Finfo 2010:4

FISKERIVERKET INFORMERAR

Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk i grunda områden i Kattegatt –

rumsliga modeller baserade på provfisken vid utsjöbankar och vid kusten

RONNY FREDRIKSSON
ULF BERGSTRÖM
LENA BERGSTRÖM

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Magnus Appelberg, Ronny Fredriksson,
Ulf Bergström, Lena Bergström

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Kustlaboratoriet
Skolgatan 6, 742 42 Öregrund
Telefon: 031-743 03 00
fiskeriverket@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida: www.fiskeriverket.se

ISSN 1404-8590

Finfo 2010:4

FISKERIVERKET INFORMERAR

Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk i grunda områden i Kattegatt –

rumsliga modeller baserade på provfisken vid utsjöbankar och vid kusten

RONNY FREDRIKSSON
Ronny.Fredriksson@fiskeriverket.se
ULF BERGSTRÖM
Ulf.Bergstrom@fiskeriverket.se
LENA BERGSTRÖM
Lena.Bergstrom@fiskeriverket.se

Fiskeriverkets kustlaboratorium
Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

SAMMANFATTNING 5
SUMMARY 6
INLEDNING 7
METODIK 7
Responsvariabler från provfiskedata 8
Miljövariabler i modelleringen 9
Statistiska analyser 11
Modellerade kartor 12
Provfiskekartor 12
RESULTAT 13
Statistiska modeller 13
Prediktioner av fiskhabitat 14
DISKUSSION 22
REFERENSER 24
BILAGA 26

Sammanfattning

Behovet av kartor som visar olika arters utbredning har ökat och efterfrågas alltmer vid havsplanering och inom förvaltning. Till exempel kan utbredningskartor användas för att identifiera viktiga lek- och uppväxtområden för fisk i samband med ärenden som rör nyexploatering längs kusten, eller vid utvärdering av vilka havsområden som hyser naturvärden som är särskild skyddsvärda. I denna studie har kartor tagits fram för att visa livsmiljöer som kan vara särskilt lämpliga för ett antal arter, nämligen torsk <18 cm, torsk 18-37 cm, torsk >37 cm (*Gadus morhua*), gråsej (*Pollachius virens*), äkta tunga (*Solea solea*), sandskädda (*Limanda limanda*), ål (*Anguilla anguilla*), glyskolja (*Trisopterus minutus*), hummer (*Homarus gammarus*), grässnultra (*Centrolabrus exoletus*), stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*) och totalt antal fiskarter. Kartorna omfattar områden grundare än 30 meter i östra Kattegatt och har tagits fram genom att koppla statistiska habitatmodeller (GAM – Generella Additiva Modeller) till GIS. Habitatmodellerna baserades på ryssjeprovfisken utförda av Fiskeriverket mellan 2004 och 2009. De resulterande modellerna var för flertalet arter goda och torde ge tillförlitliga prediktioner på fördelningen av lämpliga livsmiljöer för arterna. Kartorna indikerar bland annat att uppväxande torsk, ål, gråsej och hummer i högre grad är knutna till kustnära habitat än till utsjögrund. Det motsatta gäller bland annat äkta tunga, glyskolja och sandskädda, hos vilka betydelsen av friliggande utsjöbankar är större. I förhållande till djup kan man se att artrikedomen ökar ju grundare man kommer, vilket visar på vikten av att skydda grunda havsområden för att upprätthålla diversiteten av fisk. Att viktiga livsmiljöer för de hotade bestånden av torsk och ål främst förekommer vid kusten understryker behovet av habitatbevarande åtgärder i Kattegatts grunda kustvatten.

Summary

There is an increasing demand in marine spatial planning and management for maps depicting the distribution of habitats and species. Distribution maps can for example be used for identifying and protecting important spawning and nursery areas for fish from exploitation, and for identifying areas with exceptional conservation values. In this study, we produced habitat maps for a number of species/groups; cod <18 cm, cod 18-37 cm, cod >37 cm (*Gadus morhua*), saithe (*Pollachius virens*), sole (*Solea solea*), dab (*Limanda limanda*), eel (*Anguilla anguilla*), poor cod (*Trisopterus minutus*), lobster (*Homarus gammarus*), rock cook (*Centrolabrus exoletus*), goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*), and species richness (number of species). The maps cover areas shallower than 30 m in the eastern part of the Kattegat and were produced by coupling statistical habitat models (Generalized Additive Models) to GIS. The habitat models were based on data from fyke net surveys performed by the Swedish Board of Fisheries between 2004 and 2009. The statistical models were generally estimated as useful for the purpose and reliable predictions of the distribution of suitable habitats could be produced for most of the studied species. The results indicated that suitable habitats for juvenile cod, eel, saithe and lobster are primarily found in coastal areas, while offshore banks are of less importance for these species. The opposite pattern was seen for sole, poor cod and dab, for which the most important habitats were identified at offshore banks. Species richness decreased with water depth, highlighting the importance of protecting shallow areas for maintaining fish diversity. Particularly important habitats for the threatened species cod and eel were observed in shallow habitats in the coastal areas of Kattegat.

Inledning

Information om olika naturtypers och arters utbredning är ett efterfrågat underlag för havsplanering. Att identifiera områden av särskilt intresse för olika naturvärden är nödvändigt för att kunna säkerställa en fungerande biologisk mångfald och undvika risk för skada vid nyttjande av havsmiljön.

I den här studien har vi tagit fram modellerade kartor över olika fiskarters utbredning i Kattegatts grundare områden. Studien är en del av Naturvårdsverkets uppdrag till regeringen (Naturvårdsverket 2010) att kartlägga utsjöbankar med avseende på naturvärden, där inventering av fisksamhällen ingår som en del. Syftet har varit att bedöma naturvärden särskilt i sådana områden som bedöms vara av intresse för havsmiljöåtgärder inom naturvård och vindkraftsetablering.

Vid modelleringen har vi kombinerat information från utsjöbanksinventeringarna med information från Fiskeriverkets andra studier där man använt jämförbar metodik, för att ta fram en helhetsbild som även inkluderar kustnära områden.

De modellerade kartorna beskriver den sannolika utbredningen av olika arter över ett heltäckande område, på basen av information från ryssjefisken inom områden grundare än 30 meter. Kartorna ska inte ses som en ersättning för inventeringar, utan som ett komplement till dessa. De statistiska modeller som kartorna baserar sig på hjälper även till att belysa biologiska samband mellan arter och olika miljövariabler, till exempel för att identifiera den prefererade livsmiljön för olika arter.

Metodik

Modellering av fiskhabitat utförs genom statistisk modellering kopplad till GIS (geografiska informationssystem). På basen av provfisken identifieras miljövariabler (prediktorer) 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 och Zimmerman 2000, Sundblad m fl 2009) Modelleringen görs därmed 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.

Responsvariabler från provfiskedata

Denna studie bygger på data från provfisken i Kattegatt utförda av Fiskeriverket mellan 2004 och 2009 (tabell 1). Provfisken är utförda från Kullen i söder till Vinga i norr. Data omfattar både kustnära områden och utsjöbankar (figur 1).

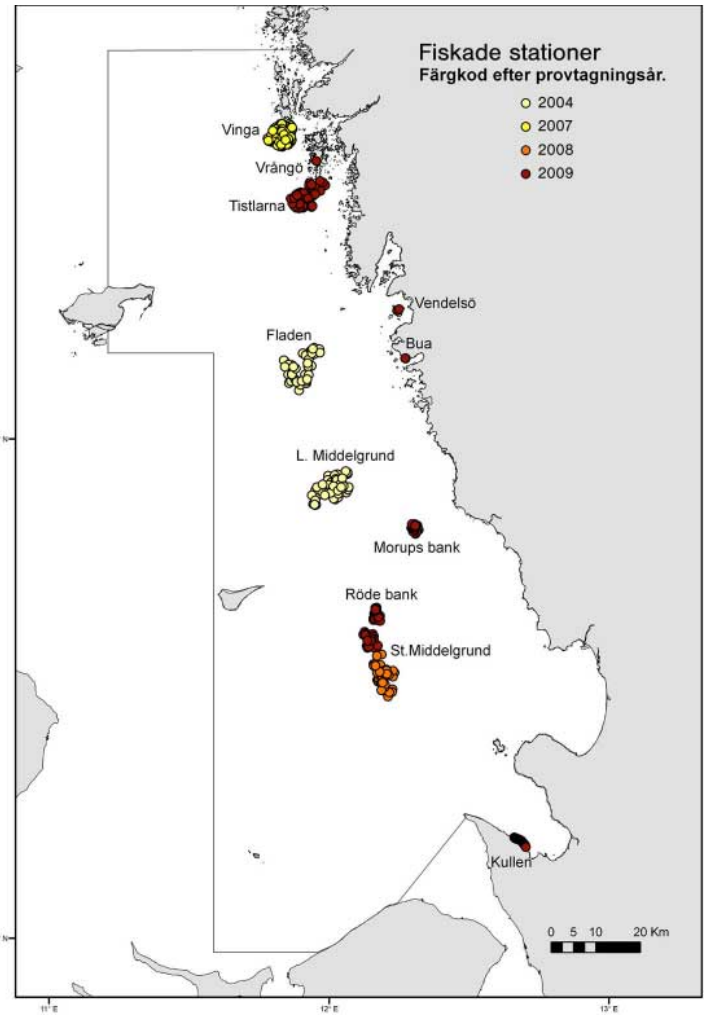
Provfisken har utförts med småryssjor, vilket är den etablerade metoden för stationära provfisken på västkusten (Andersson 2009). Småryssjorna är modifierade ryssjor för ål, 55 cm höga med halvcirkelformad öppning, strut med tre ingångar och en fem meter lång arm. Provfiskena vid utsjöstationerna är utförda med ett till tre sammanlänkade par av småryssjor per station, paren satta strut i strut. Varje station har fiskats en natt. De kustnära provfiskena (Vinga, Vrångö, Kullen, Vendelsö och Bua) är utförda på samma sätt, men med paren satta strut i arm. Provfiskena är utförda mellan april och oktober månad på djup mellan 1 och 34 meter. Vid områdena Vendelsö, Bua och Kullen har stationerna fiskats vid mer än ett tillfälle under samma månad (april och augusti). I dessa fall inkluderades endast data från det första fisketillfället på varje station och månad i modelleringen. Analyserna baserades primärt på fångst per station, angivet som medelantal per ryssjehus.

I tabell 2 redovisas medelantal och frekvens per ryssjehus för de arter/grupper som analyseras. Torsk, ål, tunga och hummer är kommersiellt viktiga arter i studieområdet, men även intressanta ur bevarandesynpunkt. På grund av sviktande bestånd finns torsk och ål med på Artdatabankens rödlista som starkt respektive akut hotade. Då torsk är knuten till olika habitat under sin livscykel togs modeller för torsk fram för tre olika storleksintervall; <18 cm, 18–37 cm och >37 cm. I grova drag representerar dessa storleksintervall nollåriga, ett- och i viss mån tvååriga, respektive minst tvååriga individer. Den översta gränsen fick styras av att minimimåttet för torsk är 38 cm, vilket samtidigt ungefär motsvarar storlek vid könsmognad.

Grässnultra, stensnultra, glyskolja, gråsej och sandskädda tillhör de vanligast förekommande arterna i studieområdet. För att testa möjligheten att modellera generella karaktärer hos fisksamhället togs även en modell fram för antalet fiskarter, som ett mått på fisksamhällets diversitet.

Tabell 1. Provfisken som ingått i modelleringarna.

fångstområde	*år*	*fiskemånad*	*antal stationer*
Kullen	2009	augusti och oktober	58
Stora Middelgrund	2008, 2009	maj/juni/juli	71
Röde bank	2009	maj	18
Morups bank	2009	maj/juni	37
Lilla Middelgrund	2004	maj	52
Fladen	2004	maj	40
Bua	2009	april och augusti	6
Vendelsö	2009	april och augusti	6
Tistlarna	2009	juni	50
Vrångö	2009	oktober	22
Vingarevet	2009	oktober	9
Vinga referensområde	2009	oktober	10
Vinga	2007	augusti/september	122



Figur 1. Karta över undersökningsområdet. Punkter visar fiskade stationer och är färgkodade efter provtagningsår. Modellerade kartor för ett antal arter/grupper av fisk och kräftdjur har tagits fram för områden grundare än 30 m djup innanför den heldragna linjen (se tabell 2).

Tabell 2. Modellerade arter/grupper, deras medelantal och medelfrekvens per ryssjehus i provfiskena som helhet.

art	*medelabundans*	*frekvens*
glyskolja	0,05	0,17
gråsej	0,27	0,20
grässnultra	0,36	0,11
hummer	0,03	0,07
sandskädda	0,10	0,24
stensnultra	1,85	0,57
torsk <18 cm	0,12	0,20
torsk 18–37 cm	0,53	0,62
torsk >37 cm	0,03	0,13
ål	0,07	0,11
äkta tunga	0,16	0,26
antal arter fisk	4,18	–

Miljövariabler i modelleringen

Prediktorer är de miljövariabler som används i modellerna för att beskriva miljön i de områden där arterna har sin högsta förekomst. Data för dessa miljövariabler samlas antingen in vid själva provfisket, till exempel genom att mäta vattendjupet vid de fiskade stationerna, eller extraheras ur färdiga kartraster som beskriver variabelns variation i studieområdet. För att en modell skall kunna användas för att skapa en kartprediktion krävs det att det finns heltäckande kartraster för samtliga miljövariabler som ingår i modellen.

Prediktorer för de statistiska modellerna valdes ut bland de miljövariabler som presenteras nedan. Urvalet skedde i två steg. Först undersöktes eventuell samvariation mellan de olika miljövariablerna, vilket skulle kunna störa analysen, med hjälp av ”variance inflation factor (VIF)”. Miljövariabler som samvarierade för mycket med de andra miljövariablerna (VIF >3) exkluderades. Det slutliga urvalet av prediktorer gjordes efter en pilotmodellering med preliminära analyser av ett stort antal kombinationer av miljövariablerna. Dessa presenteras mer ingående i stycket ”Statistiska analyser” nedan. För kartbilder över de prediktorer som användes vid de slutgiltiga modellerna, se bilaga 1.

Kartorna över en stor del av de miljövariabler som användes har tagits fram i samband med EU Interreg-projektet BALANCE, nämligen djup, lutning, kurvatur, bottenströmmar, fotiskt djup och salthalt (Al-Hamdani och Reker 2007). Därtill inkluderades tre ytterligare variabler, nämligen avstånd till land, avstånd till lekområde för torsk och vågexponering. Alla kartor över miljövariablerna hade en upplösning på 200 gånger 200 meter, förutom kartskiktet för salthalt där upplösningen var fem gånger fem kilometer.

Djup. Djupet förväntades påverka utbredningen av fisk på lokal skala, och har tidigare visats vara viktig vid modellering av fiskhabitat (Bergström m fl 2007, Florin m fl 2009). De heltäckande kartorna över djup är baserade på en digital djupmodell som tagits fram utgående från sjökort. Eftersom noggrannheten och träffsäkerheten i de officiella sjökorten ofta är otillräcklig i yttre havsområden, kommer den digitala djupmodellen ställvis att bli grov. Vid kalibrering av modellerna användes därför fältmätt djup från respektive fiskestation i samband med provfisket, 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, det vill säga variabeln hjälper till att beskriva hur varierande bottenstrukturen är.

Kurvatur. Även kurvatur, eller förändring i lutning, användes som ett mått på bottenstrukturens komplexitet på lokal skala.

Bottenströmmar. Bottenströmmar förväntades påverka utbredningen av fisk framför allt genom att områden med stor genomströmning kan vara mer attraktiva som födosöksområden för vissa fiskarter, men även för att områden med bottenströmmar påverkar de lokala temperaturförhållandena. Noggrannheten i beräkningarna av bottenströmmar är beroende av noggrannheten i den djupinformation som den baserar sig på, vilket gör att variabeln ställvis hade grov upplösning. Variabeln förväntades kunna förklara förekomst av arter framför allt på en regional skala.

Fotiskt djup. Fotiskt djup påverkar utbredningen av fisk bland annat genom att den påverkar samspelet mellan visuella predatorer och deras bytesdjur (Snickars m fl 2004). Det fotiska djupet bestämmer även vegetationens djuputbredning, vilket i sin tur kan påverka hur attraktivt området är som skydd och födosöksområde för fisk (Sandström m fl 2005, Bergström m fl 2007). Det fotiska djupet kan även ge en indikation på ett områdes totala produktivitet (Sandström och Karås 2002). I denna studie med i huvudsak öppna kustområden förväntades variabeln påverka utbredningen av fisk framför allt på en regional skala.

Salthalt. Salthalten kan förväntas påverka utbredningen av fisk framför allt på regional skala. I Kattegatt är variationen i salthalt hög och variabeln kan främst förväntas påverka utbredningen av arter med snäv salthaltstolerans.

Avstånd till land. Avstånd till land användes som en proxy för ett antal processer som samvarierar med avståndet från land, men som är svåra att beskriva med direkt geografisk information, till exempel födotillgång, predationstryck från säl och skarv samt fisketryck. Variabeln förväntades ha en effekt framför allt på regional skala. Rastret för avstånd till land skapades i ArcGis på basen av ett punktskikt med en punkt var 200 meter. Med hjälp av programtillägget *Hawths tools* mättes kortaste avståndet till strandlinjen för varje punkt i punktskiktet, på basen av Sjöfartsverkets kustkort 92. Punktskiktet omvandlades därefter till ett raster med upplösningen 200 gånger 200 meter med hjälp av tillägget *Spatial analyst*. Den resulterande variabeln korrelerade dock tydligt med en eller flera av de övriga miljövariablerna. För att hålla modellstrukturen så enkel som möjligt togs variabeln avstånd från land därför inte med i de slutgiltiga modellerna

Avstånd till lekområde för torsk. Denna variabel användes endast vid modellering av torsk och förväntas påverka utbredningen av torsk på regional skala. Lekområden för torsk i Kattegatt definierades enligt Vitale m fl (2008). Variabeln avstånd till lekområde beräknades på samma sätt som variabeln avstånd till land, med den skillnaden att kortaste avståndet till

definierat lekområde beräknades. Den resulterande variabeln korrelerade tydligt med flera andra miljövariabler. Pilotmodelleringar visade dock att ett flertal av torskmodellerna blev betydligt svagare om variabeln uteslöts. Eftersom variabeln kan förmodas ha en direkt ekologiskt relevans inkluderades den därför i modellerna.

Vågexponering. Vågexponering (Isaeus 2004) har tidigare visats ha en hög förklaringsgrad i rumsliga modeller över fiskhabitat (Bergström m fl 2007, Bergström och Fredriksson 2009, Florin m fl 2009). Variabeln kan förväntas påverka utbredningen av fisk både på lokal och regional skala. Vågexponering kan ses som en proxy för ett antal biotiska variabler som har ett starkt samband till denna variabel, såsom förekomsten av vegetation och fastsittande fauna, samt för till exempel den abiotiska variabeln vattentemperatur. Kartor över vågexponering erhölls från Naturvårdsverkets sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (Naturvårdsverket 2006).

Statistiska analyser

Sambandet mellan responsvariabeln och olika miljöfaktorer analyserades med hjälp av generella additiva modeller (GAM). Analyserna utfördes i S-plus, med hjälp av programtillägget GRASP Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction (Lehmann m fl 2002). Prediktorvariablerna valdes ut med hjälp av Akaike's Information Criterion, AIC. I alla GAM-modeller har två frihetsgrader använts för splinefunktionerna samt en poisson fördelning hos datat, förutom modellen för stensnultra där en log–normal fördelning användes, efter att fördelningarna studerats visuellt.

I ett inledande skede av analysprocessen studerades både abundansmodeller, där värdet hos responsvariabeln modellerades som täthet (medelantal per ryssjehus) och förekomstmodeller, där värdet hos responsvariabeln transformerats till närvaro/frånvaro för att utvärdera vilken modelltyp som fungerade bäst för det tillgängliga datat . Abundansmodeller nyttjar alltså mer information, men förutsätter å andra sidan även en högre grad av säkerhet i de dataset som analyseras. Då abundansmodellerna överlag var starkare än motsvarande förekomstmodell valde vi att genomgående använda oss av abundansmodeller i denna studie.

Modellpassningen utvärderades på basen av förklaringsgrad, angiven som D^2 (*deviance*) i GAM-modellerna, samt på basen av värdet för korrelationskoefficienten COR, vilket för abundansmodeller är lika med Pearsons korrelationskoefficient. I denna studie har vi ansett modeller med förklaringsgrader på c:a 25% (motsvarande D^2=0.25 och COR=0.5) och högre som relativt starka och användbara för att identifiera potentiellt viktiga områden för fisk i Kattegatts grundområden.

Modellstabilitet och prediktiv styrka utvärderades med hjälp av korsvalidering av korrelationskoefficienten (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 kan ofta vara ett bra alternativ i de fall där datamängden inte är tillräcklig för att sätta delar helt åt sidan för en extern validering. I de fall där cvCOR ligger nära COR-värdet har man en stabil modell. Om värdena är höga har man även en hög prediktiv styrka. För att underlätta bedömningen av modellernas stabilitet beräknades ett stabilitetsindex för modellerna genom att beräkna det procentuella värdet av cvCOR i förhållande till COR (Index = cvCOR/COR*100). När skillnaden mellan cvCOR och COR är stor betyder det att modellen är överanpassad, det vill säga att modellen är anpassad till mönster som enbart förekommer i delar av datasetet och sannolikt inte generaliserbar över området som helhet. Risken för överanpassning ökar när man ökar antalet prediktorvariabler i modellen samt när man ökar modellens följsamhet, vilket i GAM-modellering bestäms av

splinefunktionens frihetsgrader (Sandman m fl 2008). I en serie pilotmodellingar studerades skillnaden mellan cvCOR och COR manuellt för ett större antal modeller baserade på olika kombinationer av miljövariabler. Efter dessa analyser, samt analys av den inbördes korrelationen mellan miljövariablerna, kvarstod åtta variabler för de slutliga modellkörningarna. De variabler som nyttjades i modellkörningarna var djup, lutning, kurvatur, vågexponering, bottenströmmar, fotiskt djup och salinitet. Vid modelleringen av torsk ingick även avstånd till lekområde, men dock inte salinitet (se ”Prediktioner av fiskhabitat” nedan). Provfiskedata från några av områdena som ingick i modelleringen (Fladen och Lilla Middelgrund) var fiskade 2004, vilket är betydligt tidigare än i de övriga områden, som fiskades mellan 2007 och 2009. Detta skulle kunna påverka analyserna eftersom beståndens storlek som regel fluktuerar mellan åren, på grund av variationer i rekryteringsframgång och överlevnad. För att utvärdera om en sådan tidsmässig skillnad påverkat resultaten togs modellerna fram dels med, dels utan 2004 års data vid pilotmodelleringen. Då liknande modellresponser erhölls med båda dataseten inkluderades data från provfisken år 2004 i de slutgiltiga analyserna.

Modellerade kartor

Rumsliga prediktioner av arternas utbredning gjordes i ArcView, med hjälp av programtillägget GRASPIT, baserat på de statistiska modellerna och rasterkartor över prediktorvariablerna. Kartprediktioner gjordes för en större del av den svenska sidan av Kattegatt (figur 1), och även i områden som, trots en god yttäckning av provfisken, ligger relativt långt från något av de ingående provfiskena. I sådana områden ökar osäkerheten i prediktionerna, eftersom förekomsten av fisk även kan påverkas av faktorer som inte finns representerade i de tillämpade modellerna. De rumsliga prediktionerna begränsades i djupled till områden grundare än 30 m, för att motsvara det djupintervall där provfiskena utförts. De modellerade kartorna visar den sannolika fångsten per ryssjehus av den modellerade arten vid en natts fiske med den metodik som använts vid provfisket. Prediktioner som baseras på modeller där salthalt ingår får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att kartan för salthalt har en lägre upplösning (5 x 5 kilometer) än övriga kartor över miljövariabler.

Provfiskekartor

För att visuellt jämföra provfiskedata med modellprediktionerna togs även kartor över de direkta fångsterna enligt ryssjeprovfiskena fram. Provfiskedatat interpolerades med hjälp av *Inverse distance weighting* (IDW) i ArcGIS med 200 m pixelstorlek och 1000 m sökradie.

Resultat

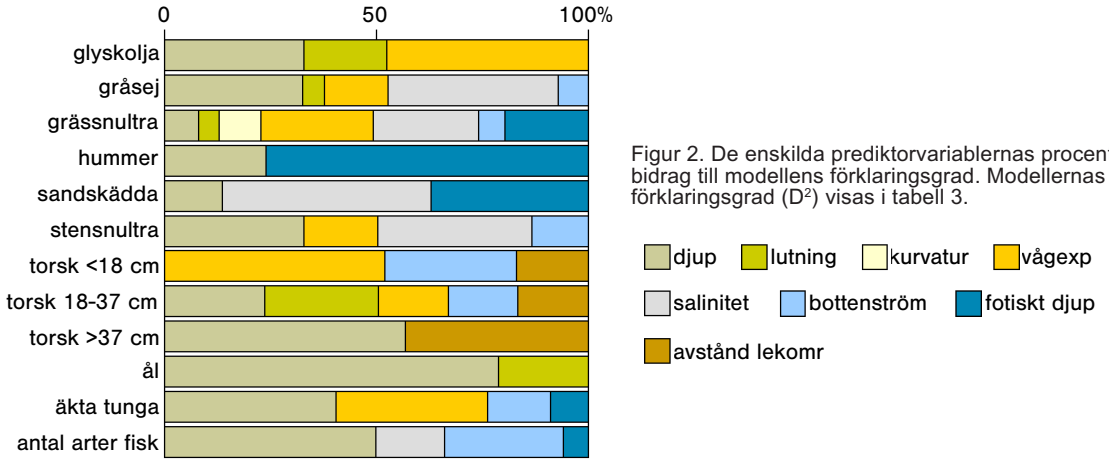
Statistiska modeller

De statistiska modellerna blev generellt relativt starka med en förklaringsgrad mellan 30–70%. Modellerna för torsk över 37 cm och för ål hade dock en lägre förklaringsgrad. Modellerna kunde klassas som stabila med undantag för modellen för grässnultra. Även modellen för torsk över 37 cm visade tecken på instabilitet.

Samtliga inkluderade prediktorvariabler ingick i någon av de slutgiltiga modellerna (tabell 3). Djupet var den mest frekvent förekommande prediktorvariabeln och ingick i 11 av totalt 12 modeller. Djupet var även den variabel som i flest fall (4 av modellerna) bidrog mest till modellens förklaringsgrad, följt av vågexponering och salinitet som bidrog mest i tre modeller vardera (figur 2).

Tabell 3. Sammanfattning av studiens slutliga modeller för att beskriva förekomsten av arter/grupper. De inkluderade prediktorvariablerna är markerade med mörblått och deras relation till responsvariabeln angiven som positiv (+) eller negativ (-). Prediktorvariabler markerade med ljusblått ingick i modellkörningen, men föll inte ut i den slutgiltiga modellen. Prediktorvariabler markerade med vitt ingick inte i modellkörningen. Korrelationskoefficienten COR anger utfallet av modellvalideringen och cvCOR anger utfallet av korsvalideringen. Stabilitet anger procentuella värdet av COR i förhållande till cvCOR, och D^2 anger andelen förklarad variation hos modellen.

modell	*djup*	*utning*	*kurvatur*	*vågexponering*	*salinitet*	*bottenströmmar*	*fotiskt djup*	*avstånd lekområde (torsk)*	*COR*	*cvCOR*	*stabilitet*	*D^2*
glyskolja	+	+		-/+					0.42	0.35	84	0.32
gråsej	-	+		+	+	-/+			0.67	0.56	83	0.66
grässnultra	+	-	-	+	+	-/+	-		0.64	0.30	47	0.56
hummer	+						-		0.50	0.46	91	0.51
sandskädda	+/-				+		+		0.52	0.49	93	0.44
stensnultra	-			-	+	+			0.73	0.71	97	0.53
torsk <18 cm				-		+		-	0.54	0.47	87	0.35
torsk 18–37 cm	-	-		+/-		+		-	0.57	0.55	96	0.34
torsk >37 cm	+/-							-	0.26	0.20	76	0.12
ål	-	+							0.32	0.28	86	0.27
äkta tunga	-			+		-	-		0.55	0.49	89	0.37
antal arter fisk	-				+	+	+		0.61	0.59	97	0.34



Figur 2. De enskilda prediktorvariablernas procentuella bidrag till modellens förklaringsgrad. Modellernas totala förklaringsgrad (D^2) visas i tabell 3.

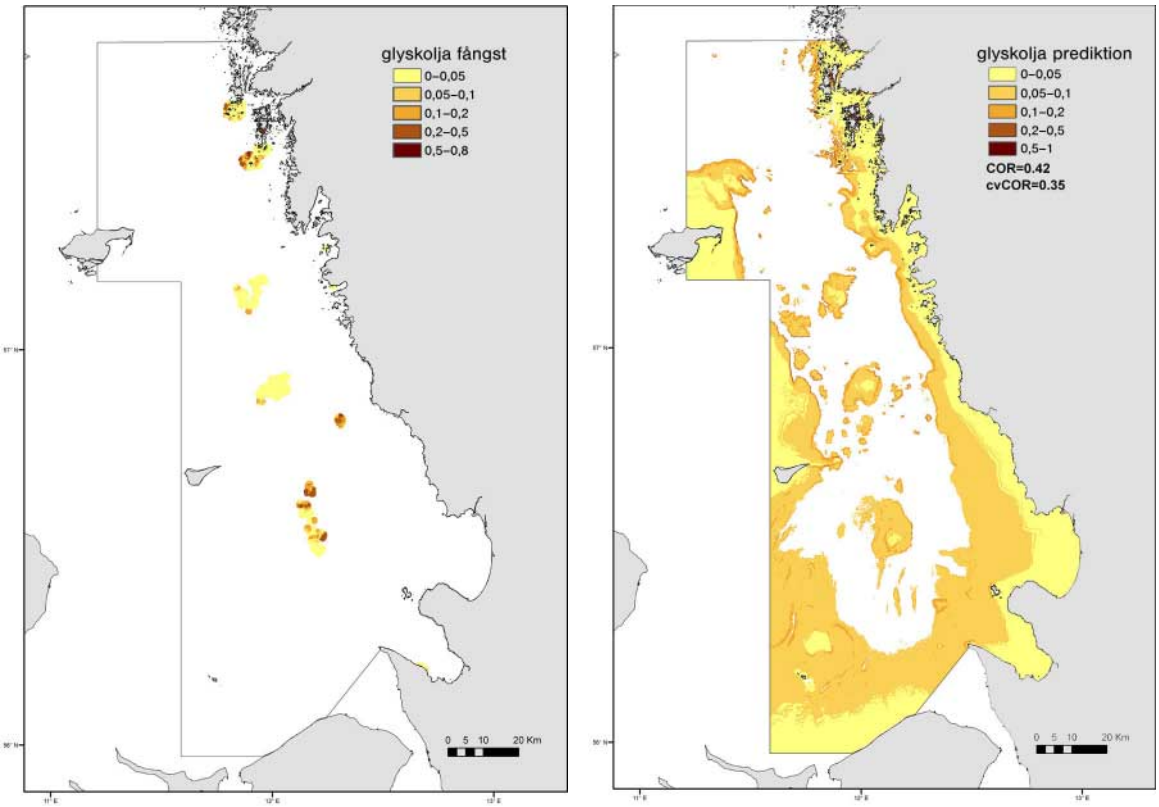
Prediktioner av fiskhabitat

Glyskolja
Fångsterna av glyskolja vid provfisket var störst på utsjöbankarna Röde bank och Morups bank i den södra delen samt vid Tistlarna i den norra delen av det studerade området. Den slutgiltiga modellen för glyskolja baserades på prediktorerna djup, vågexponering och lutning. Vågexponering och djup var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen återfinns de högsta tätheterna av glyskolja i djupa och exponerade områden med hög lutning. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,42 och korsvalideringen cvCOR= 0,35 vilket indikerar en stabil men inte så stark modell. Se figur 3 för karta över fångster och kartprediktion.

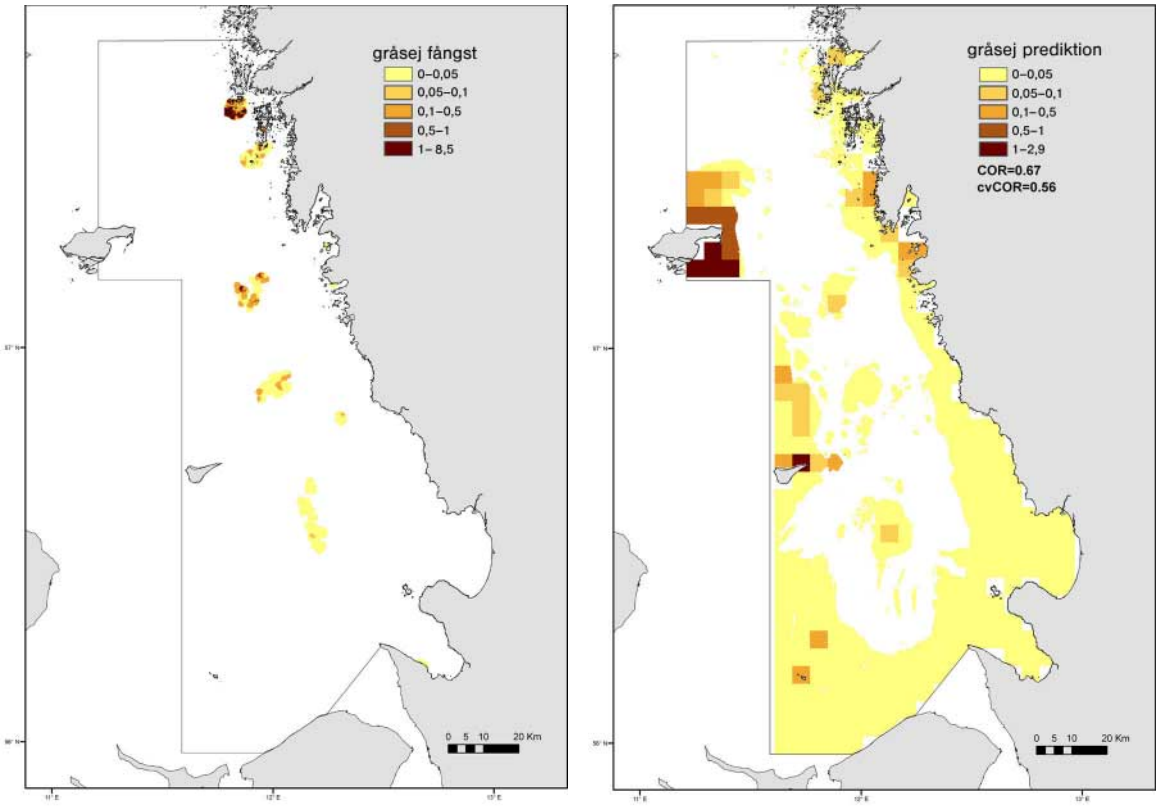
Gråsej
Provfiskefångsterna av gråsej var störst i den norra delen av studieområdet. Den slutgiltiga modellen för gråsej baserades på prediktorerna djup, vågexponering, lutning, bottenströmmar och salinitet. Salinitet, djup och vågexponering var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är gråsej är vanligast förekommande i grunda, inte alltför skyddade områden med högre salinitet. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,67 och korsvalideringen cvCOR= 0,56 vilket indikerar en stabil och stark modell. Se figur 4 för karta över fångster och kartprediktion.

Grässnultra
Provfiskefångsterna av grässnultra var som högst i den norra delen av det studerade området. De största fångsterna gjordes i de yttre delarna av Vinga området. Den slutgiltiga modellen för grässnultra baserades på prediktorerna djup, vågexponering, lutning, kurvatur, fotiskt djup, salinitet och bottenströmmar. Vågexponering, salinitet och fotiskt djup var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är grässnultra vanligast förekommande i exponerade områden med högre salinitet och mindre klart vatten. Utvärderingen av modellpassning gav dock COR= 0,64 och korsvalideringen cvCOR= 0,30 vilket indikerar att modellen är instabil. Se figur 5 för karta över fångster och kartprediktion.

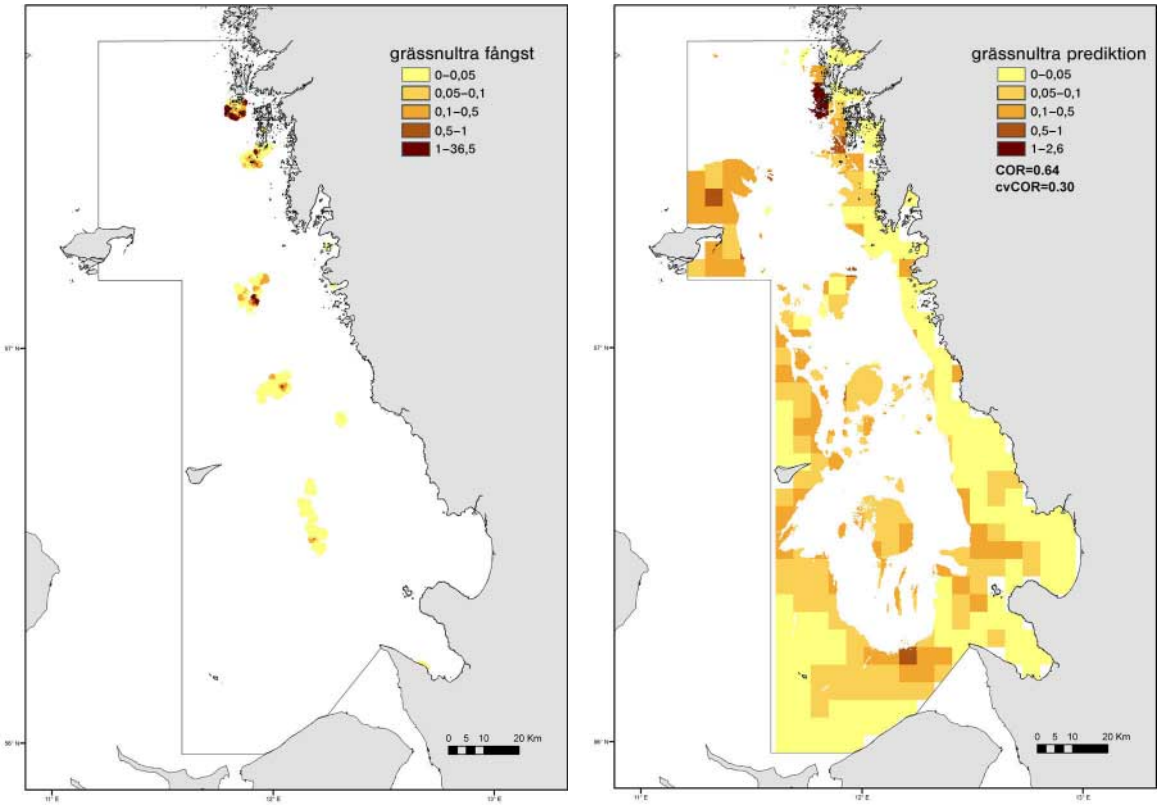
Hummer
Den slutgiltiga modellen för hummer baserades på prediktorerna fotiskt djup och djup. Fotiskt djup var den variabel som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är hummer vanligast förekommande i djupare områden med mindre klart vatten. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,50 och korsvalideringen cvCOR= 0,46 vilket indikerar en relativt stark och stabil modell. Se figur 6 för karta över fångster och kartprediktion.



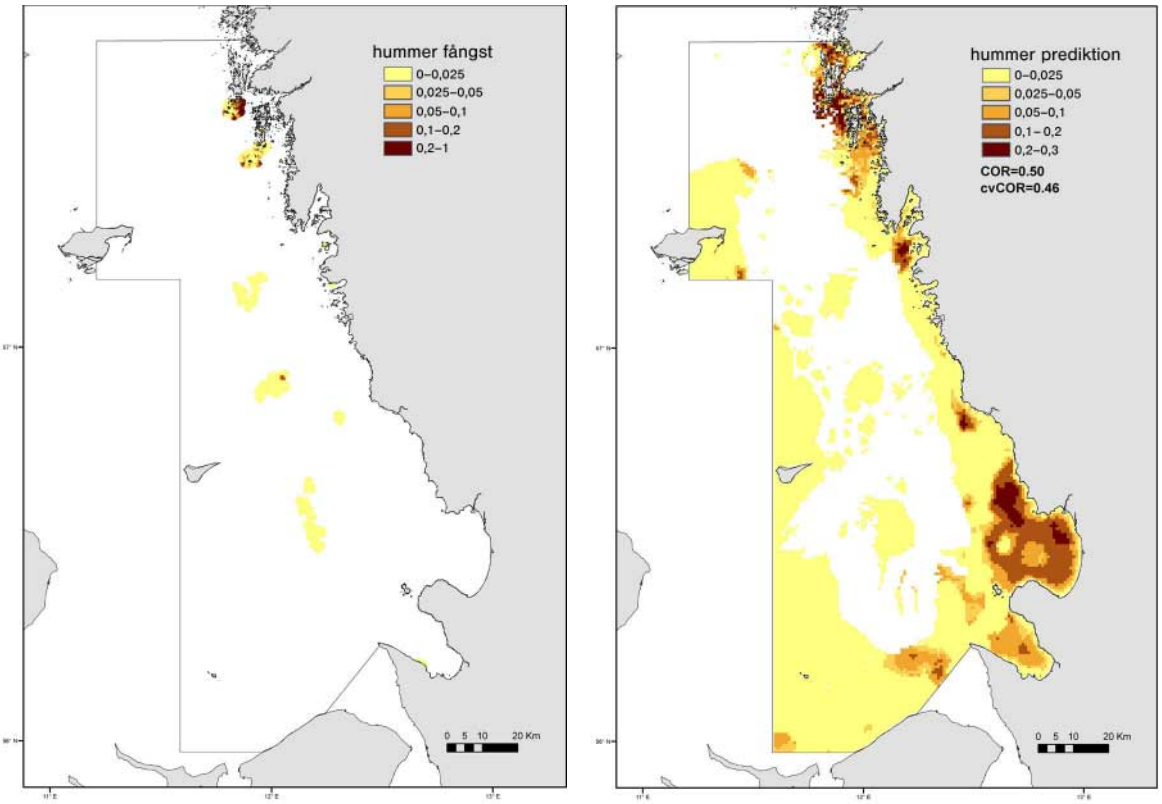
Figur 3. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för glyskolja.



Figur 4. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för gråsej. Prediktionen får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att salinitet ingår i den bakomliggande modellen och upplösningen för detta kartraster är lägre än för övriga miljövariabler.



Figur 5. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för grässnultra. Prediktionen får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att salinitet ingår i den bakomliggande modellen och upplösningen för detta kartraster är lägre än för övriga miljövariabler.

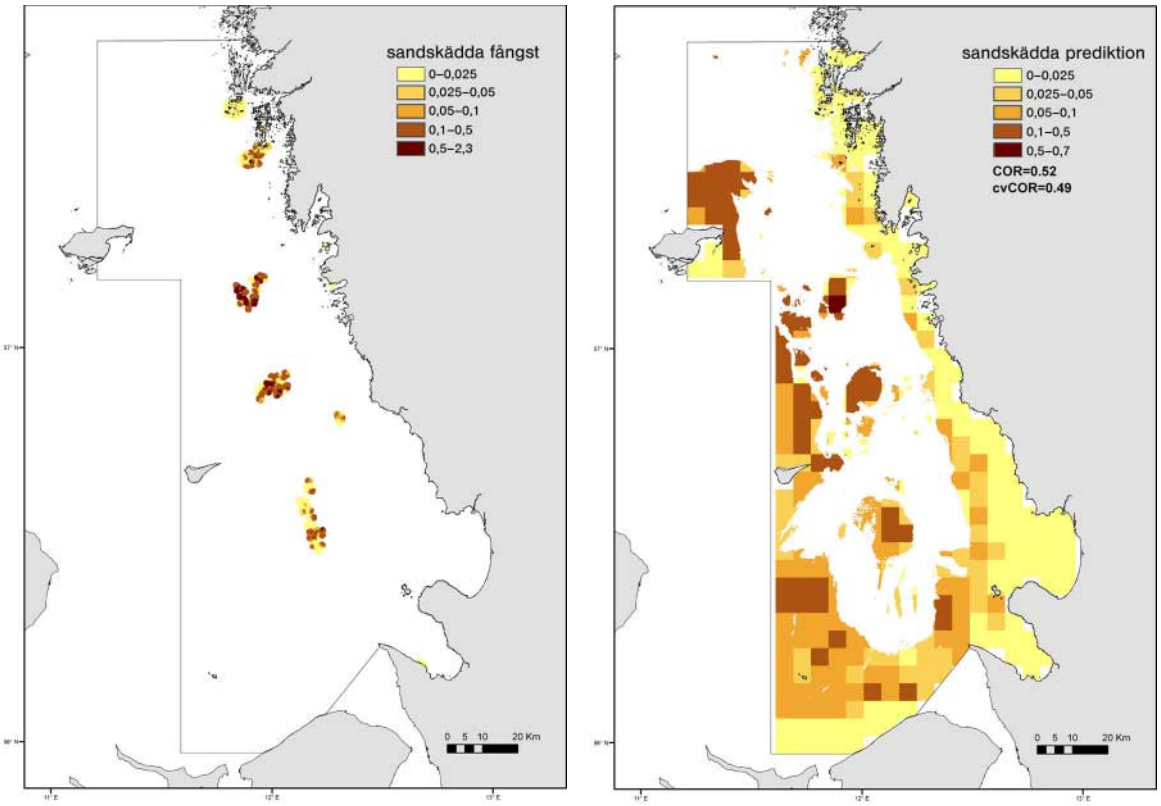


Figur 6. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för hummer.

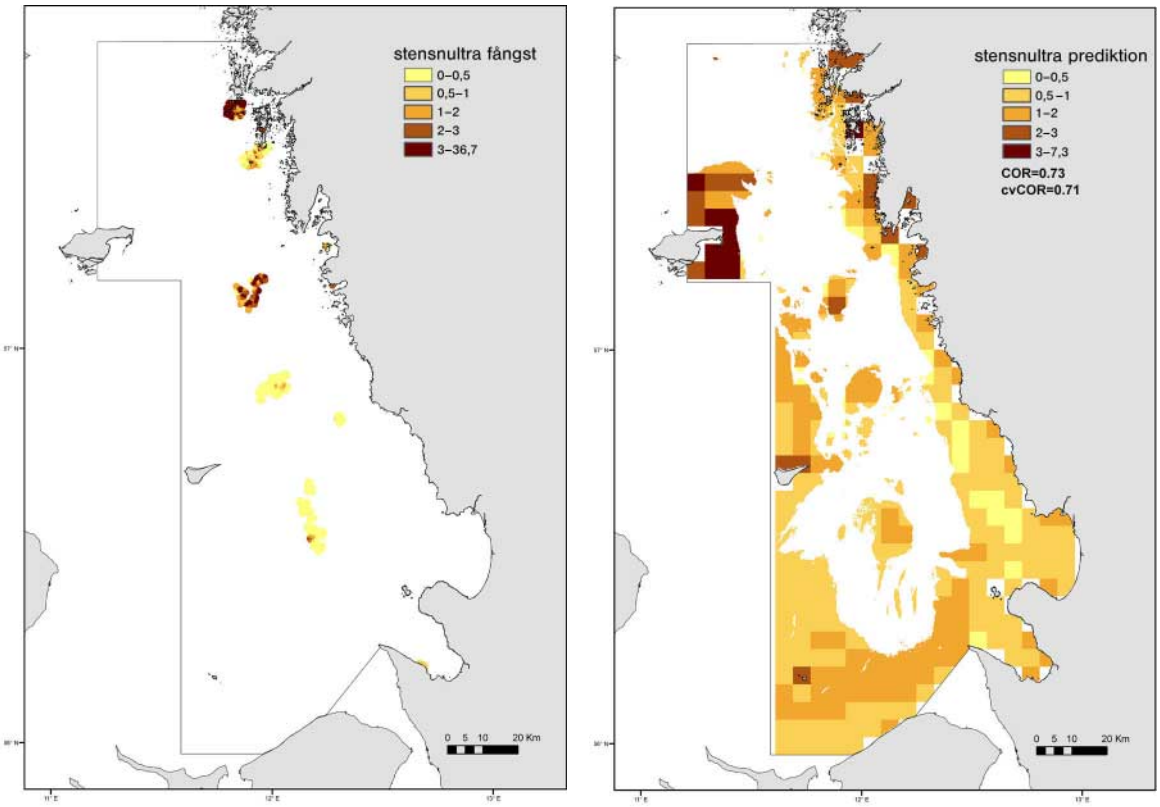
Sandskädda
De största provfiskefångsterna av sandskädda erhölls vid Fladen och Lilla Middelgrund. Den slutgiltiga modellen för sandskädda baserades på prediktorerna salinitet, fotiskt djup och djup. Salinitet och fotiskt djup var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen återfinns den högsta tätheten av sandskädda mest sannolikt i områden med högre salinitet och klarare vatten. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,52 och korsvalideringen cvCOR= 0,49 vilket indikerar en stabil och relativt stark modell. Se figur 7 för karta över fångster och kartprediktion.

Stensnultra
Vid provfisken fångades stensnultra både vid kustnära lokaler och vid utsjöbankarna. Fångsterna var klart större i de norra delarna av det studerade området. Den slutgiltiga modellen för stensnultra baserades på prediktorerna djup, vågexponering, salinitet och bottenströmmar. Salinitet och djup var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är stensnultra vanligast förekommande i grunda områden med högre salinitet, god vattengenomströmning och inte alltför hög grad av vågexponering. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,73 och korsvalideringen cvCOR= 0,71 vilket indikerar en stark och stabil modell. Se figur 8 för karta över fångster och kartprediktion.

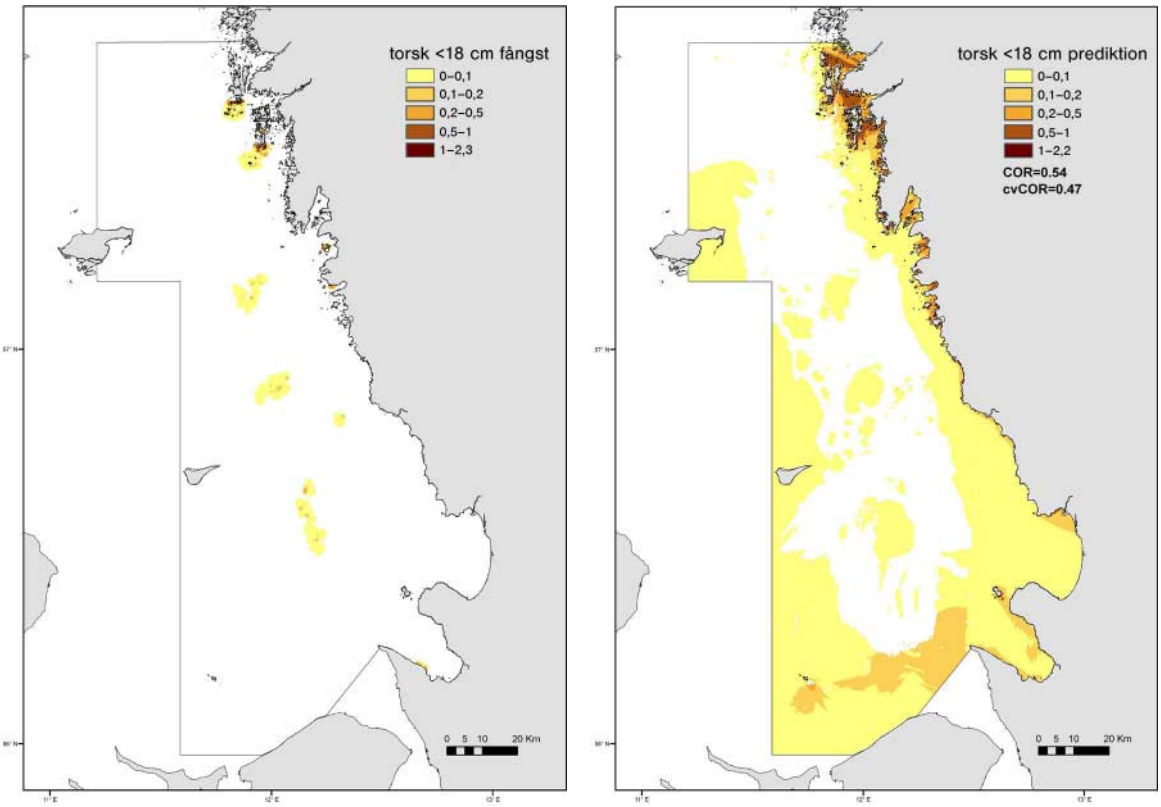
Torsk <18 cm
Enligt provfiskedatat förekom de största fångsterna av juvenil torsk vid kustnära stationer och framförallt i studieområdets norra delar. Vid pilotmodelleringen av framför allt ungtorsk visade det sig att ett område (Kullen), där salthalten var betydligt lägre än i övriga provfiskeområden, styrde en övervägande del av modellresponsen. Eftersom detta medförde risk för överanpassning av modellen och eftersom



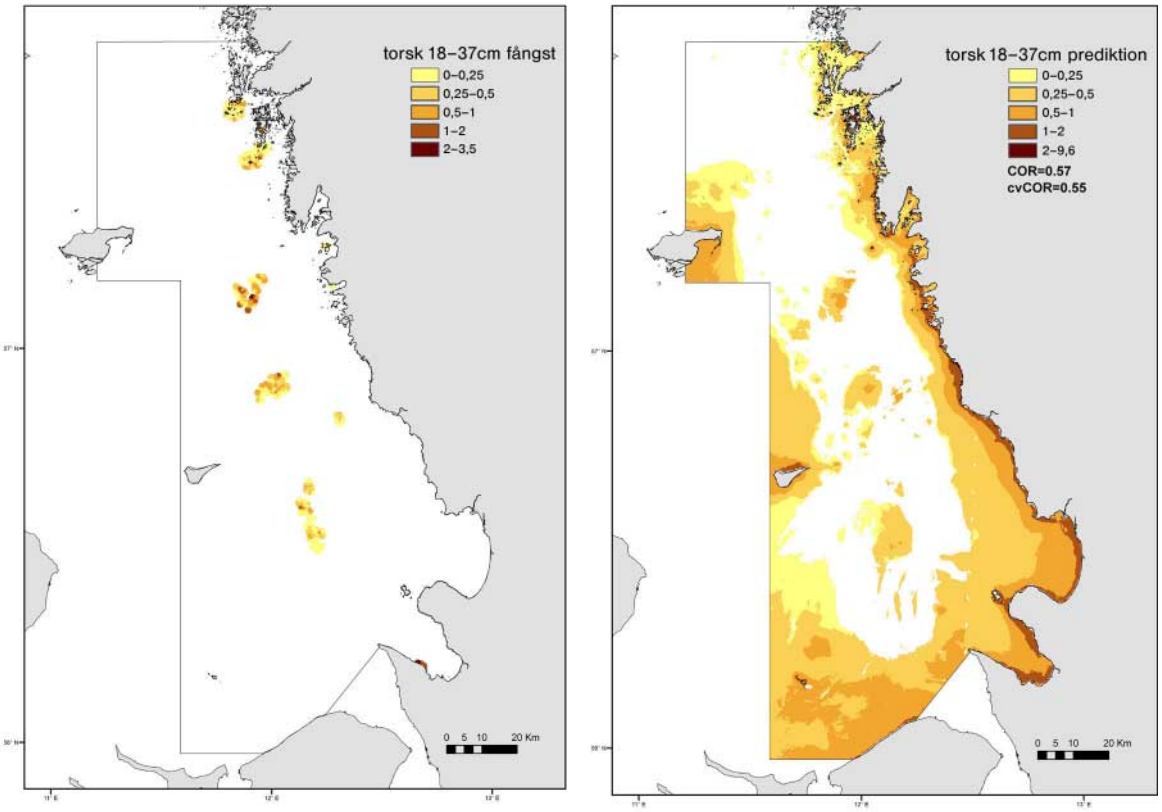
Figur 7. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för sandskädda. Prediktionen får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att salinitet ingår i den bakomliggande modellen och upplösningen för detta kartraster är lägre än för övriga miljövariabler.



Figur 8. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för stensnultra. Prediktionen får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att salinitet ingår i den bakomliggande modellen och upplösningen för detta kartraster är lägre än för övriga miljövariabler.



Figur 9. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för torsk <18 cm.



Figur 10. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för torsk 18–37 cm.

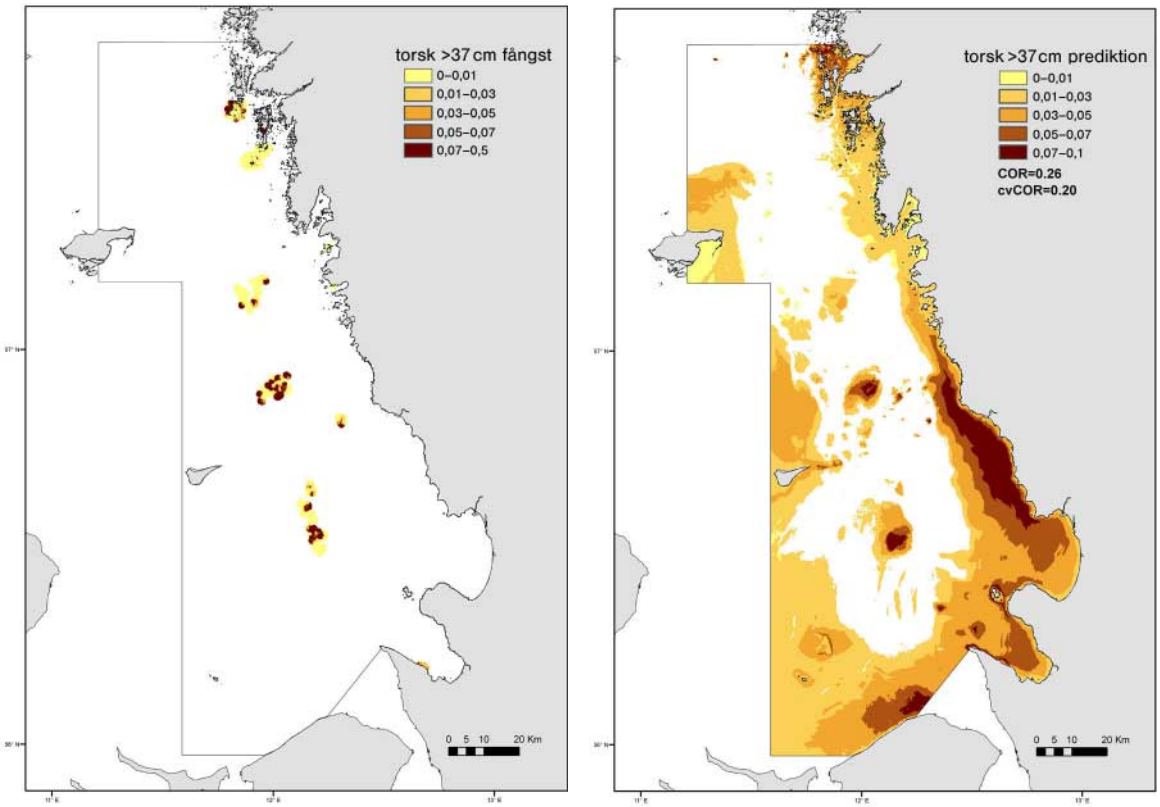
pilotmodeller utan salinitet gav jämförbar styrka, beslutade vi att inte ha med salinitet i de slutgiltiga modellerna för torsk. Den slutgiltiga modellen för torsk <18 cm baserades på prediktorerna vågexponering, bottenströmmar och avstånd till lekområde. Enligt modellen är juvenil torsk vanligast förekommande i skyddade områden med god vattengenomströmning och nära lekområden. Vågexponering var den variabel som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad (figur 2). Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,54 och korsvalideringen cvCOR= 0,47 vilket indikerar en relativt stark och stabil modell. Se figur 9 för kartprediktion.

Torsk 18–37 cm

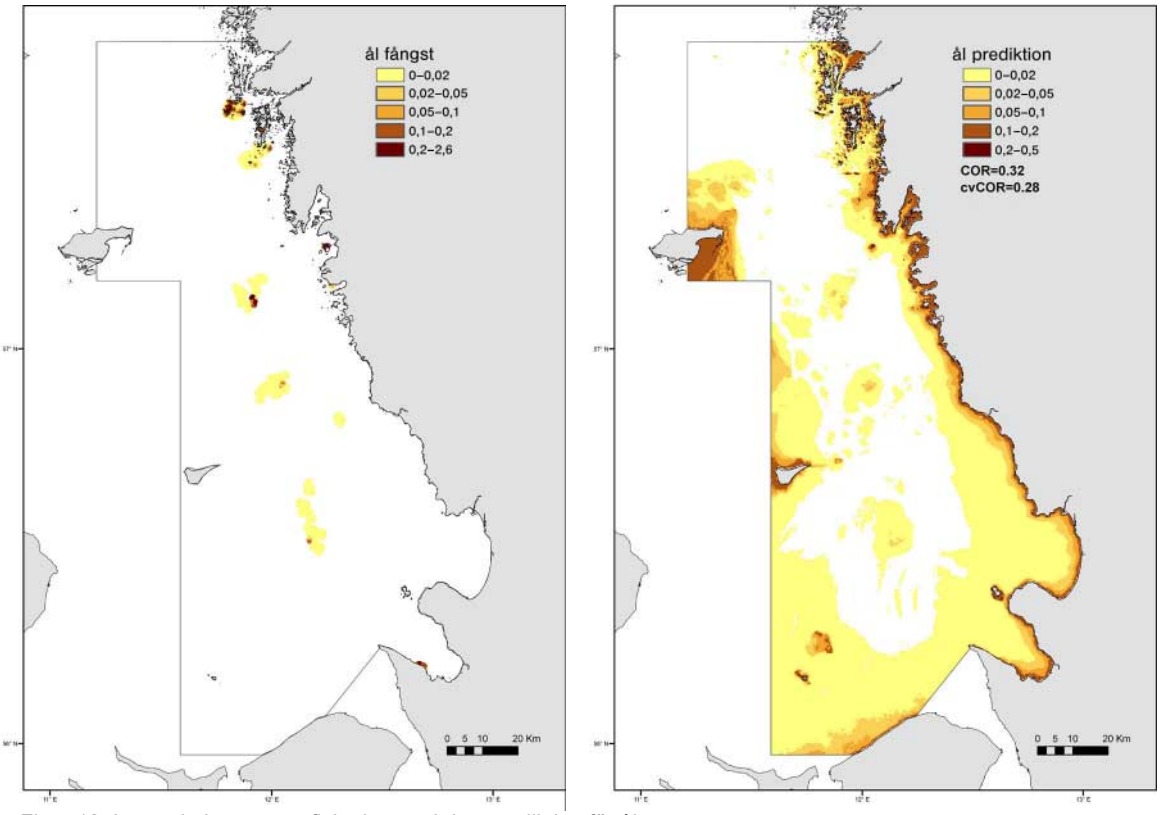
Torsk i intervallet 18–37 cm fångades över hela studieområdet vid provfisket, både vid kusten och vid utsjöbankarna. Generellt var fångsterna högre i kustnära områden och den högsta tätheten återfanns vid Kullen. Den slutgiltiga modellen för torsk 18–37 cm baserades på prediktorerna djup, vågexponering, lutning, bottenströmmar och avstånd till lekområde. Lutning och djup var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad (tabell 2). Enligt modellen är torsk 18–37 cm vanligast förekommande i grunda områden med relativt låg lutning. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,57 och korsvalideringen cvCOR= 0,55 vilket indikerar en relativt stark och stabil modell. Se figur 10 för karta över fångster och kartprediktion.

Torsk ≥37 cm

Vuxen torsk förekom över hela studieområdet enligt provfiskedata, men vid utsjöbankarna Lilla och Stora Middelgrund var fångsterna var som högst. Den slutgiltiga modellen för torsk>37 cm var svag, men baserades på prediktorerna djup och avstånd till lekområde. Enligt modellen är tätheten av vuxen torsk störst vid inte alltför djupa områden i närhet av lekområde. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,26 och korsvalideringen cvCOR= 0,20 vilket indikerar att modellen är svag. Se figur 11 för karta över fångster och kartprediktion.



Figur 11. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för torsk >37 cm.



Figur 12. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för ål.

Ål

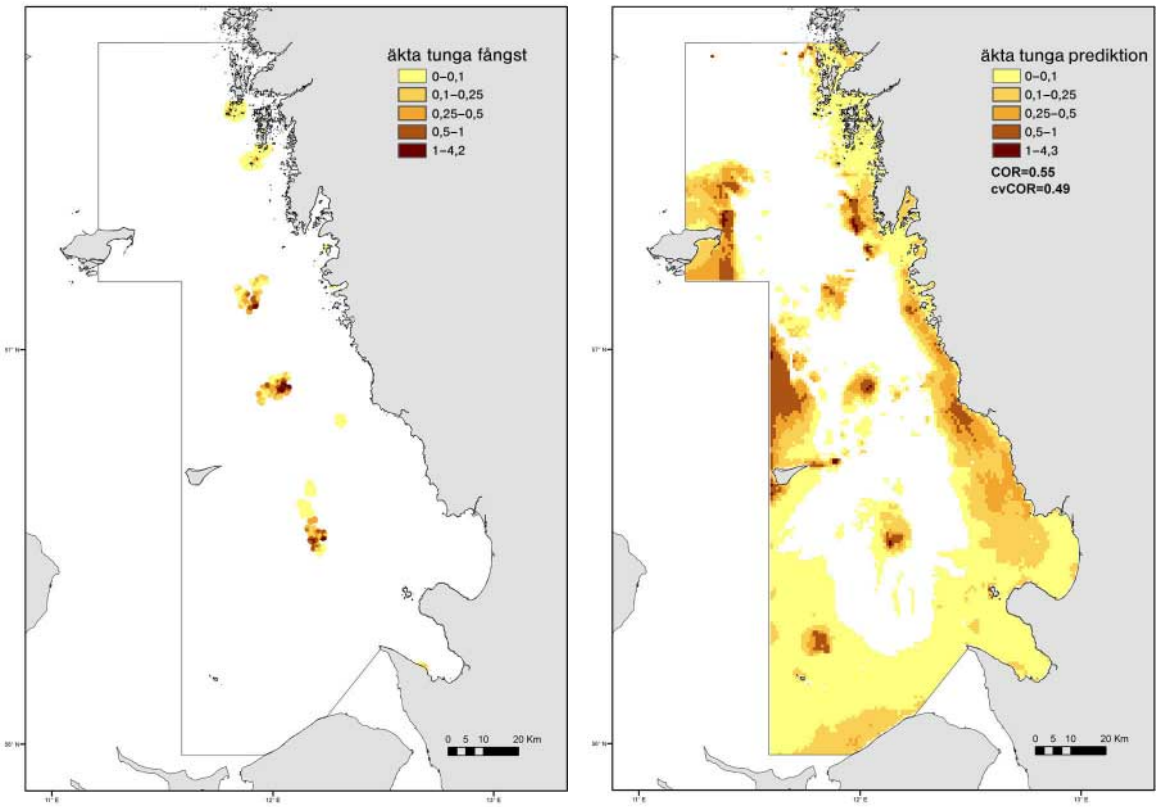
Även om ålen påträffades vid utsjöbankarna gjordes de största fångsterna inom provfisket vid de kustnära lokalerna. Den slutgiltiga modellen för ål baserades på prediktorerna djup och lutning. Djup var den variabel som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är ål är vanligast förekommande i grunda områden med hög lutning. Utvärderingen av modellpassning gav dock COR= 0,32 och korsvalideringen cvCOR= 0,28 vilket indikerar att modellen är svag. Se figur 12 för karta över fångster och kartprediktion.

Äkta tunga

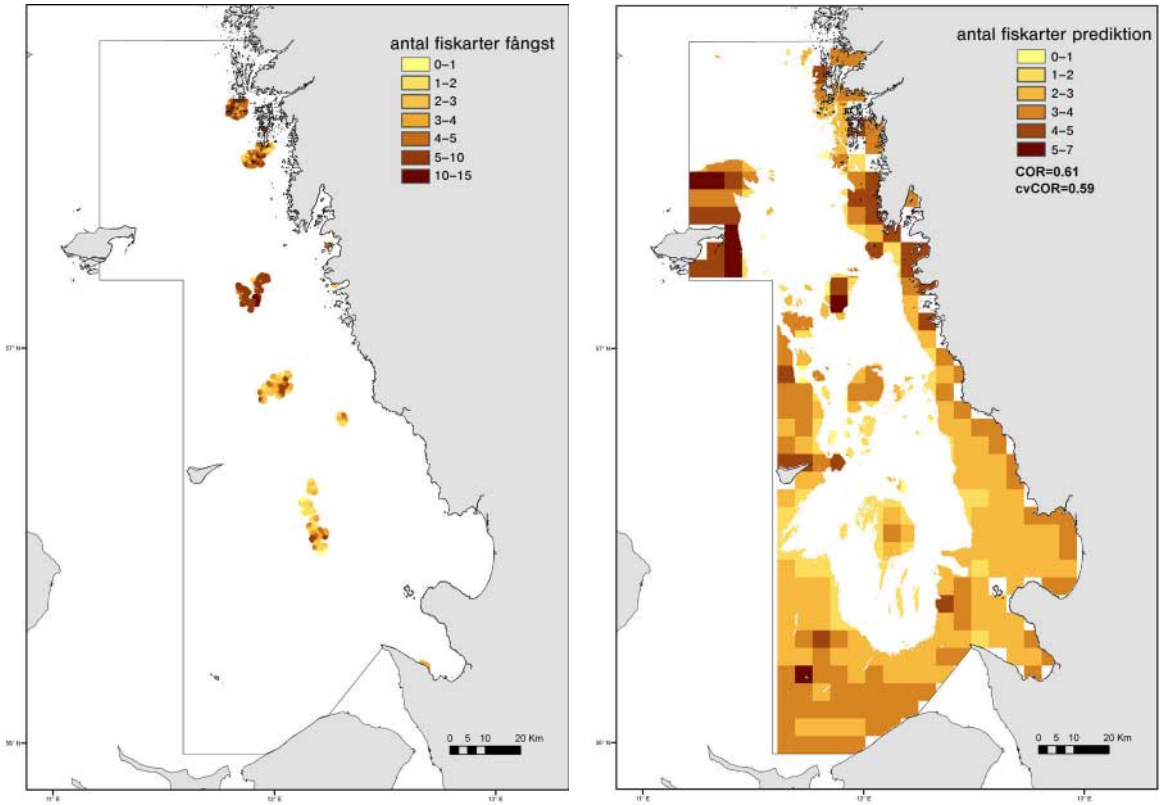
De största fångsterna av tunga enligt provfisket erhölls vid utsjöbankarna Fladen, Lilla Middelgrund och Stora Middelgrund. Den slutgiltiga modellen baserades på prediktorerna djup, exponering, bottenströmmar och fotiskt djup. Djup och exponering var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen är tunga vanligast förekommande i grunda och exponerade områden. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,55 och korsvalideringen cvCOR= 0,49 vilket indikerar en relativt stark och stabil modell. Se figur 13 för karta över fångster och kartprediktion.

Antal fiskarter

Det genomsnittliga antalet fiskarter per ryssjehus var generellt högre i de norra delarna av studieområdet. Den slutgiltiga modellen för antal fiskarter baserades på prediktorerna djup, bottenströmmar, salinitet och fotiskt djup. Variablerna djup och bottenströmmar var de variabler som bidrog med mest till modellens förklaringsgrad. Enligt modellen återfinner man det största antalet fiskarter i grunda områden med god vattengenomströmning, högre salinitet och klarare vatten. Utvärderingen av modellpassning gav COR= 0,61 och korsvalideringen cvCOR= 0,59 vilket indikerar en relativt stabil och stark modell. Se figur 14 för karta över fångster och kartprediktion.



Figur 13. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för äkta tunga.



Figur 14. Interpolation av provfiskedatat och kartprediktion för antal arter fisk. Prediktionen får ett grövre och mer pixelerat utseende på grund av att salinitet ingår i den bakomliggande modellen och upplösningen för detta kartraster är lägre än för övriga miljövariabler.

Diskussion

Jämförelser av livsmiljöer vid kusten och i utsjön är viktiga för att kunna göra enhetliga bedömningar av naturvärden inom ett havsområde. Till exempel förutsätter en ekosystembaserad havsplanering att nyttjande av havsmiljön sker på ett sådant sätt att marina naturvärden säkerställs. Detta kan innebära både att olika typer av livsmiljöer har ett tillräckligt skydd och att skyddsområden lokaliseras så bra som möjligt i förhållande till varandra och till olika arters behov. De grunda livsmiljöerna har en särställning i dessa sammanhang, eftersom bevarande- och exploateringsintressen ofta sammanfaller här.

De rumsliga modellerna i den här rapporten har baserats på provfisken utförda med enhetlig metodik över en stor del av östra Kattegatt inom områden grundare än 30 meter, inkluderande kustnära områden och utsjöbankar. Det ursprungliga syftet och provtagningsförfarandet för de provfisken som denna studie baseras på var dock inte anpassat till att utföra rumsliga analyser. Till exempel är provtagningen centrerad till ett antal delområden istället för att vara slumpmässigt spridda över hela undersökningsområdet. För att se om detta kunde påverka modellerna utfördes en

analys av rumslig autokorrelationen i residualerna, det vill säga skillnaden mellan det uppmätta och predikterade värdet. Testet visade att det inte fanns statistiska problem med rumslig autokorrelation i datasetet. En annan potentiell källa till avvikelser var att data som ingått i analyserna delvis provtagits under olika år. Vi testade därför under pilotmodelleringen att dels ta med år som en parametrisk faktor i modellerna, dels att lägga till en interaktion mellan år och övriga miljövariabler för att påvisa en eventuell årseffekt. Det visade sig att det fanns en liten effekt av år i vissa av fallen, men eftersom det på grund av provtagningsdesignen fanns en risk för confounding mellan responsen för år och övriga variabler gjordes bedömningen att årseffekten inte skulle inkluderas som en faktor i de slutgiltiga modellerna.

De modellerade kartorna anger att till exempel uppväxande torsk, ål, gråsej och hummer är knutna till kustnära habitat i högre grad än till utsjöområden. Det motsatta gäller bland annat äkta tunga, glyskolja och sandskädda, hos vilka betydelsen av friliggande utsjöbankar är större. I förhållande till djup kan man se att artrikedomen är högre ju grundare man kommer. Exempel på fiskarter som föredrar de grundaste områdena är den rödlistade ålen och unga livsstadier av torsk. Resultaten stöder tidigare studier som påvisat att grunda områden i många fall är starkt skyddsvärda livsmiljöer för fisk (Pihl 1993, Bergström m fl 2010, Bergström och Fredriksson 2009, Karlsson 2009).

De statistiska modellerna som de modellerade kartorna baserar sig på klassades generellt som goda eller starka, och de modellerade kartorna kan anses ge en god bild av de olika arternas och gruppernas sannolika fördelning i havsområdet. När det gäller ål och vuxen torsk blev modellerna dock något svagare. Variationer i modellernas tillförlitlighet beror bland annat på hur vanlig den art som modelleras varit i provfisket. Om arten är sparsamt förekommande är det svårare att hitta tydliga mönster i habitatval, vilket kan vara en förklaring till att modellen för ål blev relativt svag. Vid en tolkning av kartorna bör man även komma ihåg att flera fiskarter är rörliga över stora områden och kan nyttja olika habitat under olika tider av året. Till exempel anses vuxen torsk vara mer av en generalist vad gäller habitatval, och den svagare modellen för vuxen torsk kan även tolkas som en sann svag koppling till specifika habitat inom det djupintervall som undersöktes. Data som nyttjats i modelleringen är från provfisken utförda under sommarhalvåret och modellerna representerar därför denna årstid.

Djup var den prediktorvariabel som oftast inkluderades i de slutliga modellerna, och i många fall även den prediktor som bidrog mest till den totala förklaringsgraden. Djup har även i tidigare studier visat sig vara en viktig faktor vid habitatmodellering av fisk (Bergström m fl 2007, Bergström och Fredriksson 2009). Djupskiktet som användes i denna studie baserar sig på sjökortens djupangivelser, vilket i många områden ger en mycket grov bild av bottentopografin. Det är sannolikt att ett mer högupplöst kartskikt över djup hade gett säkrare prediktioner. Ett sådant skikt hade även gett bättre data för lutning, kurvatur och bottenströmmar, eftersom dessa skikt bygger på djupdata. Även vågexponering och salinitet visade sig vara viktiga prediktorer. Medan djup är en förklaringsvariabel som beskriver mycket av den småskaliga variationen, så omfattar vågexponering och salinitet den variation som finns på större skala.

Delar av det datamaterial som använts i denna studie har analyserats tidigare i andra sammanhang. Förekomst- och abundansmodeller togs fram för utsjöbankarna Fladen och Lilla Middelgrund av Bergström m fl (2010) och förekomstmodeller för Vinga togs fram av Bergström och Fredriksson (2009). De olika studierna uppvisar både likheter och skillnader. Exempelvis hade stensnultra en positiv association till grunda och exponerade miljöer vid modelleringen av enbart Fladen och Lilla Middelgrund (Bergström m fl 2010), medan modellen för stensnultra i denna studie visar på en negativ association till vågexponering. Sådana skillnader mellan studier kan uppstå om de miljövariabler som ingår i modelleringen representeras av olika värden och olika variationsbredd i de studier som jämförs (Sundblad m fl 2009), vilket ofta händer till

exempel om man jämför lokala och regionala modeller. Vid den mer detaljerade studien av Fladen och Lilla Middelgrund hade till exempel prediktorn vågexponering en lägre variationsbredd än i denna studie där både kustnära områden och utsjöbankar ingick, vilket kan förklara olikheter i respons mellan de två studierna. Detaljstudier av ett mindre område kan då ge andra resultat än en mer övergripande studie. Resultaten av denna studie är tänkta att påvisa mer storskaliga mönster i utbredning och fördelning.

Det är intressant att den predikterade förekomsten av juvenil torsk är klart högre i de norra delarna av studieområdet än i de södra, trots att det identifierade lekområdet finns i den södra delen av studieområdet. En potentiell förklaring till detta kan vara att det sker en införsel av torsklarver till norra Kattegatt från Nordsjön via Skagerrak. Stenseth m fl (2006) har visat att torsklarver från Nordsjön förs med strömmar in till Skagerraks kustområden, vilket även kan tänkas påverka förekomsten av juvenil torsk i de norra delarna av studieområdet. Effekten av en sådan införsel av torsklarver kan bli extra tydlig då den befintliga lekbiomassan i Kattegatt är låg. Sannolikheten för förekomst av något större torsk, i storleksintervallet 18–37 cm, var i stället högre i den södra delen av undersökningsområdet. Skillnaden i mönster mellan de båda modellerna indikerar alltså att en större del av den minsta torsken i nordligaste Kattegatt är nordsjötorsk, som inte finns kvar i området när den börjar närma sig könsmogen ålder. Detta stämmer överens med tidigare observationer av hur större torsk migrerar från östra delarna av Skagerrak till nordsjön (Pihl och Ulmestrand 1993, Svedäng m fl 2007). Båda modellerna visar dock tydligt att de kustnära områdena är viktigast för de tidiga livsstadierna av torsk, när arten är som mest beroende av specifika livsmiljöer.

Referenser

Al-Hamdani, Z., och Reker J. 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. BALANCE Interim report 10. Rapporten finns på http://www.balance-eu.org/.

Andersson, J. 2009. Undersökningstyp: Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. www.naturvardsverket.se, 50 s.

Austin, MP. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. Ecological Modelling 157: 101–118.

Bergström, U., Sandström A. och Sundblad G. 2007. Fish habitat modelling in the Baltic Sea archipelago region. BALANCE Interim report 11. Rapporten finns på http://www.balance-eu.org/

Bergström, U., Carlén I., Isaeus M. och Bergström L. (Manus). GIS-baserad modellering för att kartlägga viktiga livsmiljöer för fisk i utsjöområden. Vindval.

Bergström, U. och Fredriksson R. 2009. Kartläggning av habitat för fisk och kräftdjur vid Vinga. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet arbetsrapport, 22s.

Cote, D., Moulton S., Frampton PC., Scruton DA. och 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.

Fiskeriverket 2010. Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten. Resurs och miljööversikt 2010. 256 s,

Florin, A-B., Sundblad G. och Bergström, U. 2009 Characterisation of juvenile flatfish habitat in the Baltic Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science 82: 294–300.

Grant, SM och 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: 13171327.

Guisan, A. och Zimmerman N E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling 135, 147–186.

Isaeus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea, Doktorsavhandling, Botaniska institutionen. Stockholms universitet: 40 sidor.

Karlsson, M. 2009. Fish and crustacean habitat modelling on the Swedish west coast what factors regulate species distribution? Master´s Degree Project in Marine Biology. Lund University.

Lehmann, A., Overton J.McC. och Leathwick J.R. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. Ecological Modelling 157, 189207.

Lindholm, JB., Auster PJ. och Kaufman LS. 1999. Habitat-mediated survivorship of juvenile (0-year) Atlantic cod *Gadus morhua*. Marine Ecology Progress Series 180:247–255.

Naturvårdsverket. 2006. Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö (SAKU). Redaktörer: Sandra Wennberg, Cecilia Lindblad. Stockholm, 98 s., ill. (Rapport/Naturvårdsverket, 02827298; 5591). ISBN 91-620559-17.

Naturvårdsverket. 2010. Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Naturvårdsverket Rapport 6385, 201 s.

Pihl, L. och Ulmestrand M. 1993. Migration pattern of juvenile cod (*Gadus morhua*) on the Swedish west coast. ICES J Mar Sci 50: 6370.

Sandman, A., Isæus M., Bergström U. och Kautsky H. 2008. Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of generalized additive models based on transect data. Journal of Marine Systems 74: 8696.

Sandström, A., Eriksson B. K., Karås P., Isæus M. och Schreiber H. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. Ambio 34: 125130.

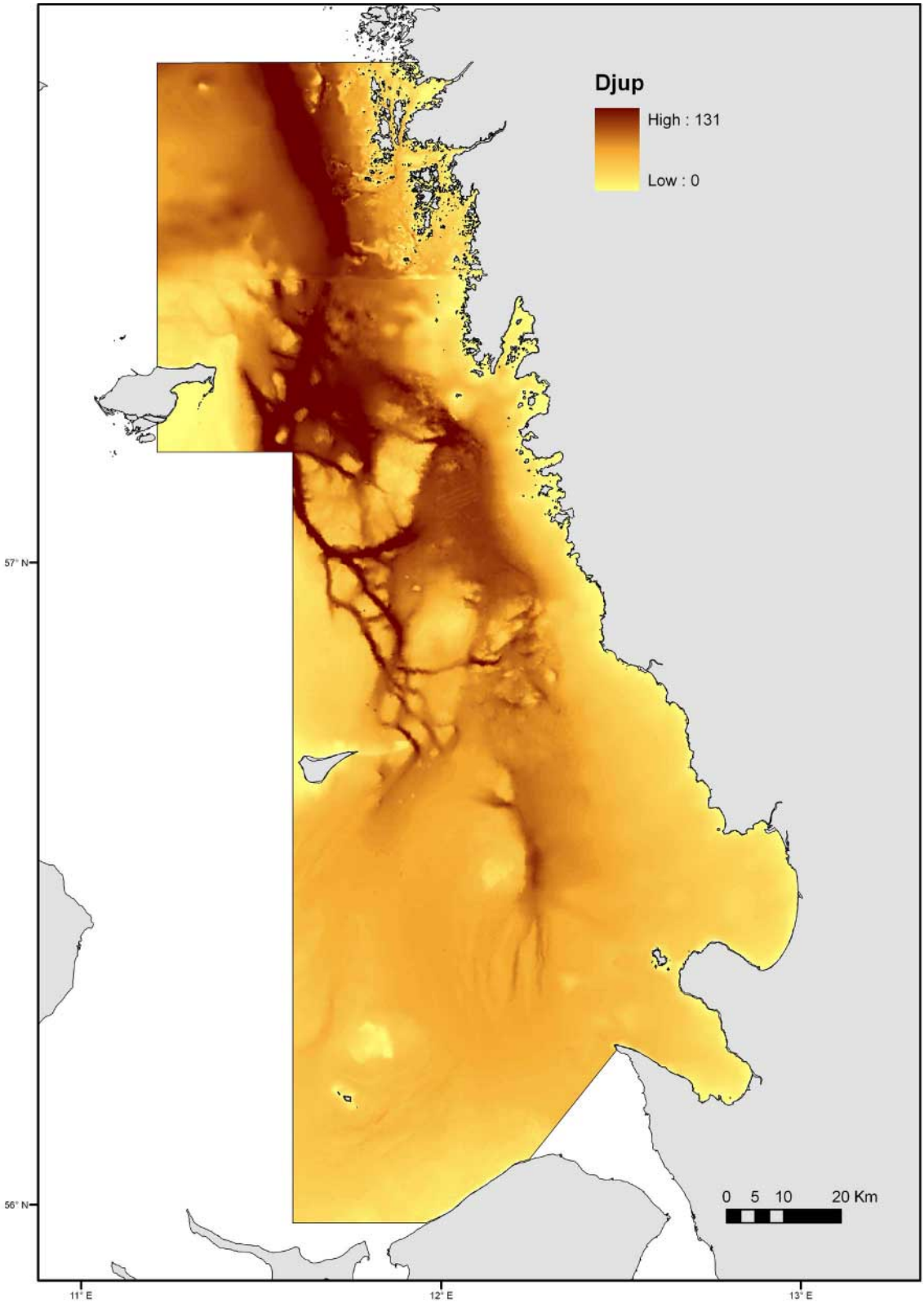
Snickars, M., Sandström A. och Mattila J. 2004. Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity. Journal of Fish Biology 65: 1604–1613.

Stenseth, NC., Jorde PE., Chan K-S., Hansen E., Knutsen H. och André C., Skogen, MD., Lekve, K. 2006. Ecological and genetic impact of Atlantic cod larval drift in the Skagerrak. Proc. R. Soc. B 2006 273, 1085–1092.

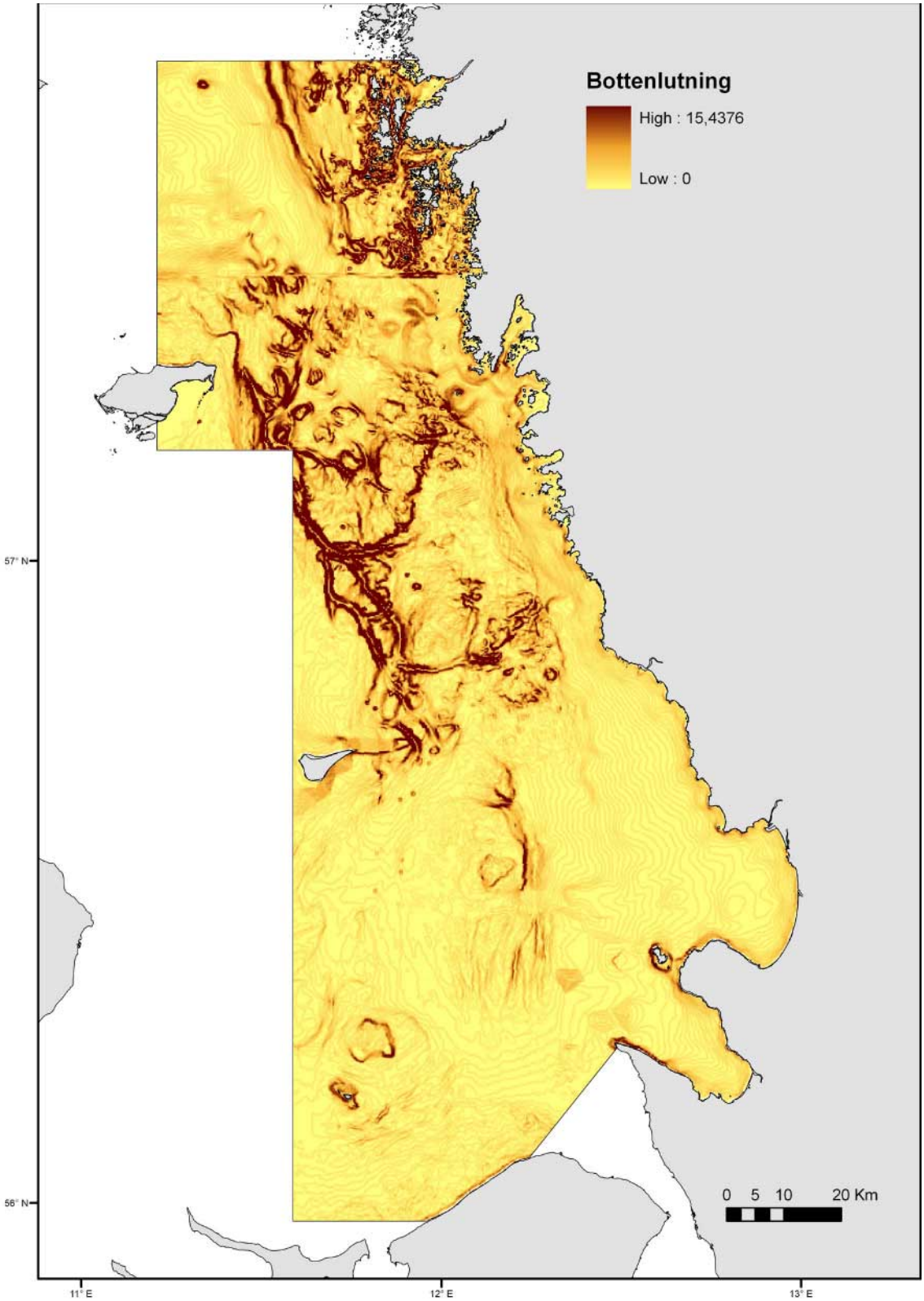
Svedäng, H., Righton D. och Jonsson P. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. Mar Ecol Prog Ser 345: 1–12.

Vitale, F., Börjesson P., Svedäng H. och Casini M. 2008. The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. Fisheries Research Volume 90, Issues 1–3, April 2008, Pages 36–44.

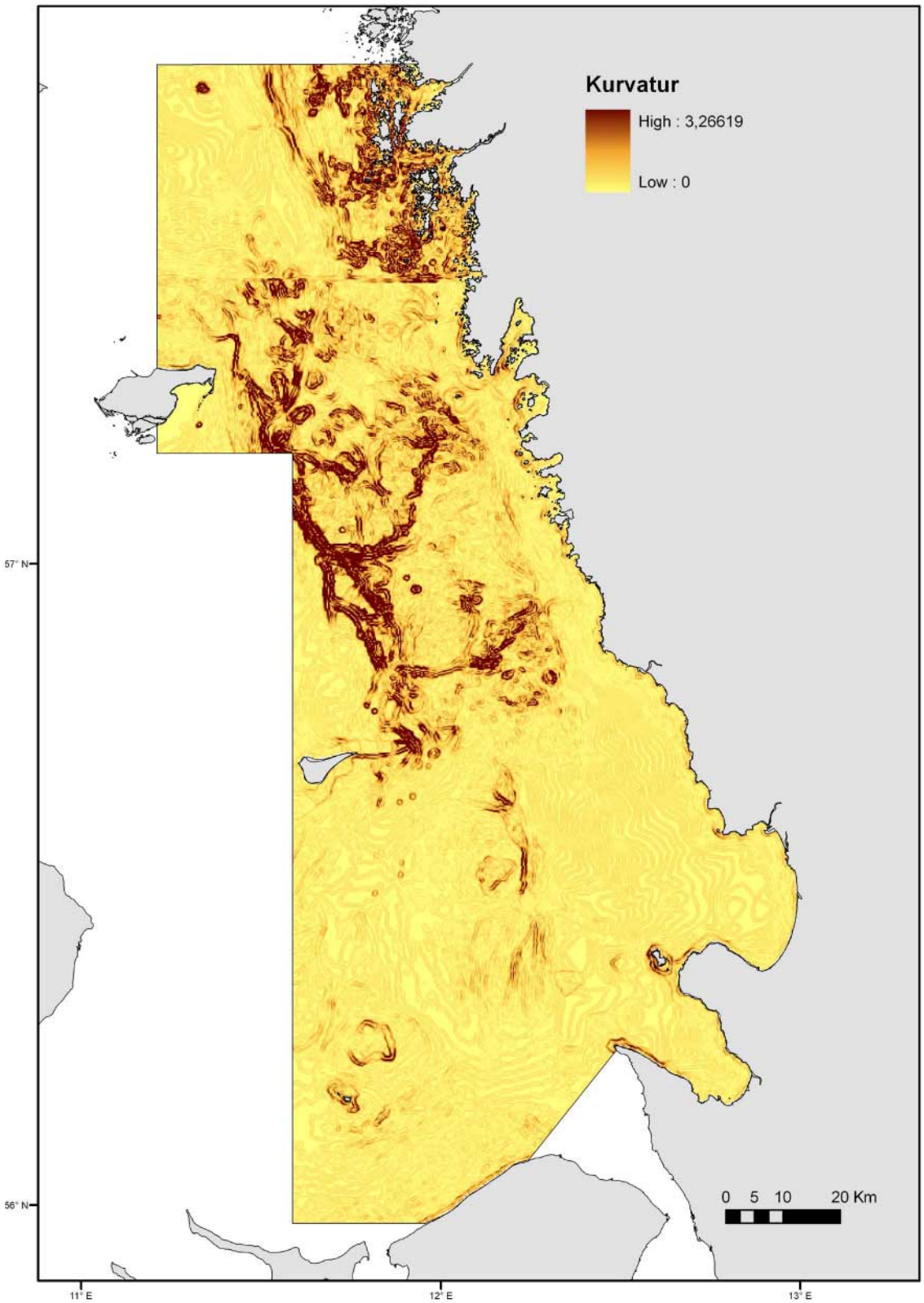
Bilaga 1 – miljövariabler



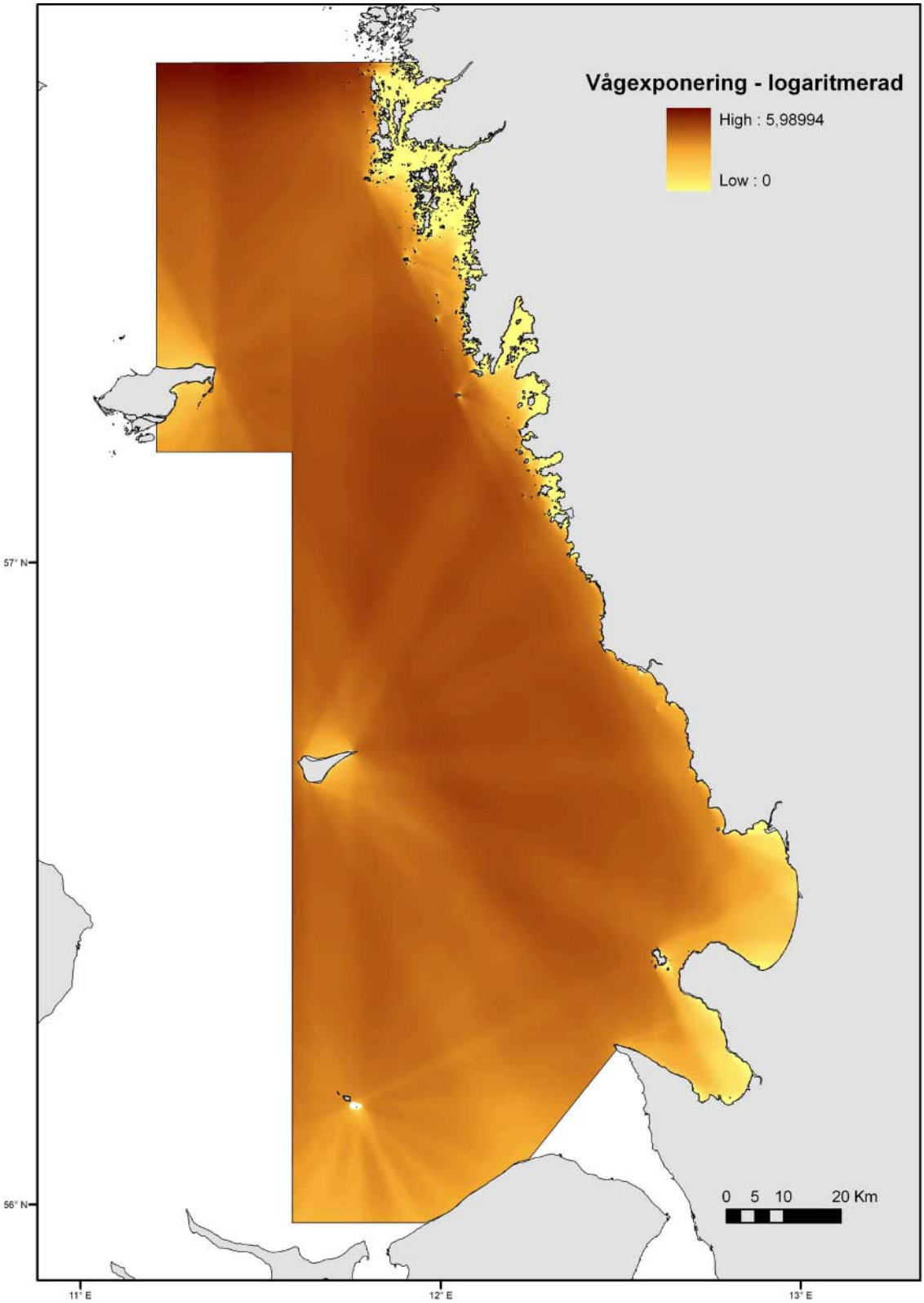
Figur B1-1. Djupet i meter inom studieområdet.



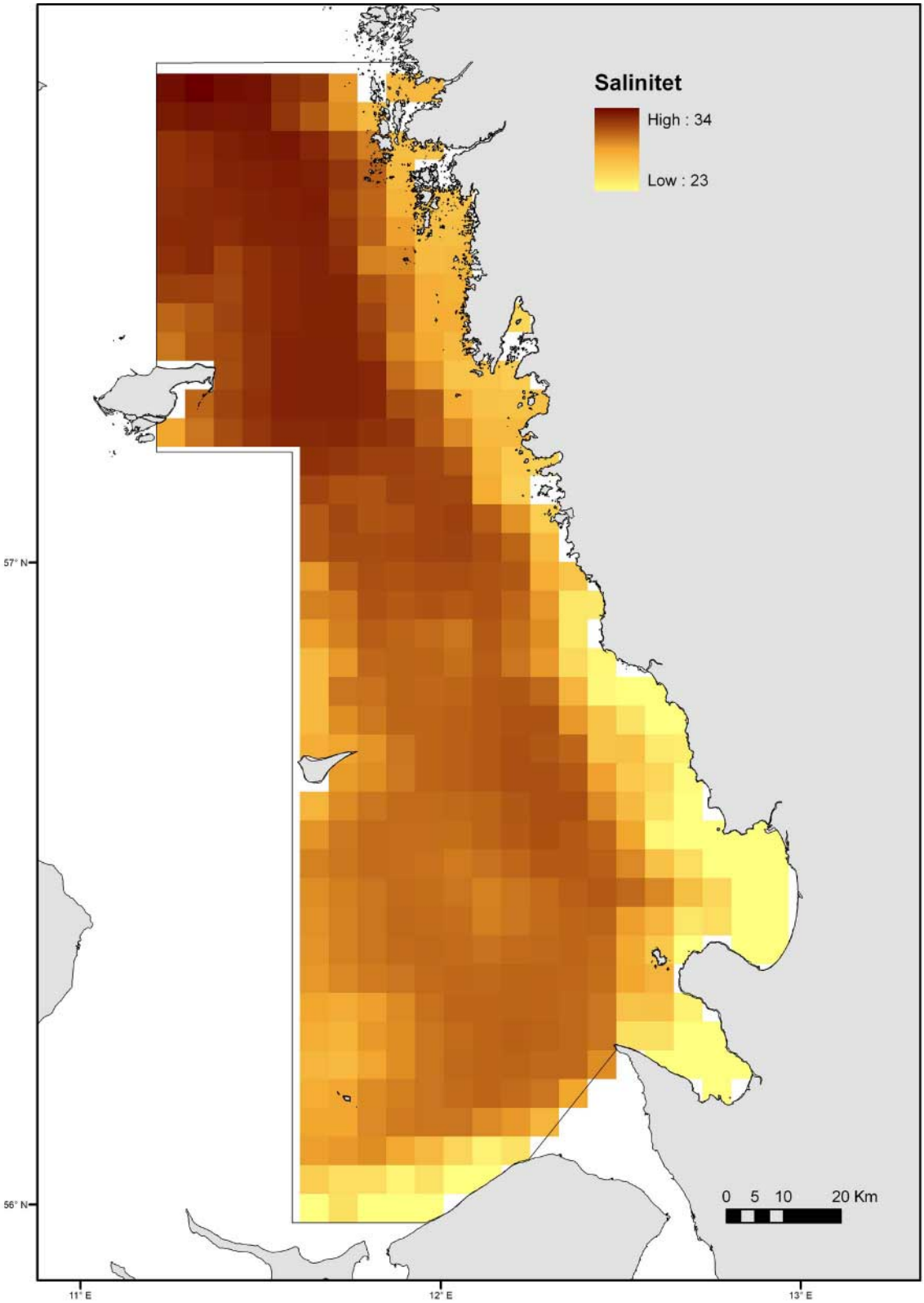
Figur B1-2. Bottenlutning i % inom studieområdet.



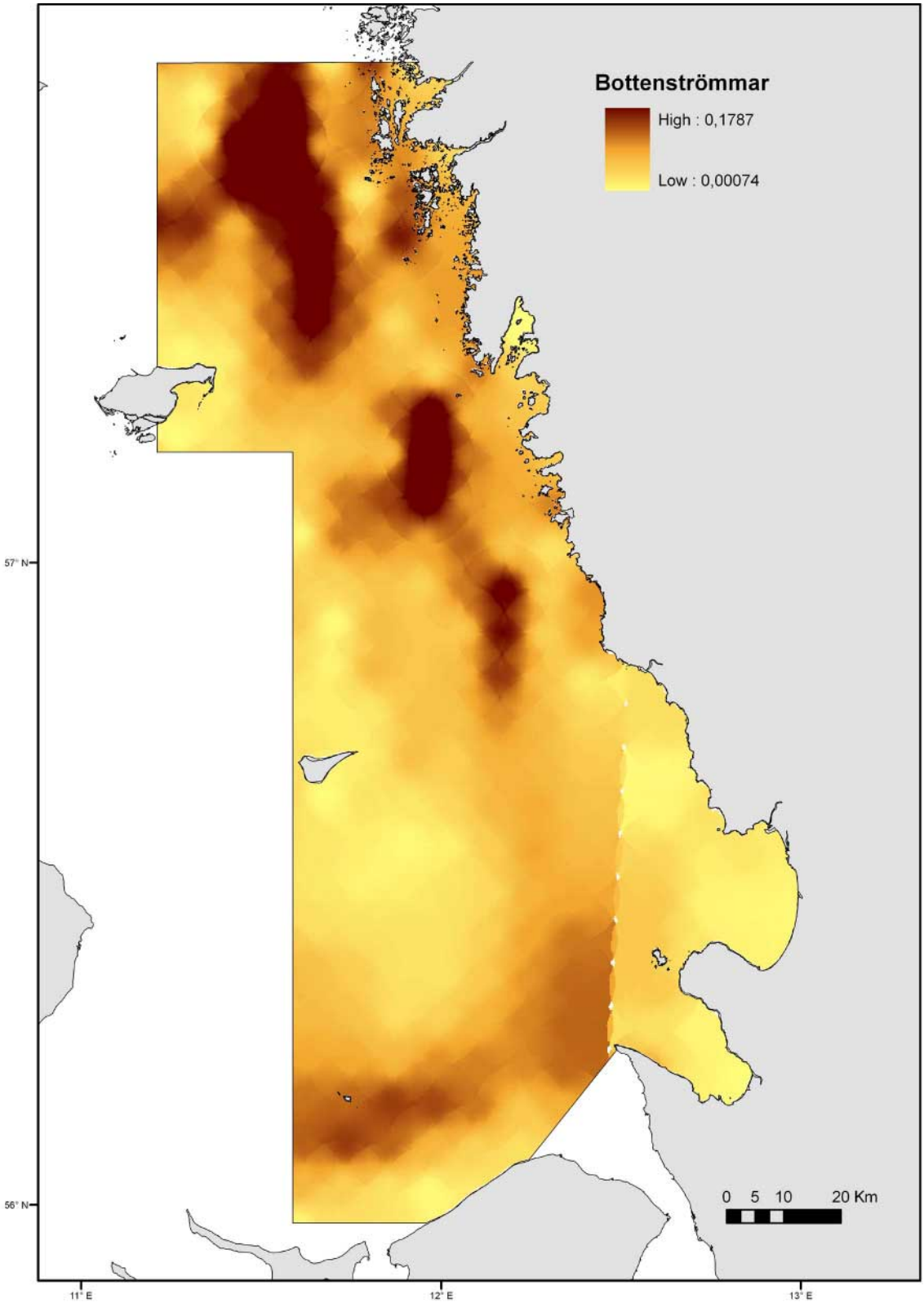
Figur B1-3. Kurvatur inom studieområdet.



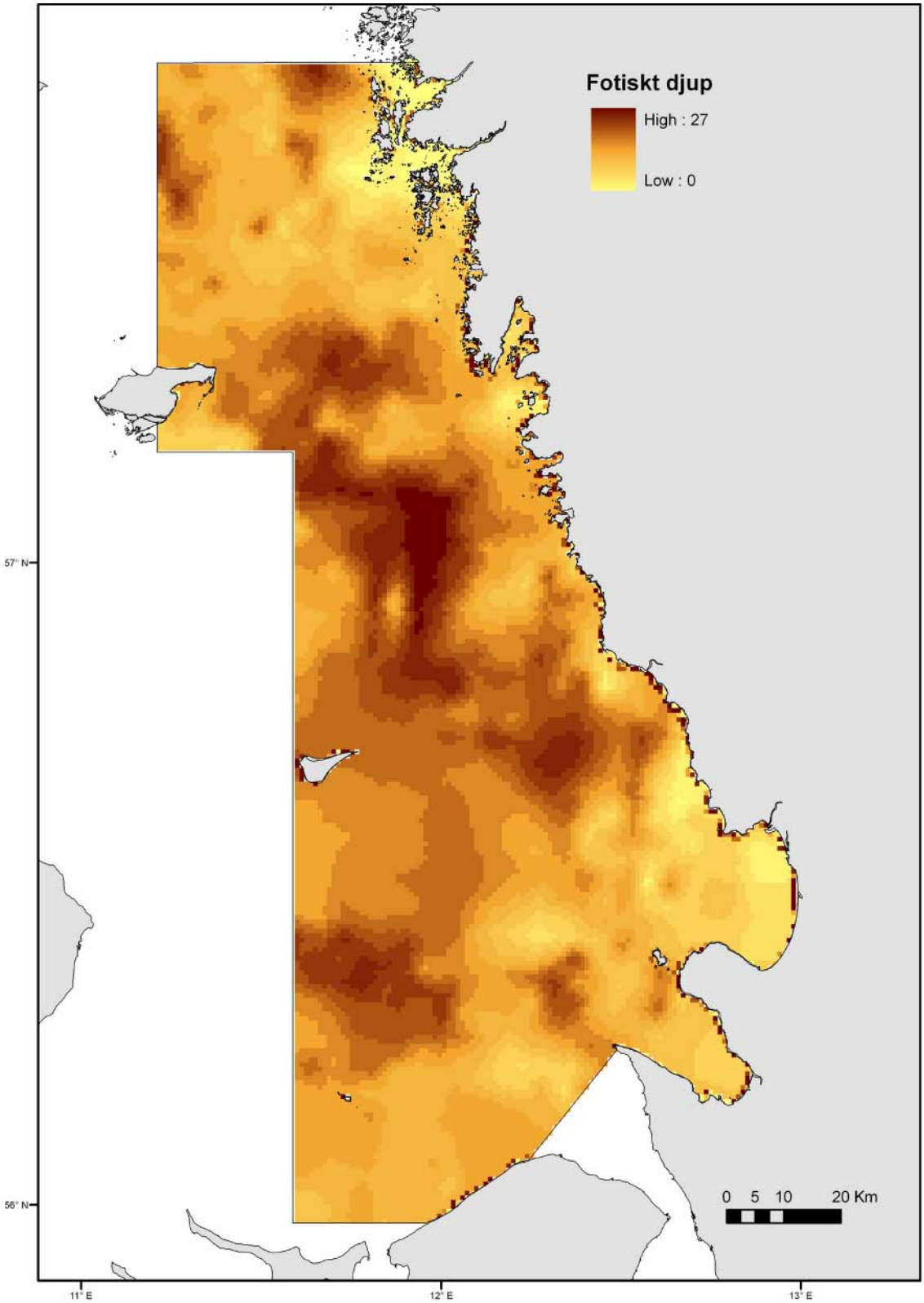
Figur B1-4. Vågexponering inom studieområdet. Värden logaritmerade (log^{10}).



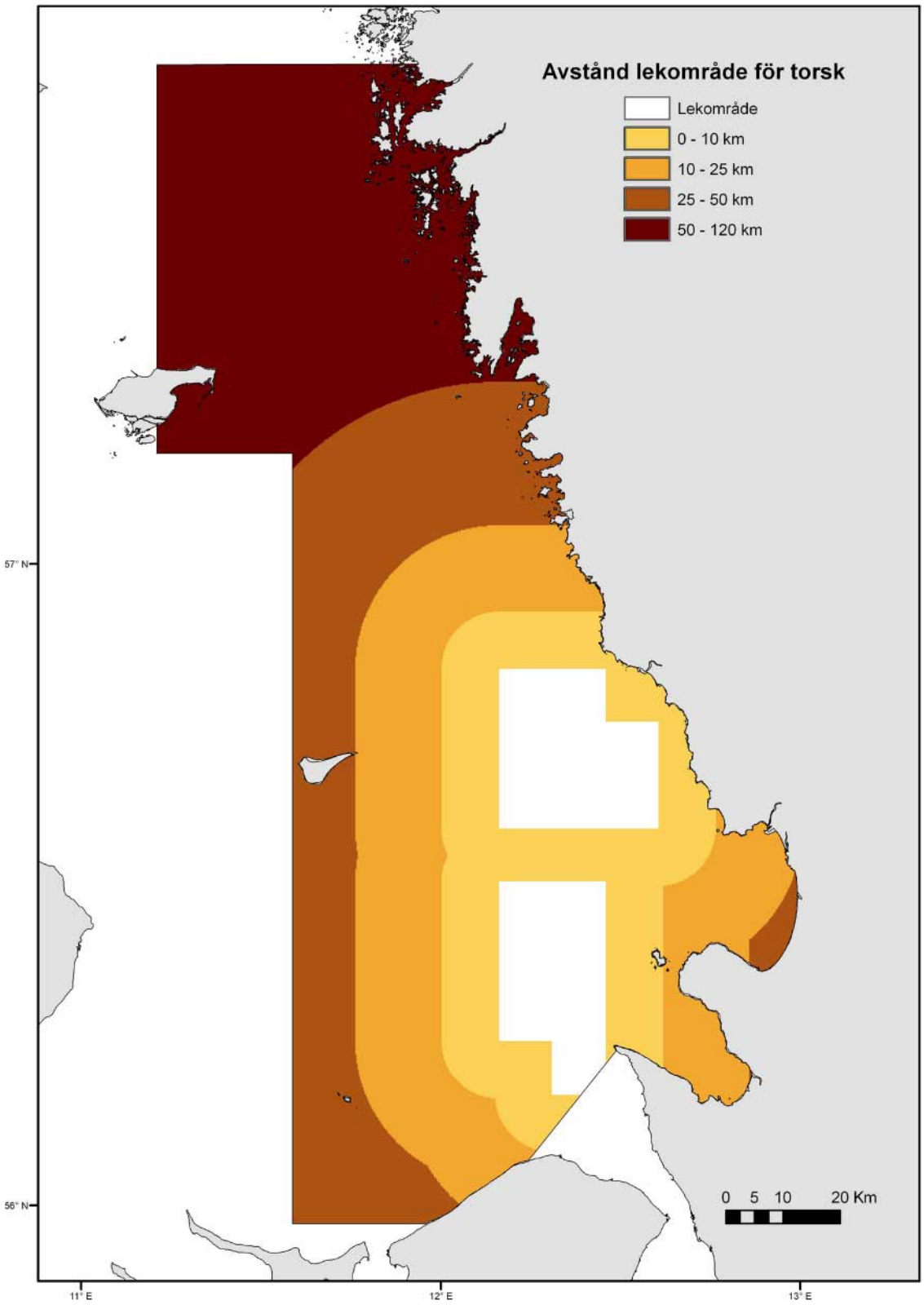
Figur B1-5. Salinitet inom studieområdet.



Figur B1-6. Bottenströmmar (m/s) uttryck som ett årligt medelvärde inom studieområdet.



Figur B1-7. Fotiskt djup inom studieområdet uttryckt som det djup i meter där 1 % av det ljus som träffar vattenytan är tillgängligt för fotosyntes.



Figur B1-8. Avstånd till lekområde för torsk definierat enligt Vitale m fl (2007).

Finfo

är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas som utskrift mot expeditionsavgift.

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Fiskeriverkets försöksstation

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Fiskeriverkets forskningsfartyg

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Mimer
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda

Fiskeriverkets utredningskontor

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
371 37 Karlskrona

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Skolgatan 6
742 42 Öregrund

Skällåkra 71
432 65 Väröbacka

Simpevarp 100
572 95 Figeholm

FISKERIVERKET