinefunktionens frihetsgrader (Sandman m fl 2008). I en serie pilotmodellering studerades skillnaden mellan cvCOR och COR manuellt för ett stort antal kombinationer av prediktorvariablerna. På basen av dessa preliminära körningar, samt analys av den inbördes korrelationen mellan prediktorvariabler (ena variabeln togs bort om  $r > 0,7$ ), valdes 4–5 variabler ut för de slutgiltiga modellkörningarna (se stycket Prediktorvariabler ovan). De variabler som nyttjades i modellkörningarna var djup, lutning, avstånd till land, bottenströmmar, samt för torskens del även avstånd till lek område. I de slutgiltiga modellkörningarna, där dessa 4–5 variabler ingick, användes AIC för att välja ut prediktorer för de slutliga modellerna.

De slutliga modellerna utfördes i två versioner, en där alla provfiske-data nyttjats samt en där enbart den östra delen ingått, det vill säga data från Ölands södra grund och österut. Anledningen till denna uppdelning är att det vid pilotkörningarna av modellerna visade sig att responsen hos flera arter verkade skilja sig åt mellan västra och östra delen av området. En orsak till denna skillnad kan vara att fisketrycket är mycket starkare i västra delen av området, framför allt genom ett riktat torskfiske som även fångar både skrubbskädda och piggvar (figur 2-2). Fiske kan ha stor effekt på mängden fisk, och därmed även på fiskens realiserade utbredningsområde i en miljö. Därmed kan modeller byggda på data från områden som är starkt påverkade av fiske ge en skev bild av hur fiskars habitatpreferens ser ut ur andra aspekter. För att undersöka om en effekt av fisket kunde noteras på det slutliga resultatet gjordes separata modeller för den östra delen av området, där fisketrycket på bottenlevande arter är lägre.

#### MODELLERADE KARTOR

De statistiska modellerna användes för att utgående från rasterkartor över prediktorvariablerna göra rumsliga prediktioner i ArcView, med hjälp av programtillägget GRASPIT. För att en variabel ska kunna användas som prediktor krävs alltså att man har ett yttäckande kartskikt för varia-

beln. Prediktionerna utgörs av kartfiler i gridformat, som kan visas i ArcView/ArcGIS. Kartprediktioner gjordes för ett relativt stort geografiskt område, som täckte in vattenområden från Hanöbukten och Bornholm i sydväst till Fårö och Gotska sandön i nordost (figur 2-2). Detta innebär att prediktionerna, trots den goda yttäckningen av fiskena, även gjorts i områden som ligger långt från något av de ingående provfiskena (figur 2-1). I sådana områden ökar osäkerheten i prediktionerna, eftersom utbredningen av fisk i dessa områden kan påverkas av faktorer som inte finns representerade i de befintliga modellerna. För att inte extrapolera prediktionerna utanför det observerade området i djupled begränsades prediktionerna till 30 m.



Figur 2-2. Torskfångster i Östersjön 2002-2006. Rött anger höga fångster och grönt låga. Punkterna anger provfiskestationer och polygonen anger prediktionsområde för modelleringen.

### PROVFISKEKARTOR

För att visuellt jämföra provfiskeresultatet med modellprediktionerna togs även kartor över de direkta fångsterna enligt nätprovfiskena fram. Provfiskedata interpolyrades med hjälp av Inverse distance weighting (IDW) i ArcGIS med 1 000 m pixelstorlek och 5 000 m sökradie.

## 8.2 Resultat och diskussion

### Statistiska modeller

De statistiska GAM-modellerna baserade på abundansdata blev generellt starka (tabell 2-2). Abundanser är ofta svårare att modellera än förekomst, eftersom tätheten fisk på en specifik lokal kan variera mycket över tid till exempel till följd av att många fiskar rör sig i stim. Troligen kan det starka utfallet delvis förklaras av att provfisket vid varje station var tillräckligt omfattande för att täcka in en stor del av den småskaliga rumsliga variationen och få en god skattning av tätheten fisk på varje station. Dessutom hade datamaterialet en stor geografisk spridning så att det täckte in områden med rätt olika förutsättningar för de studerade arterna. Detta ledde till tydliga mönster i den storskaliga utbredningen av arter, och därmed en hög förklaringsgrad hos modellerna.



Tabell 2-2. Sammanfattning av de modeller som togs fram för olika organismgrupper. Kolumnen område anger om modellen byggts på hela materialet eller enbart den östra delen av provfiskeområdena. Relationen mellan responsvariabeln och respektive prediktorvariabel anges som + (positiv), - (negativ) eller 0 (prediktorn ej med i modellen). Korrelationskoefficienten COR anger utfallet av modellvalideringen och cvCOR anger utfallet av korsvalideringen. Stabilitet anger procentuella värdet av COR i förhållande till cvCOR, och D<sup>2</sup> anger andelen förklarad variation hos modellen. Förklaringsgrader över 30 % (motsvarar D<sup>2</sup>=0,3 och COR=0,55) får ses som relativt bra när det gäller abundansmodeller, medan förklaringsgrader över 50 % (motsvarar D<sup>2</sup>=0,5 och COR=0,7) visar att modellen är stark.

Art/grupp	Område	Djup	Lutning	Avstånd lek område torsk	Bottenströmmar	Avstånd till land	COR	cvCOR	Stabilitet	D <sup>2</sup>
Torsk <32 cm	Hela	+/-	+	-	-	+	0,53	0,48	91	0,31
	Östra delen	-	+	-	-	+/-	0,65	0,58	89	0,48
Torsk >38 cm	Hela	-	-	-	-	0	0,38	0,33	87	0,21
	Östra delen	-	-	-	-	0	0,41	0,33	80	0,26
Piggvar	Hela	-	+	-	-	+	0,78	0,71	91	0,54
	Östra delen	-	+	-	-	+	0,77	0,62	81	0,51
Skrubbskädda	Hela	-	+	-	+	-	0,83	0,82	99	0,66
	Östra delen	+	-	-	+	-	0,90	0,89	99	0,82
Antal individer	Hela	-	+	-	+	+	0,74	0,71	96	0,51
	Östra delen	-	-	-	+	-	0,81	0,8	99	0,66
Antal ind >30 cm	Hela	-	-	-	-	+	0,46	0,42	91	0,20
	Östra delen	-	-	-	-	+/-	0,50	0,43	86	0,21
Antal arter	Hela	-	0	-	0	0	0,34	0,33	97	0,11
	Östra delen	-	0	-	0	-	0,54	0,51	94	0,30

## Prediktioner av fiskhabitat

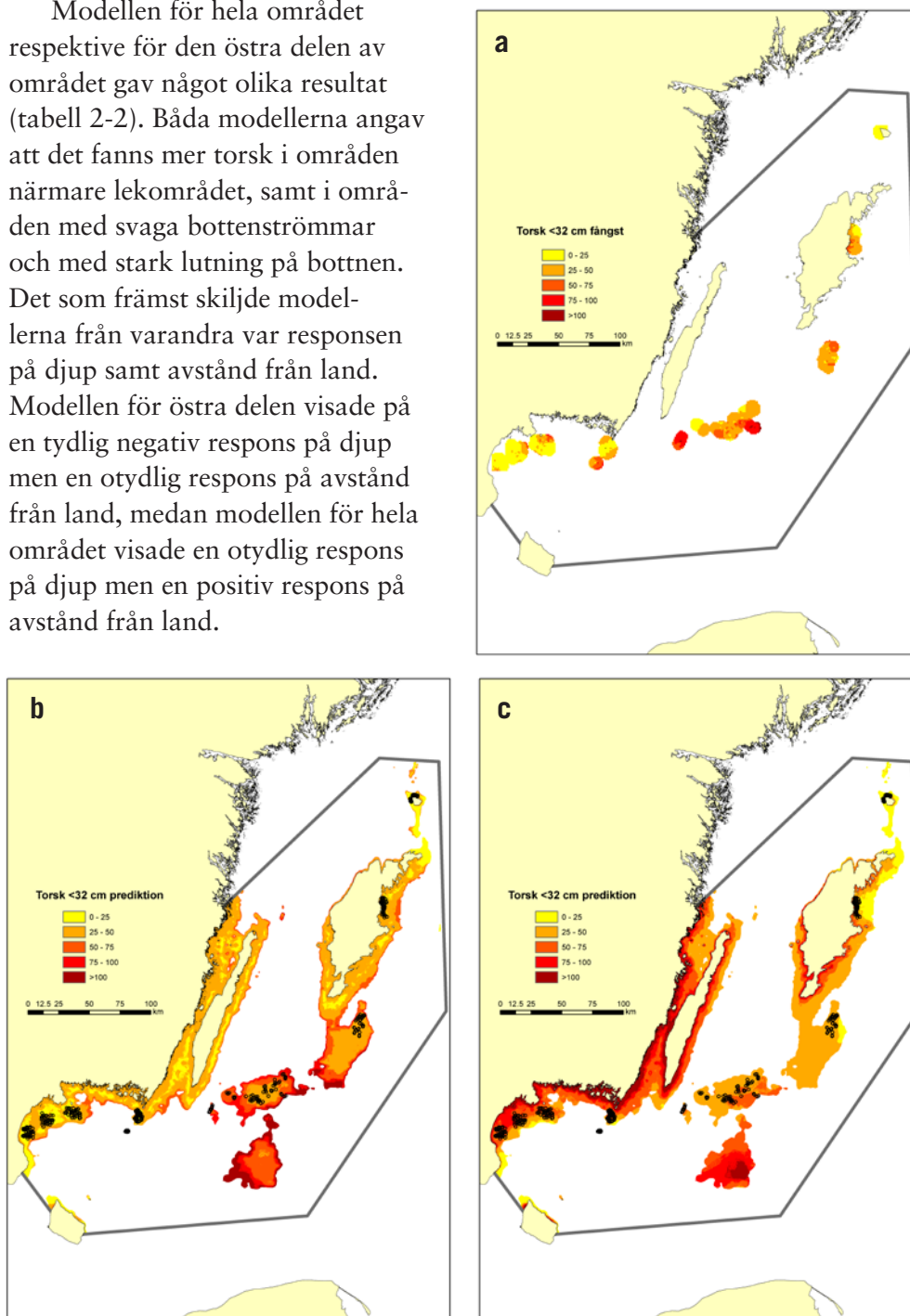
### JUVENIL TORSK (<32 CM)

Uppväxande, juvenil, torsk anses vara mer stationär och starkare beroende av specifika habitat (Grant & Brown 1998, Lindholm m fl 1999, Cote m fl 2004) än vuxen fisk. Uppväxande torsk är starkt knuten till grunda habitat på svenska västkusten (Pihl och Ulmestrand 1993, Carlen m fl 2009, Bergström och Fredriksson 2009). För Östersjön är betydelsen av de allra grundaste områdena inte lika tydlig, men även här anses grundområden utgöra huvudsakligt habitat för uppväxande torsk (Bagge m fl 1994, Hinrichsen m fl 2009). Eftersom torskens lek är fysiologiskt begränsad till ett fåtal djupområden i södra Östersjön (Nielsen och Kvaavik 2007) kan man förvänta sig att mängden uppväxande torsk avtar med avståndet till detta område.

Provfisket visade att det förekom uppväxande torsk i hela undersökningsområdet, men att tätheterna var tydligt lägre vid Gotska sandön, det vill säga det område som hade längst avstånd till lekområdet (figur 2-3a). Det var dock anmärkningsvärt att tätheterna av uppväxande torsk även var låga även vid områdena i Hanöbukten, som anses vara ett av de viktigaste uppväxtområdena för torsk i Östersjön. En eventuell förklaring till mönstret kunde vara att provfiskena är utförda under olika år (2007 respektive 2008),

och att förekomsten av uppväxande torsk varierar mycket mellan år, beroende på skillnader i rekryteringsframgång under olika år, framför allt vilka hydrodynamiska förhållanden som rått under larvperioden (Hinrichsen m fl 2009). Sådana analyser finns inte tillgängliga för de aktuella åren. En annan möjlig orsak kan vara att det höga fisketrycket på torsk i Hanöbukten, genom bifångster, minskar tätheten uppväxande torsk.

Modellen för hela området respektive för den östra delen av området gav något olika resultat (tabell 2-2). Båda modellerna angav att det fanns mer torsk i områden närmare lekområdet, samt i områden med svaga bottenströmmar och med stark lutning på botten. Det som främst skiljde modellerna från varandra var responsen på djup samt avstånd från land. Modellen för östra delen visade på en tydlig negativ respons på djup men en otydlig respons på avstånd från land, medan modellen för hela området visade en otydlig respons på djup men en positiv respons på avstånd från land.

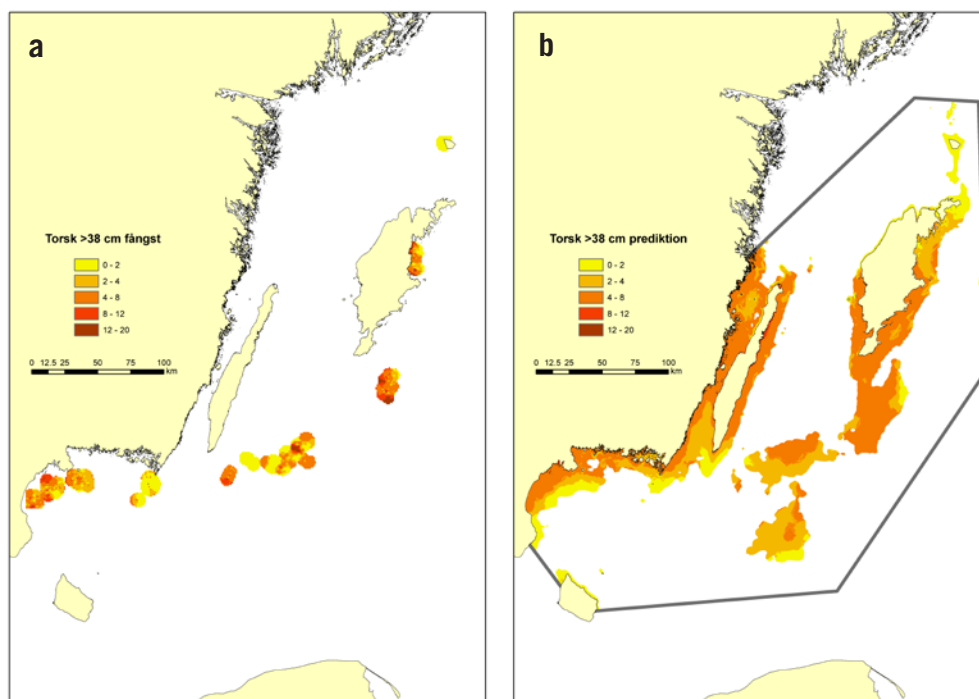


Figur 2-3. Torsk <32 cm. a) Interpolation av provfiskedata, b) Prediktion på basen av modell för hela provfiskedata, c) Prediktion på basen av modell för östra delen av provfiskedata (Ölands södra grund och österut).

Modellen för östra delen av området blev betydligt starkare än den för hela området. Om man antar att en bidragande förklaring till detta är att ett hårdare fisketryck i den västra delen av området påverkar den realiserade utbredningen av uppväxande torsk, är det troligt att modellen och prediktionen för den östra delen ger ett säkrare mått på den uppväxande torskens verkliga habitatpreferens (figur 2-3). Ett sådant antagande styrks av att modellen för den östra delen stämmer bättre överens med oceanografiska modelleringar, vilka visar att Hanöbukten och Midsjöbankarna troligen utgör de viktigaste uppväxtområdena för torsk i svenska delen av Östersjön (Hinrichsen m fl 2009).

#### ADULT TORSK (>38 CM)

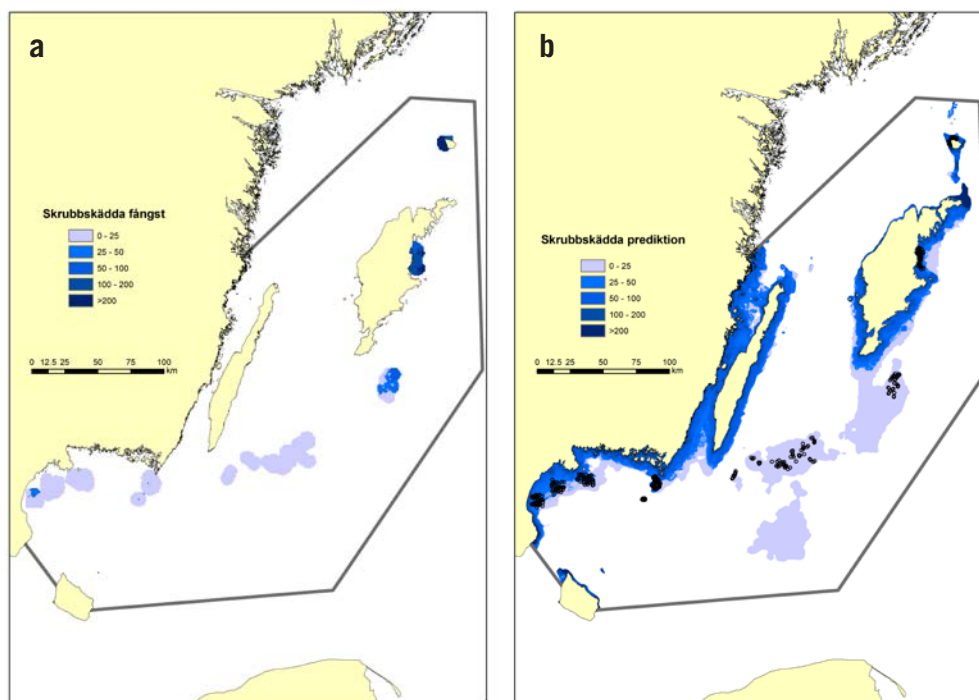
Vuxen torsk anses vara generalister när det gäller habitatval och har potential att sprida sig över hela undersökningsområdet. Provfiskedatat visade också att vuxen torsk förekom över hela provtagningsområdet, och att relativt låga tätheter av vuxen torsk enbart förekom vid Gotska Sandön längst i norr (figur 2-4a). Den likartade förekomsten i flertalet områden ledde även som förväntat till relativt svaga modeller, både den för hela området och den för östra delen. Responsten på prediktorerna var likartad för båda modellerna (tabell 2-2). Prediktionen på basen av modellen för hela provfiskedatat visar att området längst i norr förväntas hålla mindre mängder stor torsk, men i övrigt framträder inga tydliga mönster.



Figur 2-4. Torsk >38 cm. a) Interpolation av provfiskedatat, b) Prediktion på basen av modell för hela provfiskedatat.

### SKRUBBSKÄDDA

Skrubbskädda var den klart vanligast förekommande arten vid östra Gotland och Gotska Sandön, men tätheterna var påtagligt lägre från Hoburgs bank och söderut (figur 2-5a). Både modellen baserat på hela området och baserat på endast den östra delen var stabila med mycket hög förklaringsgrad (tabell 2-2). Enligt modellerna föredrar skrubbskädda kustnära områden med starka bottenströmmar. Responsen på djup och lutning skiljde sig dock åt mellan modellerna. Om man jämför prediktionen för hela området med provfiskedatat ser man att den predicerar höga tätheter skrubbskädda vid Gotska Sandön och östra Gotland, vilket stämmer med provfisket. Liksom vid modellen för uppväxande torsk predicerar modellen dock högre täthet av skrubbskädda i Hanöbukten än vad som förekom enligt provfisket. Eventuellt kan detta vara ett tecken på att det höga fisketrycket i området påverkar även skrubbskäddan.

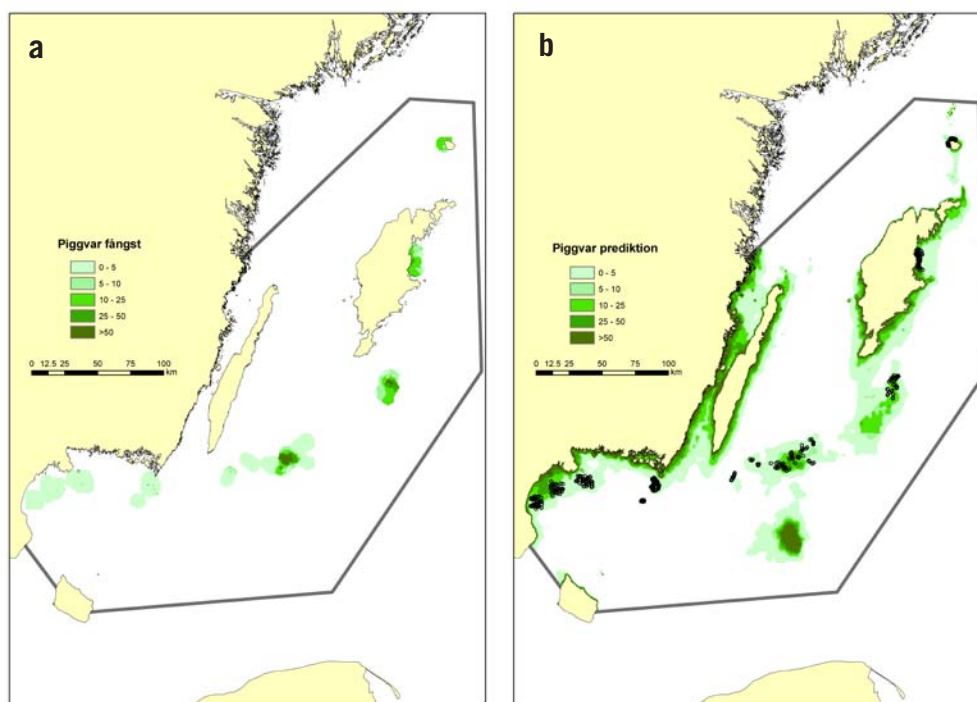


Figur 2-5. Skrubbskädda. a) Interpolation av provfiskedatat, b) Prediktion på basen av modell för hela provfiskedatat.

### PIGGVAR

Provfisket som modellerna baserar sig på utfördes i huvudsak under lek-tiden för piggvar och man därför anta att modellprediktionerna indikerar potentiella lekområden för arten. Provfiskeresultatet visar arten förekommer i starka aggregationer vid Norra Midsjöbanken och norrut kring Gotland (figur 2-6a). Modellen för hela området och modellen baserat på enbart den östra delen uppvisar mycket likartad respons, och anger att piggvaren föredrar grunda områden långt från land. Båda modellerna har hög förklarings-

grad (tabell 2-2). På samma sätt som för de två tidigare arterna överskattar prediktionen förekomsten av piggvar i Hanöbukten-området jämfört med provfiskefångsterna. En sannolik förklaring till detta är ett högre fisketryck i Hanöbukten, men även den faktum att fisket i detta område skett vid en senare tidpunkt kan ha gett lägre fångster.



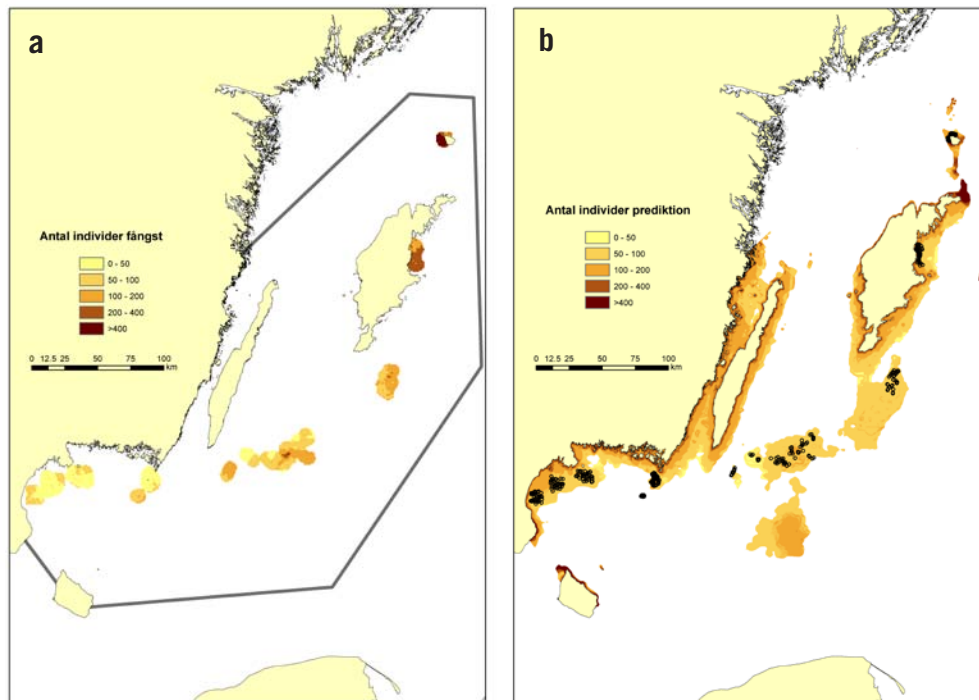
Figur 2-6. Piggvar. a) Interpolation av provfiskedata, b) Prediktion på basen av modell för hela provfiskedata.

#### TOTALT ANTAL INDIVIDER

Det totala individantalet i provfiskena styrs främst av antalet skrubbskädda och torsk, vilka var de vanligaste arterna i provfisket som helhet. Tätheten av fisk under provfisket var högst vid Gotland och Gotska sandön (figur 2-7a). Både modellen baserat på hela området och modellen baserat på endast materialet från den östra delen hade en hög förklaringsgrad och var stabila (tabell 2-2). Flest individer finns enligt modellen i grunda områden med starka strömmar. Liksom tidigare modeller överskattar modellen antal individer i Hanöbukten (figur 2-7b).

#### ANTAL INDIVIDER >30 CM SAMT ANTAL ARTER

Modeller producerades också för antal individer större än 30 cm samt för antal arter. De flesta av dessa blev svaga och visas därför inte. Enbart modellen för antal arter baserat på fisket i det östra området gav en relativt hög förklaringsgrad (tabell 2-2). Denna modell visade att det fanns fler arter i grunda kustnära områden, vilket följer gängse uppfattning om att produktiva kustområden också är mer artrika.



Figur 2-7. Totalt antal individer. a) Interpolation av provfiskedatat, b) Prediktion på basen av modell för hela provfiskedatat.

## 9. Referenser

- Al-Hamdani Z, Reker J (eds) 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE Interim report 10. Finns på <http://www.balance-eu.org/>.
- Ardron, J, 2002. A GIS Recipe for Determining Benthic Complexity: An Indicator of Species Richness. In: Marine Geography: GIS for the oceans and seas. Editor: Joe Breman, 205 pp. ESRI Press, Redlands, California.
- Bagge O, Thurow F, Steffensen E, and Bay J 1994. The Baltic cod. Dana 10: 1–28.
- Bekkby, T., P. E. Isachsen, M. Isæus and V. Bakkestuen 2008. "GIS modelling of wave exposure at the seabed – a depth-attenuated wave exposure model." Marine Geodesy 31: 1–11.
- Bergström U och Fredriksson R 2009. Kartläggning av viktiga habitat för fisk och kräftdjur vid Vinga. Rapport till länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Bergström L., H. Westerberg, H. Olofsson, T. Axenrot och M. Sköld. 2007a. Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. Fiskeriverket informerar, FINFO 2007:6, 31 s.
- Bergström U, Sandström A, Sundblad G 2007b. Fish habitat modelling in the Baltic Sea archipelago region. BALANCE Interim report 11. Rapporten finns på <http://www.balance-eu.org/>.
- Bergström, L., Lagenfeldt, I., Sundqvist, F., Andersson, M. 2008 Fiskundersökningar vid Lillgrund. Kontrollprogram för Örestads vindkraftpark. Fiskeriverkets årsrapport 2008.
- Cote D, Moulton S, Frampton PC, Scruton DA, McKinley Rs 2004. Habitat use and early winter movements by juvenile Atlantic cod in a coastal area of Newfoundland. Journal of Fish Biology 64 (3): 665–679.
- Eastwood PD, Meaden GJ, Grioche A 2001. Modelling spatial variations in spawning habitat suitability for the sole *Solea solea* using regression quantiles and GIS procedures. Marine Ecology Progress Series 224: 251–266.
- Fielding, A. H. and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation 24:38–49.
- Florin 2005. Flatfishes in the Baltic Sea – a review of biology and fishery with a focus on Swedish conditions. Finfo 2005:14, Fiskeriverket.
- Florin A-B, Sundblad G, Bergström U 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitat in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82: 294–300.

- Fox, C.J., O'Brien, C.M, Dickey-Collas, M., Nash, R.D.M. 2000. Patterns in the spawning of cod (*Gadus morhua* L.), sole (*Solea solea* L.) and plaice (*Pleuronectes platessa* L.) in the Irish Sea as determined by generalised additive modelling. *Fish. Ocean* 9, 33–49.
- Francis, M.P., Morrison, M.A., Leathwick, J., Walsh, C., & Middleton, C. 2005. Predictive models of small fish presence and abundance in northern New Zealand harbours. *Est. Coast. and Shelf Science*, 64, 419–435.
- Grant SM, Brown JA 1998. Nearshore settlement and localized populations of age 0 Atlantic cod (*Gadus morhua*) in shallow coastal waters of Newfoundland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1317–1327.
- Guisan A. & Zimmerman N E 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147–186.
- Hinrichsen HH, Kraus G, Böttcher U, Köster F 2009. Identifying eastern Baltic cod nursery grounds using hydrodynamic modelling: knowledge for the design of Marine Protected Areas. *ICES Journal of Marine Science* 66: 101–108.
- Hosmer, D.W., Lemeshow, S. 2000. *Applied Logistic Regression*, 2nd ed. Wiley, New York, NY, USA.
- Isaeus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea, Doktorsavhandling, Botaniska institutionen. Stockholms universitet: 40.
- Juanes F. 2007. Role of habitat in mediating mortality during the post-settlement transition phase of temperate marine fishes. *Journal of Fish Biology* 70: 661–677.
- Lehmann, A., Overton, J.M., Leathwick, J.R. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling* 157: 189–207.
- Lindholm JB., Auster PJ, and Kaufman LS 1999. Habitat-mediated survivorship of juvenile (0-year) Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series* 180: 247–255.
- Maggini, R., A. Lehmann, N. E. Zimmerman, and A. Guisan. 2006. Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. *Journal of Biogeography*, special issue: 1–21.
- Magnuson J, Crowder L, Medvick P 1979. Temperature as an ecological resource. *American Zoologist* 19: 331–343.
- Molinaro AM, Simon R, Pfeiffer RM 2005. Prediction error estimation: a comparison of resampling methods. *Bioinformatics* 21:3301–3307.
- Naturvårdsverket 2006. Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Naturvårdsverket rapport 5576.



- Naturvårdsverket 2009. Naturtyper på havets botten baserat på art- och habitatmodellering. Naturvårdsverket rapport 5987.
- Nielsen B, Kvaavik C 2007. Pelagic habitat mapping: A tool for area-based fisheries management in the Baltic Sea. BALANCE Interim report 20. Available at <http://www.balance-eu.org/>.
- Pihl L, Ulmestrand M 1993. Migration pattern of juvenile cod (*Gadus morhua*) on the Swedish west coast. *ICES J Mar Sci* 50: 63–70.
- Pihl L, Wennhage H, 2002. Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology* 61, 148–166.
- Pihl, L., Baden S., Kautsky N., Rönnbäck P., Söderqvist T., Troell M. och Wennhage H.  
2006. Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 123–132.
- Rice J.C. 2005. Understanding fish habitat ecology to achieve conservation. *Journal of Fish Biology* 67 (Supplement B): 1–22.
- Sandman A, Isæus M, Bergström U, Kautsky H 2008. Spatial predictions of Baltic phyto-benthic communities: Measuring robustness of generalized additive models based on transect data. *J Marine Systems* 74, Supplement 1: S86–S96.
- Sandström A, Eriksson BK, 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.
- Snickars M, Sandström A, Mattila J 2004. Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity. *Journal of Fish Biology* 65: 1604–1613.
- Sundblad G, Härmä M, Lappalainen A, Urho L, Bergström U 2009. Transferability of predictive fish larvae distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83: 90–96.
- Thoreson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfisk. Fiskeriverket Kustrapport 1996:3.
- Wilhelmsson D, Malm T, Thompson R., Tchou J, Sarantako G, McCormick N, Luitjens S, Gullström M, Patterson Edwards JK, Amir O and Dubi A.(eds.) 2010. Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy. Gland, Switzerland: IUCN. 102pp.

# GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden

ULF BERGSTRÖM, LENA BERGSTRÖM, IDA CARLÉN  
OCH MARTIN ISÆUS

RAPPORT 6427

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-6427-3  
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Författarna har utvecklat och utvärderat GIS-baserade metoder för att skapa kartor över fiskar utbredning i grunda havsområden (GIS = geografiska informationssystem). Kartorna kan användas för att utvärdera olika områdens betydelse för fisk och metoderna kan komplettera inventeringar genom provfiske.

I rapporten presenteras resultat från fallstudier från två svenska havsområden. Kunskapen är användbar vid planering och prövning av vindkraftanläggningar och kan utgöra underlag vid miljökonsekvensbeskrivningar.

**Kunskapsprogrammet Vindval** samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

