



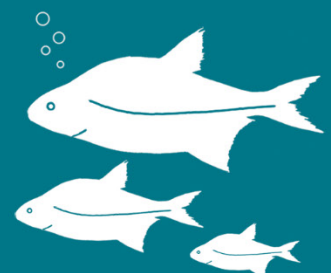
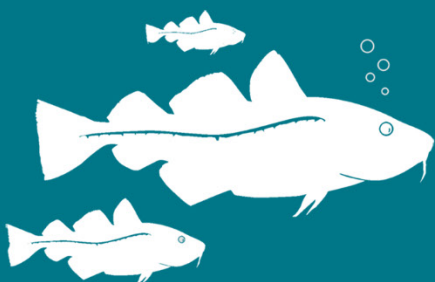
Aqua notes 2023:18

Förekomst av fisk och större kräftdjur på Västerhavets grunda mjukbottnar

– kartering baserad på fallfällprovtagning

Agnes Olin, Ronny Fredriksson, Mårten Erlandsson, Ulf Bergström

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för akvatiska resurser



Förekomst av fisk och större kräftdjur på Västerhavets grunda mjukbottnar – kartering baserad på fallfällprovtagning

Occurrence of fish and large crustaceans on the shallow soft-bottoms of the Swedish west coast – mapping based on drop trap data

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

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

Mårten Erlandsson, <https://orcid.org/0000-0002-3823-4211>, 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:

Max Lindmark, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Håkan Wennhage, 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:	Olin, A., Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2023). Förekomst av fisk och större kräftdjur på Västerhavets grunda mjukbottnar – kartering baserad på fallfällprovtagning. Aqua notes 2023:18. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.6v93ujkca0
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:	2023
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Torsk (t.v.): Fredrik Saarkoppel; Braxen (t.h.): SLU
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua notes
Delnummer i serien:	2023:18
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-670-7
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.6v93ujkca0
Nyckelord:	fallfällor, utbredningskartor, västkusten, grunda mjukbottnar

© 2023 Agnes Olin, Ronny Fredriksson, Mårten Erlandsson, Ulf Bergström

Detta verk är licensierat under CC BY 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

I denna rapport sammanställer vi provfiskedata från Öresund, Kattegatt och Skagerrak, insamlade med fallfällor 2004–2019, och använder dessa data för att kartlägga habitat för fisk och större kräftdjur på grunda mjukbottnar (0–1 m). Vi fokuserar på åtta arter, inklusive årsyngel av två arter av plattfisk (rödspätta och skrubbskädda), ett antal mindre fiskarter (sandstubb, lerstubb, storspigg och tångsnälla) samt två arter av större kräftdjur (strandkrabba och sandräka). I rapporten beskriver vi tillgängliga dataset, presenterar tidsserier från de platser där upprepad provtagning har skett, och kartlägger utbredningen av de inkluderade arterna. Genom att kombinera fallfälldata med heltäckande kartor över viktiga miljövariabler (salthalt, vågexponering, bottenens lutning), bygger vi habitatmodeller som vi använder för att prediktera sannolikheten för förekomst av de olika arterna vid grunda bottenar längs hela västkusten. Modellerna fungerar bra för att prediktera förekomst inom de områden där insamlade data finns, och visar på tydliga rumsliga mönster hos flera av arterna. Dock är prediktionerna osäkra för de områden där data inte finns att tillgå. Då fallfällor provtar ett viktigt habitat (grunda mjukbottnar) där det är ont om kunskap om utbredningen av fiskar och kräftdjur kan både det sammanställda datasetet och kartprediktionerna fungera som viktigt underlag i förvaltningen av dessa habitat i de områden där data finns att tillgå.

Nyckelord: fallfällor, utbredningskartor, västkusten, grunda mjukbottnar

Summary

In this report, we collate survey data from the Sound, Kattegat and Skagerrak, collected with drop traps 2004–2019, and use these data to map out habitat for fish and larger crustaceans on shallow soft-bottoms (0–1 m). We focus on eight species, including juveniles of two species of flatfish (European plaice and European flounder), a number of smaller fish species (sand goby, common goby, three-spined stickleback, and broadnosed pipefish) and two species of larger crustaceans (shore crab and brown shrimp). In the report, we describe available datasets, present time series from locations where repeated sampling has been conducted, and map out the distribution of the included species. By combining the drop trap data with maps of key environmental drivers (salinity, wave exposure, and the slope of the seafloor), we build species distribution models, which we use to predict the probability of occurrence for the different species along the shallow soft-bottoms of the Swedish west coast. The models work well for predicting the presence of species within areas where drop trap data have been collected, and predict clear spatial patterns for several species. However, the predictions are uncertain for areas where no data have been collected. Since drop traps sample an important habitat type (shallow soft-bottoms) where the knowledge of the distribution of fish and crustaceans is limited, both the collated dataset and the distribution maps could contribute important information for managing these habitats in the areas where data are available.

Keywords: drop traps, species distribution maps, Swedish west coast, shallow soft-bottoms

Innehållsförteckning

1. Introduktion	5
2. Metod	6
2.1. Fallfälldata	6
2.2. Habitatmodellering.....	12
2.2.1. Miljövariabler.....	12
2.2.2. Modellering	13
3. Resultat	16
3.1. Trender över tid	16
3.2. Rumsliga mönster.....	20
3.2.1. Utvärdering av habitatmodeller.....	20
3.2.2. Rumsliga mönster och kartprediktioner	21
4. Slutsatser och diskussion	38
5. Tack	41
Referenser	42
Bilaga 1: förklaringsvariabler	44

1. Introduktion

Fallfällor används för att provta rörlig epifauna på grunda mjukbottnar, en habitattyp som inte täcks in väl av andra tekniker, och är därför särskilt lämplig för att undersöka, till exempel, plattfiskrekrytering. Fallfällor har använts i flera lokala miljöövervakningsprogram, men även i forskningsstudier och inventeringar inför planerade byggnationer. Provtagningsmetoden har i huvudsak använts på västkusten, medan man på ostkusten istället ofta provtagit liknande livsmiljöer med landvad/ungelnot.

I denna rapport sammanställer vi fallfälldata från västkusten (Öresund, Kattegatt och Skagerrak), insamlade sedan millennieskiftet. Vi fokuserar på åtta arter, inklusive yngel av två arter av plattfisk (rödspätta och skrubbskädda), ett antal mindre fiskarter (sandstubb, lerstubb, storspigg, och tångsnälla) samt två arter av större kräftdjur (strandkrabba och sandräka). I rapporten beskriver vi de dataset vi har fått tillgång till, presenterar tidsserier från de platser där upprepad provtagning har skett, och kartlägger även rumsliga utbredningsmönster.

Genom att kombinera förekomstdata, i denna studie insamlad med hjälp av fallfällor, med data på miljöförhållanden så är det också möjligt att bygga habitatmodeller som kan användas för att prediktera förekomster även i områden där ingen provtagning har utförts. Heltäckande kartor över arters utbredning är ett viktigt verktyg inom naturvård och arbetet med att förvalta våra naturresurser både i akvatiska och terrestra miljöer. I rapporten använder vi därför fallfälldata i kombination med kartor på salthalt, vågexponering och bottenlutning för att bygga habitatmodeller och ta fram heltäckande utbredningskartor för de aktuella arterna på grunda bottnar längs hela västkusten.

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. Fallfälldata

Fallfällor består av en kvadratisk metallram med en area på 0.5 m² (i en studie 1 m², se Tabell 1) och en kant med en höjd på 70–80 cm, som släpps ner på grunda bottenar (vattendjup < 1 m) (se Pihl & Rosenberg 1982 för en detaljerad beskrivning). För att inte störa bottenfaunan så släpps fällan ner genom att den monteras på en lång stav (ca 6–8 m) som manövreras av två personer. Djuren som fångas i fällan håvas sedan upp, där håvningen pågår tills dess att inga fler djur fångas. Både den fria vattenmassan och en bit ner i sedimentet håvas, för att inte missa krabbor och plattfisk som kan gräva ned sig en bit. De fångade individerna artbestäms och räknas, vilket slutligen ger antal individer per m² per art.

Fallfällor används för att provta rörlig epibentisk fauna, det vill säga arter som normalt sett håller till på sedimentytan. Dock fångas ibland även infauna såsom snäckor och havsborstmaskar, eller epibentisk fauna som inte av alla räknas som rörlig, såsom sjöstjärnor, men den kvantitativa rapporteringen av dessa arter varierar mellan rapporter. Då fisk och större kräftdjur (strandkrabbor samt sandräkor) rapporteras konsekvent fokuserar den här rapporten endast på dessa arter. Vi begränsar oss även till arter som förekommer i minst 5 % av de provtagna fallfällorna (se nedan för en komplett lista över arterna som ingår i rapporten).

Här har vi sammanställt data från provtagningar med fallfällor längs Sveriges västkust sedan millennieskiftet (2004–2019). Studieområdet täcker hela Sveriges västkust och sträcker sig från södra Öresund upp till norska gränsen. Insamlingen har gjorts under maj–september inom ett flertal olika inventerings-, miljöövervaknings- och forskningsprojekt (se Tabell 1).

Tabell 1. Dataset som har sammanställts i denna rapport, inklusive namn på rapport eller dataset samt i vilket län undersökningen utfördes och av vilka, vilka år dataseten täcker, hur många lokaler som provtas, och hur provtagningen ser ut vid varje lokal.

Rapport/dataset	Tidsperiod och antal provtagningslokaler	Provtagningsupplägg
Marinbiologisk inventering vid Lilla Aspholmen	2008 1 lokal	10 × 1 m ² (maj)
Västra Götalands län		10 × 1 m ² (augusti)
Marine Monitoring AB på uppdrag av SWECO FFNS		
Marinbiologiska undersökningar i Skåne	2008 10 lokaler	15 × 0.5 m ² per lokal (augusti–september)
Skåne län		
PAG Miljöundersökningar på uppdrag av Länsstyrelsen i Skåne Län		
Inventering av grunda bottnar i Helsingborgs kommun	2004–2015 2–13 lokaler per år (lokaler konstanta mellan år men alla inte provtagna varje år)	10 × 0.5 m ² per lokal och år (juni–juli)
Skåne län		
Miljöförvaltningen Helsingborg		

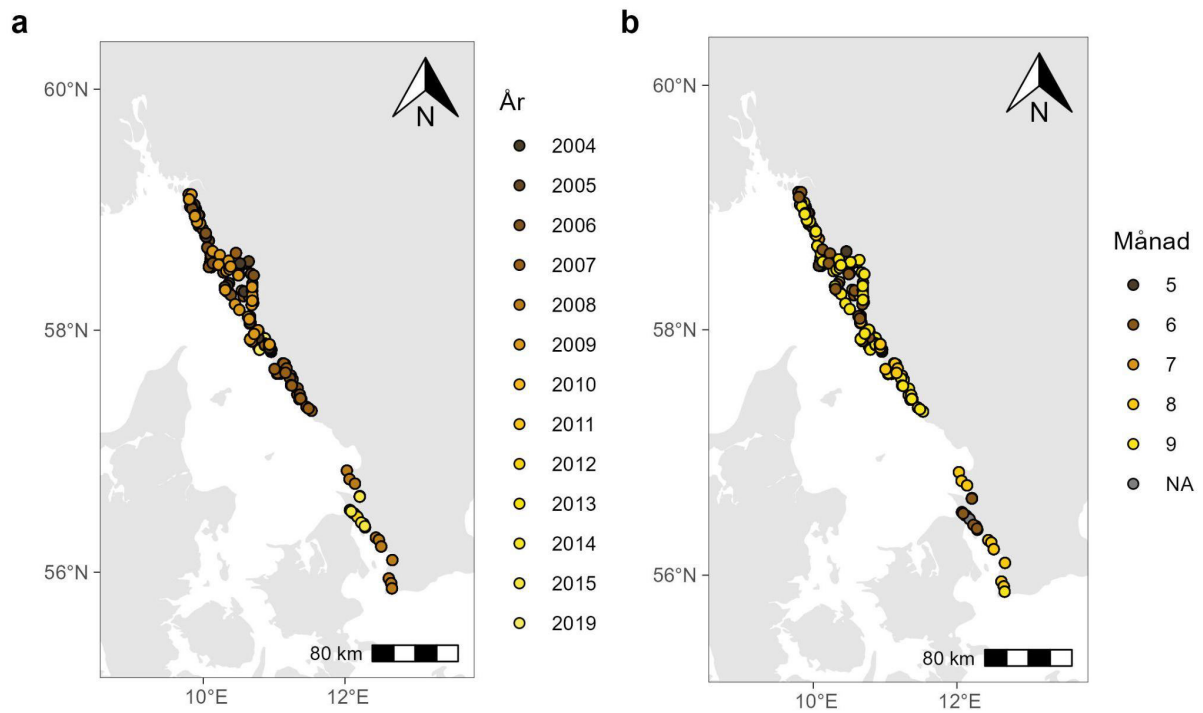
Rapport/dataset	Tidsperiod och antal provtagningslokaler	Provtagningsupplägg
Inventering av grunda mjukbottnar i Göteborg 2013	2013 12 lokaler	10×0.5m ² per lokal (augusti)
Västra Götalands län		
Marine Monitoring AB på uppdrag av Göteborgs Stad		
Inventering av grunda mjukbottnar i Göteborg 2019	2019 12 lokaler (men rådata från en lokal inte tillgängliga)	10×0.5m ² per lokal (september)
Västra Götalands län		
Marine Monitoring AB på uppdrag av Göteborgs Stad		
Mobil epibentisk bottenfauna i grunda kustområden	2004–2011 18 lokaler per säsong och år (endast vissa lokaler konstanta inom och mellan år)	10×0.5m ² per lokal och år (maj–juli)
Västra Götalands län		
HydroGIS AB på uppdrag av Bohuskustens vattenvårdsförbund		
Fallfäälleundersökningar från 2006 and 2007 i Kungsbacka- och Varbergs kommun	2006–2007 11–16 lokaler per år (endast en lokal konstant mellan år)	10×0.5m ² per lokal och år (augusti–september) 2007 vissa lokaler 30 fallfällor
Hallands län		
PAG Miljöundersökningar		

Antalet provtagningar per år varierar mellan 0 och 59, med totalt 461 provtagningar över studieperioden (en provtagning = en lokal vid en tidpunkt) (Tabell 2). Inom i stort sett alla studier så innefattar en provtagning 10 fallfällor på 0,5 m², med vissa undantag (se Tabell 1). Totalt innefattar datasetet 4740 håvade fallfällor. Dock rapporteras inventeringarna från Helsingborgs kommun alltid sammanslagna per

lokal, varför vi totalt hade tillgång till 3732 datapunkter. Provtagningarna är väl spridda längs kusten, dock med en avsaknad av data i södra Halland (Figur 1). Tidpunkt för provtagning både när det kommer till år (Figur 1a) och månad (Figur 1b) varierar mellan provtagningar, samtidigt som dessa habitat visar en utpräglad säsongsdynamik med tydlig variation i artsammansättning och tätheter mellan månader (Pihl & Rosenberg 1982; Pihl & Wennhage 2002). Detta betyder att tidpunkten för provtagning troligtvis har en stor påverkan på om arter påträffas eller inte, vilket skulle kunna påverka modelleringsresultaten. Dock kunde inget storskaligt, rumsligt mönster såsom en latitudgradient kan skönjas, varför påverkan av tidpunkt för provtagning på modellerade storskaliga rumsliga mönster i förekomst sannolikt är liten.

Tabell 2. Antal provtagningar per år och område. Varje provtagning motsvarar data från en lokal vid en tidpunkt, vilket oftast innefattar 10 fallfällor på 0,5 m² (se Tabell 1 för undantag).

År	Kattegatt	Skagerrak	Öresund	Total
2004	10	26	13	49
2005	10	26	13	49
2006	21	26	13	60
2007	26	26	11	63
2008	17	23	19	59
2009	12	24	12	48
2010	11	25	8	44
2011	10	26	11	47
2012	0	0	7	7
2013	12	0	2	14
2014	0	0	5	5
2015	0	0	5	5
2016	0	0	0	0
2017	0	0	0	0
2018	0	0	0	0
2019	11	0	0	11



Figur 1. Positioner för de 3732 datapunkter som ingick i modellerna, färgkodat efter (a) provtagningsår, och (b) månad.

En lista över arterna som inkluderas i rapporten tillsammans med förekomster återfinns i Tabell 3.

Tabell 3. Arter som ingår i rapporten och andelen prover där arterna påträffats i procent (ett prov = en lokal vid en tidpunkt, vilket oftast motsvarar 10 fallfällor på 0,5 m², se Tabell 1 för undantag). Absolut antal provtagningar där arterna påträffats anges inom parentes. Listan är sorterad efter förekomstfrekvens.

Art	Förekomst % (antal)
Sandräka	81.8 (377)
Strandkrabba	68.8 (317)
Lerstubb	40.60 (187)
Skrubbskädda	27.3 (126)
Sandstubb	18.0 (83)
Rödspätta	12.4 (57)
Tångsnälla	10.4 (48)
Storspigg	8.0 (37)

För de provtagningar som upprepats minst två gånger på samma plats så sammanställde vi trender över tid för de arter som förekom på platsen. För alla arter gjorde vi även sammanfattande kartor över rumsliga mönster, vilka presenteras tillsammans med resultaten från habitatmodelleringen nedan.

2.2. Habitatmodellering

2.2.1. Miljövariabler

I de statistiska modellerna relaterades arternas utbredning till ett antal miljövariabler. Miljövariablerna används i ett första steg för att bygga de statistiska förklaringsmodellerna och därefter som underlag för att prediktera heltäckande kartor över habitat för varje art. De använda miljövariablerna inkluderade bottensalthalt, vågexponering och bottenens lutning. Salthalt är en viktig faktor för att förklara utbredningsmönster i svenska hav, där man ser en tydlig minskning i salthalt ju längre avståndet till Nordsjön är. Salthalt har visat sig vara den enskilt viktigaste förklaringsvariabeln för flera fiskarters utbredning på västkusten (Fredriksson m fl 2021). Vågexponering har också tidigare pekats ut som en viktig variabel vid habitatmodellering av fisk och kräftdjur på västkusten (till exempel Fredriksson m fl 2021) och samvarierar med ett antal andra viktiga miljöfaktorer, som till exempel bottensubstrat och förekomst av vegetation (Isaeus 2004). Slutligen så beskriver lutningen hur flack botten är, och är därför särskilt viktig för bottenlevande arter, vilket är fokus för denna studie. Initialt tittade vi även på rugositet (ett mått på variation i vattendjup, dvs. bottenkomplexitet) men då korrelationen med lutning är mycket hög ($r \approx 0,8$) exkluderade vi slutligen variabeln. På samma basis exkluderade vi också temperatur, då den påvisade höga VIF-värden (Variance Inflation Factor - ett mått på en variabels korrelation med andra variabler), där vi följde rekommendationen att exkludera variabler som hade ett VIF-värde på högre än 3 (Zuur m fl 2010). Då temperatur har en stor inverkan på säsongsdynamiken (Pihl & Rosenberg 1982) påverkar temperaturen när en art återfinns i ett visst habitat, men en tidigare studie av fisk och kräftdjur på västkusten visade på att temperatur sällan var en särskilt viktig variabel för att förklara utbredningen vid en given tid på året (Fredriksson m fl 2021). Flera av arternas utbredning regleras även av djup (Fredriksson m fl 2021), men detta kunde inte inkluderas i modellerna då fallfällor endast provtar mycket grunda botten (< 1 meter), vilket betyder att djupet i stor sett var konstant mellan alla provtagningar. Vegetationstäckning förklarar också en stor del av variationen i förekomst av till exempel plattfiskyngel (Wennhage & Pihl 1994; Wennhage & Pihl 2007), men uppskattningar på vegetationstäckning och vegetationstyp fanns endast att tillgå i vissa av provtagningarna, och vi hade inte heller tillgång till heltäckande vegetationstäckning för prediktion, varför vegetationstäckning exkluderades. I de provtagningar där vegetationstäckning och vegetationstyp hade noterats, varierade dessa mellan lokaler. Vi hade tyvärr inte heller tillgång till heltäckande kartor över sedimenttyp, vilket också är en viktig prediktor för artsammansättning längs västkustens grunda botten (Pihl & Wennhage 2002).

Data på alla miljövariabler erhöles från kartlager med en upplösning på 250×250 meter som täcker hela den svenska västkusten, från Öresund till norska gränsen. Det vågexponeringslager som användes hade en ursprunglig upplösning på 10×10 meter och har beräknats med Simplified Wave Model, som utöver stryklängd även tar hänsyn till diffraktions- och refractionseffekter samt lokala vindförhållanden (Isæus 2004). Vid modelleringen logaritmerades (\log_{10}) vågexponeringen då exponering varierar kraftigt mellan platser och tidigare studier har hittat tydliga förhållanden mellan logaritmerad vågexponering och förekomst eller abundans av en viss art (Erlandsson m fl 2021; Fredriksson m fl 2021). Salthaltsdata hämtades från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus Marine Environment Monitoring Service, där det ursprungliga rastret hade en upplösning på 2×2 km. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut och framtaget med hjälp av Hiromb-Boos Model (Copernicus 2019). Här användes ett medelvärde av salthalt i bottenvattenskiktet för juli–september under åren 2016–2018. Slutligen så räknades bottenens lutning i grader ut baserat på djupdata, med hjälp av funktionen ‘slope’ i ArcGIS. Djupdatalagret togs i sin tur fram från öppna sjökortsdata genom interpolation med funktionen TopoToRaster i ArcGIS, med en ursprunglig upplösning på 25×25 meter.

För varje fallfälla extraherades data från motsvarande punkt i kartlagren, för att användas i de statistiska modellerna. Om provtagningarna skedde utanför kartornas täckning, vilket skedde i enstaka fall då kartornas upplösning (250×250 meter) innebar att de inte tätt följde formen på strandlinjen där provtagning skedde, användes värdet från den närmsta rastercellen med data. Kartprediktionerna (se detaljer nedan) baserades på de underliggande kartlagrena och täcker hela kusten, men begränsades till grunda områden < 5 meter, baserat på det ovan beskrivna djupkartlagret. 5 meter sattes som gräns för att mönstren skulle synas tydligt och för att det råder viss osäkerhet i djupkartlagret, men då fallfällor endast provtar botten grundare än ca 1 m är modellernas prediktioner endast giltiga ned till detta djup. Dessutom, för att inte extrapolera utanför de värden som använts när modellerna passats, så sattes alla värden i kartorna som var lägre än det minimumvärde där provtagning skett till detta minimumvärde, samtidigt som alla värden i kartorna som var högre än det maximumvärde där provtagning skett sattes till detta maximumvärde.

2.2.2. Modellering

Modelleringen av sambanden mellan prediktorvariablerna och förekomsten av de olika arterna baserades på modeller som skapades i det statistiska programspråket R (version 4.2.1; R Core Team 2022) med paketet sdmTMB (Anderson m fl 2022). Modellerna resulterar i en beräknad sannolikhet för

förekomst, baserat på givna miljöförhållanden. En modell passades per art ($N = 3732$, se 2.1). Modellerna passades med en binomial errorstruktur då responsvariabeln bestod av förekomster (1) och icke-förekomster (0). Då ett provtagningsprogram rapporterade sina data sammanslagna för alla 10 fallfällor per provtagning (Helsingborgs kommun) medan en annan använde dubbelt så stora fallfällor som de andra studierna (Lilla Aspholmen), viktades observationerna med antalet standardfallfällor som observationen motsvarade (1 i de flesta fall, 10 för Helsingborgs kommun, och 2 för Lilla Aspholmen). Detta gjordes med funktionen 'offset'. Effekten av miljöprediktorerna modellerades som splines ('thin plate splines'), där vi begränsade formen till en puckelform genom att sätta antalet knutar till 3. Då de inkluderade miljövariablerna (salthalt, vågexponering, lutning) troligen inte fångar alla faktorer som driver variation i förekomst av de olika arterna, så inkluderas även 'random spatial fields', som fångar den återstående rumsligt mönstrade variationen i förekomst. Att inkludera random spatial fields bidrar till att effekten av de olika miljövariablerna inte "absorberar" effekten av andra icke mätta variabler. Det betyder att vi kan få bra prediktioner som stämmer överens med uppmätta data i de områden där data existerar då dessa prediktioner inkluderar både miljöeffekter och residual rumslig variation, samtidigt som prediktionerna i områden utan provtagningar blir mer stabila. De rumsliga residuala effekterna modellerades som 'Gaussian random fields', där de random effects som beskriver det rumsliga mönstret antas dras från en multivariat normalfördelning, som styrs av en funktion som avtar med distans. Metoden bygger på ett nät som definierar distansen mellan olika punkter, vilket skapades med hjälp av funktionen 'make_mesh' i sdmTMB, där 250 m (upplösningen för miljövariablerna) matades in som den kortaste distansen mellan två knutar i nätet, och en landpolygon användes för att se till att punkter på varsin sida en landmassa kopplades samman runt och inte över land. Enligt de passade modellerna var distansen där den rumsliga autokorrelationen avtog minst 2.33 km och oftast en bra bit längre, vilket betyder att 250 m är tillräckligt kort för att fånga de rumsliga mönstrena. För att undersöka om en passande modellstruktur hade valts granskades residualerna med hjälp av QQ-plottar producerade med paketet DHARMA, som bygger på standardiserade simulerade residualer, vilka är enklare att tolka när responsvariabeln inte är normalfördelad (Hartig 2022). Då modellerna för storspigg hade konvergensproblem så passades enklare modeller som inte inkluderade en effekt av lutning.

För varje arts modell beräknades ett AUC-värde ("Area Under Curve") som ett mått på modellens förklaringsförmåga. AUC-värdet representerar sannolikheten att en slumpvis utvald provtagning där arten påträffats har 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 en perfekt modell

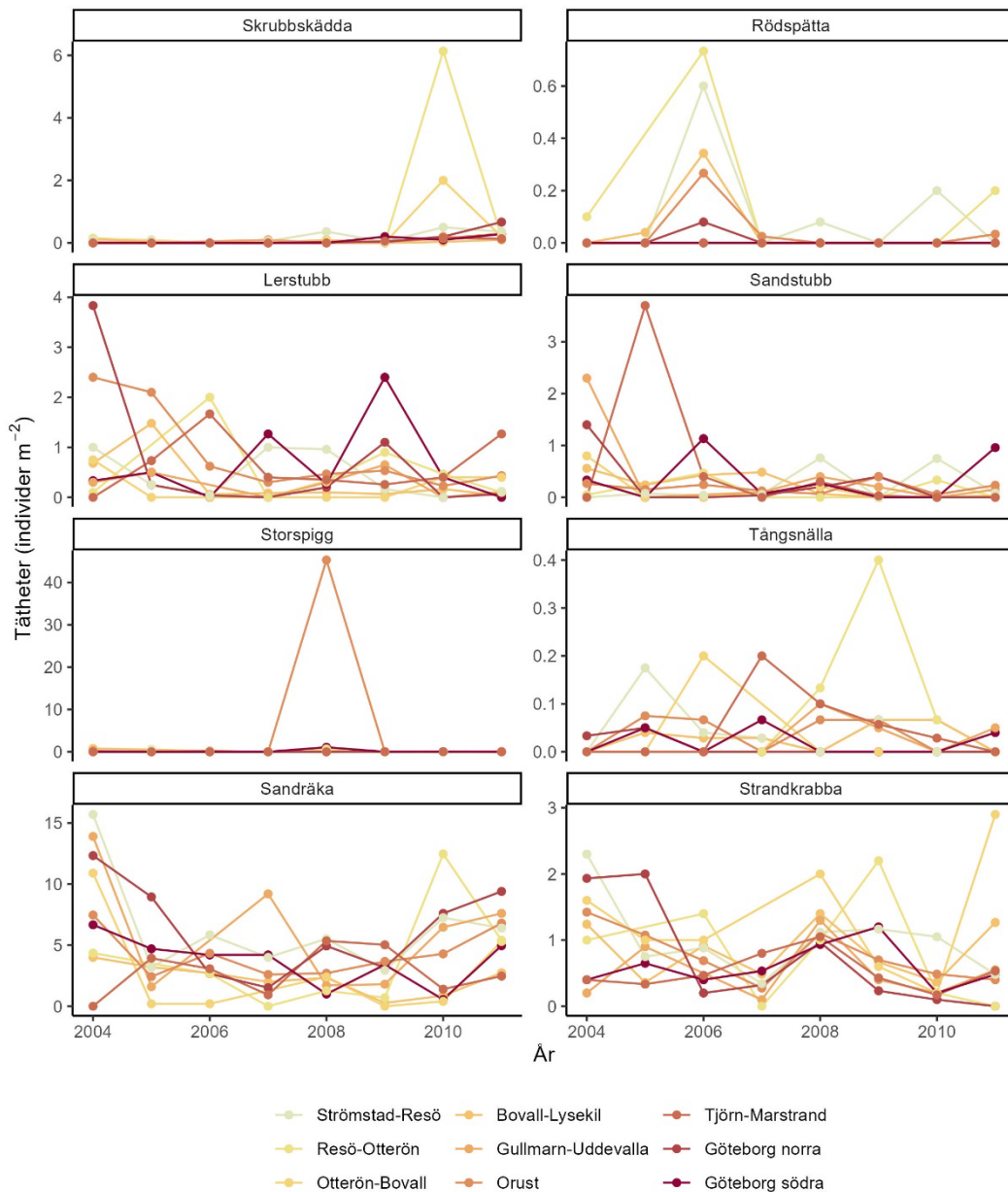
har AUC-värde 1. För att bedöma hur bra modellerna är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomster beräknades även sensitivitet (antal korrekt predikterade förekomster/antalet riktiga förekomster) och specificitet (antalet korrekt predikterade icke-förekomster/antalet riktiga icke-förekomster). För att kunna räkna ut sensitivitet och specificitet behöver ett tröskelvärde sättas som översätter modellens predikterade sannolikheter (skala 0–1) till predikterade icke-förekomster (predikterad sannolikhet under tröskelvärde) respektive förekomster (predikterad sannolikhet över tröskelvärde). Det satta tröskelvärdet är här optimerat utifrån summan av sensitivitet och specificitet (också kallat True Skill Statistic, Allouche m fl 2006).

Först räknades AUC, sensitivitet och specificitet ut för hela datasetet (samma dataset som hade använts för att passa modellerna). Prediktioner gjordes för varje datapunkt, och dessa prediktioner jämfördes med de uppmätta värdena. För att bedöma hur väl modellerna kan prediktera förekomst i nya områden, där inga förekomstdata finns att tillgå, så användes rumslig kors-validering, där data delades in enligt latitud i en större andel (80 %) som användes för att passa modellen (träningsdata), och en mindre andel (20 %) som användes för att utvärdera modellen (valideringsdata). Detta upprepades 5 gånger, med olika indelningar av valideringsdata och träningsdata, det vill säga, först användes de 80 % högsta latituderna för att träna modellen, som sedan valideras mot de 20 % lägsta latituderna, och så vidare. De predikterade värdena jämfördes med de uppmätta värdena och AUC, sensitivitet och specificitet räknades ut.

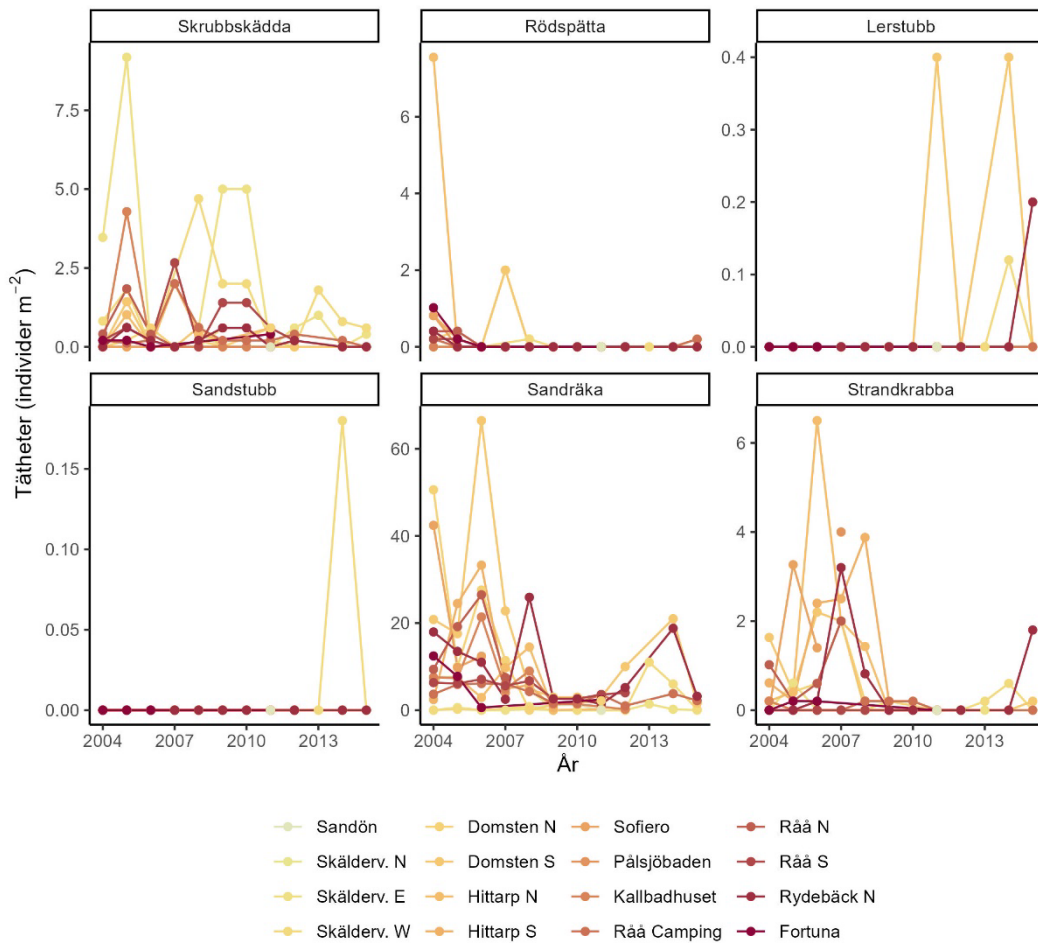
3. Resultat

3.1. Trender över tid

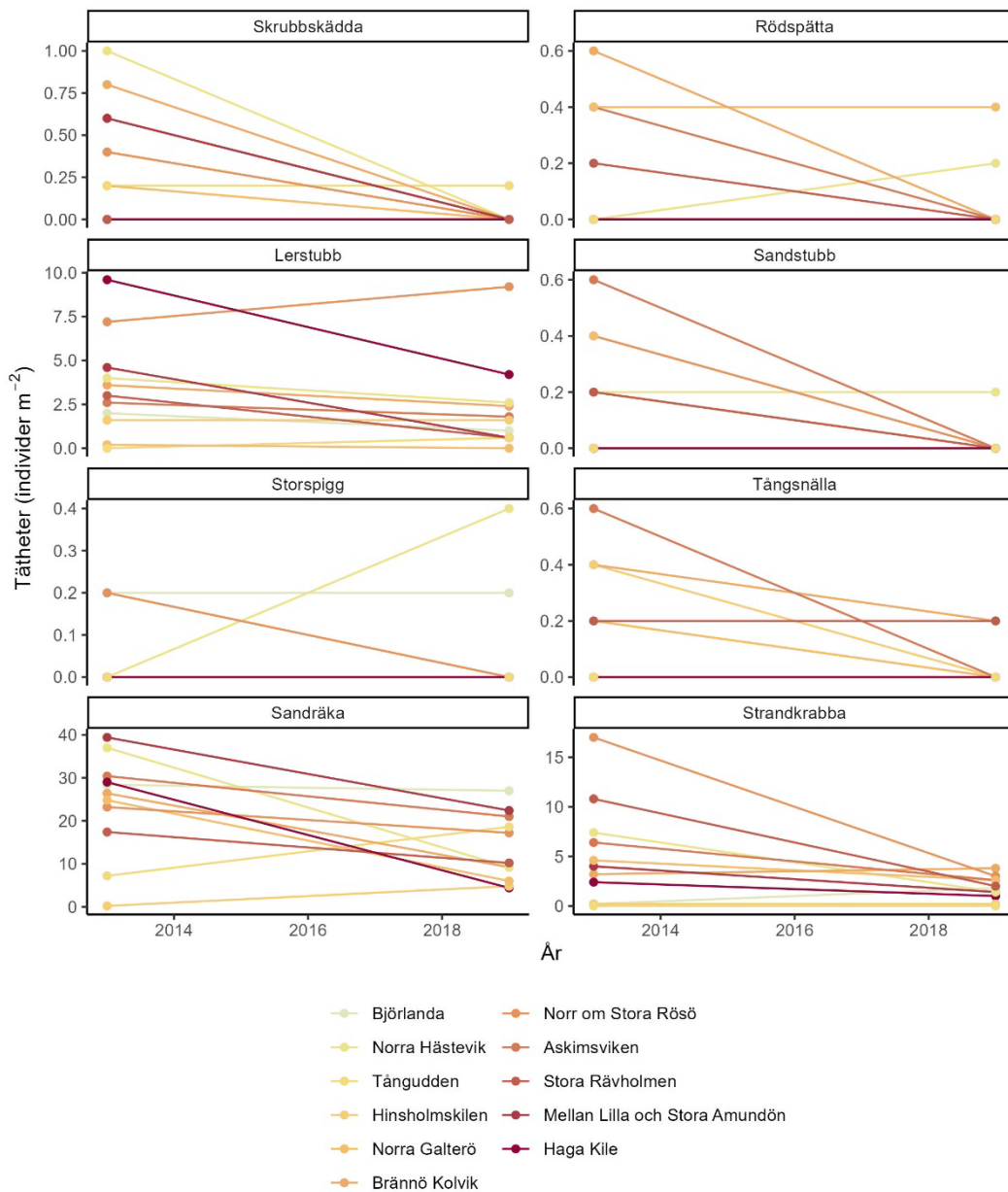
Från de provtagningsprogram med upprepad provtagning som fanns tillgängliga är det tydligt att förekomsterna av olika arter varierar mellan år. Ofta står vissa år ut på ett liknande sätt över flera provtagningslokaler, såsom till exempel rödspätta 2006 och strandkrabba 2008 vid norra västkusten (Figur 2). Alla tidsserier är dock relativt korta, vilket gör det svårt att identifiera trender. Dock förefaller förekomsten av plattfisk och större kräftdjur att ha minskat över tid i Helsingborgs tidsserie (Figur 3). Göteborgs skärgård har endast provtagits under två år vilket gör det svårt att uttala sig om trender, men flera arter verkar ändå uppvisa lägre värden i många av lokalerna 2019 (till exempel skrubbskädda, sandräka; Figur 4).



Figur 2. Tidstrender i fallfälldata från norra västkusten, från södra Göteborg till Strömstad i norr, baserat på undersökningar beställda av Bohuskustens vattenvårdsförbund. Provtagningarna är sorterade i 9 större områden, här presenterade från norr (Strömstad-Resö) till söder (Göteborg södra). Varje punkt representerar medelvärdet för alla fallfälldata från ett visst område ett visst år. Totalt provtogs 18 lokaler per säsong (maj-juli vs augusti-september) med 10 fallfällor per lokal och säsong, men fördelningen mellan de olika områdena varierade mellan år.



Figur 3. Tidstrender i fallfälldata från Helsingborg, baserat på undersökningar utförda av Helsingborgs kommun. Varje punkt representerar här medelvärdet från 10 fallfällor, fördelade mellan 16 provtagningslokaler, här sorterade från norr (Sandön) till söder (Fortuna). De flesta lokalerna provtogs inte varje år. Notera att storspigg och tångsnälla inte har förekommit i provtagningarna och därför inte finns med i figuren.



Figur 4. Tidstrender i fallfälldata från Göteborgs skärgård, baserat på undersökningar beställda av Göteborgs stad 2013 och 2019. Varje punkt representerar här medelvärdet från 10 fallfällor, fördelade mellan 11 provtagningslokaler, här sorterade från norr (Björlanda) till söder (Haga Kile). Alla lokaler som presenteras här provtogs båda åren.

3.2. Rumsliga mönster

3.2.1. Utvärdering av habitatmodeller

Modellerna uppvisade AUC-värden på mellan 0,75 (strandkrabba) och 0,96 (storspigg) (Tabell 4). Ett AUC-värde på 0,7 används ofta som en gräns för vad som bedöms vara en bra modell (Hosmer & Lemeshow 2000). Det är värt att notera att de vanligast förekommande arterna generellt hade de lägsta AUC-värdena, och vice versa (jämför Tabell 3 och 4). Modellernas sensitivitet varierade mellan 0,64 och 0,98, medan specificiteten varierade mellan 0,65 och 0,87 (Tabell 4).

För alla arter var värdena på AUC, sensitivitet och specificitet markant lägre när modellerna utvärderas på data från ett område som inte hade använts för att passa modellen (Tabell 4). AUC-värdena varierade här mellan 0,54 och 0,70, där värden 0,5 kan tolkas som en slumpartad modell. Sensitiviteten varierade mellan 0,11 och 0,85, medan specificiteten varierade mellan 0,31 och 0,95.

Tabell 4. Resultat från utvärderingen av habitatmodellerna. AUC = sannolikheten att en slumpvis utvald provtagning där arten påträffats har högre sannolikhetsvärde i prediktionen än en slumpvis utvald station där den inte påträffats enligt data. Sensitivitet = antal korrekt predikterade förekomster/antalet riktiga förekomster. Specificitet = antalet korrekt predikterade icke-förekomster/antalet riktiga icke-förekomster. Utvärderingen gjordes både över hela datasetet, samma som användes för att passa modellerna, och med hjälp av rumslig korsvalidering. För den rumsliga korsvalideringen representerar värden ett snitt av 5 olika delningar av datat (se text).

Art	Utvärdering hela datasetet			Rumslig korsvalidering		
	AUC	Sensitivitet	Specificitet	AUC	Sensitivitet	Specificitet
Skrubbskädda	0,89	0,93	0,65	0,67	0,67	0,63
Rödspätta	0,89	0,84	0,79	0,60	0,11	0,95
Lerstubb	0,87	0,69	0,87	0,58	0,56	0,56
Sandstubb	0,86	0,83	0,73	0,56	0,67	0,46
Storspigg	0,96	0,98	0,82	0,70	0,25	0,94
Tångsnälla	0,87	0,73	0,81	0,57	0,38	0,72
Sandräka	0,87	0,75	0,80	0,54	0,85	0,31
Strandkrabba	0,75	0,64	0,72	0,57	0,54	0,50

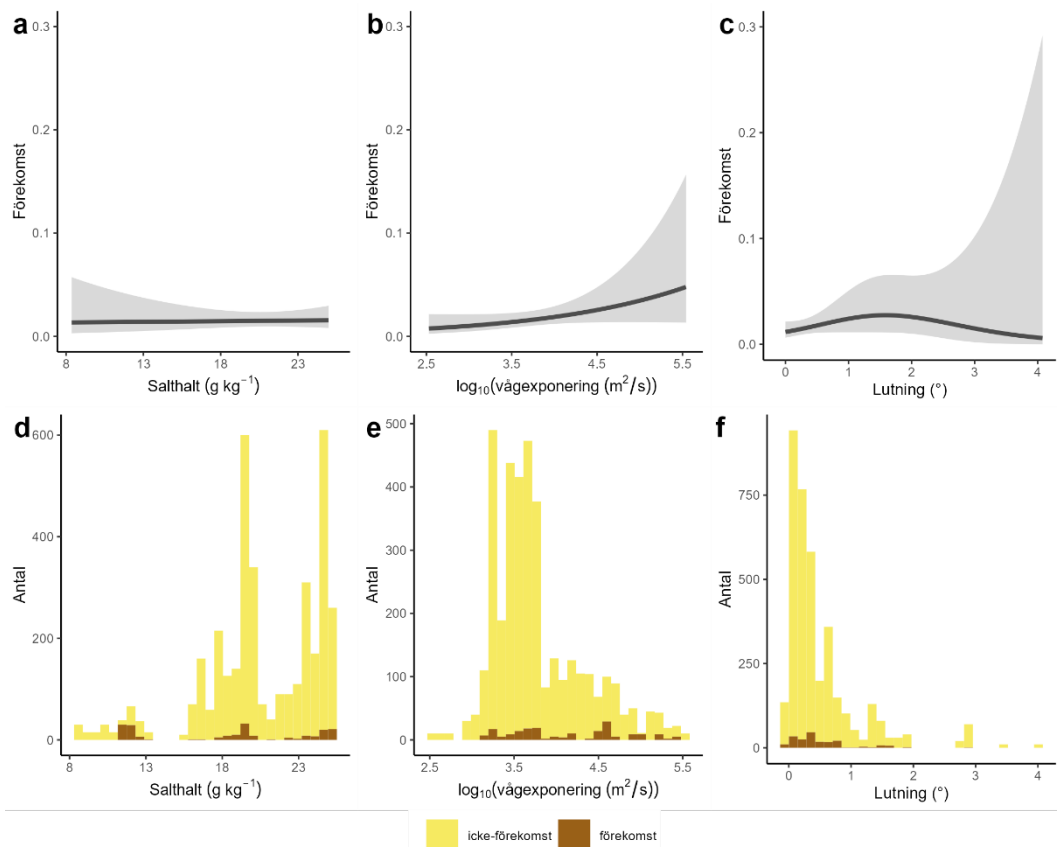
3.2.2. Rumsliga mönster och kartprediktioner

Här presenterar vi, för varje art, identifierade förhållanden mellan miljövariabler och förekomst, rumsliga mönster i förekomst i fallfälledatat samt kartprediktioner baserade på habitatmodellerna.

För att få tillgång till kartorna som presenteras i denna rapport kan man kontakta Miljöövervakningsenheten vid Havs- och vattenmyndigheten. Se hemsidan för Nationell marin kartering för mer information.

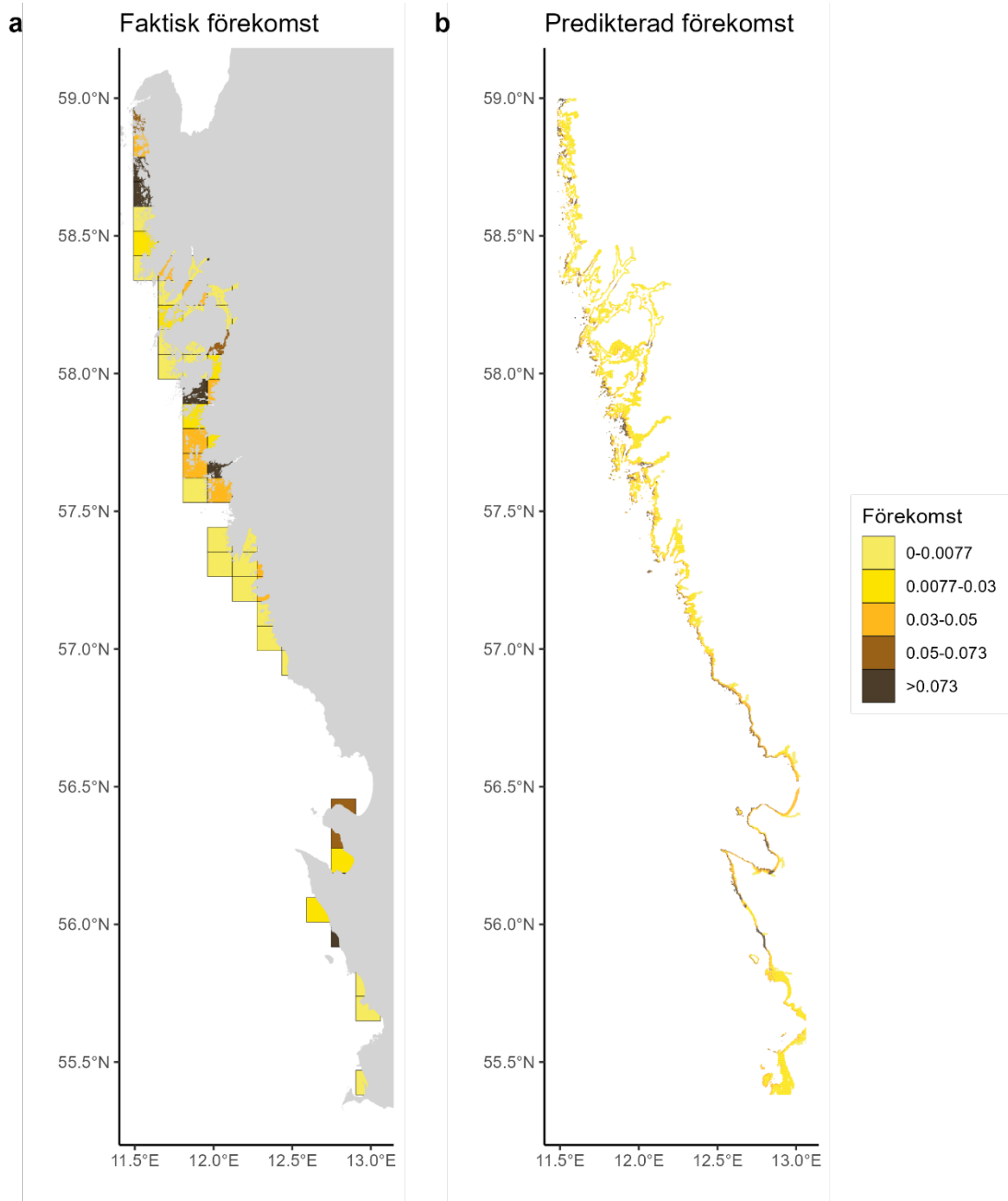
Skrubbskädda (Platichthys flesus)

Skrubbskäddan visade ingen tydlig respons på miljövariablerna, men dock en antydning till en ökad sannolikhet för förekomst vid något högre vågexponering (Figur 5b).



Figur 5. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av skrubbskädda på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

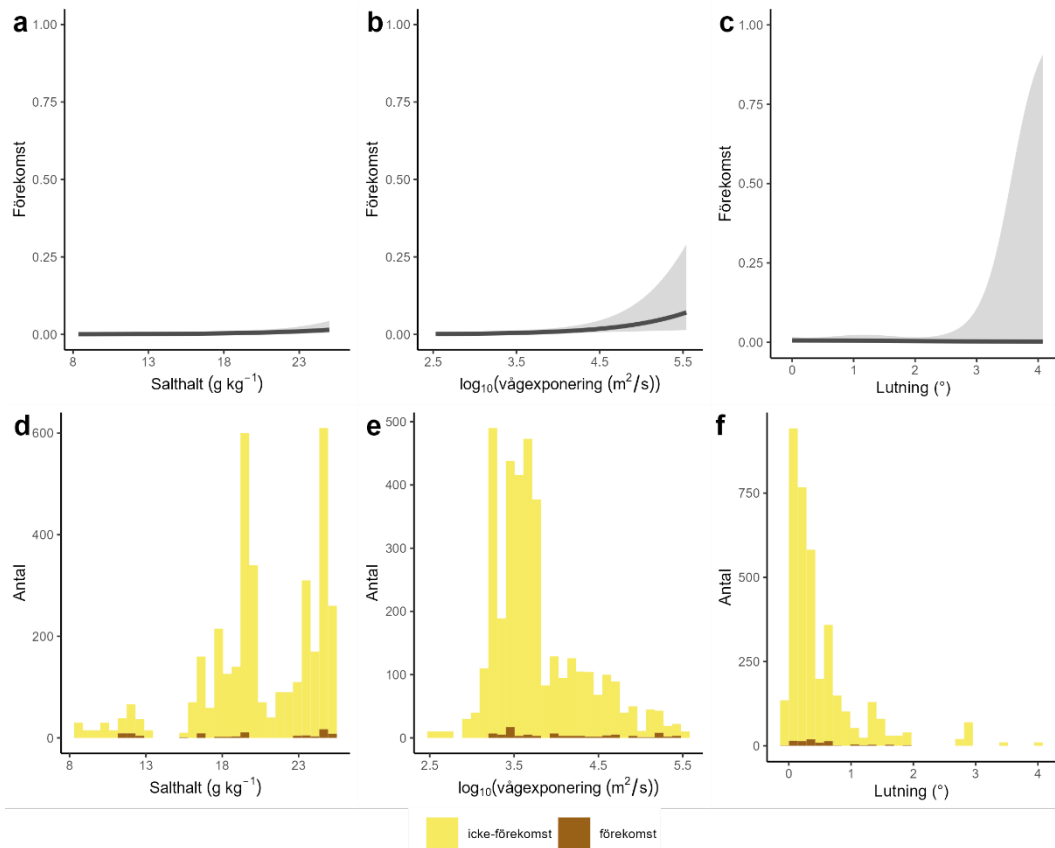
Skrubbskäddan visade generellt en låg förekomst över hela studieområdet, dock med en högre predikterad och faktisk förekomst i norra Skåne samt södra och norra Västra Götaland (Figur 6).



Figur 6. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av skrubbskädda längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.0077) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

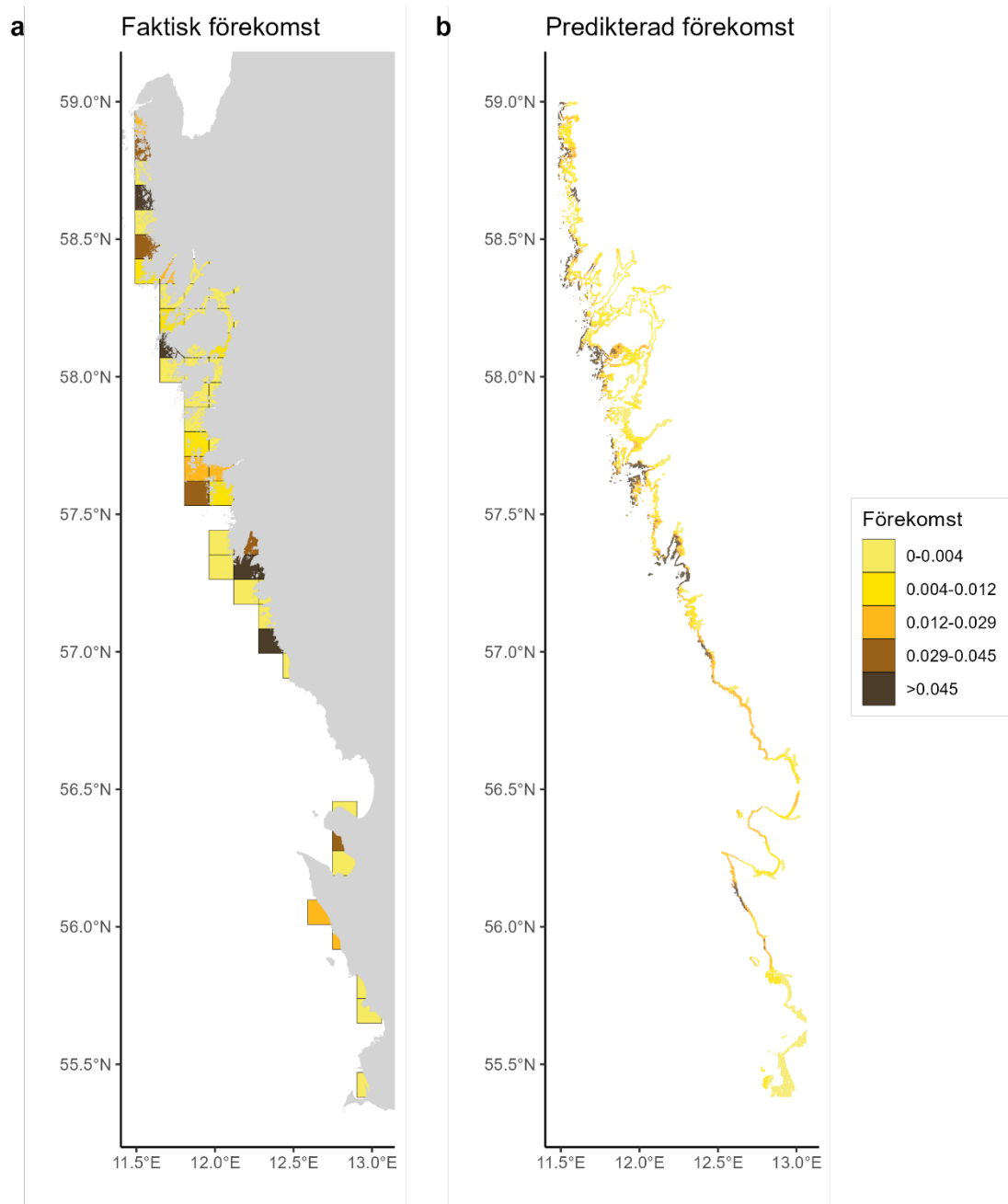
Rödspätta (Pleuronectes platessa)

Rödspättan visade inte heller någon tydlig respons på de inkluderade miljövariablerna (Figur 7).



Figur 7. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av rödspätta på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

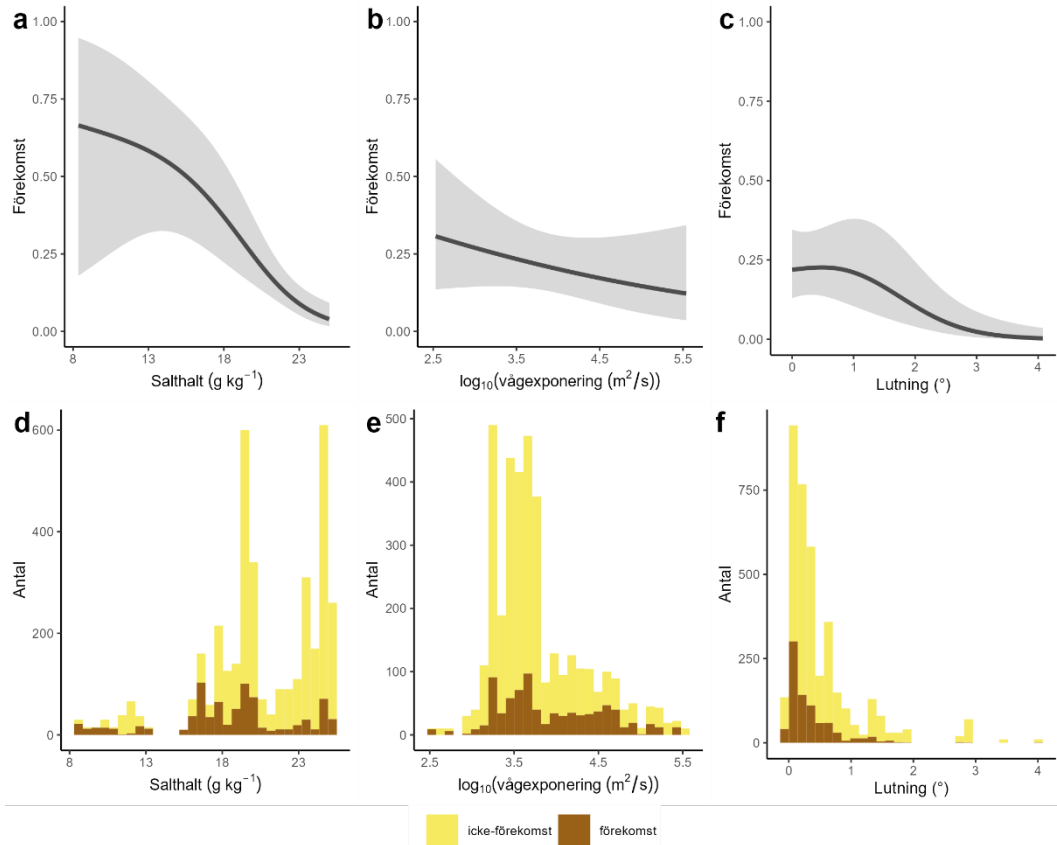
Rödspättan visade också generellt en låg förekomst, med flera områden med nollfångster, men med spridda områden med högre förekomster (Figur 8).



Figur 8. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av rödspätta längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.004) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

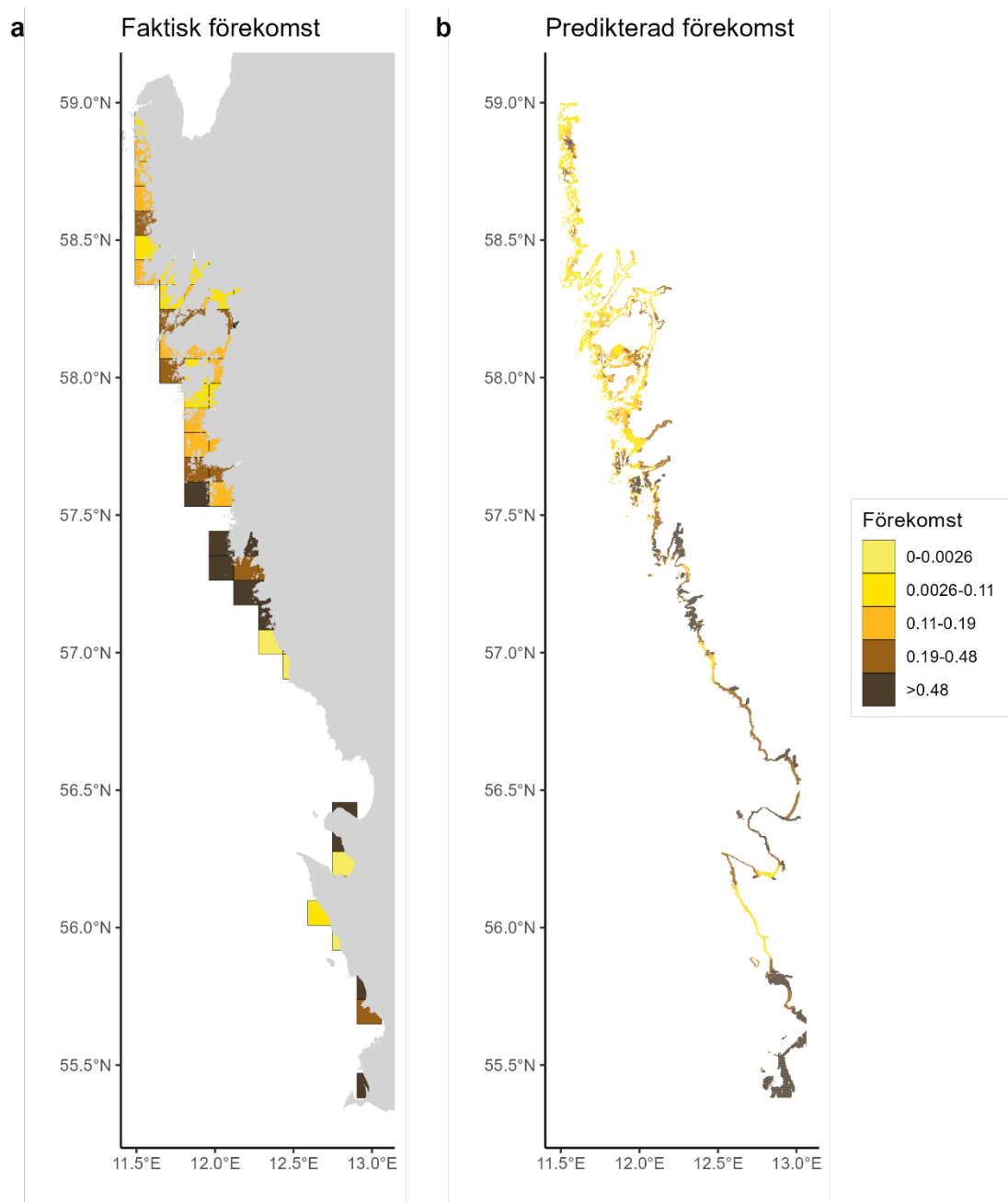
Lerstubb (Pomatoschistus microps)

Lerstubben visade en tydlig negativ respons på salthalt (Figur 9a), och även en negativ respons på lutning (Figur 9c).



Figur 9. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av lerstubb på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d–f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

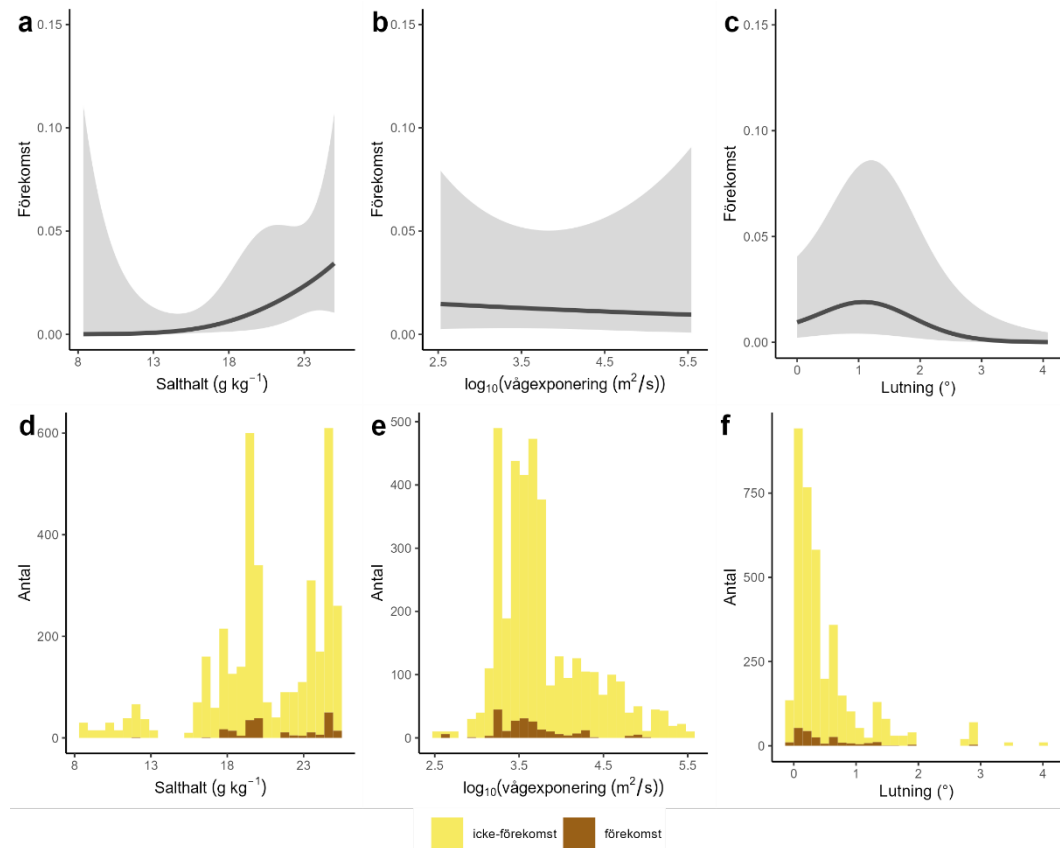
I linje med den negativa responsen på salthalt så förekom lerstubben i högre grad i de mellersta och södra delarna av studieområdet, vilket också predikterades av modellen (Figur 10).



Figur 10. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av lerstubb längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.0026) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

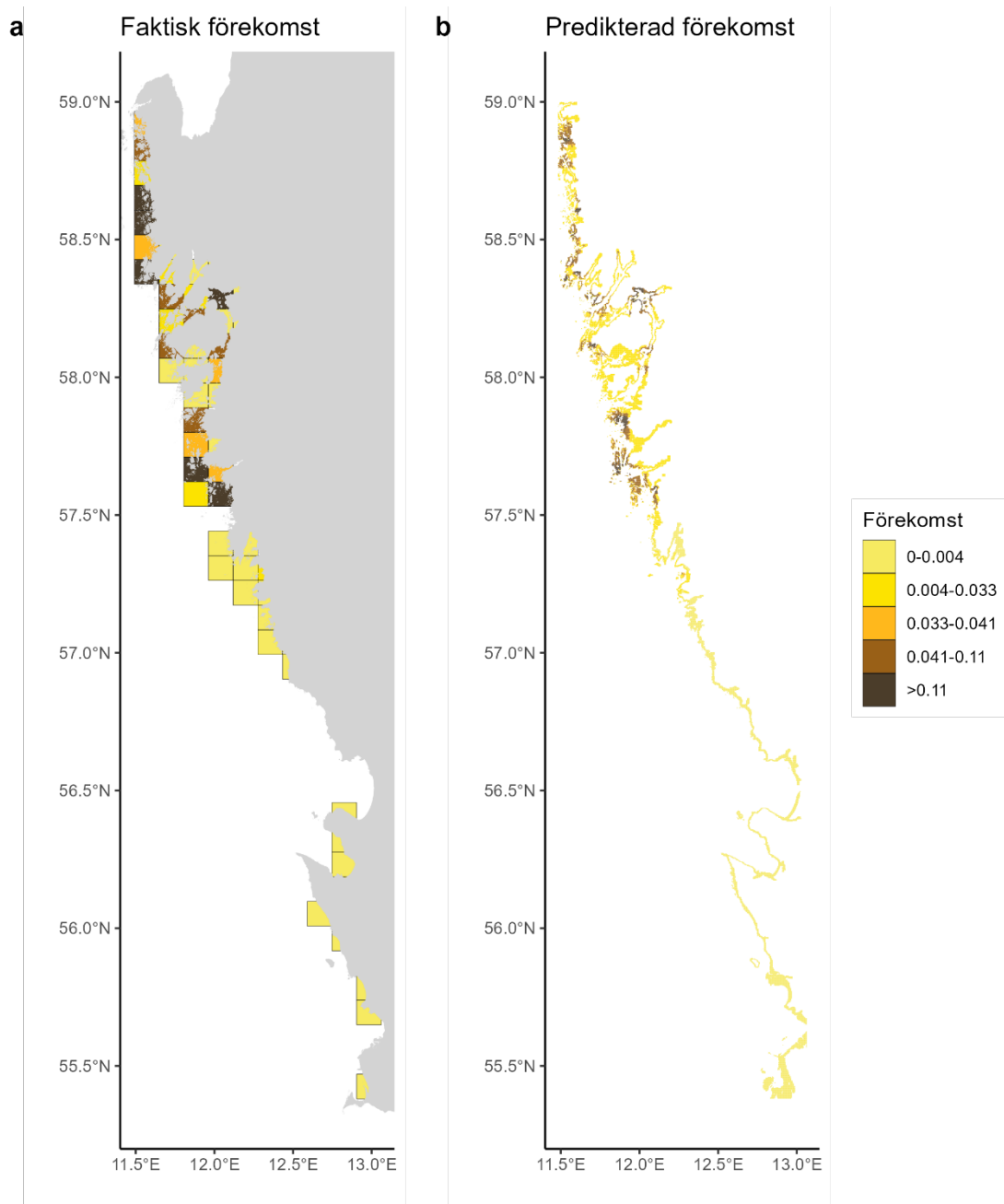
Sandstubb (Pomatoschistus minutus)

Sandstubben visade en viss positiv respons på salthalt (Figur 11a) och möjligtvis en negativ respons på lutning vid högre värden (Figur 11c).



Figur 11. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sandstubb på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

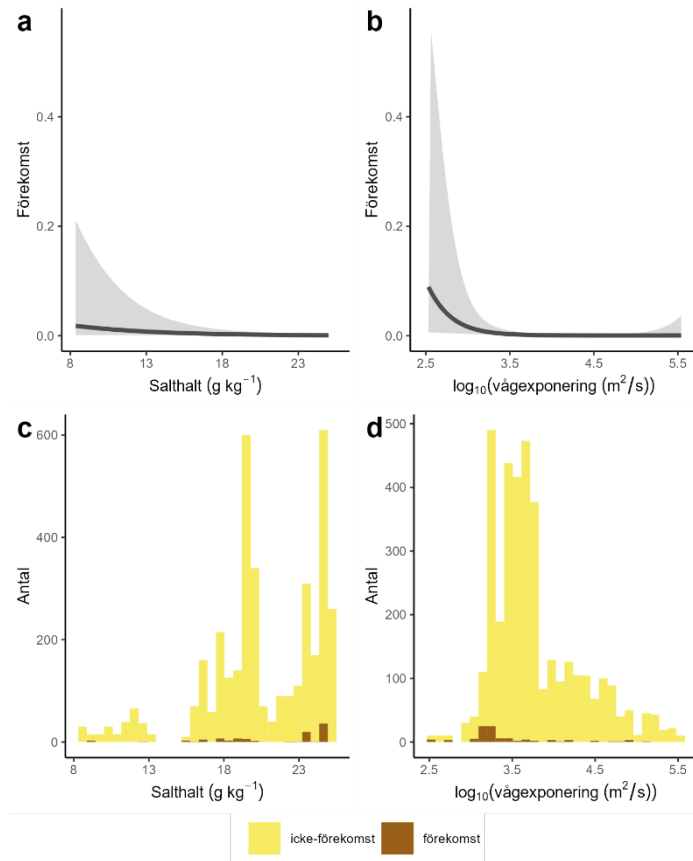
Sandstubben förekom i stort sett inte alls i de södra delarna av studieområdet (Figur 12a) och även modellen predikterar hotspots i norr (Figur 12b).



Figur 12. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av sandstubb längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.004) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

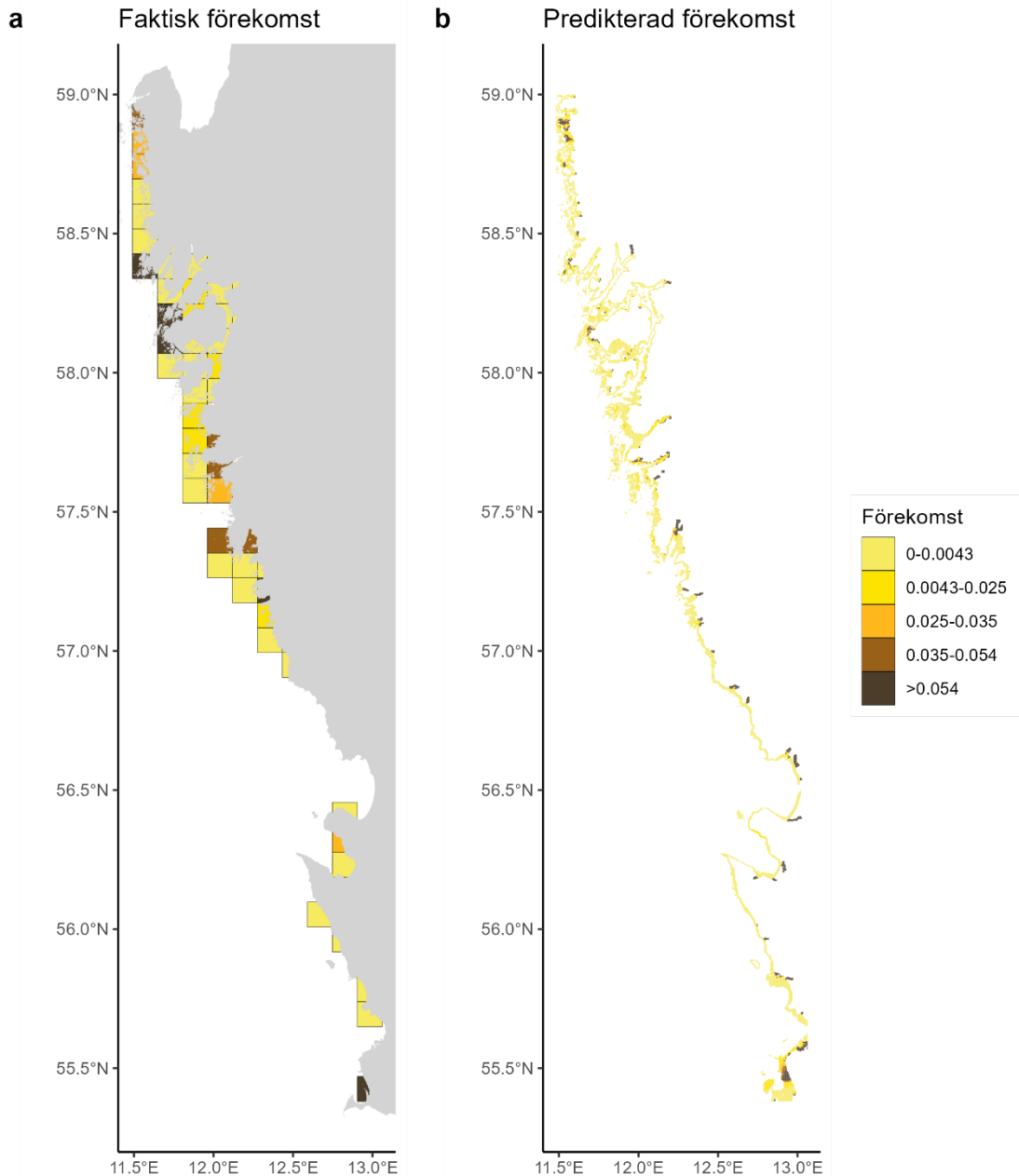
Storspigg (Gasterosteus aculeatus)

Storspiggen visade tendenser på en negativ respons på vågexponering (Figur 13b).



Figur 13. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av storspigg på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a) och vågexponering (b). Histogrammen (c–d) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

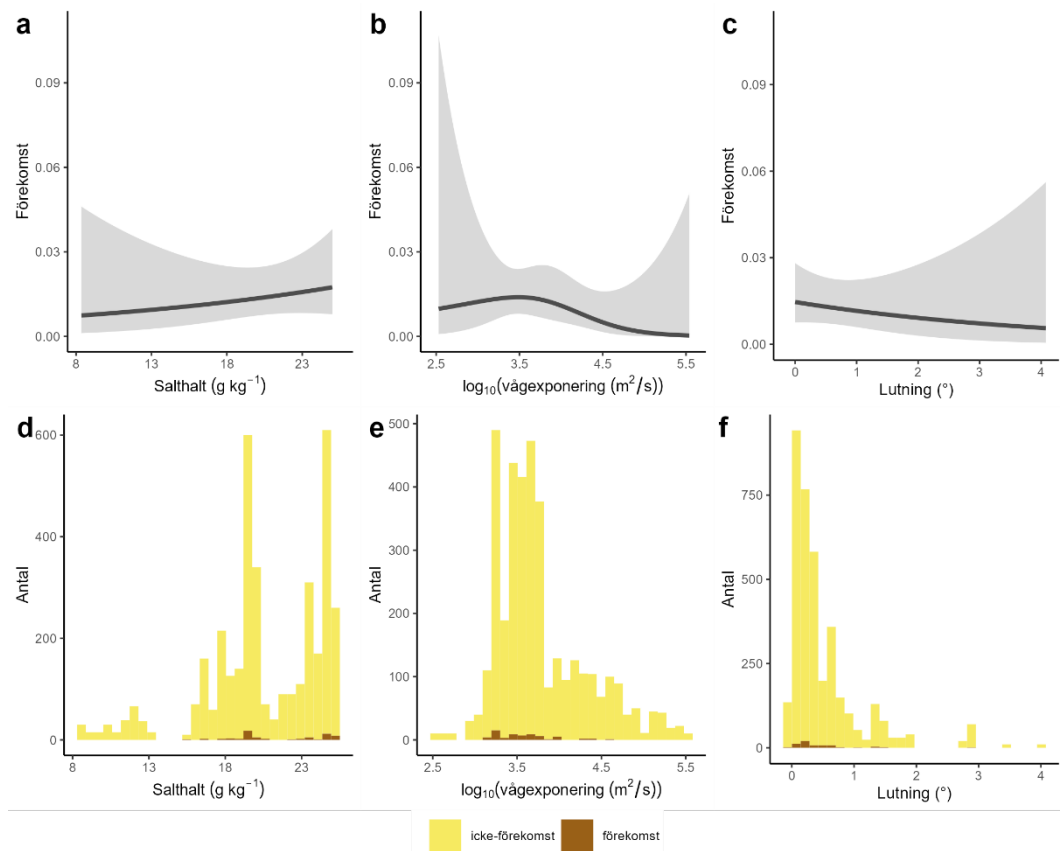
Storspiggan förekom även den fläckvis, med generellt låga förekomster (Figur 14a). Habitatmodellen predikterade höga förekomster nära land i områden med låg vågexponering (Figur 14b).



Figur 14. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av storspigg längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.0043) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

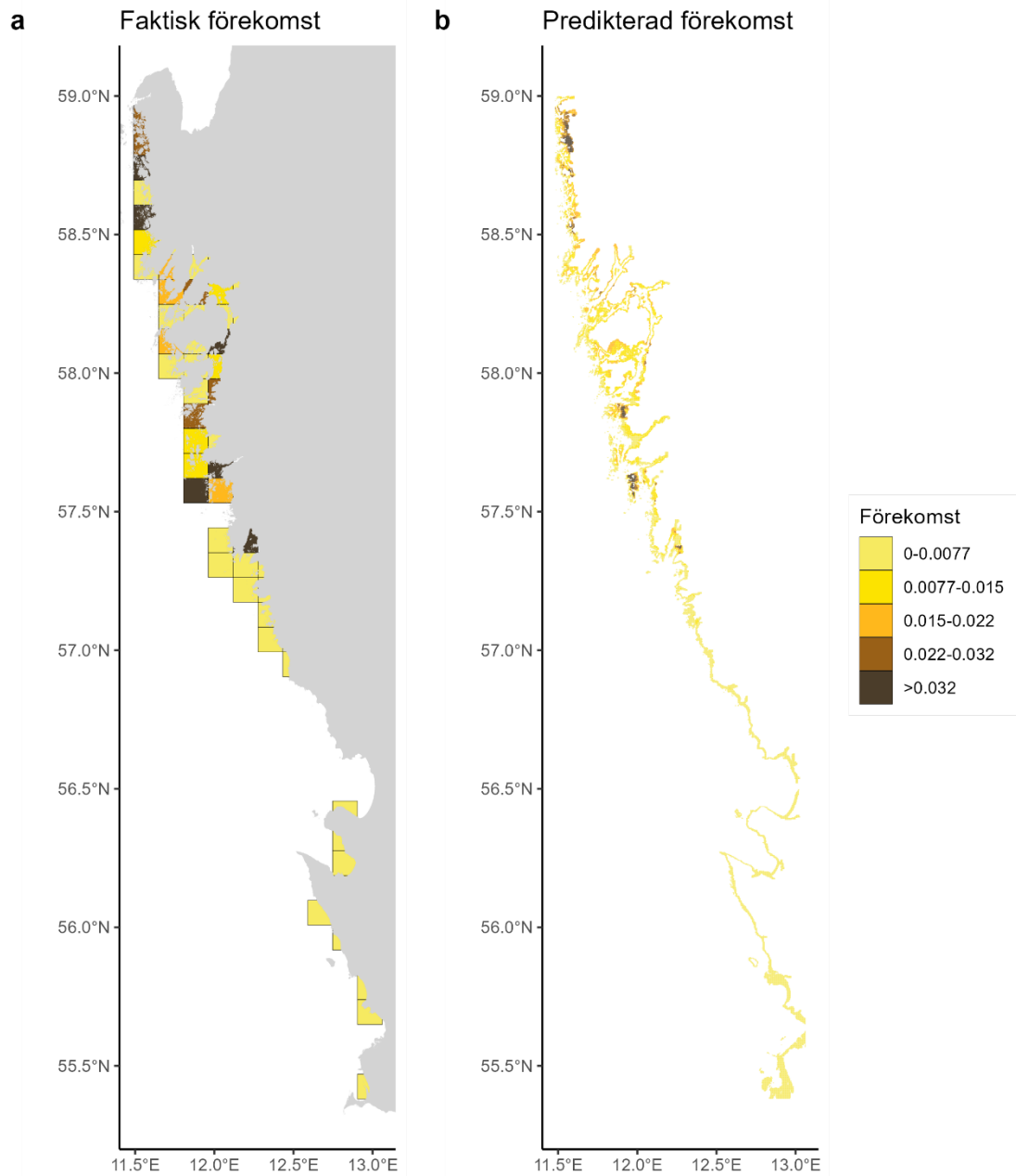
Tångsnälla (Syngnathus typhle)

Tångsnällan visade ingen tydlig respons på miljövariablerna (Figur 15).



Figur 15. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av tångsnälla på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

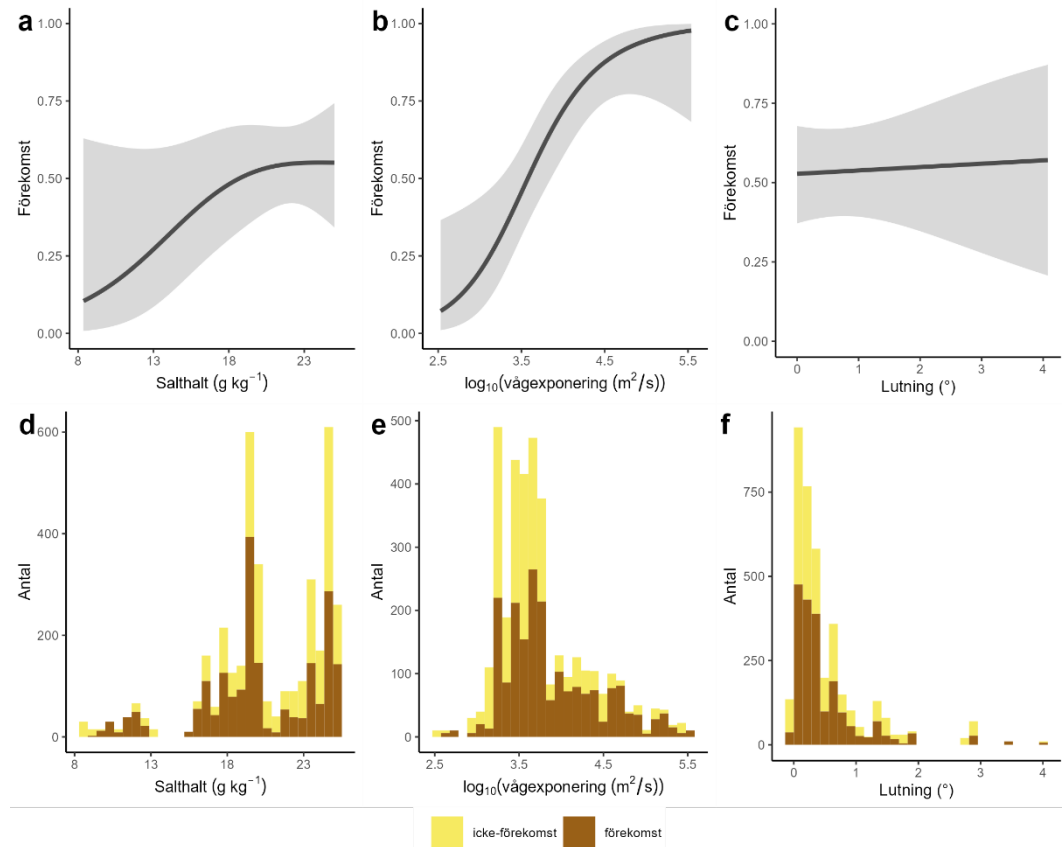
Tångsnällan visade generellt låga förekomster, men var tydligt vanligare längre norrut (Figur 16a). Högre förekomster kunde ses på vissa platser i Västra Götaland, vilket också predikterades av modellen (Figur 16b).



Figur 16. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av tångsnälla längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.0077) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

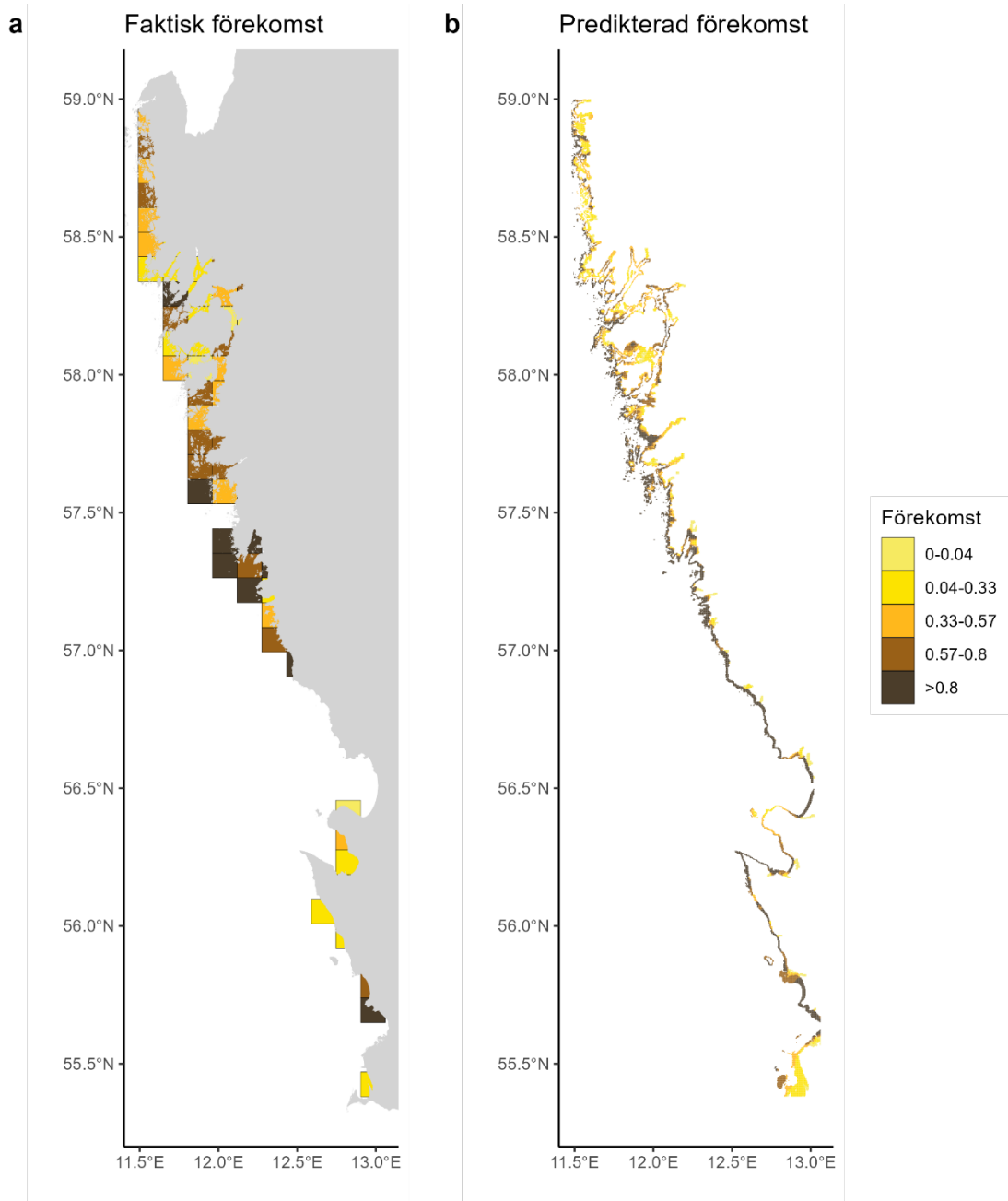
Sandräka (Crangon crangon)

Sandräkan visade en tydlig positiv respons på vågexponering (Figur 17b).



Figur 17. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av sandräka på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

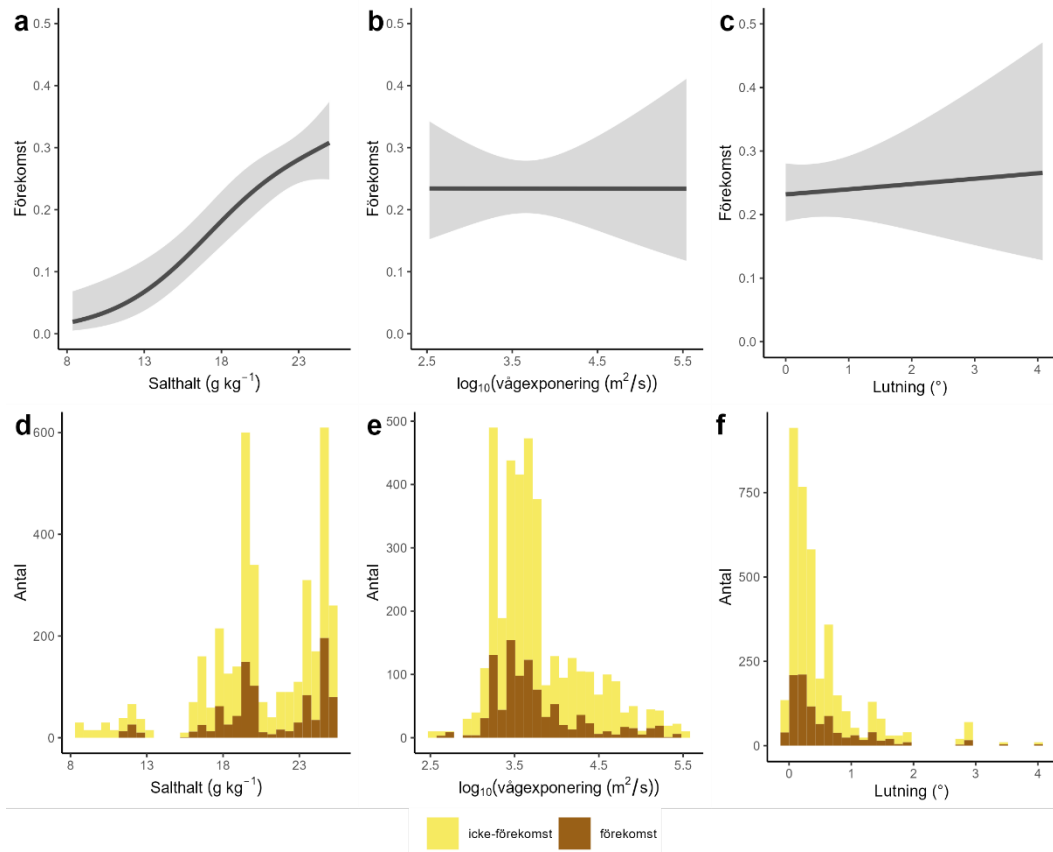
Sandräkan var generellt vanligt förekommande (Figur 18a). I linje med den starka effekten av vågexponering så predikterades högre värden i mer vågexponerade områden, med vissa undantag (Figur 18b).



Figur 18. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av sandräka längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet över noll (här 0.04) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

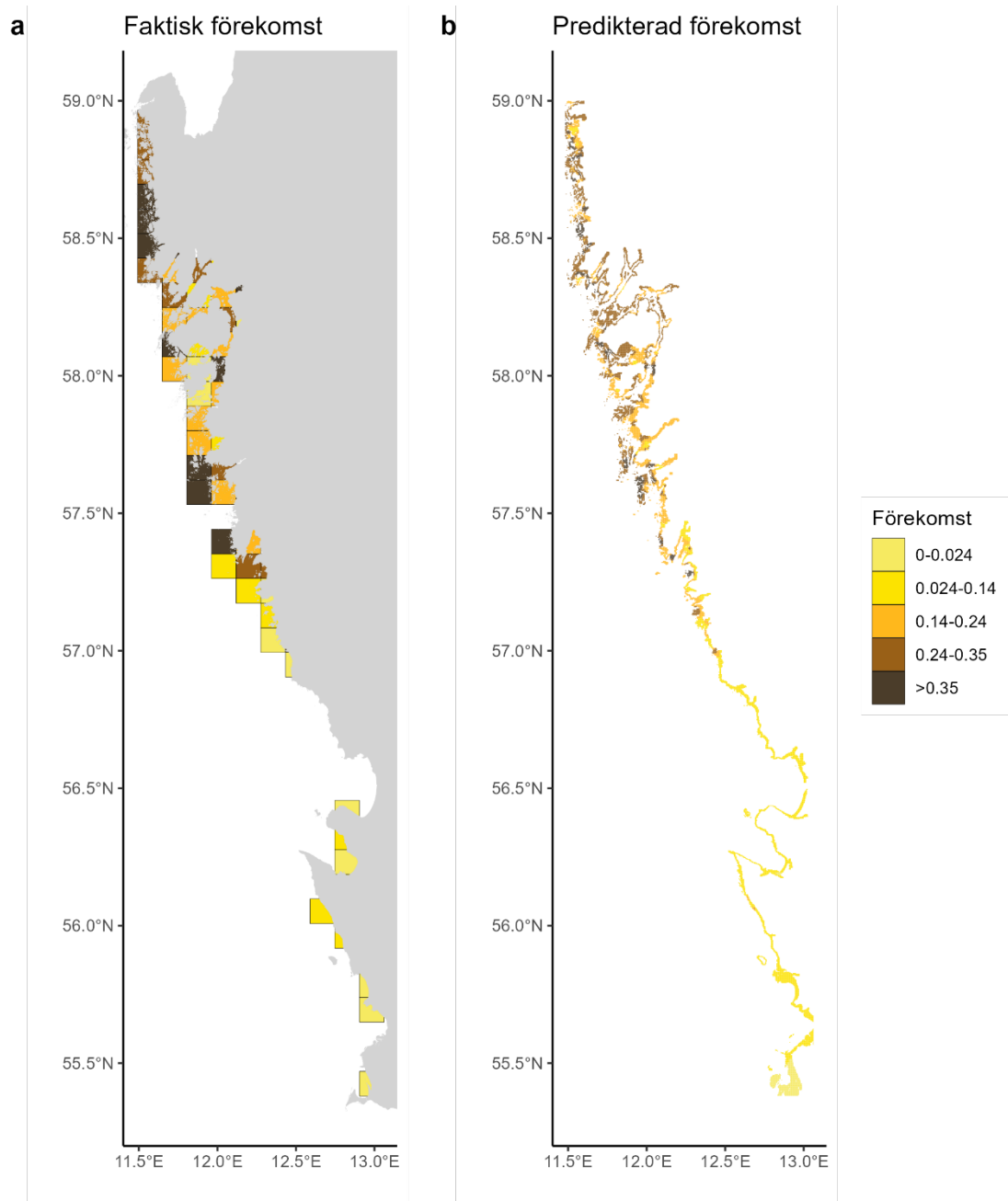
Strandkrabba (Carcinus maenas)

Strandkrabban visade en tydlig positiv respons på salthalt (Figur 19a).



Figur 19. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av strandkrabba på västkusten och de undersökta miljövariablerna salthalt (a), vågexponering (b) och lutning (c). Histogrammen (d-f) visar fördelningen av förekomster och icke-förekomster som en funktion av samma miljövariabler.

Strandkrabban var generellt vanligt förekommande, men mer så i de norra delarna (Figur 20a), vilket är i linje med den positiva effekten av salthalt och vilket också syntes i de predikterade förekomsterna (Figur 20b).



Figur 20. Faktisk förekomst per fallfälla i data (a) och predikterad sannolikhet för förekomst per fallfälla (b) av strandkrabba längs västkusten. Den faktiska förekomsten är uträknad som proportionen av fallfällor i en cell (10×10 km) som innehöll arten. Den predikterade förekomsten är baserad på den statistiska modellen, inklusive både effekter av miljövariabler och rumsliga random effects, samt heltäckande kartor av miljövariablerna (se Bilaga 1). Färgskalan är inte linjär utan baserad på det lägst uppmätta värdet (här 0.024) samt percentiler över detta värde, för att tydligt skilja ut värden nära noll.

4. Slutsatser och diskussion

Fallfällor provtar ett habitat som inte fångas lika väl av andra provfiskemetoder, nämligen grunda mjukbottnar, vilka utgör en viktig livsmiljö för bland annat årsyngel av plattfisk samt för vissa stubbar och kräftdjur. Sammanställningen här visar att fallfälldata kan ge viktig information om rumsliga mönster, men även om variation mellan år, inklusive år med särskilt höga förekomster av en viss art (Figur 2–4), vilket tyder på att fallfällor kan användas för att indikera särskilt starka årklasser.

Att fallfällor enbart är lämpade för provtagning av grunda, flacka mjukbottnar gör dock metoden mindre lämpad för habitatmodellering då den inte täcker in relevanta miljögradienter på ett tillräckligt sätt för att tillförlitligt beskriva arters habitatval. Det är till exempel svårt att identifiera en tydlig effekt av lutning då alla provtagningar sker inom ett relativt smalt spann av flacka bottenar. Detta i kombination med avsaknaden av kartor över andra relevanta miljövariabler som skulle kunna användas i modelleringen, såsom till exempel botten typ eller vegetationstäckning (vilka båda varierar längs kusten och båda har stor påverkan på artförekomst; Pihl 1986; Stål & Pihl 2007), försvårade habitatmodelleringen och gör att prediktioner utanför studieområdet är högst osäkra. I linje med detta så var värdena på AUC, sensitivitet och specificitet markant lägre när modellerna utvärderades på data från ett område som inte hade använts för att passa modellen (Tabell 4). De miljövariabler vi hade tillgång till är alltså inte tillräckliga för att prediktera förekomst i nya områden, och prediktionerna är därför främst tillförlitliga i närområdet kring befintliga provtagningsområden, där rumslig variation främst fångades av inkluderade random spatial effects, snarare än de miljövariabler vi hade tillgång till. Tidigare studier visar att förekomsten av juvenil rödspätta längs den svenska västkusten påverkas av, bland annat, larvtillförsel och predationstryck och vegetationstyp (Wennhage & Pihl 1994; Wennhage m fl 2007), vilket tyder på att data på flera andra variabler skulle krävas för att producera bättre prediktioner på habitat för plattfiskrekrytering.

I vissa fall fann vi dock en tydlig respons på miljövariablerna vi hade tillgång till. Sandstubben visade en positiv respons på salthalt, trots att den också förekommer i sötare vatten (Artdatabanken 2023a). Sannolikheten för förekomst av sandräka

ökade med vågexponering, vilket skulle kunna förklaras av att sandräkan föredrar sandbottnar med lite grövre sand (0.1-0.7 mm enligt Pinn & Ansell 1993), vilka förekommer i högre grad i mer vågexponerade områden. Slutligen visade strandkrabban en tydlig, positiv respons på salthalt, vilket är i linje med att det är en mer utpräglad marin art, även om den också förekommer i södra Östersjön (Artdatabanken 2023b).

I en tidigare del av projektet Nationell marin kartering användes ryssjedata för att modellera förekomsten av ett antal arter av fisk och större kräftdjur längs västkusten (Fredriksson m fl 2021). Ryssjorna fiskas ner till ett djup av 30 meter och täcker därför in större habitatvariation, och det tillgängliga datasetet var mycket mer omfattande, dessutom med en något bättre rumslig täckning. Av arterna som ingår i denna rapport så modellerades i ryssjestudien skrubbskädda, rödspätta och strandkrabba. Studien fann att djup var den viktigaste prediktorn för förekomsten av skrubbskädda och att förekomsten föll snabbt vid djup större än 2 m. Även en viss negativ effekt av vågexponering över 4.5 kunde ses. För liten rödspätta (< 13 cm) var vågexponering den viktigaste prediktorn, och visade även den en negativ respons över 4.5. För strandkrabba var djup den viktigaste variabeln, där krabban visade en negativ respons vid djup större än 10 m. Den verkade också undvika de allra mest vågexponerade områdena. I denna studie fanns ingen variation i djup, och relativt få provtagningar (< 12 %) skedde i områden med en vågexponering över 4.5, vilket innebär att ryssjestudien troligtvis ger en bredare bild av vilka områden dessa arter föredrar.

Även om inga tydliga trender kunde skönjas där längre tidsserier fanns (Figur 2–4) så är det tydligt att förekomst varierar mellan år, vilket kan ha påverkat resultaten från den rumsliga habitatmodelleringen, då vissa platser endast provtogs ett eller ett par år. Om det råkade vara ett ovanligt bra eller ett ovanligt dåligt år så skulle det kunna påverka det identifierade mönstret. Utöver variation mellan år så varierade provtagningarna också i vilken månad provtagningarna skedde, vilket också kan påverka resultaten då arternas habitatval och rörelsemönster varierar tydligt över året (Pihl & Rosenberg 1982; Pihl & Wennhage 2002). Dock fanns inga tydliga, storskaliga mönster i tidpunkt för provtagning (Figur 1), vilket reducerar sannolikheten att det skulle ha en stor påverkan på identifierade rumsliga mönster.

Det är också viktigt att komma ihåg att kartprediktionernas tillförlitlighet påverkas i hög grad av kvaliteten på kartorna över de underliggande miljövariablerna. Ju bättre kartunderlag för miljövariablerna som används vid modelleringen desto bättre och mer precisa blir kartprediktionerna. Exempelvis baserades kartorna över vattendjup och lutning på sjökortsdata, och i många områden är djupinformationen av låg kvalitet. Underlaget för salthalt var på mycket grov skala och fångar därför

inte upp de småskaliga gradienter i dessa variabler som är viktiga i skärgårdsområden. Detta bidrar till osäkerhet i prediktionerna.

Utöver att kartlägga tidsmässiga och rumsliga mönster, som i denna rapport, kan det sammanställda datasetet användas för mer detaljerade studier av, till exempel, artinteraktioner eller förändringar i artsammansättningen över tid. Förekomsten av mer ovanliga arter ingår också, till exempel rapporteras flera förekomster av den invasiva arten svartmunnad smörbult i Göteborg 2019. Det finns alltså stor potential för vidare användning av det sammanställda datasetet.

5. Tack

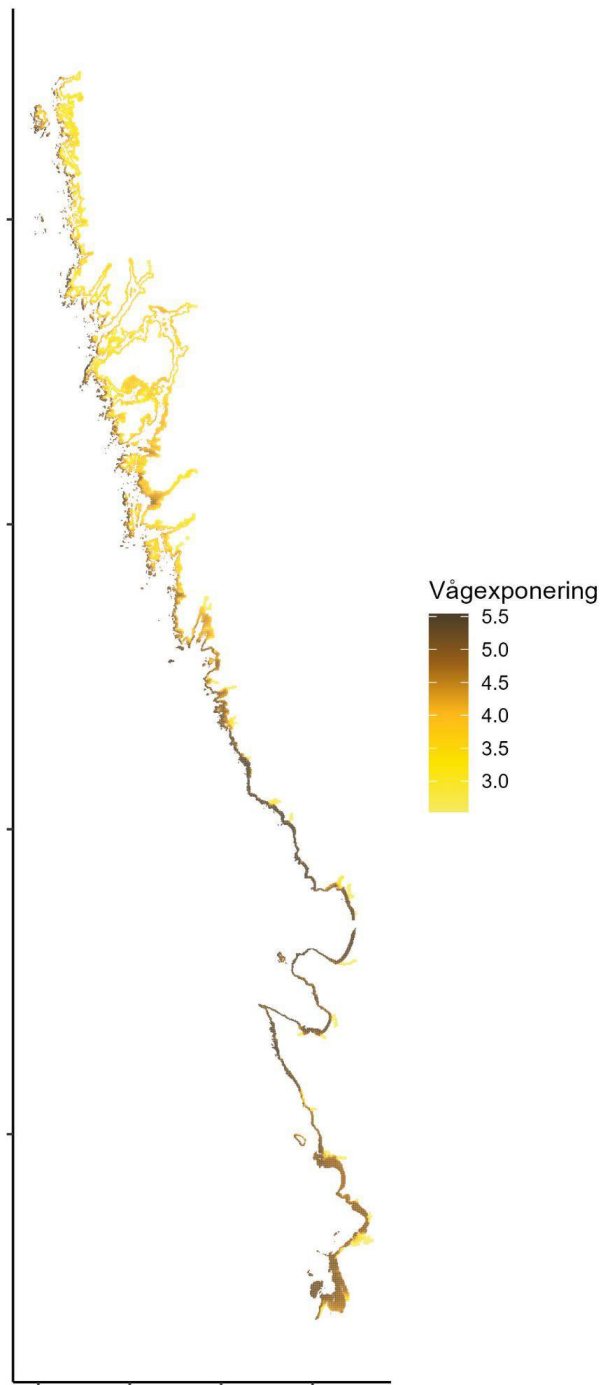
Det har krävts omfattande fältinsatser för att bygga upp de datamaterial vi använt oss av i denna rapport. Vi vill därför rikta ett stort tack till alla som bidragit till insamlingen av fallfälledatat.

Referenser

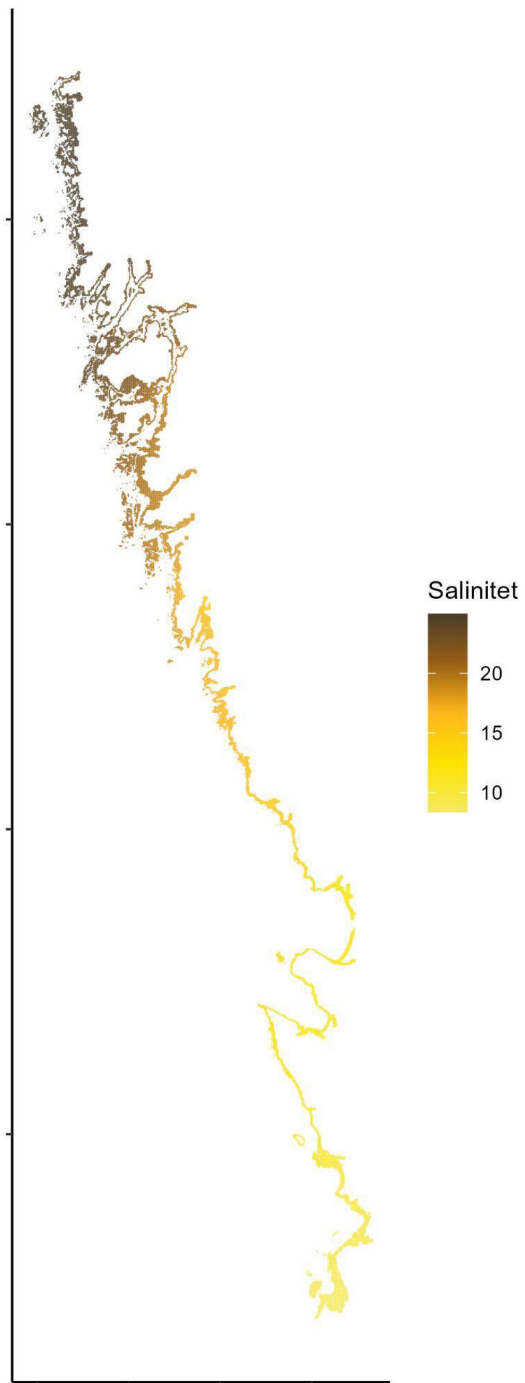
- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*. 43, 1223–1232. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x
- Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., Barnett, L.A.K. (2022, preprint) sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. doi.org/10.1101/2022.03.24.485545
- Artdatabanken (2023a) Sandstubb. artfakta.se/artinformation/taxa/pomatoschistus-minutus-206163
- Artdatabanken (2023b) Strandkrabba. artfakta.se/artinformation/taxa/carcinus-maenas-217785
- Copernicus (2019). http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=BALTICSEA_ANALYSIS_FORECAST_PHY_003_006
- Erlandsson, M., Fredriksson, R., Bergström, U. (2021). Kartering av uppväxtområden för fisk i grunda områden i Östersjön. *Aqua reports* 2021:17.
- Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2021). Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet. *Aqua reports* 2021:15.
- Hartig, H. (2022) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.6. florianhartig.github.io/DHARMA/
- Hosmer, D.W., Lemeshow, S. (2000) *Applied logistic regression*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. doi.org/10.1002/0471722146.
- Isæus, M. (2004). Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Stockholm: Department of Botany, Stockholm University.

- Pihl, L. (1986). Exposure, vegetation and sediment as primary factors for mobile epibenthic faunal community structure and production in shallow marine soft bottom areas. *Netherlands Journal of Sea Research*. 20, 75–83. [doi.org/10.1016/0077-7579\(86\)90063-3](https://doi.org/10.1016/0077-7579(86)90063-3)
- Pihl, L., Rosenberg, R. (1982). Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, Western Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 57, 273–301. [doi.org/10.1016/0022-0981\(82\)90197-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(82)90197-6)
- Pihl, L., Wennhage, H. (2002) Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*. 61, 148–166. doi.org/10.1006/jfbi.2002.2074
- Pinn, E.H., Ansell, A.D. (1993). The effect of particle size on the burying ability of the brown shrimp *Crangon crangon*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 73, 365–377. doi.org/10.1017/S0025315400032926
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [R-project.org](https://www.R-project.org).
- Stål, J., Pihl, L. (2007). Quantitative assessment of the area of shallow habitat for fish on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*. 64, 446–452. doi.org/10.1093/icesjms/fsm018
- Wennhage, H., Pihl, L. (1994). Substratum selection by juvenile plaice (*Pleuronectes platessa* L.): Impact of benthic microalgae and filamentous macroalgae. *Netherlands Journal of Sea Research*. 32, 343–351. [doi.org/10.1016/0077-7579\(94\)90011-6](https://doi.org/10.1016/0077-7579(94)90011-6)
- Wennhage, H., Pihl, L. (2007). From flatfish to stickleback: assemblage structure of epibenthic fauna in relation to macroalgal blooms. *Marine Ecology Progress Series*. 335, 187–198. doi.org/10.3354/meps335187
- Wennhage, H., Pihl, L., Stål, J. (2007). Distribution and quality of plaice (*Pleuronectes platessa*) nursery grounds on the Swedish west coast. *Journal of Sea Research*. 57, 218–229. doi.org/10.1016/j.seares.2006.08.008
- 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*. 1, 3–14. doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

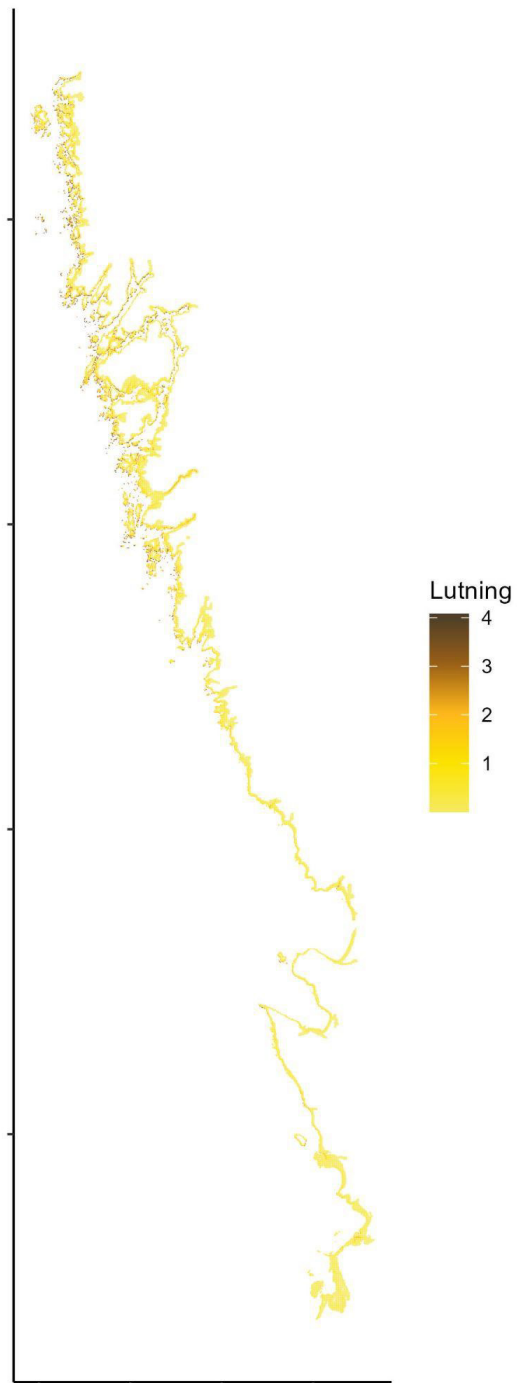
Bilaga 1: förklaringsvariabler



Figur 21. Förklaringsvariabeln vågexponering (m^2/s), på \log_{10} -skala. Se 2.2.1 för information om hur kartlagret har tagits fram. För att inte extrapolera utanför de värden som använts när modellerna passats, så sattes alla värden i kartorna som var lägre än det minimumvärde där provtagning skett till detta minimumvärde, samtidigt som alla värden i kartorna som var högre än det maximumvärde där provtagning skett till detta maximumvärde.



Figur 22. Förklaringsvariabeln salthalt (g kg^{-1}). Se 2.2.1 för information om hur kartlagret har tagits fram. För att inte extrapolera utanför de värden som använts när modellerna passats, så sattes alla värden i kartorna som var lägre än det minimumvärde där provtagning skett till detta minimumvärde, samtidigt som alla värden i kartorna som var högre än det maximumvärde där provtagning skett till detta maximumvärde.



Figur 23. Förklaringsvariabeln lutning (grader). Se 2.2.1 för information om hur kartlagret har tagits fram. För att inte extrapolera utanför de värden som använts när modellerna passats, så sattes alla värden i kartorna som var lägre än det minimumvärde där provtagning skett till detta minimumvärde, samtidigt som alla värden i kartorna som var högre än det maximumvärde där provtagning skett till detta maximumvärde.