

Aqua reports 2024:8

Kartläggning av viktiga livsmiljöer för hajar och rockor i Västerhavet

Mårten Erlandsson, Ronny Fredriksson,
Patrik Börjesson, Agnes Olin, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kartläggning av viktiga livsmiljöer för hajar och rockor i Västerhavet

Mapping of essential habitats for sharks and rays in Kattegat and Skagerrak

Mårten Erlandsson, <https://orcid.org/0000-0002-3823-4211>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Ronny Fredriksson, <https://orcid.org/0009-0001-6136-927X>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Patrik Börjesson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Agnes Olin, <https://orcid.org/0000-0002-8508-3911>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Ulf Bergström, <https://orcid.org/0000-0002-5478-0634>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Frida Sundqvist, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Katja Norén, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten dnr 1345-20, SLU-ID: SLU.aqua.2020.4.2-120

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från uppdragsgivarens sida.

| | |
|------------------------------------|--|
| Rekommenderad citering: | Erlandsson, M., Fredriksson, R., Börjesson, P., Olin, A., Bergström, U. (2024). Kartläggning av viktiga livsmiljöer för hajar och rockor i Västerhavet. Aqua reports 2024:8. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.5v1pn27jq4 |
| Publikationsansvarig: | Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser |
| Redaktör: | Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser |
| Utgivare: | Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser |
| Utgivningsår: | 2024 |
| Utgivningsort: | Uppsala |
| Omslagsbild: | Knaggrocka, Martin Stjernstedt, Havets hus |
| Upphovsrätt: | Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd. |
| Serietitel: | Aqua report |
| Delnummer i serien: | 2024:8 |
| ISBN (elektronisk version): | 978-91-8046-569-4 |
| DOI: | https://doi.org/10.54612/a.5v1pn27jq4 |
| Nyckelord: | provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, förvaltning, område, hajar, rockor |

Sammanfattning

Behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat är stort inom kust- och havsförvaltningen, både på regional och nationell nivå. Kartorna efterfrågas inom fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom vid hanteringen av tillstånds- och dispensärenden gällande byggnation och vattenverksamhet. För att ta fram heltäckande utbredningskartor utgående från provfiskedata kan man tillämpa habitatmodellering, där man statistiskt beskriver förekomst och abundans av arter i provfisken i relation till en uppsättning miljövariabler och därefter predikterar utbredningen av lämpliga habitat med hjälp av kartor över miljövariablerna.

I denna studie användes data från provtrålningar i Västerhavet för åren 2005–2022 för att ta fram heltäckande kartor över lämpliga habitat och abundans för två arter av haj, pigghaj (*Squalus acanthias*) och småfläckig rödhaj (*Scyliorhinus canicula*) och två arter av rocka, klorocka (*Amblyraja radiata*) och knaggrocka (*Raja clavata*). För varje art togs utbredningskartor fram dels för hela året och dels för första respektive andra halvåret separat. Kartorna skapades med hjälp av en teknik som kallas deltamodellering, där man först kartlägger förekomsten av lämpliga habitat och sedan predikterar abundansen inom dessa områden med hjälp av abundansmodeller. För både förekomst- och abundansmodellerna användes modellensembler, där ett flertal konceptuellt olika statistiska modelleringsmetoder kombinerades för att få så säkra och robusta utbredningskartor som möjligt.

De förekomstmodeller som låg till grund för kartorna av lämpliga habitat blev genomgående starka, med AUC-värden på 0,87–0,92 för de modeller som baserades på data från hela året, samt 0,85–0,95 för de modeller som representerar första respektive andra halvåret, vilket innebär att de hade god förmåga att identifiera lämpliga habitat. Abundansmodellerna hade en förklaringsgrad på 15–49 % för både helårsmodellerna och modellerna som baserades på halvårsvisa data. De slutliga kartprediktionerna (där abundansen utanför predikerat habitat sattes till noll) hade i sin tur en förklaringsgrad mot provfångsterna på 1–15%. Kartorna som tagits fram i denna studie kan användas inom arbetet med fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd på regional till nationell nivå.

Summary

Distribution maps of essential fish habitats are crucial in coastal and marine management, at local, regional and national levels. Maps are used within fish management, habitat conservation and marine spatial planning, as well as for handling of permits for construction or water operations.

Habitat modelling, where statistical methods are used to link the occurrence or abundance of species to various environmental variables, is a method that makes it possible to produce distribution maps of suitable habitats and abundances.

In this study, data from trawl surveys at the Swedish west coast during 2005–2022 were used to map suitable habitats and abundance for two shark species, dogfish (*Squalus acanthias*) and lesser spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) and two ray species, starry ray (*Amblyraja radiata*) and thornback ray (*Raja clavata*). For each of the studied species the analyses resulted in an annual map based on all available data and two half-year maps, based on data from the first and last six months of the year. We used a modelling technique referred to as delta modelling (also called hurdle models), where you first map the presence of suitable habitats using presence-absence data and then predict the abundance within these areas using abundance models. For both occurrence and abundance models, ensemble modelling was applied, where a number of conceptually different statistical methods were combined to obtain more reliable distribution maps.

The presence-absence models, which were used to map the occurrence of suitable habitats, were consistently strong with AUC values ranging between 0.87–0.92 in the model based on all data and 0.85–0.95 in the half-year maps, meaning that they could distinguish between suitable and less suitable habitats. A majority of the fitted abundance models explained a relatively large proportion of variation, with a range of 15–49 %. The produced distribution maps (where abundances outside suitable habitat were set to zero) explained 1–15 % of the variation. Maps produced in this study can be used within fish management, marine spatial planning, green infrastructure and area protection mainly at a county to national level.

Innehållsförteckning

| | |
|--|-----------|
| 1. Introduktion..... | 6 |
| 2. Metod | 7 |
| 2.1. Provfiskedata..... | 7 |
| 2.2. Miljövariabler | 10 |
| 2.3. Statistiska analyser..... | 12 |
| 3. Resultat..... | 16 |
| 3.1. Förekomst och abundans av arterna..... | 16 |
| 3.2. Modellresultat | 18 |
| 3.3. Kartprediktioner | 22 |
| 3.3.1. Pigghaj..... | 22 |
| 3.3.2. Småfläckig rödhaj | 24 |
| 3.3.3. Knaggrocka..... | 26 |
| 3.3.4. Klorocka | 28 |
| 4. Diskussion..... | 30 |
| Tack... .. | 33 |
| Referenser..... | 34 |
| Bilaga 1 – Miljövariabler | 36 |
| Bilaga 2 - Responskurvor..... | 38 |

1. Introduktion

Utbredningskartor över olika arters habitat är ett viktigt verktyg och ofta ett centralt underlag inom naturvård och arbetet med att förvalta våra naturresurser i både akvatiska och terrestra miljöer. Att identifiera områden med särskilda naturvärden ger förvaltningen möjlighet att styra verksamheter till mindre känsliga områden och därmed minska risken för skador på viktiga ekosystemfunktioner och den biologiska mångfalden. I kust- och havsförvaltningen är behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och på nationell nivå. Kartorna efterfrågas till exempel för fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden gällande byggnation och vattenverksamhet.

I denna studie kartläggs potentiella habitat för de fyra vanligaste broskfiskarterna i Västerhavet. För varje art har en utbredningskarta tagits fram med hjälp av habitatmodellering, där sambanden mellan arternas förekomst och abundans statistiskt relaterats till ett antal miljövariabler. Genom att tillämpa flera olika modelleringstekniker har arternas habitatpreferenser och säsongsvisa utbredningsmönster undersökts. Att förstå var dessa hajar och rockor förekommer och vilka miljöförhållanden de föredrar är av avgörande betydelse för att vidta effektiva åtgärder för att skydda deras livsmiljöer.

Analyserna i studien ingår i Havs- och vattenmyndighetens projekt Nationell marin kartering, som har som mål att ta fram heltäckande kartor över bentiska habitat i Sveriges kust- och havsområden.

2. Metod

2.1. Provfiskedata

Data på förekomst och abundans av broskfiskar har samlats in vid olika bottentrålsundersökningar i Skagerrak, Kattegatt och Öresund under åren 1972–2022. Den här studien har endast använt data från 2005 och framåt för att representera den nutida utbredningen av arterna. Av Figur 1 framgår antalet trålade stationer per år och kvartal, och Figur 2 anger utbredningen av de tråldrag som ingick i modelleringen.

Tråldatat som använts i modelleringen kommer från de internationellt koordinerade bottentrålsundersökningarna IBTS (International Bottom Trawl Survey), BITS (Baltic International Trawl Survey) och CODS (Kattegat Cod Survey), samt några nationella bottentrålsundersökningar.

IBTS omfattar Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt och har genomförts under första kvartalet sedan 1960-talet. En standardiserad trål används sedan 1983, och från och med 1991 utförs provfiske även under tredje kvartalet. BITS omfattar Östersjön inklusive Bälthavet och Öresund, men även Kattegatt och enstaka stationer i Skagerrak provfiskas inom ramen för undersökningen. BITS utförs i sin nuvarande form sedan 2001, med standardiserade trålar och provfiske under första och fjärde kvartalet. CODS initierades 2008 för att förbättra dataunderlaget för beståndsuppskattning av torsk, men har även använts för att utvärdera effekterna av fiskeregleringar i sydöstra Kattegatt.

De nationella bottentrålsundersökningarna som ingår i analysen (här samlade under benämningen NATS) är Kusttrålningen (från och med 2002), Öresunds- (från och med 2011) och Skagerrakundersökningen (från och med 2018). Dessa undersökningar bidrar med kompletterande data för områden och djupintervall där de internationella undersökningarna saknar täckning, till exempel i fjordarna i Skagerrak där Kusttrålningen bidrar med data.

Upplägget för IBTS, BITS, Kusttrålningen och Öresundsundersökningen baseras i huvudsak på fasta trålstationer som provfiskas vid varje expeditionstillfälle. Undantaget från detta är IBTS i Skagerrak under tredje kvartalet som sedan 2005 baseras på en randomiserad djupstratifierad design för att säkerställa en representativ provtagning med hänsyn till Skagerraks varierade

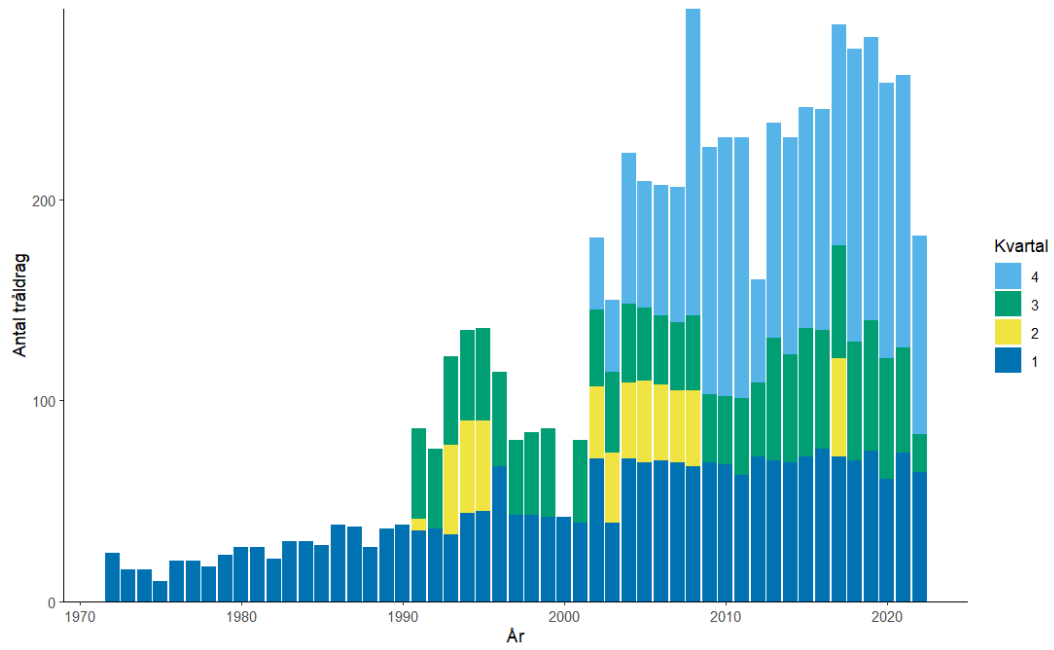
batymetri. Antalet stationer är dock fortsatt detsamma som under första kvartalet, dvs 26 stationer i Skagerrak och 19 stationer i Kattegatt. BITS provfiskar 26 stationer varav huvuddelen ligger i Kattegatt.

Upplägget för Kusttrålningen har varierat över tid, både vad gäller geografisk täckning och tid på året. Från 2002 till 2012 tillämpades olika kombinationer av områden och kvartal, men sedan 2013 har undersökningen begränsats till 32 fasta stationer längs Skagerrakkusten, inklusive fjordområden, under tredje kvartalet. Havsfiskelaboratoriets trålundersökningar i Öresund har pågått i olika former sedan början av 1990-talet, men sedan 2011 har de genomförts inom Öresundsundersökningen i första och fjärde kvartalet. Inledningsvis provfiskades 2 stationer, men sedan 2018 omfattar undersökningen 11 fasta stationer.

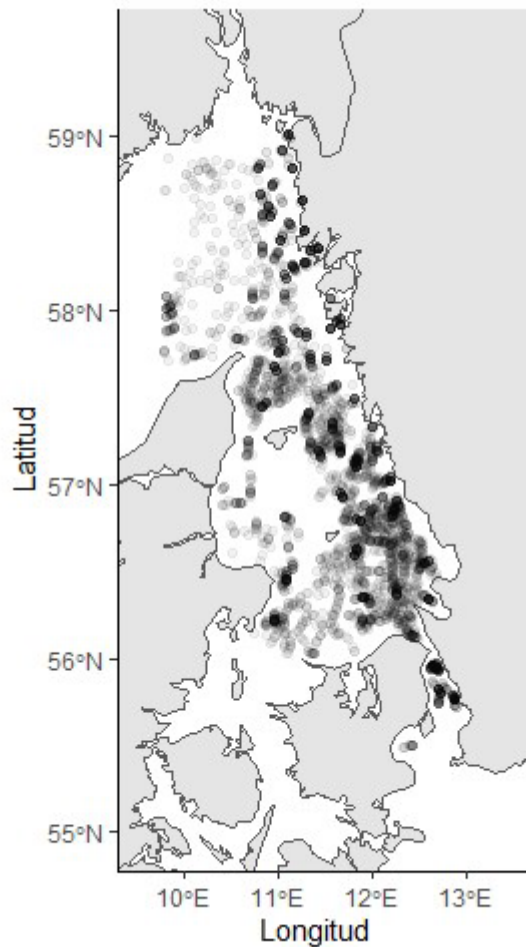
CODS och Skagerrakundersökningen utförs båda årligen under fjärde kvartalet och baseras på en randomiserad områdesstratifierad, respektive djupstratifierad design. CODS omfattar 80 stationer, varav Sverige och Danmark provfiskar hälften var. Skagerrakundersökningen omfattar 40 stationer, avsedda att analyseras tillsammans med de stationer som provfiskas under IBTS Q3.

Samtliga ingående undersökningar är baserade på fiske med bottentrål, vilka av historiska och logistiska skäl skiljer sig åt i utformning. Ett huvudsyfte för både IBTS och BITS är att följa rekryteringen av ungfisk i olika bestånd och har därför en liten maska i lyftet (16–20 mm). Eftersom IBTS ursprungligen var en sillundersökning används en trål med stor vertikal öppning (4–6,5 m), den franska sillbottentrålen GOV (chalut à Grande Ouverture Verticale). BITS i Kattegatt använder en trål designad för demersal fisk, TV3-small, med en betydligt lägre öppning (~2,5 m). Kusttrålningen och Öresundsundersökningen, som opererar kustnära med mindre fartyg, använder små trålar, i princip nedskalade varianter av GOV och TV3. För Kusttrålningen används trålen Norden och i Öresund TV3-mini. För att kunna jämföra de kustnära fångsterna med resultaten från IBTS- och BITS-undersökningarna används även här 16 mm maska i lyftet.

CODS och Skagerrakundersökningen fokuserar i högre grad på kommersiella storlekar av fisk och har därför en större maska i lyftet (70 mm), vilket släpper igenom mindre fiskar, som till exempel sill och skarpsill. Fångstbarheten för hajar och rockor, som är fokus för denna analys, bedöms dock vara hög oavsett vilket redskap som använts. Data från alla undersökningar kan därför slås samman och analyseras tillsammans.



Figur 1. Antal trålade stationer i Skagerrak, Kattegatt och Öresund per år och kvartal. Den här studien har endast använt data från 2005 och framåt för att representera den nutida utbredningen av arterna.



Figur 2. Karta över de trålfiskestationer som ingick i modelleringen. En enskild provfiskepunkt har hög genomsnittlighet så att en mörkare färg i kartan innebär fler provfiskepunkter i samma område.

2.2. Miljövariabler

Vid modelleringen testades relationen mellan fiskarternas förekomst och abundans mot ett antal miljövariabler. Miljövariablerna hämtades in från kartraster över respektive variabel, förutom för vattendjup där fältnätmått djup användes i modelleringen. Modellerna byggdes genom att statistiskt beskriva sambandet mellan miljövariablerna och artens förekomst och abundans i provfiskena. Därefter användes heltäckande kartor över miljövariablerna för att skapa kartprediktioner över arternas utbredning i hela studieområdet.

De miljövariabler som ingick i modellerna testades för eventuell samvariation med hjälp av ett korrelationsstest och variance inflation factor (VIF), där de miljövariabler som hade ett VIF-värde högre än 3 utelämnades från modelleringen (Zuur m.fl., 2010). Ytterligare variabler utelämnades efter granskning av

modellernas responskurvor och variablernas bidrag till modellerna, det gällde vågexponering, latitud och avstånd till kusten (Tabell 1). I de slutgiltiga modellerna användes sju miljövariabler som tillsammans bedömdes ha god potential att karakterisera habitatet för de olika arterna, nämligen temperatur, salinitet, syrgashalt vid havsbotten, djup, bottenströmning, lutning och fiskeintensitet. Kartor och resultatet av ett korrelationstest för de miljövariabler som användes i modelleringen redovisas i bilaga 1. Variablerna förklaras även närmare nedan.

Tabell 1. Översikt av de variabler som ingick och uteslöts i modelleringen

| Variabel | Ingick i modellerna | Anledning till uteslutning |
|-------------------|---------------------|---|
| Temperatur | Ja | |
| Salinitet | Ja | |
| Syrgashalt | Ja | |
| Djup | Ja | |
| Bottenströmning | Ja | |
| Lutning | Ja | |
| Fiskeintensitet | Ja | |
| Vågexponering | Nej | Låg förklaringsgrad |
| Latitud | Nej | Låg förklaringsgrad och hög korrelation med andra variabler |
| Avstånd till kust | Nej | Låg förklaringsgrad |

De kartprediktioner som togs fram i denna studie var i upplösningen 3,5×3,5 km och de kartor över miljövariablerna som användes för att ta fram dessa kom från olika källor och hade olika upplösning (se respektive miljövariabel nedan). För att undvika extrapolering utanför det spann i miljövariablerna som modellerna kalibrerats på trunkerades miljövariablerna. Det här innebär att kartlagren som användes som underlag för prediktion begränsades till det spann av värden som uppmätts vid provfiskepunkterna, så att om en miljövariabelns värde i ett område låg under eller över variabelns variationsbredd vid provfiskepunkterna användes det lägsta respektive det högsta uppmätta värdet vid en provfiskepunkt istället för det verkliga. Detta innebär att de framtagna kartorna täcker områden som ligger utanför det provtagna intervallet för miljövariablerna, vilket gör att kartorna kan täcka ett större område än det som provtagits.

Temperatur och salinitet har starka fysiologiska effekter på fisk och är därmed viktiga faktorer för att beskriva fiskars utbredningsmönster. De temperatur- och salinitetsdata som användes i modelleringen hämtades från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS) där de ursprungliga rastren hade en upplösning på 4×4 km. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) och framtagna med hjälp av HIROMB-BOOS-modellen (HBM). För modellprediktionerna användes ett

medelvärde av salinitet respektive temperatur i bottenvattenskiktet för de år som fanns tillgängliga, vilket var åren 1993–2020.

Syrgashalt på botten hämtades också från EU:s plattform för öppna data, CMEMS. Lagret är framställt av SMHI där den biogeokemiska modellen EGOM har kopplats till en lokal variant av modellen ”NEMOv4.0 ocean model” för Östersjön och Västerhavet. Lagret har en upplösning på 2x2 km och sammanställdes genom att medelvärdet för månatliga data beräknades från de år som fanns tillgängliga med hög upplösning, vilket var åren 2020–2023.

Djup är en viktig faktor för att förklara utbredningen av fisk på en lokal skala. När modellerna byggdes användes djupdata insamlat i samband med provfiskena. För att skapa prediktionskartorna användes ett kartsikt med en ursprunglig upplösning på 25 meter som tagits fram utgående från öppna sjökortsdata genom interpolation med funktionen TopoToRaster i ArcGIS.

Bottenströmshastighet har hämtats från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus. Lagret är framtaget av SMHI och är baserat på en version av modellen ”NEMOv4.0 ocean model”. Lagret har en rumslig upplösning på 2x2 km på 56 olika djupnivåer och tidsmässigt har modellen uppdaterats två gånger per dag. I modelleringen i den här studien har ett medelvärde för strömshastighet på botten för åren 2020–2023 använts.

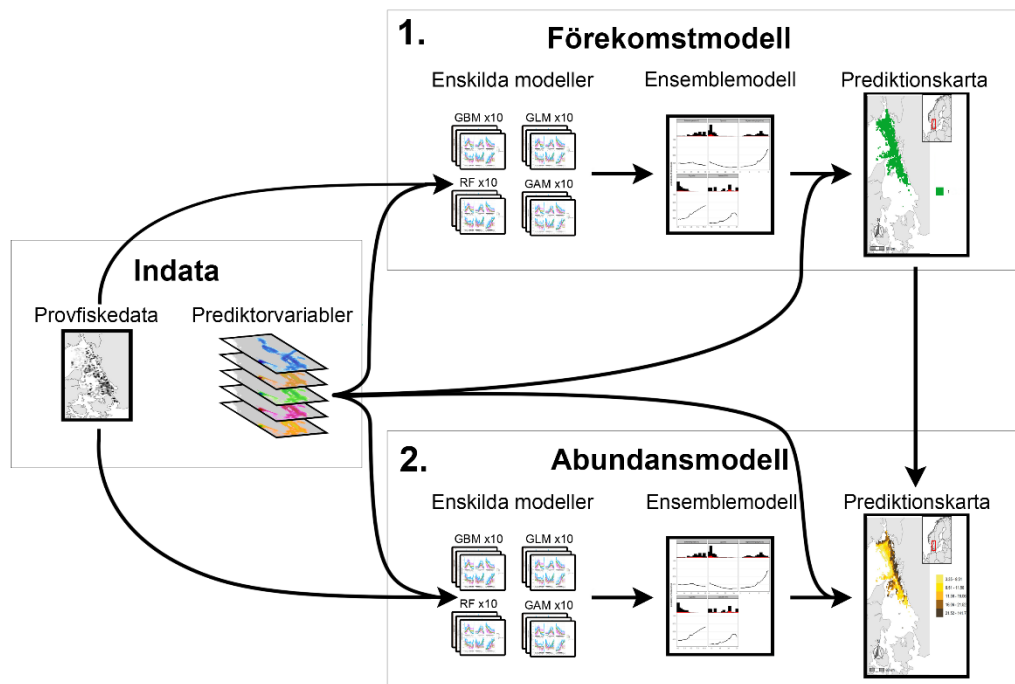
Bottenlutning kan både ha en direkt och indirekt effekt på fiskars val av habitat. I modelleringen användes att kartlager över botten medellutning inom en radie på 600 meter från provtagningspunkten. Lagret togs fram inom EU:s Interreg IIIb-projekt BALANCE.

Fiskeintensitet beskriver omfattningen av kommersiellt bottenträlsfiske med båt >12 meter. Omfattningen beskrivs med enheten genomsnittlig trålära per ytenhet. Lagret är framtaget av internationella havsforskningsrådet (ICES) och är baserad på fiskedata från åren 2018–2021.

2.3. Statistiska analyser

I denna studie beskriver vi utbredningen av lämpliga habitat och abundansen av arter med hjälp av deltamodellering (också kallat hurdle-modeller). Deltamodellering är en teknik där man kombinerar resultaten från en förekomstmodell, det vill säga en modell baserad på data över var en art finns eller inte, med en modell framtagen på data över en arts abundans i olika miljöer (Le Pape m.fl., 2022, Rubec m.fl., 2016). Tekniken innebär att man först beskriver var det finns lämpliga habitat med en förekomstmodell och sedan predikterar man abundanser i de predikterade förekomstområdena med en abundansmodell. Enbart tråldrag med förekomst av arterna användes vid abundansmodelleringen. Både förekomst- och abundansmodellerna togs fram genom ensemblemodellering, det vill säga att de slutgiltiga modellerna som användes för att ta fram kartor över

utbredning och abundans baserades på en kombination av ett flertal olika modelleringstekniker. För alla arter togs modeller fram både med data baserat från provfiskerna hela året data baserat på trålningar från första respektive andra halvåret. Modelleringen gjordes i det statistiska programspråket R (R Core Team 2022), där förekomstmodellerna som beskriver var det finns lämpliga habitat togs fram med hjälp av paketet biomod2 (Thuiller m.fl., 2021) och abundansmodellerna med paketet sdm (v1.0–99; Naimi & Araújo 2016). I både förekomst- och abundansmodellerna inkluderades fyra konceptuellt olika modelleringstekniker, varav två var statistiska regressionsmetoder (GLM - generalized linear models och GAM - generalized additive models) och två var trädbaserade (RF - random forest och GBM - generalized boosted models). Genom att kombinera de olika modellerna i en ensemble utnyttjas styrkorna i alla enskilda modelleringsteknikerna och effekten av enstaka fel minskas då samstämmiga resultat mellan metoderna förstärks.



Figur 3. Flödesschema som beskriver processen vid ensemblemodellering där flera modelleringstekniker kombineras för att ta fram prediktionskartan. Denna teknik användes både vid modelleringen av lämpliga habitat (steg 1) och vid modelleringen av abundans (steg 2). Dessa två kartor kombinerades sedan till en slutlig kartprediktion där abundansen predikterades inom de områden som i steg 1 identifierats som lämpliga habitat för arten.

Både vid modellering av förekomst och abundans upprepades varje enskild modellteknik tio gånger för varje modellerad art. I varje iteration slumpades 75% av stationerna fram för att kalibrera modellen och de resterande 25% användes för att validera modellen. För förekomstmodellerna beräknades sedan ett AUC-värde (Area Under Curve) för varje enskild modell för att utvärdera deras kvalitet. AUC-

värdet representerar sannolikheten att en slumpvis utvald provfiskestation där arten påträffats har ett högre sannolikhetsvärde i prediktionen än en slumpvis utvald station där den inte påträffats enligt data. Ett AUC-värde på 0,5 innebär att modellen är helt slumpartad och därmed inte alls förklarar förekomsten av en art, medan en perfekt modell har AUC-värde 1. AUC är således ett mått på modellens förmåga att diskriminera mellan ”dåliga” och ”bra” habitat, vilket vi benämner styrka. Alla enskilda modeller som hade ett AUC-värde högre än 0,7 bedömdes vara tillräckligt bra för att ingå i modellensembeln (Hosmer & Lemeshow 2000). Vid abundansmodelleringen användes samtliga delmodeller för att bygga ensemblen. När prediktionerna från de enskilda förekomstmodellerna sedan slogs samman till en ensembleprediktion användes metoden viktat medelvärde, vilket innebär att en modell med högre AUC eller förklaringsgrad fick större inverkan på ensemblen än en modell med lägre förklaringsgrad. Även de slutgiltiga ensembleprediktionerna för förekomstdata utvärderades med avseende på AUC med biomod2-paketets inbyggda funktion, där utvärderingen utförs på samma data som används för att bygga modellen.

I nästa steg, abundansmodelleringen, användes enbart data från de provfiskestationer där arten förekommit. Abundanserna logaritmerades innan modelleringen för att minska effekter från extremvärden. När kartprediktionerna gjordes transformerades värdena tillbaka till abundanser i originalskala. Vid sammanslagningen till en ensemblemodell viktades de enskilda modellernas bidrag till ensemblen efter hur väl modellprediktionerna korrelerade med datasetet som användes vid valideringen. För abundansmodellen utvärderades ensemblen genom att fem gånger träna modellen på 75% av data och sedan utvärdera den på resterande 25%, där modellens passning och precision kvantifierades med hjälp av förklaringsgraden (R^2) respektive det genomsnittliga absoluta skalade felet (MASE - Mean Absolute Scaled Error), där ett MASE-värde större än 1 innebär att modellens precision inte är bättre än en slumpartad modell (Hyndman 2006).

När man gör kartprediktioner på basen av förekomstmodelleringen får man i ett första steg ut en sannolikhetskarta. För att göra om denna karta till att i stället visa förekomst respektive frånvaro av en art tillämpades ett tröskelvärde som baseras på true skill statistic (Allouche m.fl. 2006). Med denna metod identifierar man det tröskelvärde för sannolikhet där summan av sensitivitet (andel provtråningar med förekomst där modellen har predikerat korrekt) och specificitet (andel provtråningar utan förekomst där modellen har predikerat korrekt) är som störst, det vill säga hur bra modellen är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomster (Fielding & Bell 1997). När man tillämpat detta tröskelvärde för att klassa om kartan till förekomst och icke-förekomst, predikterades sedan abundans utgående från motsvarande abundansmodell inom de identifierade förekomstområdena. När kartprediktionerna togs fram användes alltså först förekomstmodellen för att definiera områden med lämpliga habitat för respektive

art. Inom de områden som klassats som lämpliga habitat predikterades sedan abundansen med motsvarande abundansmodell medan områden utanför lämpliga habitat sattes till noll abundans. De slutliga kartprediktionerna utvärderades genom en regressionsanalys, där den predikterade abundansen (som alltså alltid sattes till noll utanför lämpligt habitat) relaterades till den verkliga fångsten. Vid utvärderingen användes alla datapunkter.

Prediktorvariablernas relativa betydelse för modellerna testades genom ett så kallat permutationstest som baseras på korrelationen mellan originalmodellens prediktioner och prediktioner från modeller där man upprepade gånger slumpvis kastar om värdena mellan provpunkterna för en förklaringsvariabel i taget. Den slumpvisa omkastningen upprepades tio gånger per förklaringsvariabel och jämfördes sedan med originalmodellen. Resultatet redovisas som 1 - medelvärdet för permutationerna där en liten skillnad mellan prediktionerna från originalmodellen och en modell med omkastade värden innebär att variabeln påverkar modellen mindre än vad en variabel där skillnaden är större gör. I biomod2-paketet finns denna funktion inbyggd, men för abundansmodellerna beräknades detta manuellt.

Med hjälp av partiella responskurvor utvärderades även på vilket sätt de olika miljövariablerna påverkade förekomst och abundans av arterna. Förhållandet mellan förekomst och abundans av de olika arterna och respektive förklaringsvariabel i modellen visas genom att man plottar sambandet separat för respektive förklaringsvariabel medan övriga förklaringsvariabler hålls konstanta vid medelvärdet. Responskurvorna illustrerar vad som händer med förekomsten eller abundansen av arten när värdet på förklaringsvariabeln ändras. Responskurvorna ger på så sätt en uppfattning om en arts nisch i relation till de miljöfaktorer som ingår i modelleringen.

3. Resultat

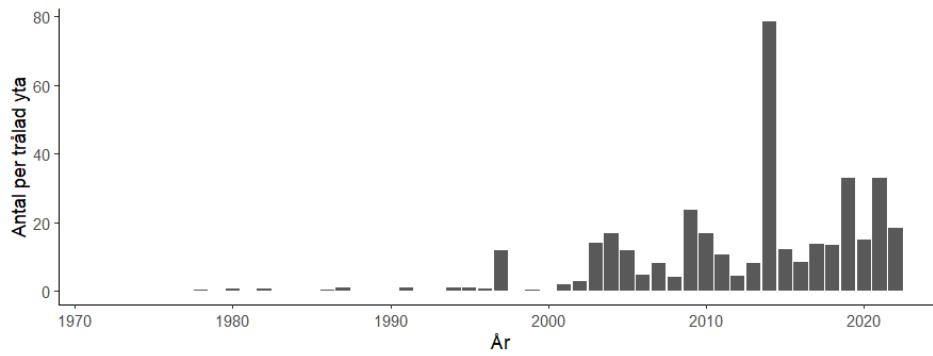
3.1. Förekomst och abundans av arterna

Av de fyra broskfiskarna var pigghaj och klorocka de mest allmänt förekommande i trålundersökningarna (Tabell 2). Fångsterna av pigghaj, småfläckig rödhaj och knaggrocka har ökat under 2000-talet, medan fångster av klorocka har varit relativt stabil under hela studieperioden (Figur 4).

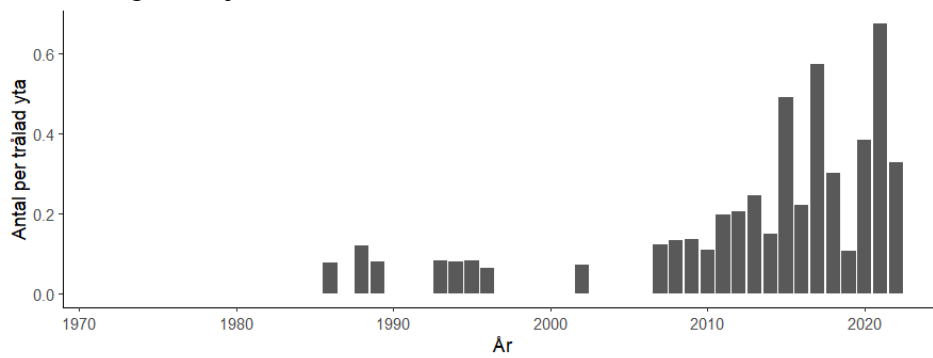
Tabell 2. Förekomstfrekvensen visar i hur stor andel av trålragen arten fångades och medelantal individer visar medelabundans per tråldrag för de fyra modellerade broskfiskarterna vid de inkluderade trålundersökningarna 2005–2022. Siffran inom parentes visar medelantalet individer där enbart tråldrag med fångst av arten har inkluderats.

| Art | Förekomstfrekvens | Medelantal individer (vid fångst) |
|-------------------|-------------------|-----------------------------------|
| Pigghaj | 12,7% | 1,19 (9,36) |
| Småfläckig rödhaj | 2,3% | 0,03 (1,17) |
| Klorocka | 16,7% | 0,51 (3,03) |
| Knaggrocka | 3,3% | 0,14 (4,12) |

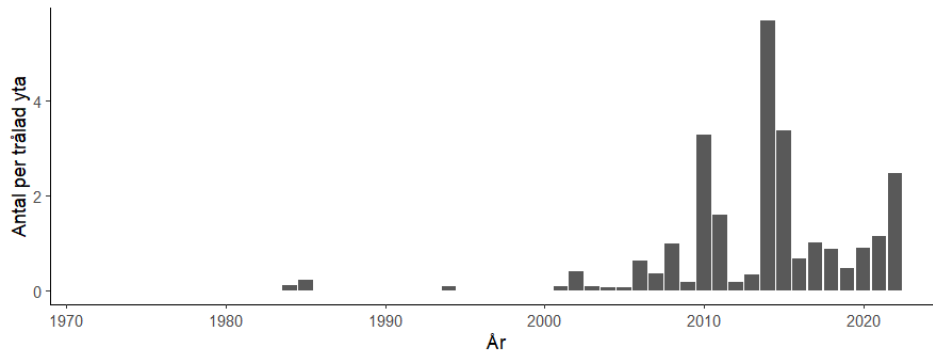
Pigghaj



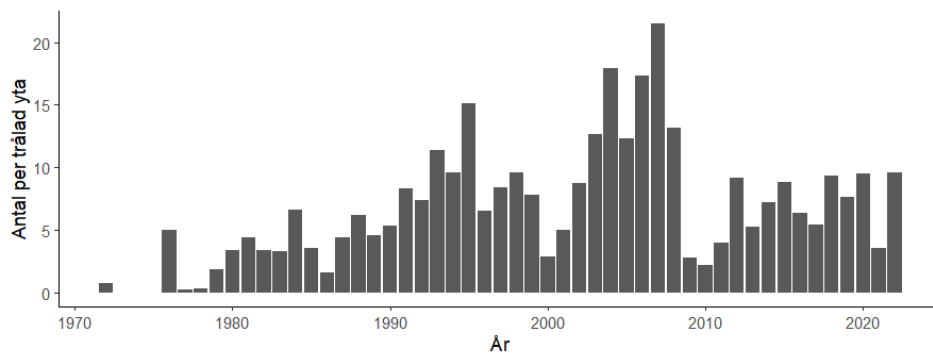
Småfläckig rödhaj



Knaggrocka



Klorocka



Figur 4. Medelantal per km² trålad yta för de fyra broskfiskarna under perioden 1970–2022.

3.2. Modellresultat

Valideringen av modellerna i det första modelleringssteget där förekomstmodeller togs fram visade på höga AUC-värden för alla modellensembler. Det indikerar att förekomstmodellerna hade god förmåga att identifiera lämpliga livsmiljöer för arterna inom provtagningsområdet (Tabell 3). Abundansmodellerna som togs fram i nästa steg hade en förklaringsgrad som varierade mellan 15–48% (Tabell 4). Lägst förklaringsgrad hade abundansmodellen för småfläckig rödhaj där endast 4% av variationen i abundans kunde förklaras av modellen. Samtliga modeller hade MASE-värde en bra bit under 1. Vid utvärderingen av kartprediktionerna, som baserades på en kombination av förekomst- och abundansmodellen för varje art, varierade förklaringsgraden mellan <0,01–15% (Tabell 5).

Tabell 3. Sammanställning av resultat för ensembler av förekomstmodellerna, som användes för att definiera lämpliga habitat för de olika arterna. AUC anger förekomstmodellernas förmåga att skilja mellan förekomster och icke-förekomster, tröskelvärde anger vid vilken sannolikhet gränsen sattes för lämpligt habitat. Sensitivitet och specificitet anger förekomstmodellens förmåga att korrekt prediktera förekomster respektive icke-förekomster. H1 och H2 anger halvår 1 och halvår 2.

| Art | Tidsperiod | AUC | Tröskelvärde | Sensitivitet | Specificitet |
|-------------------|------------|------|--------------|--------------|--------------|
| Pigghaj | Helår | 0,87 | 0,327 | 81,1 | 75,6 |
| | H1 | 0,90 | 0,281 | 85,7 | 80,5 |
| | H2 | 0,89 | 0,418 | 75,6 | 84,7 |
| Småfläckig rödhaj | Helår | 0,90 | 0,277 | 80,8 | 87,5 |
| | H1 | 0,90 | 0,443 | 84,6 | 80,2 |
| | H2 | 0,85 | 0,431 | 76,7 | 75,9 |
| Knaggrocka | Helår | 0,89 | 0,274 | 85,6 | 75,5 |
| | H1 | 0,95 | 0,242 | 95,3 | 80,5 |
| | H2 | 0,93 | 0,270 | 91,7 | 78,7 |
| Klorocka | Helår | 0,92 | 0,334 | 83,2 | 85,1 |
| | H1 | 0,93 | 0,320 | 86,4 | 86,1 |
| | H2 | 0,92 | 0,385 | 79,0 | 89,1 |

Tabell 4. Sammanställning av resultat för ensembler av abundansmodellerna. Abundans anger medelabundansen i datasetet som ingick i modelleringen och predikterad abundans anger motsvarande för abundans som predikterades av modellen. Förklaringsgraden (R^2) anger hur stor del av variationen i data som kan förklaras av modellen. Det genomsnittliga absoluta skalade felet (MASE) är ett mått på modellen precision, dvs hur nära den predikterade abundansen är det uppmätta värdet. H1 och H2 anger halvår 1 och halvår 2.

| Art | Tidsperiod | Abundans | Predikterad abundans | R^2 | MASE |
|-------------------|------------|----------|----------------------|--------------|------|
| Pigghaj | Helår | 9,91 | 12,9 | 0,149 | 0,69 |
| | H1 | 6,29 | 8,73 | 0,166 | 0,79 |
| | H2 | 12,35 | 14,99 | 0,209 | 0,63 |
| Småfläckig rödhaj | Helår | 2,60 | 2,97 | 0,193 | 0,66 |
| | H1 | 2,67 | 3,01 | 0,478 | 0,75 |
| | H2 | 2,60 | 3,17 | 0,164 | 0,60 |
| Knaggrocka | Helår | 3,44 | 6,34 | 0,221 | 0,71 |
| | H1 | 4,00 | 4,31 | 0,222 | 0,72 |
| | H2 | 6,53 | 6,46 | 0,208 | 0,70 |
| Klorocka | Helår | 7,16 | 7,06 | 0,489 | 0,53 |
| | H1 | 6,00 | 7,03 | 0,489 | 0,57 |
| | H2 | 7,15 | 6,88 | 0,471 | 0,53 |

Tabell 5. Sammanställning av resultat för den slutgiltiga kartprediktionen, som baseras på en kombination av ensembler av både förekomst- och abundansmodeller. Förklaringsgraden (R^2), F och p -värde för regressionsanalys mellan observerad abundans i provfiskefångsten och predikterad abundans i kartprediktionen.

| Art | Tidsperiod | R^2 | F | p |
|-------------------|------------|-------|--------|--------|
| Pigghaj | Helår | 0,06 | 269,78 | <0,001 |
| | H1 | 0,03 | 50,98 | <0,001 |
| | H2 | 0,11 | 345,86 | <0,001 |
| Småfläckig rödhaj | Helår | >0,01 | 2,27 | 0,132 |
| | H1 | >0,01 | 6,97 | 0,008 |
| | H2 | >0,01 | 2,27 | 0,132 |
| Knaggrocka | Helår | 0,02 | 77,02 | <0,001 |
| | H1 | 0,01 | 12,30 | <0,001 |
| | H2 | 0,01 | 40,27 | <0,001 |
| Klorocka | Helår | 0,15 | 749,97 | <0,001 |
| | H1 | 0,14 | 249,02 | <0,001 |
| | H2 | 0,14 | 466,33 | <0,001 |

Vilka av miljövariablerna som hade störst inverkan på modellerna varierade mycket både mellan arter och mellan förekomst- och abundansmodellerna (Tabell 6 och Tabell 7). Generellt sett var djupet följt av syrgashalten på botten de viktigaste variablerna för att prediktera arternas utbredningsområde. I abundansmodellerna var fiskeintensiteten viktig för hajarna och saliniteten för rockorna.

För pigghaj var syrgashalten och bottenströmmar de viktigaste variablerna för att avgöra utbredningen, medan även fiskeintensiteten var viktig när abundansen modellerades.

Småfläckig rödhaj förklarades bäst av framförallt fiskeintensitet, men även djup och temperatur bidrog mycket till modellerna.

För knaggrockan var djupet och syrgashalten viktigast när förekomstens utbredning modellerades. Vid abundansmodelleringen var det istället bottenströmmar och salinitet som bidrog mest.

Även klorockan hade djupet som viktigaste faktor vid förekomstmodelleringen. Vid abundansmodelleringen var det ett relativt jämnt bidrag mellan miljövariablerna även om saliniteten var viktigast. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan de modellerade arterna och miljövariablerna redovisas i bilaga 2.

Tabell 6. Förklaringsvariablernas betydelse i förekomstmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art och säsong är markerade med fet stil. Variablernas betydelse har justerats så de för varje modell summerar till 1, detta för att det ska gå att jämföra de olika variablernas betydelse mellan modellerna. H1 och H2 anger halvår 1 och halvår 2.

| Art | Tidsperiod | Syrgashalt | Strömmar | Salinitet | Temperatur | Djup | Fiskeintensitet | Lutning |
|-------------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------|---------|
| Pigghaj | Helår | 0,37 | 0,03 | 0,42 | 0,02 | 0,08 | 0,06 | 0,02 |
| | H1 | 0,07 | 0,04 | 0,19 | 0,23 | 0,35 | 0,07 | 0,05 |
| | H2 | 0,59 | 0,03 | 0,26 | 0,02 | 0,06 | 0,02 | 0,02 |
| Småfläckig rödhaj | Helår | 0,13 | 0,07 | 0,11 | 0,07 | 0,28 | 0,24 | 0,09 |
| | H1 | 0,19 | 0,20 | 0,12 | 0,05 | 0,37 | 0,00 | 0,07 |
| | H2 | 0,07 | 0,04 | 0,10 | 0,02 | 0,45 | 0,30 | 0,02 |
| Knaggrocka | Helår | 0,16 | 0,12 | 0,09 | 0,06 | 0,47 | 0,06 | 0,04 |
| | H1 | 0,24 | 0,08 | 0,03 | 0,08 | 0,51 | 0,05 | 0,01 |
| | H2 | 0,13 | 0,08 | 0,10 | 0,16 | 0,39 | 0,06 | 0,09 |
| Klorocka | Helår | 0,12 | 0,15 | 0,03 | 0,10 | 0,41 | 0,12 | 0,07 |
| | H1 | 0,18 | 0,13 | 0,04 | 0,01 | 0,54 | 0,05 | 0,05 |
| | H2 | 0,12 | 0,13 | 0,04 | 0,15 | 0,31 | 0,17 | 0,08 |

Tabell 7. Förklaringsvariablernas relativa betydelse i abundansmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art och säsong är markerade med fet stil. Variablernas betydelse har justerats så de för varje modell summerar till 1, detta för att det ska gå att jämföra de olika variablernas betydelse mellan modellerna. H1 och H2 anger halvår 1 och halvår 2.

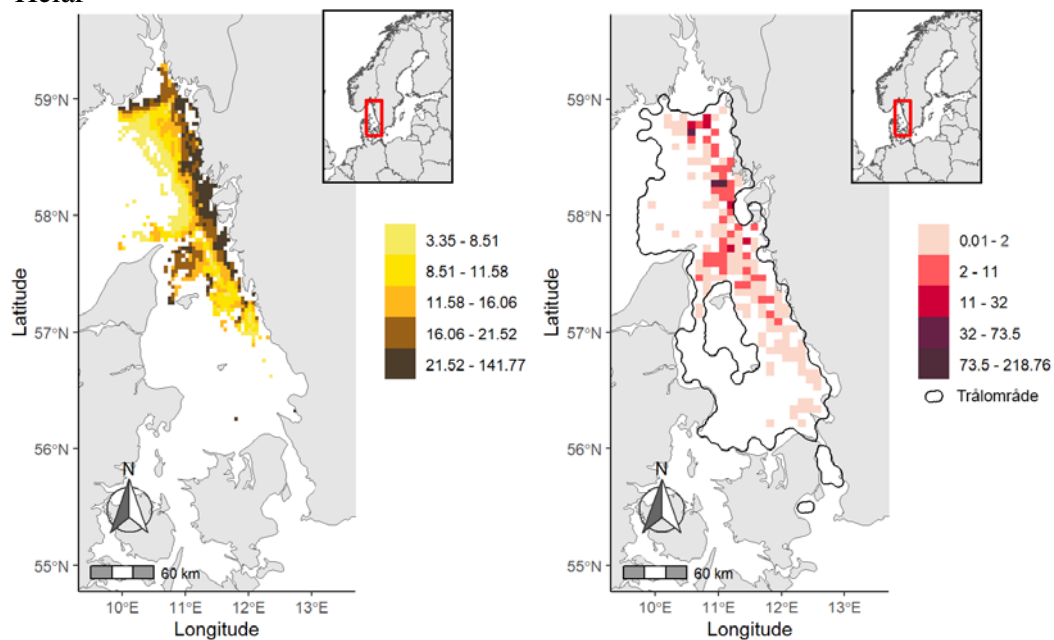
| Art | Tidsperiod | Syrgashalt | Strömmar | Salinitet | Temperatur | Djup | Fiskeintensitet | Lutning |
|-------------------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------|-------------|
| Pigghaj | Helår | 0,30 | 0,08 | 0,09 | 0,10 | 0,14 | 0,20 | 0,09 |
| | H1 | 0,04 | 0,11 | 0,08 | 0,06 | 0,35 | 0,17 | 0,19 |
| | H2 | 0,37 | 0,08 | 0,80 | 0,08 | 0,15 | 0,17 | 0,08 |
| Småfläckig rödhaj | Helår | 0,20 | 0,05 | 0,08 | 0,31 | 0,09 | 0,21 | 0,02 |
| | H1 | 0,26 | 0,04 | 0,10 | 0,10 | 0,18 | 0,30 | 0,14 |
| | H2 | 0,33 | 0,05 | 0,06 | 0,19 | 0,16 | 0,17 | 0,05 |
| Knaggrocka | Helår | 0,07 | 0,25 | 0,28 | 0,08 | 0,16 | 0,08 | 0,08 |
| | H1 | 0,04 | 0,05 | 0,38 | 0,14 | 0,37 | 0,01 | 0,00 |
| | H2 | 0,08 | 0,38 | 0,13 | 0,09 | 0,06 | 0,13 | 0,11 |
| Klorocka | Helår | 0,09 | 0,07 | 0,29 | 0,07 | 0,13 | 0,17 | 0,19 |
| | H1 | 0,06 | 0,05 | 0,40 | 0,11 | 0,09 | 0,12 | 0,16 |
| | H2 | 0,09 | 0,07 | 0,25 | 0,05 | 0,16 | 0,17 | 0,21 |

3.3. Kartprediktioner

3.3.1. Pigghaj

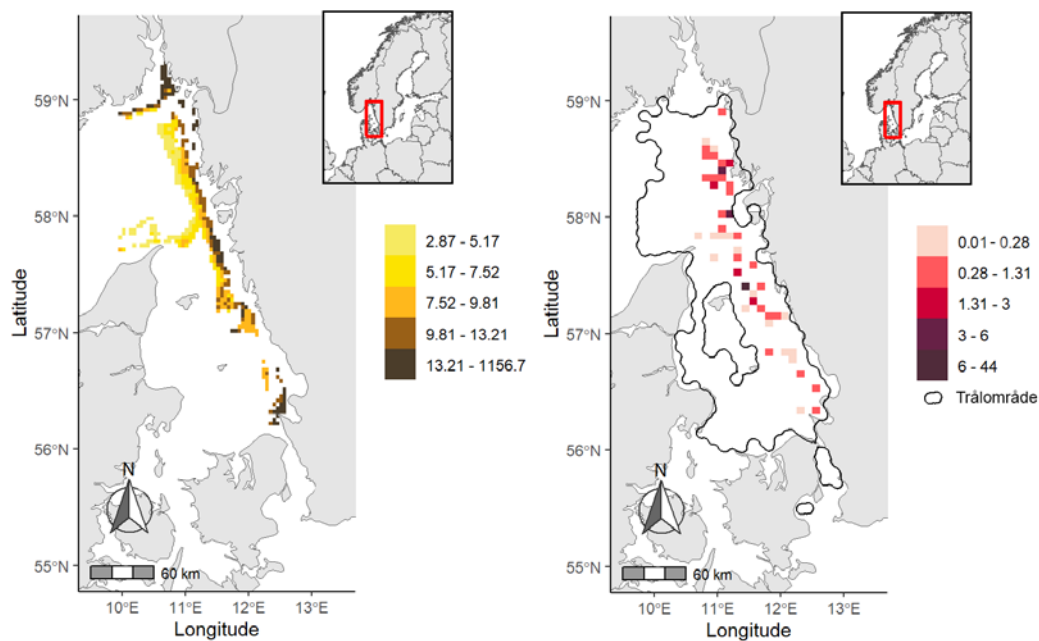
Figur 5 visar kartprediktion och trålfångster för pigghaj från trålningar över hela året och i figur 6 visas motsvarande fast uppdelat per halvår. Pigghaj förekom främst i Skagerrak och norra Kattegatt och främst i grunda områden och sluttningar med låg fiskeintensitet. Framför allt under första halvåret förekom den mer koncentrerat i kallare områden, strax utanför den yttersta kustlinjen både i Skagerrak och Kattegatt. Under andra halvåret förekom den över större ytor i områden i Skagerrak och de norra delarna av Kattegatt.

Helår

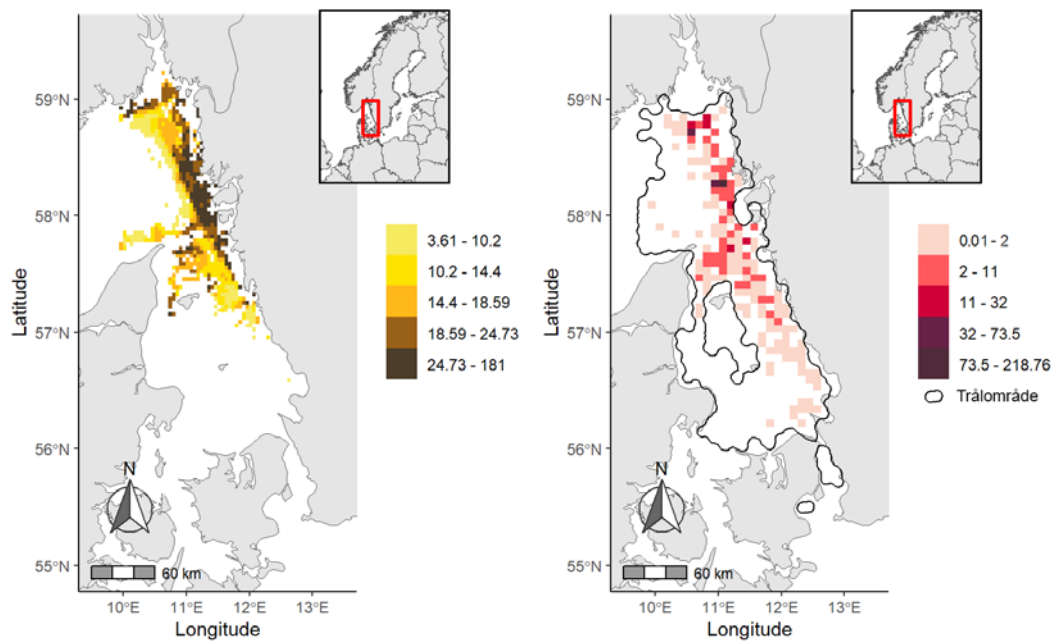


Figur 5. Vänstra kartbilden visar områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för pigghaj i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kartbilden visar medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartbilderna baseras på trålningar utförda januari–december, 2005–2022.

H1



H2

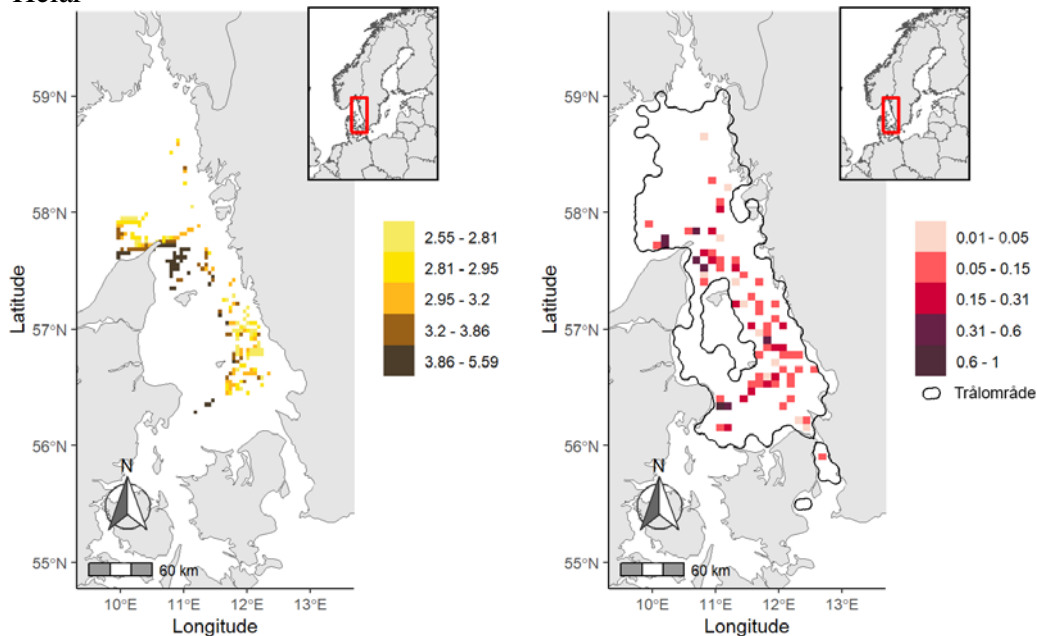


Figur 6. Vänstra kolumnen: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för pigghaj i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kolumnen: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Övre raden: baserat på trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: baserat på trålningar utförda juli–december. Alla kartor är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.2. Småfläckig rödhaj

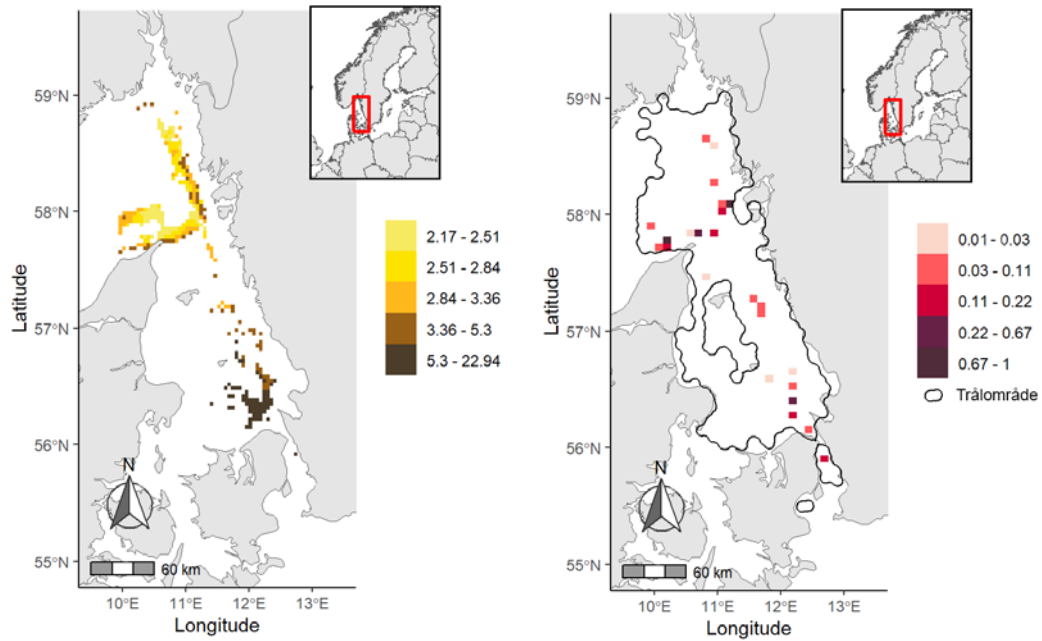
Figur 7 visar kartprediktion och trålfångster för småfläckig rödhaj från trålningar över hela året och i figur 8 visas motsvarande fast uppdelat per halvår. Småfläckig rödhaj är rätt sparsamt förekommande i trålningarna, och påträffades främst i varmare vatten med låg fiskeintensitet. Under första halvåret påträffades arten utspritt i både Kattegatt och Skagerrak. Under det andra halvåret fångades den i princip enbart i Kattegatt. Abundansmodellerna hade hög osäkerhet och lyckades inte knyta den småfläckiga rödhajen till tydliga specifika habitat. Förekomstmodellerna hade lite lägre osäkerhet och visade på att den småfläckiga rödhajen föredrog djupare områden med hög strömhastighet under det första halvåret. Under det andra halvåret var grundare områden med lägre fiskeintensitet viktigare.

Helår

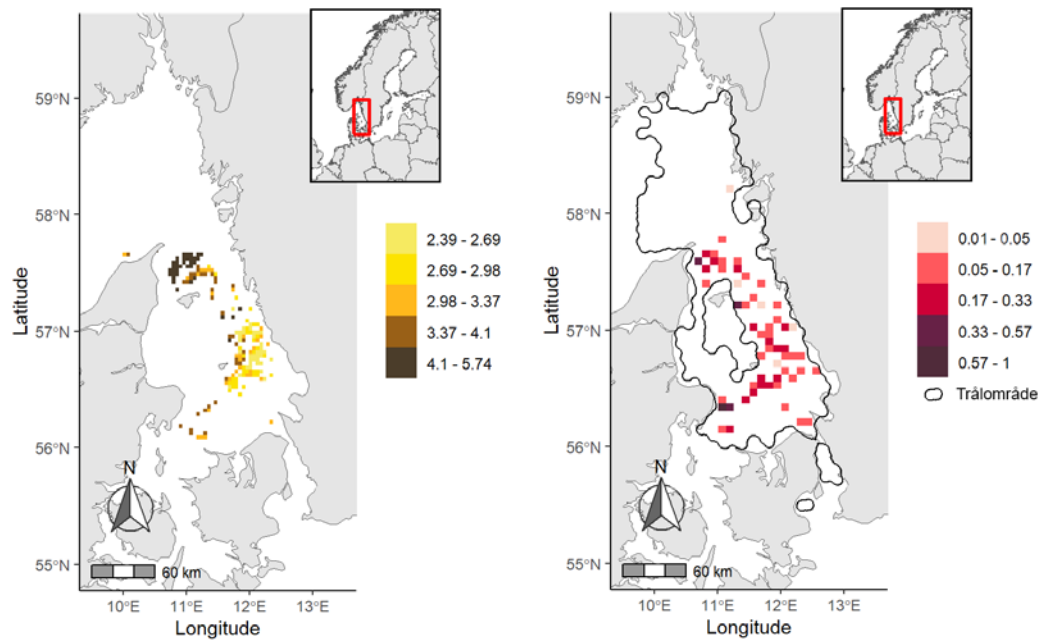


Figur 7. Vänstra kartbilden visar områden med lämpliga habitat och predikerad abundans för småfläckig rödhaj i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kartbilden visar medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartbilderna baseras på trålningar utförda januari–december, 2005–2022.

H1



H2

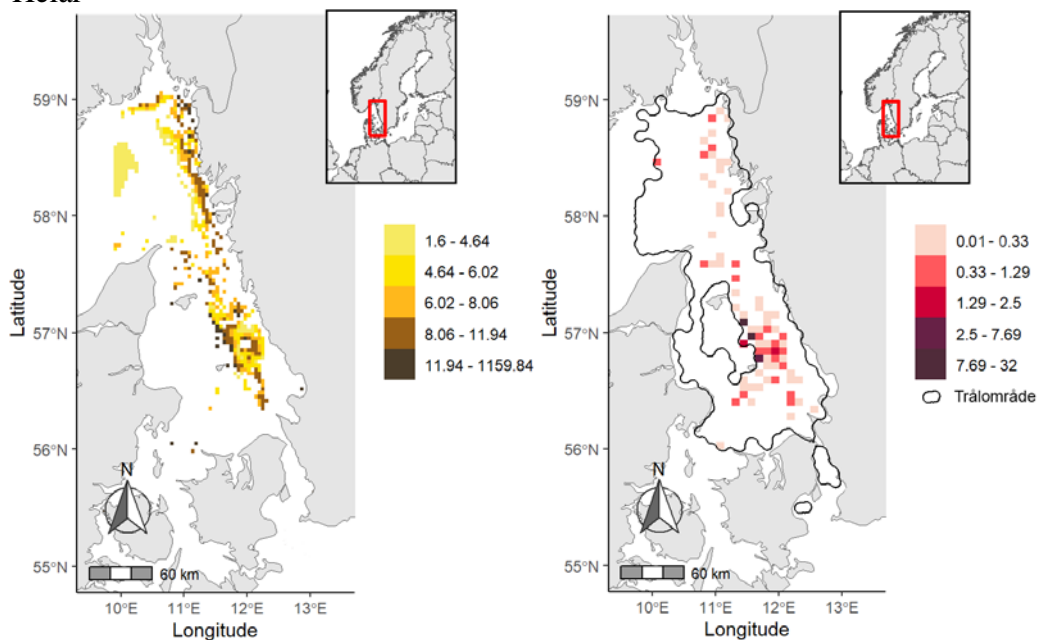


Figur 8. Vänstra kolumnen: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för småfläckig rödhaj i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kolumnen: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Övre raden: baserat på trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: baserat på trålningar utförda juli–december. Alla kartor är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.3. Knaggrocka

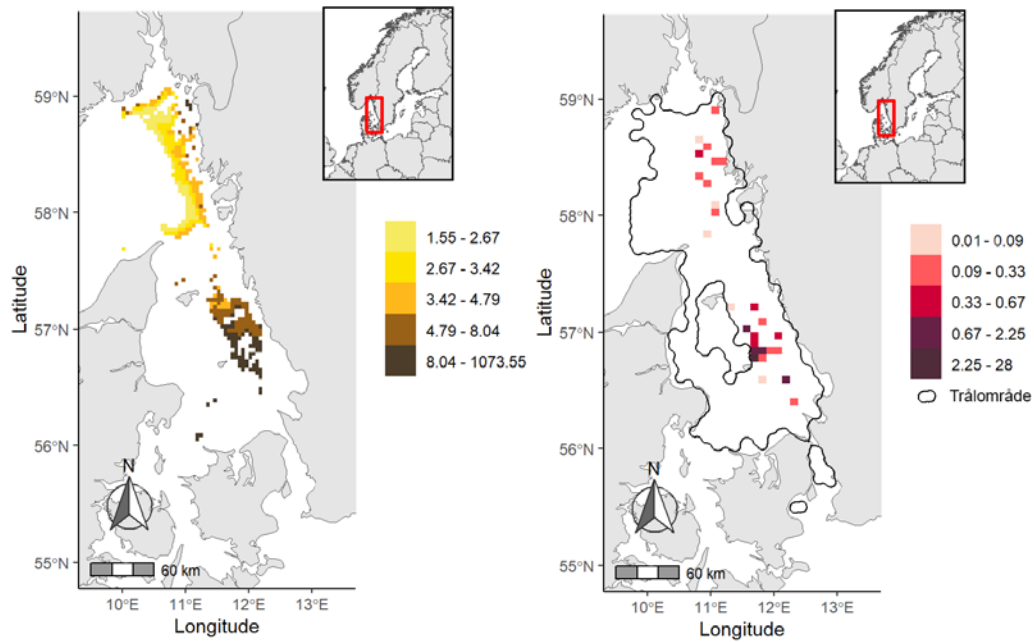
Figur 9 visar kartprediktion och trålfångster för knaggrocka från trålningar över hela året och i figur 10 visas motsvarande fast uppdelat per halvår. Knaggrocka förekommer i relativt låga abundanser i hela Kattegatt och Skagerrak. Till följd av det hade abundansmodellerna låga förklaringsgrader. Förekomstmodellerna visade dock på fina AUC-värden, vilket tyder på att modellerna kunde definiera utbredningsområdet på ett bra sätt, men abundanserna inom utbredningsområdet är mer osäkra. Knaggrockan förekom främst i fångsterna under det första och sista kvartalet och utbredningsområdet skiljde sig inte nämnvärt mellan de två perioderna. Knaggrockan förekom främst i djupare områden med relativt hög temperatur.

Helår

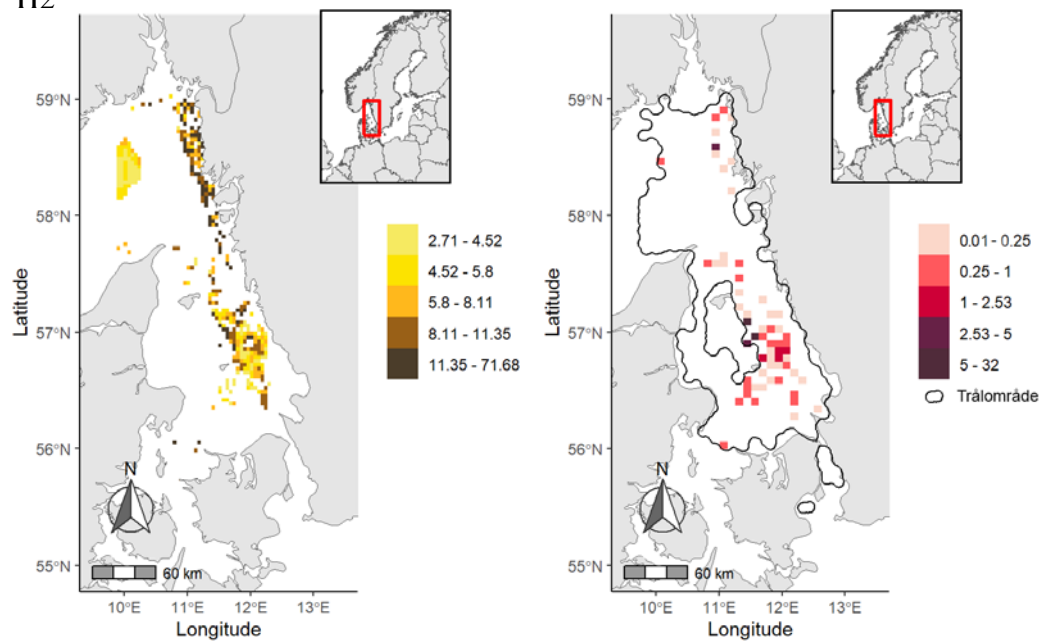


Figur 9. Vänstra kartbilden visar områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för knaggrocka i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kartbilden visar medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartbilderna: baseras på trålningar utförda januari–december, 2005-2022.

H1



H2

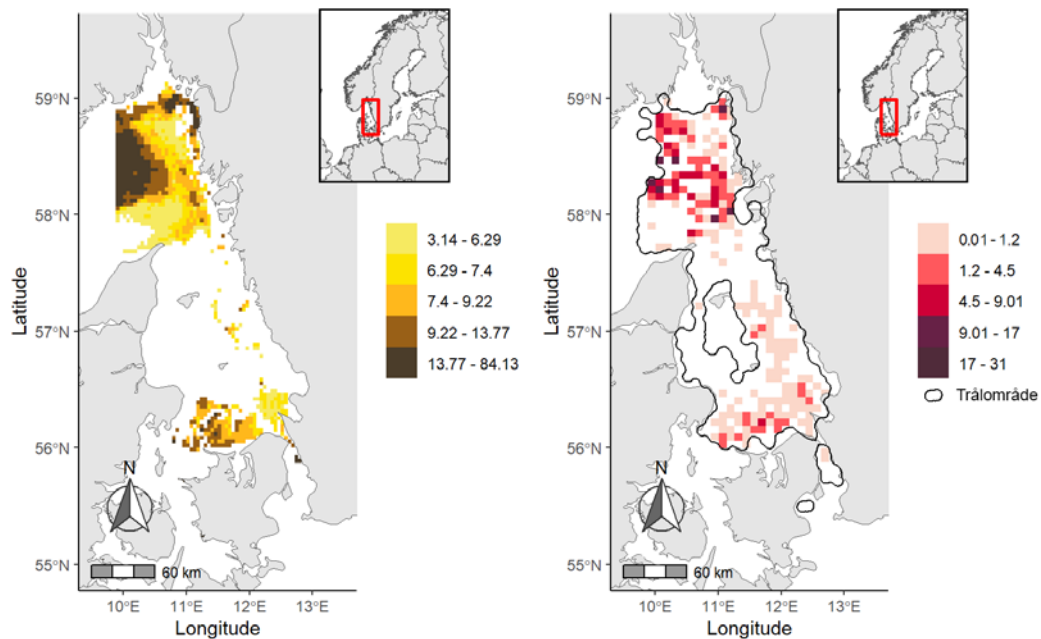


Figur 10. Vänstra kolumnen: områden med lämpliga habitat och predikerad abundans för knaggrocka i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kolumnen: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Övre raden: baserat på trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: baserat på trålningar utförda juli–december. Alla kartor är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.4. Klorocka

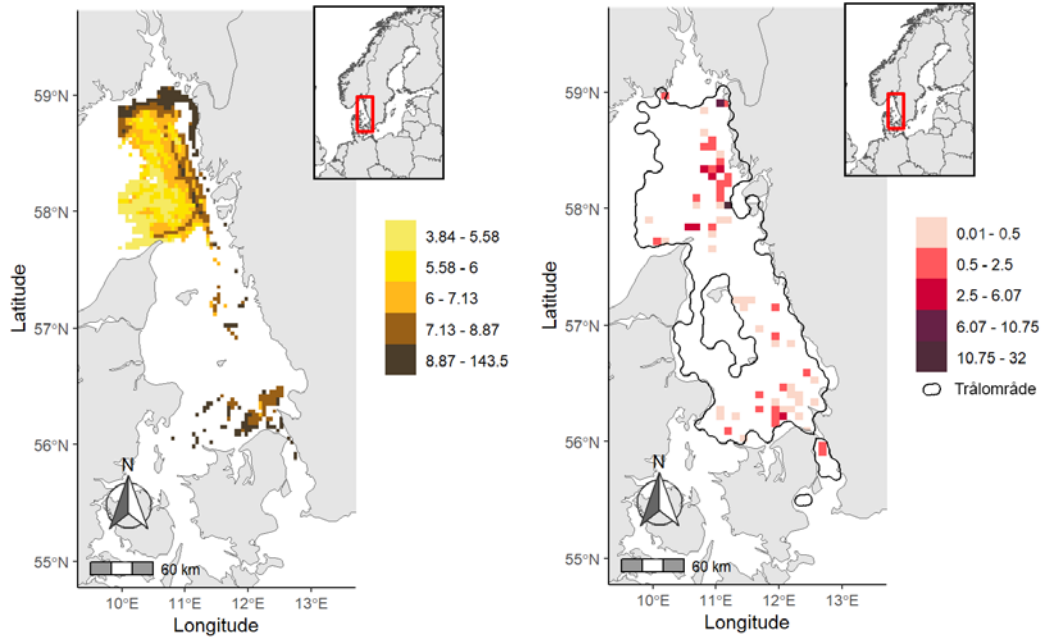
Figur 11 visar kartprediktion och trålfångster för klorocka från trålningar över hela året och i figur 12 visas motsvarande fast uppdelat per halvår. Klorockan är allmänt förekommande i hela Skagerrak och i södra Kattegatt. I de norra delarna av Kattegatt förekommer den betydligt mer sparsamt. Klorockan föredrog brant sluttande botten i djupare områden. Utbredningsområdet var relativt oförändrat mellan första och andra halvåret

Helår

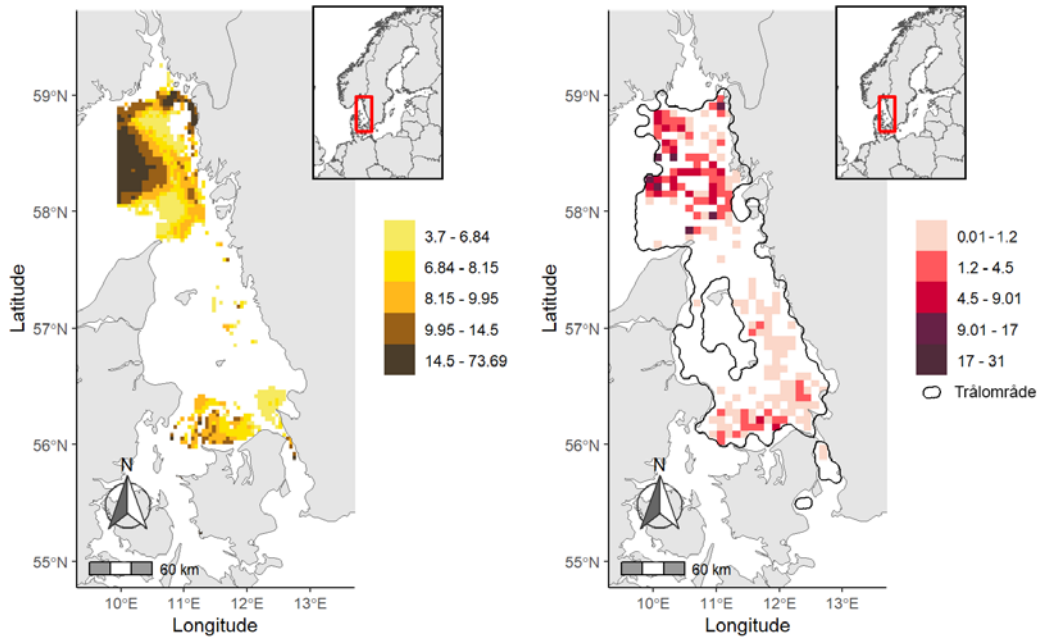


Figur 11. Vänstra kartbilden visar områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för klorocka i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kartbilden visar medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartbilderna: baseras på trålningar utförda januari–december, 2005-2022.

H1



H2



Figur 12. Vänstra kolumnen: områden med lämpliga habitat och predikerad abundans för klorocka i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. Högra kolumnen: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Övre raden: baserat på trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: baserat på trålningar utförda juli–december. Alla kartor är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

4. Diskussion

I denna studie har vi genom deltamodellering, en teknik där man kombinerar förekomst- och abundansmodeller, tagit fram heltäckande utbredningskartor över förekomst och abundanser för fyra arter av broskfiskar i Öresund, Kattegatt och Skagerrak. De framtagna kartorna ger information om var vi har lämpliga miljöbetingelser för de studerade arterna och även var man kan förvänta sig ha högst abundanser. Kartorna är användbara för fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd på regional nivå. Vid mer lokal användning, till exempel vid geografiskt avgränsade tillståndsärenden, bör kartorna användas med försiktighet då metodiken vid kartläggningen och de underliggande prediktionslagren anpassats för att identifiera mer storskaliga mönster inom hela studieområdena. Provfiskedatat som använts vid modelleringen har dessutom en grov rumslig upplösning, eftersom trålragen vanligen är ca 2000–6000 m långa. Detta bidrar till osäkerhet i kartprediktionerna på en lokal skala.

Sammantaget visade de framtagna kartorna att det generellt fanns mer av dessa fyra arter av broskfisk relativt kustnära i Skagerrak, men att de även förekommer relativt frekvent ända ner i de södra delarna av Kattegatt. I vissa fall ser man även att utbredningen förändras över året, vilket kan indikera migrationer. Materialet som använts här är dock inte helt lämpat för att identifiera exempelvis reproduktionsområden, eftersom flera av de aktuella arterna ofta förefaller nyttja grundare, heterogena bottnar som uppväxtområden (Martin m.fl. 2012), det vill säga områden som inte omfattas av trålundersökningarna. Förekomstmodellerna för de fyra arterna blev generellt starka, både de som representerade helår respektive första och andra halvåret. Modellerna var generellt bättre på att prediktera utbredningsområdet än abundansen. Speciellt för småfläckig rödhaj blev abundansmodellerna svaga, vilket beror på att den förekom i mycket låga tätheter och därför passar bättre för förekomstmodellering. För knaggrockan lyckades inte modellerna visa på något migrationsmönster vilket antagligen beror på att väldigt få fångster gjordes under sommarhalvåret vilket är knaggrockans lekperiod (HaV, 2024). Prediktionskartorna baserade på abundansmodellerna av klorockan visade på att klorockan hade ett eventuellt migrationsmönster i Skagerrak där den föredrog djupare områden under andra halvåret. Det var dock ett mönster som inte kunde ses i responskurvorna vilket tyder på att det kan vara en modelleringsartefakt som

grundar sig i att det inte ingår några trålundersökningarna i de djupare områdena under det första halvåret.

De slutgiltiga kartprediktionerna, som baserades på en kombination av förekomst- och abundansmodellerna, hade en förklaringsgrad på 1–15% mot de faktiska fångsterna i trålundersökningarna. Förklaringsgraden är förhållandevis låg för dessa slutliga modeller. Det förefaller ofta vara lättare att koppla arters förekomst än deras täthet till specifika habitat, då abundans av fisk i provtagningen påverkas mer av exempelvis artinteraktioner och stimbildning, medan förekomsten av arter styrs mer av den fysiska miljön (Waldock m.fl. 2022). Eftersom de kartor som presenteras i denna rapport tagits fram genom att kombinera förekomst- och abundansmodeller kan informationen om förekomst respektive frånvaro vara mer tillförlitlig än abundansinformationen i kartorna.

Utformningen av den provtagning som ligger till grund för denna kartläggning, där flera olika undersökningsprogram som skiljer sig i metod har kombinerats, är inte optimal för rumsliga analyser. I flera av provfiskeområdena upprepas dessutom provtagningen årligen, vilket gör att områden som provtagits mer får större genomslag i modellerna än andra områden. Andra områden fiskas enbart en viss tid på året eller inte alls om trålundersökningar inte är möjliga, vilket innebär att modellerna riskerar att missa vissa säsongsmässiga mönster.

När man tar fram utbredningskartor utifrån modellerna påverkas kartornas kvalitet i hög grad av kvaliteten på de bakomliggande miljövariablernas kartunderlag. Ju bättre kartunderlag det finns tillgängligt för miljövariablerna som används vid modelleringen desto bättre och mer precisa blir kartprediktionerna. I denna studie saknades kartunderlag för bl.a. bottensubstrat och födotillgång, vilket troligtvis hade förbättrat precisionen i modelleringen. Flera av de kartunderlag som används i denna studie är av grov karaktär och mer högupplösta underlag skulle sannolikt ge bättre kartprediktioner med större möjlighet att fånga upp mer småskaliga mönster, vilket framförallt kan vara viktigt närmare kusten. Utöver förklaringsvariablernas kvalitet medför även modellerna i sig en osäkerhet, men i och med att ensemblemodellering används minskas risken för enskilda fel då mönster som fångas upp av flera tekniker förstärks. Genom att varje enskild modelleringsteknik i både förekomstmodellerna och abundansmodellerna itererades tio gånger reduceras även osäkerheten i enskilda körningar till viss del.

För kartorna som presenteras i denna rapport användes data mellan åren 2005 och 2022 då det för varje år fanns data från samtliga kvartal under den tidperioden. Även om den temporala variationen inte är lika heltäckande i det äldre materialet från tidigt 1970-tal fram till 2005 skulle man ändå kunna använda det för att kartlägga historisk utbredning av arterna. Genom att ta fram kartor för olika tidsperioder skulle man få verktyg för att studera hur förekomst och abundans av dessa arter förändrats och på sätt kunna påvisa eventuell habitatförlust eller förändringar i utbredning till följd av ett högt fisketryck. Man kan även tänka sig

att de framtagna modellerna och kartorna i denna rapport kan användas för att prediktera framtida scenarier för dessa arter när miljön förändras. Även om klimateffekterna i Västerhavet ännu inte är lika påtagliga som i Östersjön finns risken att utbredningen av många arter förändras, främst till följd av stigande vattentemperatur. Till exempel har studier visat att vattentemperaturen under sommarhalvåret redan idag når kritiska nivåer för exempelvis torsk i delar av Öresund och Kattegatt (Dinesen m.fl. 2019). Även en utsötning av Egentliga Östersjöns ytvatten gör att mer utsötat vatten förs ut från Östersjön med den baltiska ytströmmen (Gröger m.fl. 2019) och påverkar arter som är känsliga för en lägre salinitet. För flera av de arter som modellerades i denna studie identifierades starka samband till salinitet och temperatur, det vill säga de två miljövariabler som sannolikt kommer att uppvisa kraftigast förändringar som en följd av klimatförändringar (Perry m.fl. 2005, Snickars m.fl. 2015). Det faktum att starka samband påvisades skulle kunna göra det möjligt att använda modellerna för att prediktera hur olika klimatscenarier kan förväntas påverka arternas utbredning, vilket i sin tur öppnar för en proaktiv och klimatanpassad förvaltning av fiskbestånd.

Tack

Det har krävts omfattande fältinsatser för att bygga upp de datamaterial vi använt oss av i denna rapport. Vi vill därför rikta ett stort tack till alla som bidragit till insamlingen av fältdata. Varje datapunkt är värdefull. Vi vill även tacka BITS, ICES/DATRAS och DTU-Aqua för tillgång till data.

Referenser

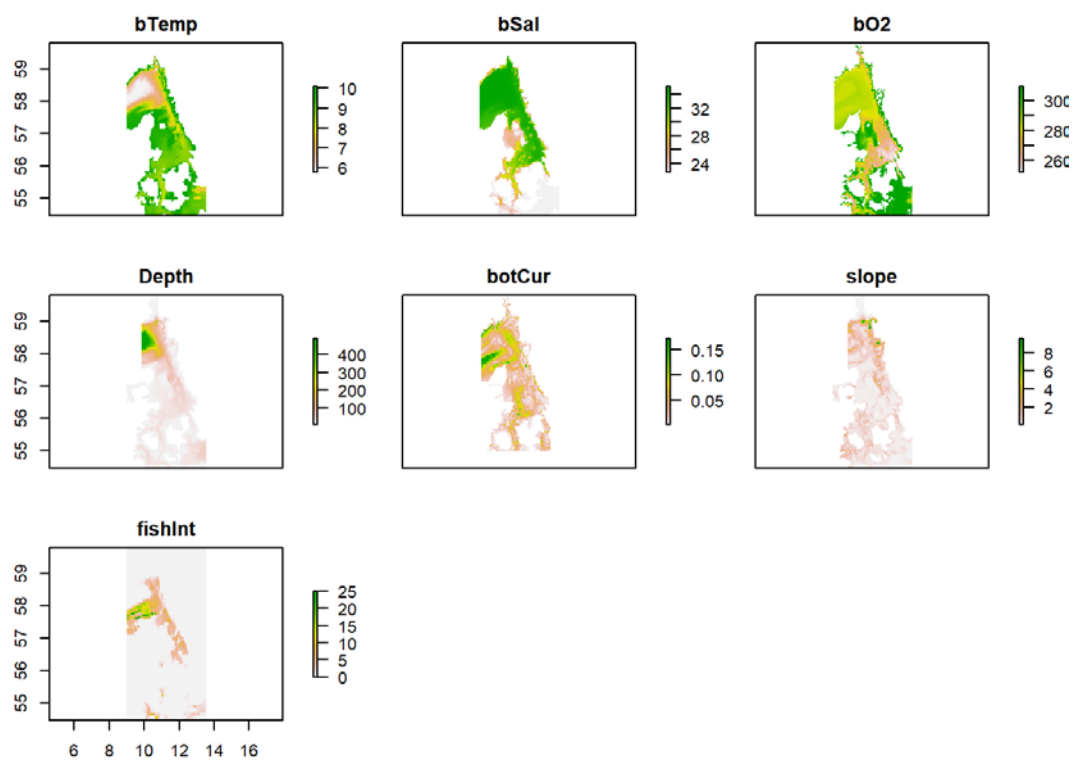
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Araújo M, New M (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, ss. 22:42-47.
- Dinesen, G.E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A. et al., (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *J Coast Conserv* 23, 943–958 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00711-0>
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. (1997) A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.
- Havs- och vattenmyndigheten, HaV (2024). Lektidsportalen. Version 1.0 2020-02-01.
- Hosmer DW, Lemeshow S (2000) *Applied logistic regression*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. doi10.1002/0471722146.
- Hyndman RJ. (2006). ANOTHER LOOK AT FORECAST-ACCURACY METRICS FOR INTERMITTENT DEMAND. *Foresight*, 4, 46.
- Gröger, M., Arneborg, L., Dieterich, C. et al. (2019). Summer hydrographic changes in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak projected in an ensemble of climate scenarios downscaled with a coupled regional ocean–sea ice–atmosphere model. *ClimDyn*53, 5945–5966(2019). <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04908-9>.
- Le Pape o, Delavenne J, Vaz S (2022). Quantitative mapping of fish habitat: A useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives. *Ocean Coast. Manag.*, 87, 8-19 .
- Martin, C.S. & Vaz, S. & Ellis, J.R. & Lauria, V. & Coppin, F. & Carpentier, A. (2012) Modelled distributions of ten demersal elasmobranchs of the eastern English Channel in relation to the environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 418–419, 91–103 DOI: 10.1016/j.jembe.2012.03.010
- Naimi B, Araújo MB (2016). sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39(4), 368–375.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *science*, 308(5730), 1912-1915.
- R Core Team. (2014). R Projcet. Hämtat från <https://www.r-project.org/>
- Rubec PJ, Kiltie R, Leone E, Flamm RO, McEachron L, Santi C (2016). Using delta-generalized additive models to predict spatial distributions and population abundance of juvenile pink shrimp in Tampa Bay, Florida. *Mar Coast Fish* 8: 232–243.

- Snickars, M., Weigel, B., & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, 162(1), 141-151.
- Thuiller W, Georges D, Gueguen M, Engler R, Breiner F (2021). Biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling. R package version 3.5.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>>.
- Waldock, C., Stuart-Smith, R. D., Albouy, C., Cheung, W. W., Edgar, G. J., Mouillot, D., ... & Pellissier, L. (2022). A quantitative review of abundance-based species distribution models. *Ecography*, 2022(1).
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, ss. 3-14.

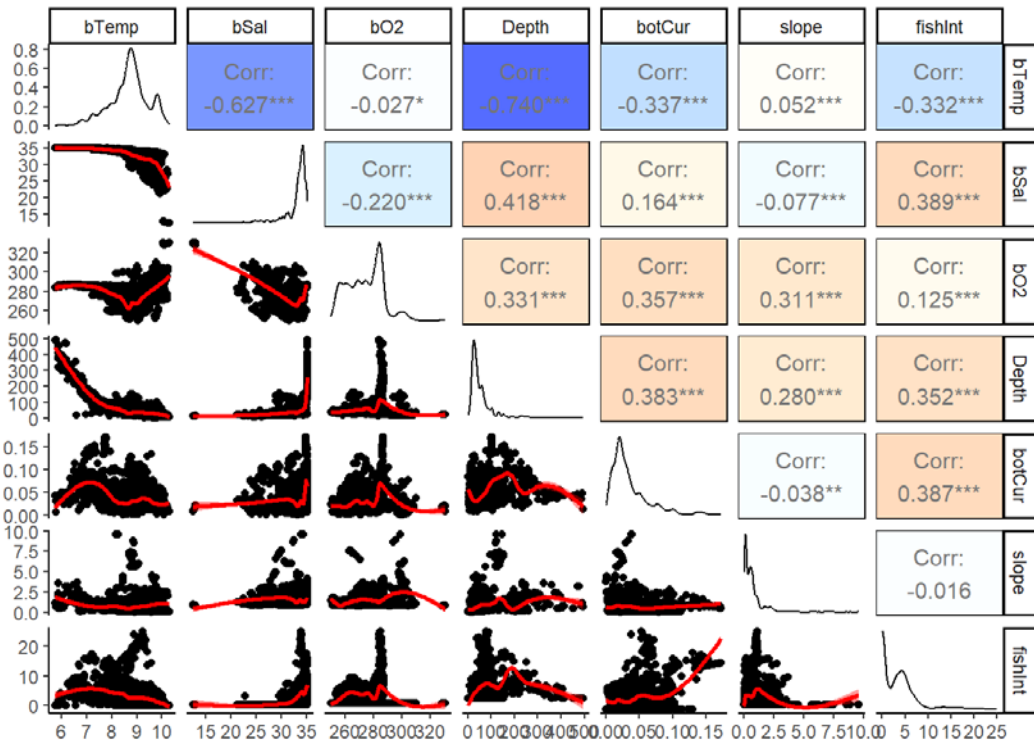
Bilaga 1 – Miljövariabler

Tabell B1-1, Förklaring av miljövariablernas förkortningar

| Förkortning | Variabel |
|-------------|----------------------|
| bTemp | Bottentemperatur |
| bSal | Bottensalinitet |
| bO2 | Syrgashalt på botten |
| Depth | Djup |
| botCur | Bottenströmning |
| slope | Lutning |
| fishInt | Fiskeintensitet |



Figur B1-1. Kartor över de miljövariabler som ingick i modelleringarna.



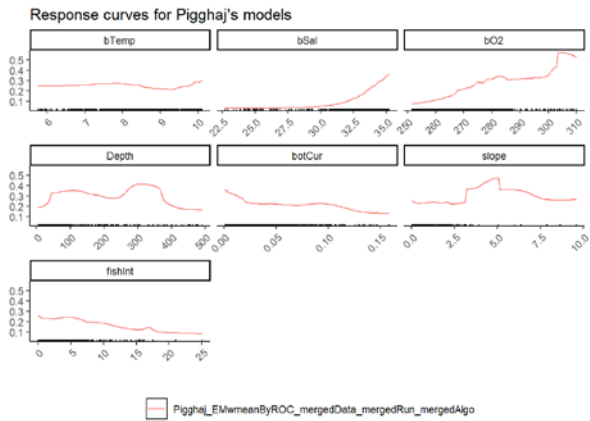
Figur B1-2. Korrelationstest mellan de miljövariabler som ingick i modelleringarna

Bilaga 2 - Responskurvor

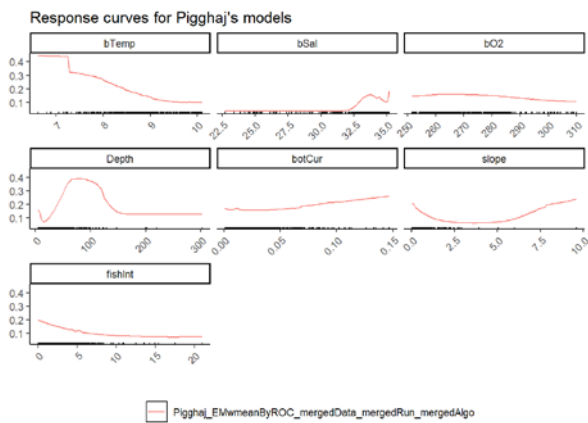
Figur B2-1 till B2-8 visar partiella responskurvor för förekomst- och abundansmodellerna. De beskriver förhållandet mellan de modellerade arterna och miljövariablerna längs hela miljövariablernas variationsbredd vid provtagningspunkterna.

Pigghaj förekomstmodell

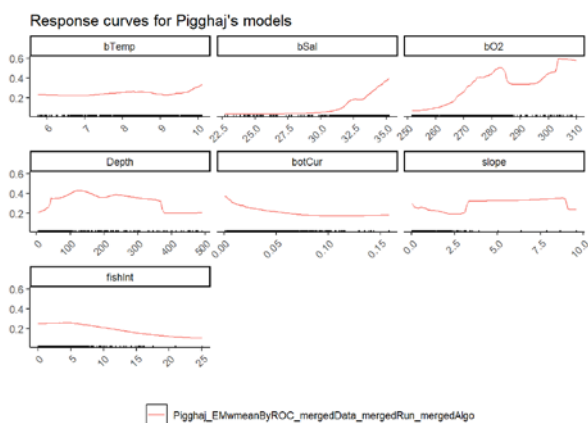
Helår



H1



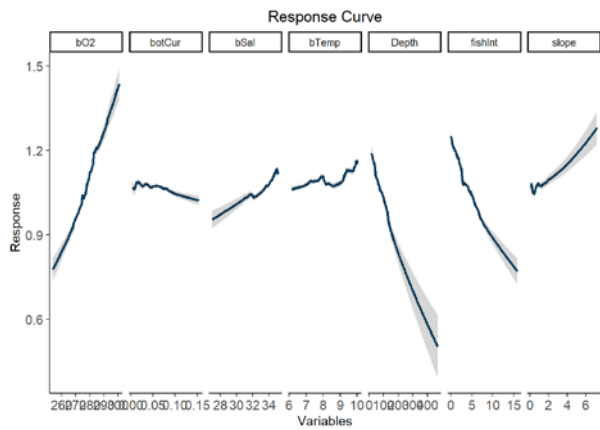
H2



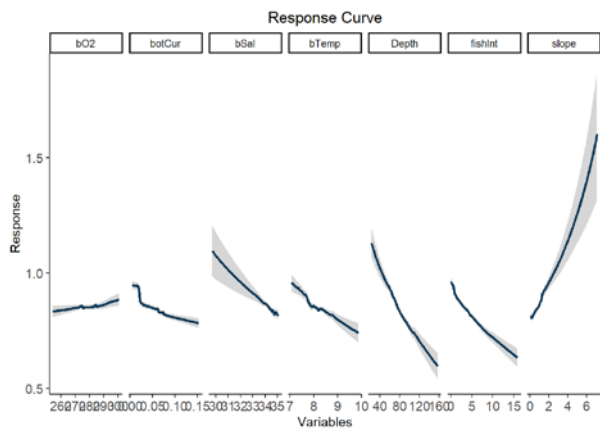
Figur B2- 1. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av pigghaj. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Pigghaj abundansmodell

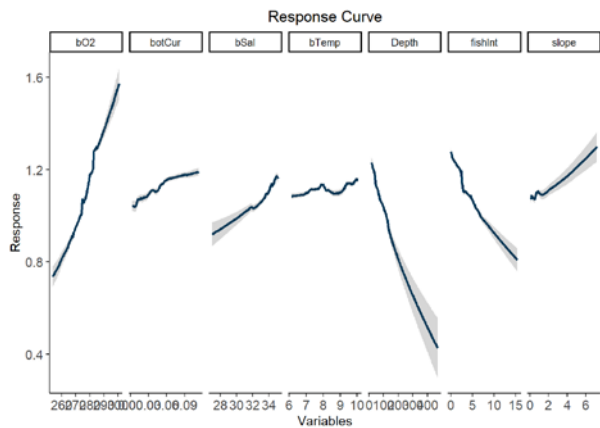
Helår



H1



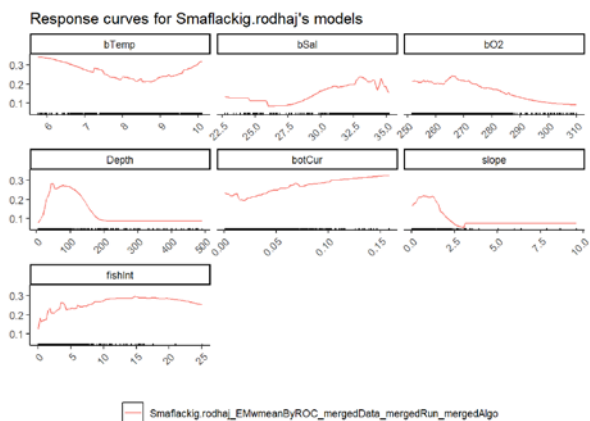
H2



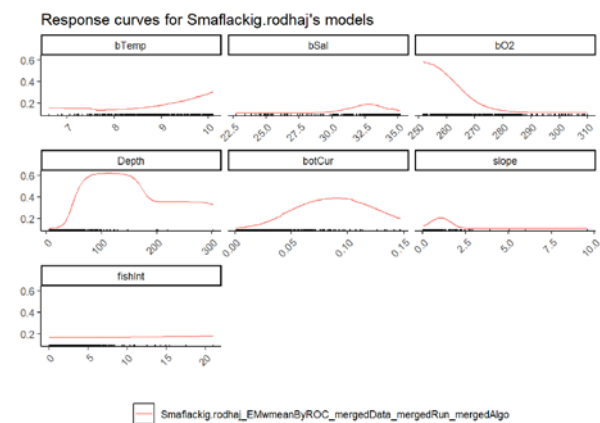
Figur B2- 2. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av pigghaj. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Småfläckig rödhaj förekomstmodell

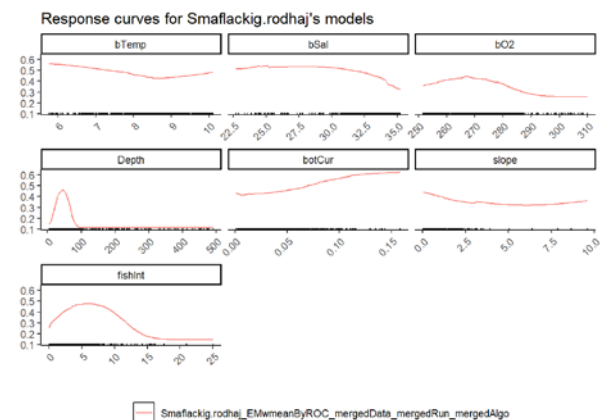
Helår



H1



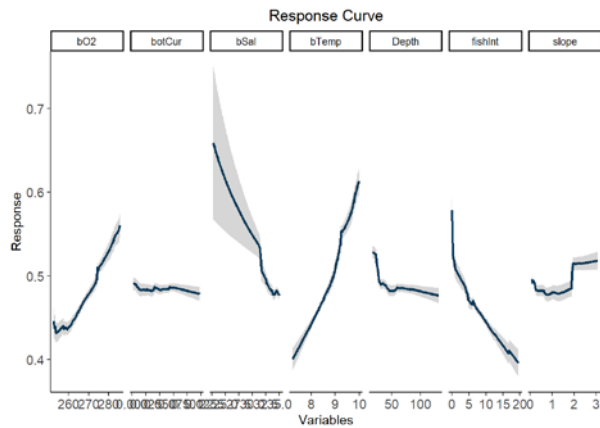
H2



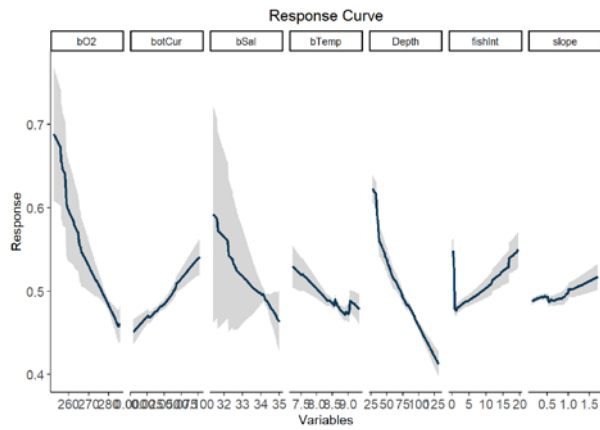
Figur B2-3. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av småfläckig rödhaj. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Småfläckig rödhaj abundansmodell

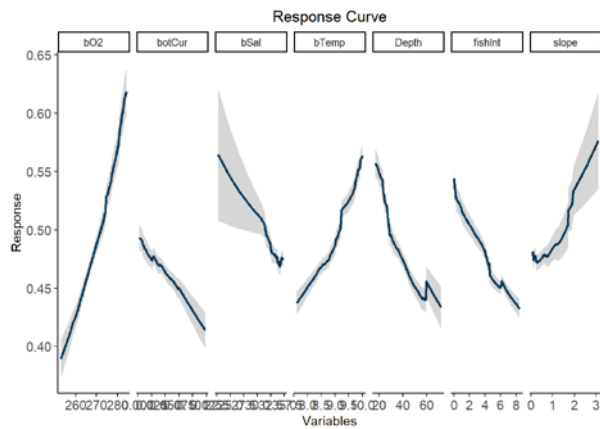
Helår



H1



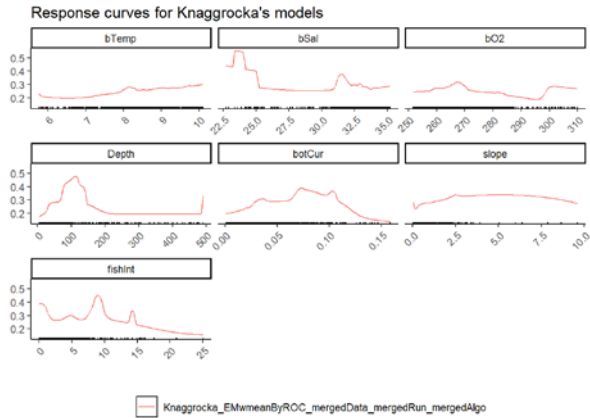
H2



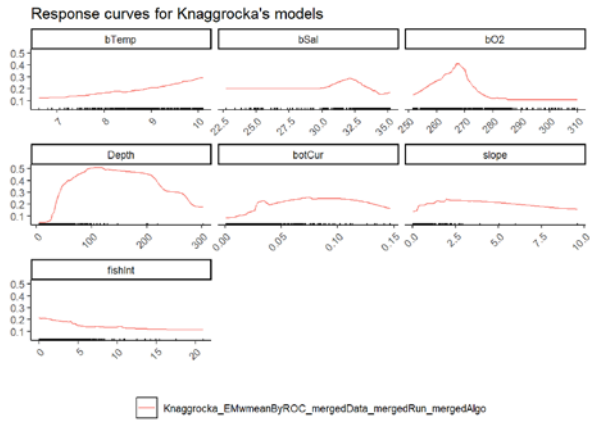
Figur B2- 4. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av småfläckig rödhaj. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Knaggrocka förekomstmodell

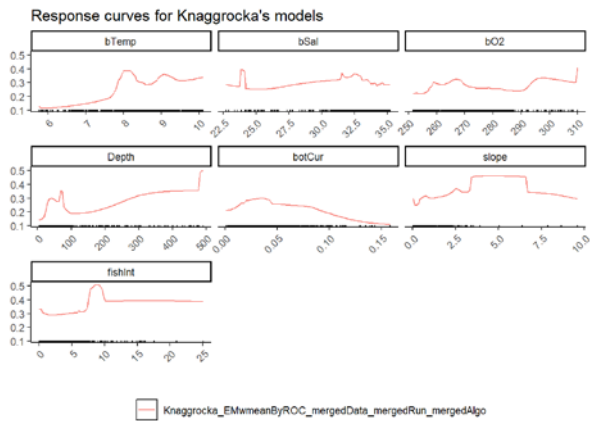
Helår



H1



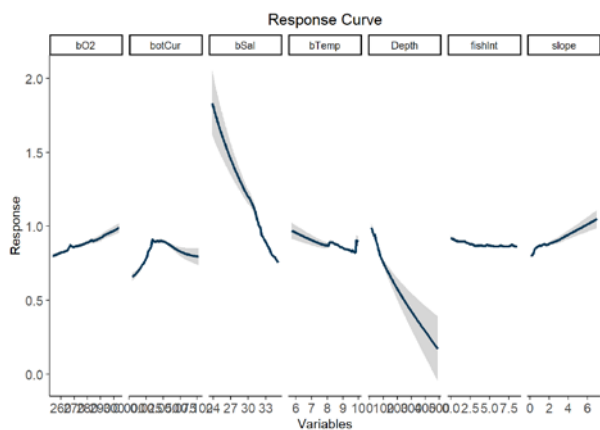
H2



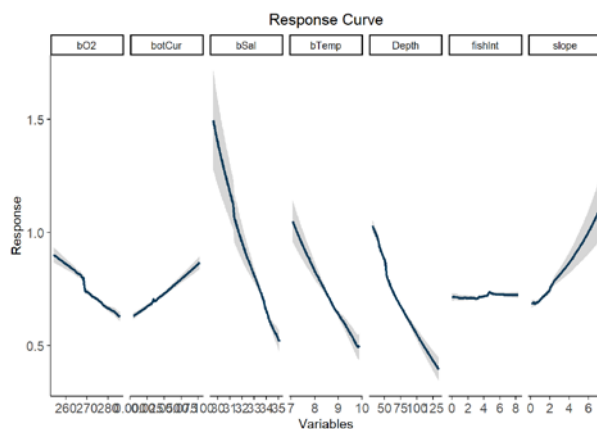
Figur B2- 5. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av knaggrocka. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Knaggrocka abundansmodell

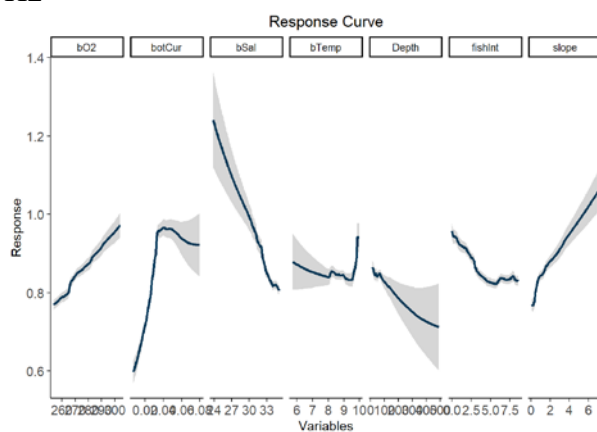
Helår



H1



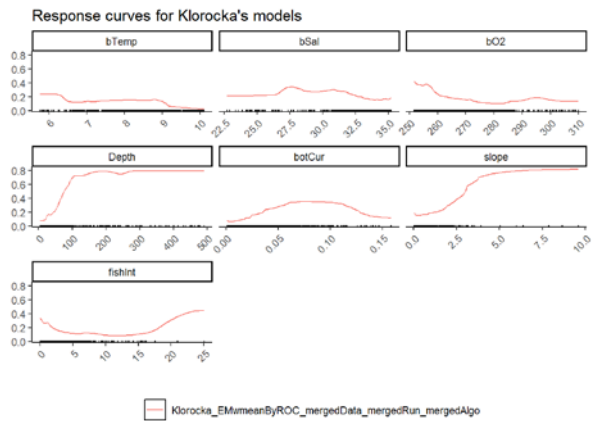
H2



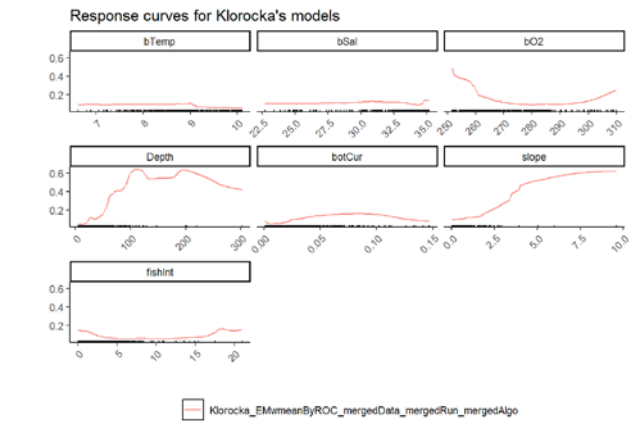
Figur B2- 6. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av knaggrocka. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Klorocka förekomstmodell

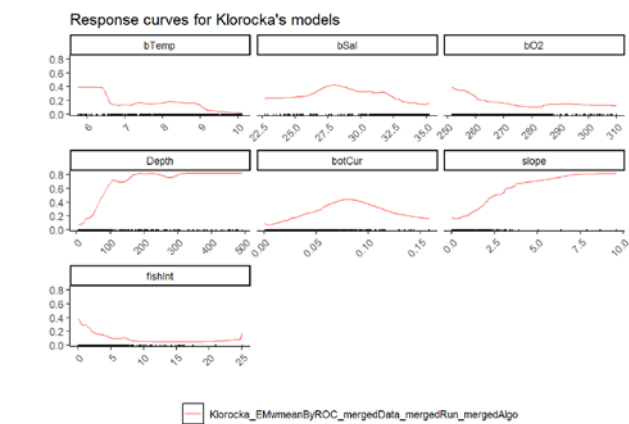
Helår



H1



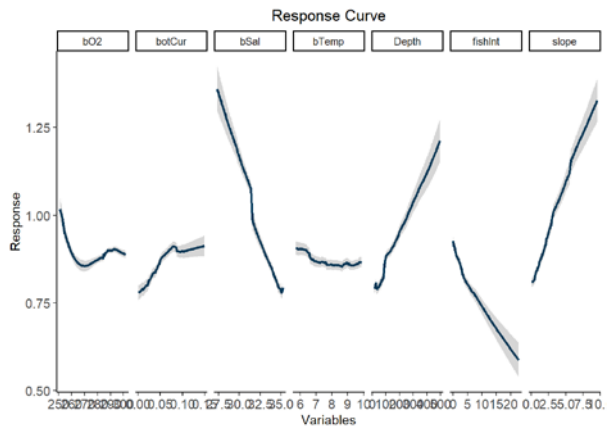
H2



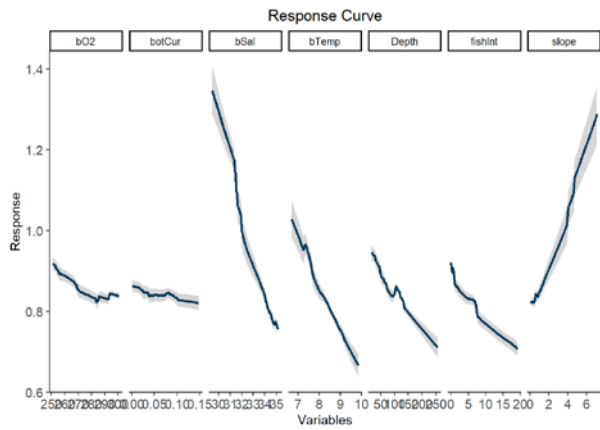
Figur B2- 7. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av klorocka. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

Klorocka abundansmodell

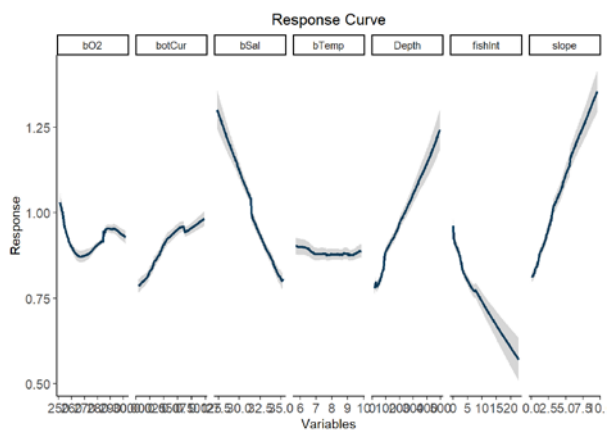
Helår



H1



H2



Figur B2- 8. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av klorocka. Övre raden: modellen med data från trålningar utförda januari–december. Mittenraden: modellen med data från trålningar utförda januari–juni. Nedre raden: modellen med data från trålningar utförda juli–december.

