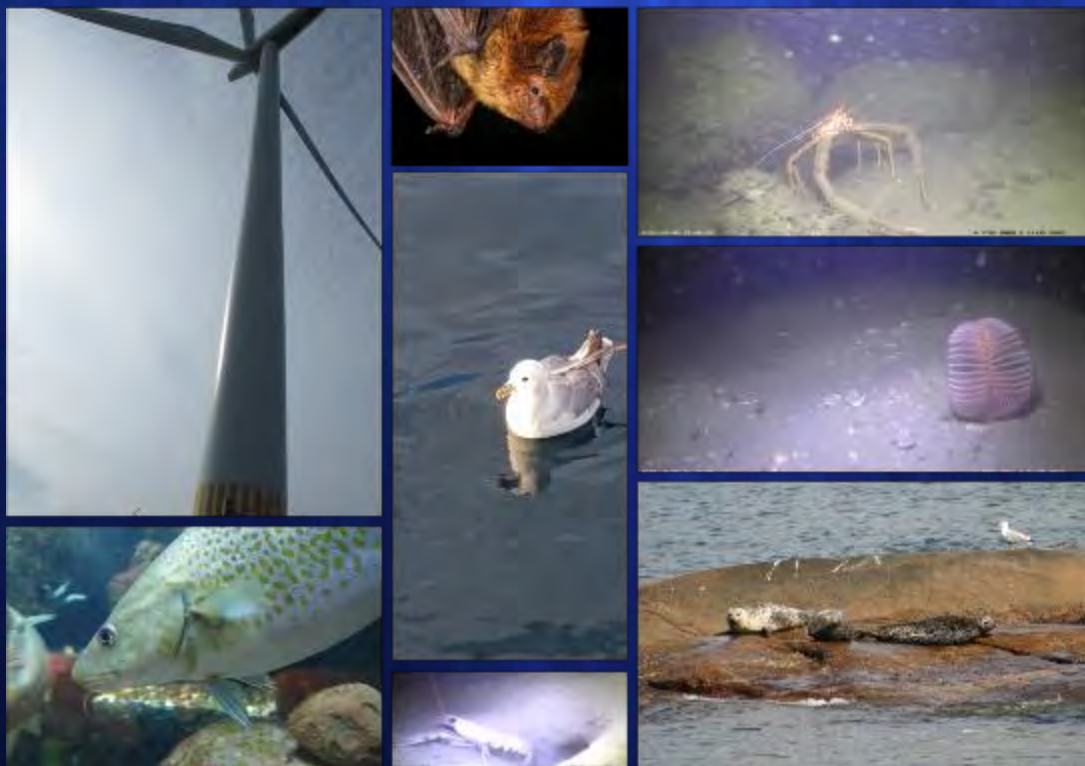




Underlag för storskalig vindkraft i Västerhavet – med hänsyn till marina arter och habitat

Karin Olsson, Johanna Bergkvist, Marina Magnusson & Kerstin
Fransson

Titel

Underlag för storskalig vindkraft i Västerhavet – med hänsyn till marina arter och habitat

Framtagen av

Karin Olsson, Johanna Bergkvist, Marina Magnusson

Kerstin Fransson

I samarbete med

Richard Ottvall, Ottvall Consulting (Fågel)

och

Johan Eklöf, Nattbakka Natur & Stefan Pettersson, Enviropanning (Fladdermöss)

Kvalitetsgranskning

Prof. Leif Pihl

Datum

Juni 2023

Beställare

Länsstyrelsen i Västra Götaland

Omslagsbild: Marine Monitoring AB. Fladdermus: Johan Eklöf.

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil

Tel +46 523-101 82 | Mobil 0702 565 551 |

E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se



Innehåll

1. Sammanfattning.....	1
2. Inledning.....	2
3. Områdesbeskrivning Västerhavet	3
4. Riksintressen	5
4.1 Sjöfart	5
4.2 Obruten kust	7
4.3 Natura 2000.....	7
4.4 Totalförsvarets militära del	10
5. Påverkan från vindkraft.....	12
5.1 Anläggningsfas.....	12
5.1.1 Buller	12
5.1.1.1 Val av fundament	14
5.1.2 Fysisk störning	16
5.1.3 Grumling och sedimentpålagring	16
5.1.4 Miljögifter	16
5.2 Driftsfas	17
5.2.1 Buller	17
5.2.1.1 Driftsbuller fasta fundament.....	17
5.2.1.2 Driftsbuller flytande fundament	17
5.2.2 Förändrat habitat	17
5.3 Kumulativa effekter.....	19
6. Modellering av industrins preferenser.....	20
6.1 Modellvariabler	20
6.2 Resultat modellering av havsbaserad vindkraft.....	24
6.3 Industriellt intressanta områden för havsbaserad vindkraft	26
7. Ekologiskt intressanta arter och artgrupper	28
7.1 Bottenlevande arter	28
7.1.1 Mjukbotten.....	30
7.1.2 Skyddsvärda habitat på mjukbotten	30
7.1.2.1 Sjöpennebottnar med större grävande organismer	30
7.1.2.2 Svampdjurssamhällen	31
7.1.3 Hårdbotten	31
7.1.4 Skyddsvärda habitat på hårdbotten.....	31
7.1.4.1 Korallsamhällen.....	31
7.1.4.2 Ögonkorallrev	31

7.1.5 Påverkan från havsbaserad vindkraft.....	31
7.1.6 Utbredning och karta	33
7.1.7 Osäkerhet och kunskapsbrist	33
7.2 Havskräfta och nordhavsräka.....	38
7.2.1 Påverkan från vindkraft.....	38
7.2.2 Utbredning och karta	40
7.2.3 Osäkerhet i data	41
7.3 Fisksamhället.....	42
7.3.1 Påverkan från vindkraft.....	49
7.3.2 Utbredning och arturval	51
7.3.3 Osäkerhet och kunskapsbrist	54
7.4 Marina däggdjur	55
7.4.1 Tumlare	55
7.4.1.1 Påverkan från vindkraft.....	56
7.4.1.2 Utbredning och karta	58
7.4.1.3 Osäkerheter och kunskapsbrist.....	59
7.4.2 Knubbsäl	60
7.4.2.1 Påverkan av vindkraft.....	61
7.4.2.2 Utbredning och karta	62
7.4.2.3 Osäkerhet och kunskapsbrist	63
7.5 Fladdermöss	65
7.5.1 Påverkan från vindkraft.....	65
7.5.2 Utbredning och karta	66
7.5.3 Osäkerhet och kunskapsbrist	68
7.6 Fågel	69
7.6.1 Påverkan från vindkraft.....	69
7.6.2 Utbredning och karta	70
7.6.2.1 Havsfågel	70
7.6.2.1.1 Fågelinfluensa	74
7.6.2.2 Migrerande fågel.....	74
7.6.3 Osäkerhet och kunskapsbrist	78
8. Intressanta områden för havsbaserad vindkraft.....	79
8.1 Sammanställning av ekologiskt relevanta arter och grupper	79
8.2 Underlag till kartor över intressanta områden för storskalig vindkraft.....	81
8.2.1 Bedömning och osäkerhet	81
8.3 Kartor för ekologisk hänsyn i Västerhavet	84

Underlag för storskalig vindkraft i Västerhavet – med hänsyn till marina arter och habitat

8.3.1 Anläggningsfas.....	84
8.3.2 Driftsfas	86
9. Slutsats	89
10. Förteckning över appendix.....	91
11. Referenser	92

1. Sammanfattning

Länsstyrelsen i Västra Götaland har gett Marine Monitoring AB i uppdrag att ta fram underlag för utbyggnad av storskalig hållbar vindkraft i Västerhavet.

För Östersjön har rapporten *Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön* tagits fram inom Vindvals projekt Marin Medvind. Enligt Länsstyrelsens önskemål och för att underlätta jämförelse med den rapporten har det aktuella projektet i Västerhavet i huvudsak följt samma arbetsgång. Industrins preferenser har modellerats för Västerhavet, och potentiellt intressanta områden har identifierats för vindkraftsparker med flytande och fasta fundament. Dessa områden har stämts av mot andra riksintressen som sjöfart, obruten kust och Natura 2000. Länsstyrelsen har vidare bett om ett kartlager som tar hänsyn till Försvarmaktens intressen och ett som inte gör det. De naturtyper, arter och artgrupper som beaktats i projektet är bottenlevande arter, havskräfta och nordhavsräka, fisksamhället, tumlare, knubbsäl, sjöfågel och flyttfågel samt fladdermus. För avsnitten om fågel och fladdermus har Marine Monitoring samarbetat med Ottvall Consulting respektive Nattbakka Natur och Enviroplanning.

Datainsamling om artgrupperna visar på en hög artdiversitet i området. Samtidigt saknas i Västerhavets utsjö sådana öar och bankar kring vilka utbredningen av de olika artsamhällena kan struktureras. Däremot påverkar både batymetri och strömförhållandena i Västerhavet livscyklar och rörelsemönster hos flera arter. Exempelvis är områdets västligaste delar, där djupet stiger till över 500 m, och Skagerraks djupområden förbundna till Atlanten via Norska rännan. Detta bidrar till förekomst av bottenlevande arter som inte påträffas någon annanstans i Sverige. De branta sluttningarna ned mot Skagerraks djupområde ger upphov till uppvällning av näringsrikt djupvatten, som attraherar såväl fisk som sjöfågel. Strömförhållandena gör vidare Skagerraks östra delar till ett viktigt uppväxtområde för många fiskarter, vars lekområden återfinns betydligt längre bort. Sammantaget medför detta att arters förekomst inom och utnyttjande av Västerhavet följer strömmar och vindar, och är därför mycket variabel.

Bottenlevande arter, fisk, kräftdjur och marina däggdjur påverkas främst under den havsbaserade vindkraftens anläggningsfas. Tumlare och säl är känsliga för anläggningsbuller som kan begränsas med hjälp av skyddsåtgärder och tidsrestriktioner. För bottenlevande djur förväntas återhämtning ske inom några år efter avslutad byggnation. För bottenlevande arter, fisk, kräftdjur och marina däggdjur förväntas påverkan ske på individnivå och ingen påverkan förväntas på populationsnivå. Fåglar och fladdermöss bedöms påverkas under driftsfasen. Fladdermöss födosöker i kustnära vatten och påverkan kan begränsas genom restriktioner inom detta område. För fågel kan tydliga förekomstområden inte avgränsas, eftersom dessa varierar med vind och födotillgång.

Kunskapsläget varierar stort mellan de ingående artgrupperna och därmed finns det betydande osäkerheter i underlaget. Av de identifierade källorna till osäkerhet är troligen kunskapen om hur fåglar rör sig inom och reagerar på vindkraftsparker den faktor som är svårast att bedöma när det gäller ekologiskt hållbar utveckling av havsbaserad vindkraft. Eftersom fåglar rör sig över stora områden är det sannolikt inte tillräckligt att begränsa bedömning av påverkan till projekt förlagda till svenskt vatten.

Sammanfattningsvis finns goda förutsättningar att etablera havsbaserad vindkraft inom det utredda området i Västerhavet. Det kan dock inte uteslutas att vissa arter kan påverkas negativt. Hur stora ytor som kan tas i anspråk för den havsbaserade vindkraften, samtidigt som den ska vara ekologiskt hållbar, är dock svårt att ge ett entydigt svar på.

2. Inledning

I havsplanerna som regeringen beslutade om 2022 (Havs- och Vattenmyndigheten 2022) pekades områden ut för utveckling av havsbaserad vindkraft om 20–30 TWh, och Energimyndigheten fick i uppdrag att föreslå områden som möjliggör ytterligare 90 TWh från havsbaserad vindkraft.

År 2022 publicerades Vindvals projekt *Marin Medvind – Ekologiskt hållbar vindkraft Östersjön*, (härefter *Marin Medvind*; Isæus m.fl. 2022) inom vilket potentiell utbyggnad av vindkraft i Östersjön granskades utifrån industrins preferenser, geografiskt avgränsade naturvärden och ekologiskt känsliga perioder. I Västerhavet utanför Västra Götalands län planeras i nuläget flera större havsbaserade vindkraftsparker, och ytterligare parker kan bli aktuella. I samband med detta har Marine Monitoring AB fått i uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland att ta fram underlag för storskalig hållbar vindkraft i Västerhavet, på liknande sätt som det gjordes för projektet *Marin Medvind*. Syftet med underlaget är att ta fram en vägledning samt kartunderlag över lämpliga områden för vindkraft, men även över var det är olämpligt. Kartunderlaget ska också ange behov av eventuella restriktioner.

Den tekniska utvecklingen har gått snabbt de senaste åren. Tidigare placerades vindkraftsparker på bottenfasta fundament, vilket begränsade de vattenområden som kunde vara aktuella till sådana vars djup understeg ca 40 m. Dessa grundare områden kolliderar ofta med andra kustnära värden. Idag kan fasta fundament anläggas på något större djup, dessutom har ny teknik möjliggjort utveckling av flytande fundament som endast förankras i botten. Tekniken med flytande fundament är fortfarande relativt ny och oprövad när det handlar om stora vindkraftsparker. Med sådan teknik kan områden långt från kusten, där det är större djup, tas i anspråk för vindkraft.

Studieområdet utgörs av en del av havsplaneområdet Västerhavet, från Göteborg i söder till Strömstad i norr, motsvarande svenskt territorialvatten och svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ) utanför Bohuslän och Västergötlands kuster. Den inre gränsen utgörs av en linje en nautisk mil utanför baslinjen. Inom studieområdet är syftet att identifiera områden av intresse för vindkraftsprojektörerna, både för fasta och flytande fundament. De identifierade områdena justeras efter hänsyn till riksintressena sjöfart, obruten kust och Natura 2000-områden. På önskemål från Länsstyrelsen tas en version fram där Försvarsmaktens riksintressen beaktas, och ett där de inte gör det. Därtill görs en bedömning av ekologisk påverkan från vindkraft till havs. De arter och grupper för vilka påverkan bedöms är bottenlevande arter, havskräfta och nordhavsräka, tumlare och knubbsäl, fisk, fladdermöss, sjöfågel och flyttande fågel. Dessa bedömningar, tillsammans med granskning av tillförlitligheten i information, utgör grunden till kartlagrena.

Avsikten med rapporten är att ta fram ett underlag för hur havsområdet kan användas på ett hållbart sätt. I rapporten belyses också var kunskapsluckor finns, och hur dessa ibland begränsar möjligheten att ge tydlig vägledning. De bedömningar som görs i rapporten är generella för området och kan inte ersätta projektspecifika undersökningar.

3. Områdesbeskrivning Västerhavet

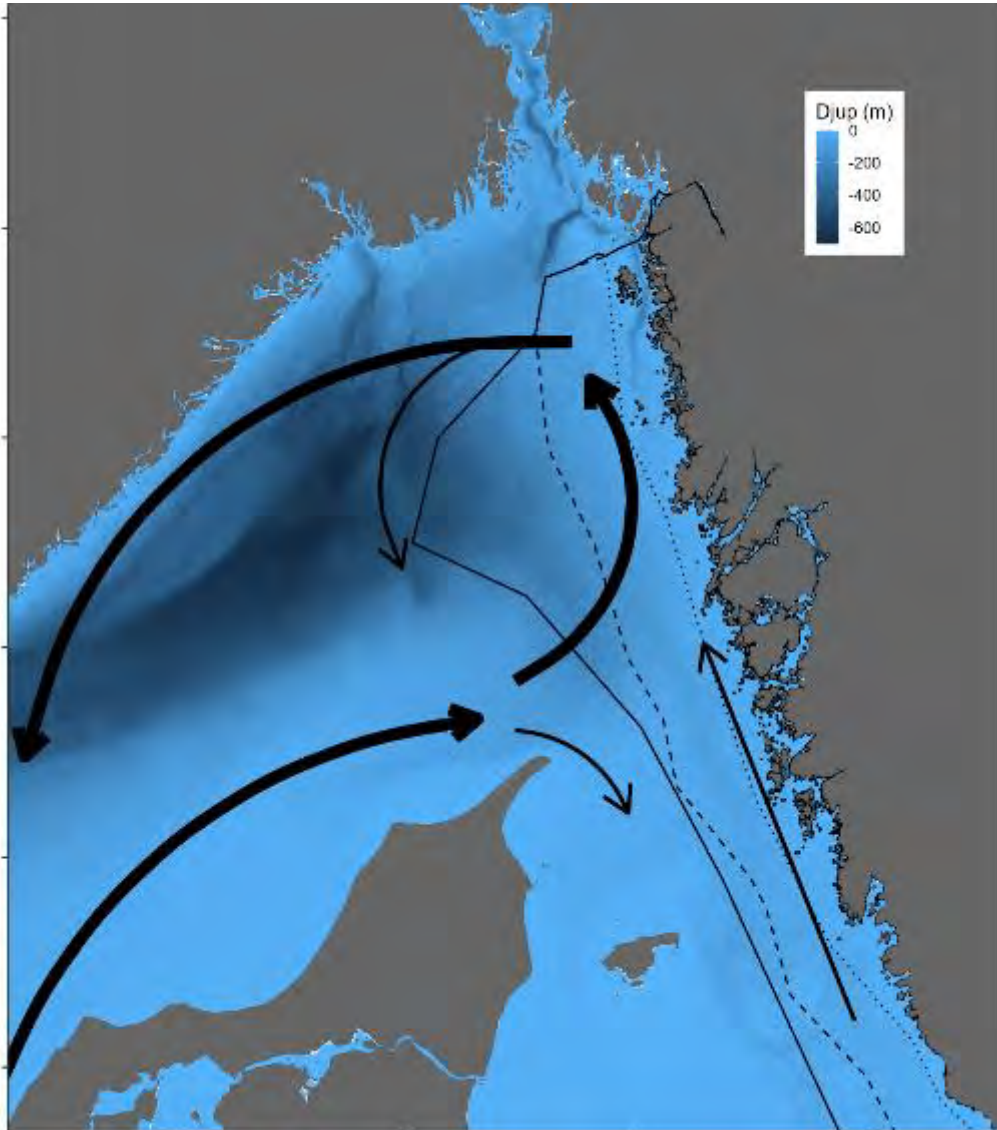
Det havsområde som är aktuellt för rapporten är svenskt territorialvatten och EEZ utanför Västra Götalands Läns kust (Bohuslän och Göteborg), som geografiskt omfattar havsområdena östra Skagerrak och norra Kattegatt (Figur 1). Skagerrak och Kattegatt avgränsas av en tänkt linje mellan Skagens norra udde i Danmark och Pater Nosterskären sydväst om Tjörn i Sverige.

Rapportens fokus är havsbaserad vindkraft, vilken generellt planeras till områden utanför baslinjen. Därför berör inte rapporten sådana områden och habitat som återfinns i kustnära områden med fjordar, vikar och skär annat än för klargörande. Vidare är rapportens fokus de havsområden där eventuella vindkraftsparker kan uppföras, och omfattar inte kabelkorridorer inom vilka exportkablar som leder ström från parken till stamnätet på land placeras, vilka med nödvändighet måste passera genom kustnära områden. Det bör dock påpekas att många sådana kustområden kännetecknas av höga naturvärden och känslig ekologi och ingrepp där måste beaktas vid beslutsfattande.

Skagerrak omges av Danmark, Norge och Sverige och förbinds med Nordatlantens djupvatten via den Norska rännan som löper utmed norska kusten och når ett maximalt djup på dryg 700 m. Norska rännan är vidare förbunden med djuprännan genom Koster- och Väderöfjordarna där djupet uppgår till cirka 270 m. Bottnarna omkring rännan grundar upp till omkring 100 m djup, för att bli omkring 40 m ned mot södra delen av området och norra delen av Kattegatt. Djupare områden återfinns också i exempelvis Gullmarsfjorden.

Strömförhållandena i området domineras av den nordgående Baltiska strömmen som transporterar utsötat Östersjövatten norrut, den Jutska strömmen som löper norrut utmed Jyllands västkust där den antingen vänder söderut in i Kattegatt eller nordost mot Väderöarna, samt den Norska kustströmmen, som transporterar norra Skagerraks vatten västerut mot Atlanten.

Nära norska och svenska kusten finns flertal fjordsystem och omfattande skärgårdar som ger upphov till skyddade vikar och grundområden. Bottnarna här kännetecknas av blandade mjuk- och hårbottnar medan bottnarna i utsjön, som dock inte har undersökts i samma omfattning, domineras av lera.



Figur 1. Djup och schematisk representation av de huvudsakliga strömförhållandena i Skagerrak och norra Kattegatt. Djupdata hämtat från GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans), www.gebco.net, och strömförhållanden anpassade från Egge m.fl. (2015) och Ryrfors (2015). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

4. Riksintressen

Riksintressen är statliga anspråk på mark- och vattenresurser, och utgör en metod för staten att bevaka intressen som har särskild nationell betydelse av vikt för samhällsplaneringen. Dessa utgör bland annat mark- och vattenområden viktiga för jordbruk, transport, energiproduktion, och för totalförsvaret. De omfattar också områden med höga natur- och kulturvärden, liksom skyddade områden som Natura 2000.

I enlighet med miljöbalkens tredje kapitel ska sektorsmyndigheter, såsom Trafikverket och Försvarsmakten, redovisa myndighetens anspråk. Miljöbalkens fjärde kapitel berör sådana områden, utpekade av riksdagen, som i sin helhet är av riksintresse. Dessa områden har höga natur- och kulturvärden och bedöms i sin helhet utgöra riksintresse. Det fjärde kapitlet i miljöbalken klargör också att Natura 2000-områden är av riksintresse, vilka finns förtecknade enligt bestämmelser i miljöbalkens sjunde kapitel (Boverket 2022).

För utpekade områden får ingrepp eller exploatering inte påtagligt skada natur- och kulturvärden, med vissa undantag, exempelvis utveckling av tätorter och totalförsvarets intressen. Det är inte möjligt att medge verksamhet som orsakar påtaglig skada utöver de undantag som specificerats.

För de riksintressen som pekats ut enligt miljöbalkens tredje kapitlet har de centrala myndigheterna ansvaret att lämna uppgifter till länsstyrelsen. För de geografiskt utpekade riksintressena enligt fjärde kapitlet företräder länsstyrelsen statens intressen direkt. Stora delar av miljöbalkens fjärde kapitel härrör från lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser m.m. Syftet med de bestämmelserna var att skydda flera större områden som bedömts vara nationellt viktiga på grund av deras natur- och kulturvärden och därmed deras förutsättningar för turism och friluftsliv.

De riksintressen och skyddad natur som betraktas i den här rapporten är sjöfart, obruten kust, Natura 2000 och totalförsvarets militära del.

4.1 Sjöfart

Sjöfart faller under riksintressen för transporter och pekats ut av Trafikverket i samråd med Sjöfartsverket. Sjöfartstransporter dominerar utrikes godstrafik (70% sedan 2016; Trafikverket 2020). Detta riksintresse omfattar farleder inom- och utomskärs liksom hamnar, ankringsplatser m.m. Relevant för denna rapport är farlederna utomskärs utmed västkusten. Sträckningen och omfattningen av dessa stråk bestäms av trafiksepareringssystem (TSS) beslutade av International Maritime Organization (IMO), HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission) och RAIS (Radar Automatic Identification System) genom analyser av fartygens faktiska rörelser (Trafikverket 2020).

Riksintresse sjöfart ingår i havsplanerna, men uppdaterades i slutet av 2022 i form av en rättning i kartmaterialet rörande ett stråk på västkusten (<https://riksintressenkartor.trafikverket.se>). Uppdaterat kartunderlag ligger till grund för Figur 2.



Figur 2. Riksentresse sjöfart på västkusten. Källa: Trafikverket (<https://bransch.trafikverket.se>). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

4.2 Obruten kust

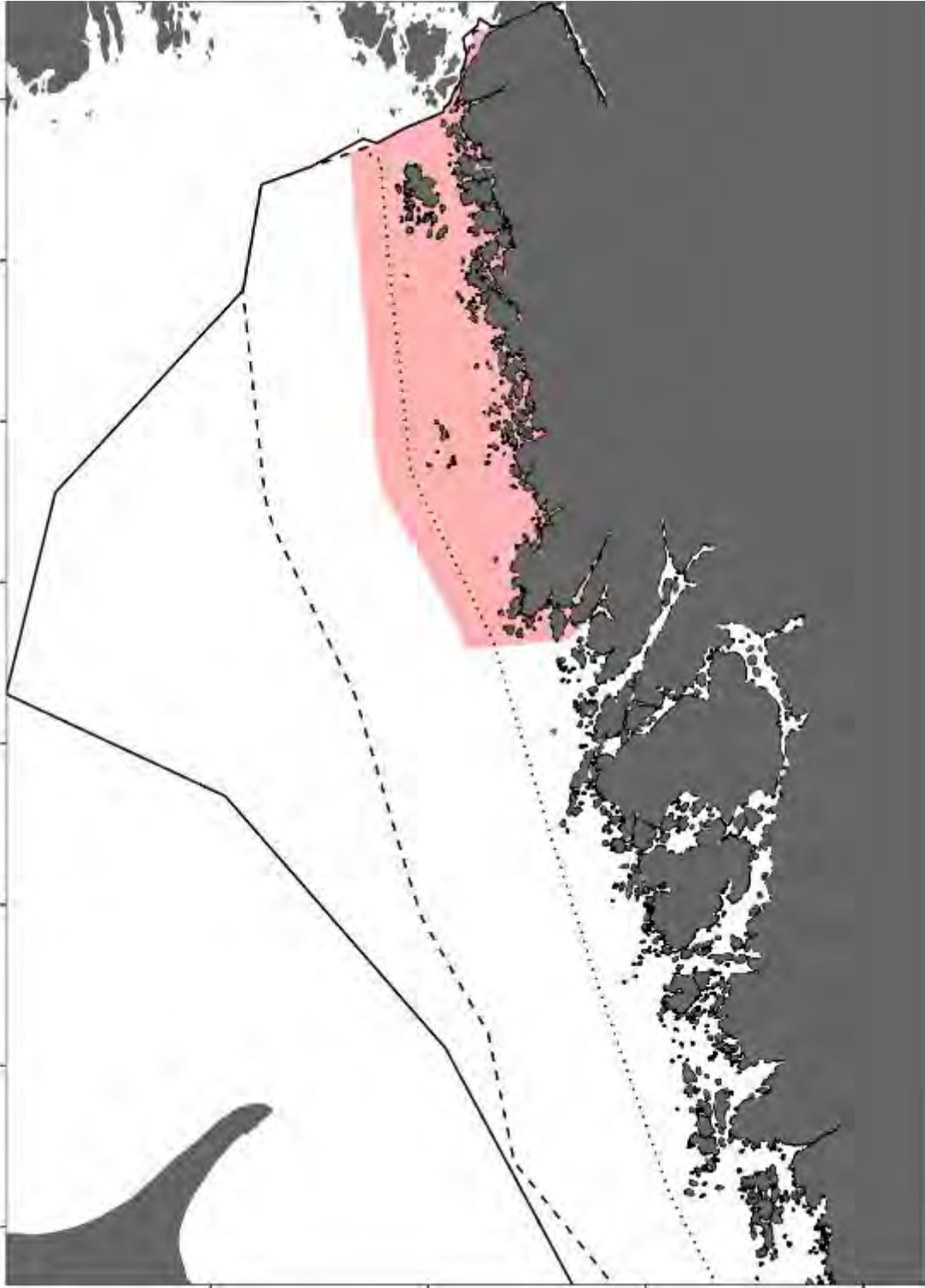
Miljöbalkens fjärde kapitel nämner ett antal områden vars natur- och kulturvärden är så stora att de i sin helhet är riksintressen. I kapitlets andra paragraf (MB 4 kap 2§) anges att kustområdet och skärgården i Bohuslän, från riksgränsen mot Norge till Lysekil (Figur 3), är ett av de områden inom vilka turismens och friluftslivets intressen ska beaktas vid bedömning av ingrepp i miljön. Enligt kapitlets tredje paragraf (MB 4 kap 3§) är det inte tillåtet att uppföra olika slags industriella anläggningar (som redogörs för i MB 17 kap 1§1 och 4a §1–11 med undantag enligt 4§), och specifikt inte tillåtet att uppföra anläggningar för vindkraft (MB 17 kap 4a§ 7).

De bestämmelser som återfinns i miljöbalkens fjärde kapitel 3 § var initialt endast beskrivna i text utifrån fasta punkter och ortsnamn, tillsammans med grova illustrationer i förarbetena. Dessa utgjorde grunden för mer preciserade geografiska avgränsningar som länsstyrelserna senare genomförde i samråd med berörda kommuner.

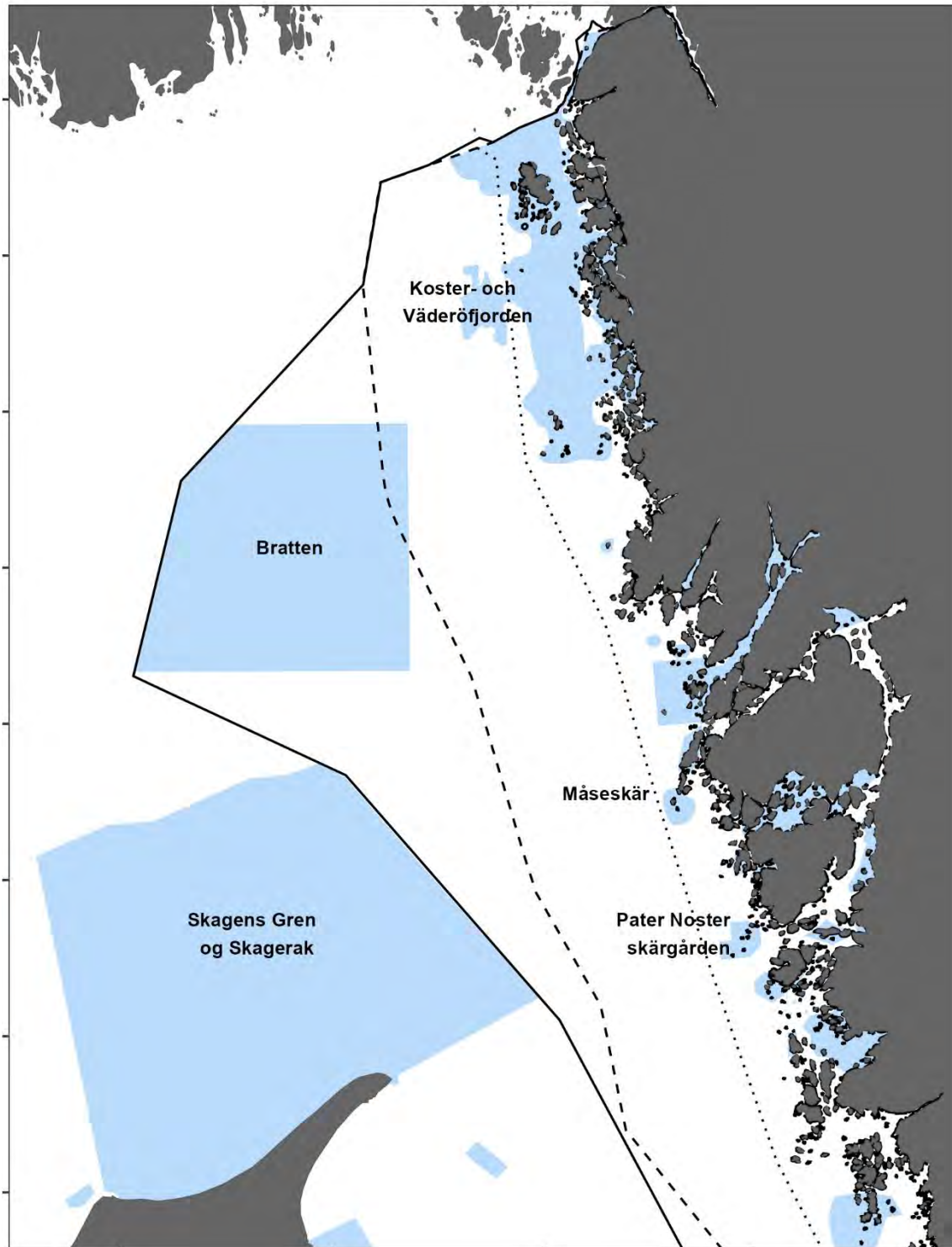
4.3 Natura 2000

Ett flertal Natura 2000-områden återfinns utmed Bohusläns och Göteborgs kust, tillsammans med naturreservat och specifika fågel- och salskyddsområden med säsongsbaserade tillträdesförbud. De flesta av dessa ligger i direkt anslutning till kusten och skärgården. Av de skyddade områdena i yttre havsbandet och längre ut till havs märks Koster- och Väderöfjorden, vars norra delar i stor utsträckning omfattar Kosterhavet nationalpark, Måseskär, Pater Nosterskärgården och Bratten (Figur 4). Koster- och Väderöfjorden är utpekade för tumlare och knubbsäl, liksom ett stort antal naturtyper inklusive rev, och är den enda platsen i Sverige där korallrev förekommer. Måseskär är en viktig reproduktionsplats för knubbsäl, och Pater Nosterskärgården är viktig för flera arter av måsar och tärnor, liksom knubbsäl, hummer och krabbtaska. Det största skyddade området i Västerhavet är utsjöområdet Bratten på 200–500 m djup. Områdets komplexa bottenpografi i form av geologiska formationer som pockmarks (stora, djupa gropar på mjukbotten, som har bildats genom att gasfickor har strömmat ut från underliggande sediment så att botten har sjunkit ner) tillsammans med omfattande och branta klippdalar erbjuder en refug för trålkänsliga arter. Bottenfaunan inkluderar flera rödlistade arter samt arter som där har sin huvudsakliga eller enda förekomst i Sverige.

På danskt EEZ norr om Skagens udde finns ett ytmässigt ännu större Natura 2000-område, Skagens Gren og Skagerak, som pekats ut för tumlare och knubbsäl och som också innefattar ett stort antal skyddade habitattyper.



Figur 3. Riksdags Ombuden Kust som sträcker sig från Brofjorden till norska gränsen och västerut till att innefatta Koster- och Väderöarna samt Måseskär. Källa: Länsstyrelsen (<https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se>). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).



Figur 4. Svenska Natura 2000-områden till havs och i anslutning till kust i Västerhavet, samt det danska Natura 2000-området Skagens Gren og Skagerrak. Källa: EEA (European Environmental Agency, <https://natura2000.eea.europa.eu>). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

4.4 Totalförsvarets militära del

Försvarmakten redovisar riksintresseanspråk samt områden av betydelse för totalförsvarets militära del. Dessa områden bedöms ha nationellt viktiga värden och kvaliteter för att skydda Sverige, såsom områden för skarpa insatser, övning och utbildning, och omfattar bland annat skjut- och övningsfält, flygplatser, sjöövningsområden, tekniska system och anläggningar. Områden redovisas i Försvarmaktens riksintressekatalog på länsbasis, förutsatt att de inte omfattas av sekretess.

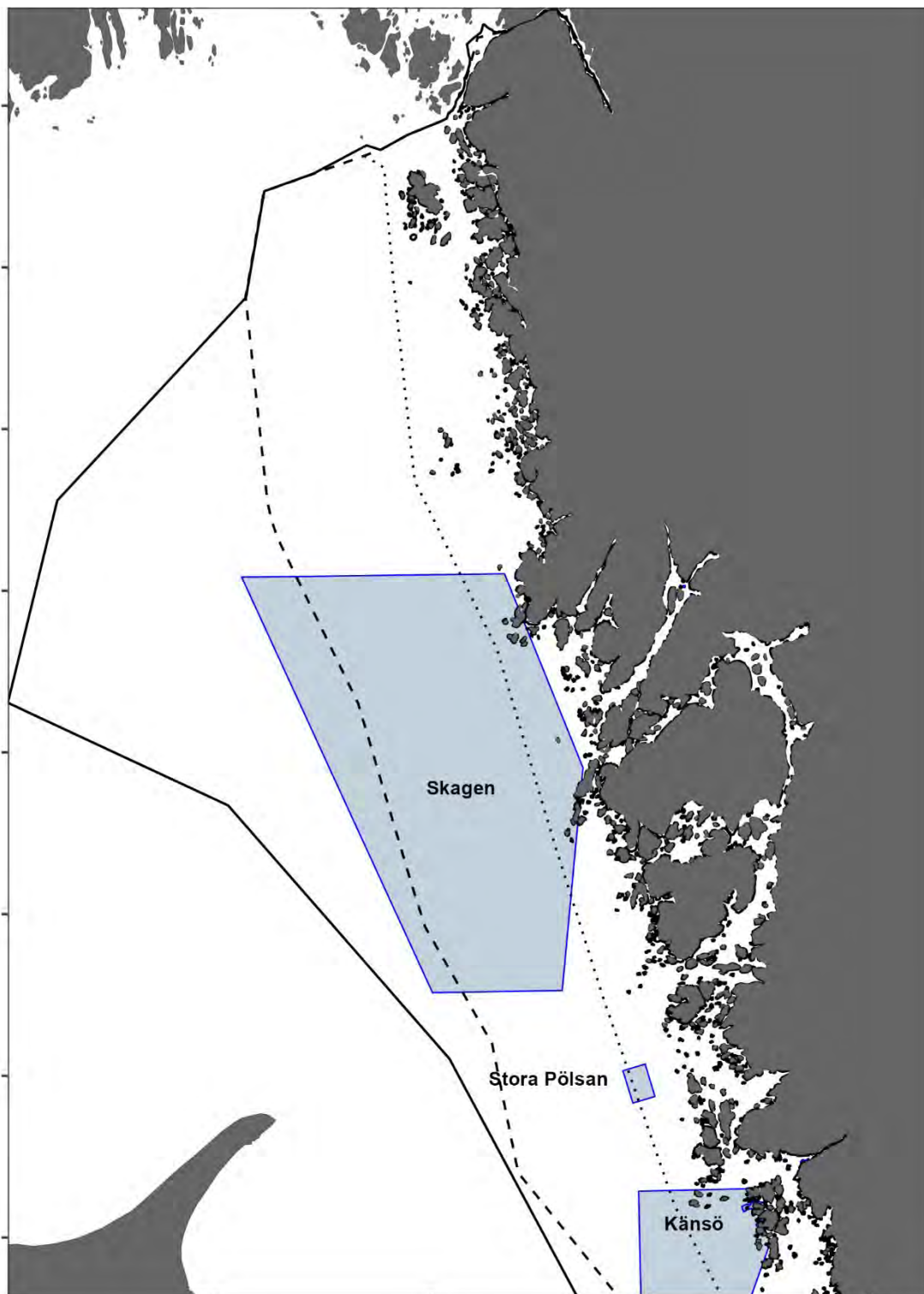
Vidare finns riksintressen som inte redovisas öppet på grund av sekretesskäl. Dessa områden redovisas i stället utifrån generella värdebeskrivningar. Beskrivningar ger exempel på riksintressen i form av anläggningar med olika funktioner och prioritet och områden som kan tas i anspråk för uppförande av anläggningar eller planering.

De öppet redovisade riksintressen som återfinns till havs i Västra Götalands län utgörs av sjöövningsområdena TM0307 Käsö, TM0308 Skagen, TM0309 Stora Pölsan, och TM0313 Björkholmen, som i sin helhet utgör riksintressen (Försvarmakten 2022). Ärenden som berör själva områdena ska remitteras till Försvarmakten, dock har inte ytterligare påverkansområden redovisats. Andra riksintressen på land men i anslutning till kusten som Försvarmakten redovisar är TM0047 Göteborgs skärgårds skjutfält, TM0048 Karingbergets hamn och skjutbanor och TM0051 Skredsviks hamn samt övningsfält med skjutbana. Figur 5 visar var de ovan angivna riksintressena är belägna.

Som sektorsmyndighet bedömer Försvarmakten om en åtgärd antingen kan skada ett riksintresse eller ett område av betydelse för totalförsvarets militära del. Sådana bedömningar görs från fall till fall, och vilka slags åtgärder som bedöms utgöra risk för skada kan inte anges på förhand. Bedömningen kan också baseras på sekretessklassad information.

Vidare är Försvarmakten remissenheter för ett antal olika former av ärenden, oavsett lokalisering i landet. Dessa inkluderar bland annat ärenden som rör höga objekt (25+ m utanför och 45+ m inom sammanhållen bebyggelse) och ärenden som rör sjökablar, det vill säga samtliga ärenden som rör vindkraftsparker.

Som remissinstans har Försvarmakten i uppgift att yttra sig om projekt rörande havsbaserad vindkraft. En sammanställning av yttranden som Försvarmakten lämnat mellan oktober 2017 - mars 2022 visade att av 34 havsbaserade projekt avstyrktes 62%, och omräknat till vindkraftverk avstyrktes 89% av verken (Westander & von Otter 2022). De främsta anledningarna till avstyrkan var påtagligt försämrade möjligheter att utföra myndighetens uppdrag och påtaglig skada på riksintresse för totalförsvarets militära del (Westander & von Otter 2022). För att möjliggöra ytterligare energiutvinning till havs har Försvarmakten fått i uppgift att utreda möjligheter till samexistens mellan vindkraft och Försvarets verksamhet (Odell m.fl. 2022). Detta arbete har bland annat presenterat förslag på planeringsnivå, så att Försvarmakten deltar redan i tidigt skede för att assistera med utpekande av lämpliga områden, liksom på teknisk nivå där kunskaper inhämtas från andra länders utbyggnad (Odell m.fl. 2022).



Figur 5. De sjöövningsområden i Västra Götaland som Försvarsmakten pekat ut som riksintresse. Källa: Försvarsmakten (www.forsvarsmakten.se). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

5. Påverkan från vindkraft

Vilken påverkan som anläggning och drift av vindkraftsparker har beror på dess läge, val av storlek, effekt och fundament för turbinerna, samt vilka arter som beaktas. Nedan görs en genomgång av de olika momenten under anläggnings- och driftsfas samt vilka generella konsekvenser dessa har på omgivningen. Hur dessa ser ut i konkreta fall kräver detaljinformation om den valda lokalen, och den här genomgången kan inte ersätta projektspecifikt underlag som buller- eller sedimentspridningsmodeller. Avvecklingsfasen går inte igenom här. I allmänhet skall avveckling ske med bästa tillgängliga metod, men då en vindkraftspark har en förväntad livslängd på över 40 år är den inte förutsägbar i nuläget. Generellt antas att påverkan under avvecklingsfasen motsvarar påverkan under anläggningsfasen.

5.1 Anläggningsfas

Anläggningsfasen för en havsbaserad vindkraftspark inbegriper flera moment som kan medföra påverkan och eventuell skada på den omgivande miljön och organismer. Anläggningsfasen kan omfatta förundersökningar, muddring och förberedelse/stabilisering av botten, utplacering av fundamenten och nedläggning av internkabelnätet. Dessa moment genererar buller, sedimentspridning och grumling, eventuell frisättning av miljöstörande ämnen bundna i sediment samt störning från båttrafik. Dessutom medför de en fysisk påverkan på havsbotten.

5.1.1 Buller

Undervattensljud transporteras mycket längre och snabbare än ljud i luft eftersom vattnets täthet är ungefär fyra gånger högre (Andersson m.fl. 2016). Detta innebär att många marina organismer som har utvecklats till att använda ljud för att kommunicera, navigera och jaga, är känsliga för antropogent buller (se Faktaruta: Ljud i vatten). Under anläggningsfasen kan buller orsakas av förberedande undersökningar och arbeten samt fartygstrafik, men framför allt av utplaceringen av fundament, till exempel pålning av monopilefundament.

För att studera ett områdes bottenförhållanden görs geofysiska undersökningar i vilka akustiska instrument används. Seismiska undersökningar med tryckluftskanoner och sub-bottom profiler använder lågfrekventa ljud för att penetrera havsbotten, medan sonarer som multibeam-ekolod och side scan sonar kartlägger havsbottenytan med högfrekventa ljud. Till skillnad mot sonarerna är syftet med sub-bottom profiler inte bara att se konturer utan också ta emot reflexer från underliggande geologiska lager. För detta används högre källstyrka vilket resulterar i ett större påverkansområde. En sub-bottom profiler kan använda olika frekvenser vilka kan överlappa med tumlares och sälars hörbara frekvenser (Figur 6). Konkret beror påverkan på en kombination av substratet, salthalt, temperatur och språngskikt i mätområdet samt instrumentets källstyrka och frekvens (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Signalen skickas rakt ner i form av en enkel stråle, vilket innebär att en begränsad vattenpelare utsätts för signalen. Om utrustningen släpas bakom fartyget, i stället för att vara skrovmonterad, kommer dessutom utrustningen vara positionerad djupare så att en mindre vattenpelare påverkas. Multibeam-ekolod och side scan sonar sänder ut ljudsignaler i ett brett område och använder frekvenser utanför tumlares och sälars frekvensintervall (Figur 6). Geotekniska undersökningar, som vibrocorer och spetstryckssondering, ger upphov till plötsliga ljud som kan påverka beteende, men avger generellt lågfrekvent buller inom tumlare och sälars hörselintervall men utanför frekvenser som tumlare använder för ekolokalisering.

Faktaruta Ljud i vatten

Ljud är vågrörelser i vatten eller luft som kännetecknas av sin frekvens (i enheten Hz) och mäts som den tryckförändring (sound pressure level SPL) ljudvågen orsakar. Ljud kan uppträda i form av enkla eller upprepade impulsiva signaler, eller som pågående kontinuerligt ljud. Impulsiva ljud är typiskt korta signaler som snabbt når sin maximala styrka (National Marine Fisheries Service 2018).

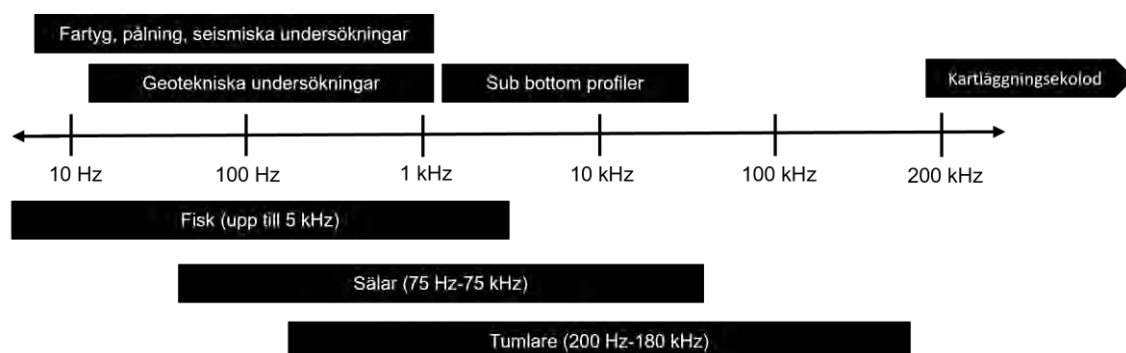
För att kvantifiera ljudexponering på marina organismer kan antingen ljudets maxnivå (SPL_{topp}) eller den totala akustiska energin individen tar emot (sound exposure level SEL) användas. SEL beräknas genom att integrera den mottagna tryckenergin över en bestämd tidsperiod. SEL används för upprepade impulsiva ljud samt kontinuerliga ljud och anges då som ett kumulativt värde (SEL_{cum}).

Ljudets effekt på marina organismer klassas som detekterbart, maskerande, beteendeförändring eller skadande. Detekterbart ljud är sådant som överstiger artens detektionströskel. En låg tröskel motsvarar hög känslighet, och varierar både mellan arter och över frekvensintervallet.

Maskerande ljud döljer ekologiskt viktiga signaler. Ljud påverkar beteende om det utlöser en fysisk reaktion, som förändrat simbeteende eller flykt. Exponering för hög SEL, antingen momentant eller upprepat över tid kan resultera i fysisk hörselskada. Sådan skada kan vara övergående (TTS – temporary threshold shift) eller permanent (PTS – permanent threshold shift). Extremt höga nivåer, exempelvis från explosioner, kan skada inre organ och leda till död.

Eftersom en arts detektionströskel varierar över frekvensintervallet kan ljudet viktas, så att frekvenser viktas upp eller ned beroende på den motsvarande tröskeln. Detta kan ge en mer realistisk bedömning av hur ljudet har mottagits och påverkar organismen.

Ljudbilden under vattnet är komplex och utgörs av ett naturligt bakgrundsbuller i form av abiotiska faktorer som vind och vågor som produceras av andra organismer. Till detta kommer buller från mänskliga aktiviteter, som fartygstrafik eller byggnationer. Bakgrundsljudet är en viktig faktor vid påverkansbedömningar, eftersom buller under bakgrundsljudet inte kan uppfattas.



Figur 6. Schematisk bild av överlapp mellan de frekvenser som olika instrument som används för förberedande undersökningar sänder ut och fisk, tumlares och sälars hörselzoner. Kartläggningsekolod inkluderar multibeam-ekolod och side scan sonar. Anpassad efter Scholik-Schlomer (2015).

Det kan vara nödvändigt att muddra botten innan fundament placeras ut. Buller från mudderverk beror på utrustning och båt men är så kallat bredspektrumbuller där den mesta ljudenergin är lågfrekvent under 1 kHz (Madsen m.fl. 2006; Todd m.fl. 2015). Den kumulativa ljudexponeringen över 12 timmar har uppskattats till 192 dB re 1 μ Pa, med beteendereaktioner inom 400 m, utan trolig risk för TTS eller PTS (McQueen m.fl. 2020).

Under vindkraftsparkens anläggningsfas ökar fartygstrafiken vilket medför ökat buller i vindkraftsparkområdet och längs med kabelsträckningen. Fartyg producerar huvudsakligen lågfrekvent ljud, även om mer högfrekventa signaler också avges, i synnerhet från mindre och snabbgående fartyg med snabbroterande propellrar (Hermannsen m.fl. 2014; Todd m.fl. 2015; Erbe m.fl. 2019). I en dansk undersökning uppmättes fartygsbullers frekvensintervall till mellan 0,025–160 kHz (Hermannsen m.fl. 2014). Beräkningar av påverkan från sjöfartsbuller kompliceras dock av variation mellan fartyg samt av hydrodynamiska och batymetriska förhållanden (Erbe m.fl. 2019). Effekten av detta är sannolikt svår att kvantifiera eftersom det redan löper flera stora farleder i Västerhavet (Figur 2).

5.1.1.1 Val av fundament

De vanligaste sorterna av fundament är fasta fundament som gravitationsfundament, fackverks- och monopilefundament (Figur 7). På senare år har tekniken för flytande fundament utvecklats, flytande fundament kan ha olika flytande plattformar och förankringsmekanismer (Figur 7). Anläggningsbuller varierar stort med valet av fundament och förankringsmekanism.



Figur 7. Olika fundamentstyper; från vänster monopile, fackverk, vridet fackverk, flytande halv nedsänkt (semi-submersible), flytande dragbensplattform (tension leg) och flytande stolpboj (spar buoy). Figur från ICF (2020; illustration av Josh Bauer, NREL Department of Energy).

Gravitationsfundament består av en ihålig betongform som sänks ned på positionen och sedan fylls med ballast. Genom sin breda bas och tyngd står fundamentet upprätt utan att det behöver försänkas i botten. Monopilefundament utgörs av ett ihåligt stålrör som pålas, borras eller vibreras mellan 10–50 m ned i botten och omges vanligen av ett erosionsskydd (Hammar m.fl. 2008). Fackverksfundament består av en nätkonstruktion av rör eller balkar med tre till fyra ben

som förankras i botten med pålning eller med sugkassuner (Hammar m.fl. 2008). Sugkassuner består av en ihålig stålbehållare som är täckta upptill. Detta skapar ett vakuum när vattnet pumpas ut vilket suger ner fundamentet i sedimentet. Runt fundamentet anläggs vanligtvis ett erosionsskydd (Hammar m.fl. 2008). Varken gravitations- eller fackverksfundament med sugkassuner behöver pålas eller borras, utan sänks till botten med kran, och leder generellt till begränsat med buller utöver det som orsakats av fartygstrafik och förberedande arbeten i form av bottenberedning (Hammar m.fl. 2009). Pålning av monopilefundament kan ge upphov till ljudnivåer upp till 250 dB re 1 μ Pa (Hastie m.fl. 2015), men spridning och påverkansområde beror på bottentyp och vattenparametrar (så som salthalt, temperatur och språngskikt). Andersson m.fl. (2016) genomförde generell modellering av spridning av undervattensljud för ett antal platser utmed svenska kusten, vilken fann att det i Kattegatt tog ca 20 km innan ljudexponeringen hade sjunkit till 150 dB (Tabell 1). Ljudstyrkan beror på pålens diameter, vilket innebär att pålning av monopilefundament ger ett mycket högre ljud än pålning av fackverksfundament.

Tabell 1 Modellerad ljudexponering $SE_{L_{enkel}}$ på olika avstånd i Kattegatt i februari och augusti givet en källstyrka på 226 dB re 1 μ Pa²s. Figur anpassad från Andersson m.fl. (2016).

Avstånd från källan (km)	$SE_{L_{enkel}}$ februari (dB re 1 μ Pa)	$SE_{L_{enkel}}$ augusti (dB re 1 μ Pa)
0,75	183	183
1,5	179	178
3	169	172
5	157	166
10	162	158
20	155	146

Flera ljuddämpningsmetoder har tagits fram för pålning, exempelvis bubbelgardiner och hydro sound dampers (HSD). Bubbelgardiner, som kan vara enkla eller dubbla, skapas då komprimerad luft pressas genom perforerade rör eller slangar på botten eller suspenderade i vattnet. De stigande bubblorna bildar optimalt en barriär utmed hela vattenpelaren. Dämpningen beror på luftvolymen, gardinens täthet och bubblornas storlek (BMU 2014). HSD är luftfyllda ballonger inneslutna i ett tunt, elastiskt membran och sammanfogade i ett slags cylindriskt nät som placeras över pålen. I HSD kan form, storlek, antal och arrangemang av "luftbubblorna" bestämmas på förhand så att dämpningen kan skräddarsys (BMU 2014). Tekniken inom ljuddämpning utvecklas ständigt och sannolikt kommer andra skyddsåtgärder finnas tillgängliga i framtiden. Exempel på metoder som är under utveckling är AdBm Noise Mitigation System och BLUE-piling.

Flytande fundament är en ny teknik och det fåtal vindkraftsparker med flytande fundament som finns i dagsläget är pilotprojekt med en handfull verk. Två av dessa finns i Skottland, Kincardine med fem 9,5 MW vindkraftverk och Hywind Scotland Pilot Park med fem 6 MW vindkraftverk. En testanläggning med ett verk; Hywind 1 Norge, finns utanför Stavanger, och ett projekt med elva verk, Hywind Tampen, planeras utanför Bergen. Med flytande fundament står vindkraftverket på en plattform som förankras i havsbotten och elkaben hänger fritt i vattnet. Fundament konstrueras på land och bogseras ut till vindkraftsparkområdet, där det förankras. Flera olika system för förankring förekommer (se Figur 7). Det buller som uppkommer under anläggningsfasen är buller från ankarfästena och fartygstrafiken.

5.1.2 Fysisk störning

Vid anläggning av en vindkraftspark sker en direkt fysisk störning av botten i samband med anläggning av fundament, erosionsskydd, transformatorstationer och förläggning av internkablar. Hur stort område som berörs beror på vilken fundamentstyp som används och vilken metod som används för förläggning av kablar inom den planerade vindkraftsparken. Ytan som upptas av fundament och erosionsskydd är dock liten, ungefär 1%, av vindkraftsparkens yta (Glarou m.fl. 2020).

5.1.3 Grumling och sedimentpålagring

Under anläggningsfasen görs flera ingrepp i bottensubstratet vilket mobiliserar partiklar i bottenvattnet. Grumling, som består av ökad partikelkoncentration i vattnet, leder bland annat till minskad sikt i det påverkade området och större sedimentering i angränsande områden. Hur suspenderade partiklar sprids över ett område bestäms till stor del av sedimentpartiklarnas storlek och strömförhållanden på plats. Vilken fundamentstyp som används och bottensubstratets beskaffenhet avgör hur mycket sediment som sprids. Generellt är spridningen större vid gravitationsfundament jämfört med andra fundamenttyper (Hammar m.fl. 2008; ICF 2020), på grund av behovet av muddring, men andra fundamentstyper kan också medföra sedimentspridning om botten måste bearbetas. Kablar som grävs, plogas eller spolade ned i sedimentet orsakar också ökad grumling av vattnet. Storleken av den sedimentplym som skapas beror på bottensubstratet och vilken kabellägningsmetod som används.

5.1.4 Miljögifter

Risken för att miljöstörande ämnen sprids under anläggningsfasen är främst kopplat till risken för att ingrepp i botten orsakar resuspension av ämnen bundna i sedimentet, liksom risker för utsläpp från de fartyg som används. Många miljögifter lagras och ackumuleras i djurs fettvävnad och anrikas högre upp i näringskedjan så att toppredatorer kan uppvisa förhöjda nivåer.

Det förekommer miljögifter i ytsediment i hela Sveriges utsjövatten, men vilka som kan frisättas beror dels på deras förekomst i sedimentet, dels på vilken sorts sediment som förekommer i området. SGU som övervakar föroreningar i utsjön har två stationer i Västerhavet, SE-16 strax sydväst om Kosteröarna på 197 m och SE-15 väster om Tjörn på 94 m (Josefsson 2022). Dessa stationer kännetecknas av finpartikulärt sediment, syrerikt bottenvatten och låg halt av organiska ämnen. Halter av metaller vid stationerna visar på ingen eller liten avvikelse mot de nationella bakgrunds nivåerna, och mycket låga till medelhöga halter av organiska miljögifter (Josefsson 2022). Dessa stationer kan ses som representativa för utsjön i Västerhavet.

Ökande fartygstrafik under anläggningsfasen medför ökad risk för spill av olja och bränsle. Stora installationsfartyg kan innehålla upp till 8 000 000 liter bränsle (Statoil 2015). Följden av ett utsläpp beror på flera faktorer, som volymen och vilken typ av bränsle som släpps ut samt väderförhållanden vid tidpunkten för utsläppet (Statoil 2015). Stora utsläpp bedöms dock inte som sannolika.

5.2 Driftsfas

Under driftsfasen påverkar en vindkraftspark sin omgivning genom driftsbuller, men också i form av ändrat habitat både under och ovan ytan och möjligen via elektromagnetiska fält. Inspektion och underhåll medför fartygstrafik, med de konsekvenser detta har på omgivningen.

5.2.1 Buller

Under driftsfasen genererar vindkraftverken buller främst från växellådan och generatoren, medan ljud från rotorbladen reflekteras nästan helt och hållet av vattenytan.

5.2.1.1 Driftsbuller fasta fundament

Vid drift genererar turbinbladens rotation ett lågfrekvent buller som leds ner i vattnet (Bergström m.fl. 2012 och referenser däri). Bullernivån beror på verkets effekt, och eventuellt på om det drivs med växellåda eller utan, så kallad direktdrift (Tougaard m.fl. 2020; Stöber & Thomsen 2021). Bredspektrumsmätningar av driftsbuller från vindkraftsturbiner visade att den mesta energin återfanns på frekvenser under 2 kHz och inget buller återfanns på frekvenser över 10 kHz (Tougaard m.fl. 2009). Det bör dock påpekas att befintliga vindkraftsparker oftast består av verk med upp till 6 MW effekt, medan de parker som projekteras i nuläget kan ha en effekt på över 15 MW, vilket kan motsvara en källstyrka på upp emot 170 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Tougaard m.fl. 2020). Det bör vidare påpekas att för kontinuerligt buller mäts exponeringen kumulativt över en tidsperiod och inte momentant. För fasta fundament har fundamentstypen sannolikt ingen effekt på driftsbuller (Madsen m.fl. 2006).

5.2.1.2 Driftsbuller flytande fundament

Det finns i nuläget mycket begränsat med information om driftsbuller från flytande fundament. Inför den planerade vindkraftsparken Hywind Tampen utanför Bergen utfördes bullermätningar vid testanläggningen Hywind 1 (ett verk á 2,3 MW). Mätningarna utfördes i flera månader och under varierande väderförhållanden. Buller mättes på 150 m avstånd och på en kontrollstation på 10 km avstånd från Hywind 1. Resultatet från mätningarna användes för att modellera buller från Hywind Tampens planerade 11 vindkraftverk (Equinor 2019a). Vid mätningarna som utfördes vid Hywind 1 översteg det kontinuerliga bullret inte gränsvärdet för hörselskada för flera arter av marina däggdjur, inklusive bardvalar, tumlare och säl (Equinor 2019b). För somliga marina däggdjur, som är känsligast för lågfrekventa ljud, är driftsljudet från Hywind Tampen hörbart på ca 4 km avstånd under dagar med genomsnittligt bakgrundsljud (Equinor 2019a). För tumlare, som är känsligast för högfrekventa ljud, är driftsljudet hörbart på betydligt kortare avstånd. Hywind 1 är av typen spar-fundament, och det saknas undersökningar för vilka ljudnivåer andra typer av flytande fundament ger upphov till under drift.

5.2.2 Förändrat habitat

Etablering av en vindkraftspark påverkar habitatet både under och ovan ytan. Under ytan introduceras hårbotten i ett mjukbottenhabitat, i form av fundament och eventuella förankringar och erosionsskydd. Dessutom medför kablarna en potentiell påverkan på elektriska fält. Ovan ytan påverkas habitatet då vindkraftverk som kan vara 350 m höga och en frigång på 20 m placeras i ett område som tidigare var fritt från sådana strukturer.

Hur mycket hårbotten som tillförs, och därmed hur mycket mjukbotten som försvinner, beror på fundamentstypen. Gravitationsfundament kräver en större yta på botten jämfört med monopile- och fackverksfundament. Beroende på förankringssystem (Figur 6) kan ankarkättingarna för flytande fundament sträcka sig en km på botten, eller gå rakt ned från fundamentet. För flytande fundament består ankarlinorna av 100–140 mm tjocka metallkedjor,

vilket gör det osannolikt att någon marin organism skulle fastna i dem (Statoil 2015). Fältstudier av ankarkättingar har visat att deras rörelse på botten i huvudsak är vertikal och inte horisontell. För flytande fundament utgör själva fundamentet en hårdyta inom den fotiska zonen som kan utgöra fäste för marina organismer.

Tillförseln av hårbotten kan fungera som konstgjorda rev, och flytande föremål och topografiska strukturer kan attrahera bland annat fisk, som möjligen använder dem som skydd mot rovdjur (Equinor 2019b). Om en vindkraftspark leder till att fisket, speciellt bottentrålning, begränsas kan detta också påverka mängden fisk i området, men sannolikt också i det område till vilket fisket flyttar. Begränsningar av bottentrålning leder även till minskad störning av bottenhabitat i området. Avsaknad av bottentrålning kan ge bottensamhällen tid att återhämta sig, med ökad biologisk mångfald som resultat (Statoil 2015; Sköld m.fl. 2021). Om annan fartygstrafik stängs ute från området kan detta också utgöra en slags skyddseffekt genom att parkområdet är relativt tystare (Scheidat m.fl. 2011; men se Teilmann & Carstensen 2012).

Vindkraftverken i en havsbaserad vindkraftspark förbinds via ett internkabelnät och vidare via en transformatorstation och exportkablar till land. Kablar i internkabelnätet kan vara antingen växelströmskablar eller likströmskablar. En växelströmskabel består typiskt av tre hopbuntade kablar, där varje kabel genererar ett eget magnetfält så att de tre fälten ska eliminera varandra. Kabelns geometri förhindrar att detta sker fullt ut men det kvarvarande magnetfältet är betydligt reducerat (NIRAS 2015). Kring en likströmskabel alstras ett statiskt magnetfält vars styrka avtar kvadratisk med avståndet till kabeln (Normandeau m.fl. 2011). Vid kabeln kan magnetfältet vara upp till 6 μT , vilket sjunker till 2 μT på ca 2 m avstånd, att jämföra med jordens naturliga magnetfält på 30–70 μT (Statoil 2015). Information om de hängande kablar som finns vid flytande fundament saknas. Generellt sett har studier inte kunnat visa på negativ påverkan på marina arter från elektromagnetiska fält av den styrka som kablar i internkabelnätet avger.

De vindkraftverk som projekteras till havs kan ha en rotordiameter på 330 m. En genomsnittlig hastighet av 20 rotationer per minut motsvarar en hastighet vid bladspetsen på över 60 km/h, vilket innebär en stor och dynamisk påverkan för organismer som utnyttjar området ovan ytan som exempelvis fåglar.

5.3 Kumulativa effekter

Kumulativa effekter uppstår när effekterna av flera olika aktiviteter samverkar med varandra. Dessa kan således uppstå både under anläggnings- och driftsfasen av havsbaserade vindkraftsparker.

Under anläggningsfasen är det främst buller och eventuellt grumling som kan ge upphov till kumulativa effekter. Hur stora de kumulativa effekterna blir beror i hög utsträckning på valet av fundament. I studieområdet är det främst flytande fundament som är intressant. Eftersom dessa är relativt ovanliga samt att inga storskaliga vindkraftsparker med flytande fundament finns etablerade i nuläget är det svårt att uppskatta omfattningen av kumulativa effekter. Skulle flera parker anläggas samtidigt kan detta i värsta fall innebära att känsliga arter som tumlare kommer att undvika stora områden under anläggningsfasen. Denna är dock relativt kortvarig. Effekterna av grumling är oftast lokal och begränsad till parkområdet, men skulle kunna samverka om parkområdena angränsar.

Under driftsfasen utgörs kumulativa effekter främst av driftsbuller under ytan och förändrat habitat ovan ytan. Driftsbuller anses generellt vara lågfrekvent och inte utgöra en betydande avskräckande faktor för de arter som förekommer i Västerhavet. Hur en storskalig utbyggnad av havsbaserad vindkraft, som domineras av stora vindkraftverk, påverkar ljudlandskapet är dock svårbedömd då det saknas undersökningar. Det förändrade habitatet ovan ytan påverkar framför allt fågel, var flygrutter och födosöksområden kan påverkas. Om arter helt undviker vindkraftsparker kan en storskalig utbyggnad leda till betydande habitatsförluster. På samma sätt som för driftsbullret saknas dock undersökningar av parker av den typ som planeras i dagsläget.

6. Modellering av industrins preferenser

I uppdraget har det från Länsstyrelsens sida varit önskvärt att underlaget tas fram på motsvarande eller jämförbart sätt som genomförts för Östersjön inom projektet Marin Medvind.

I Marin Medvind modellerades de områden som är intressanta för industrin med hjälp av en så kallad MaxEnt (maximum entropy) modell (Phillips m.fl. 2004, 2020). MaxEnt är en rumslig modell som syftar till att prediktera förekomst som en funktion av de miljövariabler som beskriver omgivningen, utifrån tillgängliga data för känd förekomst. Den har ofta använts för att analysera olika arters habitatspreferenser och därifrån förutsäga hur deras utbredningsmönster ser ut över större områden (Hijmans & Elith 2013; Merow m.fl. 2013). Modellens förmåga att ge goda resultat utifrån relativt begränsade informationsmängder har medfört att dess användning har spridit sig till flera forskningsfält, som biogeografi och invasiva arter (Li & Guo 2013; Merow m.fl. 2013; Elith 2017; Liu m.fl. 2017). En av de egenskaper som gör MaxEnt användbar inom en stor mängd forskningsområden är att den enbart kräver närvarodata, vilket också var en anledning till att MaxEnt var den modellansats som valdes i Marin Medvind. Närvarodata kallas ibland "true positive", och motsvarar positioner där det med säkerhet är känt att vindkraftsparker planeras, det vill säga är av intresse för industrin. Motsvarande frånvarodata ("true negatives") skulle betyda sådana positioner som med säkerhet inte är av intresse, exempelvis farleder för sjöfart. Eftersom den planerade utbyggnaden av havsbaserad vindkraft är i sin linda, kan det inte uteslutas att andra områden också skulle vara intressanta.

Modelleringen av intressanta områden gjordes i flera steg. Initialt togs indata till modellen fram med ett liknande tillvägagångssätt som i Marin Medvind. Detta inkluderade dels områden där vindkraftsparker projekteras (modellens responsvariabel), dels i form av geografiska och geofysiska variabler som beskriver området (modellens förklaringsvariabler). Därefter utfördes två separata MaxEnt-modeller; en för fasta och en för flytande fundament. Intressanta områden konkretiserades därefter genom val av tröskelvärde. De slutliga kartorna för fasta och flytande fundament togs fram genom att de områden som identifierades som intressanta stämdes av mot riksintressena sjöfart och obruten kust. I enlighet med önskemål från Länsstyrelsen togs även två alternativa versioner av varje karta fram; en där hänsyn enbart tas till sjöfart och obruten kust, och en där hänsyn också inkluderar Försvarmaktens intressen.

6.1 Modellvariabler

I Marin Medvind togs underlag för industrins preferenser från de områden inom vilka vindkraftsindustrin offentliggjort projekt, vilka finns presenterade i Vindbrukskollen (www.vbk.lansstyrelsen.se). I Marin Medvind gjordes även ett försök med enkätstudier vilket övergavs då svarsfrekvensen var för låg.

I det här projektet omfattade studieområdet svenskt territorialvatten och svensk EEZ i Skagerrak och norra Kattegatt (Göteborg och Bohusläns kust). För att modellera intressanta områden för både fasta och flytande fundament bedömdes det dock behövas ett större dataunderlag än de parker som projekterats i studieområdet, varför modelleringsområdet utökades till att också innefatta territorialvattnet och EEZ utanför Halland. Från Vindbrukskollen extraherades de polygoner som återfanns inom modelleringsområdet. För varje park klassades fundamenten som fasta eller flytande, utifrån tillgänglig information i respektive parks samrådsunderlag. Modelleringsområdet delades därefter in i ett regelbundet rutnät av punkter med 50 m

mellanrum (att jämföras med de 120 m mellanrum i Marin Medvind som täckte in ett geografiskt större område).

Som områdets miljövariabler användes i Marin Medvind: elområde, medelvind 100 m.ö.h, avstånd från kustlinjen, avstånd till stamnätet samt djup. I det aktuella projektet valdes följande miljövariabler: vindens medeleffekt 150 m.ö.h, medeleffektens koefficientvariation (CV), avstånd till kust samt djup (Tabell 2). Elområde valdes bort eftersom endast ett elområde är aktuellt på västkusten. Medeleffekt (uttryck i Wm^{-2}) snarare än medelvind valdes som förklaringsvariabel, eftersom denna har föreslagits vara ett bättre mått på hur mycket el som kan produceras från vinden (Energimyndigheten 2021), medan 150 m höjd användes för att motsvara den ungefärliga navhöjden på planerade vindkraftverk. Medeleffektens koefficientvariation ($CV = \text{standardavvikelsen}/\text{medelvärde}$) beräknades för att få ett mått på hur variabel vinden är över året. Ju lägre CV, desto mer konstant vindstyrka. Avstånd till stamnätet föreslogs inte inkluderas på grund av osäkerheter rörande nya noder.

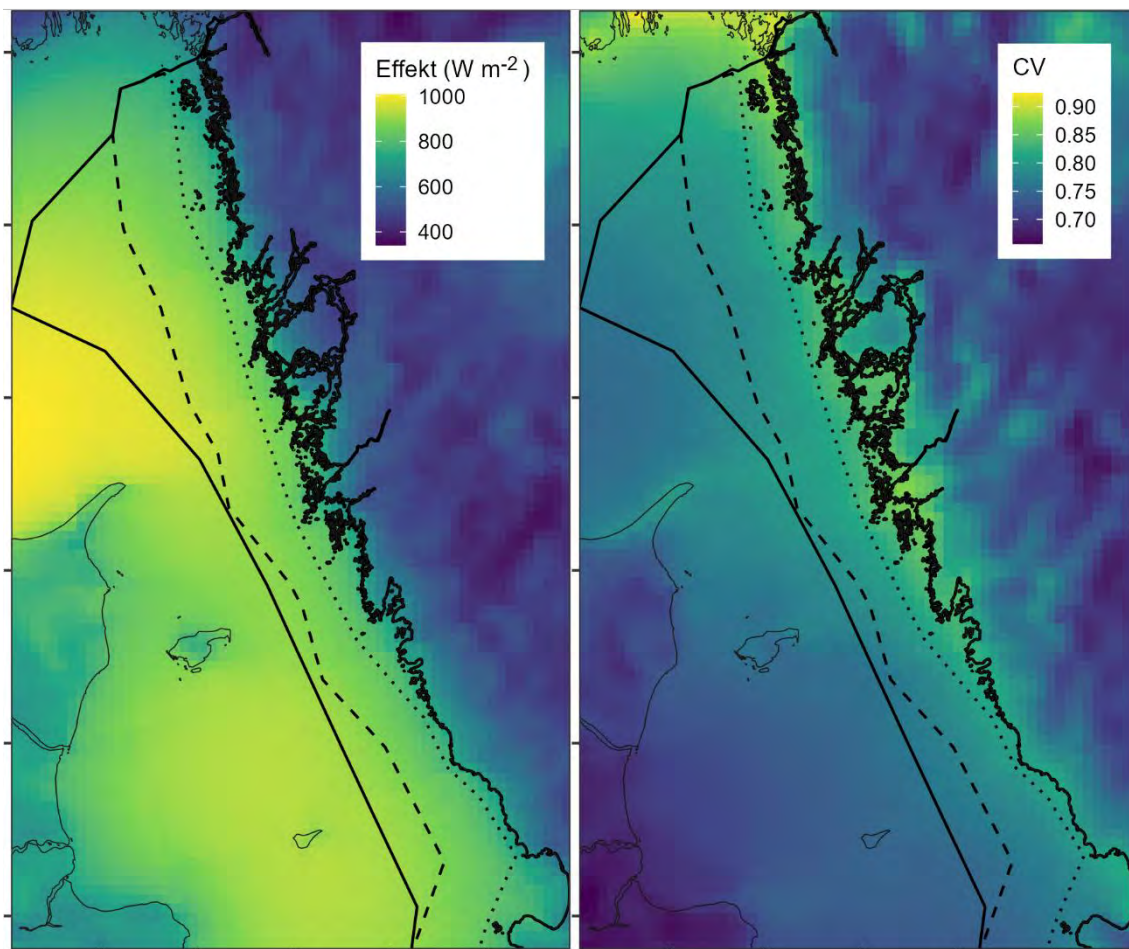
För MaxEnt modellen användes det statistiska analysverktyget R v 4.2.3 (www.r-project.org) och paketet dismo v 1.3-9 (Hijmans m.fl. 2022). För efterföljande kartor användes paketen raster v 3.6-20 (Hijmans 2023) och sf v 1.0-11 (Pebesma 2018).

Tabell 2. Modellens responsvariabel och förklaringsvariabler samt datakällorna.

Modellvariabler	Namn	Källa
Respons	Projekterade vindkraftsparker	Vindbrukskollen (2022)
Förklaring	Vindens medeleffekt 150 möh	New European Wind Atlas (https://map.neweuropeanwindatlas.eu/ ; 2019)
	Vindeffektens standardavvikelse 150 möh	New European Wind Atlas (https://map.neweuropeanwindatlas.eu/ ; 2019)
	Djup	GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans; 2022)
	Kustlinjen	Eurostat (ec.europa.eu ; 2022)
	Svensk EEZ	European Marine Observation and Data Network (EMODnet, emodnet.ec.europa.eu ; 2022)

En överblick av vindförhållandena inom modelleringsområdet visar att den högsta medeleffekten ses i området norr om Skagens udde följt av de centrala delarna av Kattegatt, med avtagande effekt innanför kustbandet och i Laholmsbukten i sydöstra delen av Kattegatt samt i nordöstra delen av Skagerrak (Figur 8).

Medeleffekten utanför baslinjerna är dock generellt hög ($678 W m^{-2}$), och likaså medelvinden (9,2 m/s), vilket överskrider de minimikriterier Energimyndigheten angivit som gynnsamma för havsbaserad vindkraft (Energimyndigheten 2022, www.energimyndigheten.se). Vindeffektens koefficientvariation visar likaledes på relativt jämn vindstyrka till havs (medel utanför baslinjen 0,79), med visst undantag för området kring Skagens udde, men som ökar utmed kustbandet.



Figur 8. Vindkartor över svenska västkusten. Vänstra panelen visar vindens årsmedeleffekt (i W m^{-2}) och högra panelen vindeffektens koefficientvariation (CV, enhetslös), båda på en höjd av 150 m.ö.h. De mörkare områdena över land visar hur vindens medeleffekt avtar över land. Data från New European Wind Atlas (<https://map.neweuropeanwindatlas.eu/>, 2019). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

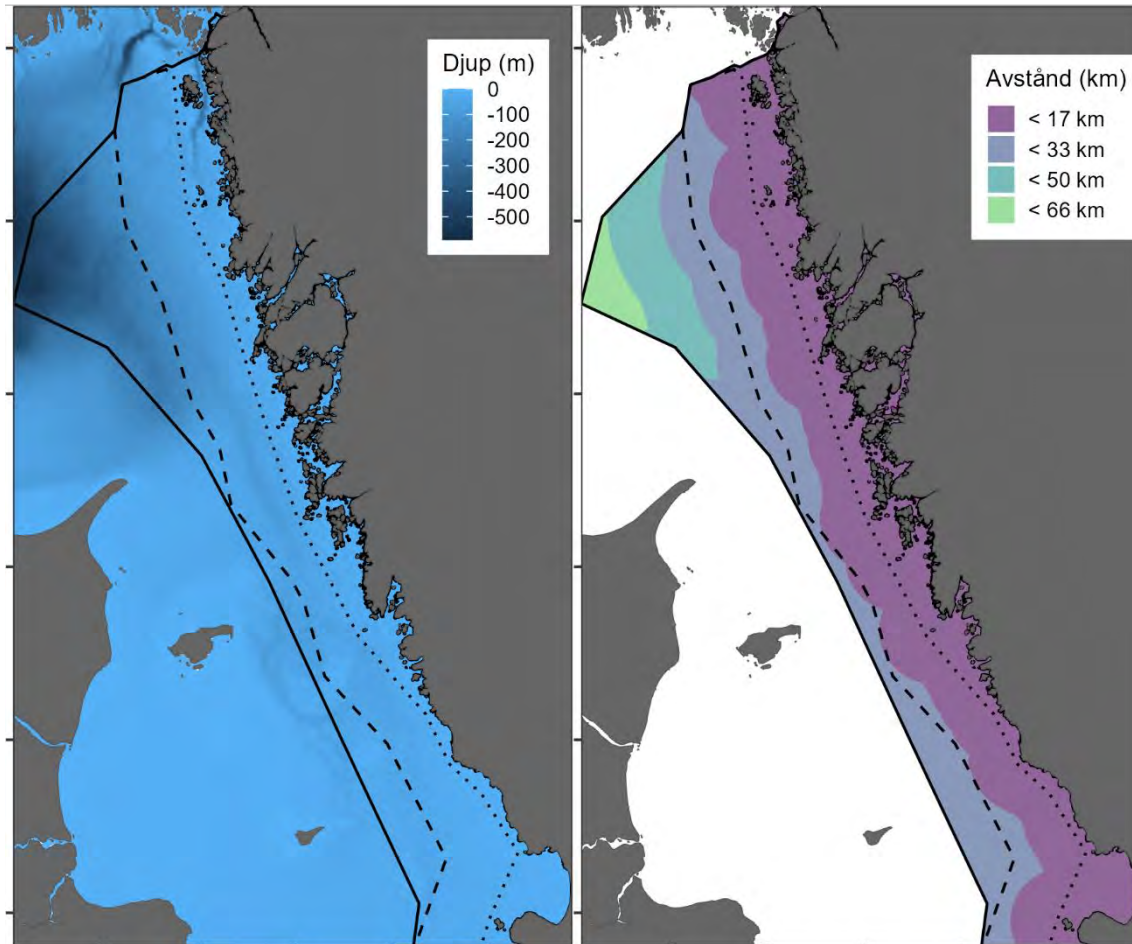
Djupförhållandena i modelleringsområdet skiljer sig mellan det grundare Kattegatt och det djupare Skagerrak (Figur 9, vänster panel). I de centrala delarna av Kattegatt ligger djupet på runt 30 m, med undantag för ett djupare område öster om Læsø där djupet når ca 100 m. Detta grundar upp mot en form av tröskel mellan Skagens udde och Göteborgs norra skärgård med djup på runt 40 m. I Skagerrak ökar sedan djupet relativt snabbt till omkring 200 m för att nå de djupaste delarna på över 500 m längst i väster.

Till skillnad från Östersjön saknas generellt utsjöbankar utmed svenska västkusten, även om stora grundare områden återfinns i västra Kattegatt på danskt vatten. I västra delen av modelleringsområdet medför den branta sluttningen ned mot Skagerraks djuphåla att uppvällning (när näringsrikt bottenvatten pressas upp mot ytan) förekommer, vilket ökar produktiviteten och attraherar djurliv.

Nuvarande tekniska begränsningar för fasta fundament (monopile) sätter maxdjupet till ca 65 m (Isæus m.fl. 2022), vilket i modelleringsområdet endast återfinns i Kattegatt och södra delen av Skagerrak, förutom i kustbandet. När djupet överstiger detta planeras vindkraftsparker på

flytande fundament. Utvecklingen av flytande fundament går snabbt, även om tekniken i nuläget endast är realiserad för ett fåtal mindre pilotparker.

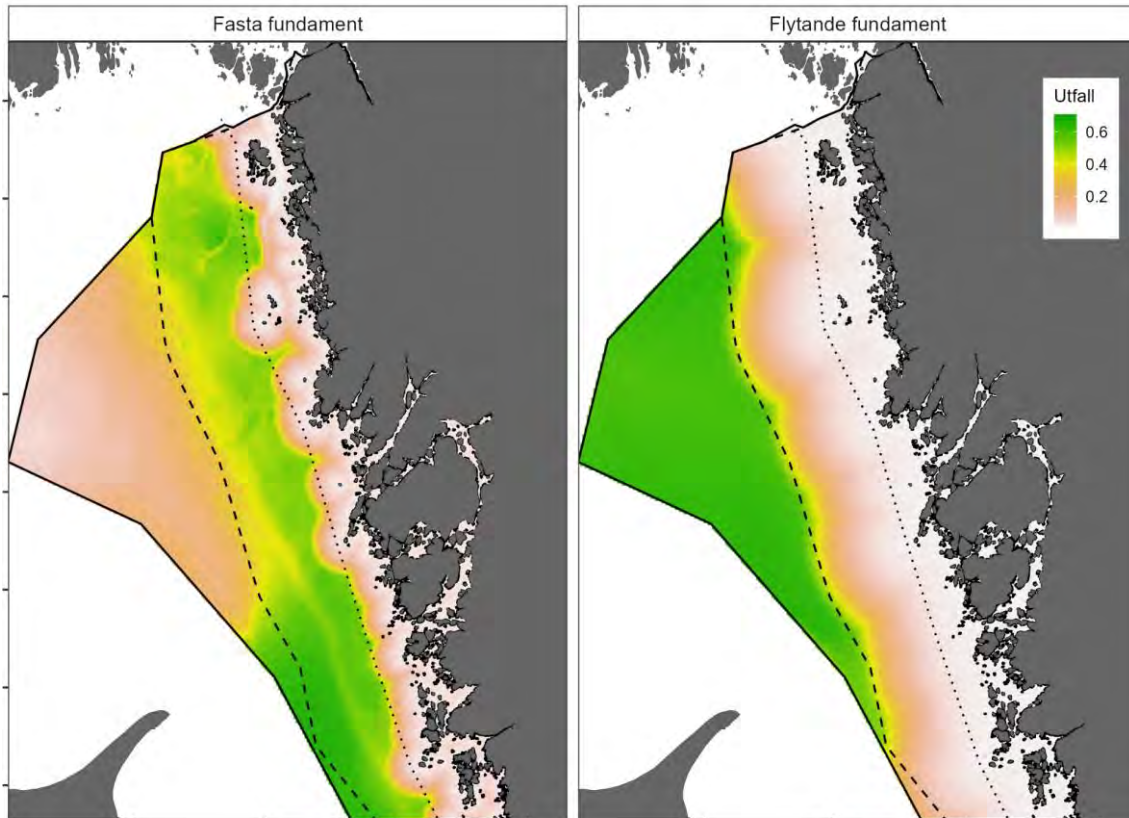
I avsaknad av större öar långt från kust är avståndet till kust relativt parallellt med kustlinjen (Figur 9, höger panel). Vidare korrelerar avstånd till kust i viss utsträckning med djupet, i synnerhet i norra delen av modelleringsområdet.



Figur 9. Vänstra panelen visar djup i modelleringsområdet. Källa GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans, www.gebco.net) och den högra panelen visar avstånd till kust i modelleringsområdet. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

6.2 Resultat modellering av havsbaserad vindkraft

Separata modelleringar genomfördes för fasta och flytande fundament. Vare modell ger ett utfall i form av ett raster av modelleringsområdet där varje punkt har fått ett värde på en skala mellan 0–1, så att värden nära 0 indikerar områden som inte bedöms som intressanta medan värden nära 1 indikerar intressanta områden. Resultatet för de två modellerna presenteras i Figur 10.



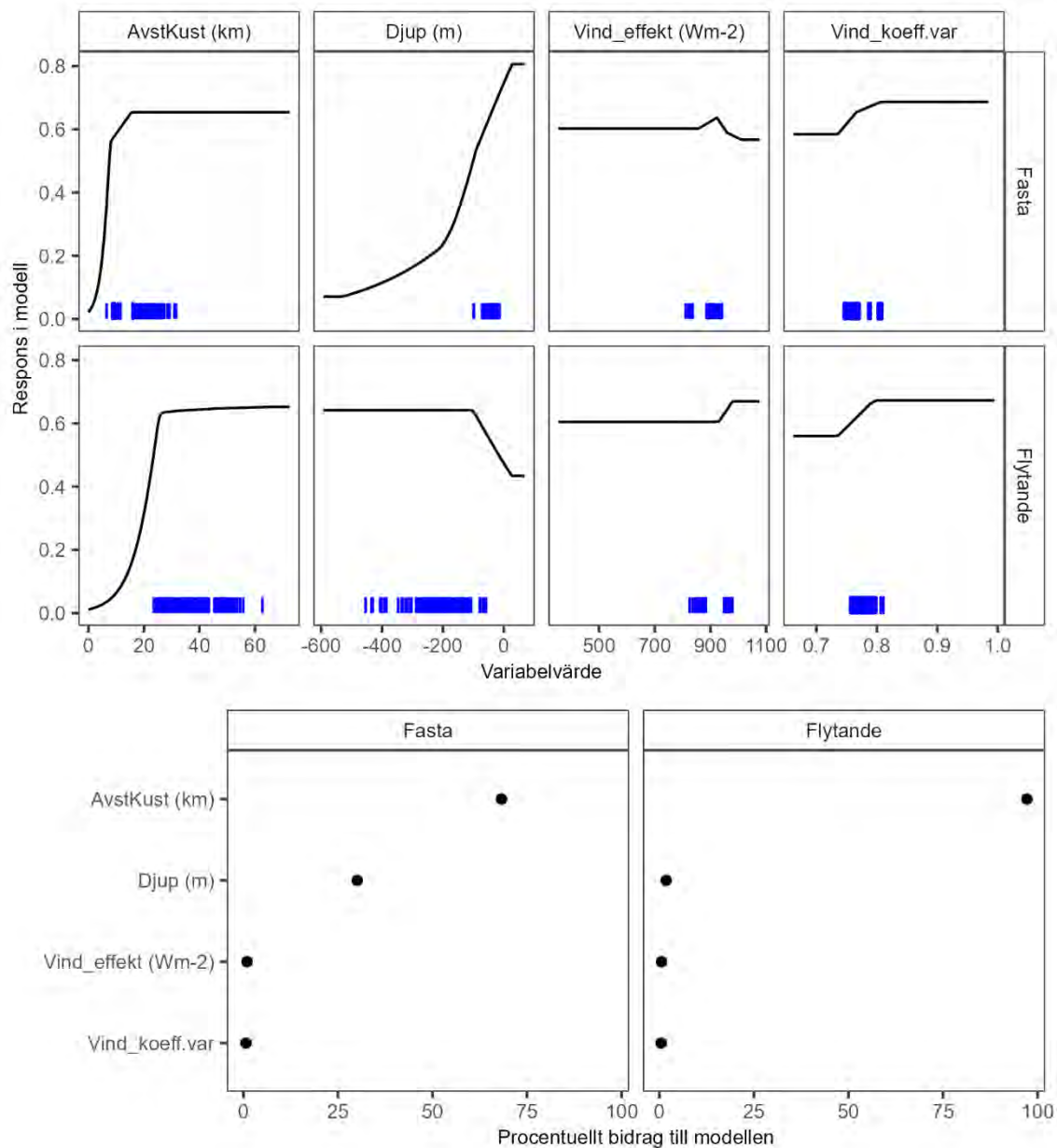
Figur 10. Resultat av modelleringen av intressanta områden för fasta (vänster panel) och flytande (höger panel) fundament. Modellens utfall faller inom intervallet 0–1, motsvarande ljus beige till mörkt grön, där värden nära 1 visar hur intressant området är för vindkraft med respektive fundamentstyp. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

Resultatet från modellen visar att de områden som kan vara intressanta för fasta fundament framför allt återfinns i södra delen av modelleringsområdet, liksom i viss del utmed kusten. För flytande fundament visar modellen att de intressanta områdena framför allt återfinns i den västra delen av modelleringsområdet, utanför territorialgränsen.

Generellt utövade variablerna avstånd till kust och djup det största inflytandet på modellutfallet (Figur 11). I norra delen av modelleringsområdet föreligger viss korrelation mellan dessa variabler, och deras relativa inflytande måste ses med viss försiktighet. Här ses att områden nära kusten inte är av intresse (värden nära 0), medan modellen predikterar att intressanta områden för fasta fundament återfinns på avstånd över ca 10 km från kust och för flytande fundament över ca 25 km från kust. Beträffande djup ses att modellen predikterar intressanta områden för fasta fundament relativt grunt, ned mot knappt 100 m, medan områden inte blir intressanta för

flytande fundament förrän djupet överstiger 100 m. Trots att tekniska gränsen för fasta fundament inte har beaktats i modelleringsansatsen stämmer denna avgränsning ungefär överens med vad som bedöms som tekniskt möjligt, vilket stödjer modellens tillförlitlighet.

Varken vindens medeleffekt eller koefficientvariation bidrar i större utsträckning till modellutfallet. Detta är sannolikt kopplat till det faktum att vindförhållandena är relativt konstanta i vatten utanför baslinjen (Figur 8).

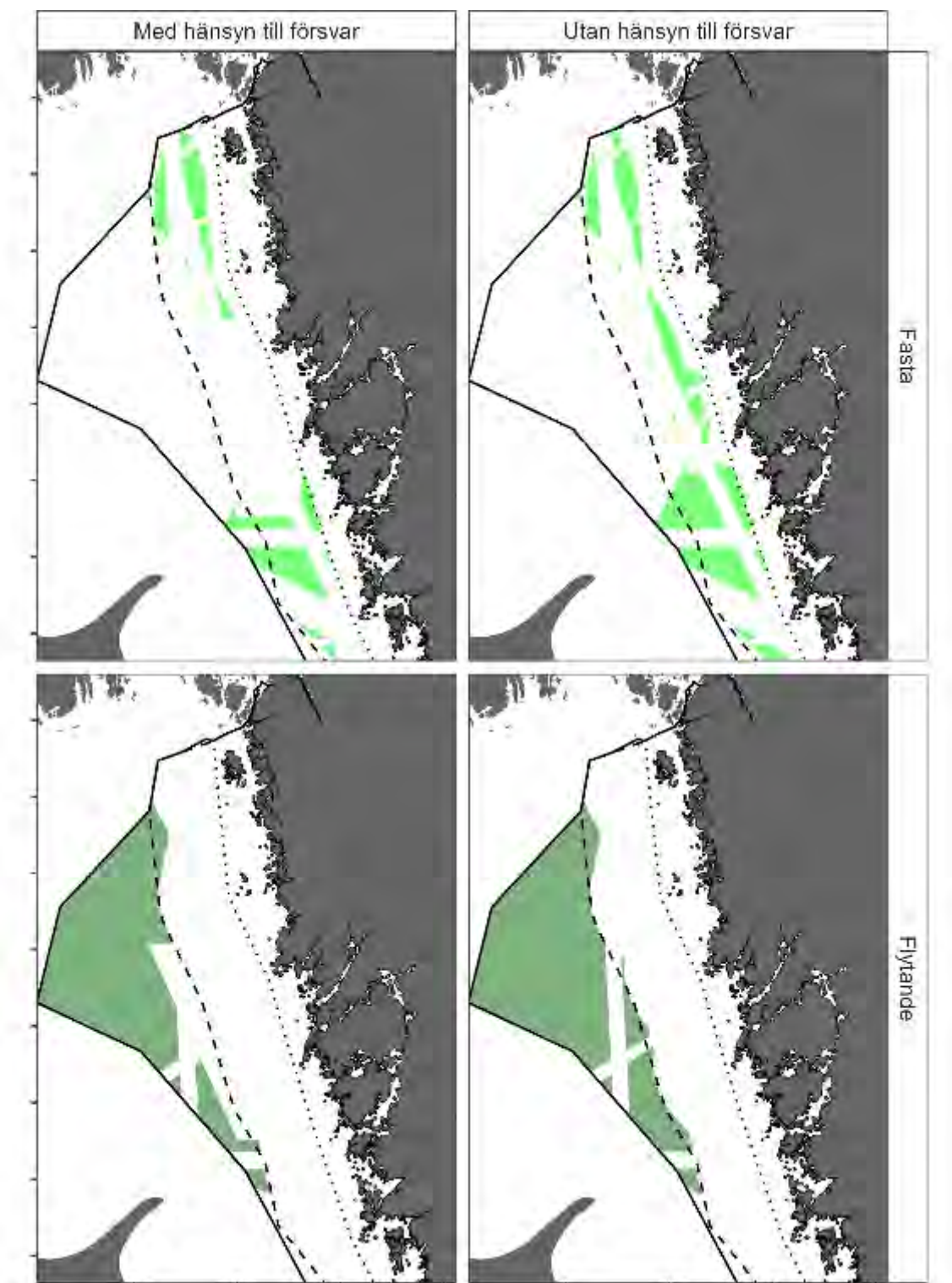


Figur 11. MaxEnts responsvariabler för modellerna för fasta respektive flytande fundament. I de övre panelerna visas variabelernas värde på x-axeln (notera att djup mäts som negativ höjd) och modellens prediktionsutfall på skalan 0–1 på y-axeln. MaxEnt predikterar aldrig 0 eller 1, utan utfallet är ett mått på hur intressant området är relativt den specifika variabeln. Blå staplar visar indatats variabelvärden. I de nedre panelerna visas responsvariablernas procentuella inflytande på modellutfallet.

6.3 Industriellt intressanta områden för havsbaserad vindkraft

Modellutfallet ger en graderad karta där varje punkt har ett värde mellan 0–1. För att identifiera sammanhängande områden måste ett tröskelvärde ansättas så att områden kan klassificeras som antingen intressanta eller inte intressanta. Det finns många olika sätt att välja tröskelvärde (Li & Guo 2013; Warren m.fl. 2020), vars relevans beror på vilken fråga som ställs av modellen och vilken slags data som ligger till grund för modellen. Inget enskilt tröskelvärde kommer att fånga modellens samtliga aspekter (se diskussion i Ahmadi m.fl. 2023). Eftersom data i det här fallet utgörs av positioner där vindkraftsparker faktiskt har projekterats kan det antas att den lägsta modellprediktion som inte utesluter någon känd punkt (så kallat "no omission") utgör en passande tröskel. För att inte ge en alltför splittrad bild i kartorna eliminerades områden vars yta understeg 1 km², även om den praktiska minimigränsen för en vindkraftspark sannolikt är större.

Efter att de ytor som överstiger det valda tröskelvärdet har extraherats, har sådana områden som inte tillåter etablering av vindkraft exkluderats. Dessa områden inkluderar riksintressena sjöfart och obruten kust, medan områden som uppbär skydd i form av Natura 2000 redovisas i kartunderlaget (se 8.3). På önskemål från Länsstyrelsen har därefter två kartor tagits fram: en som även exkluderar de områden som Försvarsmakten öppet redovisat som riksintressen, och en som inte gör det (Figur 12). Notera att Försvarsmakten som remissinstans för höga objekt kan tillstyrka eller avstyrka projekt oavsett var de befinner sig, men eftersom sådana bedömningar sker på fallbasis inkluderar kartan endast öppet redovisade riksintressen.



Figur 12. Karta över områden som kan vara intressanta för industrin för fasta fundament (övre paneler) och flytande fundament (nedre paneler). Kartan har tagits fram efter utfallet av MaxEnt-modellerna och det valda tröskelvärde, varefter riksintressena sjöfart och obruten kust har exkluderats. I enlighet med önskemål från Länsstyrelsen görs en vidare uppdelning där hänsyn tas till Försvarsmaktens intressen (vänstra paneler) och där sådana hänsyn inte tas (högra paneler). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

7. Ekologiskt intressanta arter och artgrupper

Påverkan på marina arter och habitat har beaktats för bottenlevande arter, havskräfta och nordhavsräka, fisk, marina däggdjur, sjöfågel och flyttfågel samt fladdermöss.

Bottenlevande arter har betraktats utifrån förekomst på mjuk- och hårbotten, liksom förekomst av skyddsvärda habitat.

Fiskfaunan i Skagerrak och norra Kattegatt omfattar över 100 arter, sett från fångster inom prov- och yrkesfiske. I denna rapport behandlas endast de kommersiellt viktigaste arterna samt rödlistade arterna. Den faktiska fiskfaunan är betydligt mer komplex än vad som är möjligt att återge här.

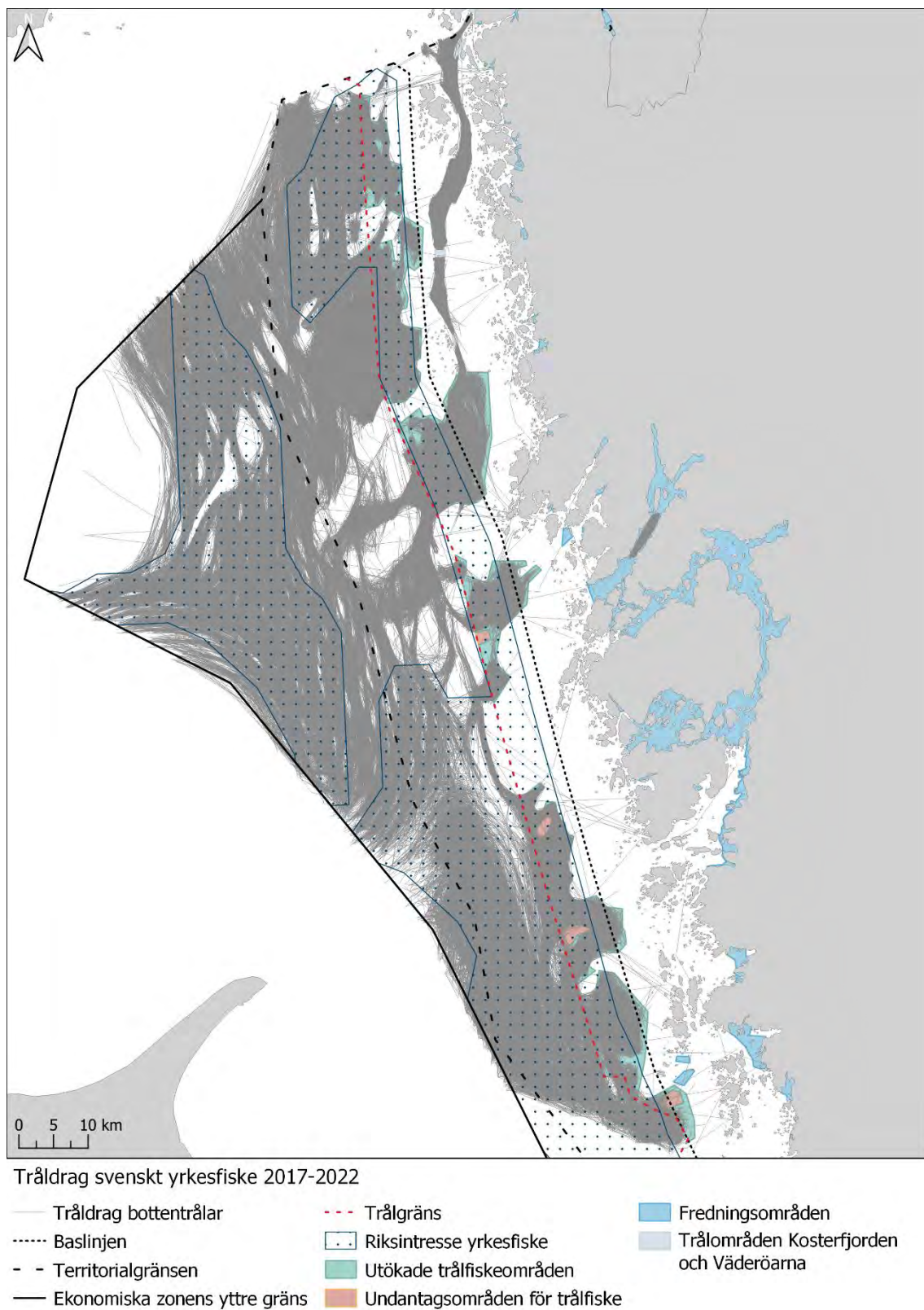
Endast marina däggdjur som regelbundet uppehåller sig på västkusten, tumlare och knubbsäl, behandlas i denna rapport. Även enstaka individer av gråsäl kan påträffas men dessa tillhör populationer som har sin huvudsakliga utbredning på annan plats och diskuteras inte vidare i denna rapport.

För genomgång av förekomst av fladdermöss och hur deras rörelsemönster potentiellt ser ut i projektområdet har Nattbakka Natur i samarbete med Enviroplanning anlåtats och för specialistkompetens avseende sjöfågel och migrerande fågel i projektområdet har Ottwall Consulting AB kontaktats. Deras respektive rapporter har sammanfattats inom avsnitt 7.5 Fladdermöss och 7.6 Fågel och fullständiga rapporter återfinns i Appendix 2 respektive 3. Även lokala ornitologiska sällskap har kontaktats.

För samtliga grupper görs en kort genomgång av deras biologi och ekologi, hur de kan påverkas av havsbaserad vindkraft, vad som är känt om deras utbredning, samt osäkerheter och brister i data.

7.1 Bottenlevande arter

I de delar av Västerhavet där modellresultatet visar att etablering av storskalig vindkraft är intressant är det dominerande bottensubstratet, baserat på underlag från SGU, sedimentbotten bestående av mjuk lera. Mindre inslag av hårbotten i form av häll och sten kan dock förekomma. På de djup som bedöms som intressanta för etablering av havsbaserad vindkraft räcker inte ljuset till för fotosyntes hos alger och olika djursamhällen dominerar i stället på botten. Typ av fauna beror främst på substrat då olika arter och organismgrupper förekommer på mjuk- respektive hårbotten. Bland djuren finns både fastsittande och rörliga arter, dessa kan påverkas olika av aktiviteter på botten då de rörliga kan flytta sig bort från ett påverkat område medan de orörliga sitter fast. Västerhavet kännetecknas av stora djupskillnader och starka strömrörelser vilket erbjuder livsmiljöer till ett stort antal arter, denna mångfald beskrivs endast mycket översiktligt nedan.



Figur 13. Trålspår för bottentrålar för åren 2017–2022. Data från svenskt yrkesfiske (grå linjer) är baserade på VMS-data samt fiskets rapportering via loggbok och visas endast inom svenskt vatten. Bredden på trålspåren är satt till 50 m enligt skalan i figuren. Källa: Havs- och vattenmyndigheten.

7.1.1 Mjukbotten

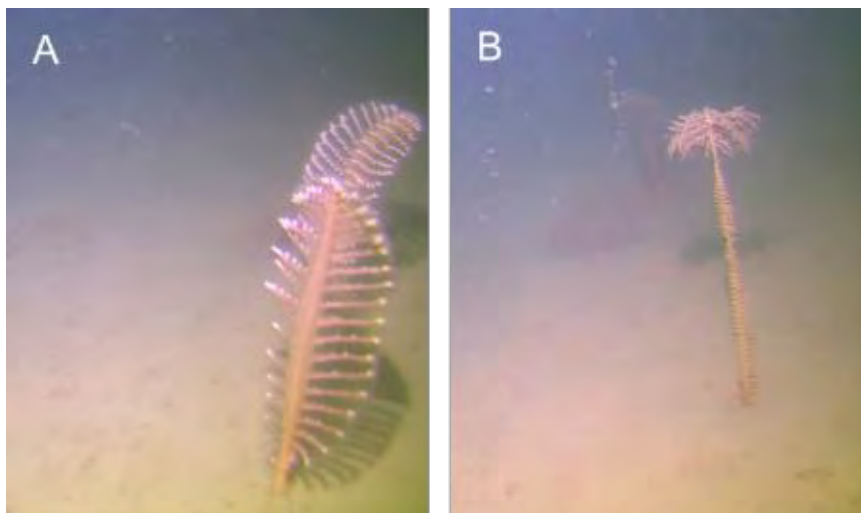
Mjukbottenlevande arter kan leva både i (infauna) och på (epifauna) botten. De vanligaste grupperna hos infauna är havsborstmaskar, kräftdjur och blötdjur (snäckor och musslor). Epifaunan domineras vanligen av större arter av nässeldjur och kräftdjur, till exempel sjöpennor såsom röd fjäderpenna (*Pennatula phosphorea*) och mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*) och havskräfta (*Nephrops norvegicus*).

7.1.2 Skyddsvärda habitat på mjukbotten

På djupa mjukbottnar i Västerhavet förekommer de enligt OSPAR prioriterade naturtyperna *sjöpennebottnar med större grävande organismer* (Sea-pen and borrowing megafauna communities) och *svampdjurssamhällen* (Deep-sea sponge aggregations). Dessa naturtyper kan återfinnas inom de områden som kan vara intressanta för etablering av havsbaserad vindkraft. Det omfattande fisket med bottentrål som förekommer i Västerhavets utsjö (Figur 13) kan dock begränsa förekomsten av dessa habitat. I vilken utsträckning habitaterna förekommer är osäkert på grund av bristande underlag.

7.1.2.1 Sjöpennebottnar med större grävande organismer

Sjöpennebottnar med större grävande organismer definieras som släta bottnar av fin lera starkt bioturberade genom grävande megafauna och med täta populationer av sjöpennor. På bottarna är sjöpennorna röd fjäderpenna (*P. phosphorea*) (Figur 14 A) och mindre piprensare (*V. mirabilis*) (Figur 14 B), havskräfta (*N. norvegicus*) och olika arter av grävkräftor, till exempel *Calocarides coronatus*, *Calocaris macandreae* och *Callianassa subterranea* vanligt förekommande (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). På djupare bottnar kan även större piprensare (*Funiculina quadrangularis*) och trubbig piprensare (*Kophobelemnion stelliferum*) förekomma. På den större piprensaren kan piprensarormstjärnan *Asteronyx loveni* påträffas (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Både större piprensare och trubbig piprensare är klassade som sårbara (VU) enligt rödlistan (SLU Artdatabanken 2020) och piprensarormstjärnan är klassad som starkt hotad (EN). Större piprensare var tidigare vanlig på mjukbottnar från 40 meter djup i Skagerrak men har gått kraftigt tillbaka till följd av det storskaliga trålfisket efter nordhavsräka och havskräfta (SLU Artdatabanken 2022a). Även trubbig piprensare och piprensarormstjärnor har påverkats negativt av trålning och de tre arterna återfinns idag endast i refugier som inte trålas (SLU Artdatabanken 2022b, 2022c).



Figur 14. Olika arter av sjöpennor. A) Röd fjäderpenna (*Pennatula phosphorea*). B) Mindre piprensare (*Virgularia mirabilis*). Foto: Marine Monitoring AB.

7.1.2.2 Svampdjurssamhällen

Svampdjursamhällen kan hittas på mjuka eller hårda substrat, såsom block och sten som kan ligga på sediment. Habitatet påträffas vanligtvis på djup mellan 250 – 1300 meter, där vattentemperaturen sträcker sig mellan 4 - 10° C och där strömhastigheten är minst 0,5 knop. I Västerhavet har rika svampdjurssamhällen observerats i Kosterfjorden, Sacken/Singlefjorden och i Bratten (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Här har stora individer av svampdjursarter som *Axinella infundibuliformis*, *Axinella rugosa*, *Mycale lingua*, *Suberites luetkeni*, *Geodia baretii* och elefantöra (*Phakellia ventilabrum*) observerats (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020).

7.1.3 Hårdbotten

På djupa hårdbottnar (> 30 m) saknas vanligen makroalger. På bergväggar, block och stenar förekommer i stället samhällen med svampdjur, sjöpungrar, havsanemoner, stenkoraller och mjuka koraller. Arter som kan hittas på djupa hårdbottnar är svampdjuret elefantöra (*P. ventilabrum*), sjöpungringen tvålbit (*Ascidia virginea*), anemonen havsnejlika (*Metridium senile*), läderkorallen död mans hand (*Alcyonium digitatum*) och stenkorallen bågarkorall (*Caryophyllia smithii*).

7.1.4 Skyddsvärda habitat på hårdbotten

På djupa hårdbottnar i Västerhavet förekommer de enligt OSPAR prioriterade naturtyperna *korallssamhällen* (Coral gardens) och *ögonkorallrev* (*Desmophyllum pertusum* reefs). Dessa naturtyper kan möjligen återfinnas inom de områden som kan vara intressanta för etablering av havsbaserad vindkraft. Det omfattande fisket med bottentrål som förekommer i Västerhavets utsjö kan dock begränsa förekomsten av dessa habitat. I vilken utsträckning habitaterna förekommer är osäkert på grund av bristande underlag.

7.1.4.1 Korallssamhällen

Korallssamhällen kännetecknas av en relativt tät aggregering av kolonier eller individer av en eller flera korallarter. Exempel på arter som hittas i Västerhavet är röd hornkorall (*Swiftia rosea*), risgrynskorall (*Primnoa resedaeformis*) och vit hornkorall (*S. pallida*) (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020).

7.1.4.2 Ögonkorallrev

Ögonkorall (*Desmophyllum pertusum* tidigare *Lophelia pertusa*) är en revbildande kallvattenkorall som finns där vattentemperaturen normalt är stabil mellan 4–8°C och strömhastigheten är runt 0,5 knop. Ögonkorallrev förekommer på hårdbotten, det kan vara rester från ett gammalt rev eller på glaciala lämningar. I Sverige finns de enda kända förekomsterna av ögonkorallrev i norra Bohuslän. De två kända levande reven finns i Sacken och öster om Väderöarna (Länsstyrelsen Västra Götaland 2020). Det största hotet mot korallreven är bottentrålning, både genom risken att skadas av trålen och genom den ökade sedimentationen. Ögonkorallen är klassad som akut hotad (CR) i 2020 års rödlista (SLU Artdatabanken 2022d).

7.1.5 Påverkan från havsbaserad vindkraft

Påverkan från etablering av havsbaserad vindkraft på bottenhabitat och bottenlevande arter uppstår främst vid anläggningen då de utsätts för fysisk störning vid arbeten som berör botten. Bottenfauna i direkt anslutning till påverkade områden kommer sannolikt att skadas eller dö. Hur stort område som berörs beror på vilken fundamentstyp som används och vilken metod som används för förläggning av kablar inom den planerade vindkraftsparken. Den andel av vindkraftsparkområdet som påverkas under anläggningen av fasta fundament är liten och har setts variera från 1 % för monopilefundament (Glarou m.fl. 2020) till 7 % för

gravitationsfundament (Peire m.fl. 2009). Studier vid andra typer av fysisk störning, till exempel trålning eller muddring, har visat att många havsborstmaskar, rundmaskar och kräftdjur är snabba på att återhämta sig medan mer långlivade arter, till exempel islandsmussla (*Arctica islandica*), tar längre tid på sig att återkolonisera störda ytor (Bergström m.fl. 2022). Återkoloniseringen på muddrade ytor har setts ske inom 1–3 år, det tar dock längre tid innan bottenmiljön kan betraktas som åldrat (Hammar m.fl. 2009). Återkolonisering kan ske dels genom nyrekrytering dels genom att bottenfauna från angränsande områden etablerar sig i det påverkade området. Fysisk störning kan påverka lokala förekomster av skyddsvärda och rödlistade arter och projektspecifika undersökningar bör utföras för att identifiera dessa förekomster.

Bottenlevande arter kan även påverkas av grumling och sedimentspridning från arbeten som påverkar havsbotten. Generellt är arter och habitat som har en naturligt hög omblandning av sediment tåligare än de med låg naturlig omblandning. Många arter som lever på sedimentbotten är anpassade till att sediment virvlar upp då det är en del av deras naturliga livsmiljö (Bergström m.fl. 2022). Många musslor, till exempel blåmussla och islandsmussla, är tåliga för lång tids exponering för höga grumlingshalter, de klarar också att gräva sig upp genom flera centimeter tjocka sedimentlager (Tyler-Walters & Sabatini 2017; Karlsson m.fl. 2020). Sjöpennorna *P. phosphorea* och *V. mirabilis* kan dra sig ner i rör i sedimentet och sedimentpålagring upp till 5 cm har troligen ingen negativ effekt. Den större piprensaren, *F. quadrangularis*, kan inte dra sig ner i sitt rör, men den kan nå upp till 2 meter ovanför sedimentytan och påverkas troligen inte negativt av sedimentpålagring (Hill & Tyler-Walters 2018). Både *V. mirabilis* och *F. quadrangularis* kan även producera stora mängder slem för att rensa polyperna från sediment (Hill & Tyler-Walters 2018).

Tillförseln av hårda ytor i form av fundament och förankringsstrukturer leder till en förlust av habitat för mjukbottenlevande arter. Den yta som går förlorad är dock mycket liten och leder sannolikt inte till en fragmentering av mjukbottenhabitat. Många bottenlevande arter har pelagiska larvstadier och störda ytor kan återkoloniserar. De hårda ytorna kommer sannolikt koloniserar och då av andra arter än de som lever på mjukbotten. I Västerhavet förväntas blåmusslor, havsanemoner och filtrerande märlkräftor dominera påväxten på fundament till vindkraftverk (Bergström m.fl. 2022). Påväxt på hårda strukturer kan påverka bottenhabitat genom ansamling av organiskt material, påverkan är troligen begränsad till området direkt nedanför turbiner och förankringslinor (Statoil 2015). Om det är stora mängder med organiskt material som faller till botten så finns det en teoretisk risk att det kan uppstå en lokal syrebrist vid botten i samband med nedbrytningen.

Studier av påverkan från magnetiska fält saknas för majoriteten av bottenlevande arter varför det är svårt att förutse en eventuell påverkan på bottenfauna. Studier på blåmussla (*Mytilus edulis*), sandräka (*Crangon crangon*), skorv (*Saduria entomon*) och vitfingrad brackvattenskrabba (*Rhithropanopeus harrisi*) visade dock inte någon skillnad i överlevnad efter flera veckors exponering för magnetfält på 3700 μ T (Bochert & Zettler 2004). Kablar i internkabelnätet genererar vanligen ett elektromagnetiskt fält som är ca 1000 gånger svagare än i ovan nämnda studie.

Om fiske, särskilt bottentrålning, begränsas inom vindkraftsparker leder detta till minskad störning av bottenhabitat i området. Avsaknad av bottentrålning kan ge bottenmiljön tid att återhämta sig med ökad biologisk mångfald som resultat (Statoil 2015; Sköld m.fl. 2021). I försök med fiskefria områden har det visats sig att havskräfta har ökat signifikant i biomassa jämfört med områden där fiske varit tillåtet (Sköld m.fl. 2022). Fallstudier har visat att den totala

abundansen av epifauna är högre i skyddade områden jämfört med närliggande jämförbara områden som bottentrålas (Sköld m.fl. 2021). Olika arter har även visat sig ha olika känslighet för påverkan från bottentrålning, där den större piprensaren (*F. quadrangularis*) var känsligast och arter av *Virgularia* var tåligast (Sköld m.fl. 2021). Tätheten av större piprensare var åtta gånger högre i skyddade områden i Bratten jämfört med trålade områden i Bratten (Sköld m.fl. 2021). De skyddade områdena har tidigare nyttjats för bottentrålning men är skyddade sedan 2017 (Sköld m.fl. 2021). Den ökade tätheten av större piprensare som ses på de fyra år som områdena varit skyddade från trålfiske visar att känslig epifauna återhämtar sig när trålfisket upphör.

7.1.6 Utbredning och karta

Dataunderlaget för bottenlevande arter baseras på öppna källor, data kommer från den nationella datavärden SMHI (SMHI 2022) och härstammar från det nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna samt undersökningar inom projektet *Fiskeregleringar i marina skyddsområden* (Länsstyrelsen Västra Götaland), *Uppföljning naturtyper* (Havs- och vattenmyndigheten) samt undersökningar utförda på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götaland: *Kartering av epibentiska habitat i Västerhavets utsjövatten* och *Undersökning av djupa revmiljöer i Västra Götalands län* (Länsstyrelsen Västra Götaland & MMT 2017, 2019). Dataunderlaget som kartorna baseras på sträcker sig från 2012 till 2022 och urvalet är gjort på 1–12 sjömil från kusten samt utsjövatten.

Undersökningar på infauna utförs regelbundet inom det nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna. Inom Natura 2000-området har infauna provtagits inom projektet *Fiskeregleringar i marina skyddsområden*. I Västerhavets utsjövatten finns 11 stationer som provtagits på infauna inom det nationella övervakningsprogrammet mellan åren 2012–2022 (Figur 15). De vanligaste djurgrupperna i proverna är havsborstmaskar, kräftdjur, blötdjur och tagghudingar. Vanligt förekommande arter på de nationella stationerna är havsborstmaskarna *Heteromastus filiformis* och *Paramphinoe jeffreysi*, kommakräftorna *Diastylis lucifera* och *Leucon nasica*, musslorna *Abra nitida* och *Kurtiella bidentata* samt ormstjärnorna *Amphiura filiformis* och *Amphiura chiajei*.

Inom Bratten har total 207 stationer provtagits på mjukbottenlevande infauna mellan åren 2017–2022 (Figur 15). Vanligt förekommande arter inom Bratten är havsborstmaskarna *Rhodine loveni* och *H. filiformis*, kräftdjuren *Eriopisa elongata* och *D. lucifera*, musslorna *A. nitida* och *Parathyasira equalis*, och ormstjärnan *Amphilepis norvegica*.

På uppdrag av Länsstyrelsen Västra Götaland har epifauna undersökts på både hårbotten och mjukbotten (Länsstyrelsen Västra Götaland & MMT 2017, 2019). Resultatet av undersökningarna visar att sjöpennor och även Ospar-habitatet *Sjöpennebottnar med större grävande organismer* är vanligt förekommande på de undersökta ytor (Figur 16). Även svampdjur förekommer på många ytor (Figur 17). På hårbotten är bägarkorall (*C. smithii*) vanligt förekommande (Figur 18). Observera att vita ytor i kartorna innebär att inga undersökningar utförts, inte att arterna inte hittats där.

7.1.7 Osäkerhet och kunskapsbrist

I de områden där modellresultatet visar att etablering av storskalig vindkraft är intressant saknas i stort sett helt undersökningar av bottenfaunasamhällena. Eftersom fysisk störning kan påverka lokala förekomster av skyddsvärda och rödlistade arter bör projektspecifika undersökningar utföras för att identifiera dessa förekomster. I stor utsträckning saknas även information om hur bottenlevande arter påverkas av havsbaserad vindkraft i form av buller och elektromagnetiska fält. Den geografiska omfattningen av påverkan på bottenhabitat är dock begränsad.



Figur 15. Stationer för infauna provtagna inom det nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna (orangea prickar) och inom projektet *Fiskeregleringar i marina skyddsområden* (gula punkter). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).



Figur 16. Observerad förekomst av sjöpennor (Pennatulacea) (lila punkter) och sjöpennebottnar med grävande större organismer (turkosa punkter) i Västerhavet baserat på dataunderlag i avsnitt 7.1.6. Observera att vita ytor i kartan innebär att inga undersökningar utförts, inte att sjöpennor inte hittats där. Infälld kartbild visar samtliga undersökta punkter i underlaget.



Figur 17. Observerad förekomst av svampdjur (Porifera) i Västerhavet baserat på dataunderlag i avsnitt 7.1.6. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ). Observera att vita ytor i kartan innebär att inga undersökningar utförts, inte att svampdjur inte hittats där. Infälld kartbild visar samtliga undersökta punkter i underlaget.



Figur 18. Observerad förekomst av bägarkorall (*Caryophyllia smithii*) i Västerhavet baserat på dataunderlag i avsnitt 7.1.6. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ). Observera att vita ytor i kartan innebär att inga undersökningar utförts, inte att bägarkoraller inte hittats där. Infälld kartbild visar samtliga undersökta punkter i underlaget.

7.2 Havskräfta och nordhavsräka

I Västerhavet finns kommersiellt viktiga bestånd av havskräfta (*N. norvegicus*) och nordhavsräka (*Pandalus borealis*). Havskräftan är en vanlig art på lerbotten mellan 40–250 m i Skagerrak och Kattegatt (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den gräver hålor i sedimentet och kommer nattetid fram för att söka föda i form av ormstjärnor och andra bottenorganismer (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Endast ett bestånd av havskräfta finns i Sverige och utbredningen är begränsad till fasta mjukbotten där sedimentet är lämpligt för att gräva (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Vuxna individer är tämligen stationära och genomför endast kortare vandringar om ett par hundra meter (ICES Stock Annex 2017a; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Havskräftan leker under mars–november varannat år, varefter honorna bär äggen i 8–9 månader innan de kläcks (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Larverna är pelagiska och kan till skillnad från de vuxna färdas längre sträckor.

Nordhavsräkan förekommer på mjukbotten på 50–500 meters djup och äter plankton, detritus, mindre kräftdjur och maskar (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den lever främst på botten men genomför regelbundna vertikalförflyttningar upp i vattenmassan baserat på ljuset men även längs med botten. Nordhavsräkan är så kallad protandrisk hermafrodit vilket innebär att den är hane under de första levnadsåren innan den växlar kön till hona. Den leker under hösten varefter honorna bär äggen fram till kläckningen på våren (Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Nordhavsräkorna i Sverige hör till beståndet i Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt. I området förvaltas alla räkor som en population med undantag för den genetiskt distinkta räkan i Gullmarsfjorden (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). I Skagerrak återfinns nordhavsräka inom djupintervallet 100–500 m (Søvik & Thangstad 2021). Nordhavsräkan minskade kraftigt mellan 2007–2012 utan att sedan återhämta sig och är upptagen på rödlistan som nära hotad (NT; SLU Artdatabanken 2022e).

7.2.1 Påverkan från vindkraft

Få studier på vindkraftens effekter på kräftdjur har gjorts, och kunskapsläget är högst begränsat och till stor del baserat på antaganden utifrån arternas biologi. Eftersom många kräftdjur är snabba på att återkolonisera störda botten har eventuella effekter vanligen antagits vara kortvariga (Bergström m.fl. 2022).

Buller

Hur kräftdjur uppfattar ljud under vatten och vilken ekologisk roll undervattensakustik spelar är inte väl studerat, men på senare år har flera litteratursammanställningar publicerats (se exempelvis Edmonds m.fl. 2016; Tidau & Briffa 2016; Scott m.fl. 2020). Skillnader i experimentmetod, val av mätparametrar, analysmetoder och redovisning av resultat gör det dock svårt att ge en klar bild av kunskapsläget, och det är inte känt i vilken utsträckning resultat är artspecifika eller generellt representativa. Endast en handfull studier undersökt effekten av antropogent buller, och hur vindkraft påverkar kräftdjur är till stor del okänt.

Eftersom kräftdjur saknar gasfyllda håligheter som simblåsa kan de sannolikt endast uppfatta ljud som partikelrörelse och inte som tryckvåg (Popper m.fl. 2001). Dock brukar kräftdjur ha både interna och externa ansamlingar av hår (s.k. *setae*) på kroppen, benen, lederna och antennerna som är kopplade till statocystiska organ (Popper m.fl. 2001; Edmonds m.fl. 2016). Dessa är känsliga för rörelse i det omgivande vattnet och framför allt ljuds partikelacceleration (Tidau & Briffa 2016). Vilka frekvenser kräftdjur är känsliga för varierar mellan arter; exempelvis är hästräka (*Crangon crangon*) känsligast för ljud omkring 170 Hz, tigtångräka (*Palaemon*

serratus) för ljud mellan 100–3000 Hz och rödvit eremitkräfta (*Pagurus bernhardus*) för ljud mellan 5–410 Hz (Tidau & Briffa 2016).

Flera kräftdjur förefaller använda ljud som tecken på närvaro av predatorer, och ljud har visats utlösa reaktioner som ökad respiration och ändrat rörelsemönster (Edmonds m.fl. 2016). Under larvstadiet påverkar ljud från rev hur larver orienterar sig i vattnet och var de så småningom settlar, vilket i sin tur påverkar överlevnad (Edmonds m.fl. 2016; Tidau & Briffa 2016). Många arter kan också producera ljud. Pistolräkor (släktet *Alpheidae*; i svenska vatten representerade av hummerräka *Athanas nitiscens*) kan producera explosiva klick vars främsta syfte är att bedöva byten genom bubbelkavitation (Edmonds m.fl. 2016). Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) producerar ljud kring 183 Hz och mantisräkan *Hemisquilla californiensis* ljud mellan 20–60 Hz, medan europeisk langust (*Palinurus elpehas*) producerar ultraljud i frekvensintervallet 20–55 kHz (Edmonds m.fl. 2016; Jézéquel m.fl. 2021), eventuellt för att kommunicera eller skrämma bort predatorer.

Ingen enhetlig slutsats kan dras från de studier som undersökt effekten av antropogent buller, vare sig impulsivt (seismiska luftkanoner och pålning) eller kontinuerligt (i huvudsak fartygsbuller), men de vanligaste noterade effekterna är beteendeförändringar. Exempelvis resulterade seismiska luftkanoner i ökat födointag hos amerikansk hummer, påverkat immunförsvar och "upprättningsreflex", det vill säga förmågan att vända buken nedåt, hos langusten *Jasus edwardsii*, medan ingen effekt på täthet eller fångstnivåer kunde ses hos tre arter av penaeida räkor (Tidau & Briffa 2016; Scott m.fl. 2020). Vidare är det möjligt att äggkläckning hos snökrabban (*Chionoecetes opilio*) påverkas, medan ingen effekt sågs på larvutvecklingen hos krabban *Metacarcinus magister*, *Jasus edwardsii* eller snökrabba (Edmonds m.fl. 2016; Scott m.fl. 2020). Effekten av pålning har studerats för flera arter av pistolräka, inklusive hummerräka, och havskräfta. För pistolräkorna sågs en ökning i antalet och kraften i klicken, medan havskräfta uppvisade dämpat grävbeteende och bioomblandning samt ett mer begränsat rörelsemönster (Tidau & Briffa 2016; Scott m.fl. 2020). En modelleringsstudie beräknade att havskräfta kan upptäcka partikelacceleration 400 m från pålningspositionen (Scott m.fl. 2020).

De arter för vilka effekten av fartygsbuller har studerats (bland annat tigertångräka, europeisk langust, rödvit eremitkräfta, havskräfta, strandkrabba (*Carcinus maenas*) och eremitkräftan *Coenobita clypeatus*) uppvisade ett flertal beteendereaktioner som förändrat rörelsemönster, ändrat anti-predatorbeteende i form av exponering och flykt, samt ändrat födosöksbeteende (Tidau & Briffa 2016; Scott m.fl. 2020). Buller från utombordsmotor påverkade metabolism och parningsbeteende hos räkan *Rhynchocinetes typus* (Ruiz-Ruiz m.fl. 2019). Havskräfta reagerade på fartygsbuller på ett likartat sätt som för pålning, det vill säga med dämpat grävbeteende och bioomblandning och mer begränsat rörelsemönster (Tidau & Briffa 2016). Eftersom havskräftan tack vare sin grävaktivitet är en så kallad bioingenjörssart skulle detta i förlängningen eventuellt kunna påverka andra arter. Det är inte klart om tidiga livsstadier påverkas av fartygsbuller, men preliminära resultat tyder på att havskräftans larver kan uppvisa en försämrad flyktrespons (Edward m.fl. 2018; Scott m.fl. 2020). Få studier har specifikt berört effekten av driftbuller från vindkraftsparker, men i en studie där bland annat hästräka exponerades för lågfrekvent ljud (61–721 Hz, SPL 99 dB re 1 μ Pa) motsvarandes driftbuller sågs ingen effekt på födosök eller konsumtion (Wikström & Granmo 2008). Dock kopplades driftsbuller från tidvatten- och vindkraftverk till försenad metamorfos hos larver av krabborna *Austrohelice crassa* and *Hemigrapsus crenulatus*, som föreslogs kunde vara orsakat av att driftsbullret maskerade de naturliga ljud som larver använder sig av vid settling (Edmonds m.fl. 2016; Tidau & Briffa 2016).

Grumling och sedimentpålagring

Grumling och sedimentering bedöms ha ringa påverkan eftersom djur på mjukbotten är anpassade till grumling och sedimentering, som är naturliga processer i den livsmiljön (Bergström m.fl. 2012). Grumling kan dock påverka larver i den fria vattenmassan.

Förändrat habitat

Den största påverkan på kräftdjur anses vara tillförseln av hårbottenhabitat i form av fundament och förankringar, och eventuellt associerade reveffekter. Dessa utgör dock en liten fraktion av en vindkraftsparks yta, och det är oklart i vilken utsträckning de skulle påverka mjukbottenarter (Bergström m.fl. 2022). Om fiske skulle minska är det sannolikt att bägge arter påverkas positivt.

Elektromagnetiska fält

Flera kräftdjur har visats kunna detektera magnetfält, men endast ett fåtal studier har gjorts på effekten av elektromagnetiska fält (EMF) på kräftdjur, med blandade resultat. För majoriteten av arter saknas studier av påverkan från magnetiska fält varför generell påverkan är svår att förutse. En studie på krabbtaska (*Cancer pagurus*) visade att exponering av elektromagnetiska fält med en styrka på 500 μT ökade halten av stressrelaterade parametrar, krabborna attraherades även av EMF med en minskad tid tillbringad i rörelse som följd (Scott m.fl. 2021). I ett försök där rombärande honor av krabbtaska och hummer (*Homarus gammarus*) exponerades för EMF på 2800 μT sågs skillnader i äggvolym och mindre larver hos både krabbtaska och hummer (Harsanyi m.fl. 2022). Larver exponerade för EMF uppvisade en högre grad av missbildning än kontrollgruppen, dödligheten var dock lägre hos larver exponerade för EMF än kontrollgruppen (Harsanyi m.fl. 2022). Juvenil hummer (*H. gammarus*) uppvisade ingen skillnad i utforskande beteende, födosök eller attraktion när de utsattes för ett magnetfält på 200 μT (Taormina m.fl. 2020).

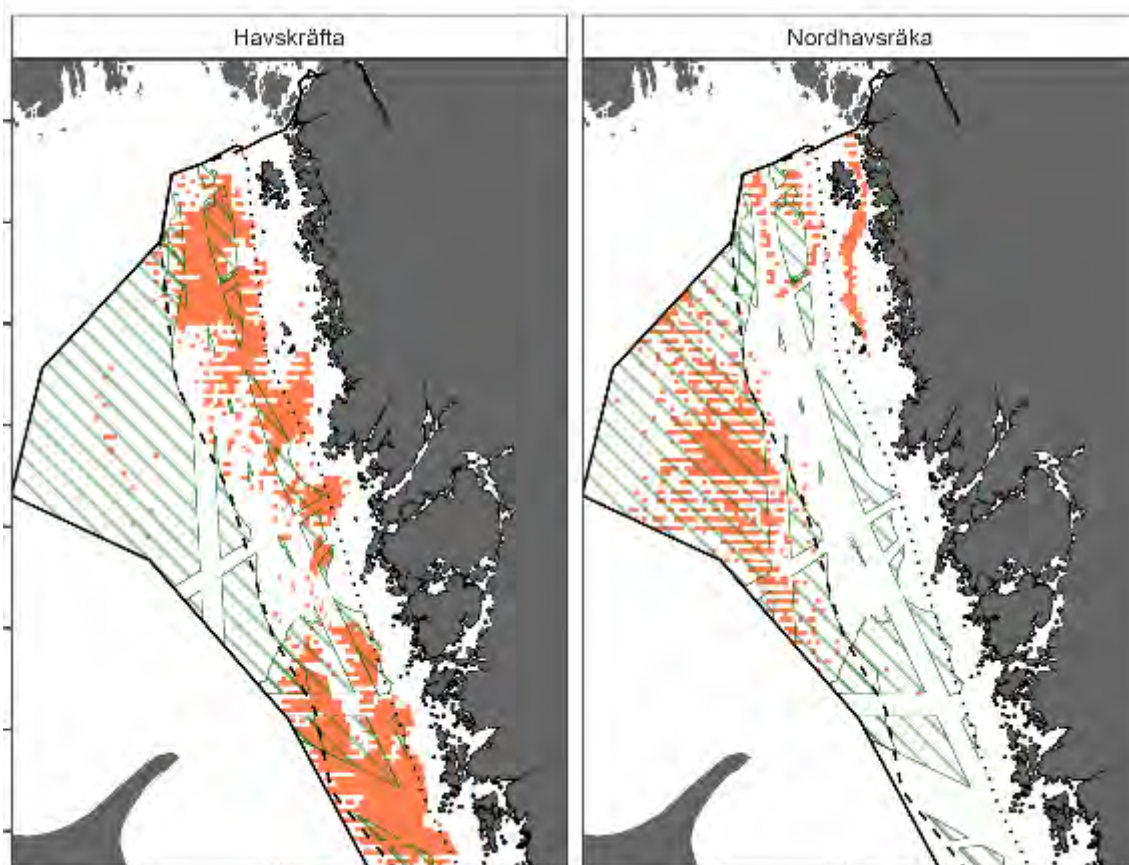
7.2.2 Utbredning och karta

Havskräfta och nordhavsräka lever relativt stationärt i nära anslutning till botten och har hela sin livscykel med lek, uppväxt och födosök i Skagerrak. Dock saknas det detaljerad kännedom om utbredningen, och många av de parametrar som styr är mycket variabla, vilket medför svårigheter att ange specifika positioner. Utbredningskartorna nedan är i stället baserade på yrkesfiskets positioner och landningar mellan 2011–2022. Datat lades in i ett rutnät med 1 km upplösning och för varje ruta räknades den årsgenomsnittliga totalfångsten. Eftersom fisket är omfattande innebär detta att nästan varje ruta utanför trålgränsen har ett värde över noll. För att få fram ett mått på den huvudsakliga utbredningen selekterades de rutor i vilka värdet översteg medelvärdet för samtliga rutor (Figur 19). Metoden är behäftad med begränsningar, exempelvis kan ett tråldrag vara flera kilometer långt, men vi gjorde bedömningen att detta likväl ger en ungefärlig bild av områdena med de högsta tätheterna. Kartan visar att fångsterna av havskräfta huvudsakligen sker på de grundare utsjöbottnarna, ofta grundare än ca 100 m, vilket ligger i linje med uppgifter från fiskare. Nordhavsräka fångas främst i områden där djupet är större än 100 m, bland annat i Bratten och Kosterfjorden.

7.2.3 Osäkerhet i data

Utbredningen av dessa kommersiellt viktiga arter är här baserat på yrkesfiskets landningsdata, vilket medför osäkerheter i beskrivningen av förekomst. Bägge arter kan ha ett större utbredningsområde än vad som angetts här.

Det finns mycket litet information om vindkraftens effekter på större kräftdjur, både i fråga om buller, sedimentering, elektromagnetiska fält, etc. I stället görs antaganden utifrån studier på andra arter eller på kunskaper om arternas biologi. Även om dessa studier generellt påvisar relativt små effekter, framför allt i form av ändrat beteende, är det inte givet att detta går att direkt överföra på havskräfta och nordhavsräka.



Figur 19. Karta över huvudsakliga fiskeområden för havskräfta (vänster panel) och nordhavsräka (höger panel). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

7.3 Fisksamhället

Variationen i djup, bottenbeskaffenhet och förbindelsen till Nordatlantens djupområden innebär att ett mycket stort antal fiskarter kan påträffas inom studieområdet. Beskrivning av de vanligaste arterna baserades på fångster från det vetenskapliga provfisket IBTS (International Bottom Trawl Survey) mellan 2016–2022, landningar från svenskt vatten i fiskeområde SD 20 mellan 2011–2022 och fångster från Skagerrakundersökningen 2019–2021. IBTS är trålundersökningar på djup mellan 20–250 m och som utförs av medlemsländerna i ICES (International Council for the Exploration of the Sea) under kvartal ett och tre. Skagerrakundersökningen utförs av SLU som ett komplement till IBTS då bottnar ned till 500 m undersöks. Eftersom yrkesfisket är riktat mot vissa arter kan landningarna inte ses som representativa för arternas förekomst, utan används som komplement. I datasetet fanns totalt 110 fiskarter representerade. De tio vanligaste arterna i varje undersökning presenteras i Tabell 3 och vidare diskussion baseras på dessa arter. Deras biologi och ekologi presenteras kortfattat nedan.

Tabell 3. De tio vanligaste fiskarterna från yrkesfiske inom svenskt vatten i SD20, IBTS undersökningarna och Skagerrakundersökningen de senaste åren. Arterna står i fallande ordning baserat på kvantitet i fångsten.

Svenskt yrkesfiske SD20 (2011–2022)		IBTS (2016–2022)	Skagerrakundersökningen SD 20 (2019–2021)	
Hela SD 20 svenskt vatten	SD 20 svenskt vatten, utanför baslinjen		Benfisk	Broskfisk
Sill	Sill	Sill	Rödtunga	Klorocka
Skarpsill	Torsk	Skarpsill	Torsk	Blåkäxa
Torsk	Gråsej	Vitlinglyra	Kummel	Havsmus
Gråsej	Makrill	Vitling	Vitlinglyra	Vitrocka
Makrill	Skarpsill	Kolja	Lerskädda	Pigghaj
Rödtunga	Rödtunga	Lerskädda	Vitling	Rundrocka
Kolja	Kolja	Kolmule	Gråsej	Knaggrocka
Rödspätta	Rödspätta	Makrill	Kolja	Hågäl
Marulk	Marulk	Sandskädda	Rödspätta	Nordlig hundhaj
Taggmakrill	Lytorsk	Torsk	Taggmakrill	Småfläckig rödhaj

Gråsej

Gråsej förekommer i Skagerrak och Kattegatt och mer sällsynt i Öresund och södra Östersjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den är generellt en bottenlevande fisk som vandrar i stim utmed kusten men kan också besöka fjordar och bete sig pelagiskt (Homrum m.fl. 2013; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Små individer äter plankton men övergår till sill- och torskfiskar när den blir större (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Gråsej i svenska vatten hör till Nordsjöbeståndet, som har minskat kraftigt sedan 1970-talet (ICES Stock Annex 2021a; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Modelleringsstudier har visat att vuxen gråsej under hösten vandrar från födosöksområdena i västra och östra Nordsjön till lekområdena i norra Nordsjön och tillbaka på våren (Simons m.fl. 2014). Ung gråsej uppehåller sig i kustnära uppväxtområden

utmed norska och skotska kusterna, och vandrar ut till Nordsjön för födosök vid en ålder av 2-5 år (ICES Stock Annex 2021a).

Kolja

Kolja förekommer främst i Skagerrak och Kattegatt och är sällsynt i Öresund och södra Östersjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den håller sig till sand-, ler- och grusbotten på 10–200 meters djup utanför kusten och äter havsborstmaskar, musslor och ormstjärnor (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Kolja i Nordsjön och väster om Skottland förvaltas som ett bestånd och arten är relativt vanlig i IBTS-undersökningen, främst i Skagerraks yttre delar (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Koljan i Nordsjön leker huvudsakligen runt skotska kusten (ICES Stock Annex 2021b). Endast ett lekområde, inom Gullmarsfjorden, har funnits i Sverige men den populationen har mer eller mindre försvunnit. Arten har också försvunnit från de kustområden där den tidigare var vanlig (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Kolja leker pelagiskt på 100–150 m djup under mars-maj, och strömmar transporterar ägg och larver till Nordsjön (ICES Stock Annex 2021b; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Juvenil kolja utgör huvuddelen av den kolja som påträffas i Skagerrak, medan vuxna individer återvänder till norra Nordsjön där den är relativt stationär (ICES Stock Annex 2021b).

Kolmule

Kolmule är en djuphavsart som förekommer i Skagerrak och i norra Kattegatt (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den uppehåller sig i stim på 50–400 meters djup och ibland ännu djupare och livnär sig på fisk, räkor och snäckor (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Hela Nordostatlanten förvaltas som ett bestånd (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Kolmulen leker väster om brittiska öarna pelagiskt på 300–600 m djup under mars-april, varefter ägg och larver driver med strömmarna, främst norrut mot Norska havet och Island (ICES Stock Annex 2019). Juveniler lever nära botten på djupa områden under de 2–3 första levnadsåren (ICES Stock Annex 2019). När den når reproduktiv ålder 2–7 år påbörjar kolmulen årliga vandringar från lekområdena till födosöksområden framför allt utmed kontinentalsockeln (ICES Stock Annex 2019; Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Kummel

Kummel lever på djup mellan 200–1000 m över ler- och dybotten och förekommer främst i Skagerrak och mer sällsynt i Kattegatt och Öresund (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Tidvis samlas den i stim och livnär sig främst på sill, skarpsill, bläckfisk och yngre artfränder (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Av praktiska skäl delas kummel in i ett nordligt och ett sydligt bestånd (ICES Stock Annex 2016; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Kummeln leker pelagiskt under februari-juli vid det huvudsakliga lekområdet mellan Biscayabukten och väster om Irland på 100–1 000 meters djup (ICES Stock Annex 2016; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Lek har också konstaterats i mellan 30–70 m i Kattegatt och Skagerrak under juli-augusti (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Ungfisk uppsöker botten vid 200 m och rör sig sedan till grundare lerbotten runt 100 m (ICES Stock Annex 2016; Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Lerskädda

Lerskädda är en vanlig art i Västerhavet, men den saknar kommersiell signifikans och dess biologi är inte väl studerad. Den återfinns på sand- och lerbotten mellan 10–400 m. Den är liten och relativt långsamväxande (SLU Artdatabanken 2022f). Lerskäddan livnär sig på fisk och bottenlevande evertebrater som havsborstmaskar och mollusker. Lek sker under januari-juni på 40–200 m djup.

Lyrtorsk

Lyrtorsk förekommer i Skagerrak och Kattegatt, ibland pelagiskt men oftast över hårda bottenar mellan 40-100 m och ibland kring vrak (Havs- och Vattenmyndigheten 2022), men uppvisade större spridning innan beståndet minskade kraftigt under 1980-talet (Cardinale m.fl. 2012). Den är mest aktiv i skymningen och jagar ofta i stim så att bytesfisk, främst sill, skarpsill och tobis, omringas och drivs upp till ytan (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Lyrtorsk leker i fria vattenmassan mellan 100-200 m mellan januari-juni (Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Makrill

Makrill förekommer främst i Skagerrak och Kattegatt samt längre söderut under sommaren (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Det är en pelagisk stimlevande art som födosöker nära ytan och fångar djurplankton, tobis, sill, skarpsill och torsk beroende på storlek (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Makrill i Skagerrak tillhör beståndet i Nordostatlanten (ICES Stock Annex 2021c). Beståndet har tre lekomponenter; väster och söder om Irland samt centrala Nordsjön (ICES Stock Annex 2021c). Skagerrak och Kattegatt hör till Nordsjökomponenten, som har minskat kraftigt sedan 1960-talet (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Lek i begränsad skala sker troligen i östra Skagerrak och norra Kattegatt (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Leken sker nära ytan och ägg och larver lever sedan fritt i vattenmassan (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Makrill genomför långa säsongsvandringar mellan lekområdena, födosöksområdena och övervintringsområdena i norra Nordsjön (ICES Stock Annex 2021c).

Marulk

Marulk förekommer huvudsakligen nära botten i Skagerrak och Kattegatt (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den tillbringar ofta tid delvis nedgrävd i dy eller bland sand och snäckskal eller dold bland växter, från grunda vatten ner till 1000 m och livnär sig på fisk och kräftdjur (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Marulk leker på stora djup i april-juli väster och norr om de Brittiska öarna, vilken föregås av stora lekvandringar (Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Rödspätta

Rödspättan är en vanlig art som påträffas från Skagerrak till södra Östersjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den är en typisk kustfisk håller sig på grunda sand- och lerbottenar på 25–50 m djup. Generellt håller sig yngre individer grundare än äldre (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Arten äter musslor, tagghudingar och andra bottendjur (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Rödspätta i norra Västerhavet hör framför allt till beståndet i Nordsjön och Skagerrak, och vuxna rödspättor vandrar mellan lekområden i södra och centrala Nordsjön till födosöksområden närmare kusterna (ICES Stock Annex 2021d). Leken sker pelagiskt under januari-mars (ICES Stock Annex 2021d; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Juvenila rödspättor har sina uppväxtområden i grunda kustvatten, framför allt i östra Nordsjön, medan äldre individer rör sig gradvis djupare (ICES Stock Annex 2021d; Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Rödtunga

Rödtungan förekommer på sand- eller dybotten på 40–1000 meters djup, främst i Skagerrak och Kattegatts djupare delar med ibland längre söderut (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den livnär sig på ormstjärnor, kräftdjur, borstmaskar och musslor (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Rödtunga i Sverige hör till beståndet i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska

kanalen. Rödtingen är relativt stationär, men mycket är okänt om rödtingens biologi inklusive om, var och när lek förekommer i svenska vatten (ICES Stock Annex 2021e; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). I nordvästra Nordsjön leker rödtinga pelagiskt under mars-juli (Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Sandskädda

Sandskäddan förekommer i Skagerrak, Kattegatt, Öresund och södra Östersjön. Den är en demersal art som främst uppehåller sig på sand-, grus- och lerbotten nära kust på 2–200 m djup (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Sandskäddan livnär sig på bentiska evertebrater, fisk och fiskägg (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Bestandsstrukturen är osäker och Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt ses som ett bestånd (ICES 2021a). Lek sker framför allt i sydöstra Nordsjön under februari-april liksom i Skagerrak under april-augusti djupare än 30 meter (ICES 2021a; Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Sill

Sill är en pelagisk stimlevande fisk vars föda främst består av små kräftdjur och fisklarver samt större bottendjur. Sill följer planktonens rörelser och går natttid nära ytan och närmare botten på dagen (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Sillen leker över relativt grunda sand- grus- eller stenbotten (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Det finns två sillbestånd i Västerhavet; den höstlekande sillen i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen, samt den vårlekande sillen i Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den norska vårlekande sillen i nordöstra Atlanten och Arktis kan beblanda sig med de andra bestånden under födosöksvandring, men i mycket liten utsträckning (ICES Stock Annex 2021f). Vårlekande sill i Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön (SD 20–24) består av flera populationer med olika lekplatser, och beståndet har också lokala vår-, höst- och vinterlekande delar (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Huvuddelen av den höstlekande sillen från Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen fångas och leker i Nordsjön (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den höstlekande och den vårlekande sillen har olika vandringsmönster och utbredning. Vårlekande sill samlas vid gemensamma födo- och övervintringsområden och leker i huvudsak under våren men delar av beståndet leker också under höst, vinter och sommar (Parmanne m.fl. 1994; ICES Stock Annex 2021g). Efter leken vandrar äldre individerna ut till Nordsjön medan yngre stannar längre österut innan de samlas igen på övervintringsområden i södra Kattegatt, Öresund och delar av västra Östersjön (ICES Stock Annex 2021g). Höstlekande sill har sin viktigaste lekplats i Nordsjön utmed brittiska östkusten (ICES 2018; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Detta bestånd använder främst Skagerrak som uppväxtområde (ICES 2018).

Skarpsill

Skarpsill är en stimlevande fisk vars föda består av fisklarver och djurplankton (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den är huvudsakligen pelagisk men kan ibland uppehålla sig närmare kusten (ICES Stock Annex 2021h). Skarpsill genomför vertikal dygnsmigration och söker sig närmare ytan natttid medan den håller sig nära botten dagtid (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Skarpsillen i Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt hör till samma bestånd (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Generellt är kunskaperna om skarpsillens biologi i Skagerrak och Kattegatt begränsad (Vitale m.fl. 2015). Den är en så kallad "batch spawner" som leker upprepat under en lång lekperioden från tidig vår, när vattentemperaturen stiger över 6 grader, till sen höst (Moksness & Torstensen 1985; Vitale m.fl. 2015; ICES Stock Annex 2021h). Lek sker både ute till havs och inne vid kusten på djupen mellan 10–40 meter (Havs- och Vattenmyndigheten

2022), och ägg och larver har hittats utmed hela norska och svenska kusten inklusive fjordar och (Vitale m.fl. 2015). De inre delarna av Skagerrak förefaller vara viktiga lekområden och möjligen också regionen mellan Skagerrak och Kattegatt, men exakt avgränsning är inte känt (Ljøen 1961; Bakken 1973; Mittermayer 2007).

Taggmakrill

Taggmakrill är relativt vanlig i Skagerrak och Kattegatt men ovanligare längre söderut. Arten håller sig relativt kustnära, i stim på 100–200 m djup. Den fångar små fiskar, kräftor och andra ryggradslösa djur (SLU Artdatabanken 2022g). Den leker inte i Sverige utan närmsta lekområde är södra Nordsjön, där den leker pelagiskt sommartid

Torsk

Torsk förekommer i alla svenska vatten på djup mellan 0–200 m där den fångar bottendjur, sill, skarpsill och mindre artfränder (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Vuxen torsk undviker varmare vatten och går djupare sommartid (Funk m.fl. 2020). Torsk på västkusten hänförs till två bestånd; Kattegatt (SD 21) och en samling tidigare separata bestånd som inkluderar torsken i Nordsjön, Skagerrak och Östra Engelska kanalen (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Hit räknas också de reproduktivt isolerade populationerna viking- och doggertorsk. Dessutom finns det lokala kustbestånd utmed svenska västkusten, exempelvis i Gullmarsfjorden och Öresund (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Tidigare fanns stora ansamlingar av torsk utmed Skagerraks och Kattegatts kust men dessa är idag försvunna eller kraftigt reducerade (Jonsson m.fl. 2016), även om området används som uppväxtområde för viking- och doggertorsk (ICES Stock Annex 2021i; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Ägg och larver från lekområdena i Nordsjön kan också nå Skagerrak med havsströmmar, men dessa individer återvänder till Nordsjön för lek (ICES Stock Annex 2021i; Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Vitling

Vitling förekommer från Skagerrak till södra Östersjön på djup mellan 5–70 m ovanför ler- och sandbotten (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Den kan leva solitärt eller i stim och livnär sig på sill, skarpsill, tobis och kräftdjur (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Bestandsstrukturen är inte känd men populationen anses vara skild från Nordsjön (ICES Stock Annex 2020). Vitling leker i södra Östersjön, Kattegatt och på flera platser i Nordsjön under januari-juli på 30–100 meters djup. Äggen och larver är pelagiska medan uppväxtområdena är intill kusten (Havs- och Vattenmyndigheten 2022), framför allt skyddade grundområden i norra halvan av västkusten (Fredriksson m.fl. 2021). Också vitling från Nordsjön använder detta som uppväxtområde (Havs- och Vattenmyndigheten 2022).

Vitlinglyra

Vitlinglyra är en pelagisk, stimlevande art som påträffas i Skagerrak och norra Kattegatt på 50–250 m (ICES Stock Annex 2017b; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Födan består av kräftdjur, småfiskar, ägg och larver (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Endast ett bestånd av vitlinglyra, innefattandes Skagerrak, Kattegatt och Nordsjön, finns i svenska vatten (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Arten är kortlivad och efter att individer nått reproduktiv ålder efter runt 2 års leker de en gång under sin livstid (ICES Stock Annex 2017b). Arten leker under första kvartalet, och även om ingen signifikant lek sker inom Skagerrak har små mängder av larver observerats inom området (ICES Stock Annex 2017b). Arten förefaller inte ha några speciella

uppväxtområden, utan juvenil fisk är generellt spridd inom Nordsjön runt lekområdena, medan vuxna individer lekvandrar ut Skagerrak (ICES Stock Annex 2017b).

Rödlistade arter

Data från prov- och yrkesfisket inkluderade 24 rödlistade arter, av vilka fyra ingår i de vanligaste arterna som presenterats ovan (kolja, kummel, torsk och vitling). Samtliga rödlistade arter presenteras kortfattat i Tabell 4.

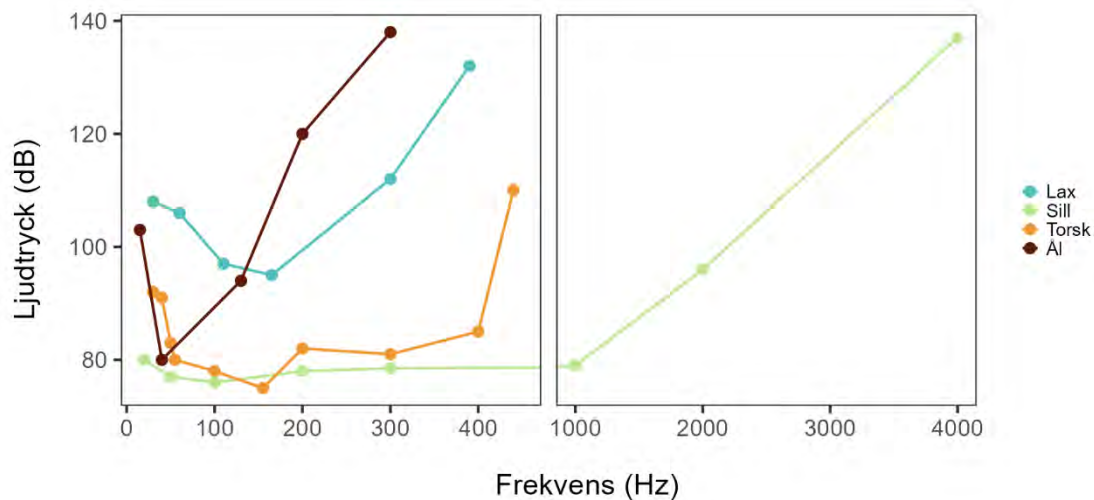
Tabell 4: Rödlistade arter som registrerats i data från IBTS, Skagerrakundersökningen och svenskt yrkesfiske. Rödlistning i Sverige (SLU Artdatabanken 2020) och på EU-nivå. Rödlista status: LC Livskraftig, NT nära hotad, VU sårbar, EN starkt hotad, CR akut hotad. Arter som endast tillfälligt besöker svenska vatten är inte bedömda (-).

Art	Rödlista	Ekologi
Kolja	SLU: VU EU: LC	Ekologi beskriven i text ovan
Kummel	SLU: VU EU: LC	Ekologi beskriven i text ovan
Lyrtsk	SLU: CR EU: LC	Ekologi beskriven i text ovan
Torsk	SLU: VU EU: LC	Ekologi beskriven i text ovan
Vitling	SLU: VU EU: LC	Ekologi beskriven i text ovan
Birkelånga	SLU: (-) EU: VU	Bottenlevande djuphavsfisk, mellan 200–1500 m. Samlas på lekområdena på 600–1000 m
Blåfenad tonfisk	SLU: (-) EU: NT	Pelagisk art från 0-500m, äter fisk, bläckfisk och plankton. Två bestånd i Atlanten varav det östliga leker i Medelhavet.
Blåkäxa	SLU: (-) EU: NT	Djuphavsart, mjukbottnar mellan 200–500 m. Inre befruktning, levandefödande.
Fyrtömmad skärlånga	SLU: NT EU: LC	Långsamväxande art på sand- och lerbottnar ned till 650 m, leker feb-aug.
Gråhaj	SLU: (-) EU: VU	Sällsynt i svenska vatten, pelagisk och bottenlevande ned till 550 m, inre befruktning, levandefödande
Havskatt	SLU: EN EU:	Lever på hårbotten ned till 200m, parlevande, rommen läggs i klump och vaktas av hanen i flera månader.
Havsmus	SLU: VU EU: NT	Mjukbottnar ned till 1000 m, vintertid grundare. Inre befruktning, äggläggande.
Havsnejonöga	SLU: EN	Rundmunsfisk. Efter metamorfos vid 5–8 år vandrar den ut i havet, suger sig fast vid en värd fisk. Efter 3 år återvänder den till floder för lek, dör därefter.
Hälleflundra	SLU: EN EU: EN	Kringströvande, långsamväxande art. Max några 100-tal individer leker i Skagerraks djupområden. Fredades 1995.
Klorocka	SLU: EN EU: LC	Lever på sand, grus och lerbottnar 50–500 m. Inre befruktning, äggläggande.
Knaggrocka	SLU: NT EU: NT	Lever på sand, dy och grusbottnar 10–300 m, inre befruktning, äggläggande.
Lyrtsk	SLU: CR EU: LC	Lever nära botten, ofta hårbottnar; större spridning innan beståndet minskade kraftigt på 1980-talet. Leker jan-maj i fria vattenmassan 100–200.
Långa	SLU: EN EU: LC	Hårbottenart på 100–400 m, solitär eller i grupp. Stora lekområden i Biscaya, väster om Irland, söder om Island.
Nordlig hundhaj	SLU: (-) EU: NT	Sand- och grusbottnar ned till 100 m, specialist på kräftdjur. Inre befruktning, levandefödande.
Pigghaj	SLU: CR EU: EN	Bottenlevande på mjukbottnar, kan förekomma i stim. Inre befruktning, 12 månaders dräktighet, levandefödande.
Sardin	SLU: (-) EU: NT	Stimlevande fisk ned till 55 m, grundare nattetid, främst pelagisk. Pelagisk lek, i Nordsjön i juni-augusti.
Skoläst	SLU: CR EU: EN	Långsamväxande djuphavsart ned till 2600 m främst utmed kontinentalsockeln, leker vartannat år på 600–1200 m.
Vitrocka	SLU: NT EU LC	Djuphavsart. Mjuk- och hårbottnar mellan 150-1455m. Inre befruktning, äggläggande.
Ål	SLU: CR EU: CR	Komplicerad livscykel; leken sker i Sargassohavet och s.k. glasål når Europas kust efter 2–3 år (Sjöberg 2015); utvecklas till gulål i estuarier, floder och vattendrag (Daverat m.fl. 2006). Lever i de habitaterna i 5–20 år tills den utvecklas till blankål (Daverat m.fl. 2006; Sjöberg 2015; Sørensen m.fl. 2016). Under lekvandringen till Sargassohavet tillbakabildas matsmältningssystemet (Clevestam m.fl. 2011), och individerna dör efter lek. Har minskat kraftigt <10% av beståndet återstår (Sjöberg 2015; Dekker m.fl. 2021). Vandrar mest nattetid nära ytan, återhämtar sig dagtid på botten (Westerberg m.fl. 2007). Vandrar genom Skagerrak och längs norska kusten ut till Nordsjön (Sjöberg 2015).

7.3.1 Påverkan från vindkraft

Påverkan på fisk från vindkraft sker främst i form av buller och grumling under anläggningsfasen. Dess omfattning beror på fundamenttyp och kabelförsänkningssmetod.

Svagt buller kan begränsa fiskars möjligheter att använda ljudsignaler medan kraftigare buller kan åsamka skada. Hur buller påverkar varierar mellan arter och livsstadier. Många fiskar är känsliga för lågfrekvent ljud men hur utvecklad hörseln är beror bland annat på hur simblåsan är kopplad till hörselorganen. Sill och skarpsill har bäst hörsel, följt av andra fiskar med simblåsa som torsk, som kan uppfatta ljud mellan 30–470 Hz (Chapman & Hawkins 1973; Bergström m.fl. 2022). Arter utan simblåsa, som makrill och plattfiskar, kan endast uppfatta ljudet som en rörelse i vattnet (Bergström m.fl. 2022). Hörsel har endast studerats i detalj hos ett fåtal arter, varav lax, sill, torsk och ål visas i Figur 20.



Figur 20. Hörseltröskel vid olika ljudfrekvenser hos lax, sill, torsk och ål. Vänster panel visar samtliga arter medan höger panel visar trösklarna för sill på högre frekvenser än vad som undersöks för de övriga arterna (notera annan skala på x-axeln). Data för lax hämtat från Hawkins och Johnstone (1978), torsk från Chapman och Hawkins (1973), ål från Jerkø m.fl. (1989) samt sill från Enger (1967). Figuren är modifierad efter angivna referenser.

Fiskar använder hörsel bland annat för navigation, födosök, upptäckt av predatorer och kommunikation. Under torskleken producerar hanar ljud som honorna använder i sitt partnerval (Brawn 1961; Engen & Folstad 1999). En studie på torsklarver som exponerades för lågfrekvent, kontinuerligt buller motsvarandes ett vindkraftverk i drift (SPL 139,5 dB re 1 μ Pa vid 100 Hz), visade ingen effekt på simbeteendet i sig, men larverna orienterade sig mot ljudkällan istället för den normala, nordvästliga riktningen i fjorden (Cresci m.fl. 2023).

Höga eller plötsliga ljud kan orsaka beteendeförändring, men flyktbenägenheten är större för pelagiska arter än för bentiska (Wardle m.fl. 2001; Bejder m.fl. 2009; Løkkeborg m.fl. 2012). Kraftiga ljud från seismiska undersökningar kan påverka överlevnad, i högre utsträckning för ägg och larver än för vuxen fisk, som också har större möjligheter att aktivt förflytta sig (Andersson m.fl. 2016).

Sverige saknar nationella gränsvärden för bullerexponering, men förslag på gränsvärden för mortalitet och inre skador för vuxen fisk och ägg och larver togs fram inom forskningsprogrammet Vindval (Tabell 5; Andersson m.fl. 2016). Här presenterades också vägledning för beräkning av bullerexponering och andel av populationen som får exponeras.

Gränsvärdena är baserade på laboratorieförsök och viss försiktighet bör iakttas vid applicering på arter i sin naturliga miljö. För fisk med simblåsa har gränsvärde för övergående hörselskada (TTS) tagits fram baserat på studier av seismiska undersökningar (Popper m.fl. 2014). Eftersom fisk med simblåsa har känsligare hörsel än fiskar som saknar simblåsa, kan de senare också anses skyddade av ett gränsvärde framtaget för känsligare arter. Även om dessa studier visade på en återhämtningstid motsvarande 18–24 timmar kan detta för vilda fiskar resultera i försämrad överlevnad eller reproduktionsframgång. Få studier har undersökt beteendeförändringar under pålning eller seismiska undersökningar, men det har bedömts att risken är hög inom ett hundratal meter från källan och medelhög inom ett tusental meter (Popper m.fl. 2014). Fältdata från torsk och sjötunga har visat på ökad simhastighet vid pålningsljud på 140–160 respektive 144–156 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SPL_{topp} (Mueller-Blenkle m.fl. 2010). Stim av skarpsill stördes vid 135 dB re 1 μPa SEL_{enkel} (Hawkins Anthony D. m.fl. 2014).

Tabell 5. Förslag på skadliga ljudnivåer för fisk, fiskägg och larver från undervattensbuller baserat på Popper m.fl. (2014) och Andersson m.fl. (2016). SPL (sound pressure level) mätt som toppnivå, och SEL (sound exposure level) mätt som exponering under en enkel ljudpuls eller ackumulerat över tid. Gränsvärdet för TTS har endast beräknats för den känsligaste gruppen, arter med simblåsa.

Stadium	Mortalitet/skador på inre organ			Övergående hörselskada (TTS)
	SPL _{topp} (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	SEL _{enkel} (dB re 1 μPa)	SEL _{cum} (dB re 1 μPa)	SEL _{cum,12timmar} (dB re 1 μPa)
Vuxen fisk	207	174	204	186 (arter med simblåsa)
Ägg och larver	217	187	207	

Baserat på generell modellering av påverkansområde (Tabell 1 avsnitt 5.1.1.1, utan ljuddämpning) innebär detta att gränsvärdena för mortalitet och skada på inre organ för vuxen fisk och larver kan uppnås inom en radie av ca 1,5 km från källan och att beteendepåverkan kan förväntas inom 20 km. Påverkan i form av maskering av andra ljud är svårare att bedöma och hänsyn måste också tas till områdets bakgrundsljud.

Hur fisk påverkas av sedimentsuspension under anläggningsfasen varierar mellan livsstadium, arter och habitat. Fysiologisk påverkan kan ske om partiklar fäster på gälar eller bidrar till igentäppning av membran så att andningsfunktionen försämras (Karlsson m.fl. 2020). Eftersom vuxen fisk har mer utvecklade gälar och är kapabla att aktivt lämna området är dessa mindre känsliga medan larver som har en relativt stor gälyta är särskilt känsliga (Bergström m.fl. 2022). Ägg är ofta tåligare än larver, men om sedimentpartiklar fastnar på äggets yta kan det påverka flytkraften och tynga ner ägget så att det hamnar i en ogynnsam miljö. Pelagiska ägg kan tappa flytkraft redan vid låga koncentrationer (Westerberg m.fl. 1996) medan bentiska ägg är ofta mer anpassade till miljöer som regelbundet grumlas, och spoleras av vattenrörelser (Karlsson m.fl. 2020). Kraftig sedimentering under kort tid kan dock resultera i kvävning (Karlsson m.fl. 2020). Exempelvis sågs inga skadliga effekter på sillägg vid halter på 7000 mg/l medan ägg som övertäcktes med 1 cm sediment inte kläcktes (Messieh m.fl. 1981). Både torskägg och larver hade sämre överlevnad redan vid en partikelhalt på 10 mg/l (Westerberg m.fl. 1996), medan sillarver klarade kortvarig grumling på över 500 mg/l (Messieh m.fl. 1981). Vuxna individer är generellt tåligare, men planktonätande fisk förefaller särskilt känsliga för grumling, möjligen på grund av tätare gälfilament (Westerberg m.fl. 1996; Karlsson m.fl. 2020). Grumling är en naturlig del av mjukbottenhabitat, och exempelvis rödspätta tolererade en grumling på 3000 mg/l under 14 dagar (Moore 1977). Grumling kan också leda till beteendereaktioner. Torsk uppvisade

undvikande beteende vid halter på 3 mg/l, och vuxna sillar undviker vatten där halterna når 10 mg/l (Westerberg m.fl. 1996; Karlsson m.fl. 2020) medan andra studier inte har funnit någon effekt (Hammar m.fl. 2009). Grumling kan ha indirekta effekter, exempelvis om ett lekhabitat förändras eller om förekomsten av bytesdjur påverkas (Karlsson m.fl. 2020), även om mjukbottenfauna generellt är tålig och kan gräva sig ur sedimentpålagringar så att långsiktig påverkan är liten (Hammar m.fl. 2009; Bergström m.fl. 2012).

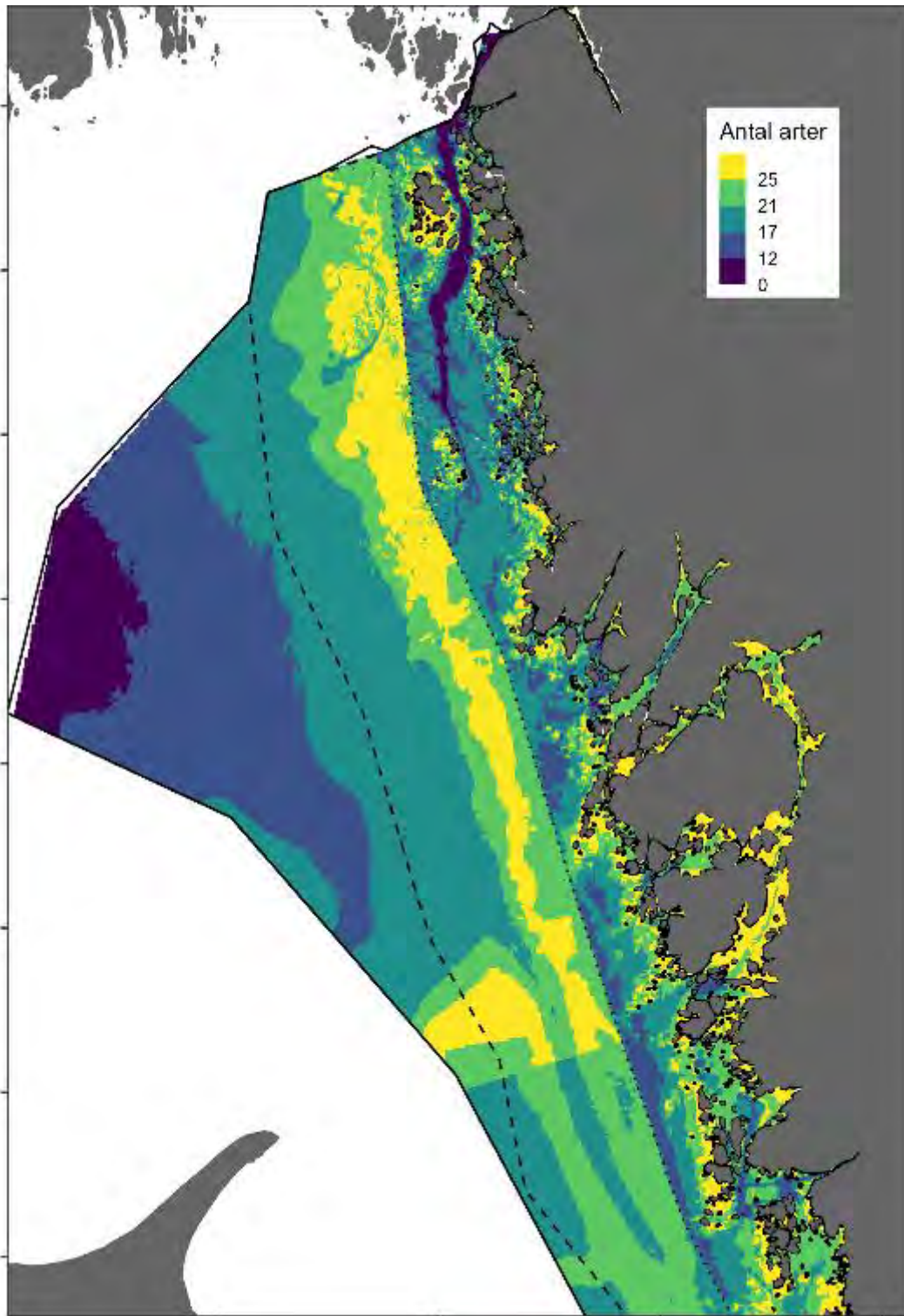
Sedimentationskoncentrationer påverkas av ett stort antal faktorer och gränsvärden saknas, men en generell bedömning är att de flesta arter och livsstadier av fisk tål halter upp till 100 mg/l i ett par veckor (Bergström m.fl. 2022).

Sannolikt kommer tillförseln av hårbotten påverka fisksamhället. Fundamenten kan fungera som konstgjorda rev, och området kan utgöra en refug från fartygstrafik (Scheidat m.fl. 2011). Fiskar tenderar att samlas kring strukturer eller flytande föremål, tätheten av fisk har ofta ökat kring brofundament och bottenfixerade vindkraftsfundament (Equinor 2019b), sannolikt för skydd mot predatorer. Om trålning inte förekommer inom vindkraftsparkområdena kan detta också bidra till ökad fiskförekomst.

Fisk kan uppfatta elektromagnetiska fält, och bland annat är ålen känd för att vid vandring orientera sig med hjälp av jordens magnetiska fält. Studier har dock visat att sjökablar med växelström eller likström inte utgör ett hinder för vandringen, även om en viss fördröjning eller desorientering kan ske (Bergström m.fl. 2022). Kunskapen om hur andra arter reagerar på elektromagnetiska fält är svag.

7.3.2 Utbredning och arturval

Ofta är leken och efterföljande ägg- och larvstadier den mest kritiska perioden under livscykeln, och förhållandena under lekperioden kan därför vara avgörande för hur många fiskar som slutligen når vuxen ålder. Utifrån detta ritades utbredningskartorna baserat på vad som är känt om arternas lekområden. Det är dock få arter som är kända för att använda Västerhavet som sitt huvudsakliga lekområde, dessa återfinns framför allt i södra, centrala och norra Nordsjön. Detta innebär att det saknas kännedom om specifika lekområden i Skagerrak. Forskare på SLU har tagit fram en karta över möjliga lekområden utifrån vad som är känt om artens lekhabitat och lekdjup (pers. komm. Ulf Bergström och Håkan Wennhage, SLU). Denna visar hur det förväntade antalet lekande arter varierar mellan kusten och utsjön (Figur 21). Således kan man förvänta sig att ett antal arter kan leka i Västerhavet utan att det därför går att peka ut specifika lekområden.



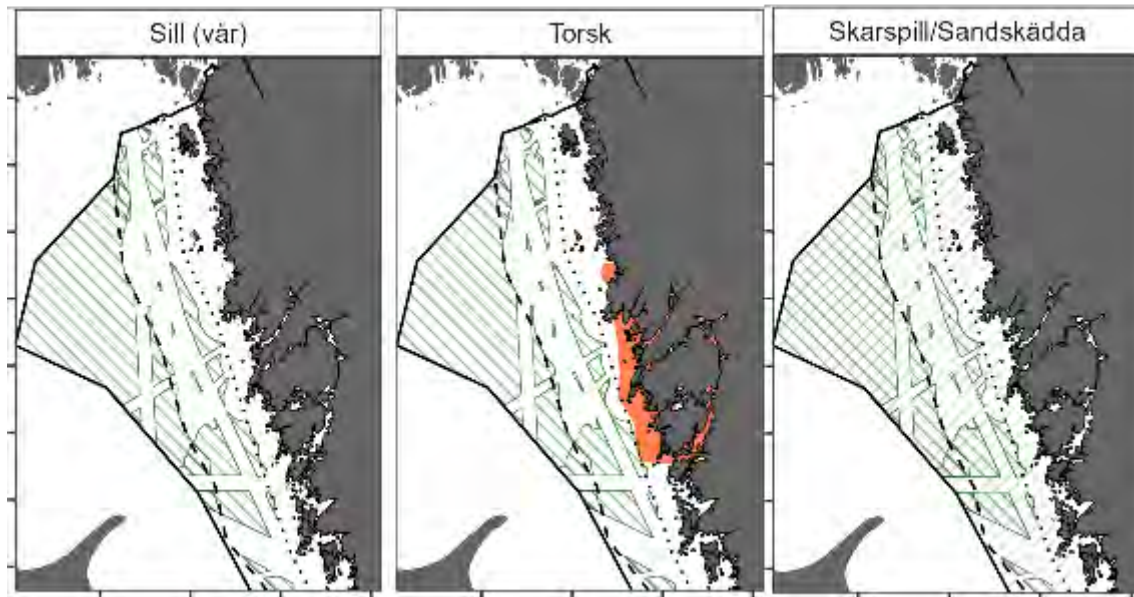
Figur 21. Antal arter som kan förväntas leka inom olika områden baserat på djupdata från lektidsportalen (www.havochvatten.se). Kartraster från Mårten Erlandsson, SLU. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

Även larvstadiet är sårbart, men då strömmar transporterar pelagiska ägg och larver över stora områden är påverkan på dessa stadier i området svår att förutsäga. År 2021 publicerades en kartering av fiskars och kräftdjurs uppväxtområden i Västerhavets grundområden, som baserades på både förekomstdata och habitatsmodellering (Fredriksson m.fl. 2021). En liknande kartering är på gång för Västerhavets utsjö (pers. komm. Ulf Bergström SLU).

Av de arter som redogjorts för ovan leker inte ål, birkelånga, vitlinglyra, kolmule, marulk, sardin, taggmakrill, blåfenad tonfisk, vitrocka, rundrocka eller hågäl i Sverige, och havsnejonöga leker i sötvatten. De tre hajarna blåkäxa, gråhaj och nordlig hundhaj är levandefödande efter en årslång dräktighet (dräktighetstiden för blåkäxa okänd), men eftersom deras rörelsemönster är okänt saknas information om reproduktionsplatser. Långa har sina huvudsakliga lekområden i Biscayabukten och väster om Brittiska öarna, medan de lokala lekbestånd av kolja som funnits utmed västkusten har i praktiken försvunnit (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Det är också oklart om rödtunga har reproducerande bestånd i svenska vatten (ICES Stock Annex 2021e). Skolästens reproduktionsbiologi är till stora delar okänd, men arten antas leka på djupare vatten än Skagerrak.

Av övriga arter som presenteras ovan har vitling och gråsej sin huvudsakliga lek i västra respektive norra Nordsjön (Simons m.fl. 2014; González-Irusta & Wright 2017) och fångst i svenska vatten är huvudsakligen ungfisk, medan lyrtorsk har minskat kraftigt (Cardinale m.fl. 2012). Omfattande lek av någon av dessa arter är därför osannolik. Det närmaste större lekområdet för makrill är centrala Nordsjön, och studier på makrillek i svenska vatten är relativt gamla (Lindquist & Hannerz 1974) även om lek skulle kunna förekomma (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Rödspätta har sin huvudsakliga lek i södra Nordsjön (Loots m.fl. 2010) och södra Kattegatt (Nielsen m.fl. 2004), medan lerskäddans främsta lekområden är i Nordsjön (Munk m.fl. 2009). Hälleflundra är en djuphavsart vars enda möjliga lekområde återfinns i Skagerraks djupaste områden, där som mest ett hundratal individer bedöms leka (Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Både fyrtömmad skärlånga och havskatt reproducerar sig på hårdbottnar vilka generellt återfinns närmare kusten. De fyra broskfiskarna pigghaj, havsmus, klorocka och knaggrocka antas vara som mest känsliga under äggläggning och födsel av ungar, vilket sker på grundare vatten nära kusten.

Av de arter som undersökningar och datainsamling har bekräftat leker i Västerhavet återfinns torsk, sill, skarpsill och sandskädda (Figur 22). Det enda torskbestånd som fortfarande leker på västkusten återfinns i Gullmarsfjorden och delar av 8-fjordarområdet runt Orust (Havs- och Vattenmyndigheten 2022), varför lekkarta för torsk i stället är baserad på data från Svedäng m.fl. (2019). Vårlekande sill leker grunt, vilket överensstämmer med fältstudier där lekhabitatet karterats (Rosenberg 1982), medan skarpsill som är en batch spawner (en art som leker upprepade gånger under en ofta utdragen leksäsong) förefaller leka utmed större delen av kusten både till havs och inne i fjordarna (Vitale m.fl. 2015; Havs- och Vattenmyndigheten 2022). Sandskädda antas leka allmänt i den fria vattenmassan på västkusten (Svedäng m.fl. 2004) men exakta lekområden är okända.



Figur 22. Potentiella lekområden för vårlekande sill, sandskædda och skarpsill, baserat på lekdjup och habitat från lektidsportalen, samt torsk baserat på data i Svedäng m.fl. (2019). Lekområdena för vårlekande sill stämmer överens med tidigare utförd kartering av sillens lekområden (Rosenberg 1982). Röda områden indikerar lek som stöds av fältdata medan skrafferade områden markerar områden inom vilka lek sannolikt förekommer men närmare områden kan inte avgränsas. Se text för diskussion av utfallet. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

7.3.3 Osäkerhet och kunskapsbrist

Detaljerad information om de flesta arternas utbredning och lekområde i Skagerrak saknas. Detta är delvis en konsekvens av att de arter som eventuellt leker i Västerhavets utsjöområden inte har sin huvudsakliga utbredning eller primära lekområden där. Följaktligen ingår området inte i de områden där lekbestånd övervakas. För andra arter är bestandsstrukturen oklar, och olika populationer kan inte skiljas från varandra, exempelvis vårlekande sill. Slutligen finns det lekande fisk som har en både geografiskt och säsongsmässigt utspridd lek som skarpsill, för vilka det inte är möjligt att ge mer precisa lekkartor än vad som presenterats ovan. Även om kartor bara tagits fram för fyra arter utesluter det inte att andra arter också fortplantar sig, men omfattning och utbredning av detta kan inte preciseras utifrån tillgängliga data.

Hur fiskar påverkas av ljud är ett växande forskningsfält men mycket är fortfarande okänt. Hörseln och därmed känsligheten varierar mellan arter. De gränsvärden som föreslagits för bullerpåverkan på fisk rör skador på inre organ och död, medan det saknas riktlinjer för nivåer som kan orsaka beteendepåverkan.

En ytterligare osäkerhet är hur elektromagnetiska fält från ett växande antal undervattenskablar påverkar fisk, framför allt vandrande fisk som ål.

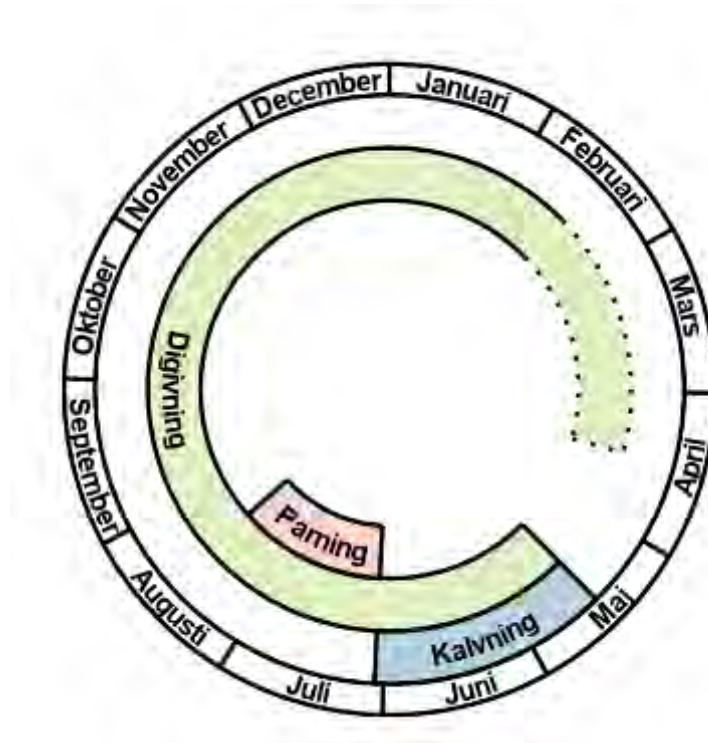
7.4 Marina däggdjur

Marina däggdjur som regelbundet förekommer i Skagerrak och Kattegatt utgörs i huvudsak av tumlare (*Phocoena phocoena*) och knubbsäl (*Phoca vitulina*) samt ett hundratal gråsälar (*Halichoerus grypus*). Därutöver finns det en mycket sporadisk närvaro av mer atlantiska arter såsom flasknosdelfin (*Tursiops truncatus*) och andra tandvalar. Tumlare och säl omfattas av art- och habitatdirektivet (bilaga II och IV respektive II och V), vilket motsvarar sådant unionsintresse att särskilda områden ska utpekas. Att tumlare är upptagen i bilaga IV i artdirektivet innebär att arten kräver noggrant skydd och omfattas i svensk lagstiftning av 4 § i Artskyddsförordningen.

Nämnda sälarter förekommer i lokala bestånd i Skagerrak och Kattegatt och har kända förökningslokaler. Däremot hör de gråsälar som observeras både till Östersjöpopulationen och Atlantpopulationen, som är koncentrerad till de brittiska öarna (Härkönen m.fl. 2007; SLU Artdatabanken 2022h) och utgöra ingen egen population (Hansen & Høgslund 2021). Följaktligen diskuteras här därför endast tumlare och knubbsäl.

7.4.1 Tumlare

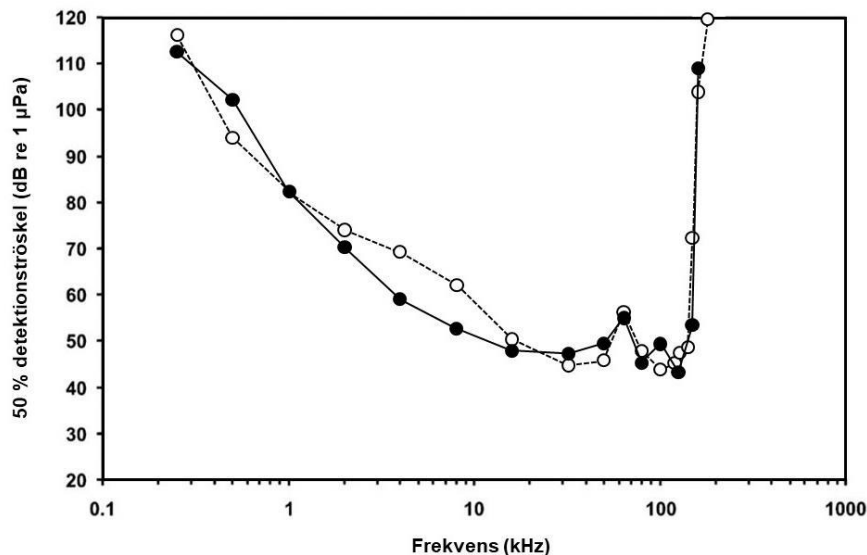
Tumlare är liten tandval och den enda val som förekommer året runt i svenska vatten. Årscykeln varierar något geografiskt, men i Nordsjön sker parning under juli-augusti och kalvning mellan 10–11 månader efter befruktning, det vill säga i maj-juni efterföljande år (Figur 23). Kalven dias i 8–10 månader, men är redan i september-oktober relativt självständig. En hona föder vanligtvis en kalv vartannat år. Könsmodnhet för honor uppnås vid 3–5 års ålder och för hanar vid 3–4 års ålder, medan den förväntade livslängden är ca 12 år.



Figur 23. Årscykel för tumlare, baserad på bifångade eller strandade tumlare i Kattegatt och Skagerrak 1980–1997. Figur anpassad från Havs- och Vattenmyndigheten (2021) baserat på data från Börjesson & Read (2003) samt Lockyer & Kinze (2003).

Tumlare livnär sig i huvudsak på fisk, och studier har visat att dieten varierar geografiskt och säsongsmässigt (Andreasen m.fl. 2017). De flesta bytena är under 25 cm i längd och består huvudsakligen av sill, skarpsill, torskfiskar och smörbultar (Aarefjord m.fl. 1996; Börjesson m.fl. 2003; Andreasen m.fl. 2017; Havs- och vattenmyndigheten 2021). I Kattegatt och Skagerrak har honor visats konsumera en stor mängd pirål (Börjesson m.fl. 2003). Dieten kan korreleras till levnadsmiljön där höga tätheter av tumlare i Kattegatt och Skagerrak överensstämmer med utbredningen av sill. Förekomsten av tumlare vid Skagen och Norska rännans sluttningar kan vara associerade till uppvällning av djupvatten som attraherar sill (Aarefjord m.fl. 1996; Sveegaard m.fl. 2012).

Tumlare använder ekolokalisering för orientering, kommunikation och födosök. Tumlarer hör inom ett frekvensintervall från ca 0,2–180 kHz med högst känslighet mellan 100–140 kHz (Figur 24). De högfrekventa klickljuden sprids på relativt korta avstånd, under 1 km (Sigray & Andersson 2014) och tillåter tumlare att orientera sig och jaga i mörker. Studier med akustiska mätare på tumlare indikerar att de ekolokaliserar nästan kontinuerligt (Wisniewska m.fl. 2016).



Figur 24. Audiogram för tumlare baserat på beteendestudier i fångenskap. De två kurvorna är audiogram för två olika individer. Tumlare hör de ljud som befinner sig ovanför kurvan. Figur från Havs- och Vattenmyndigheten (2021) med data från Kastelein m.fl. (2010).

7.4.1.1 Påverkan från vindkraft

Naturvårdsverkets rapport *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv – En syntesrapport om kunskapsläget 2021* (Bergström m.fl. 2022) identifierade den största risken för marina däggdjur som höga ljudnivåer i samband med anläggningsfasen, samt störning i viktiga områden eller under känsliga perioder. Tumlares beroende av god hörsel för födosök innebär dels att buller kan försämra jaktmöjligheterna, dels att eventuell hörselskada ger allvarliga konsekvenser. Även om tumlare har god syn som de sannolikt använder för att finjustera sitt rörelsemönster så har grumling troligen mindre påverkan eftersom tumlare också jagar både nattetid och på stora djup (Verfuß m.fl. 2009).

Fältstudier har visat att buller, speciellt plötsliga ljud, som överskrider detektionströskeln med 40–50 dB vanligtvis resulterar i flykt, medan ljud som överstiger detektionströskeln med ca 100 dB kan leda till TTS (tillfällig hörselskada) och upprepade exponering till PTS (permanent hörselskada) (Tougaard m.fl. 2015). Höga plötsliga ljud, exempelvis impulsivt ljud från

anläggning av en vindkraftspark, kan utlösa en panikartad flykt hos oförberedda individer, vilket exempelvis kan leda till att kalv separeras från honan (Andersson m.fl. 2016).

Vid anläggningen av Borkum Revs vindkraftspark i Tyskland uppmättes SEL från pålning till 154–175 dB re 1 μ Pa på 750 m avstånd, 139–145 dB på 25 km avstånd och 131–137 dB på 50 km avstånd, samtidigt som tumlare avlägsnade sig minst 20 km bort (Dähne m.fl. 2013). Reaktionen stämmer med observationer från andra pålningsarbeten (Tougaard m.fl. 2006; Brandt m.fl. 2011), vilka också visade att tumlarna stannar borta i ett par dygn. Anläggning av andra typer av fundament är sämre undersökta, men gravitationsfundament verkar inte leda till kraftiga reaktioner (Carstensen m.fl. 2006; Tougaard & Carstensen 2011; dock rammades stabiliserande strukturer ned i botten vilket hade en mätbar effekt). En sammanställning från sex studier på pålning indikerade på ett generellt tröskelvärde för undvikande beteende hos tumlaren på 103 dB re 1 μ Pa (Tougaard 2021).

För vindkraftsparker i drift indikerar tidigare modellering att tumlare uppfattar driftsbuller på ett 100-tal meter, men att skada eller maskering är osannolik (Tougaard m.fl. 2009), se 5.1.1.1. De flesta kontrollprogram som upprättats för tumlare i samband med vindkraftsparker visar också att de oftast återkommer efter att parken tagits i drift (Tougaard m.fl. 2006; Scheidat m.fl. 2011; men se Carstensen m.fl. 2006). Huruvida det innebär att tumlare inte påverkas av driftsbuller eller att attraktionen från eventuella rev- eller skyddseffekter överväger är inte klargjort. Reveffekt vid andra typer av plattformar har visats attrahera tumlare, även där ljudnivåer är högre (Clausen m.fl. 2021). De mätningar som gjorts av driftsbuller från vindkraftsparker är baserade på vindkraftverk med en maximal effekt på ca 6 MW. Detta är betydligt lägre än effekten på de vindkraftverk som planeras i Västerhavet, och slutsatser utifrån befintliga studier måste tolkas med försiktighet.

Också de ljudnivåer som kan uppnås under förberedande undersökningar kan påverka tumlare. Vid seismiska undersökningar med tryckluftskanoner i Nordsjön observerades att tumlare flydde ca 5–10 km, men återkom inom ett par timmar efter att undersökningarna hade upphört (Thompson m.fl. 2013). En annan liknande undersökning uppskattade flyktavståndet till 8–12 km (Sarnocińska m.fl. 2020).

Till skillnad från flera andra länder saknar Sverige nationellt fastställda gränsvärden för exponering av undervattensbuller (Andersson m.fl. 2016). I regel fastställs villkor för maximal tillåten ljudnivå orsakad av anläggningsarbeten i vindkraftsprojekt (Havs- och vattenmyndigheten 2021) och konkret används ofta de gränser som tagits fram av NMFS (National Marine Fisheries Service 2018). Dessa skiljer mellan kontinuerliga eller impulsiva ljud och anger både gränser för maximal ljudnivå (SPL_{topp}) och ljudexponering (SEL_{cum}) som beräknas ackumulerat över 24 timmar (Tabell 6).

Tabell 6. Gränsvärden för bullerexponering för tumlare enligt National Marine Fisheries Service (2018). SEL står för sound exposure level och mäts i enheten dB re 1 μ Pa²s medan SPL står för sound pressure level och mäts i enheten dB re 1 μ Pa.

Icke-impulsiva ljud		Impulsiva ljud			
TTS ($SEL_{cum,24tim}$ viktat)	PTS ($SEL_{cum,24tim}$ viktat)	TTS ($SEL_{cum,24tim}$ viktat)	Impulsiva ljud (SPL_{topp} oviktat)	PTS ($SEL_{cum,24tim}$ viktat)	(SPL_{topp} oviktat)
153	173	140	196	155	202

Tumlare har också visats undvika fartyg på upp till 1 km avstånd (Barlow 1993; Palka & Hammond 2001), och kan reagera kraftigt i form av dyk och kraftiga stjärtslag för högfrekventa fartygsljud som från snabba mindre båtar och höghastighetsfärjor (Dyndo m.fl. 2015; Wisniewska m.fl. 2018).

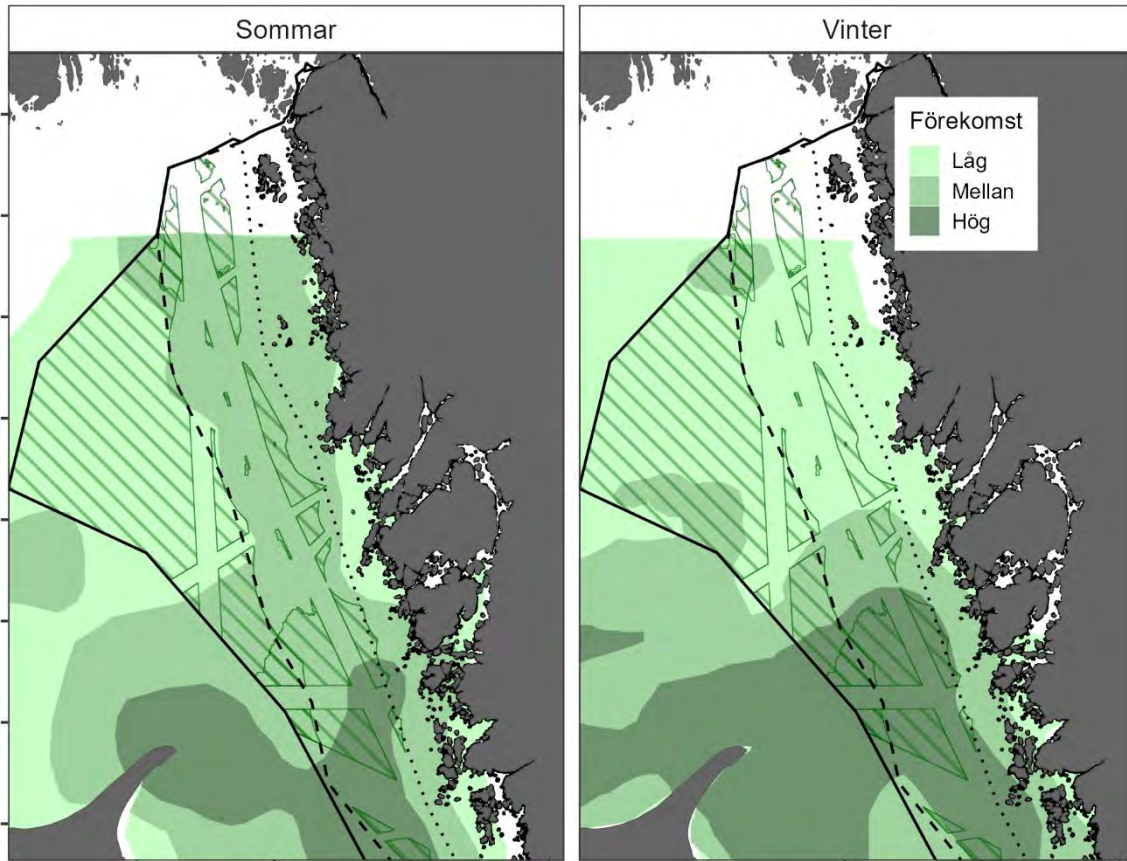
7.4.1.2 Utbredning och karta

Tre populationer av tumlare återfinns i svenska vatten; Nordsjöpopulationen, Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen (Sveegaard m.fl. 2015; Carlström & Carlén 2016). I Skagerrak förekommer främst tumlare från Nordsjöpopulationen. Gränsen mellan Nordsjö- och Bälthavspopulationerna går strax norr om Falkenberg, även om gränsen omges av en relativt stor övergångszon (Sveegaard m.fl. 2015).

Ett flertal inventeringar av tumlare har genomförts i Skagerrak och Kattegatt, framför allt under sommarmånaderna. Inom projekten SCANS och Mini-SCANS har flyginventeringar genomförts 1994, 2005, 2012, 2016, 2020, liksom för det danska övervakningsprogrammet NOVANA utmed danska nordkusten (Hammond m.fl. 2021; Hansen & Høgslund 2021; Unger m.fl. 2021), även om Mini-SCANS endast täcker in Kattegatt och Bälthavet. Baserat på SCANS inventeringar uppgår det totala antalet tumlare i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet till 300 000–350 000 individer och är stabilt över tid (Hammond m.fl. 2021). SCANS data aggregeras dock geografiskt och det går inte att utläsa den säsongsmässiga utbredningen inom studieområdet därifrån. Passiv akustisk övervakning har inte genomförts i större omfattning i Skagerrak eller Kattegatt.

Inom ramen för Novana har satellitmärkning av tumlare från Skagen och Kattegatt genomförts sedan 1997 (Sveegaard m.fl. 2011, 2018). Detta data har visat att det finns en geografisk gräns mellan populationerna i Kattegatt ungefär i höjd med Falkenberg, av vilket följer att individer märkta i Skagen i allmänhet tillhör Skagerrakpopulationen (Sveegaard m.fl. 2011). Analys av data från Skagerrak mellan 2007–2016 (sommartid: N=27 individer/799 positioner; vintertid: N=28 individer/1004 positioner) visar på hög förekomst i ett område runt Skagen (Sveegaard m.fl. 2018) som till stor del inkluderar Natura 2000-området *Skagens Gren og Skagerrak* (Figur 4), vilket också reflekteras i förekomst av tumlare inom svensk EEZ (Figur 25). Området är troligtvis viktigt för födosök året om och eventuellt också som kalvningsområde (Teilmann m.fl. 2008; Sveegaard m.fl. 2018). Hög täthet ses också utmed Norska Rännan, i synnerhet under vinterhalvåret, vilket kan vara kopplat till uppvällning (Sveegaard m.fl. 2018).

Det saknas övervakning av tumlare utmed svenska västkusten, även om individer här bedöms tillhöra antingen Bälthavspopulation, söder om den tänkta gränsen i Kattegatt, eller Skagerrakpopulationen norr om den (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Utifrån detta kan satellitmärkta tumlare från Skagen ses som representativa för populationens rörelsemönster, men det bör betonas att den källan inte kan ge svar på frågor om det finns lokala variationer inom populationen som exempelvis skulle kunna påverka tätheter i norra Skagerrak, utanför det analysområde som presenteras i Figur 25. Tumlare kan förmodas förekomma i hela studieområdet, om än i varierande tätheter.



Figur 25. Förekomst av tumlare inom studieområdet, baserat på data från satellitmärkta tumlare inom ramen för danska övervakningsprogrammet Novana. Förekomst är beräknad genom "kernel density", en analysmetod som återger täthetskonturer motsvarande det minsta området som täcker in en viss andel av observationerna. Här visar mörkgrönt område hög förekomst, mellangrönt område medelförekomst och ljusgrönt område låg förekomst (30%, 31–60% respektive 61–90% av alla observationer). Notera att analysen av källdatat endast täckte in ett område upp till ungefär Fjällbacka. Figur anpassad från Sveegaard m.fl. (2018). Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ). Se text ovan rörande exempelvis förekomst i norra delen av studieområdet.

7.4.1.3 Osäkerheter och kunskapsbrist

De flesta studier rörande påverkan på tumlare har gjorts i parker med fasta fundament, för vilka det därför finns ett relativt gott underlag att bedöma konsekvenser utifrån. De flesta parker som projekteras i studieområdet planerar dock att använda sig av flytande fundament, för vilka påverkan är mer svårbedömd.

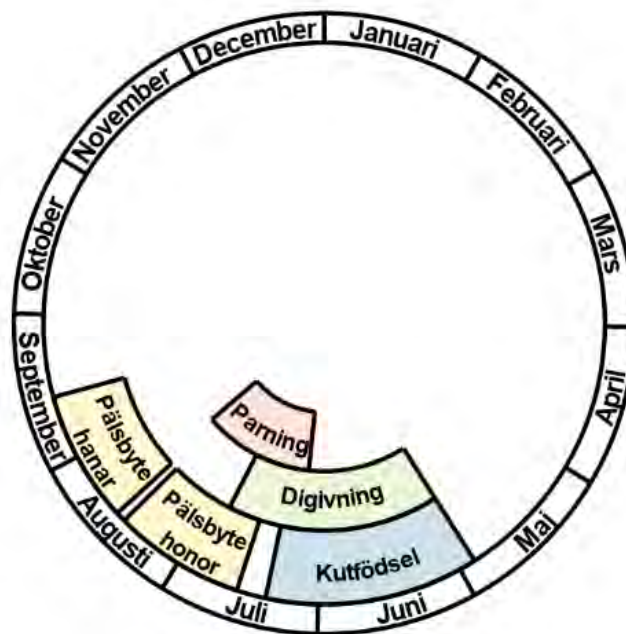
Hur tumlare påverkas av driftsbuller, som är kontinuerligt men relativt lågfrekvent, är i stora drag okänt, och det är heller inte klart hur påverkan av sådant buller ska beräknas (National Marine Fisheries Service 2018; Stöber & Thomsen 2021).

Det finns vidare ett antal studier som undersökt effekten av buller på enskilda individer, men kunskapen om hur buller kan påverka på populationsnivå för tumlare är i nuläget mycket begränsad. Forskning som modellerar hur individuella beteendeförändringar kan få konsekvenser på populationsnivå är pågående (Havs- och vattenmyndigheten 2021 och referenser däri).

Förekomst av tumlare utmed svenska västkusten är baserad på data från danska övervakningsprogrammet, och då på satellitspårade individer. Metoden ger mycket god information om rörelsemönstret hos ett fåtal individer, vilket innebär att utbredningskartorna implicit antar att dessa individer är representativa för hela populationen. Det saknas mer omfattande studier i området, både med hänsyn till antal individer och i fråga om eventuella lokala anpassningar. Bristen på lokala studier innebär också att det saknas information om eventuella kalvning- eller parningsområden utmed Västkusten.

7.4.2 Knubbsäl

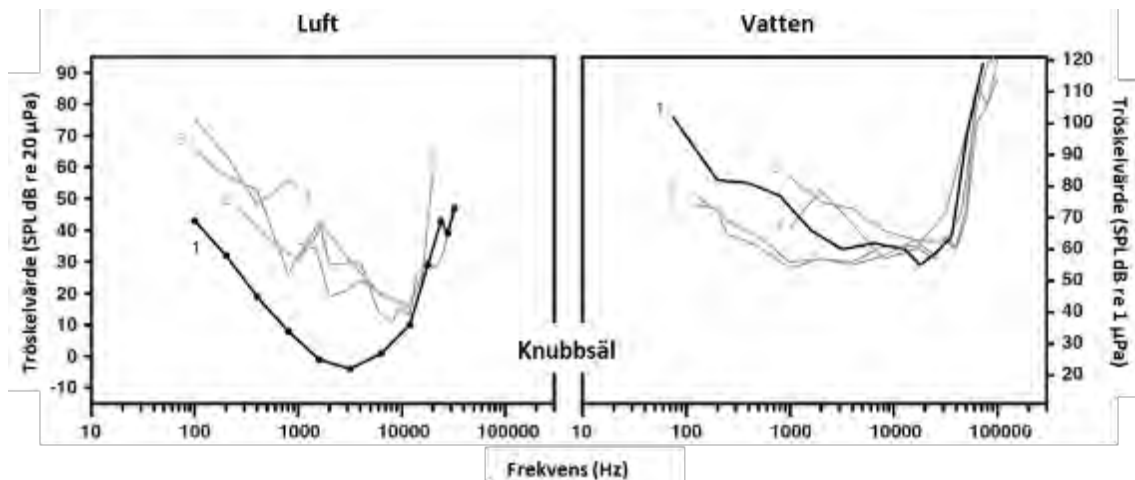
Till skillnad från tumlare är knubbsälen beroende av viloplatser på land där de föder sina kutar och byter päls. Honan föder en kut under tidig sommar, från början av juni till början av juli (Figur 26; Härkönen & Heide-Jorgensen 1991). Kuten dias på land i 3–4 veckor och överges sedan av modern. Kutpälsen fälls redan innan födseln så att kuten föds med vuxenpäls, vilket innebär att kuten kan simma och dyka inom kort. Vid fara kan en diande hona med kut därför fly till vattnet, men måste återvända till land för att dia. Kutens överlevnad kan försämrats av störningar under denna period. Parningstiden infaller i slutet av juli, vilket inkluderar en parningsuppvisning under vattnet där hanarna utger parningsläten. Mellan slutet av juli till slutet av augusti sker pälsbyte, vilket tar flera veckor då sälen tillbringar mesta tiden på land. Under de sista veckorna i augusti kan ca 70 % av sälarna befinna sig på land (Havs- och Vattenmyndigheten 2012), vilket utnyttjas för inventering till beståndsuppskattning. Resterande delar av året födosöker knubbsälen för att återfå späcklagret till vintern. Studier visar att sälarna vanligtvis uppehåller sig i samma område också under vintern och återkommer till samma viloplatser (Härkönen & Harding 2001). Knubbsälar blir könsmogna vid 3–4 års ålder och lever vanligtvis i ca 20 år (Härkönen & Heide-Jorgensen 1991).



Figur 26. Årscykel för knubbsäl i Skagerrak och Kattegatt. Figur anpassad från Havs- och Vattenmyndigheten (2012).

Knubbsälar lever nästan uteslutande på fisk, framför allt torsk- och plattfiskar, sill och pirål, men dieten varierar över året och mellan bestånd (Härkönen & Heide-Jorgensen 1991; Havs- och Vattenmyndigheten 2012; ICES 2021b och referenser däri). Knubbsälar kan dyka till över 200 m djup men födosöker främst på djup ner till 50 meter. Då födan är huvudsakligen bottenlevande fisk håller den sig i grundare kustområden nära sina viloplats (Havs- och Vattenmyndigheten 2012).

Knubbsäl har god hörsel både över och under ytan. Ovanför vattnet när örongångarna är luftfyllda hör knubbsälar i frekvensintervallet 0,1–30 kHz med störst känslighet mellan 2–12 kHz, medan frekvensintervallet under vatten når upp till 100 kHz, med något högre detektionströskel (Figur 27; Kastelein m.fl. 2009; Hanke & Dehnhardt 2018). Knubbsäl använder hörsel för att upptäcka fara och kommunicera med artfränder, speciellt under parningssäsongen då hanarna använder lågfrekventa lockljud i intervallet 0,1–1 kHz (Hanke & Dehnhardt 2018).



Figur 27. Audiogram för knubbsäl i luft (vänster) och vatten (höger). Figur anpassad från Reichmuth m.fl. (2013). I Reichmuth m.fl. (2013) jämfördes uppmätta hörseltrösklar (fet linje) med hörseltrösklar från tidigare studier (grå linjer).

De har också god syn både i luft och under vattnet, och hög känslighet i ögonen gör att de sannolikt har hjälp av synen under jakt också vid låga ljusförhållanden (Hanke & Dehnhardt 2018). Förekomst av blinda sälar med gott hull visar emellertid att synen inte är avgörande för överlevnad (Dehnhardt & Kaminski 1995). Experiment har visat att morrhår runt nosen och ögonen är mycket känsliga för rörelser och vibrationer i vattnet och sälar har visats kunna urskilja objekt och uppfatta vattenrörelser från simmande fiskar med hjälp av morrhåren (Niesterok m.fl. 2017; Hanke & Dehnhardt 2018). Knubbsälar använder sig sannolikt av en kombination av sinnen för att jaga och orientera sig under vattnet.

7.4.2.1 Påverkan av vindkraft

Trots god hörsel över ett brett frekvensintervall som omfattar lägre frekvenser än tumlare är det möjligt att sälar är mindre störda av buller än tumlare (Tougaard m.fl. 2009; Bergström m.fl. 2012), även om de också reagerar på kraftiga ljud och kan lida skada. Dock står det inte klart i vilken utsträckning buller påverkar sälars beteende eller jaktframgång. Knubbsälar i Alaska ändrade inte sitt parningsbeteende när det exponerades för fartygsbuller (ICES 2021b) och i ett experiment med gråsälar påverkades jaktframgången endast delvis av bullerexponering (Hastie m.fl. 2021). Likaledes har studier av sälars reaktion på grumling gett blandade resultat (Todd m.fl. 2015), medan vilda sälar har setts jaga i naturligt grumlade områden (Weiffen m.fl. 2006).

Studier på sälar tyder på att gränsvärdena för påverkan ligger något högre än för tumlare. Ansatser att beräkna tröskelvärden för beteendereaktion ger ungefärliga viktade värden för SEL_{cum} på 120-138 db värden på dB re 1 μPa (Russell m.fl. 2016; Aarts m.fl. 2017; Tougaard 2021). Eftersom trösklarna för sälar ligger högre än motsvarande för tumlare är det inte ovanligt att ett gränsvärde beräknat för tumlare också täcker säkerhetsmarginaler för säl. Dock är det viktigt att komma ihåg att sälar uppfattar lågfrekventa ljud bättre än tumlare och att viktningssfunktionerna är olika. De avstånd på vilket tumlare påverkas behöver därför inte vara kortare än det avstånd som sälar påverkas på (Tougaard 2021). Liksom för tumlare hämtas de tröskelvärden som brukar användas för säl från (National Marine Fisheries Service 2018) (Tabell 7).

Tabell 7. Gränsvärden för bullerexponering för sälar (Phocidae) enligt National Marine Fisheries Service (2018). SEL står för sound exposure level och mäts i enheten dB re 1 μPa^2s medan SPL står för sound pressure level och mäts i enheten dB re 1 μPa .

Icke-impulsiva ljud		Impulsiva ljud			
TTS ($SEL_{cum.24tim}$ viktat)	PTS ($SEL_{cum.24tim}$ viktat)	TTS ($SEL_{cum.24tim}$ viktat)	(SPL_{topp} oviktat)	PTS ($SEL_{cum.24tim}$ viktat)	(SPL_{topp} oviktat)
181	201	170	212	185	218

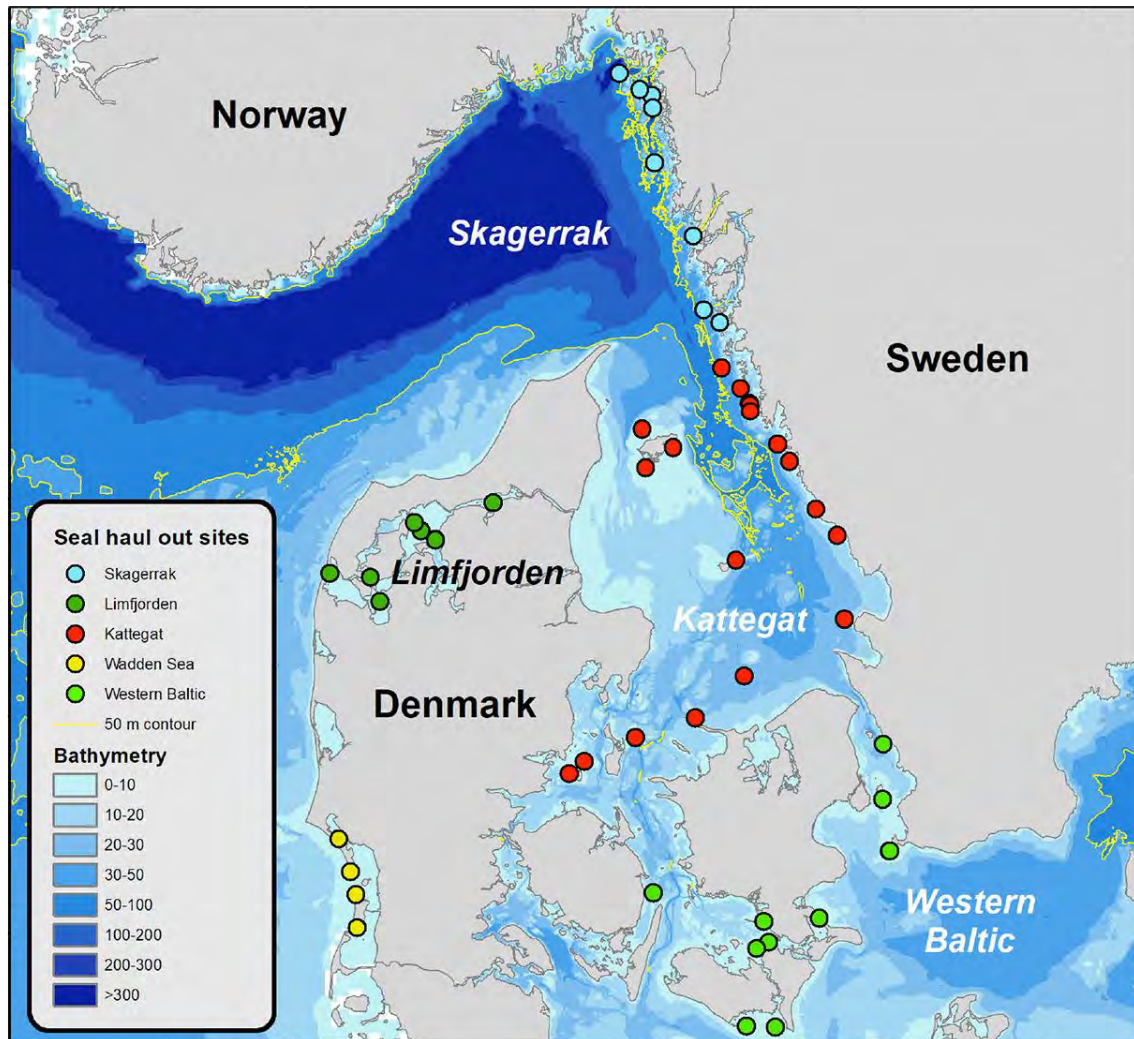
Liksom tumlare påverkas sälar av de höga ljud som uppstår vid pålning, men effekterna förefaller mildare och snabbare övergående. Anläggning av parkerna Luchterduinen och Gemini visade att sälar kunde uppfatta bullret på ett avstånd av 100 km, och uppvisade förändrat beteende inom en radie av 36 km, även om de endast helt övergav ett område på 3 km radie (Aarts m.fl. 2017). Anläggning av Lincs vindkraftspark utanför östra England visade att närvaron av knubbsälar minskade med 83% inom en radie av 25 km, men att sälarna återvände två timmar efter avslutat arbete (Russell m.fl. 2016).

Sälar har beräknats kunna uppfatta driftbuller på upp till 10 km avstånd (Tougaard m.fl. 2009), dock visar inte kontrollprogram att sälar undviker parker i drift. Sälar kring Horns Rev och Nysted använde område i samma utsträckning efter parken togs i drift som innan den konstruerades (Edrén m.fl. 2004; Teilmann m.fl. 2006; Olsen m.fl. 2010). Ingen skillnad sågs heller för Lincs vindkraftspark efter att den togs i drift (Russell m.fl. 2016).

Hur fartygsbuller påverkar sälar är inte väl studerat, även om de generellt bedöms vara mindre känsliga än tumlare, vilket eventuellt är kopplat till sälars förmåga att lyfta huvudet över vatten och på så sätt undvika högt buller (Bergström m.fl. 2022). Fältstudier har gett blandade resultat (Mikkelsen m.fl. 2019; Bergström m.fl. 2022), men luftburet buller kan vara speciellt störande under digivnings- och pälsbytesperioderna, då sälar är relativt begränsade till sina viloplats (ICES 2021b).

7.4.2.2 Utbredning och karta

I Sverige förekommer knubbsäl främst på västkusten tillsammans med en liten isolerad population i Kalmarsund. Utbredningsområdet för knubbsäl beror i stor utsträckning på tillgången på viloplats på land. Knubbsälen är relativt stationär och bestånden i Skagerrak och Kattegatt anses vara separata populationer, och genetiska analyser har visat att färre än tio individer per generation utväxlas mellan områdena, även om utbytet mellan kolonier inom områdena är större (Figur 28; Havs- och Vattenmyndigheten 2012).

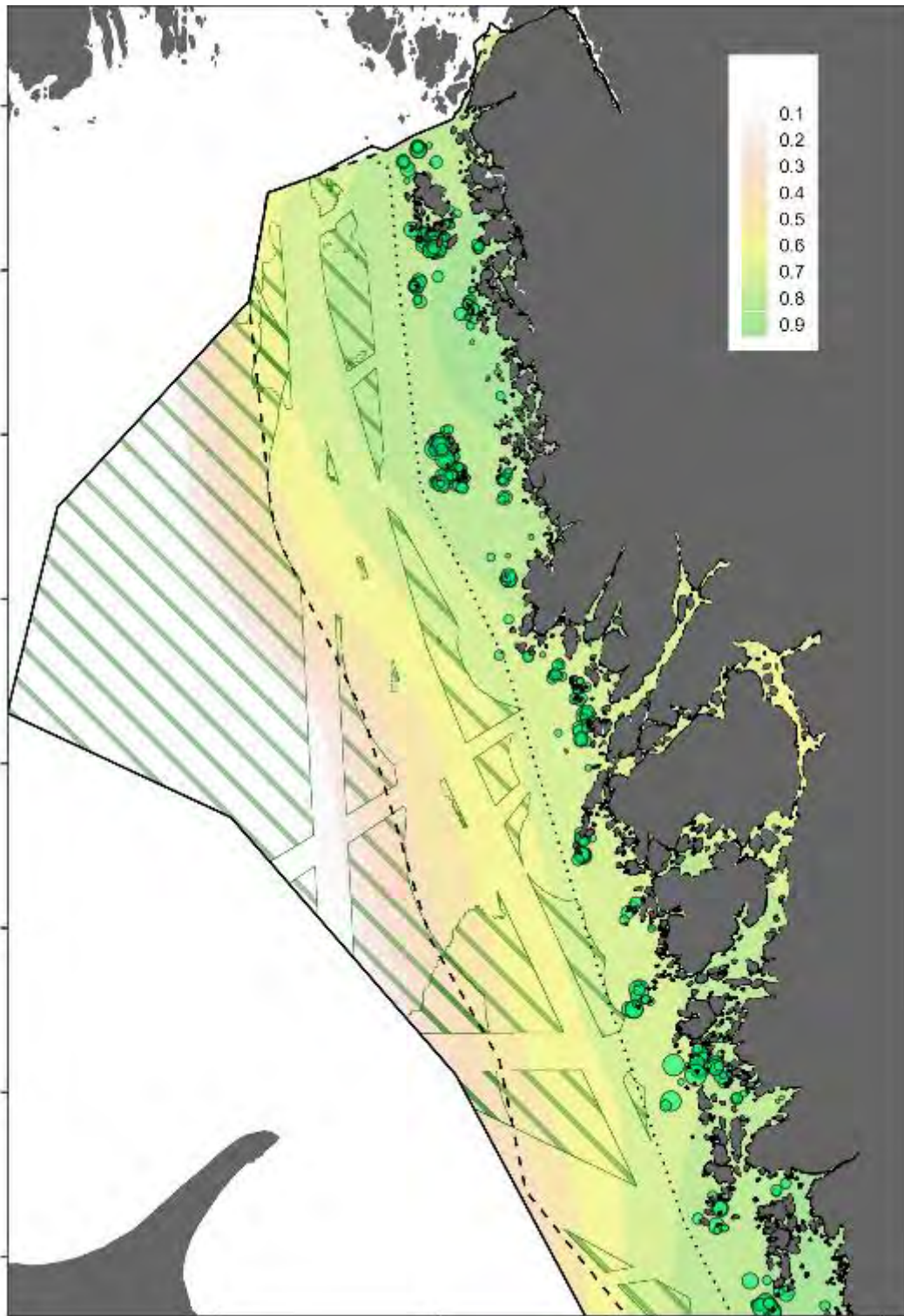


Figur 28. Populationsindelning av knubbsäl och större viloplatser längs svenska västkusten och i danska vatten. Beståndet av knubbsäl är indelat i populationer i Skagerrak (ljusblå), Kattegatt (röd), västra Östersjön (grön), Limfjorden (mörkgrön) samt Vadehavet (gul). Figur från Harding m.fl. (2018).

Fram till 1920-talet reducerade jakt antalet knubbsälar i Skagerrak och Kattegatt till omkring 2000, men bestånden har sedan 1970-talet ökat stadigt, med undantag för två pandemiska virusinfektioner under 1980- och 2000-talet. Enligt nationella övervakningsprogrammet uppgår Skagerrakbeståndet till ca 11 000 individer, och Kattegattbeståndet till cirka 15 000 individer (Havsmiljöinstitutet 2022). De största kolonierna i Skagerrak finns på Måseskär, Segelskären, Väderöarna, Lysekil och söder om Marstrand (Figur 29).

7.4.2.3 Osäkerhet och kunskapsbrist

I vilken utsträckning och i vilka situationer som sälar förlitar sig på sina olika sinnen är inte klarlagt, vilket försvårar bedömningar av påverkan. Vidare saknas data på hur sälar reagerar på aktiviteter som muddring och sjöfart. Dessutom har studier oftast genomförts på individer, och påverkan på populationsnivå har sällan inkluderats i konsekvensutredningar.



Figur 29. Förekomst av knubbsäl på västkusten. Gröna punkter visar årsmedelvärdet (2015–2022) av antalet sälar på viloplatserna vid inventering inom ramen för den nationella övervakningen av knubbsäl på Västkusten (data från SMHI (2022)). Den relativa förekomsten (skala 0–1) av knubbsäl baserat på en home range av 40 km. Data från Havs- och Vattenmyndigheten (2018). Skrafferade polygoner visar modellerade områden för vindkraft. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

7.5 Fladdermöss

Stycket om fladdermöss är en något förkortad version av rapporten *Fladdermöss och havsbaserad vindkraft på västkusten*, som skrivits av Johan Eklöf och Stefan Pettersson, Nattbakka Natur och Enviroplanning, som i sin helhet återfinns som Appendix 1.

Fladdermöss kan omkomma vid vindkraftverk (Ahlén 2002; Rydell m.fl. 2011), men av de 19 arter som observerats i Sverige står ett fåtal för merparten av olyckorna (Tabell 8), vilka främst sker under varma, vindsvaga sensommarnätter. Driftsreglering ("batmode") har föreslagits tillämpas där riskutsatta fladdermusarter finns och när omständigheterna motsvarar de ovan nämnda (Rydell m.fl. 2017). För havsbaserad vindkraft är kunskapsläget sämre, men att problemet också kan förkomma till havs uppmärksammades 2007 (Ahlén m.fl. 2007). Det finns dock mycket få undersökningarna jämfört med landbaserade verk.

Tabell 8. Sveriges 19 observerade fladdermusarter och deras status på svensk rödlista. Understrukna artnamn visar vilka fladdermusarter som anses vara högriskarter i vindkraftssammanhang.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Rödlista 2020
Barbastell	<i>Barbastella barbastellus</i>	Nära hotad
<u>Nordfladdermus</u>	<u><i>Eptesicus nilssonii</i></u>	<u>Nära hotad</u>
<u>Sydfladdermus</u>	<u><i>Eptesicus serotinus</i></u>	<u>Nära hotad</u>
Nymffladdermus	<i>Myotis alcathoe</i>	Starkt hotad
Bechsteins fladdermus	<i>Myotis bechsteinii</i>	Starkt hotad
Tajgafladdermus	<i>Myotis brandtii</i>	
Dammfladdermus	<i>Myotis dasycneme</i>	Nära hotad
Vattenfladdermus	<i>Myotis daubentonii</i>	
Större musöra	<i>Myotis myotis</i>	Starkt hotad
Mustaschfladdermus	<i>Myotis mystacinus</i>	
Fransfladdermus	<i>Myotis nattereri</i>	Nära hotad
<u>Mindre brunfladdermus</u>	<u><i>Nyctalus leisleri</i></u>	<u>Sårbar</u>
<u>Större brunfladdermus</u>	<u><i>Nyctalus noctula</i></u>	
<u>Sydpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus pipistrellus</i></u>	<u>Sårbar</u>
<u>Dvärgpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus pygmaeus</i></u>	
<u>Trollpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus nathusii</i></u>	
Brunlångöra	<i>Plecotus auritus</i>	Nära hotad
Grållångöra	<i>Plecotus austriacus</i>	Akut hotad
<u>Gråskimlig fladdermus</u>	<u><i>Vespertilio murinus</i></u>	

7.5.1 Påverkan från vindkraft

Observationer av fladdermöss vid vindkraftverk till havs har framför allt skett i samband med låg vindhastighet, under 5 m/s (Rydell & Wickman 2015; Brabant m.fl. 2019) och i temperaturer på 13 – 15 grader (Brabant m.fl. 2021; Lagerveld m.fl. 2021). Kustnära vindkraftsverk som är nåbara för fladdermöss bör förses med stoppreglering så som görs på land. Detta fastslogs i en dom rörande en vindkraftspark vid Kriegers flak (Miljödepartementet 2022), där det beslutades att

verken ska stoppas från solnedgång till soluppgång mellan 15 juli till 15 september, om vindstyrkan i rotorhöjd är mindre än 6 m/s och temperaturen samtidigt är över 14 °C. Detta gäller inte vid kraftigt regn och/eller dimma. Kontrollprogram med akustisk övervakning för varje vindkraftspark kan ge besked om ovanstående gränser är lämpliga. Längre ut till havs (> 15 km) är det sannolikt endast migrerande fladdermöss som når, varför ett kontrollprogram initialt kan upprättas och ge vägledning till beslut om eventuell stoppreglering. Fladdermössens beteende under migration är inte väl studerad och mer kunskap är önskvärd. Studier på migrerande fladdermöss i Östersjön tyder på att de oftast flyger relativt nära vattenytan, och sällan på högre höjd än 50 m, även om höga objekt som ett vindkraftverk kan resultera i snabb stigning (Ahlén m.fl. 2009). De arter som framför allt kan tros flyga på högre höjd är större brunfladdermus och trollpipistrell, och även också gråskimlig fladdermus och dvärgpipistrell. På andra platser i världen har fladdermöss rapporterats alltid flyga på höjder över 100 m, men finns ingen information om att svenska arter gör så regelbundet (pers. komm J. Eklöf).

7.5.2 Utbredning och karta

De fladdermöss som riskerar att påverkas negativt är i första hand migrerande arter, i alla fall då vindkraftsparkerna är lokaliserade långt ute till havs. I Sverige finns två långflyttande arter: större brunfladdermus och trollpipistrell, vilka migrerar söderut under hösten för att återvända under våren (Ahlén m.fl. 2009; Rydell m.fl. 2014). Eventuellt flyttar även gråskimlig fladdermus och dvärgpipistrell, och de mindre vanliga arterna sydfladdermus och mindre brunfladdermus (Hutterer m.fl. 2005; Ahlén m.fl. 2009; Lindecke m.fl. 2019). De flyttande fladdermusarterna är alltså i stort sett de samma som tidigare angetts som högriskarter i vindkraftsammanhang (Rydell m.fl. 2011, 2017).

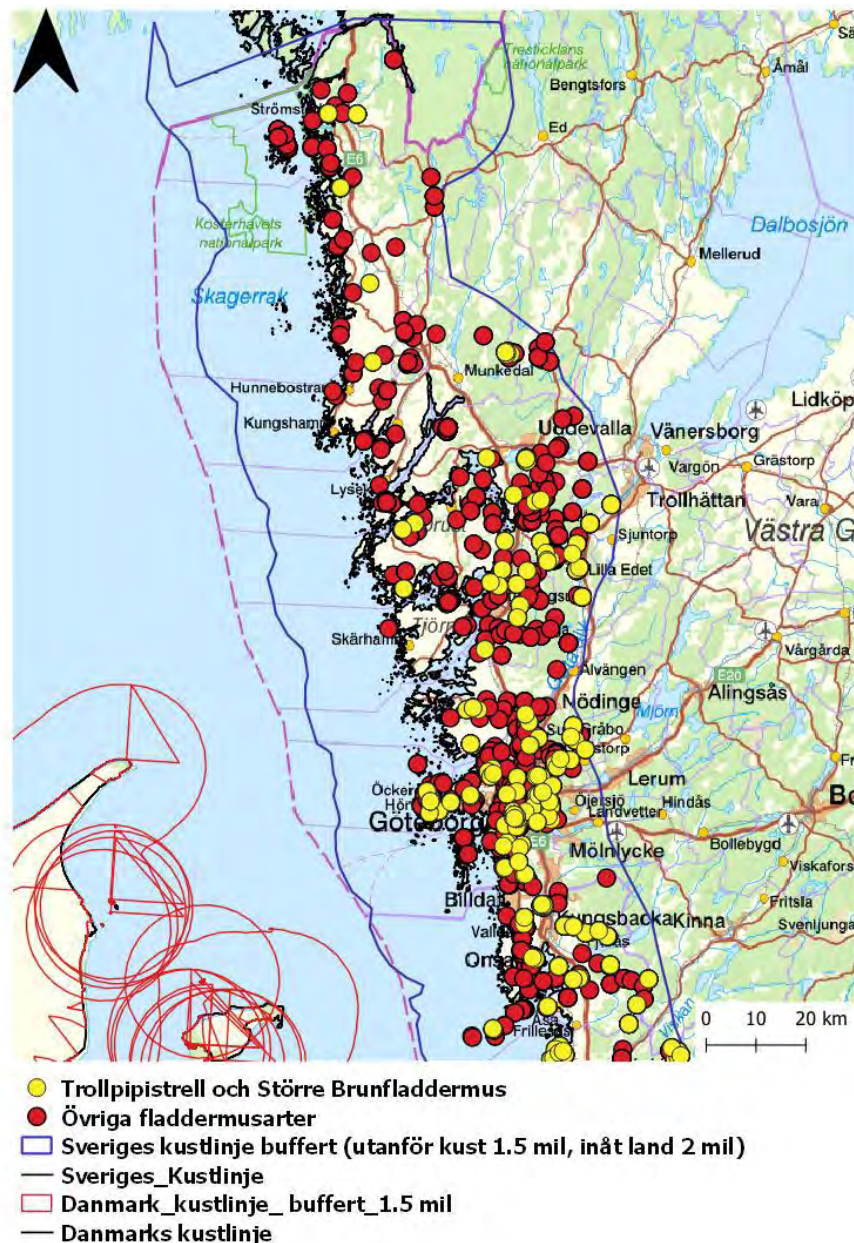
Mest kunskap om migrerande fladdermöss har insamlats från Östkusten och Öresund. Studier i Kvarken i den norra delen av Östersjön har visat att trollpipistrell flyger från Finland till Sverige via öar för att sedan följa svenska kusten söderut (Schneider & Fritzén 2020). I mellersta delen av Östersjön har det föreslagits att fladdermöss från Finland och Baltikum endera följer kusten söderut eller flyger över öppet hav via Åland eller Gotland till Sverige och sen vidare söderut (Rydell m.fl. 2014; Gaultier m.fl. 2020). I södra Sverige har fladdermöss observerats sträcka syd- eller sydväst från bland annat Gotland, Öland och Falsterbo (Ahlén m.fl. 2009).

Det är mindre känt hur migrerande fladdermöss rör sig längs västkusten eller om de migrerar över Skagerrak och Kattegatt. En hittills opublicerad studie som genomförts mellan Göteborg och Fredrikshamn visar preliminärt på att fladdermusmigration inte verkar förekomma i detta område. Också på Läsö är fladdermusfynd mycket sällsynta, även om enstaka observationer av större brunfladdermus har gjorts (Dahl Møller m.fl. 2013). Undersökningar längs kusten norrut och mot Norge saknas. Längre söderut på Anholt genomfördes en längre inventering (13 april till 2 juni 2022), där 7 arter och totalt 73 inspelningar noterades, med trollpipistrell som den mest frekventa (Drachmann 2022). Slutsatserna här var att fladdermöss migrerar förbi Anholt i mycket liten utsträckning, något som också konstateras i en utredning av vindkraft vid Stora Middelgrundet (Naturvårdskonsult Gerell 2011). Inga andra migrationsstudier med avseende på fladdermöss längs västkusten har hittats, med undantag för en förstudie för den projekterade vindkraftsparken Poseidon som blivit offentlig i samband med att ansökan nyligen lämnats in, som inte heller finner bevis på migration över Skagerrak inom studieområdet (notera att denna studie inte är avslutad). Ibland hittas dock fladdermöss slumpmässigt runt i Nordsjön, som på Färöarna, Island, Shetland- och Orkneyöarna samt på oljeriggar (Boshamer & Bekker 2008; Petersen A. m.fl. 2014). Dessa rör ofta migrerande arter som kan ha blåst ur kurs, och inget specifikt migrationsmönster har påvisats.

De migrerande arterna större brunfladdermus och framför allt trollpipistrell förefaller vara vanligare på svenska ostkusten än på västkusten (Ahlén m.fl. 2009; Pettersson S. 2015a, 2015b, 2016, 2018). Möjligen är insektsproduktionen av främst fjädermyggor betydligt högre i grunda havsvikar i Östersjön, vilket påverkar förutsättningarna för migration och vinterdvala. Samtidigt verkar trollpipistreller jaga under själva migrationsflykten och nyttja insekter som följer vindarna (Šuba m.fl. 2012), en resurs som sannolikt också finns över Skagerrak och Kattegatt. Även om kunskapen om migrerande insekter, i synnerhet till havs, är liten, är det känt att allt från fjärl till bladlöss följer vindar långt ut över havet, antingen passivt eller aktivt flyttande. Det senare är ett underskattat fenomen och sannolikt migrerar hundratals miljarder insekter varje år globalt (Satterfield m.fl. 2020). De insekter som hittas över havet är framför allt de med vingspann under 1 cm (mestadels Diptera) som kan driva med svaga vindar hundratals km från land (Bowden & Johnson 1976). En sådan födoresurs nyttjas inte bara av migrerande fladdermöss utan även av mer stationära arter som tillfälligt jagar över vattnet. Flera arter har observerats födosöka upp till 15 kilometer från kusten i Östersjön, från Kvarken i norr (Schneider & Fritzén 2020) till Öresund i söder (Ahlén m.fl. 2009). Framför allt görs dessa observationer i låga vindhastigheter under sensommar och tidig höst.

Liknande studier har gjorts på västkusten sydväst om Onsalahalvön (Ahlén m.fl. 2009), som visade att både migrerande och mer stationära fladdermöss jagade upp till 14 kilometer från kusten, dock redovisades inte de flesta arter som registrerats. Sammanlagt 11 av Sveriges 19 arter har vid något tillfälle (Östersjön, Öresund och/eller utanför Onsala) hittats ute till havs, varav dvärgpipistrell var den vanligaste arten. Observationerna gjordes endast vid svaga vindar och även om det i detta fall saknas jämförelsedata i annan väderlek, tyder observationerna ändå på att samma förutsättningar gäller på västkusten som i Östersjön. På närliggande Nidingen har fladdermöss då och då och av misstag fångats i nät vid fågelstationen, vilket eventuellt indikerar migration söderut från Onsalahalvön, även om uppgifter om arter och antal saknas (Naturvårdskonsult Gerell 2002).

Fladdermöss som rör sig längs kusterna, oavsett om de migrerar eller inte, kan potentiellt sett utnyttja de insekter som ibland finns över havet. I Figur 30 visas ett utdrag från Artportalen (2023-02-17) över kustnära fladdermusobservationer, från Varberg i söder till Strömstad i norr samt från området väster om Vänern. De arter som främst har noteras kustnära (ca 1 mil) är större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, nordfladdermus, dvärgpipistrell, trollpipistrell och vattenfladdermus. Dessa arter har också noterats på öarna Öckerö och Hönö, vilka ligger längst västerut i Göteborgs skärgård. Det finns också anekdotiska uppgifter om fladdermusaktivitet på Vinga som ligger nästan två mil utanför Göteborg. I norra Bohuslän har nordfladdermus och brunlångöra noterats på Kosteröarna. De långmigrerande arterna större brunfladdermus och trollpipistrell har hörts så sent som under november månad öster om Grötö (Öckerö kommun) och aktiviteten på hösten kan tyda på migration. Det är fler observationer av dessa arter söder om Göteborg än norr om och det finns antydning till ett flyttstråk från Vänernområdet och åt sydväst. Men det finns inget som tyder på att de flyttar mellan Danmark och Sverige inom studieområdet utan snarare att flyttstråken här leder söderut. På den danska sidan finns dock liknande uppgifter om kustnära observationer. Man har bland annat observerat hög aktivitet vid Skagens fågelstation (Johansen & Johansen 2020) och i samband med en vindkraftsutredning på Hirsholmarna, cirka sju kilometer nordost om Fredrikshamn, har sex olika arter noterats: större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, sydfladdermus, dvärgpipistrell, trollpipistrell och vattenfladdermus (NIRAS 2021).



Figur 30. Kustnära fladdermusobservationer. Gula punkter motsvarar de migrerande arterna trollpipistrell och större brunfladdermus. Röda punkter motsvarar övriga arter. Blå, heldragen linje är en hänsynszon på 15 km avstånd från land. Streckad lila linje visar territorialgränsen.

7.5.3 Osäkerhet och kunskapsbrist

Det saknas fortfarande mycket kunskap om hur fladdermöss rör sig till havs, varför det inte är känt i vilken utsträckning de drabbas av havsbaserad vindkraft. Endast ett fåtal studier har utförts längs med västkusten. Framför allt saknas studier av eventuella migrationsrutter över Skagerrak och norra Kattegatt, även om de studier som har gjort inte tyder på omfattande migration. Utifrån de data som samlats in är det mer troligt att migrerande fladdermöss rör sig söderut längs kusten för att korsa Öresund eller Östersjön mot kontinenten.

Alla fladdermöss kan dock jaga över kustnära vatten. Det är också möjligt att vindkraftsparker kan öka förutsättningarna för ansamling av insekter till havs och därmed attrahera fladdermöss.

De arter av fladdermöss som förekommer i Sverige förefaller generellt flyga på låg höjd över vattenytan när de migrerar, men den slutsatsen är baserad på begränsat dataunderlag.

7.6 Fågel

Stycket om fågel är en något förkortad version av rapporten *Fåglar och vindkraft: Fågelförekomst på Skagerrak*, som skrivits av Richard Ottvall, Ottvall Consulting, som i sin helhet återfinns som Appendix 2.

Längs Skagerraks kuster i södra Norge, danska Jylland och svenska Bohuslän finns förekomster av fåglar som bygger bon på öar, skär eller liknande isolerade platser där de kan få skydd från rovdjur som vill åt deras ägg och ungar. Åtskilliga av dessa kustnära häckande fåglar lever av föda från havet. Fåglar som födosöker bottenlevande fauna eller växter påträffas på grundare vatten, i praktiken förhållandevis nära land eftersom det saknas utsjöbankar längre ut från kusten i Skagerrak. Fiskätande fåglar, oavsett om de fiskar nära ytan eller på större djup, är inte bundna till vissa områden för födosök på samma sätt då de följer fiskens rörelser. Därför varierar utbredningen av födosöksområden för fiskätande fåglar mer än för bottenätande fåglar.

Antalet arter minskar med avståndet till kusten, men inte nödvändigtvis antalet individer. Under häckningsperioden är antalet fåglar störst närmare kusten men under andra perioder kan fågelförekomsten vara stor på större djup längre ut till havs. Flertalet fågelarter förekommer i området enbart under häckningsperioden medan andra stannar hela året och några kommer till Skagerrak för vintern eller i andra kortare perioder. Många fåglar passerar området i samband med flytt. I Skagerrak är generellt den kustnära fågelfaunan tämligen väl dokumenterad, men uppgifter om förekomst till havs är mer begränsade. I sammanställningen görs ett försök att översiktligt presentera fågelförekomst och uppträdande.

7.6.1 Påverkan från vindkraft

Planerade havsbaserade vindkraftsparkerna berör förhållandevis stora arealer och i takt med den snabba teknikutvecklingen blir vindkraftverken allt högre och nyare vindkraftverk överlappar i allt högre grad med fåglarnas migrationshöjder. Vindkraftverk påverkar fåglar i huvudsak på tre olika sätt (t. ex. Fox & Petersen 2019). Förutom att de roterande bladen kan orsaka skador på flygande fåglar (kollision) kan vindkraftverken vara avskräckande för fåglarna så att de undviker att vistas i eller i närheten av områden med vindkraft. Ett undvikande kan leda till att fåglarna uppsöker andra vistelseplatser (undanträngning) eller väljer att flyga en längre sträcka för att inte behöva passera igenom en vindkraftspark (barriäreffekt). Även om detta är ekologiskt skilda effekter kan det konkret vara svårt att utifrån fältdata bedöma om lägre täthet av en art inom ett område är resultatet av en barriäreffekt eller en undanträngningseffekt. Undanträngning diskuteras ofta med avseende på sjöfågel som undvikande beteende och barriäreffekt med avseende på flyttande fågel som väljer en annan väg.

Olika arter reagerar olika inför vindkraftverk, och risken varierar med fåglarnas beteende, populationsstorlekar och tillgång till alternativa födosöksområden. För flyttfåglar finns det olika mekanismer för driftreglering. Exempelvis radar som övervakar antalet nattmigrerande fåglar och där vindkraftsparken stängs ned, helt eller delvis, om ett tröskelvärde på migrationsflödet överskrids. Vilken nivå detta tröskelvärde ska sättas på beror på lokala förhållanden (samt om det är baserat på radardetektion av nattmigrerande mindre arter eller observation av dagmigrerande större arter), och kräver fältdata. Det sker också en snabb teknisk utveckling av "smarta" system för driftreglering. Det pågår också utveckling av sensorsystem med radar/kamera och AI som arbetar dagtid med enstaka fåglar och endast driftreglerar enskilda verk (DHI 2023). För födosökande havsfåglar är det relevant att titta på den kumulativa effekten av en maximal utbyggnadsgrad inom födosöksområde som även inkluderar norska och danska vatten.

7.6.2 Utbredning och karta

För att studera fågelförekomsten ute till havs kan inventering av fåglar göras från båt eller flyg. Fåglars flygrörelser har studerats över lång tid genom ringmärkning och under senare år mer detaljerat med ljusloggar och GPS-utrustning. Dessutom pågår för närvarande åtskilliga fågelstudier i Skagerrak, finansierade av projekterande energibolag eller myndigheter, men resultat från de flesta är ännu inte tillgängliga. Undantaget är den planerade vindkraftsparken Poseidon nordväst om Göteborg som har lämnat in sin tillståndsansökan, vilket medfört att deras resultaten från inventering av sjöfågel från båt och migrerande fågel från 2021–2022 har blivit offentliga.

Norr om Jylland finns ett IBA-område (IBA=Important Bird Area) ”Skagerrak og sydvestlige Norskerende” som utpekats av BirdLife International som betydelsefullt för fåglar. Det saknas formella fågelskyddsbestämmelser i detta IBA även om det finns tre Natura 2000-områden enligt Habitatdirektivet för skydd av tumlare som täcker ungefär en fjärdedel av det 12 593 km² stora IBA-området. Här har fågelinventeringar gjorts sedan 1970-talet med den senast publicerade 2019 (Petersen I. K. m.fl. 2019). Dessa inventeringar visar att stormfågel, storlabb, sillgrissla och tordmule är de vanligast förekommande fågelarterna på sensommaren och vintern. Det saknas motsvarande inventeringar på svenskt vatten, förutom de allra senaste åren, vilka dock tyder på att åtminstone stormfågel förekommer regelbundet under sensommaren på djupare vatten (>100 m djup) i höjd med Smögen-Lysekil (R Ottwall, opublicerade data).

Den här sammanställningen avgränsas till det som är känt om fågelförekomst ute till havs och inte de som påträffas längs kusterna, men den gränsen är inte skarp. Den kusthäckande fågelfaunan inklusive skärgården har inventerats under 2000-talet av Länsstyrelsen i Västra Götaland men för närvarande ingår inte den yttre skärgården i övervakningsprogram. De arter som kan förekomma i området är dels de som använder området för födosök eller rastning, dels de som passerar under migration. De arter och grupper som presenteras nedan delas in i havsfågel (de förra) och flyttfågel (de senare).

7.6.2.1 Havsfågel

De vanligaste arterna av havsfågel i Skagerrak är stormfågel, storlabb, sillgrissla och tordmule.

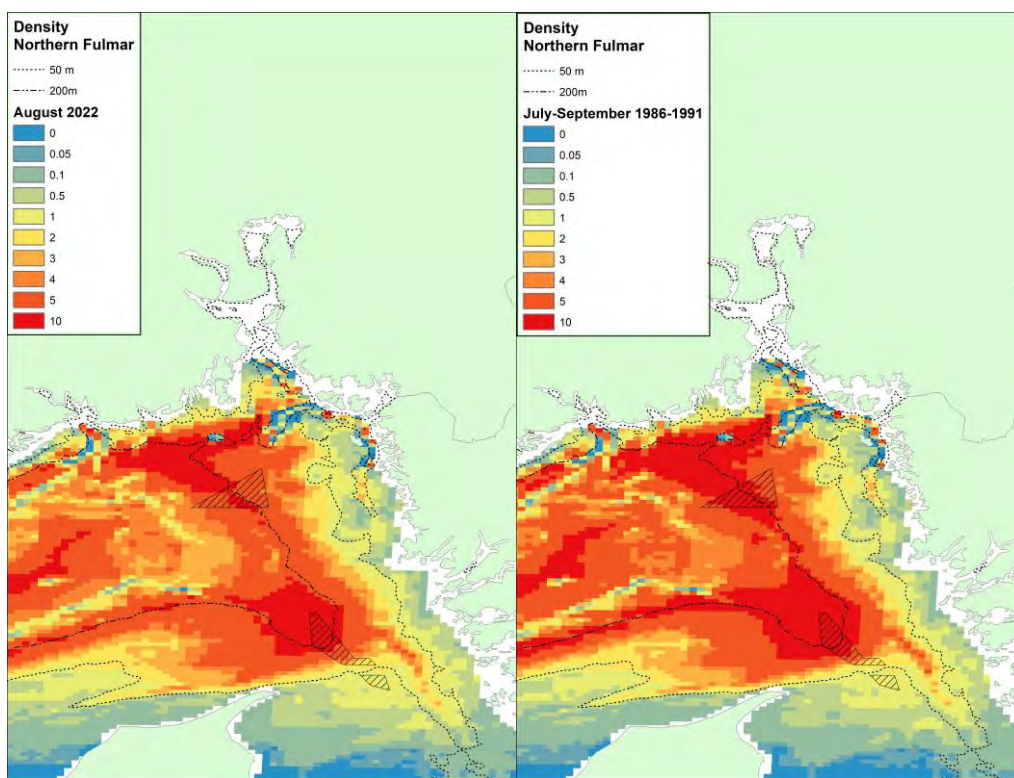
Stormfågel

Stormfåglar lever främst av blötdjur men följer också trålare och andra båtar för att få tag på fisk. Stormfågel har observerats i betydande antal vid flera inventeringar i Skagerrak. Dessa fåglar kommer rimligen från kolonier i Nordsjön och Atlanten och kanske är det individer som ruggar (byter fjädrar) i Skagerrak.

Flera inventeringar i Skagerrak har påvisat vikten av området kring förkastningen av den Norska rännan, där salt, ingående vatten från Nordsjön möter utsötat vatten från Östersjön. Flyginventeringar i det danska IBA-området under sensommaren 2007 uppskattade antalet stormfåglar till mellan 18 400–86 000 med högst täthet utmed Norska rännan i nordväst (Petersen I. K. m.fl. 2019). Observationer genomförda från färjan mellan Hirtshals och Kristiansand mellan 1986–1990 visade också på koncentrationer av stormfåglar mellan förkastningszonens början vid ca 200 m djup och djupare, med högsta tätheter i augusti-september (Skov & Durinck 1998). I augusti 2022 inventerades sjöfågel från båt i syfte att jämföra förekomst av sillgrissla och stormfågel i östra Skagerrak och norra Kattegatt med inventeringar utförda 1986–1991 (KonTiki Vind, Dansk Hydrologisk Institut och Ottvall Consulting; Skov m.fl. 1992). Tätheter av stormfågel modellerades med avseende på djup,

sluttning och avstånd till kust (Figur 31), och visade på konsekvent utbredning av stormfåglar, samt slutsatsen är att det under sommarhalvåret finns ett betydande antal stormfåglar i östra Skagerrak medan arten nästan helt saknas i norra Kattegatt. Under andra tider av året är det möjligt att antalet stormfåglar är väsentligt lägre, exempelvis observerades endast ett fåtal individer vid inventeringarna i Poseidons utredningsområde i december 2021–2022. Det saknas dock andra studier som kan belägga att skillnaden över säsongen är konsekvent.

Stormfågel anses ha en låg kollisionsrisk med havsbaserade vindkraftverk då de sällan flyger på höjder där de riskerar att träffas av rotorblad (Cook m.fl. 2012; Krijgsveld 2014; Harwood m.fl. 2018). Modellering av flygande stormfågel nära fartyg uppskattade att fåglarna flyger högre än 20 m över ytan 0,2% av tiden (Johnston m.fl. 2014), men flygbeteendet kan ändras vid hårdare vind då fåglarna flyger i högre bågar. Studier av fåglarnas förekomst och aktivitet kring vindkraftsparker i drift tyder på att stormfågel tenderar att undvika att vistas i parkerna (Dierschke m.fl. 2016), men dataunderlaget är begränsat och det är svårt att bedöma hur stor del av detta kan härröra från en lägre aktivitet av fiskebåtar.



Figur 31. Modellerade tätheter av stormfågel i östra Skagerrak och norra Kattegatt i augusti 2022 (vänster) och juli-september 1986–1991 (höger). Rödare färg motsvarar högre tätheter. Källa: Skov och Mortensen (2022) (planerad lokalisering av de projekterade vindkraftsparkerna Vidar samt Poseidon ses som skrafferade polygoner).

Storlabbb

Storlabbb, som parasiterar på andra sjöfåglar och stjälar deras byten, förekommer i IBA-området norr om Jylland på sensommaren i internationellt betydande antal. Arten häckar i norra Atlanten och övervintrar kring västra Medelhavet, utanför nordvästra Afrikas kust och öster om Kanada. Hela världspopulationen bedöms utgöra 48 000 individer och som mest uppskattades 1200 storlabbb i det undersökta området (Petersen I. K. m.fl. 2019). Flest storlabbb sågs i området nordväst om Skagen. I Skagerrak kan låga antal främst förväntas uppträda i augusti, även om relativt höga antal noterats vid uddar och öar i Bohuslän i samband med kraftiga västvindar (på

Hönö 118 ex 21 augusti 2004 och 185 ex 22 september 2018, SLU Artportalen). Vid inventering i samband med den planerade vindkraftsparken Poseidon i augusti 2022 observerades två storlabbar i norra delen och en individ nordväst om projektområdet.

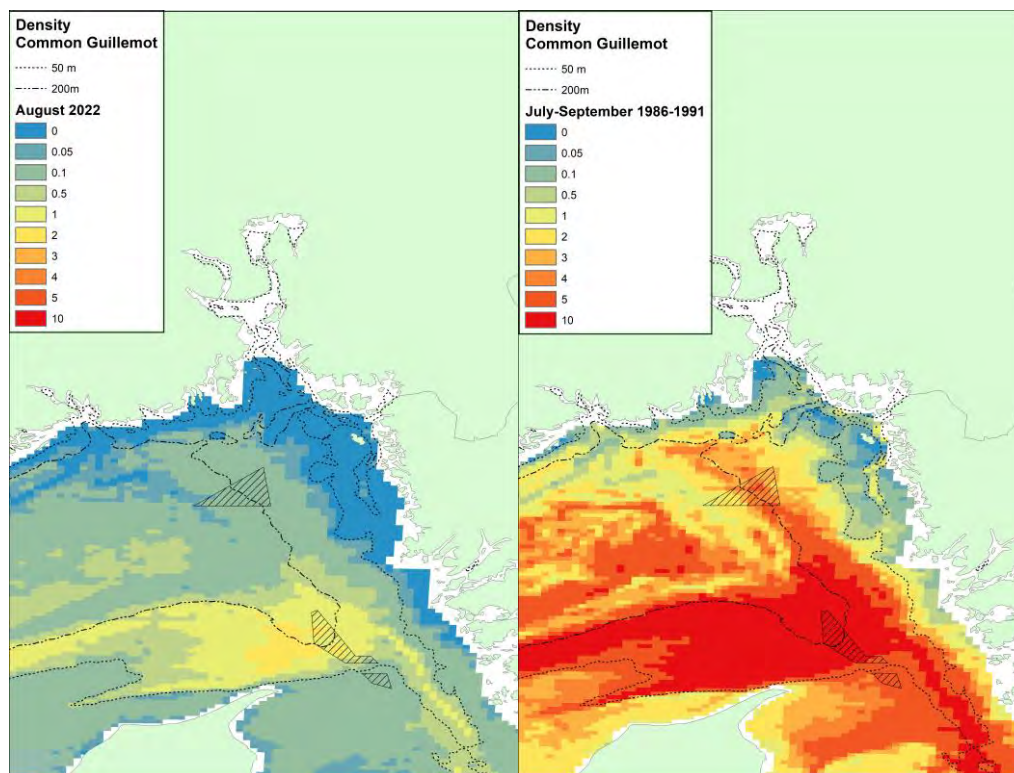
De få studier som undersökt påverkan av vindkraftverk på storlabb har inte gett några indikationer på betydande effekter. Dock är statistiska analyser problematiska då storlabbar ofta förekommer i låga antal. Med hjälp av GPS-sändare monterade på storlabbar från Shetland respektive Orkney beräknades flyghöjder när fåglarna vistades över havet och på häckningsplatser på land (Ross-Smith m.fl. 2016). Det uppskattades att storlabbarna flög på högre höjd än 20 m under 9% av tiden. Det kan förväntas att storlabbens beteende i förhållande till vindkraftverk liknar stora måsfåglar, vilket innebär marginell undanträngningseffekt och endast liten kollisionsrisk.

Sillgrissla och tordmule

Sillgrissla och tordmule förekommer i varierande antal i IBA-området norr om Jylland. Arterna är svåra att skilja åt från flyg men vid en inventering i augusti 2007 bedömdes det finnas omkring 21 000 individer av bägge arterna tillsammans (Petersen I. K. m.fl. 2019). Det är dock rimligt att tro att ännu fler tidvis kan återfinnas i IBA-området eftersom 200 000 individer har uppskattats i Kattegatt vintertid och höga antal emellanåt noteras migrerande längs kusterna i Skagerrak (Heubeck m.fl. 2011). Tordmule föredrar grundare områden än sillgrissla och det är troligt att sillgrissla dominerar i antal över tordmule på djupare vatten (>80 m djup).

På sensommaren 1987 och 1988 inventerades fåglar från båt längs transekter i Skagerrak (Skov m.fl. 1992). Utifrån beräknade tätheter uppskattades totalt mellan 100 000–155 000 sillgrisslor befinna sig i Skagerrak. Tätheterna var högst i östra delen av Skagerrak på djupare vatten (>100 m djup). Troligen är detta sillgrisslor från brittiska öarna och norska kusten som kommer hit för att rugga, men även familjer där pappan och en unge simmar tillsammans till Skagerrak från häckningskolonin (Buckingham m.fl. 2023). I samma inventering i augusti 2022 som diskuterades ovan i samband med förekomst av stormfågel modellerades också förekomst av sillgrissla i östra Skagerrak och norra Kattegatt (Figur 32). Denna visade på väldigt lågt antal sillgrisslor 2022, vilka var koncentrerade till ett begränsat område norr om Skagen. Detta ska jämföras med betydande antal sillgrisslor mellan 1986–1991 såväl i östra Skagerrak som norra Kattegatt. Vid inventering vintertid inom utredningsområdet för vindkraftsparken Poseidon noterades relativt låga tätheter av sillgrisslor och tordmular. Tätheterna i den studien var väsentligt lägre i denna del av Skagerrak än vad som normalt registreras i Kattegatt. Det bör betonas att den senare studien gjordes vintertid och att förekomst över året kan förväntas variera varför detta inte ska ses som tecken på en generell minskning av sjöfågel i området.

Eftersom sillgrissla och tordmule flyger lågt över vattenytan antas de ha en försumbar kollisionsrisk med vindkraftverk. Hur vindkraftsparker påverkar födosökande individer har inte gett ett entydigt resultat, men en översikt av studier dokumenterar minskat utnyttjande av havsområden där vindkraft har etablerats (Dierschke m.fl. 2016). Oftast har en svag-måttlig undanträngningseffekt setts, men det finns också exempel på oförändrad förekomst. Bland annat fann en utvärdering av vindkraftverk placerade på fågelrika skär i Åland ingen negativ påverkan på häckande tordmular (Tanskanen m.fl. 2022). En undersökning från en plattform placerad i en havsbaserad vindkraftspark dokumenterade normala födosöksbeteenden från tordmule och sillgrissla inne i parken (Leopold & Verdaat 2018). En försiktig tolkning är att fåglarna vänjer sig vid vindkraft om det bara finns föda i området.



Figur 32. Modellerade tätheter av sillgrissla i östra Skagerrak och norra Kattegatt i augusti 2022 (vänster) och juli-september 1986–1991 (höger). Rödare färg motsvarar högre tätheter. Källa: Skov och Mortensen (2022) (planerad lokalisering av vindkraftsparkerna Vidar samt Poseidon ses som skrafferade polygoner).

Övriga havsfåglar

Observationer från färjan mellan Hirtshals och Kristiansand mellan 1986–1990 visade på gott om alkekungar, som är så små fåglar att de är nästintill omöjliga att identifiera från flyg, i slutet av oktober-början av mars (Skov & Durinck 1998), i synnerhet i ett område ungefär halvvägs från Hirtshals mellan djupkurvorna 100-200 m. Alkekung observeras regelbundet under vinterperioden längs kusterna i Skagerrak, men det finns sannolikt ingen annan dokumenterad förekomst ute vid Norska rännan.

Lunnefågeln uppträdande i Skagerrak är svår att dokumentera då den förekommer sparsamt och utspritt. Östra Skagerrak är sannolikt inget betydelsefullt födosöksområde, främst vintertid, men om vissa vädersituationer trycker in lunnefåglar till Skagerrak kan detta resultera i något högre antal längs svenska kusten. Det är fortfarande en liten andel av de fåglar som häckar i Nordsjön och norra Atlanten.

Andra fågelarter som observerades vid inventeringarna från flyg är havssula, tretåig mås, fiskmås, gråtrut, havstrut, sjöorre och smålom. De två sistnämnda arterna påträffas på grundare kustnära vatten, till exempel kan stora antal sjöorre observeras vid Skagen. Detsamma gäller havssula som inte observeras i högre tätheter ute till havs men däremot strax utanför Skagens Gren.

Bland de ovan nämnda fåglar som regelbundet uppträder längre ut till havs märks typiskt måsfåglar som söker föda vid fiskebåtar och trålare. Med undantag av havssula, som konsekvent undviker vindkraftsparker, uppvisar dessa små eller försumbara undvikandebeteenden när det gäller att flyga in i vindkraftsparker (Dierschke m.fl. 2016). Om etablering av en vindkraftspark innebär att färre fiskebåtar vistas i området för vindkraftsparken kan detta sannolikt förklara

lägre täthet av exempelvis måsfåglar som ofta följer fiskebåtar. En studie för Vattenfalls vindkraftspark Aberdeen Offshore Wind Farm visade att inga förbiflygande havsfåglar kolliderade med vindkraftverk dagtid under drift i perioden april 2021 - oktober 2022 (Tjørnløv m.fl. 2023). Detta tyder på att kollisionsrisken för dessa fåglar sannolikt är liten ute till havs.

7.6.2.1.1 Fågelinfluensa

Under häckningssäsongerna 2021 och särskilt 2022 cirkulerade högpatogen fågelinfluensa (HPAI) med H5N1 i flera häckningslokaler för havsfåglar på norra halvklotet (BirdLife International 2022). Värst drabbade bland havsfåglarna var storlabb, havssula och sillgrissla men även trutar, måsar och tärnor omkom i en omfattning som aldrig tidigare skådats. Bara längs kusterna av Skottland insamlades mer än 20 000 fåglar och då är mörkertalet stort bland de oupptäckta fåglar som dog långt ute till havs. Under 2022 dog med säkerhet inte mindre än 2 600 storlabbar, motsvarandes 8% av världspopulationen. Enbart på ön Foula, Shetland, konstaterades 1 400 döda storlabbar (Camphuysen & Gear 2022). Flera av de största kolonierna för havssula, såsom Bass Rock, Noss, Hermaness och Troup Head mer eller mindre utplånades ju längre häckningssäsongen pågick (Falchieri m.fl. 2022) och totalt inräknades 11 000 döda havssulor (RSPB 2023). Förutom äldre sillgrisslor dog en stor andel av ungarna till följd av svält när hanarna i paren omkom, eftersom det är hanen som matar ungen efter att den lämnat boplatsten och simmat ut till havs.

I Sverige drabbades sillgrisslorna på Karlsöarna utanför Gotland av högpatogen fågelinfluensa med tusentals döda fåglar som följd (Hjernquist 2022), men dessa sillgrisslor övervintrar nästan uteslutande i Östersjön (Olsson m.fl. 2000). Även på svenska Västkusten insamlades hundratals döda havsfåglar till följd av fågelinfluensa (SVA 2022).

Det är för tidigt att säga vad detta utbrott av fågelinfluensa har haft för påverkan på populationerna som beskrivs ovan. Det är sannolikt att antalet havsfåglar som registreras i Skagerrak och Kattegatt kommer att vara på en lägre nivå under flera år framöver.

7.6.2.2 Migrerande fågel

För migrerande fågel kan en åtskillnad göras mellan större arter, framför allt rovfåglar och mindre arter som tättingar och trastfåglar, för vilka migrationen skiljer sig både tids- och beteendemässigt.

Rovfågel

Skagen är norra Europas viktigaste punkt för migrerande rovfåglar under våren. Mellan 2008–2018 räknades 11 500 rovfåglar per vårsäsong med högst totalsummor 2018 (16 855 individer) och 2008 (17 684 individer). Totalt observerades 28 rovfågelsarter lämna Skagen på våren under ovan nämnda period, av vilka tio är tillfälligt uppträdande arter som inte har observerats årligen. I Tabell 9 redovisas betydelsen av den migration av rovfåglar som lämnar Skagen och passerar över havet mot svenska västkusten i form av totalt antal och andel av den biogeografiska populationen som migrerar; dvs. rovfåglar som häckar i Sverige, Norge och Finland.

Tabell 9. Antal och andel av de biogeografiska populationerna (Sverige, Finland och Norge) av de rovfågelsarter som nästan årligen passerar Skagen. Uppgifter om populationsstorlekar hämtade från Jensen m.fl. (2016). Flertalet stäpphökar, ängshökar och aftonfalkar ska troligen längre österut än Finland och tillhör därför en annan biogeografisk population. Detta gäller sannolikt också för brun glada, även om arten har ökat som häckfågel i norra Skandinavien.

Art	Medel 2008–2018	Biogeografisk population – antal fågelindivider	Andel (%) av biogeografisk population som passerar Skagen
Fiskgjuse	300	14 592	2,1
Bivråk	853	22 200	3,8
Kungsörn	3	Ej uppskattat	-
Brun kärrhök	377	7 959	4,7
Blå kärrhök	261	7 150	3,7
Stäpphök	31	Ej uppskattat	-
Ängshök	22	Ej uppskattat	-
Sparvhök	2681	173 550	1,5
Duvhök	38	40 950	<0,1
Havsörn	56	12 375	0,5
Röd glada	216	6 150	3,5
Brun glada	50	96	52,1
Fjällvråk	372	39 600	0,9
Ormvråk	4678	103 650	4,5
Tornfalk	875	52 950	1,7
Aftonfalk	19	Ej uppskattat	-
Stenfalk	288	41 250	0,7
Lärkfalk	234	17 064	1,4
Pilgrimsfalk	151	4 452	3,4

Rovfågelsmigrationen vid Skagen har studerats under många år (Bertel 1990) och omfattar troligen främst individer som är på väg mot de nordligare delarna av Sverige, Norge och Finland. Migrationen går på bred front och i medvind flyger fåglarna på högre höjd, i högre hastighet och mer utspritt. Vid sydostliga eller ostliga vindar tvingas rovfågarna av motvinden ned på lägre höjd och blir då lättare att observera och kan vid sådana tillfällen koncentreras mer till den nordliga delen av Skagen. Vid kraftigare vindar från väst går migrationen av rovfåglar troligen söder om Skagen med en sydligare rutt över Kattegatt, och Læsø kan tänkas utgöra en viktig rastplats under passagen. Rovfågarna kan också korsa Kattegatt utan att passera de danska öarna, eller lämna Skagen på våren i en mer nordlig riktning för att flyga direkt till södra Norge. På hösten rör sig rovfågarna mer utmed den svenska kustlinjen och flyger inte mot Skagen i nämnvärd omfattning. Det utesluter inte att rovfåglar korsar Skagerrak från södra Norge för att komma direkt till Jylland.

Först 2022 började rovfåglarnas flykt över Skagerrak och norra Kattegatt från Jylland till den svenska kusten under vårmigrationen studeras i detalj (preliminära resultat i Christensen m.fl.

2022, men studierna fortsätter under 2023). Syftet är att fastställa rovfåglarnas flyghöjder, flygriktningar och i slutändan risker med att bygga vindkraft i detta migrationsstråk. I Figur 33 illustreras hur rovfågelsmigrationen i "skolboksfallet" passerar över Skagerrak/Kattegatt mot svenska kusten. Den övre kartan visar hur en GPS-försedd fiskgjuse lämnade Skagen i svag medvind på eftermiddagen den 14 april 2007 på åtminstone 700 m höjd, men data saknas för att fastställa vilken höjd fågeln höll över havet. Den undre kartan visar hur en blå kärrhök försedd med GPS-sändare passerade mellan Skagen och Smögen den 13 maj 2022, vars flyghöjd kunde fastställas till 150–250 m utan någon tendens till minskning.



Figur 33. Övre panel: Fiskgjuse med satellitsändare som lämnade Skagen den 14 april 2007 cirka 16.45 i svag medvind och anlände den svenska kusten vid Kåringön, Hälleviksstrand drygt en timme senare (data från Roine Strandberg, insamlat av Lunds universitet). Undre panel: Hane blå kärrhök som flög över södra Skagerrak från Skagen till Smögen 13 maj 2022. Infälld graf visar flyghöjd. Figur från Christensen m.fl. (2022); data från INBO, www.vlaanderen.be/inbo/home). Notera att norr på den nedre kartan är till höger på bilden.

Det är väldokumenterat att rovfåglar har högre kollisionsrisk med vindkraftverk än flertalet andra fågelgrupper. Detta gäller särskilt arter som havsörn, ormvråk och röd glada, men det är skillnad i kollisionsrisken mellan migrerande och stationära rovfåglar, och rovfåglar kan vid migration över land i högre utsträckning undvika kollision. Detta kan delvis förklaras av att segelflygande rovfåglar har möjlighet att över land använda termikvindar, dvs. varm luft som hjälper fåglarna att ta höjd och som underlättar passage förbi en landbaserad vindkraftspark. Över vatten kan fåglarna inte använda termikvindar och flyttande rovfågarna sprids ut över stora områden när de flyger ut över havet. Preliminära resultat från en studie av Aarhus universitet för en vindkraftspark placerad mellan Skagen och det svenska fastlandet tyder på att antalet kollisionsfall av rovfåglar är begränsat till ett fåtal individer per år (Christensen m.fl. 2022). Detta förutsätter dock att rovfågarna inte uppvisar beteende som vid migrationspassagen över Fehrmans bält, mellan Rødby och Fehmarn, där en närliggande vindkraftspark attraherade rovfåglar (ej artangivna men omfattandes vråkar, hökar, glador, kärrhökar och falkar) till att flyga i närheten av vindkraftsparken (Skov m.fl. 2016). Studier vid vindkraftsparken Anholt gav dock det motsatta resultatet, där observerade flygbeteenden hos ett stort antal migrerande rovfågelsarter (inklusive bivråk, ormvråk, sparvhök, blå och brun kärrhök, bivråk, röd glada, stenfalk, tornfalk och fiskgjuse) indikerade att vindkraftsparken utgjorde en barriäreffekt och försvårade överflygningen från Jylland (Jensen m.fl. 2016).

Nattmigrerande fåglar

Få studier av nattmigrerande fåglar har gjorts i Skagerrak, men flygbeteende borde vara samstämmigt med det som observerats i södra Östersjön. Många fåglar, främst småfåglar, migrerar nattetid över Östersjön på relativt hög höjd (Pettersson J. 2011; Bruderer m.fl. 2018; Welcker & Vilela 2019). Vid Rügen och Fehmarn längs tyska Östersjökusten observerades med radar att omkring 25% av nattmigrerande fåglar passerade lägre än 200 meters höjd medan cirka 40 % av fåglarna flög lägre än 400 meter (Bruderer m.fl. 2018). Det innebär att 60 % av nattmigrerande fåglar flög över 400 meters höjd. Flyghöjdsfördelning var likartad vår och höst. Radarstudier från havsbaserade vindkraftsparker i södra Östersjön och i Nordsjön gav liknande resultat och indikerar dessutom att omkring 30% av de nattflyttande fåglarna flyger på över 1 000 meters höjd (Welcker & Vilela 2019 och referenser däri). I en radarstudie vid Utgrunden vindkraftspark i södra Kalmarsund (Pettersson J. 2011) flög nattmigrerande fåglar på lägre höjd jämfört med (Welcker & Vilela 2019). Fåglarna gick ned i flyghöjd när de närmade sig land på morgonen och avståndet från vindkraftsparken till kust kan påverka observerad flyghöjd.

Nattmigrationen är som intensivast vid svaga vindar, medvind, och klart väder utan nederbörd (Nilsson m.fl. 2019; Welcker & Vilela 2019). I vissa väderlägen, oftast på hösten när fåglarna möter kraftiga vindar från väst, kan migrationen gå på lägre höjd (Bruderer m.fl. 2018). Vid Utgrunden i södra Kalmarsund noterades att fåglar passerar på högre höjd vid dimma, kanske för att undvika att flyga genom dimman (Pettersson J. 2006).

För att få ett riktmärke på hur mycket fågel som passerar över Skagerrak på natten hämtades data från en europeisk studie med väderradar, som också täckte migrationen över land (Nilsson m.fl. 2019). Flödet av nattmigrerande fåglar uppskattades mellan 19 september - 9 oktober 2016 samtidigt på ett antal platser med väderradar, av vilka en var väderradarn vid Vara där antalet migrerande fåglar beräknades till 32 individer/km/timme (antal fåglar som passerar en 1 km lång sträcka vinkelrätt mot flygriktningen under 1 timme) (Nilsson m.fl. 2019). Detta är väsentligt lägre än exempelvis Ängelholm, där i genomsnitt 136 individer/km/timme registrerades. Längre söderut i Europa registrerades ännu högre värden, som vid Boostedt i norra Tyskland där det genomsnittliga migrationsflödet uppskattades till 198 fåglar/km/timme. Notera att ingen av

dessa uppskattningar omfattade migration på lägre höjd än 200 m. Data från en väderradar på land är dock en alltför osäker källa för att bedöma omfattningen av antalet nattmigrerande fåglar över Skagerrak.

För vindkraftsparker i tyska Östersjön och Nordsjön har ett tröskelvärde på 250 fåglar/km/timme upp till 200 m höjd satts som en definition på hög migrationsintensitet (Welcker & Vilela 2019). Den tröskeln uppnåddes vid totalt 4% av nattimmarna under migrationsperioderna, och författarna angav att migrationsflödet i medeltal var väsentligt lägre utan att vidare precisera detta.

7.6.3 Osäkerhet och kunskapsbrist

När det gäller att bedöma fåglars utnyttjande av västerhavet föreligger svårigheter i form av brist på aktuella studier och på grund av naturlig variation i deras rörelsemönster till följd av väderförhållanden. Till havs saknas kontinuerlig övervakning av fågel, och de studier som refererats ovan kan ses som ett antal ögonblicksbilder. I samband med projekterade vindkraftsparker pågår ett flertal studier, men resultaten från dessa är inte tillgängliga.

Hur olika arter reagerar på vindkraftsparker i drift studeras aktivt men ger inte alltid entydiga resultat. Studier som finns avseende påverkan på fågel från vindkraftsparker i drift är vanligen utförda på mindre parker med lägre vindkraftverk som står tätare. Vindkraftsparker planeras numera med betydligt större vindkraftverk och över stora områden där avståndet mellan enskilda verk är större än tidigare. Det finns därmed en osäkerhet huruvida den påverkan som tidigare har setts är direkt överförbar till nyare parker.

8. Intressanta områden för havsbaserad vindkraft

För att ta fram områden som kan bedömas som intressanta för havsbaserad vindkraft jämfördes de områden som modellerats som intressant för industrin (se 6.3) med de områden som identifierats som känsliga ur ett ekologiskt perspektiv (se 7.1–7.7).

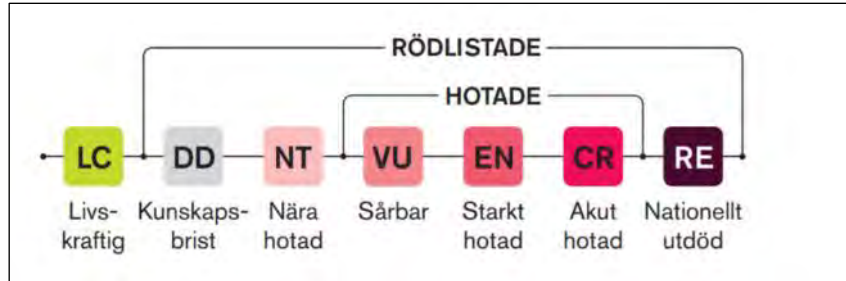
8.1 Sammanställning av ekologiskt relevanta arter och grupper

Utifrån den information som redovisats sammanställs potentiell påverkan för de olika arterna och grupperna i Tabell 10. Den här tabellen ligger till grund för de kartor över potentiella konfliktzoner och restriktionsbehov som redovisas senare i detta avsnitt. Tabellen och definitionerna i denna och vilka förklaras nedan i punktform är hämtade från Marin Medvind, men anpassade utifrån denna studie.

Tabell 10. Sammanställning av potentiell påverkan av de olika arterna och grupperna som redogjorts för i avsnitt 7. Förklaring till rubrikerna i tabellen återfinns nedan.

Art	Rödlista 2020	Främsta påverkans-period	Pot. negativt påverkad yta	Grad av negativ påverkan	Positiv påverkan	Behov av restriktioner	Säkerhet i bedömning
Bottenlevande arter och habitat	Varierar	Anläggning	Liten	Låg	Ja	Nej	Hög
Havskräfta	LC	Anläggning	Liten	Låg	Ja	Nej	Hög
Nordhavsräka	NT	Anläggning	Liten	Låg	Ja	Nej	Hög
Torsk – lekområden	VU	Anläggning	Liten	Låg	Ja	Ja	Hög
Sill – lekområden	LC	Anläggning	Liten	Låg	Ja	Ja	Hög
Skarpsill – lekområden	LC	Anläggning	Mellan	Mellan	Ja	Nej	Medel
Sandskädda – lekområden	LC	Anläggning	Mellan	Mellan	Ja	Nej	Medel
Övrig Fisk	Varierar	Anläggning	Okänd	Okänd	Okänd	Nej	Låg
Tumlare Nordsjöpop.	LC	Anläggning	Mellan	Mellan	Nej	Ja	Medel
Knubbsäl Västerhavpop.	LC	Anläggning	Liten	Låg	Nej	Ja	Hög
Fladdermus	Varierar	Drift	Liten	Hög	Nej	Ja	Medel
Sjöfågel	Varierar	Drift	Okänd	Okänd	Nej	Ja	Medel
Flyttande fågel	Varierar	Drift	Okänd	Hög	Nej	Ja	Låg

- *Rödlistan:* Aktuell hotstatus enligt Rödlistade arter i Sverige 2020 (SLU Artdatabanken 2020). De klasser som används är följande; RE Nationellt utdöd; CR Akut hotad; EN Starkt hotad; VU Sårbar; NT Nära hotad; DD Kunskapsbrist. Arter med status LC Livskraftig klassas inte som rödlistade. För artgrupperna i tabellen har statusen beskrivits som "varierar" då grupperna innefattar arter med olika hotstatus.



- *Påverkansperiod:* Anläggning: Påverkan sker under anläggningsfasen som förväntas pågå 1–2 år vilket motsvarar 1–2 årscykler för arter och djurgrupper. Drift: Påverkan under driftsfasen omfattar vindkraftsparkens livslängd som uppskattas till över 40 år, men kan potentiellt komma att förlängas genom en ny tillståndprocess.
- *Potentiellt negativt påverkad yta:* Under denna rubrik bedöms hur stor andel av ytan av en populations/artgrupps förekomst som potentiellt kan komma att påverkas av en storskalig utbyggnad av vindkraften enligt industrins preferenser för bottenfasta och flytande fundament så som den modellerats i avsnitt 6. Kartan över industrins preferenser har överlagrats de biologiska kartorna som presenterats i avsnitt 7.1–7.6, eller så har ett resonemang förts utifrån kunskapen om olika arters utbredning.
- *Grad av negativ påverkan:* En samlad bedömning av hur allvarlig påverkan från anläggning och drift av vindkraft till havs är för den aktuella arten, till exempel hur känslig den är för buller eller sedimentöverlagring.
- *Positiv påverkan:* Här anges om en positiv påverkan av en vindkraftsutbyggnad kan förväntas. Även indirekta effekter är inkluderade, till exempel ett minskat fiske i området.
- *Behov av restriktioner:* Detta är den samlade bedömningen om en utbyggnad av vindkraft till havs enligt industrins preferenser (avsnitt 6) bör beläggas med skyddsåtgärder för att minska grader av negativ påverkan på den aktuella populationen / artgruppen.
- *Säkerhet i bedömningen:* Bedömningen av påverkan och det påföljande behovet av restriktioner av vindkraftsutbyggnad har gjorts utifrån det rådande kunskapsläget och tillgängliga kartunderlag. Kartunderlagen varierar stort mellan olika djurgrupper och har olika källor till osäkerhet. Exempelvis är endast en liten del av de djupa mjukbottenarna undersökta vilket begränsar kunskapen om förekommande habitat. Däremot är förekomsten av migrerande fågel till havs en följd av rådande väder och vind vilket innebär att specifika flyttkorridorer saknas. I bedömningen har följande klasser använts: Hög – Säkerheten i bedömningen är väl underbyggd, kunskapen om påverkan från vindkraft är god och kartunderlagen är tillförlitliga. Medel – Säkerheten i bedömningen har brister antingen i kunskap om påverkan från vindkraft eller i kartunderlagen. Låg – begränsningar i data gör det svårt att göra en tillförlitlig bedömning.

8.2 Underlag till kartor över intressanta områden för storskalig vindkraft

I de områden som i modellen identifierats som intressanta varierar de fysiska förhållandena, dock saknas sådana stora, artrika grundområden som utgör viktiga födosök-, fortplantning- eller övervintringsområden i Västerhavets utsjö. Detta kan jämföras med Hoburgs bank i Östersjön som bland annat utgör viktiga områden för bottenfauna, övervintrande sjöfåglar och fortplantning hos Östersjötumlare. Avsaknad av liknande bankar i Västerhavets utsjö innebär att geografiskt avgränsade områden som är direkt olämpliga för havsbaserad vindkraft utifrån ett ekologiskt hållbart perspektiv saknas. Detta innebär dock inte att utbyggnad kan ske utan hänsyn till ekologiska aspekter.

För att ta fram kartor över områden för ekologiskt hållbar utbyggnad måste graden av potentiellt negativ påverkan beaktas. Den beror dels på arten eller artgruppens känslighet, dels på förekomsten i området. Såsom påpekats i art- och artgruppsbeskrivningarna (7.1–7.6) och som lyfts fram i Tabell 10 är påverkan olika mellan grupperna och bedömningar av utbredning och påverkan behäftade med osäkerhet. Det är viktigt att även beakta denna osäkerhet i dataunderlaget, så att den inte ger upphov till felaktiga slutsatser i kartlagret. Källan till osäkerhet varierar dock mellan artgrupperna och bedömning görs därför kvalitativt för varje grupp. Utifrån dessa bedömningar har kartunderlaget ritats.

8.2.1 Bedömning och osäkerhet

För bottenlevande arter, nordhavsräka, havskräfta, fisk och marina däggdjur bedöms anläggningsfasen utgöra den huvudsakliga påverkan. För fågel och fladdermus bedöms däremot den huvudsakliga påverkan ske under driftsfasen. För att tydliggöra detta ritas separata kartor för anläggnings- och driftsfas.

Bottenlevande arter påverkas av den fysiska störningen då fundament placeras ut och eventuellt av den sedimentpålagring som grävning och muddring kan orsaka, liksom av habitatförlust då fundamenten ersätter naturlig mjukbotten. Dock uppvisar många arter en relativt snabb kapacitet att återkolonisera områden som påverkas, och en stor andel av bottenarna i Västerhavet är i dagsläget påverkade av bland annat trålfiske. Kunskapen om artsammansättningen och biodiversiteten på djupare botten är begränsad, och är ofta koncentrerad till områden som tidigare identifierats som skyddsvärda, se 4.3; den i svenska vatten unika djupbottenfaunan i Bratten. Av dessa anledningar tas inte utbredning av bottenlevande arter med i utbyggnadskartan, vilket inte avsägar behovet av bottenundersökningar i samband med vindkraftsprojekt.

För nordhavsräka och havskräfta är det sannolikt konsekvenser från sedimentpålagring och muddring som har störst påverkan, framför allt under larvsläppet som sker under våren respektive för- och högsommaren. Bägge arter har dock relativt stor utbredning i Västerhavet där de fiskas intensivt, och det är svårt att jämföra påverkan från anläggningsaktiviteter mot påverkan från fiske. Dessutom är det sannolikt att eventuella störningar är tillfälliga och att återkolonisering sker relativt snabbt. Dessa arter inkluderas inte i kartunderlaget.

Ett stort antal fiskarter leker i Västerhavet, men de flesta utnyttjar de kustnära områden innanför havsbandet och fjordar och vikar (Figur 21). Av de arter som tagits upp i rapporten och som eventuellt leker i utsjön saknas i allmänhet fältdata som bekräftar lek. I stället har dessa arter antingen sina huvudsakliga lekområden i andra delar av Nordsjön eller Nordatlanten. Alternativt är tidigare kustnära bestånd kraftigt decimerade eller försvunna. Av de arter som sannolikt leker på västkusten är lekområdena för sandskädda och skarpsill okända, och den

senare är dessutom en "batch spawner" vars långa lekperiod sannolikt gör den relativt tålig mot tillfälliga störningar. Den fiskelek som beaktas i kartunderlaget är därför torskens och sillens.

De marina däggdjuren som återfinns på västkusten, tumlare och knubbsäl, kan i princip återfinnas i hela utredningsområdet, även om befintligt förekomstdata för tumlare tyder på att tätheterna är högst i södra delen respektive utmed kusten (men se Figur 25 och diskussion kring denna i avsnitt 7.4.1.2). Både säl och tumlare har mycket god hörsel, och behöver skydd mot höga ljudnivåer, särskilt under de känsligare kalvnings- och kutperioderna på sommaren. Eftersom bägge arterna kan förekomma i hela studieområdet bör bullerdämpande åtgärder alltid vidtas. Om arbeten bedöms kunna ge upphov till betydande påverkan (TTS eller PTS) kan tidsrestriktioner vara aktuella för att motverka störning. För tumlare inkluderas därför en hänsynszon som innefattar områden med höga tätheter sommartid då kalvning kan ske. För säl som är starkt knutna till sina viloplatser inkluderas ett restriktionsområde kring viloplatserna på 10 km under kutperioden.

Det saknas fortfarande mycket information om hur fladdermöss utnyttjar havsområdena, i synnerhet på västkusten. Utifrån de arter som bekräftats förekomma nära kusten och den kännedom som finns om hur dessa kan födosöka är det rimligt att bedöma att vatten inom 15 km från kust kan nyttjas åtminstone av somliga arter. Utifrån observationer främst från Kattegatt är dock migration mindre sannolik. En hänsynszon på 15 km från kust inkluderas i kartunderlaget. Inom hänsynszonen rekommenderas stoppreglering i likhet med det som gäller för anläggningar på land, det vill säga under tiden 15 juli – 15 september och beroende på väder, se avsnitt 7.5.1.

När det gäller fågel varierar utnyttjandet av området mellan arter och över året. Flera arter av havsfåglar observeras under sensommaren i områden med större djup. Bland annat noteras alkor som sillgrissla, tordmule och alkekung där djupet överstiger 100 m, möjligen som ett resultat av uppvällning, medan stormfåglar ses på vatten där djupet överstiger 200 m. Även andra arter kan förekomma, men ofta mer sporadiskt eller som resultat av hårda vindar. Flyttfåglar, både mindre trastfåglar och tättingar liksom större termikflyttare såsom rovfåglar, korsar Skagerrak mot Sverige och Norge under våren. I mindre utsträckning flyger de också tillbaka till Danmark på hösten. Den exakta rutten är dock mycken vindberoende. En "skolboksrukt" tar migrerande fåglar ungefär från Skagen till Tjörn, men vindar kan vara sådana att flyttfågel kan återfinnas var som helst i Skagerrak och Kattegatt. För sjöfågel inkluderas i kartlagret områden inom vilket det rekommenderas att den totala utbyggnaden i Skagerrak, inklusive på danskt och norskt vatten, beaktas. Huruvida, och i vilken utsträckning, dessa arter kan drabbas av undanträngningseffekter är inte klarlagt men tidigare studier tyder på att risken finns. De inkluderade områden avser vatten där djupet varierar mellan 100–200 m, som motsvarar de områden där alkor är mest förekommande, samt vatten där djupet överstiger 200 m, vilket motsvarar de områden inom vilka stormfågel är mest förekommande. Granskning av de utbredningskartor som presenterats i avsnitt 7.6.2.1 visar att arternas utbredning inte är så klart avgränsad som dessa djupkurvor, och artangivelsen här skall ses som representativ snarare än exklusiv för de utmärkta områdena. För flyttfågel som kan påträffas i hela Västerhavet under migrationssäsongen, framför allt under våren men även hösten, rekommenderas skyddsåtgärder i form av reglerad drift när höga tätheter av fågel finns i området. Vad som avses med höga tätheter behöver definieras utifrån lokala fältstudier. Möjligen kan individstyrd driftreglering av enskilda verk användas, om tekniska lösningar för detta finns att tillgå.

Föreslagna hänsynsåtgärder har sammanställts i Tabell 11.

Tabell 11. Sammanställning av hänsynsåtgärder och tidsperioder, samt vilken fas av vindkraftsparkens livscykel som berörs, för de arter och grupper som omnämns i Tabell 10. Sammanställningen är baserad på text ovan. Det har påpekats på flertal platser i rapporten att teknik för att begränsa påverkan av olika slag är i snabb utveckling, medan föreslagna åtgärder utgår från vad som är känt i nuläget.

Art	Hänsynsåtgärd	Tidsperiod	Fas	Kommentar
Bottenlevande arter och habitat	Ingen	-	-	
Havskräfta	Ingen	-	-	
Nordhavsräka	Ingen	-	-	
Torsk – lekområden	Tidsrestriktioner	Lek: Feb - April	Anläggning	
Sill - lekområden	Tidsrestriktioner	Lek: Jan - April	Anläggning	
Skarpsill – lekområden	Ingen	-	-	
Sandskädda – lekområden	Ingen	-	-	
Övrig Fisk	Ingen	-	-	
Tumlare Nordsjöpop.	Bullerdämpning och ev. tidsrestriktioner	Repr.: Maj - Aug	Anläggning	Bullerdämpning, hela året och området
Knubbsäl Västerhavspop.	Restriktionsområde / tidsrestriktioner	Repr.: Maj - Jul	Anläggning	Bullerdämpning, hela året och området
Fladdermus	Stoppreglering	Jul – Sep, väderberoende	Drift	
Sjöfågel	Gradvis/ev. begränsad utbyggnad	Året om	Drift	
Flyttande fågel	Drift / stoppreglering	Höst & vårmigration	Drift	

8.3 Kartor för ekologisk hänsyn i Västerhavet

De arter och artgrupper för vilka förekomst kan bekräftas av fältdata, och vars områdesutnyttjande på ett rimligt sätt kan modelleras, utgör grunden för de kartor som ritas nedan. För bottenlevande arter, nordhavsräka, havskräfta, fisk och marina däggdjur bedöms anläggningsfasen utgöra den huvudsakliga påverkan. Då bottenlevande arter, nordhavsräka, havskräfta och många fiskarter inte bedöms påverkas långsiktigt tas inte dessa grupper upp i kartorna nedan. Under anläggningsfasen har hänsyn tagits till marina däggdjur samt torsklek och sillek. För fågel och fladdermus bedöms däremot den huvudsakliga påverkan ske under driftsfasen. För att tydliggöra detta ritas separata kartor för anläggnings- och driftsfas.

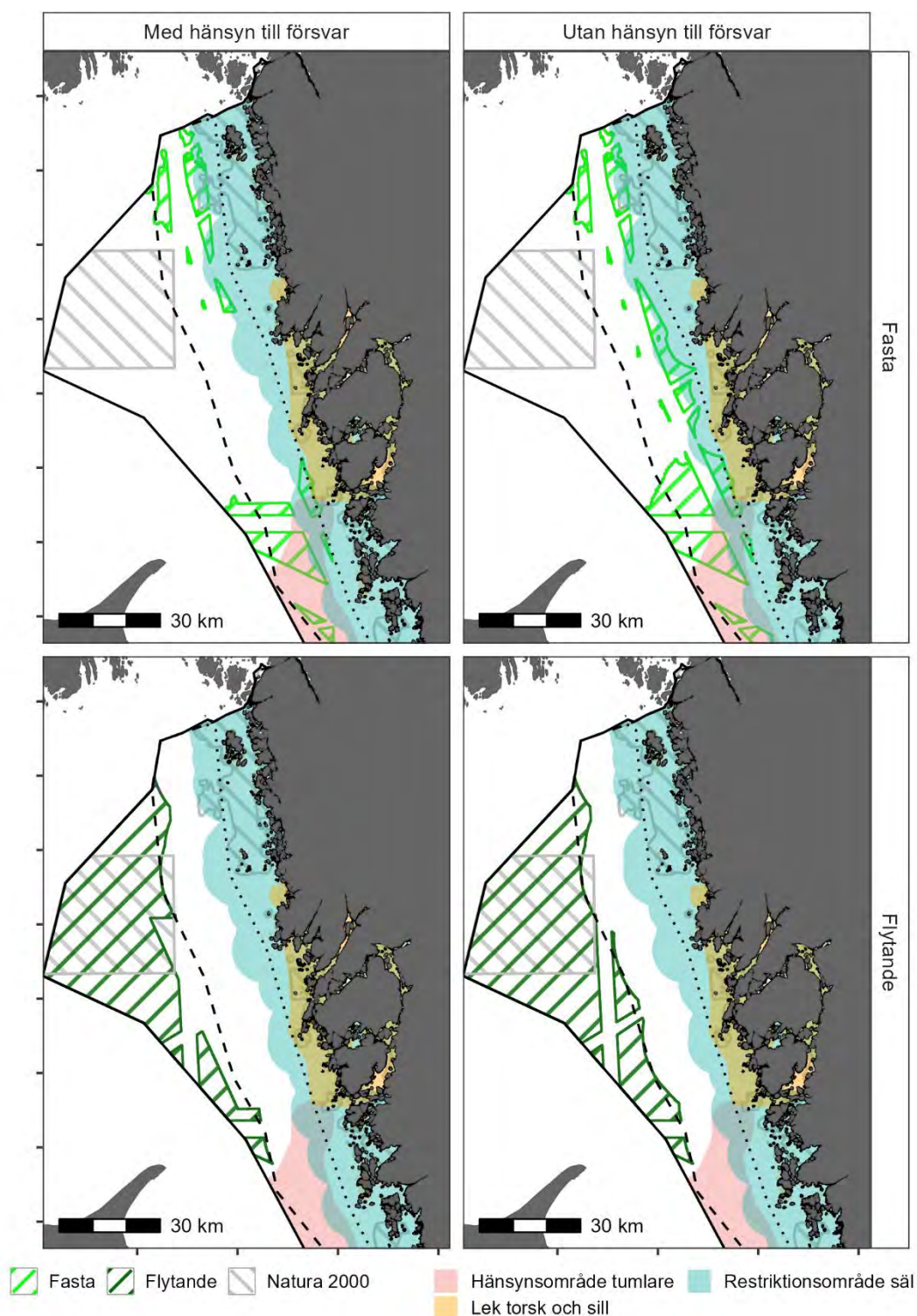
Etablering av vindkraftsparker med fasta fundament är främst möjligt i den södra delen av studieområdet, där djupet är mindre. Etablering av vindkraftsparker på flytande fundament är däremot möjligt på en betydlig större yta.

För både fasta och flytande fundament begränsas ytorna för etablering av de riksintressen som ingår i totalförsvarets militära del. De anspråk som görs av försvaret i Västerhavet domineras av övningsområdet Skagen som upptar en stor del av utsjön från Tjörn upp till Smögen, stora delar av övningsområdet överlappar med befintliga farleder. Utan hänsyn till försvarets intressen uppgår intressanta ytor till knappt 3200 km² vilket sjunker till knappt 2600 km² när dessa tas hänsyn till. Vidare upptar Natura 2000-området Bratten drygt 1200 km² av de intressanta ytorna.

Samtliga kartor finns även som bilaga i större format i Appendix 3.

8.3.1 Anläggningsfas

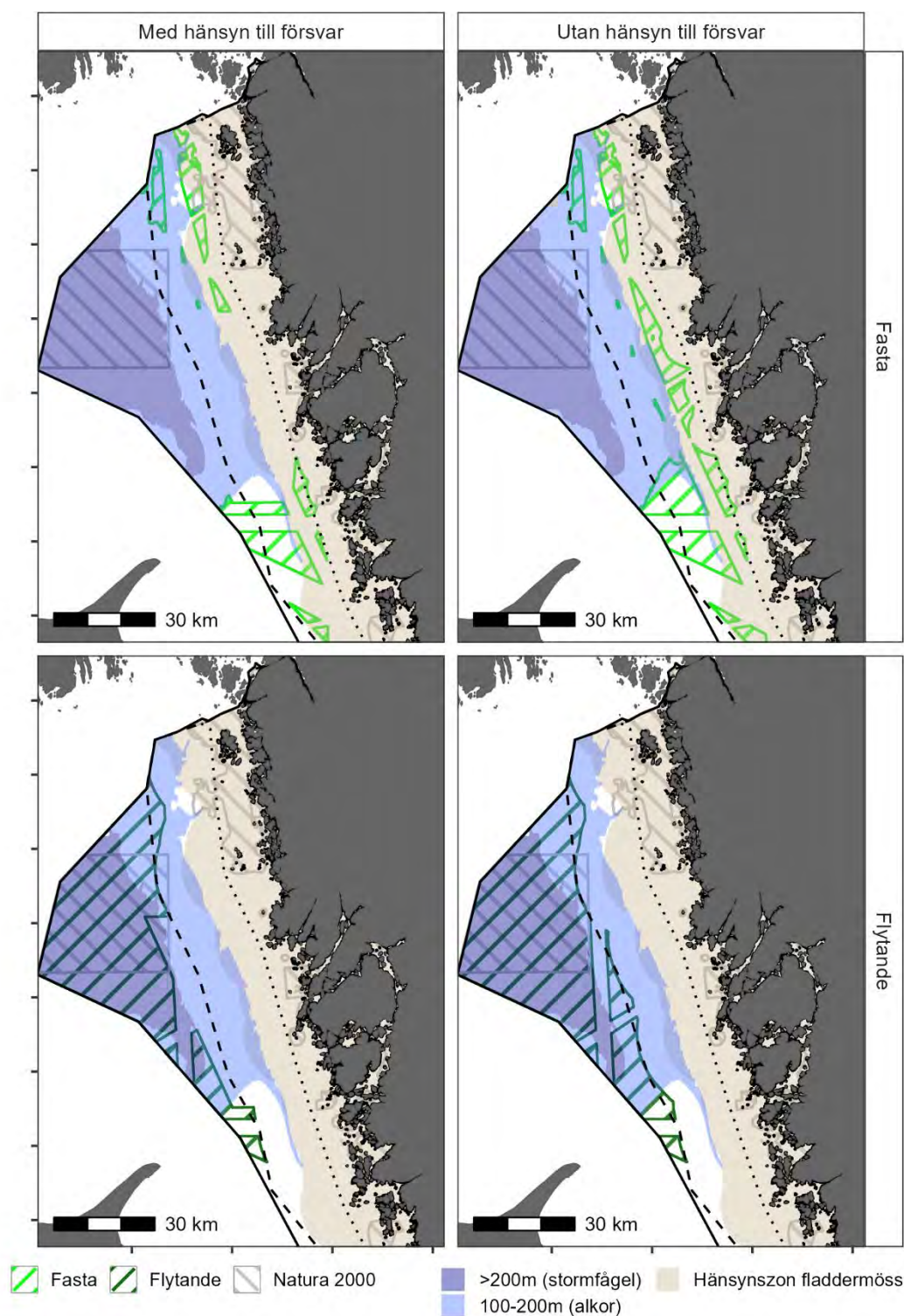
Under anläggningsfasen har påverkan beaktats med avseende på fisklek, säl och tumlare. Den fisk, för vilka lekområden är kända, leker framför allt inomskärs och i fjordarna och områden överlappar inte med ytor som kan vara intressanta för vindkraft. För säl har ett restriktionsområde på 15 km från kolonierna ritats in vilket överlappar med kustnära intressanta områden, utan hänsyn till försvarets intressen (Figur 34). Tumlare förekommer i hela studieområdet och bullerdämpande åtgärder bör alltid vidtas. För tumlare har en hänsynszon lagts till i området där förekomsten är hög under sommarmånaderna (enligt tillgängligt dataunderlag men se Figur 25 och tillhörande text). Inom hänsynszonen kan tidrestriktioner vara aktuella om arbeten likväl bedömd kunna ge betydande påverkan (TTS eller PTS). Hänsynszonen för tumlare överlappar med intressanta områden i södra delen av studieområdet. Inritat i kartorna är även Natura 2000-områdena Bratten samt Koster- och Väderöfjorden i den västra yttre delen respektive norra delen av studieområdet.



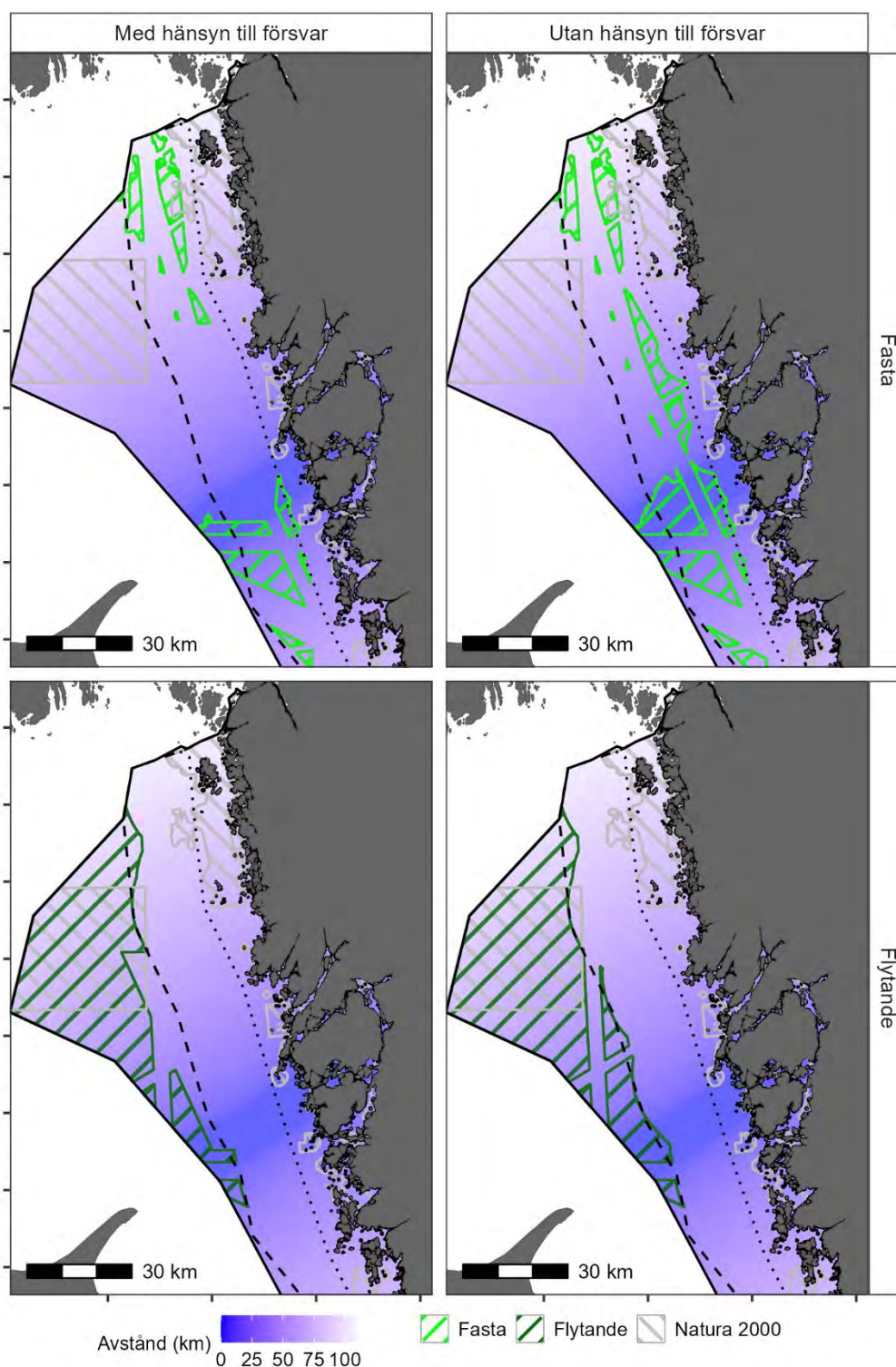
Figur 34. Anläggningsfas; vänster panel visar industrins preferenser med hänsyn till totalförsvarets militära del och höger panel visar industrins preferenser utan hänsyn till totalförsvarets militära del. Övre paneler visar områden för fasta fundament och nedre panel områden för flytande fundament. Natura 2000-områdena Bratten och Koster- och Väderöfjorden visas som grå skrafferade polygoner. De utpekade hänsyns- och restriktionsområdena är baserade på resonemang i avsnitt 8.2. Det område som pekats ut för tumlare är baserat på förekomst som presenterats i Figur 25 - data är inte heltäckande för tumlarförekomst i studieområdet och området kan behöva justeras om ny information tas fram. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

8.3.2 Driftsfas

Under driftsfasen har påverkan beaktats med avseende på fladdermöss, sjöfågel, och flyttfågel. För fladdermöss har en hänsynszon på 15 km från kustlinjen ritats ut vilken överlappar med kustnära intressanta områden, om försvarets intressen inte beaktas (Figur 35). För sjöfågel har utgångspunkten varit stormfågel och olika alkor som sillgrissla och tordmule (se avsnitt 7.6.2.1 för andra arter liksom svårigheter att i fält klart identifiera somliga av dessa). Stormfågel ses framför allt i uppvälningszonen och västerut medan alkorna håller sig till områden med djup mellan 100 och 200 meter där tordmulen generellt föredrar något grundare områden (Figur 35). För sjöfågel inkluderas ett område inom vilket det rekommenderas att den totala utbyggnaden i Skagerrak, inklusive på danskt och norskt vatten, beaktas. Flyttfågel kan påträffas i hela området, beroende på vindförhållanden, vilket för tydlighetens skull presenteras separat i Figur 36. Här anges en gradient i blått som reflekterar avståndet till den så kallade "skolboksrudd" mellan Skagen och Tjörn (se Figur 33).



Figur 35. Driftsfas: fladdermöss och sjöfågel; vänster panel visar industrins preferenser med hänsyn till totalförsvarets militära del och höger panel visar industrins preferenser utan hänsyn till totalförsvarets militära del. Övre paneler visar områden för fasta fundament och nedre panel områden för flytande fundament. Natura 2000-områdena Bratten och Koster- och Väderöfjorden visas som grå skrafferade polygoner. Mörkblå polygon visar områden där djupet >200 m (representerar stormfågel) och ljusblå polygon områden där djupet är mellan 100-200m (representerar alkor). Detta är satt som representativt; i fält är arter inte så exklusiva i sitt habitatsval. För dessa arter föreslås begränsad utbyggnad. Beige polygon stoppreglering för fladdermöss. Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).



Figur 36. Driftsfas: migrerande fågel; vänster panel visar industrins preferenser med hänsyn till totalförsvarets militära del och höger panel visar industrins preferenser utan hänsyn till totalförsvarets militära del. Övre paneler visar områden för fasta fundament och nedre panel områden för flytande fundament. Natura 2000-områdena Bratten och Koster- och Väderöfjorden visas som grå skrafferade polygoner. Den blå gradienten illustrerar förekomst av flyttfågel, i första hand under vårflytten. De mörkare områdena visar "skolboksrutten" från Skagen till svenska kusten, och skalan visar avståndet i km från den ungefärliga "skolboksrutten". Prickad linje visar 1 nautisk mil utanför baslinjen, streckad linje territorialgränsen och heldragen linje gränsen för svensk exklusiv ekonomisk zon (EEZ).

9. Slutsats

Syftet med denna rapport är att ta fram ett underlag för hur en del av Västerhavets havsområde kan användas för havsbaserad vindkraft på ett hållbart sätt. Underlaget innehåller kartlager både med och utan hänsyn till Försvarens intressen. I rapporten belyses också var kunskapsluckor finns, och hur dessa ibland begränsar möjligheten att ge en tydlig vägledning. Västerhavet erbjuder ett stort antal livsmiljöer för många arter och de bedömningar som görs i rapporten är generella för området och kan inte ersätta projektspecifika undersökningar. Underlaget är framtaget med ekologisk hänsyn till följande artgrupper; bottenlevande arter, havskräfta och nordhavsräka, fisk, marina däggdjur, fåglar och fladdermöss.

Resultatet av modelleringen visar att större delen av Västerhavet potentiellt skulle vara intressant för etablering av havsbaserad vindkraft. I de djupare områdena (>80 m) skulle flytande fundament vara aktuella och på grundare vatten någon form av fasta fundament. Vindstyrkan är betydligt högre till havs jämfört med land och varierar mindre. En stor del av området upptas av riksintressena obruten kust, sjöfart, Natura 2000 och totalförsvarets militära del. Vindkraftsparker har generellt sett inte planerats i områden där de kolliderar med nämnda riksintressen.

De anspråk som görs av totalförsvarets militära del i Västerhavet domineras av övningsområdet Skagen som upptar en stor del av utsjön från Tjörn upp till Smögen. Modellen visar att detta område skulle vara intressant för vindkraftsindustrin om samexistens med försvaret skulle vara möjlig.

Bottenlevande arter samt fisk och kräftdjur bedöms främst påverkas under anläggningsfasen. Anläggningsfasen är kort, 1–2 år, och påverkad fauna kan efter arbetet avslutats återhämta sig. Påverkan på bottenlevande arter, fisk och kräftdjur förväntas främst ske på individnivå och ingen påverkan förväntas ske på populationsnivå. Även marina däggdjur påverkas främst på individnivå. Påverkan på marina däggdjur är huvudsakligen kopplad till höga ljudnivåer under anläggningen, påverkan kan dock begränsas genom användandet av skyddsåtgärder och eventuella tidsrestriktioner.

För fåglar och fladdermöss bedöms påverkan ske under driftsfasen. Fladdermöss utnyttjar främst området nära kusten för födosök och påverkan kan begränsas genom restriktioner inom detta område. Både sjöfågel och flyttfågel förekommer i Västerhavet, men exakt hur de utnyttjar habitatet är inte väl undersökt. De ruttor som flyttande fågel väljer påverkas till stor del av vindförhållandena vilket innebär att flyttande fågel kan återfinnas i hela Västerhavet under migrationssäsongen. Påverkan här är också en fråga om kumulativa effekter om andra havsområden tas i anspråk för energiutvinning.

I Västerhavet saknas stora, artrika grundområden som utgör viktiga födosöks-, fortplantning- eller övervintringsområden och som därför kan vara känsliga för etablering av vindkraft. Detta innebär inte att alla djupare områden i Västerhavet är lämpliga. Till exempel finns det skyddade områden, såsom Bratten, med höga naturvärden, samt uppvälningszoner som attraherar fisk och sjöfågel.

Kunskapsläget varierar stort mellan de ingående artgrupperna och därmed finns det betydande osäkerheter i underlaget. För vissa artgrupper och habitat härrör osäkerhet från brist på undersökningar och därmed osäkerhet om utbredning. För andra är utbredningen relativt väl känd men hur de påverkas av vindkraft är dåligt undersökt. För arter som rör sig över stora områden, exempelvis sjöfågel och tumlare, kan generell förekomst i området vara bekräftad men hur de nyttjar området kan variera stort över året och mellan år.

Hur stor utbyggnad som är möjlig ur ett ekologiskt hållbart perspektiv är i stort sett omöjlig att avgöra. Västerhavet är en del av ett mycket större födosöksområde för många arter, särskilt sjöfågel. Även för tumlare och många arter av fisk är Västerhavet en del av populationens utbredningsområde även när det inte har identifierats som ett viktigt fortplantningsområde. Hur dessa arter påverkas av en storskalig utbyggnad kan inte enbart baseras på projekt förlagda till Västerhavet utan måste även inkludera projekt i angränsande länder. Den tekniska utvecklingen möjliggör att den negativa påverkan kan begränsas, vilket exempelvis kan ske genom förbättrad effektivitet av bullerreducerande åtgärder och automatiserad driftreglering triggat av sensorer som registrerar fågel.

Sammanfattningsvis finns goda förutsättningar att etablera havsbaserad vindkraft inom det utredda området i Västerhavet men det kan inte uteslutas att vissa arter kan påverkas negativt. Detta bör dock ställas emot samhällets pågående energiomställning för att möta de utmaningar som kommer med hotande klimatförändringar.



Foto: Johanna Bergkvist

10. Förteckning över appendix

Appendix 1: Rapport Fladdermöss på Västkusten (Nattbakka Natur & Enviroplanning)

Appendix 2: Rapport Fågel och vindkraft (Ottwall consulting)

Appendix 3: Kartor ekologisk hänsyn

11. Referenser

- Aarefjord, H., Bjorge, A. J., Kinze, C. C. & Lindstedt, I. (1996). Diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Scandinavian waters. *Oceanographic Literature Review*, 10(43), 1041.
- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2017). *Behavioural response of grey seals to pile-driving*. Wageningen: Wageningen Marine Research. No. Wageningen Marine Research report C006/18.
- Ahlén, I. (2002). Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. *Fauna och flora*, 97(3), 14–21.
- Ahlén, I., Baagøe, H. J. & Bach, L. (2009). Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1318–1323.
- Ahlén, I., Bach, L., Baagøe, H. J. & Pettersson, J. (2007). *Fladdermöss och havsbaserade vindkraftverk studerade i södra Skandinavien*. Naturvårdsverket. No. Rapport 5748.
- Ahmadi, M., Hemami, M., Kaboli, M. & Shabani, F. (2023). MaxEnt brings comparable results when the input data are being completed. Model parameterization of four species distribution models. *Ecology and Evolution*, 13(2), doi:10.1002/ece3.9827.
- Andersson, M. H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B. L., Hammar, J., Persson, L. K., Pihl, J., Sigray, P. & Wikström, A. (2016). *Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning*. Stockholm. No. Rapport 6723.
- Andreasen, H., Ross, S. D., Siebert, U., Andersen, N. G., Ronnenberg, K. & Gilles, A. (2017). Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. *Marine Mammal Science*, 33(4), 1053–1079. doi:10.1111/mms.12421.
- Bakken (1973). *Sprat in Norwegian waters, a short review of biology, fishery and current research*. International Council for the Exploration of the Sea. No. C.M. 1973/H:22.
- Barlow, J. (1993). Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, abundance estimation for California, Oregon, and Washington: I. Ship surveys. *Collected Reprints*, 1(3), 122.
- Bejder, L., Samuels, A. M. Y., Whitehead, H., Finn, H. & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, 395 177–185.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R. & Åstrand Capetillo, N. (2012). *Vindkraftens effekter på marint liv*. Stockholm: Naturvårdsverket. Syntesrapport No. 6488.
- Bergström, L., Öhman, M., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Nyström Sandman, A., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021*. Naturvårdsverket. No. Rapport 7049.
- Bertel, B. (1990). Rovfuglenes forårstræk over Skagen. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, 84 85–90.
- BirdLife International (2022). *An unprecedented wave of avian flu has been devastating bird populations across the Northern hemisphere*. <https://www.birdlife.org/news/2022/08/08/an-unprecedented-wave-of-avian-flu-has-been-devastating-bird-populations-across-the-northern-hemisphere/>.
- BMU (2014). *Concept for the protection of harbour porpoises from sound exposures during the construction of offshore wind farms in the German North Sea (sound protection concept)*. Göteborg: 21st ASCOBANS Advisory Committee Meeting.
- Bochert, R. & Zettler, M. L. (2004). Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics: Journal of the Bioelectromagnetics Society, The Society for Physical Regulation in Biology and Medicine, The European Bioelectromagnetics Association*, 25(7), 498–502.

- Boshamer, J. P. & Bekker, J. P. (2008). Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. *Lutra*, 51(1), 17.
- Boverket (2022). *Riksintressen är nationellt betydelsefulla områden*. <https://www.boverket.se/sv/samhallsplanering/sa-planeras-sverige/nationell-planering/riksintressen-ar-betydelsefulla-omraden/> [2023-03-21].
- Bowden, J. & Johnson, C. G. (1976). Migrating and other terrestrial insects at sea. I *Marine insects*. North-Holland Publishing Company.
- Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B. & Degraer, S. (2021). The relation between migratory activity of *Pipistrellus* bats at sea and weather conditions offers possibilities to reduce offshore wind farm effects. *Animals*, 11(12), 3457.
- Brabant, R., Laurent, Y., Poerink, B. J. & Degraer, S. (2019). Activity and behaviour of Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at low and high altitude in a North Sea offshore wind farm. *Acta Chiropterologica*, 21(2), 341–348.
- Brandt, M., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421 205–216. doi:10.3354/meps08888.
- Brawn, V. M. (1961). Sound production by the cod (*Gadus callarias* L.). *Behaviour*, 18(4), 239–255.
- Bruderer, B., Peter, D. & Korner-Nievergelt, F. (2018). Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. *Journal of Ornithology*, 159(2), 315–336.
- Buckingham, L., Daunt, F., Bogdanova, M. I., Furness, R. W., Bennett, S., Duckworth, J., Dunn, R. E., Wanless, S., Harris, M. P. & Jardine, D. C. (2023). Energetic synchrony throughout the non-breeding season in common guillemots from four colonies. *Journal of Avian Biology*, 2023(1–2), e03018.
- Börjesson, P., Berggren, P. & Ganning, B. (2003). Diet of harbor porpoises in the Kattegat and Skagerrak seas: accounting for individual variation and sample size. *Marine Mammal Science*, 19(1), 38–58.
- Börjesson, P. & Read, A. J. (2003). Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *Journal of Mammalogy*, 84(3), 948–955.
- Camphuysen, C. J. & Gear, S. C. (2022). *Great Skuas and Northern Gannets on Foula, summer 2022 - an unprecedented, H5N1 related massacre*. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research: Texel. No. NIOZ Report 2022-02.
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M. & Linderholm, H. (2012). Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak: Regional depletion of marine fish. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(2), 200–208. doi:10.1111/j.1439-0426.2012.01937.x.
- Carlström, J. & Carlén, I. (2016). *Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten*. Stockholm: AquaBiota. No. 2016:04.
- Carstensen, J., Henriksen, O. & Teilmann, J. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321 295–308. doi:10.3354/meps321295.
- Chapman, C. J. & Hawkins, A. D. (1973). A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of comparative physiology*, 85 147–167.
- Christensen, T. K., Petersen, T. K. & Balsby, T. J. S. (2022). *Bird migration at Skagen and the west coast of Sweden – spring 2022. Data report on bird migration at Skagen, Denmark and west coast of Sweden in relation to a planned offshore wind farm in Kattegat*. Aarhus University.
- Clausen, K. T., Teilmann, J., Wisniewska, D. M., Balle, J. D., Delefosse, M. & van Beest, F. M. (2021). Echolocation activity of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, shows seasonal

- artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(1), e12055.
- Clevestam, P. D., Ogonowski, M., Sjöberg, N. B. & Wickström, H. (2011). Too short to spawn? Implications of small body size and swimming distance on successful migration and maturation of the European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology*, 78(4), 1073–1089.
- Cook, A., Johnston, A., Wright, L. J. & Burton, N. H. (2012). *Strategic ornithological support services project SOSS-02: A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms*. CiteSeer.
- Cresci, A., Zhang, G., Durif, C. M., Larsen, T., Schema, S., Skiftesvik, A. B. & Browman, H. I. (2023). Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. *Communications Biology*, 6(1), 353.
- Dahl Møller, J., Baagøe, H. J. & Degn, H. J. (2013). *Forvaltningsplan for flagermus. Beskyttelse og forvaltning af de 17 danske flagermus-arter og deres levesteder*. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Daverat, F., Limburg, K. E., Thibault, I., Shiao, J.-C., Dodson, J. J., Caron, F., Tzeng, W.-N., Iizuka, Y. & Wickström, H. (2006). Phenotypic plasticity of habitat use by three temperate eel species, *Anguilla anguilla*, *A. japonica* and *A. rostrata*. *Marine Ecology Progress Series*, 308 231–241.
- Dehnhardt, G. & Kaminski, A. (1995). Sensitivity of the mystacial vibrissae of harbour seals (*Phoca vitulina*) for size differences of actively touched objects. *Journal of Experimental Biology*, 198 2317–2323.
- Dekker, W., van Gemert, R., Bryhn, A., Sjöberg, N. & Wickström, H. (2021). *Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2021. Fourth post-evaluation of the Swedish eel management*. SLU. No. Aqua reports 2021:12.
- DHI (2023). *AOWFL. Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms*. Vattenfall. Final Report for the study period 2020-2021.
- Dierschke, V., Furness, R. W. & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, 202 59–68.
- Drachmann, J. (2022). *Förekomst av fladdermöss på Anholt, våren 2022*. Vattenfall Vindkraft AB.
- Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P. T. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports*, 5(1), 11083. doi:10.1038/srep11083.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. & Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8(2), 025002. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002.
- Edmonds, N. J., Firmin, C. J., Goldsmith, D., Faulkner, R. C. & Wood, D. T. (2016). A review of crustacean sensitivity to high amplitude underwater noise: data needs for effective risk assessment in relation to UK commercial species. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1–2), 5–11.
- Edrén, S. M. C., Teilmann, J., Dietz, R. & Carstensen, J. (2004). *Effect from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on seals in Rødsand seal sanctuary based on remote video monitoring*. Ministry of the Environment. Technical report to Energi E2 A/S.
- Edward, B., Karen, D. & Robert, B. (2018). Noise in the North Sea: How man-made underwater sound playbacks impact Norway lobster development. I *BOOK OF ABSTRACTS*.
- EGGE, E. S., Johannessen, T. V., Andersen, T., Eikrem, W., Bittner, L., Larsen, A., Sandaa, R.-A. & Edvardsen, B. (2015). Seasonal diversity and dynamics of haptophytes in the Skagerrak, Norway, explored by high-throughput sequencing. *Molecular Ecology*, 24(12), 3026–3042. doi:10.1111/mec.13160.

- Elith, J. (2017). Predicting distributions of invasive species. I Robinson, A. P., Walshe, T., Burgman, M. A., & Nunn, M. (red.). *Invasive Species*. Cambridge University Press, ss.93–129.
- Energimyndigheten (2021). *Beskrivning av det nationella kartunderlaget. Underlag till den nationella strategin för en hållbar vindkraftsutbyggnad*.
- Engen, F. & Folstad, I. (1999). Cod courtship song: a song at the expense of dance? *Canadian Journal of Zoology*, 77(4), 542–550.
- Enger, P. S. (1967). Hearing in herring. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 22(2), 527–538.
- Equinor (2019a). *Noise impact assessment Hywind Tampen*.
- Equinor (2019b). *Hywind Tampen. PL050 - PL057 - PL089. PUD del II - Konsekvensutredning*.
- Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E. & Embling, C. B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals - a review. *Frontiers of Marine Science*, 6(606),.
- Falchieri, M., Reid, S. M., Ross, C. S., James, J., Byrne, A. M., Zamfir, M., Brown, I. H., Banyard, A. C., Tyler, G. & Philip, E. (2022). Shift in HPAI infection dynamics causes significant losses in seabird populations across Great Britain. *Veterinary Record*, 191(7), 294–296.
- Fox, A. D. & Petersen, I. K. (2019). Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift*, 113 86–101.
- Fredriksson, R., Erlandsson, M. & Bergström, U. (2021). *Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet*. SLU. No. Aqua reports 2021:15.
- Funk, S., Krumme, U., Temming, A. & Möllmann, C. (2020). Gillnet fishers' knowledge reveals seasonality in depth and habitat use of cod (*Gadus morhua*) in the Western Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 77(5), 1816–1829.
- Försvarsmakten (2022). *Rikssintressen för Totalförsvarets militära del. Västra Götalands län 2022*. Stockholm'. No. FM2021-25290:1 Bilaga 22.
- Gaultier, S. P., Blomberg, A. S., Ijäs, A., Vasko, V., Vesterinen, E. J., Brommer, J. E. & Lilley, T. M. (2020). Bats and wind farms: The role and importance of the Baltic Sea countries in the European context of power transition and biodiversity conservation. *Environmental science & technology*, 54(17), 10385–10398.
- Glarou, M., Zrust, M. & Svendsen, J. C. (2020). Using artificial-reef knowledge to enhance the ecological function of offshore wind turbine foundations: implications for fish abundance and diversity. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(5), 332.
- González-Irusta, J. M. & Wright, P. J. (2017). Spawning grounds of whiting (*Merlangius merlangus*). *Fisheries Research*, 195 141–151. doi:10.1016/j.fishres.2017.07.005.
- Hammar, L., Andersson, S. & Rosenberg, R. (2008). *Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft*. Naturvårdsverket. No. Rapport 5828.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å. (2009). *Miljöeffekter vid muddring och dumpning – en litteratursammanställning*. Naturvårdsverket. No. Rapport 5999.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N. (2021). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys*. SCANS-III.
- Hanke, F. D. & Dehnhardt, G. (2018). On route with harbor seals – how their senses contribute to orientation, navigation and foraging. *Neuroforum*, 24(4), A183–A195. doi:10.1515/nf-2018-A012.
- Hansen, J. W. & Høgslund, S. (2021). *Marine områder 2019. NOVANA*. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. No. 418.
- Harding, K. C., Salmon, M., Teilmann, J., Dietz, R. & Harkonen, T. (2018). Population wide decline in somatic growth in harbor seals—early signs of density dependence. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 59.
- Harsanyi, P., Scott, K., Easton, B. A., de la Cruz Ortiz, G., Chapman, E. C., Piper, A. J., Rochas, C. M. & Lyndon, A. R. (2022). The effects of anthropogenic electromagnetic fields (EMF) on

- the early development of two commercially important crustaceans, European lobster, *Homarus gammarus* (L.) and edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(5), 564.
- Harwood, A. J., Perrow, M. R. & Berridge, R. J. (2018). Use of an optical rangefinder to assess the reliability of seabird flight heights from boat-based surveyors: implications for collision risk at offshore wind farms. *Journal of Field Ornithology*, 89(4), 372–383.
- Hastie, G. D., Lepper, P., McKnight, J. C., Milne, R., Russell, D. J. F. & Thompson, D. (2021). Acoustic risk balancing by marine mammals: anthropogenic noise can influence the foraging decisions by seals. *Journal of Applied Ecology*, 58(9), 1854–1863. doi:10.1111/1365-2664.13931.
- Hastie, G. D., Russell, D. J. F., McConnell, B., Moss, S., Thompson, D. & Janik, V. M. (2015). Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 631–640. doi:10.1111/1365-2664.12403.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2012). *Nationell förvaltningsplan för knubbsäl (Phoca vitulina) i Kattegatt och Skagerrak*. Göteborg.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Symphony. Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. No. 2018:1.
- Havs- och vattenmyndigheten (2021). *Åtgärdsprogram för tumlare Phocoena phocoena (Linnaeus, 1758)*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. No. 2021:11.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2022). *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021; Resursöversikt*. Göteborg. No. Rapport 2022:2.
- Havsmiljöinstitutet (2022). *Knubbsäl*. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/knubbsal> [2022-05-23].
- Hawkins, A. D. & Johnstone, A. D. F. (1978). The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, 13(6), 655–673.
- Hawkins, Anthony D., Roberts, L. & Cheesman, S. (2014). Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135(5), 3101–3116.
- Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J. & Madsen, P. T. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of the Acoustic Society of America*, 136 1640–1653.
- Heubeck, M., Aarvak, T., Isaksen, K., Johnsen, A., Petersen, I. K. & Anker-Nilssen, T. (2011). Mass mortality of adult Razorbills *Alca torda* in the Skagerrak and North Sea area, autumn 2007. *Seabird*, 24 11–32.
- Hijmans, R. (2023). raster: geographic data analysis and modeling.
- Hijmans, R. & Elith, J. (2013). *Species distribution modeling with R*.
- Hijmans, R., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. (2022). dismo: species distribution modeling.
- Hill, J. M. & Tyler-Walters, H. (2018). Seapens and burrowing megafauna in circalittoral fine mud. I *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [online]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.
- Hjernquist, M. (2022). Tusentals döda fåglar längst Gotlands västkust. *Hela Gotland*, 21 juli 2022.
- Homrum, E. í, Hansen, B., Jónsson, S. Þ., Michalsen, K., Burgos, J., Righton, D., Steingrund, P., Jakobsen, T., Mouritsen, R. & Hátún, H. (2013). Migration of saithe (*Pollachius virens*) in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 70(4), 782–792.
- Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C. & Rodrigues, L. (2005). *Bat migrations in Europe: a review of banding data and literature*. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K. & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications*, 6 57. doi:10.7557/3.2721.

- Härkönen, T. & Harding, K. C. (2001). Spatial structure of harbour seal populations and the implications thereof. *Canadian Journal of Zoology*, 79(12), 2115–2127.
- Härkönen, T. & Heide-Jorgensen, M.-P. (1991). The harbour seal *Phoca vitulina* as a predator in the Skagerrak. *Ophelia*, 34(3), 191–207.
- ICES (2018). *Report of the workshop on mixing of western and central Baltic herring stocks (WKMIXHER)*. ICES WKMIXHER REPORT 2018 ICES ADVISORY COMMITTEE. No. ICES CM 2018/ACOM:63.
- ICES (2021a). *Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). 5 Dab in Subarea 4 (North Sea) and Division 3.a (Skagerrak, Kattegat)*.
- ICES (2021b). Working Group on Marine Mammal Ecology, doi:10.17895/ICES.PUB.8141.
- ICES Stock Annex (2016). *Stock Annex: Hake (Merluccius merluccius) in subareas 4, 6, and 7, and in divisions 3.a, 8.a–b, and 8.d, Northern stock (Greater North Sea, Celtic Seas, and the northern Bay of Biscay)*.
- ICES Stock Annex (2017a). *Stock Annex: Norway lobster (Nephrops norvegicus) in Division 3.a, Functional units 3 and 4 (Skagerrak and Kattegat)*.
- ICES Stock Annex (2017b). *Stock Annex: Norway Pout in the North Sea and Skagerrak (area 4 and 3.a)*.
- ICES Stock Annex (2019). *Stock Annex: Blue whiting (Micromesistius poutassou) in subareas 1–9, 12, and 14 (Northeast Atlantic and adjacent waters)*.
- ICES Stock Annex (2020). *Stock Annex: Whiting (Merlangius merlangus) in Division 3.a (Skagerrak and Kattegat)*.
- ICES Stock Annex (2021a). *Stock Annex: Saithe (Pollachius virens) in subareas 4, 6 and Division 3.a (North Sea, Rockall and West of Scotland, Skagerrak and Kattegat)*.
- ICES Stock Annex (2021b). *Stock Annex: Haddock (Melanogrammus aeglefinus) in Subarea 4, Division 6.a and Subdivision 20 (North Sea, West of Scotland, Skagerrak)*.
- ICES Stock Annex (2021c). *Stock Annex: Mackerel (Scomber scombrus) in subareas 1–7 and 14 and divisions 8.a–e, 9.a (the Northeast Atlantic and adjacent waters)*.
- ICES Stock Annex (2021d). *Stock Annex: Plaice (Pleuronectes platessa) in Subarea 4 (North Sea) and Subdivision 20 (Skagerrak)*.
- ICES Stock Annex (2021e). *Stock Annex: Witch (Glyptocephalus cynoglossus) in Subarea 4 and divisions 3.a and 7.d (North Sea, Skagerrak and Kattegat, eastern English Channel)*.
- ICES Stock Annex (2021f). *Stock Annex: Herring (Clupea harengus) in subareas 1, 2, and 5, and in divisions 4.a and 14.a (Norwegian Spring Spawning)*.
- ICES Stock Annex (2021g). *Stock Annex: Herring (Clupea harengus) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic)*.
- ICES Stock Annex (2021h). *Stock Annex: Sprat (Sprattus sprattus) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea)*.
- ICES Stock Annex (2021i). *Stock Annex: Cod (Gadus morhua) in Subarea 4 and divisions 7.d and 20 (North Sea, eastern English Channel, Skagerrak)*.
- ICF (2020). *Comparison of environmental effects from different offshore wind turbine foundations*. Sterling, VA: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management. No. OCS Study BOEM 2020-041.
- Isæus, M., Beltrán, J., Stensland Isæus, E., Öhman, M. C. & Andersson-Li, M. (2022). *Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön Slutrapport för projekt Marin MedVind. Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs*. Stockholm. Marin Medvind – Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs No. Rapport 7055.
- Jensen, F. P., Ringgaard, R., Blew, J. & Jacobsen, E. M. (2016). *Anholt offshore wind farm. Post-construction monitoring of bird migration*. Fredericia, Denmark: Dong Energy. Dong Energy Repor.
- Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P. S. & Sand, O. (1989). Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Comparative Physiology A*, 165 455–459.

- Jézéquel, Y., Jones, I. T., Bonnel, J., Chauvaud, L., Atema, J. & Mooney, T. A. (2021). Sound detection by the American lobster (*Homarus americanus*). *Journal of Experimental Biology*, 224(6), jeb240747.
- Johansen, T. W. & Johansen, F. (2020). *Flagermus over Skagen Fuglestation*. Skagen Fuglestation, årsskrift.
- Johnston, A., Cook, A. S., Wright, L. J., Humphreys, E. M. & Burton, N. H. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 51(1), 31–41.
- Jonsson, P. R., Corell, H., André, C., Svedäng, H. & Moksnes, P.-O. (2016). Recent decline in cod stocks in the North Sea–Skagerrak–Kattegat shifts the sources of larval supply. *Fisheries Oceanography*, 25(3), 210–228.
- Josefsson, S. (2022). *Results from the national environmental monitoring programme. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021*. Sveriges Geologiska Undersökning. No. SGU-rapport 2022:08 Diarie-nr: 35-1370/2021.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. (2020). *Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet*. SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. No. Aqua Reports 2020:1.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., de Jong, C. A. F. & Wensveen, P. J. (2010). The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *Journal of the Acoustic Society of America*, 128 3211–3222.
- Kastelein, R. A., Wensveen, P. J., Hoek, L., Au, W. W., Terhune, J. M. & de Jong, C. A. (2009). Critical ratios in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) for tonal signals between 0.315 and 150 kHz in random Gaussian white noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126(3), 1588–1597.
- Krijgsveld, K. (2014). *Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms: Overview of knowledge including effects of configuration*. Rapport Bureau Waardenburg.
- Lagerveld, S., Jonge Poerink, B. & Geelhoed, S. C. (2021). Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. *Animals*, 11(12), 3442.
- Leopold, M. F. & Verdaat, H. J. P. (2018). *Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen*. Wageningen University. No. Wageningen University&Research rapport C068/18.
- Li, W. & Guo, Q. (2013). How to assess the prediction accuracy of species presence-absence models without absence data? *Ecography*, 36(7), 788–799. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07585.x.
- Lindecke, O., Elksne, A., Holland, R. A., Pētersons, G. & Voigt, C. C. (2019). Orientation and flight behaviour identify the Soprano pipistrelle as a migratory bat species at the Baltic Sea coast. *Journal of Zoology*, 308(1), 56–65.
- Lindquist, A. & Hannerz, L. (1974). Migrations of the mackerel in the northern North Sea and in the Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*, 35(3), 276–280. doi:10.1093/icesjms/35.3.276.
- Liu, X., Liu, H., Gong, H., Lin, Z. & Lv, S. (2017). Applying the one-class classification method of maxent to detect an invasive plant *Spartina alterniflora* with time-series analysis. *Remote Sensing*, 9(11), 1120. doi:10.3390/rs9111120.
- Ljøen, R. (1961). *On the drift of sprat eggs and fry in the Skagerrak and the north-eastern part of the North Sea*. International Council for the Exploration of the Sea. No. C.M.1961/No. 154.

- Lockyer, C. & Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Scientific Publications*, 5 143. doi:10.7557/3.2745.
- Loots, C., Planque, B. & Koubbi, P. (2010). Spawning distribution of North Sea plaice and whiting from 1980 to 2007. *Journal of Oceanography, Research and Data*, 3(77), 77–95.
- Länsstyrelsen Västra Götaland (2020). *Strategi för skydd och förvaltning av marina miljöer och arter i Västerhavet*. No. Rapportnr: 2020:14.
- Länsstyrelsen Västra Götaland & MMT (2017). *Undersökning av djupa revmiljöer i Västra Götalands län*. No. Rapport 2017:29.
- Länsstyrelsen Västra Götaland & MMT (2019). *Biologisk sjömättningsrapport. 103061-LVG-MMT-SUR-REP-Survey Revision A | För Användning juni 2019. Kartering av epibentiska habitat i Västerhavets utsjövatten. Skagerrak/Kattegatt januari-februari 2019*.
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A. & Salthaug, A. (2012). Effects of sounds from seismic air guns on fish behavior and catch rates. I *The effects of noise on aquatic life*. Springer, ss.415–419.
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309 279–295. doi:10.3354/meps309279.
- McQueen, A. D., Suedel, B. C., Jong, C. & Thomsen, F. (2020). Ecological Risk Assessment of Underwater Sounds from Dredging Operations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(4), 481–493. doi:10.1002/ieam.4261.
- Merow, C., Smith, M. J. & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.
- Messieh, S. N., Wildish, D. J. & Peterson, R. H. (1981). *Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery*. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries and Environmental Sciences, Biological Station.
- Mikkelsen, L., Johnson, M., Wisniewska, D. M., van Neer, A., Siebert, U., Madsen, P. T. & Teilmann, J. (2019). Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecology and Evolution*, 9(5), 2588–2601. doi:10.1002/ece3.4923.
- Mittermayer, F. H. (2007). *Reproductive biology and growth of the sprat (Sprattus sprattus L.) in the Kattegat and Skagerrak*. Department of Marine Ecology University of Gothenburg. BSc Thesis.
- Moksness, E. & Torstensen, E. (1985). *The bouyancy of sprat (Sprattus sprattus) eggs and larvae in the Skagerrak area*. International Council for the Exploration of the Sea. No. C.M. 1985/L:6.
- Moore, P. G. (1977). Inorganic particulate suspension in the sea and their effects on marine animals. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 15 225–363.
- Mueller-Blenkle, C., Gill, A. B., McGregor, P. K., Metcalfe, J., Bendall, V., Wood, D., Andersson, M. H., Sigray, P. & Thomsen, F. (2010). Behavioral reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 128(4), 2331–2331.
- Munk, P., Fox, C. J., Bolle, L. J., van DAMME, C. J. G., Fossum, P. & Kraus, G. (2009). Spawning of North Sea fishes linked to hydrographic features. *Fisheries Oceanography*, 18(6), 458–469. doi:10.1111/j.1365-2419.2009.00525.x.
- National Marine Fisheries Service (2018). *2018 Revisions to: Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing (Version 2.0): underwater thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts*. U.S. Dept. of Commer., NOAA. No. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Naturvårdskonsult Gerell (2002). *Vindkraftverk på Fladen, Kattegatt och dess eventuella effekter på sträckande fladdermöss – en miljökonsekvensbeskrivning*.

- Naturvårdskonsult Gerell (2011). *Planerad vindkraftspark på Södra Midsjöbanken - En preliminär analys av effekterna på fladdermusfaunan*. No. Rapport 2011-09-28.
- Nielsen, E., Støttrup, J. G., Heilmann, J. & MacKenzie, B. R. (2004). The spawning of plaice *Pleuronectes platessa* in the Kattegat. *Journal of Sea Research*, 51(3–4), 219–228. doi:10.1016/j.seares.2003.08.005.
- Niesterok, B., Krüger, Y., Wieskotten, S., Dehnhardt, G. & Hanke, W. (2017). Hydrodynamic detection and localization of artificial flatfish breathing currents by harbour seals (*Phoca vitulina*). *Journal of Experimental Biology*, 220(2), 174–185. doi:10.1242/jeb.148676.
- Nilsson, C., Dokter, A. M., Verlinden, L., Shamoun-Baranes, J., Schmid, B., Desmet, P., Bauer, S., Chapman, J., Alves, J. A., Stepanian, P. M., Sapir, N., Wainwright, C., Boos, M., Górski, A., Menz, M. H. M., Rodrigues, P., Leijnse, H., Zehtindjiev, P., Brabant, R., Haase, G., Weisshaupt, N., Ciach, M. & Liechti, F. (2019). Revealing patterns of nocturnal migration using the European weather radar network. *Ecography*, 42(5), 876–886. doi:10.1111/ecog.04003.
- NIRAS (2015). *Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Marine Mammals. EIA – Technical Report*. Aarhus Universitet, DHI.
- NIRAS (2021). *Frederikshavn Havvindmøllepark, Flagermusundersøgelse*.
- Normandeau, E., Tricas, T. & Gill, A. (2011). *Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species*. Camarillo, CA: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region. No. OCS Study BOEMRE 2011-09.
- Odell, A., Bernland, A., Eriksson, G., Grahn, P., Mårtensson, T., Norin, L., Olsen, M. & Reichel, B. (2022). *Möjligheter till samexistens mellan Försvarsmaktens verksamhet och utbyggd vindkraft*. FOI. No. FOI-R--5293--SE.
- Olsen, M. T., Andersen, S. M., Teilmann, J., Dietz, R., Edrén, S. M. C., Linnet, A. & Härkönen, T. (2010). Status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Southern Scandinavia. *NAMMCO Scientific Publications*, 8 77. doi:10.7557/3.2674.
- Olsson, O., Nilsson, T. & Fransson, T. (2000). Long-term study of mortality in the common guillemot in the Baltic Sea. *Swedish Environmental Protection Agency, Report*, 5057.
- Palka, D. L. & Hammond, P. S. (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(4), 777–787.
- Parmanne, R., Rechlin, O. & Sjöstrand, B. (1994). Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea. *Dana*, 10 29–59.
- Pebesma, E. (2018). Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1),.
- Peire, K., Nonneman, H. & Bosschem, E. (2009). Gravity base foundations for the Thornton Bank Offshore Wind Farm. *Terra et Aqua*, 115 19–29.
- Petersen, A., Jensen, J.-K., Jenkins, P., Bloch, D. & Ingimarsson, F. (2014). A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica*, 16(1), 169–195.
- Petersen, I. K., Nielsen, R. D. & Clausen, P. (2019). *Opdateret vurdering af IBA udpegninger i relation til otte specifikke marine områder*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. No. Teknisk rapport nr. 203.
- Pettersson, J. (2006). *Flyttande små- och sjöfåglar - en förstudie med lokalradar i Kalmarsund*. Naturvårdsverket. No. Rapport 5568.
- Pettersson, J. (2011). *Night migration of songbirds and waterfowl at the Utgrunden off-shore wind farm*. Naturvårdsverket. No. Rapport 6438.
- Pettersson, S. (2015a). *Kontrollprogram fladdermöss vid Askome vindpark, Falkenbergs kommun*. EnviroPlanning & Rio Göteborg Natur- och kulturkooperativ. Rapport på uppdrag av Varberg Energimarknad AB.

- Pettersson, S. (2015b). *Kontrollprogram fladdermöss vid Västra Derome vindpark, Varbergs kommun*. EnviroPlanning & Rio Göteborg Natur- och kulturkooperativ. Rapport på uppdrag av Varbergs Energimarknad AB.
- Pettersson, S. (2016). *Fördjupad fladdermusinventering vid Mortorp vindpark, Kalmar kommun*. EnviroPlanning AB. Rapport på uppdrag av Green Extreme AB.
- Pettersson, S. (2018). *Kontrollprogram fladdermöss vid Kvilla vindpark, Torsås kommun, 2015–2017*. Rapport på uppdrag av Green Extreme AB.
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. I *Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04*. Presenterad vid Twenty-first international conference, Banff, Alberta, Canada: ACM Press, ss.83.
- Phillips, S. J., Dudik, M. & Schapire, R. E. (2020). *Maxent software for modeling species niches and distributions*. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R., Halvorsen, M. B., Lokkeborg, S., Rogers, P., Southall, B. L., Zeddis, D. G. & Tavalga, W. N. (2014). *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: a technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3/SC1 and registered with ANSI*. New York: Springer International Publishing.
- Popper, A. N., Salmon, M. & Horch, K. W. (2001). Acoustic detection and communication by decapod crustaceans. *Journal of Comparative Physiology A*, 187 83–89.
- Reichmuth, C., Holt, M. M., Mulsow, J., Sills, J. M. & Southall, B. L. (2013). Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *Journal of Comparative Physiology A*, 199 491–507.
- Rosenberg, R. (1982). *Några lekplatser för sill i Skagerrak och Kattegatt*. Lysekil: Havsfiskelaboratoriet. No. 283.
- Ross-Smith, V. H., Thaxter, C. B., Masden, E. A., Shamoun-Baranes, J., Burton, N. H., Wright, L. J., Rehfisch, M. M. & Johnston, A. (2016). Modelling flight heights of lesser black-backed gulls and great skuas from GPS: A Bayesian approach. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1676–1685.
- RSPB (2023). *Avian flu 'Wake-up' call as fears rise for Scotland's seabirds*. <https://www.heraldscotland.com/news/23314865.avian-flu-wake-up-call-fears-rise-scotlands-seabirds/>.
- Ruiz-Ruiz, P. A., Hinojosa, I. A., Urzua, A. & Urbina, M. A. (2019). Anthropogenic noise disrupts mating behavior and metabolic rate in a marine invertebrate. I *Proceedings of Meetings on Acoustics 5ENAL*. Acoustical Society of America, ss.040006.
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L. & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1642–1652. doi:10.1111/1365-2664.12678.
- Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Diaz, L. G., Furmankiewicz, J., Hagner-Wahlsten, N., Kyheröinen, E.-M., Lilley, T., Masing, M. & Meyer, M. M. (2014). Phenology of migratory bat activity across the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. *Acta Chiropterologica*, 16(1), 139–147.
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, J. & Green, M. (2011). *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss - Syntesrapport*. Naturvårdsverket. No. Rapport 6467.
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S. & Green, M. (2017). *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss. Uppdaterad syntesrapport 2017*. Naturvårdsverket. No. Rapport 6740.
- Rydell, J. & Wickman, A. (2015). Bat activity at a small wind turbine in the Baltic Sea. *Acta Chiropterologica*, 17(2), 359–364.

- Ryrfors, T. (2015). *Surface circulation in the North-Eastern Skagerrak and the spreading of Glomma water along the Swedish coast*. Göteborg: Göteborgs Universitet. MSc Thesis Göteborgs Universitet.
- Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M. & Tougaard, J. (2020). Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) reaction to a 3D seismic airgun survey in the North Sea. *Frontiers in Marine Science*, 6 824. doi:10.3389/fmars.2019.00824.
- Satterfield, D. A., Sillett, T. S., Chapman, J. W., Altizer, S. & Marra, P. P. (2020). Seasonal insect migrations: massive, influential, and overlooked. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(6), 335–344.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., Teilmann, J. & Reijnders, P. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, 6(2), 025102. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025102.
- Schneider, M. & Fritzén, N. (2020). *Flador och deras insektproduktion – betydelsen för lokala och migrerande fladdermöss i Kvarken*. No. Delrapport inom Interreg Botnia Atlantica projekt Kvarken Flada.
- Scholik-Schlomer, A. R. (2015). Where the decibels hit the water: perspectives on the application of science to real-world underwater noise and marine protected species issues. *Acoustics Today*, 11(3), 36–44.
- Scott, K., Harsanyi, P., Easton, B. A. A., Piper, A. J. R., Rochas, C. M. V. & Lyndon, A. R. (2021). Exposure to electromagnetic fields (EMF) from submarine power cables can trigger strength-dependent behavioural and physiological responses in edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(7), 776. doi:10.3390/jmse9070776.
- Scott, K., Piper, A. J., Chapman, E. C. & Rochas, C. M. (2020). *Review of the effects of underwater sound, vibration and electromagnetic fields on crustaceans*. SEafish.
- Sigray, P. & Andersson, M. (2014). *Buller stör fiskarnas naturliga beteende. Sjöfarten kring Sverige och dess påverkan på havsmiljön*. Havsmiljöinstitutet. No. Havsmiljöinstitutets rapport 2014:4.
- Simons, S. L., Döring, R. & Temming, A. (2014). Modelling the spatio-temporal interplay between North Sea saithe (*Pollachius virens*) and multiple fleet segments for management evaluation. *Aquatic Living Resources*, 27(1), 1–16.
- Sjöberg, N. B. (2015). *Eel migration – results from tagging studies with relevance to management*. Stockholm University. PhD Thesis.
- Skov, H., Desholm, M., Heinänen, S., Kahlert, J. A., Laubek, B., Jensen, N. E., Žydelis, R. & Jensen, B. P. (2016). Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters*, 12(12), 20160804.
- Skov, H. & Durinck, J. (1998). Constancy of frontal aggregations of seabirds at the shelf break in the Skagerrak. *Journal of Sea Research*, 39(3–4), 305–311.
- Skov, H., Durinck, J. & Danielsen, F. (1992). Udbredelse og antal af Lomvie Uria aalge i Skagerrak i sensommerperioden. *Dansk Om. Foren. Tidsskr.*, 86 169–176.
- Skov, H. & Mortensen, L. O. (2022). *Modelling the distribution of seabirds in Skagerrak August 2022*. DHI.
- Sköld, M., Börjesson, P., Wennhage, H., Hjelm, J., Lövgren, J. & Ringdahl, K. (2022). A no-take zone and partially protected areas are not enough to save the Kattegat cod, but enhance biomass and abundance of the local fish assemblage. *ICES Journal of Marine Science*, 79(8), 2231–2246.
- Sköld, M., Ren, E., Jonsson, P., Wernbo, A., Wikström, A. & Wennhage, H. (2021). *Tätheten av sjöpennor i skyddade och bottentrålade områden i Skagerrak och Kattegatt - Förslag till övervakningsprogram för epifaunans status*. SLU. No. Aqua reports 2021:14.
- SLU Artdatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- SLU Artdatabanken (2022a). Artfakta Större piprensare. <https://www.artdatabanken.se/>.

- SLU Artdatabanken (2022b). Artfakta Trubbig piprensare. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022c). Artfakta Piprensarormstjärna. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022d). Artfakta Ögonkorall. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022e). Artfakta Nordhavsräka. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022f). Artfakta Lerskädda. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022g). Artfakta Taggmakrill. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SLU Artdatabanken (2022h). Artfakta Gråsäl. <https://www.artdatabanken.se/>.
- SMHI (2022). *SMHI Sharkweb*. <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/>.
- Statoil (2015). *Hywind Scotland Pilot Park. Environmental Statement*. No. Assignment No.: A100142-S35. Document No.: A-100142-S35-EIAS-001.
- Stöber, U. & Thomsen, F. (2021). How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 149(3), 1791–1795. doi:10.1121/10.0003760.
- Šuba, J., Petersons, G. & Rydell, J. (2012). Fly-and-forage strategy in the bat *Pipistrellus nathusii* during autumn migration. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 379–385.
- SVA (2022). Fortsatt fågelinfluensa och omfattande dödlighet bland vilda fåglar, 2022.
- Svedäng, H., Barth, J. M. I., Svenson, A., Jonsson, P., Jentoft, S., Knutsen, H. & André, C. (2019). Local cod (*Gadus morhua*) revealed by egg surveys and population genetic analysis after longstanding depletion on the Swedish Skagerrak coast. *ICES Journal of Marine Science*, 76(2), 418–429. doi:10.1093/icesjms/fsy166.
- Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A. & Vitale, F. (2004). *Bottenfisk i Västerhavet: Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten*. Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium. No. Finfo 2004:6.
- Sveegaard, S., Andreasen, H., Mouritsen, K. N., Jeppesen, J. P., Teilmann, J. & Kinze, C. C. (2012). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology*, 159(5), 1029–1037. doi:10.1007/s00227-012-1883-z.
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M.-H. S., Andersen, L. W. & Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3 839–850. doi:10.1016/j.gecco.2015.04.002.
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J. & Teilmann, J. (2018). *Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande*. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. No. Videnskabelig rapport nr. 284.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K. N., Desportes, G. & Siebert, U. (2011). High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science*, 27(1), 230–246. doi:10.1111/j.1748-7692.2010.00379.x.
- Sørensen, T. K., Egekvist, J., Brown, E. J., Hansen, F. I., Carl, H., Møller, P. R., Dinesen, G., Vinther, M. & Støttrup, J. (2016). *Kortlægning af fiskenes levesteder i den danske del af Øresund*. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Søvik, G. & Thangstad, T. H. (2021). *Results of the Norwegian bottom trawl survey for northern shrimp (Pandalus borealis) in Skagerrak and the Norwegian Deep (ICES Divisions 3.a and 4.a East) in 2021*. No. Serial No. N7157. NAFO SCR Doc. 21/001.
- Tanskanen, A., Yrjölä, R., Oja, J., Aalto, R. & Tanskanen, S. (2022). Long-term impact on the breeding birds of a semi-offshore island-based wind farm in Åland, Northern Baltic Sea. *Ornis Svecica*, 32 38–56.
- Taormina, B., Di Poi, C., Agnalt, A.-L., Carlier, A., Desroy, N., Escobar-Lux, R. H., D’eu, J.-F., Freytet, F. & Durif, C. M. F. (2020). Impact of magnetic fields generated by AC/DC submarine power cables on the behavior of juvenile European lobster (*Homarus gammarus*). *Aquatic Toxicology*, 220 105401. doi:10.1016/j.aquatox.2019.105401.

- Teilmann, J. & Carstensen, J. (2012). Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters*, 7(4), 045101. doi:10.1088/1748-9326/7/4/045101.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I. K., Berggren, P. & Desportes, G. (2008). *High density areas for harbour porpoises in Danish waters*. Aarhus: National Environmental Research Institute, University of Aarhus. No. NERI Technical Report No. 657, 2008.
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., Dietz, R. & Tougaard, S. (2006). *Summary on seal monitoring 1999-2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms*. Ministry of the Environment. Technical report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S.
- Thompson, P. M., Brookes, K. L., Graham, I. M., Barton, T. R., Needham, K., Bradbury, G. & Merchant, N. D. (2013). Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1771), 20132001.
- Tidau, S. & Briffa, M. (2016). Review on behavioral impacts of aquatic noise on crustaceans. I *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Acoustical Society of America, ss.010028.
- Tjørnløv, R. S., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J. B., Mortensen, L. O., Thomas, K. & Uhrenholdt (2023). *Resolving uncertainties of seabird flight and avoidance behaviours at offshore wind farms*. Report from Vattenfall.
- Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A. & Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 328–340. doi:10.1093/icesjms/fsu187.
- Tougaard, J. (2021). *Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy Agency*. DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus Universitet. Technical Report No. 225.
- Tougaard, J. & Carstensen, J. (2011). *Porpoises north of Sprogø before, during and after construction of an offshore wind farm*. National Environmental Research Institute, Aarhus Universitet. NERI commissioned report to Sund&Bælt A/S.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Wisz, M. S., Jespersen, M., Teilmann, J., Bech, N. I. & Skov, H. (2006). *Harbour Porpoises on Horns Reef. Effects of the Horns Reef Wind Farm*. Roskilde: National Environmental Research Institute, Roskilde; DHI Water and Environment, Hørsholm. NERI Technical Report.
- Tougaard, J., Henriksen, O. D. & Miller, L. A. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(6), 3766–3773. doi:10.1121/1.3117444.
- Tougaard, J., Hermannsen, L. & Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5), 2885–2893. doi:10.1121/10.0002453.
- Tougaard, J., Wright, A. J. & Madsen, P. T. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin*, 90(1–2), 196–208. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.051.
- Trafikverket (2020). *Riksintressen för trafikslagans anläggningar – sektorsbeskrivning inklusive kriterier för utpekande*. Stockholm. No. TRV 2019/45782.
- Tyler-Walters, H. & Sabatini, M. (2017). *Arctica islandica* Icelandic cyprine. I *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [online]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.
- Unger, B., Nachtsheim, D., Martínez, N. R., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L. A., Balle, J. D., Teilmann, J., Carlström, J., Owen, K. & Gilles, A. (2021). *MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020*. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden. Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management.

- Verfuß, U. K., Miller, L. A., Pilz, P. K. & Schnitzler, H.-U. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Experimental Biology*, 212(6), 823–834.
- Vitale, F., Mittermayer, F., Krischansson, B., Johansson, M. & Casini, M. (2015). Growth and maturity of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea. *Aquatic Living Resources*, 28(2–4), 127–137.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G. & Mackie, D. (2001). The sound of a triple G seismic air-gun and it's effects on the behaviour of marine fish. *Continental Shelf Research*, 21(8–10), 1005–1027.
- Warren, D. L., Matzke, N. J. & Iglesias, T. L. (2020). Evaluating presence-only species distribution models with discrimination accuracy is uninformative for many applications. *Journal of Biogeography*, 47(1), 167–180. doi:10.1111/jbi.13705.
- Weiffen, M., Möller, B., Mauck, B. & Dehnhardt, G. (2006). Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Vision Research*, 46(11), 1777–1783.
- Welcker, J. & Vilela, R. (2019). *Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas*. Husum: Bio-Consult SH. Technical report.
- Westander, H. & von Otter, V. (2022). *Sammanställning på uppdrag av Svensk Vindenergi: Försvarets yttranden över havsbaserade vindkraftsprojekt*. Westander Klimat och Energi.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I. & Svedäng, H. (2007). Silver eel migration behaviour in the Baltic. *ICES Journal of Marine Science*, 64(7), 1457–1462.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. (1996). *Effects of suspended sediment on cod egg and larvae and the behaviour of adult herring and cod*. ICES Marine Environmental Quality Committee. No. CM 1996/E:26.
- Wikström, A. & Granmo, Å. (2008). *En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs*. Naturvårdsverket. No. 5856.
- Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L. A., Siebert, U. & Madsen, P. T. (2016). Ultra-high foraging rates of harbor porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Current Biology*, 26(11), 1441–1446. doi:10.1016/j.cub.2016.03.069.
- Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R. & Madsen, P. T. (2018). High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872), 20172314.

Fladdermöss och havbaserad vindkraft på västkusten

Johan Eklöf, Nattbakka Natur & Stefan Pettersson, Enviroplanning AB. 2023-02-20

1. Sammanfattning

Det saknas fortfarande mycket kunskap om hur fladdermöss rör sig till havs, varför det inte är känt i vilken utsträckning de drabbas av havsbaserad vindkraft. Mycket tyder dock på att fladdermöss, i den mån de flyger över öppet hav, gör det vid samma förutsättningar som de flyger på hög höjd över land, det vill säga när det blåser mindre än 6 m/s. Sannolikt migrerar få eller inga fladdermöss över Skagerrak och norra Kattegatt utan rör sig snarare söderut längs kusten för att korsa Öresund eller Östersjön mot kontinenten. Men alla fladdermöss kan om tillfälle bjuds, jaga till havs, åtminstone inom en och en halv mil från land. Vindparker kan också, åtminstone i teorin, öka förutsättningarna för fladdermöss genom att insekter samlas kring vindkraftverken. Detta kan potentiellt sett leda fladdermössen längre ut och få dem att stanna längre tid över havet. Kontrollprogram bör därför upprättas vid byggnation av vindparker till havs för att övervaka eventuell fladdermusaktivitet. Kustnära vindkraftsparker bör redan från start förses med driftsreglering, som sedan kan justeras efter aktivitetsmätning på plats.

Innehåll

Fladdermöss och havbaserad vindkraft på västkusten	1
1. Sammanfattning	1
2. Bakgrund och uppdrag	1
3. Tidigare studier	2
3.1. Migration	2
3.2. Födosök	3
4. Kustnära fladdermusobservationer	3
5. Allmänna rekommendationer för etablering av vindkraft till havs	4
6. Referenser	6

2. Bakgrund och uppdrag

I takt med att den havsbaserade vindkraften byggs ut ökar kraven på information om migrerande och/eller jagande fladdermöss utanför våra kuster. Denna rapport sammanfattar nuvarande kunskap om fladdermöss på västkusten och förekomst över Skagerrak och norra Kattegatt samt redogör för de eventuella risker för fladdermöss som havsbaserad vindkraft medför.

3. Tidigare studier

Fladdermöss kan omkomma vid vindkraftverk (Ahlén 2002, Rydell m fl 2011) men det är ett fåtal arter som står för merparten av olyckorna (understrukna i tabell 1), som främst sker under varma, vindsvaga sensommarnätter. Därför har det föreslagits att driftsreglering (batmode) ska tillämpas där riskutsatta fladdermusarter finns och när omständigheterna motsvarar de ovan nämnda (Rydell m fl 2017). När det gäller havsbaserad vindkraft är kunskapsläget sämre, även om det redan 2007 uppmärksammades att problemet också kan gälla till havs (Ahlén m fl 2007). Sedan dess har dock undersökningarna varit mycket få jämfört med landbaserade verk.

3.1. Migration

I första hand är det migrerande fladdermusarter som riskerar att påverkas negativt, i alla fall då vindparkerna är lokaliserade långt ute till havs. I Sverige finns två långflyttande arter: större brunfladdermus (*Nyctalus noctula*) och trollpipistrell (*Pipistrellus nathusii*), vilka migrerar söderut under hösten för att sedan flyga tillbaka under våren (Ahlén m fl 2009, Rydell m fl 2014). Eventuellt flyttar även gråskimlig fladdermus (*Vespertilio murinus*) och dvärgpipistrell (*Pipistrellus pygmaeus*) mer eller mindre långa sträckor (Hutterer m fl 2005, Lindecke m fl 2019). Det samma gäller de mindre vanliga arterna sydfladdermus (*Eptesicus serotinus*) och mindre brunfladdermus (*Nyctalus leisleri*) (Ahlén 2009). De flyttande fladdermusarterna är alltså i stort sett de samma som tidigare angetts som högriskarter i vindkraftsammanhang (Rydell m fl 2011, 2017).

Bäst kunskap om migrerande fladdermöss har vi från Ostkusten och Öresund. Studier i Kvarken i den norra delen av Östersjön har visat att trollpipistrell flyger från Finland till Sverige via öar för att sedan följa svenska kusten söderut (Schneider och Fritzén 2020). I mellersta delen av Östersjön har det föreslagits att fladdermöss från Finland och Baltikum endera följer kusten söderut eller flyger över öppet hav via Åland eller Gotland till Sverige och sen vidare söderut (Gaultier m fl 2020, Rydell m fl 2014). I södra Sverige har fladdermöss observerats sträcka syd- eller sydväst från bland annat Gotland, Öland och Falsterbo (Ahlén m fl 2009).

Det mindre känt hur migrerande fladdermöss rör sig längs västkusten och ifall de migrerar över Skagerrak och Kattegatt. En studie har genomförts mellan Göteborg och Fredrikshamn men då rapporten ännu inte är offentlig kan inga data presenteras. Slutsatserna är dock att det inte verkar förekomma fladdermusmigration i detta område. Det stämmer också med studier på Läsö där fladdermusfynd är mycket sällsynta, även om enstaka observationer av större brunfladdermus har gjorts (Dahl Møller m fl 2013). Längs kusten norrut och mot Norge finns inga liknande undersökningar. Däremot längre söderut, på Anholt, har en längre inventering genomförts (13 april till 2 juni 2022), där 7 arter och totalt 73 inspelningar noterades på 1,5 månader, med trollpipistrell som den mest frekventa (Drachmann 2022). Slutsatserna från denna studie var att fladdermöss migrerar förbi Anholt i mycket liten utsträckning, något som också konstateras i en utredning av vindkraft vid Stora Middelgrundet (Naturvårdskonsult Gerell 2020). I övrigt finns inga andra migrationsstudier med avseende på fladdermöss längs västkusten. Fladdermöss hittas dock ibland slumpmässigt på olika platser i Nordsjön, som på Färöarna, Island, Shetland- och Orkneyöarna samt på oljeriggar (Boshamer och Bekker 2008, Petersen m fl 2014,). Flera av observationerna rör migrerande arter, vilka kan ha kommit ur kurs på grund av hårda vindar. Dessa observationer har inte kunnat visa på något specifikt migrationsmönster.

3.2. Födosök

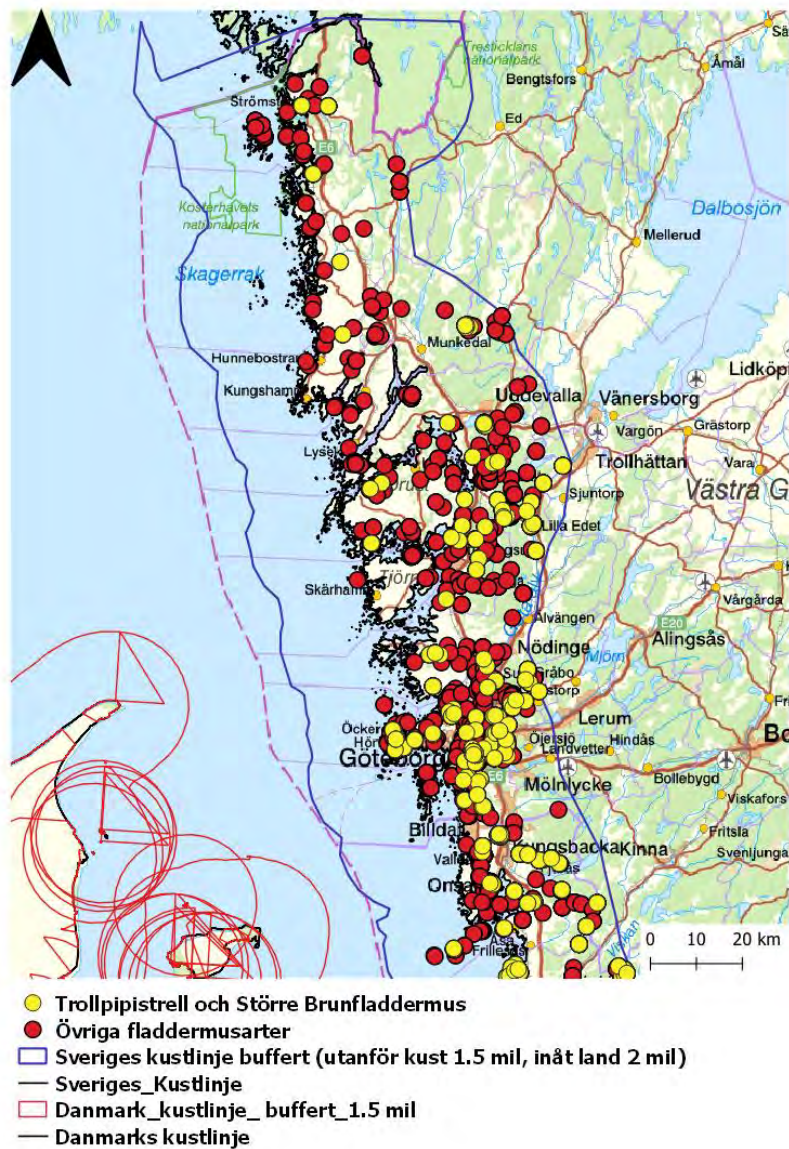
De migrerande arterna större brunfladdermus och framför allt trollpipistrell förefaller vara vanligare på svenska ostkusten än på västkusten (Ahlén m fl 2009, Pettersson 2015a, b, 2016a, b, 2018). En förklaring skulle kunna vara att insektsproduktionen av främst fjädermyggor är betydligt högre i grunda havsvikar i Östersjön, vilket torde ge bättre förutsättningar inför migration och vinterdvala. Samtidigt verkar trollpipistreller jaga under själva migrationsflykten och nyttja insekter som följer vindarna (Suba m fl 2012), en resurs som sannolikt också finns över Skagerrak och Kattegatt. Även om kunskapen om migrerande insekter och insekter till havs är liten, är det känt att allt från fjärl till bladlöss följer vindar långt ut över havet, antingen passivt eller aktivt flyttande. Det senare är ett underskattat fenomen och sannolikt migrerar hundratals miljarder insekter varje år, globalt (Satterfield m fl 2020). Framför allt är det insekter med vingspann på mindre än 1 cm (mestadels Diptera) som hittas över havet, insekter som kan driva med svaga vindar hundratals kilometer ut från land (Bowden & Johnson 1976). En sådan födoresurs nyttjas inte bara av migrerande fladdermöss utan även av mer stationära arter som tillfälligt jagar över vattnet. Flera arter har observerats födosöka upp till 15 kilometer från kusten i Östersjön, från Kvarken i norr (Schneider och Fritzén 2020) till Öresund i söder (Ahlén m fl 2009). Gemensamt för observationerna är att de framför allt har gjorts i låga vindhastigheter under sensommar och tidig höst.

På västkusten har liknande observationer gjorts i samband med en studie sydväst om Onsalahalvön (Ahlén m fl 2009), i vilken man fann att både migrerande och mer stationära fladdermöss jagade upp till 14 kilometer från kusten. Förutom ett fynd av brunlångöra, redovisas dock inte vilka arter som registrerats. Däremot anges att sammanlagt 11 av Sveriges 19 arter vid något tillfälle (Östersjön, Öresund och/eller utanför Onsala) har hittats ute till havs, varav dvärgpipistrell var den vanligaste arten. Observationerna gjordes endast vid svaga vindar och även om det i detta fall saknas jämförelsedata i annan väderlek, tyder observationerna ändå på att samma förutsättningar gäller på västkusten som i Östersjön. På närliggande Nidingen har fladdermöss då och då och av misstag fångats i nät vid fågelstationen, vilket eventuellt indikerar migration söderut från Onsalahalvön. Det finns dock inga uppgifter på arter och antal (Naturvårdskonsult Gerell 2002).

4. Kustnära fladdermusobservationer

Fladdermöss som rör sig längs kusterna, oavsett om de migrerar eller inte, kan potentiellt sett utnyttja de insekter som ibland finns över havet. I figur 1 visas ett utdrag från Artportalen (2023-02-17) över kustnära fladdermusobservationer, från Varberg i söder till Strömstad i norr samt från Området väster om Vänern. De arter som främst har noteras kustnära (ca 1 mil) är större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, nordfladdermus, dvärgpipistrell, trollpipistrell och vattenfladdermus. Dessa arter har också noterats på öarna Öckerö och Hönö, vilka ligger längst västerut i Göteborgs skärgård. Det finns också anekdotiska uppgifter om fladdermusaktivitet på Vinga som ligger nästan två mil utanför Göteborg. I norra Bohuslän har nordfladdermus och brunlångöra noterats på Kosteröarna. De långmigrerande arterna större brunfladdermus och trollpipistrell har hörts så sent som under november månad öster om Grötö (Öckerö kommun) och aktiviteten på hösten kan tyda på migration. Det är fler observationer av dessa arter söder om Göteborg än norr om och det finns antydning till ett flyttstråk från Vänernområdet och åt sydväst. Men det finns inget som tyder på att de flyttar mellan Danmark och Sverige, snarare söderut. På den danska sidan finns dock liknande uppgifter om kustnära observationer. Man har bland annat

observerat hög aktivitet vid Skagens fågelstation (Johansen & Johansen 2020) och i samband med en vindkraftsutredning på Hirsholmarna, cirka sju kilometer nordost om Fredrikshamn, har sex olika arter noterats: större brunfladdermus, gråskimlig fladdermus, sydfladdermus, dvärgpipistrell, trollpipistrell och vattenfladdermus (Niras 2021).



Figur 1. Kustnära fladdermusobservationer. Gula motsvarar de migrerande arterna trollpipistrell och större brunfladdermus. Röda motsvarar övriga arter. Blå, heldragen linje är en buffertzona med avstånd 15 km från land.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Förkortning	Rödlista 2020
Barbastell	<i>Barbastella barbastellus</i>	<i>Bbar</i>	Nära hotad
<u>Nordfladdermus</u>	<u><i>Eptesicus nilssonii</i></u>	<u><i>Enil</i></u>	<u>Nära hotad</u>
<u>Sydfladdermus</u>	<u><i>Eptesicus serotinus</i></u>	<u><i>Eser</i></u>	<u>Nära hotad</u>
Nymffladdermus	<i>Myotis alcathoe</i>	<i>Malc</i>	Starkt hotad
Bechsteins fladdermus	<i>Myotis bechsteinii</i>	<i>Mbec</i>	Starkt hotad
Tajgafladdermus	<i>Myotis brandtii</i>	<i>Mbra</i>	
Dammfladdermus	<i>Myotis dasycneme</i>	<i>Mdas</i>	Nära hotad
Vattenfladdermus	<i>Myotis daubentonii</i>	<i>Mdau</i>	
Större musöra	<i>Myotis myotis</i>	<i>Mmyo</i>	Starkt hotad
Mustaschfladdermus	<i>Myotis mystacinus</i>	<i>Mmys</i>	
Fransfladdermus	<i>Myotis nattereri</i>	<i>Mnat</i>	Nära hotad
Mindre brunfladdermus	<u><i>Nyctalus leisleri</i></u>	<u><i>Nlei</i></u>	<u>Sårbar</u>
<u>Större brunfladdermus</u>	<u><i>Nyctalus noctula</i></u>	<u><i>Nnoc</i></u>	-
<u>Sydpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus pipistrellus</i></u>	<u><i>Ppip</i></u>	<u>Sårbar</u>
<u>Dvärgpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus pygmaeus</i></u>	<u><i>Ppyg</i></u>	
<u>Trollpipistrell</u>	<u><i>Pipistrellus nathusii</i></u>	<u><i>Pnat</i></u>	
Brunlångöra	<i>Plecotus auritus</i>	<i>Paur</i>	Nära hotad
Grållångöra	<i>Plecotus austriacus</i>	<i>Paus</i>	Akut hotad
Gråskimlig fladdermus	<u><i>Vespertilio murinus</i></u>	<u><i>Vmur</i></u>	

Tabell 1. Sveriges 19 observerade fladdermusarter. Understrukna artnamn visar vilka fladdermusarter som anses vara högriskarter i vindkraftssammanhang. Observera också kolumnen till höger som anger arternas status på den svenska rödlistan.

5. Allmänna rekommendationer för etablering av vindkraft till havs

De flesta noteringar av fladdermöss som har gjorts vid vindkraftverk till havs, har skett i förhållanden med låg vindhastighet, framför allt under 5 m/s (Rydell och Wickman 2015, Brabant m fl 2019) och i temperaturer på 13 – 15 grader (Brabant 2021, Lagervelde 2021), det vill säga precis som i fallet med landbaserad vindkraft. Kustnära vindkraftsverk, dit man kan förvänta sig att fladdermöss når, bör alltså förses med stoppreglering enligt den metod som används på land. Detta fastslogs också i en dom rörande en vindpark vid Kriegers flak (Miljödepartementet 2022), i vilken det beslutades att verken ska stängas ned från solnedgång till soluppgång under perioden 15 juli till 15 september, om vindstyrkan i rotorhöjd är mindre än 6 m/s och temperaturen samtidigt är över 14 °C. Vid kraftigt regn och/eller dimma behöver verken inte stängas ner.

Ett kontrollprogram med akustisk övervakning för varje vindpark kan ge besked om ovanstående gränser är lämpliga eller om de kan justeras. För vindkraftverk längre ut till havs (> 15 kilometer) är sannolikt endast migrerande fladdermöss som drabbas, varför det kan räcka med ett kontrollprogram direkt och först därefter besluta om eventuell stoppreglering.

6. Referenser

- Ahlén, J. 2002. Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. Fauna och flora 97 (3): 14-21.
- Ahlén, I., Bach, L., Baagøe, H. J. och Pettersson, J. 2007. Fladdermöss och havsbaserade vindkraftverk studerade i södra Skandinavien. Naturvårdsverket. Rapport 5748
- Ahlén, I., Baagøe, H. J., Bach, L. 2009. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy, 90: 1318–1323.
- Boshamer, J. P. C. & Bekker, J. P. 2008. Nathusius' pipistrelles (*Pipistrellus nathusii*) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. Lutra 2008 51 (1): 17-36.
- Bowden, J. & Johnson, C. G. 1976. Migrating and other terrestrial insects at sea. Marine insects (Cheng, L. ed.) North-Holland Publishing Company
- Brabant, R., Laurent, Y., Jonge Poerink, B. & Degraer, S. 2019. Activity and behaviour of Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* at low and high altitude in a North Sea offshore wind farm. Acta Chiropterologica, 21(2): 341–348. Doi: 10.3161/15081109ACC2019.21.2.009
- Brabant, R., Laurent, Y. 2021. Relation between Migratory Activity of *Pipistrellus* Bats at Sea and Weather Conditions Offers Possibilities to Reduce Offshore Wind Farm Effects. Animals 2021, 11, 3457. <https://doi.org/10.3390/ani11123457>
- Dahl Møller, J., Baagøe, H. J. & Degn H. J. 2013. Forvaltningsplan for flagermus. Beskyttelse og forvaltning af de 17 danske flagermus-arter og deres levesteder. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Drachmann, J. 2022. Förekomst av fladdermöss på Anholt, våren 2022. Vattenfall Vindkraft AB.
- Johansen, T.W. & Johansen, F. 2020. Flagermus over Skagen Fuglestation. Skagen Fuglestation, årsskrift.
- Lagerveld, S., Jonge Poerink, B., Geelhoed, S. C. V. 2021. Offshore occurrence of a migratory bat, *Pipistrellus nathusii*, depends on seasonality and weather conditions. Animals (Basel) 2;11(12):3442. doi: 10.3390/ani11123442.
- Lindecke, O., Elksne, A., Holland, R. A., Petersons, G. & Voigt, C. C. 2019. Orientation and flight behaviour identify the Soprano pipistrelle as a migratory bat species at the Baltic Sea coast. J Zool 308:1 <https://doi.org/10.1111/jzo.12654>
- Naturvårdskonsult Gerell. 2011. Planerad vindkraftspark på Södra Midsjöbanken - En preliminär analys av effekterna på fladdermusfaunan, Rapport 2011-09-28
- Naturvårdskonsult Gerell. 2002. Vindkraftverk på Fladen, Kattegatt och dess eventuella effekter på sträckande fladdermöss – en miljökonsekvensbeskrivning.
- Niras. 2021. Frederikshavn Havvindmøllepark, Flagermusundersøgelse

Petersen, A., Jensen, J-K., Jenkins, P., Bloch, D. & Ingimarsson, F. 2014. A review of the occurrence of bats (Chiroptera) on islands in the North East Atlantic and on North Sea installations. *Acta Chiropterologica*, 16(1): 169–195. doi: 10.3161/150811014X683381

Pettersson, S. 2015a. Kontrollprogram fladdermöss vid Askome vindpark, Falkenbergs kommun, EnviroPlanning & Rio Göteborg Natur- och kulturkooperativ. Rapport på uppdrag av Varberg Energimarknad AB.

Pettersson S., 2015b. Kontrollprogram fladdermöss vid Västra Derome vindpark, Varbergs kommun. EnviroPlanning & Rio Göteborg Natur- och kulturkooperativ. Rapport på uppdrag av Varbergs Energimarknad AB.

Pettersson S., 2016a. Fördjupad fladdermusinventering vid Mortorp vindpark, Kalmar kommun. EnviroPlanning AB. Rapport på uppdrag av Green Extreme AB.

Pettersson, S. 2016b. Kontrollprogram fladdermöss vid Askome vindpark, Falkenbergs kommun. EnviroPlanning & Rio Göteborg Natur- och kulturkooperativ. Rapport på uppdrag av Varberg Energimarknad AB.

Pettersson, S. 2018. Kontrollprogram fladdermöss vid Kvilla vindpark, Torsås kommun, 2015–2017. Rapport på uppdrag av Green Extreme AB.

Rydell, J., Wickman, A. 2015. Bat activity at a small wind turbine in the Baltic Sea. *Acta Chiropterologica* 17, 359-364.

Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Guia Diaz, L., Hagner-Wahlsten, N., Kyheröinen, E.-M., Masing, M., Meyer, M. M., Petersons, G., Šuba, J., Vintulis, V., Hedenström, A. 2014. Phenology of bat migration along the Baltic and south-eastern North Sea coasts. *Acta Chiropterologica* 16, 139-147.

Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Larsen, J. K., Pettersson, J., Green M. 2011. Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss - Syntesrapport. Naturvårdsverket Rapport 6467.

Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S., Green, M. 2017. Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss. Uppdaterad syntesrapport 2017. Naturvårdsverket Rapport 6740.

Satterfield, D. A., Sillett, T. S., Chapman, J. W., Altizer, S. & Marra, P. P. 2020. Seasonal insect migrations: massive, influential, and overlooked. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18:6. doi.org/10.1002/fee.2217

Suba, J., Petersons, G. & Rydell, J. 2012. Fly-and-Forage Strategy in the Bat *Pipistrellus nathusii* During Autumn Migration. *Acta Chiropterologica*, 14(2), 379-385. doi: 10.3161/150811012X661693

OTTVALL CONSULTING AB

Fåglar och vindkraft:

Fågelförekomst på Skagerrak

Richard Ottvall

2023-05-30

Ottvall Consulting AB
Frostavallsvägen 325
243 93 Höör

Mobil: 0705-64 28 22
E-post: richard@ottvall.com

Innehåll

1. Inledning.....	2
2. Datainsamling.....	3
3. Fåglar på Skagerrak	5
3.1 Stormfågel.....	5
3.1.1 Påverkansrisk av vindkraft	6
3.2 Storlabb.....	7
3.2.1 Påverkansrisk av vindkraft	7
3.3 Sillgrissla och tordmule	8
3.3.1 Påverkansrisk av vindkraft	9
3.4 Övriga havsfåglar.....	10
3.4.1 Påverkansrisk av vindkraft	11
4. Fågelinfluensa	12
5. Migration.....	13
5.1 Rovfåglar	13
5.1.1 Påverkansrisk av vindkraft	16
5.2 Nattmigrerande fåglar.....	16
5.2.1 Påverkansrisk av vindkraft	18
6. Slutsatser.....	19
7. Referenser	20



1. Inledning

Planer på att bygga vindkraftparker för fossilfri energiproduktion finns för Skagerrak. Med en snabb teknikutveckling är det möjligt att projektera för vindkraft även på större djup långt ute till havs. Vindkraftverken blir allt högre och planerna för de havsbaserade vindkraftparkerna berör förhållandevis stora arealer. Vindkraft påverkar omgivningen på flera sätt och för fåglar finns tre olika slags påverkan som är väldokumenterade (t.ex. i Fox & Petersen 2019). Förutom att de roterande bladen kan orsaka skador på flygande fåglar kan vindkraftverken vara avskräckande för fåglarna så att de undviker att vistas i eller i närheten av områden med vindkraft. Ett undvikande kan leda till att fåglarna uppsöker andra vistelseplatser (undanträngning) eller väljer att flyga en längre sträcka för att inte behöva passera igenom en vindkraftpark (barriäreffekt). Fågelarter reagerar olika inför vindkraftverk och påverkansrisken varierar med fåglarnas beteenden, populationsstorlekar och tillgång till alternativa födosöksområden.

Längs Skagerraks kuster i södra Norge, danska Jylland och svenska Bohuslän finns förekomster av fåglar som bygger bon på öar, skär eller liknande isolerade platser där de kan få skydd från rovdjur som vill åt deras ägg och ungar. Åtskilliga av dessa kustnära häckande fåglar lever av föda från havet. Fåglar som födosöker bottenlevande fauna eller växter påträffas på grundare vatten, i praktiken förhållandevis nära land eftersom det saknas utsjöbankar längre ut från kusten i Skagerrak. Fiskätande fåglar, oavsett om de fiskar nära ytan eller på större djup, är inte bundna till vissa områden för födosök på samma sätt då de följer fiskens rörelser. Därför varierar utbredningen av födosöksområden för fiskätande fåglar mer än för bottenätande fåglar.

Antalet fågelarter minskar på Skagerrak med avståndet till kusten, men det gör inte nödvändigtvis antalet individer. Under häckningsperioden är antalet fåglar störst närmare kusten men under andra perioder kan fågelförekomsten vara stor på större djup längre ut till havs.

Flertalet fågelarter förekommer på Skagerrak enbart under häckningsperioden, andra stannar hela året, medan några kommer till Skagerrak för vintern eller för andra kortare perioder. Därtill passerar många fåglar över havet under flyttningen utan att stanna till. Även om många fåglar under flyttningen flyger på högre höjder ovanför vindkraftverk blir vindkraftverken allt större och överlappar därmed i högre grad med fåglarnas migrationshöjder.

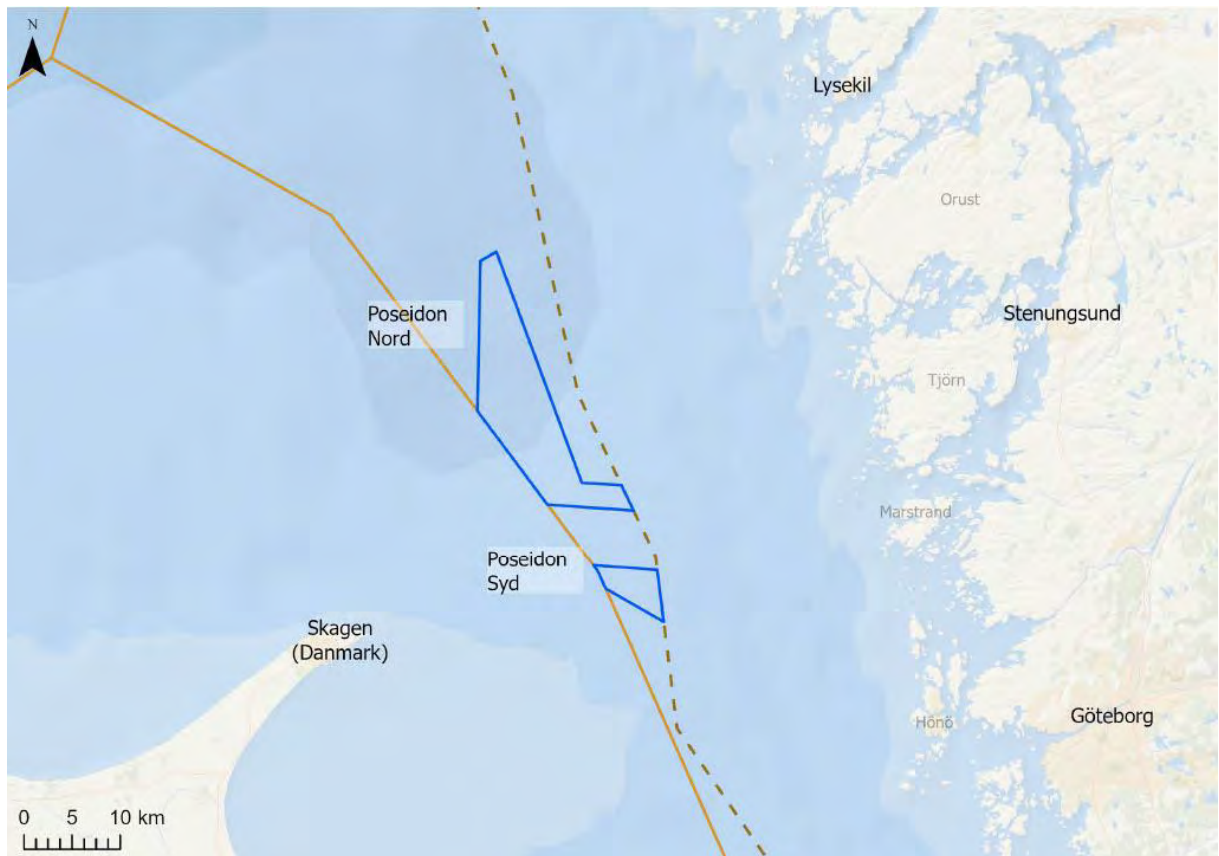
Medan den kustnära fågelfaunan är tämligen väl dokumenterad finns mer begränsat med uppgifter från fågelförekomst ute till havs på Skagerrak. I den här sammanställningen presenteras fågelförekomst och uppträdande översiktligt.

2. Datainsamling

För att studera fågelförekomsten ute till havs har inventering av fåglar gjorts från båt eller flyg. Fåglars flygrörelser har studerats genom ringmärkning men mer detaljerat med ljusloggar och GPS-utrustning. För närvarande pågår åtskilliga fågelstudier i Skagerrak, finansierat av projekterande energibolag eller myndigheter. Resultat från dessa studier är ännu inte tillgängliga i sin helhet eller ens i någon form. Det är dock möjligt att använda fågeldata som insamlats av KonTiki Vind AB till en inlämnad ansökan för det havsbaserade vindkraftsprojektet Poseidon (figur 1). Poseidon ligger ca 40 km nordväst Göteborg och omfattar ett 175 km² stort område. För Poseidon har inventering av rastande sjöfåglar gjorts från båt (2 december 2021, 9 augusti 2022 och 16 december 2022) samt från flyg 7 mars 2022 av Ottvall Consulting. Därutöver gjordes migrationsstudier av rovfåglar under våren 2022 i samarbete med Aarhus universitet och Ottvall Consulting. Aarhus universitet har sammanställt preliminära resultat från våren 2022 i en studie som fortsätter under 2023 (Christensen m.fl. 2022).

Den här sammanställningen avgränsas till att omfatta vad som är känt om fågelförekomster ute på havet och inte de som påträffas längs kusterna. Denna gränslinje är inte knivskarp och det kan därför finnas fågelförekomster som borde inkluderats. Den kusthäckande fågelfaunan inklusive skärgården har inventerats under 2000-talet av Länsstyrelsen i Västra Götaland men för närvarande ingår inte den yttre skärgården i detta övervakningsprogram.

Norr om Jylland finns ett IBA-område (IBA=Important Bird Area) ”Skagerrak og sydvestlige Norskerende” som utpekats av BirdLife International som betydelsefullt för fåglar. Det saknas formella fågelskyddsbestämmelser i detta IBA även om det finns tre Natura 2000-områden enligt Habitatdirektivet för skydd av tumlare som täcker ungefär en fjärdedel av det 12 593 km² stora IBA-området. De fågelinventeringar som har gjorts i detta IBA från flyg fram till och med 2015 samt i april 2017 och 2019 har sammanställts i Petersen m.fl. (2019). Av dessa inventeringar drogs slutsatsen att stormfågel, storlabb, sillgrissla och tordmule är de fågelarter som förekommer inom detta IBA i betydande antal på sensommaren och vintern. Motsvarande inventeringar har inte gjorts på svenskt vatten förrän de allra senaste åren och utifrån dessa ännu i stort sett opublicerade data har åtminstone stormfågel konstaterats förekomma regelbundet under sensommaren på djupare vatten (>100 m djup) i höjd med Smögen-Lysekil.



Figur 1. Vindpark Poseidons lokalisering på svensk ekonomisk zon. Kartan är hämtad från Vattenfalls hemsida.



Stormfågel.

Foto: David Erterius

3. Fåglar på Skagerrak

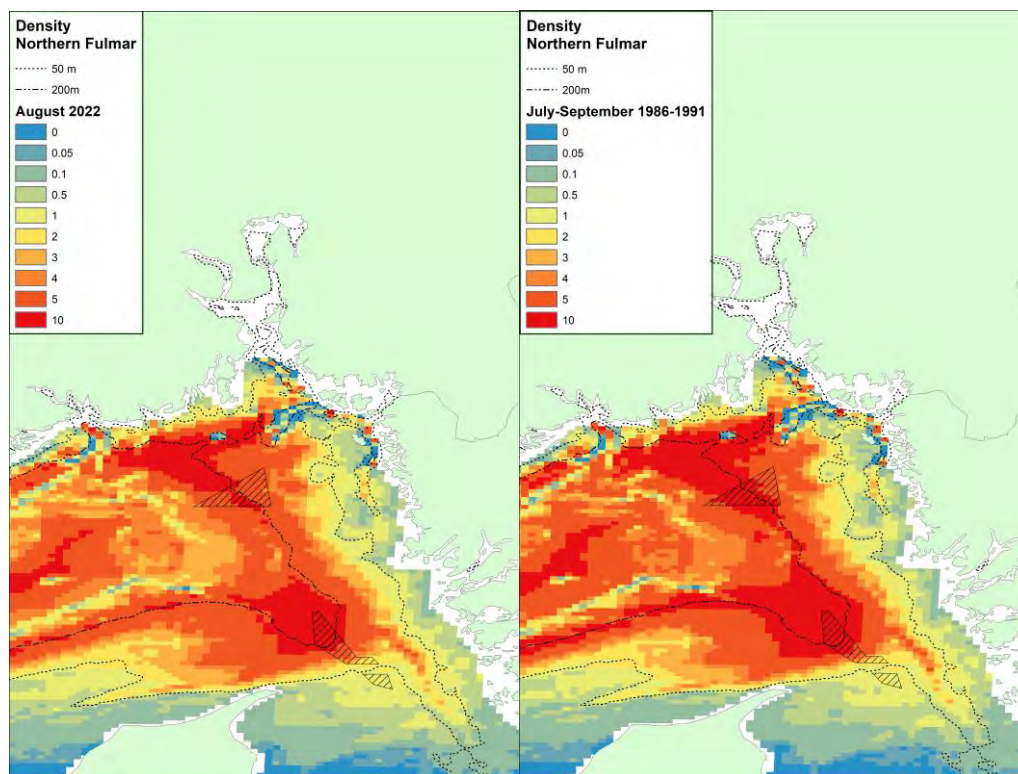
3.1 Stormfågel

Vid tre inventeringar från flyg i IBA-området i Skagerrak på danskt vatten under augusti-september 2007 uppskattades det totala antalet stormfåglar till mellan 18 463–86 107 (Petersen m.fl. 2019). De högsta tätheterna konstaterades i den nordliga och västliga delen av området i förkastningen av den Norska rännan. Stormfåglar lever främst av blötdjur men följer också trålare och andra båtar för att få tag på fisk. Dessa stormfåglar kommer rimligen från kolonier i Nordsjön och Atlanten och kanske är det individer som ruggar (byter fjädrar) på Skagerrak.

I en studie där observatörer åkte på en reguljär färja mellan Hirtshals på norra Jylland och Kristiansand på södra Norge vid totalt 49 tillfällen mellan 1986–1990 kunde betydelsen av strömförhållanden vid Norska rännan demonstreras (Skov & Durinck 1998). Stormfåglar var tydligt koncentrerade till zonen där förkastningen börjar vid ca 200 m djup och går mot större djup. I denna zon möts ingående vatten med hög saltnivå från Nordsjön och utgående vatten med låg saltnivå från Östersjön. Högst tätheter observerades i augusti-september med omkring 40 stormfåglar/km². Närmare den norska kusten minskade antalet stormfåglar rejält och det fanns en stabil förekomst av stormfåglar i anslutning till den Norska rännan.

I augusti 2022 gjordes under tre dagar en inventering av sjöfåglar från båt i ett samarbete mellan KonTiki Vind AB, DHI (Dansk Hydrologisk Institut) samt Ottvall Consulting. Syftet med denna inventering var främst att göra en jämförelse av förekomsten av sillgrissla och stormfågel i östra Skagerrak och norra Kattegatt med motsvarande inventeringar som utfördes i området mellan 1986–1991 (Skov m.fl. 1992). Baserat på observationer av stormfåglar från båt modellerades tätheterna i regionen med hänsyn till bottendjup, bottenslutning samt avstånd till kust. Resultatet visas i figur 2 och 3. Utbredningen av stormfåglar var likartad vid de båda inventeringarna och överensstämmer med resultatet av flygningarna i augusti-september 2007 (Petersen m.fl. 2019). Den viktiga slutsatsen är att det finns ett betydande antal stormfåglar i östra Skagerrak under sommarhalvåret. Däremot saknas arten nästan helt i norra Kattegatt under samma period. Under andra tider av året är antalet stormfåglar väsentligt lägre och endast ett fåtal individer observerades på Poseidon vid inventeringarna från båt i december 2021 och 2022.

Baserat på studier vid 20 vindparker där fåglarnas förekomst och aktivitet undersöktes efter etablering av vindpark gjorde Dierschke m.fl. (2016) bedömningen att stormfågel uppvisar en tendens till att undvika att vistas i vindparker till havs. Denna bedömning är dock grundad på relativt få studier och det är till exempel svårt att bedöma om en lägre aktivitet av fiskebåtar i vindkraftparken påverkar stormfåglarnas benägenhet att vistas i dessa.



Figur 2 och 3. Modellerade tätheter av stormfågel (Northern Fulmar) i östra Skagerrak och norra Kattegatt i augusti 2022 (till vänster) samt i juli-september 1986–1991 (till höger). Mörkare röd färg motsvarar högre tätheter. Planerade lokaliseringar av vindpark Vidar samt Poseidon är markerade med linjerade polygoner. Hämtad från DHI:s rapport 28 november 2022 av Skov & Mortensen (2022).

3.1.1 Påverkansrisk av vindkraft

Stormfågel anses generellt ha en låg kollisionrisk med havsbaserade vindkraftverk då de sällan flyger på höjder där de riskerar att träffas av rotorblad (t.ex. Cook m.fl. 2012, Krijgsveld 2014, Harwood m.fl. 2018). Modellering som baserades på 29 168 följningar av stormfågel från fartyg uppskattade att 0,2% av tiden flyger stormfågel högre än 20 m över havet (Johnston m.fl. 2014). Vid hårdare vind kan dock stormfåglar flyga på högre höjd då flyktbeteendet ändras till att försiggå i högre bågar.

3.2 Storlabb

Storlabb, en fågel som parasiterar på andra sjöfåglar och stjälar byten från dem, förekommer i IBA-området norr om Jylland på sensommaren i internationellt betydande antal. Arten häckar i norra Atlanten och övervintrar kring västra Medelhavet, utanför nordvästra Afrikas kust och öster om Kanada. Hela världspopulationen bedöms utgöra 48 000 individer och som mest uppskattades 1241 storlabbar i det undersökta området (Petersen m.fl. 2019). Flest storlabbar sågs i området nordväst om Skagen, ca 30–40 km från den jylländska kusten.

Den 9 augusti 2022 observerades från båt två storlabbar i Poseidon Norr samt en individ strax nordväst om projektområdet. Det är främst under augusti som arten kan förväntas uppträda i östra Skagerrak och då i låga antal. Vid uddar och öar i Bohuslän har dock relativt höga antal noterats i samband med kraftiga västvindar, t.ex. 118 ex på Hönö 21 augusti 2004 samt 185 ex på Hönö 22 september 2018 (inrapporterat till Artportalen).

3.2.1 Påverkansrisk av vindkraft

De få studier som undersökt påverkan av vindkraftverk på storlabbar har inte gett några indikationer på betydande effekter. Storlabbar förekommer dock ofta i låga antal och det är svårt att uppnå tillräckligt stora stickprov för meningsfulla statistiska analyser. Med hjälp av GPS-sändare som var monterade på storlabbar från Shetland respektive Orkney beräknades flyghöjder när fåglarna vistades över såväl havet som på häckningsplatser på land (Ross-Smith m.fl. 2016). Det uppskattades att storlabbarna flög på högre höjd än 20 m under 9% av tiden. Det kan förväntas att storlabbar uppvisar beteenden i förhållande till vindkraftverk som liknar stora måsfåglar. Det innebär marginell undanträngningseffekt av vindkraftparker samt endast liten kollisionsrisk.

3.3 Sillgrissla och tordmule

Sillgrissla och tordmule förekommer i varierande antal i IBA-området norr om Jylland. Arterna är svåra att skilja åt från flyg men det bedömdes att det fanns omkring 21 000 individer av de båda arterna sammanslagna vid en inventering i augusti 2007 (Petersen m.fl. 2019). Detta var den högsta noteringen vid inventeringarna men det är rimligt att det tidvis kan finnas ännu fler av dessa arter i IBA-området då 200 000 individer har uppskattats under vintern i Kattegatt och höga antal noteras emellanåt migrerande längs kusterna i Skagerrak (exempel Heubeck m.fl. 2011). Tordmule föredrar grundare områden än vad sillgrissla gör så det är troligt att på djupare vatten (>80 m djup) i Skagerrak dominerar sillgrissla i antal över tordmule.

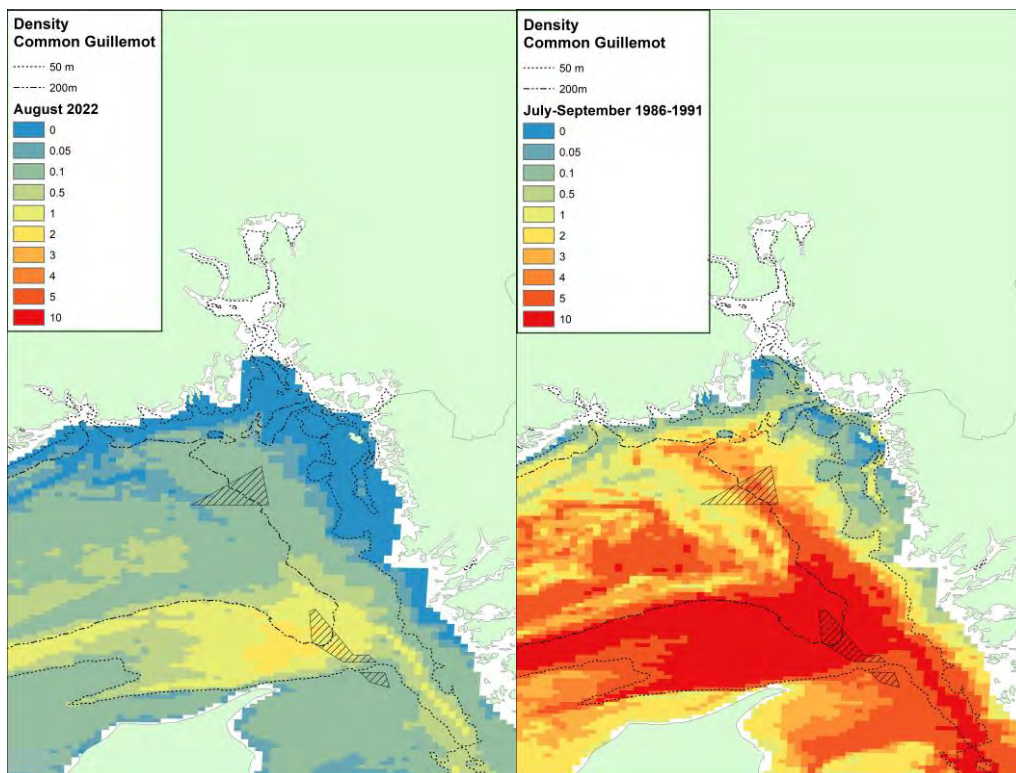
På sensommaren 1987 och 1988 gjordes inventering av fåglar från båt (R/V Dana och R/V Argos) längs transekter i Skagerrak i Nordsjön (Skov m.fl. 1992). Vid dessa inventeringar beräknades tätheter av sillgrissla som uppräknat gav estimeringar av mellan 100 000–155 000 sillgrisslor i hela Skagerrak. Högst tätheter observerades i östra delen av Skagerrak på djupare vatten (>100 m djup). Dessa sillgrisslor kommer troligen från Brittiska öarna och den norska kusten. De kommer hit för att rugga (byta fjädrar) men även familjer där pappan och en unge simmar tillsammans till Skagerrak så långt bort som från häckningskolonierna utanför Skottlands ostkust (Buckingham m.fl. 2023).

Resultatet av motsvarande modellering av sillgrisslans förekomst i östra Skagerrak och norra Kattegatt som gjordes för stormfågel i figur 2 och 3 presenteras i figur 4 och 5. Först och främst kan konstateras att antalet sillgrisslor i augusti 2022 var väldigt lågt med en viss koncentration till ett begränsat område norr om Skagen på Jylland (figur 4). Vid inventeringarna 1986–1991 var antalet sillgrisslor betydande, och inte enbart i östra Skagerrak utan också i norra Kattegatt (figur 5).



Flygande tordmule till vänster och ensam sillgrissla till höger.

Foto: David Erterius



Figur 4 och 5. Modellerade tätheter av sillgrissla (Common Guillemot) i östra Skagerrak och norra Kattegatt i augusti 2022 (till vänster) samt i juli-september 1986–1991 (till höger). Mörkare röd färg motsvarar högre tätheter. Planerade lokaliseringar av vindpark Vidar samt Poseidon är markerade med linjerade polygoner. Hämtad från DHI:s rapport 28 november 2022 av Skov & Mortensen (2022).

Vid de inventeringar som KonTiki Vind AB genomfört vintertid i projekt Poseidon har relativt låga tätheter av sillgrisslor och tordmular noterats. Tätheterna har varit väsentligt lägre i denna del av Skagerrak än vad som normalt registreras i Kattegatt (Durinck m.fl. 1994).

3.3.1 Påverkansrisk av vindkraft

Sillgrissla och tordmule flyger lågt över vattenytan med en försumbar kollisionsrisk med vindkraftverk. Studier som har utvärderat vindkraftparkers påverkan på födosökande individer hos de båda arterna har resulterat i varierande grad av påverkan (Dierschke m.fl. 2016). Det finns en övervikt av studier som dokumenterat ett mindre utnyttjande av det havsområde där vindkraft etablerats. Resultatet har oftast varit en svag-måttlig undanträngningseffekt men det finns också flera exempel med oförändrad förekomst efter en vindkraftsbyggnation.

Två studier talar emot att vindkraftverken utgör avskräckande strukturer för alkorna. En utvärdering av vindkraftverk som hade byggts på fågelrika skär i Åland kunde inte fastställa någon negativ påverkan på häckande tordmular (Tanskanen m.fl. 2022). Vid en undersökning av biologer från universitetet i Wageningen som gjordes från en plattform placerad i en havsbaserad vindkraftpark dokumenterades fåglars beteenden i förhållande till vindkraftverken (Leopold & Verdaat 2018). Forskarna konstaterade att fåglar som tordmule och sillgrissla uppvisade normala födosöksbeteenden inne i vindkraftparken bland vindkraftverken. En försiktig tolkning av dessa iakttagelser är att fåglarna vänjer sig vid vindkraft om det bara finns föda i området.

3.4 Övriga havsfåglar

I studien av Skov & Durinck (1998) som presenteras i avsnitt 3.1 om stormfågel konstaterades att mellan slutet av oktober-början av mars fanns det gott om alkekungar längs färjelinjen mellan Hirtshals och Kristiansand. Särskilt många (6 alkekungar/km²) observerades alltid i ett område nästan halvvägs från Hirtshals mellan djupkurvorna 100 och 200 m. Alkekung är en så liten fågel att den är nästintill omöjlig att identifiera från flyg men den går bra att se från båt. Även om alkekung observeras av ornitologer regelbundet under vinterperioden längs kusterna i Skagerrak finns nog ingen annan dokumentation kring förekomsten ute på Norska rännan än den som kommer från Skov & Durinck (1998).

Lunnefågeln uppträdande i Skagerrak är svår att dokumentera då den förekommer sparsamt och utspritt. Östra Skagerrak är sannolikt inget betydelsefullt födosöksområde för lunnefågel (främst vintertid) men då det har förekommit något högre antal längs den svenska kusten kan det vara så att lunnefåglar trycks in till Skagerrak vid vissa vädersituationer. Men det är fortfarande en begränsad andel av fåglarna som häckar i Nordsjön och norra Atlanten.

Andra fågelarter som observerades vid inventeringarna från flyg var havssula, tretåig mås, fiskmås, gråtrut, havstrut, sjöorre och smålom. De två sistnämnda arterna påträffas på grundare kustnära vatten, till exempel kan stora antal sjöorre observeras vid Skagen. Detsamma gäller havssula som inte observeras i högre tätheter ute till havs men däremot strax utanför Skagens Gren.

3.4.1 Påverkansrisk av vindkraft

Fåglar som uppträder regelbundet längre ut till havs på Skagerrak och som ovan nämns bland övriga havsfåglar är typiskt måsfåglar som söker föda vid fiskebåtar och trålare. De är med undantag av havssula fågelarter som uppvisar små eller försumbara undvikandebeteenden när det gäller att flyga in i vindparker (Dierschke m.fl. 2016). Om en vindkraftsetablering innebär att färre fiskebåtar vistas i området för vindparken kan en minskning av dessa fågelarter sannolikt noteras inne i vindparksområdet. En ny studie som togs fram för Vattenfall i deras vindpark Aberdeen Offshore Wind Farm kunde visa att inga förbiflygande havsfåglar kolliderade med vindkraftverk dagtid under två års drift perioden april-oktober 2021 och 2022 (Tjørnløv m.fl. 2023). Denna studie stärker tidigare resultat om att kollisionsrisken är minimal för dessa fåglar ute till havs.



Tretåig mås.

Foto: David Erterius

4. Fågelinfluensa

Under häckningssäsongerna 2021 och inte minst 2022 cirkulerade högpato-gen fågelinfluensa (HPAI) med H5N1 i flera häckningslokaler för havsfåglar på norra halvklotet (BirdLife 2022). Värst drabbade bland havsfåglarna var storlabb, havssula och sillgrissla men även trutar, måsar och tärnor omkom i en omfattning som aldrig tidigare skådats. Bara längs kusterna av Skottland insamlades mer än 20 000 fåglar och då är mörkertalet stort bland de oupptäckta fåglar som dog ute till havs. Under 2022 dog med säkerhet inte mindre än 2 600 storlabbar, vilket motsvarar 8% av världspopulationen. Enbart på ön Foula, Shetland, konstaterades 1 400 döda storlabbar (Camphuysen m.fl. 2022). Flera av de största kolonierna för havssula, såsom Bass Rock, Noss, Hermaness och Troup Head mer eller mindre utplånades ju längre häckningssäsongen pågick (Falchieri m.fl. 2022) och totalt inräknades 11 000 döda havssulor (RSPB Scotland 2023). Förutom gamla sillgrisslor dog även en stor andel av ungarna till följd av svält när hanarna i paren omkom, eftersom det är hanen som matar ungen efter att den lämnat boplatsen och simmat ut till havs.

I Sverige drabbades sillgrisslorna på Karlsöarna, Gotland, av högpato-gen fågelinfluensa med tusentals döda fåglar (Hjernquist m.fl. 2022) men dessa sillgrisslor övervintrar nästan uteslutande i Östersjön (Olsson m.fl. 2000). Även på svenska Västkusten insamlades hundratal döda havsfåglar (SVA, hemsida daterad 25 juli 2022).

Det är ännu för tidigt att säga vad detta utbrott av fågelinfluensa kan ha haft för påverkan på populationerna som beskrivs ovan. Men det är sannolikt att antalet havsfåglar som registreras i Skagerrak och Kattegatt kommer att vara på en lägre nivå under flera år framöver.

5. Migration

5.1 Rovfåglar

Skagen på Jylland är norra Europas viktigaste punkt för migrerande rovfåglar under våren. Under perioden 2008–2018 räknades 11 500 rovfåglar per vårsäsong med högre totalsummor 2018 med 16 855 rovfågelsindivider och 2008 med 17 684 individer. Totalt har 28 rovfågelsarter observerats lämna Skagen på våren under ovan nämnda period men tio av dessa är tillfälligt uppträdande arter som inte observerats årligen. I tabell 1 redovisas betydelsen av den migration av rovfåglar som lämnar Skagen och passerar över havet för att sedan nå den svenska västkusten. Här presenteras andelen individer av den biogeografiska populationen som omfattas av migrationen; dvs. rovfåglar som häckar i Sverige, Norge och Finland.

Rovfågelsmigrationen vid Skagen har studerats i detalj under många år av ornitologer (en översikt presenteras av Bjarne Bertel 1990) och omfattar troligen individer som är på väg mot de nordligare delarna av Sverige, Norge och Finland. Migrationen går på bred front och i medvind flyger fåglarna på högre höjd, i högre hastighet och mer utspritt. Vid sydostliga eller ostliga vindar tvingas rovfågeln ned på lägre höjd och blir då lättare att observera. De kan vid sådana tillfällen också koncentreras mer till den nordliga delen av Skagen. Vid kraftigare vindar från väst går migrationen av rovfåglar troligen söder om Skagen och får då en sydligare rutt över norra Kattegatt. Vid sådan tillfällen kan Læsø tänkas utgöra ett viktigt mellansteg för rovfågeln att passera. Samtidigt kan rovfågeln välja att korsa Kattegatt utan att passera via de danska öarna, eller de kan sannolikt lämna norra Jylland på våren med en mer nordlig riktning för att flyga direkt till södra Norge.

På hösten går rovfågeln mer längs den svenska kustlinjen och de flyger inte över till Skagen i någon nämnvärd omfattning. Det utesluter inte att rovfåglar tar språnget och flyger över Skagerrak från södra Norge för att komma direkt till Jylland.

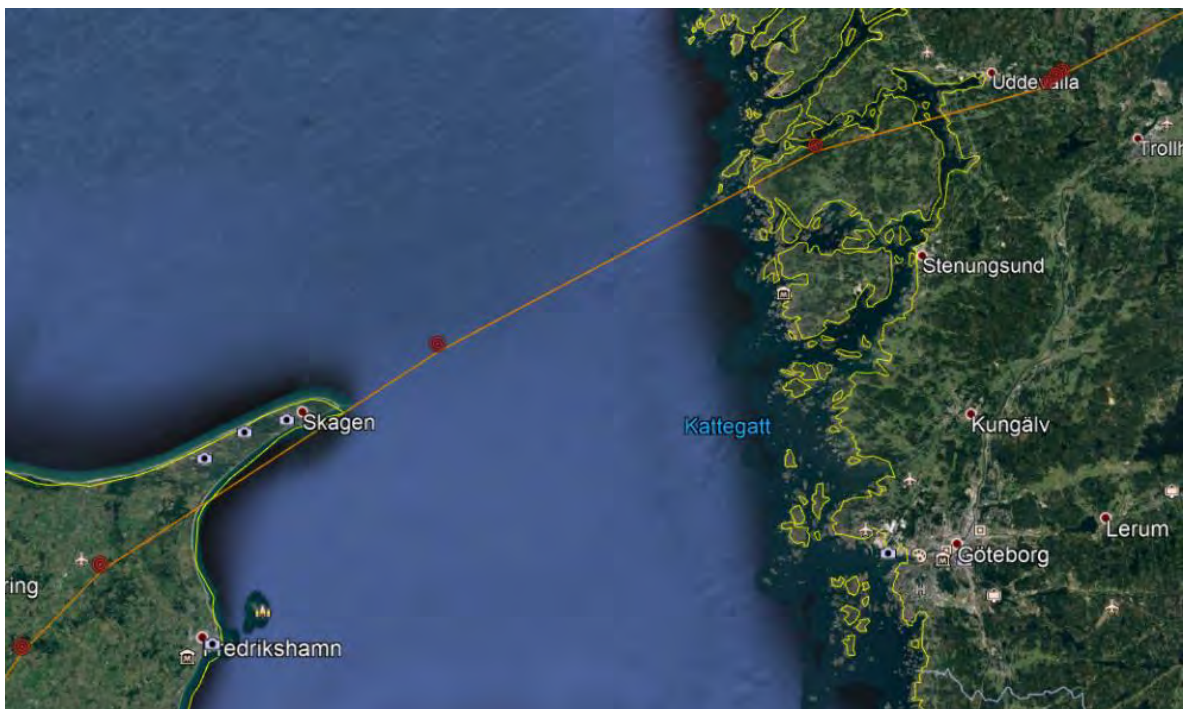
Detaljer kring hur rovfågeln korsar Skagerrak/norra Kattegatt från Jylland till det svenska fastlandet under vårmigrationen har inte studerats förrän 2022. Preliminära resultat har redovisats i Christensen m.fl. (2022) men studierna fortsätter under 2023. Målsättningen med denna undersökning är att fastställa rovfågelnas flyghöjder, flygriktningar och i slutändan risker med att bygga vindkraft i detta migrationsstråk.

I figur 6 illustreras hur rovfågelsmigrationen i ”skolboksfallet” passerar över Skagerrak/Kattegatt till den svenska kusten. På kartan visas en GPS-försedd fiskgjuse som på eftermiddagen den 14 april 2007 i svag medvind lämnade Skagen på åtminstone 700 m höjd men där det fanns för få datapunkter för att fastställa vilken höjd fågeln höll över

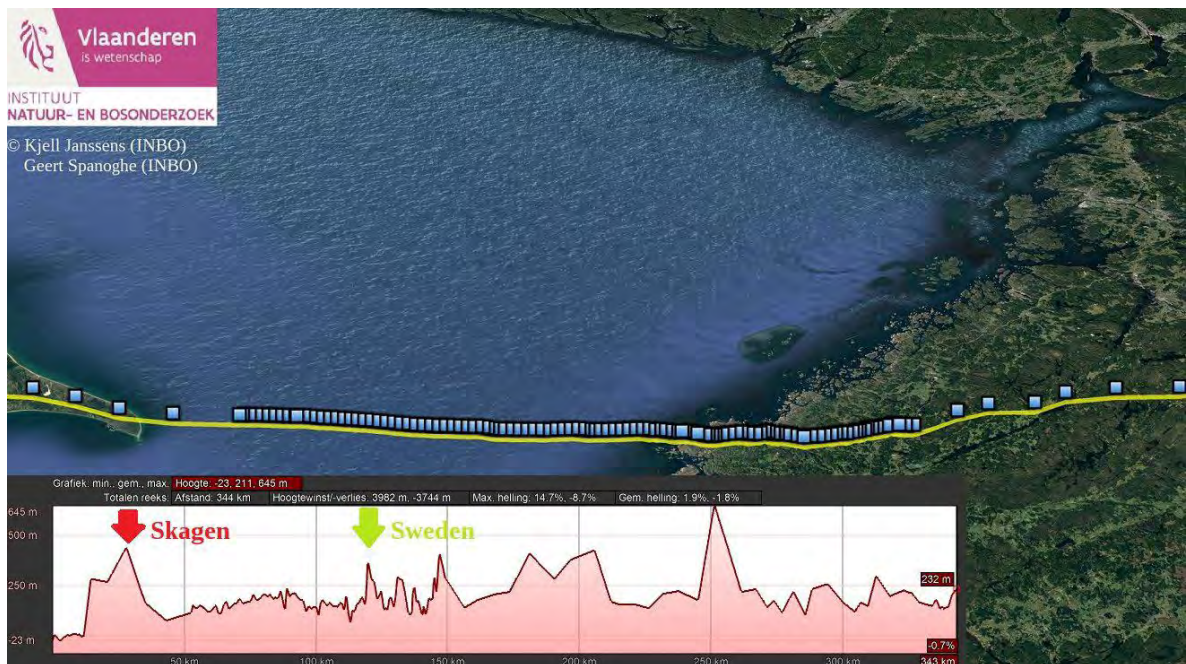
havet. En blå kärrhök försedd med GPS-sändare passerade mellan Skagen och Smögen 13 maj 2022 och för denna hane kunde flyghöjden vid passagen över havet fastställas till mellan 150–250 m utan någon tendens till att flyghöjden sjönk under passagen över havet (figur 7; data från INBO, www.vlaanderen.be/inbo/home).

Tabell 1. Andel av de biogeografiska populationerna (Sverige, Finland och Norge) av de rovfågelsarter som nästintill årligen passerar Skagen. Uppgifter om populationsstorlekar från Jensen m.fl. (2016). Flertalet individer av stäpphök, ängshök och aftonfalk ska troligen längre österut än Finland och tillhör därför en annan biogeografisk population. Detta gäller sannolikt också för brun glada även om den arten har ökat som häckfågel i norra Skandinavien.

Art	Medel 2008–2018	Biogeografisk population – antal fågelindivider	Andel (%) av biogeografisk population som passerar Skagen
Fiskgjuse	300	14 592	2,1
Bivränk	853	22 200	3,8
Kungsörn	3	Ej uppskattat	-
Brun kärrhök	377	7 959	4,7
Blå kärrhök	261	7 150	3,7
Stäpphök	31	Ej uppskattat	-
Ängshök	22	Ej uppskattat	-
Sparvhök	2681	173 550	1,5
Duvhök	38	40 950	<0,1
Havsörn	56	12 375	0,5
Röd glada	216	6 150	3,5
Brun glada	50	96	52,1
Fjällvråk	372	39 600	0,9
Ormvråk	4678	103 650	4,5
Tornfalk	875	52 950	1,7
Aftonfalk	19	Ej uppskattat	-
Stenfalk	288	41 250	0,7
Lärkfalk	234	17 064	1,4
Pilgrimsfalk	151	4 452	3,4



Figur 6. Fiskgjuse med satellitsändare som lämnade Skagen den 14 april 2007 cirka 16.45 i svag medvind och anlände den svenska kusten vid Käringsö, Hälleviksstrand drygt en timme senare. Data från Roine Strandberg, insamlat av Lunds universitet.



Figur 7. Hane blå kärrhök som flög över södra Skagerrak från Skagen till Smøgen 13 maj 2022. Data från INBO i rapport från Aarhus universitet.

5.1.1 Påverkansrisk av vindkraft

Det är väldokumenterat att rovfåglar har högre kollisionsrisk med vindkraftverk än flertalet andra fågelgrupper. Detta gäller särskilt vissa arter som havsörn, ormvråk och röd glada. Det är dock en skillnad i kollisionsrisken mellan migrerande och stationära rovfåglar. Sålunda kan rovfåglar vid migration undvika kollision med vindkraftverk i hög utsträckning. Detta kan delvis förklaras av att över land har segelflygande rovfåglar möjlighet att använda termikvindar, dvs. varm luft som hjälper fåglarna att ta höjd, en möjlighet som underlättar en passage förbi en landbaserad vindpark. Denna möjlighet finns inte ute till havs, vilket också delvis förklarar varför rovfågarna sprids ut över rätt stora områden när de flyger ut över havet. Preliminära resultat från studien av Aarhus universitet indikerar att antalet kollisionsfall av rovfåglar är begränsat till ett fåtal individer vid placering av en vindkraftpark mellan Skagen och det svenska fastlandet. Den slutsatsen förutsätter att rovfågarna inte uppvisar beteende som vid migrationspassagen över Fehrmans bält mellan Rødby och den tyska ön Fehmarn där en närliggande vindkraftpark attraherade rovfåglar till att flyga i närheten av vindkraftparken (Skov m.fl. 2016). Vid vindkraftparken Anholt konstaterades flygbeteenden hos migrerande rovfåglar som antyder att vindkraftverken till viss del utgjorde en barriäreffekt som försvårade överflygningen från Jylland mot ön Anholt (Jensen m.fl. 2016).

5.2 Nattmigrerande fåglar

Nattetid migrerar många fåglar, främst småfåglar, över Östersjön på relativt hög höjd (Bruderer m.fl. 2018, Pettersson 2011, Welcker & Vilela 2019). Vid Rügen och Fehmarn längs den tyska Östersjökusten observerades med radar att omkring 25% av nattmigrerande fåglar passerade lägre än 200 meters höjd och att cirka 40 % av fåglarna flög lägre än 400 meter (Bruderer m.fl. 2018). Det innebär att 60 % av nattmigrerande fåglar flög över 400 meters höjd. Flyghöjdsfördelning var likartad vår och höst. Radarstudier från havsbaserade vindkraftparker i södra Östersjön och i Nordsjön gav liknande resultat och indikerar dessutom att omkring 30 % av de nattflyttande fåglarna flyger på över 1 000 meters höjd (referenser i Welcker & Vilela 2019). I en annan radarstudie vid Utgrunden vindkraftpark i södra Kalmarsund (Pettersson 2011) flög nattmigrerande fåglar på lägre höjd jämfört med studierna i Welcker & Vilela (2019), men avståndet från vindkraftparken till land kan påverka flyghöjder då fåglarna går ner i flyghöjd när de närmar sig land på morgonen. Avståndet från Utgrunden vindkraftpark till närmaste kustlinje var ca 9 km.

Nattmigrationen är som intensivast vid svaga vindar (helst medvind) och klart väder utan nederbörd (Nilsson m.fl. 2019, Welcker & Vilela 2019). I vissa väderlägen, oftast på hösten när fåglarna möter kraftiga vindar från väst, kan denna migration gå på lägre höjd (Bruderer m.fl. 2018). Vid Utgrunden i södra Kalmarsund noterades att fåglarna passerade på högre höjd vid dimma, kanske för att undvika att flyga genom dimman (Pettersson 2006).

För att ha ett riktmärke om hur mycket fågel som passerar över Skagerrak på natten hämtas data från en europeisk studie med väderradar. Denna studie täckte migrationen över land. Flödet av nattmigrerande fåglar estimerades perioden 19 september-9 oktober 2016 på ett antal platser samtidigt med väderradar. Då det fanns en del störningar på radarbilden på höjder under 200 m togs detta område bort vid analyserna, vilket underskattar det totala antalet migrerande fåglar. En av dessa i Sverige var väderradarn vid Vara där antalet migrerande fåglar beräknades i genomsnitt till 32 individer/km/timme (Nilsson m.fl. 2019). Detta värde är väsentligt lägre än vad som registrerades vid t.ex. Ängelholm i Skåne i samma studie med i genomsnitt 136 individer/km/timme. Längre söderut i Europa registrerades ännu högre värden. Vid Boostedt, norra Tyskland, estimerades migrationsflödet i samma studie till i genomsnitt 198 fåglar/km/timme.

Att beräkningarna från väderradar underskattar det verkliga antalet migrerande fåglar i luften visas av en studie som använde en infraröd utrustning på Falsterbohalvön där i genomsnitt 1319 fåglar/km/timme passerade nattetid under 68 nätter från 7 augusti till 28 oktober 1998 (Zehnder m.fl. 2001). Den viktigaste slutsatsen var dock att migrationen var koncentrerad till vissa nätter med en låg aktivitet under flertalet nätter. Migrationen toppade i slutet av september och aktiviteten var oftast som högst före midnatt och klingade därefter av fram till gryningen då migrationsaktiviteten ökade igen.

Welcker & Vilala (2019) satte ett tröskelvärde på 250 fåglar/km/timme upp till 200 m höjd som en definition på hög migrationsintensitet vid vindkraftparker i tyska Östersjön och Nordsjön. Detta migrationsflöde uppnåddes vid totalt 4 % av nattimmarna under migrationsperioderna och i medeltal var migrationsflödet väsentligt lägre utan att denna uppgift presenterades närmare i rapporten.

Den huvudsakliga migrationsriktningen över Skagerrak nattetid är på våren sannolikt riktad mot norr eller nordost och på hösten mot syd eller sydväst. Men det är alltför osäkert att försöka använda data från en väderradar på land till att göra en bedömning av omfattningen av antalet nattmigrerande fåglar över Skagerrak. Därmed får det anses vara relativt oklart hur stor omfattningen av nattmigrationen är över detta havsområde.

5.2.1 Påverkansrisk av vindkraft

Det är svårt att bedöma hur havsbaserade vindkraftparker påverkar nattmigrerande fåglar då detta är besvärligt att studera. Men medan sjöfåglar som lommar, svanar, gäss och änder uppvisar tydliga flygbeteenden där flygkurser justeras för att fåglarna ska kunna flyga runt vindkraftparker är sådana beteenden inte alls lika tydliga hos nattmigrerande småfåglar. Barriäreffekt av havsbaserad vindkraft är sannolikt ingenting som utgör någon påverkan på dessa. Däremot finns risk för kollisionsfall, en förhöjd sådan vid väder med nedsatt sikt, t.ex. vid dimma. Det finns åtskilliga exempel på hur eldflammar på oljeplattformar, ljus vid strukturer som broar, fyrar eller båtar gör fåglarna desorienterade så att de förolyckas vid kollisioner. Det innebär att det inte kan uteslutas att relativt många kollisionsfall kan uppstå även i vindkraftparker vid exceptionella väderförhållanden som sammanfaller med en intensiv migration.

6. Slutsatser

Fågelförekomsten på den svenska delen av Skagerrak är relativt sparsamt utforskat och dokumenterat. Det är stora djup, särskilt utanför svenskt territorialvatten i den ekonomiska zonen, vilket begränsar förekomsten av sjöfåglar som födosöker av bottenlevande fauna. De fåglar som vistas regelbundet längre perioder på Skagerrak utgörs av ett fåtal arter. De talrikaste är sillgrissla och stormfågel, vilka kommer till Skagerrak från Nordsjön för att byta fjädrar eller spendera vissa perioder av året för att det finns föda till dem att hitta här. Aktivitet hos trålare och andra fiskebåtar lockar till sig måsfåglar men även stormfåglar, havssula och storlabb. Utbredningen av dessa fåglar på Skagerrak styrs därför till viss del av fiskeaktiviteter. Samtidigt förekommer sillgrissla och stormfågel primärt på större djup än 100 m, där särskilt stormfågel har en närmast knivskarp utbredningsgräns i anslutning till den Norska rännan.

Skagerrak omfattas inte av några särskilt påfallande migrationsrörelser av sjöfåglar som lommar, svanar, gäss och änder utan dessa flyger främst nära kusterna. Vid Skagen, Jyllands nordspets, koncentreras många dagmigrerande fåglar under våren innan de flyger ut över havet. Skagen är särskilt känt under våren för segelflygande rovfågels passage mot nordost. Denna migrationsrörelse studeras för närvarande mer i detalj i ett samarbete mellan Aarhus universitet och vindkraftsbolag.

Nattmigrerande fåglar, vilka främst utgörs av småfåglar, passerar sannolikt över Skagerrak på bred front utan att de nödvändigtvis koncentreras till vissa uddar. Det kan förväntas att ungefär en tredjedel av dessa småfåglar flyger i de moderna vindkraftverkens rotorhöjd upp till omkring 350 m höjd.

Havsbaserad vindkraft på Skagerrak som placeras på större djup än 30 m har ingen undanträngningseffekt på sjöfåglar som födosöker av bottenlevande fauna. På större djup kan det uppstå undanträngningseffekter på alkor, oftast på sillgrissla, och i mindre utsträckning på stormfågel. Barriäreffekter kan uppstå på migrerande fåglar, men det är endast för rovfåglar som det skulle kunna vara av någon slags betydelse. Kollisionsfall är sannolikt fåtaligt för samtliga fågelarter som förekommer på Skagerrak även om det inte kan uteslutas att speciella väderförhållanden med nedsatt sikt som gör att nattmigrerande fåglar blir desorienterade av starka ljuskällor kan innebära en förhöjd kollisionsrisk.

7. Referenser

- Bertel, B. 1990. Rovfuglenes forårstræk over Skagen. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 84 (1990):85–90.
- BirdLife. 2022. <https://www.birdlife.org/news/2022/08/08/an-unprecedented-wave-of-avian-flu-has-been-devastating-bird-populations-across-the-northern-hemisphere/>
- Bruderer, B., Peter, D. & Korner-Nievergelt, F. 2018. Vertical distribution of bird migration between the Baltic Sea and the Sahara. *Journal of Ornithology* 159:315–336.
- Buckingham, L. m.fl. 2023. Energetic synchrony throughout the non-breeding season in common guillemots from four colonies. *Journal of Avian Biology* 2023: e03018. doi: 10.1111/jav.03018
- Camphuysen, C.J. & Gear, S.C. 2022. Great Skuas and Northern Gannets on Foula, summer 2022 - an unprecedented, H5N1 related massacre. NIOZ Report 2022-02, NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research: Texel. 66 pp. <https://doi.org/10.25850/nioz/7b.b.gd>
- Christensen, T.K., Petersen, I.K. & Balsby, T.J.S. 2022. Bird migration at Skagen and the west coast of Sweden – spring 2022. Data report on bird migration at Skagen, Denmark and west coast of Sweden in relation to a planned offshore wind farm in Kattegat. Aarhus University.
- Cook, A., Johnston, A., Wright, L. J. & Burton, N. H. 2012. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02: A Review of Flight Heights and Avoidance Rates of Birds in Relation to Offshore Wind Farms. Thetford, Norfolk: British Trust for Ornithology.
- Dierschke, V., Furness, R. W. & Garthe, S. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation*, 202, 59-68.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P. & Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01. Ornith Consult report 1994, 110 pp.
- Falchieri, M., Reid, S.M., Ross, C.S., James, J., Byrne, A.M.P., Zamfir, M., Brown, I.H., Banyard, A.C., Tyler, G., Philip, E. and Miles, W. 2022. Shift in HPAI infection dynamics causes significant losses in seabird populations across Great Britain. *Veterinary Record*, 191: 294-296. <https://doi.org/10.1002/vetr.2311>
- Fox, A.D. & Petersen, I.K. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 113: 86-101.
- Harwood, A. J., Perrow, M. R. & Berridge, R. J. 2018. Use of an optical rangefinder to assess the reliability of seabird flight heights from boat-based surveyors: implications for collision risk at offshore wind farms. *Journal of Field Ornithology*, 89, 372-383.
- Heubeck, M., Aarvak, T., Isaksen, K., Johnsen, A., Petersen, I. K. & Anker-Nilssen, T. 2011. Mass mortality of adult Razorbills *Alca torda* in the Skagerrak and North Sea area, autumn 2007. *Seabird* 24:11-32.
- Johnston, A., Cook, A., Wright, L. J., Humphreys, E. M. & Burton, N. H. K. 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal*

of Applied Ecology, 51, 1126-1130.

Krijgsveld, K. 2014. Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms: Overview of knowledge including effects of configuration. Rapport Bureau Waardenburg.

Leopold, M.F. & Verdaat, H.J.P. 2018. Pilot field study: observations from a fixed platform on occurrence and behaviour of common guillemots and other seabirds in offshore wind farm Luchterduinen. Wageningen University & Research rapport C068/18.

Nilsson, C. m.fl. 2019. Revealing patterns of nocturnal migration using the European weather radar network. *Ecography* 42:876–886.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D. & Clausen, P. 2019. Opdateret vurdering af IBAudpegninger i relation til otte specifikke marine områder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Teknisk rapport nr. 203. <http://dce2.au.dk/pub/TR203.pdf>

Pettersson, J. 2006. Flyttande små- och sjöfåglar - en förstudie med lokalradar i Kalmarsund. Rapport 5568, Naturvårdsverket.

Olsson, O., Nilsson, T. & Fransson, T. 2000. Long-term study of mortality in the common guillemot in the Baltic Sea. Report 5057, Naturvårdsverket.

Pettersson, J. 2011. Night migration of songbirds and waterfowl at the Utgrunden off-shore wind farm. Rapport 6438, Naturvårdsverket.

RSPB. 2023. <https://www.heraldscotland.com/news/23314865.avian-flu-wake-up-call-fears-rise-scotlands-seabirds/>

Skov, H., Desholm, M., Heinänen, S., Kahlert, J.A., Laubek, B., Jensen, N.E., Żydelis, R. & Jensen, B.P. 2016. Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. *Biology Letters* 12: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0804>

Skov, H. & Durinck, J. 1998. Constancy of frontal aggregations of seabirds at the shelf break in the Skagerrak. *Journal of Sea Research* 39: 305–311.

Skov, H. & Mortensen, L.O. 2022. Modelling the distribution of seabirds in Skagerrak August 2022. DHI, 28 November 2022.

SVA. 2022. Daterad 25 juli 2022. <https://www.sva.se/aktuellt/pressmeddelanden/fortsatt-fagelinfluensa-och-omfattande-dodlighet-bland-vilda-faglar/>

Tanskanen, A., Yrjölä, R., Oja, J., Aalto, R., & Tanskanen, S. 2022. Long-term impact on the breeding birds of a semi-offshore island-based wind farm in Åland, Northern Baltic Sea. *Ornis Svecica*, 32, 47–65. <https://doi.org/10.34080/os.v32.22331>

Tjørnløv, R.S., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J.B., Mortensen, L.O., Thomas, K. & Uhrenholdt. Resolving uncertainties of seabird flight and avoidance behaviours at offshore wind farms. Report from Vattenfall.

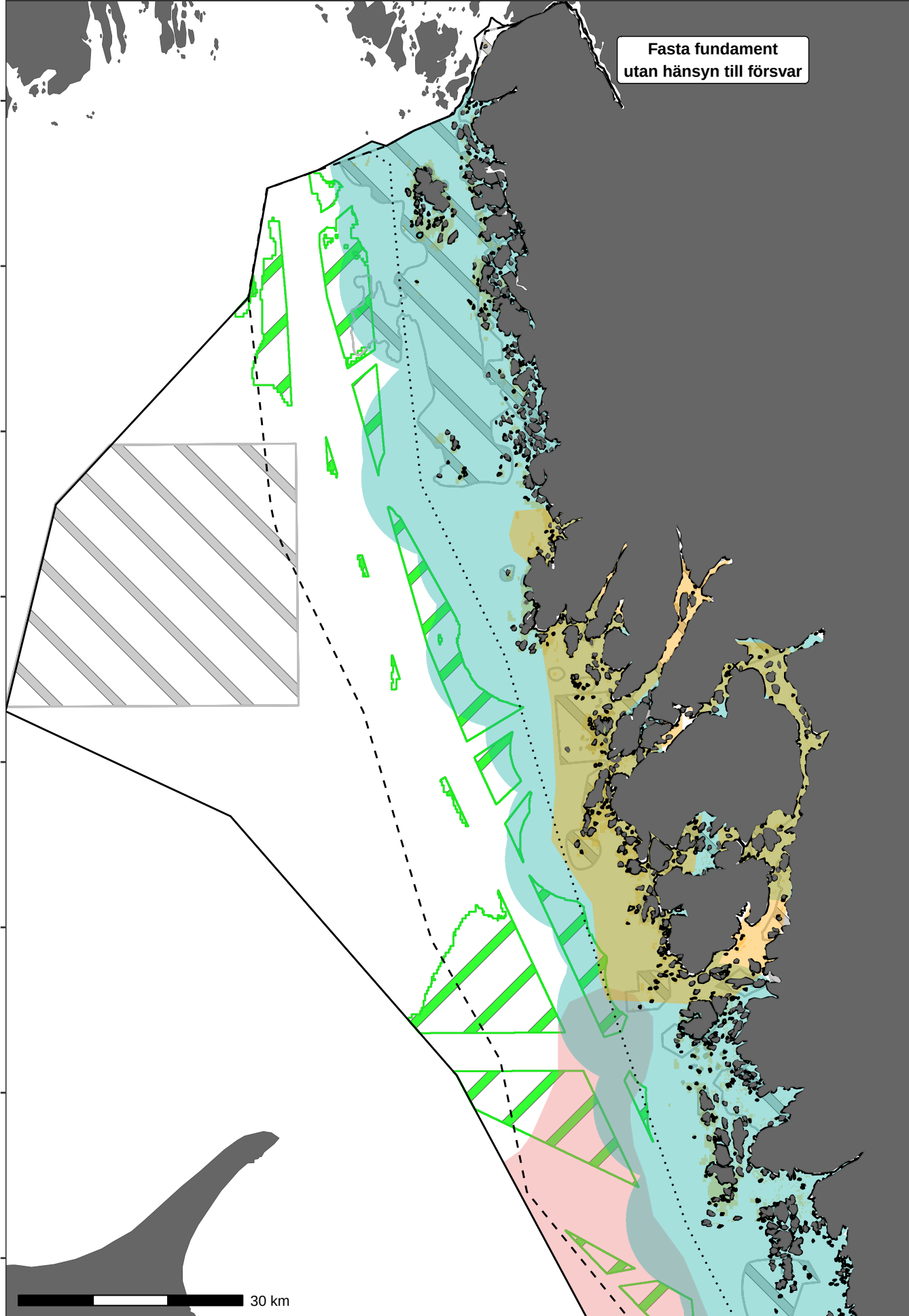
Welcker, J. & Vilela, R. 2019. Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. Technical report. Bio-Consult SH, Husum. 70 pp.

Zehnder, S., Åkesson, S., Liechti, F. & Bruderer, B. 2001. Nocturnal autumn bird migration at Falsterbo, South Sweden. *Journal of Avian Biology* 32(3):239-248. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2001.320306.x>

Appendix 3: Kartlager

Appendix 3 innehåller de kartor som utgör figur 34, 35 och 36 i rapporten MMAB (2023) *Underlag för storskalig vindkraft i Västerhavet* i större format.

Fasta fundament
utan hänsyn till försvar

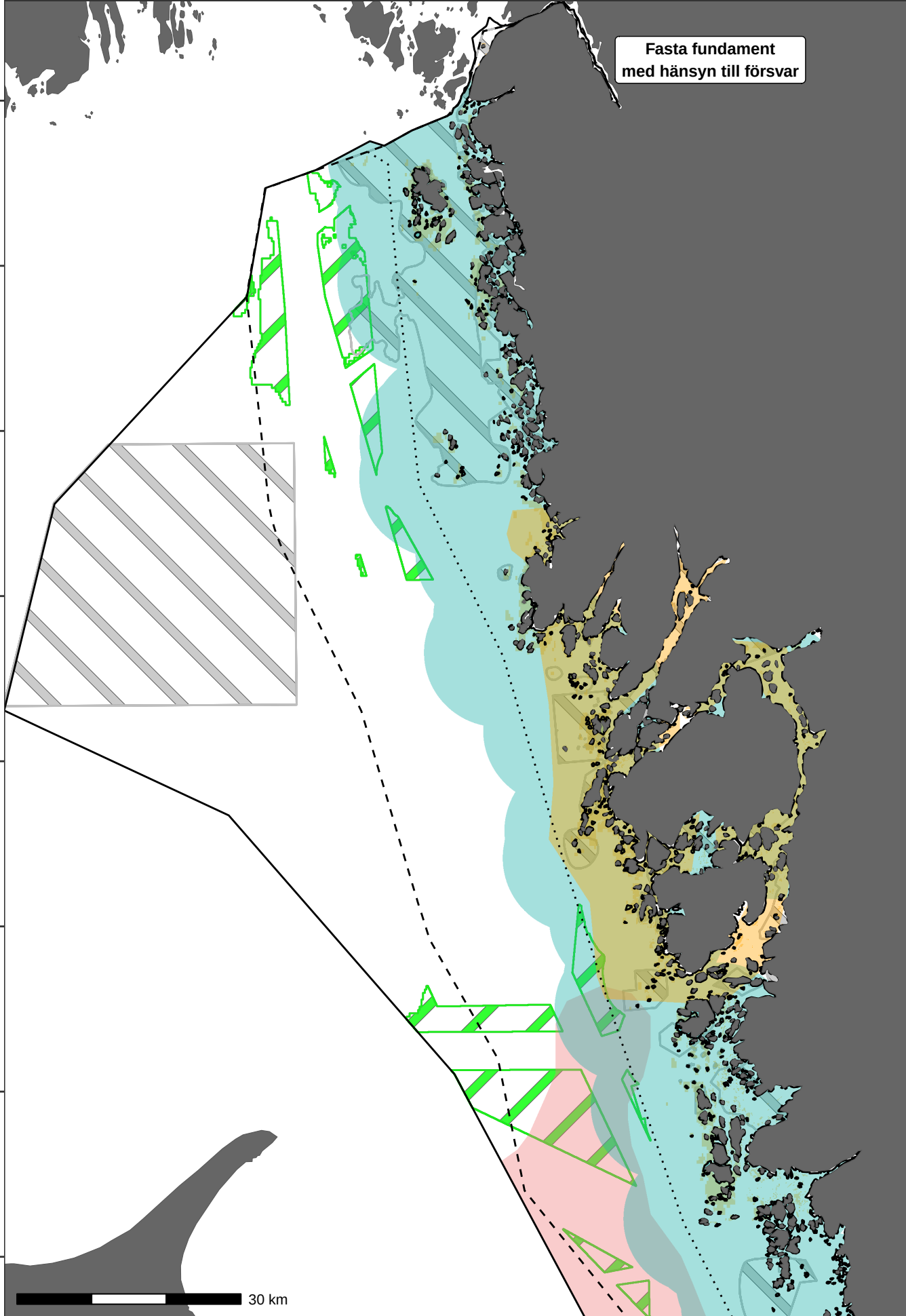


Hänsynsområde tumlare
Lek torsk och sill

Restriktionsområde säl

Fasta Natura 2000

Fasta fundament
med hänsyn till försvar

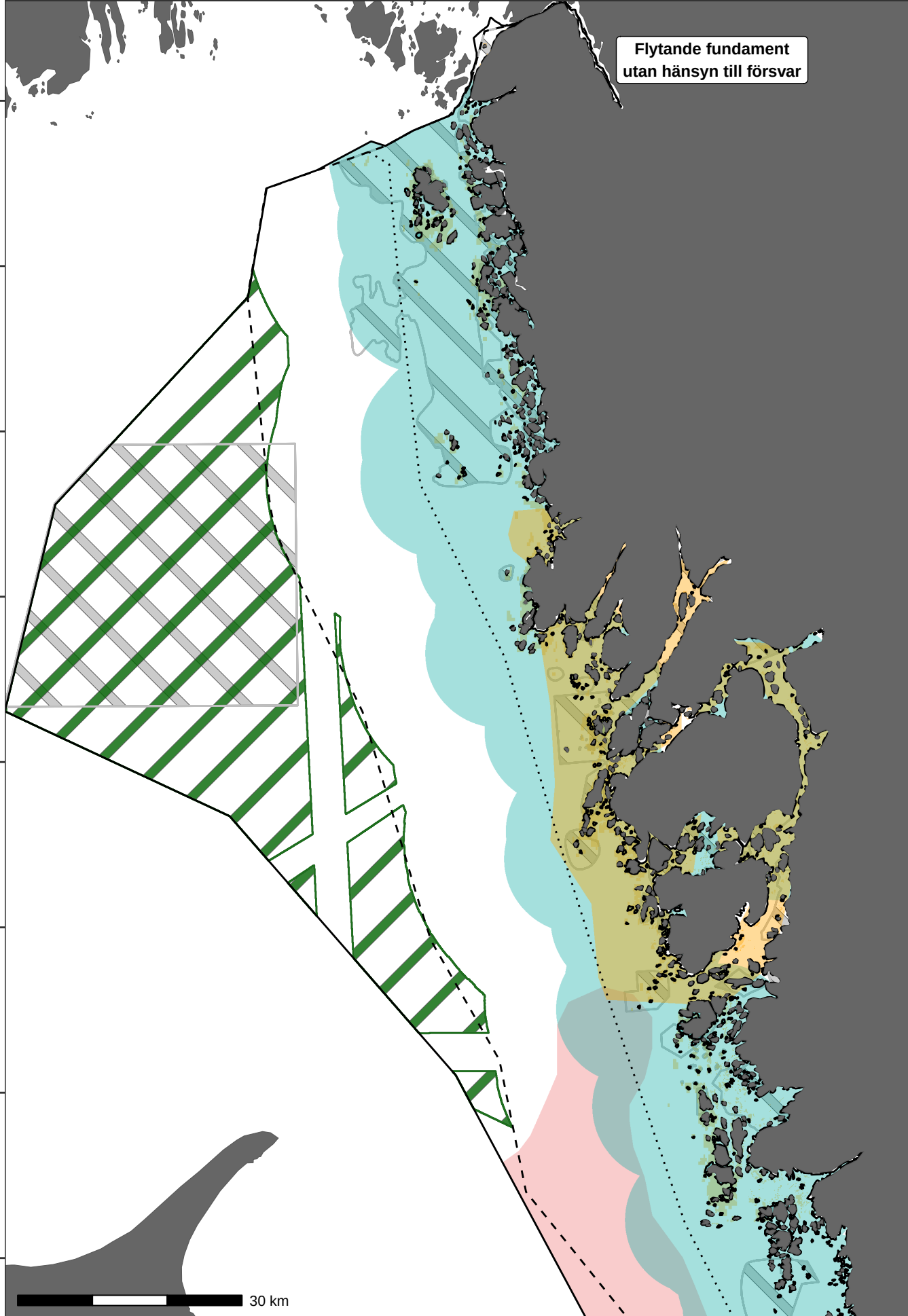


Hänsynsområde tumlare
Lek torsk och sill

Restriktionsområde säl

Fasta Natura 2000

Flytande fundament
utan hänsyn till försvar



Flytande



Natura 2000



Hänsynsområde tumlare

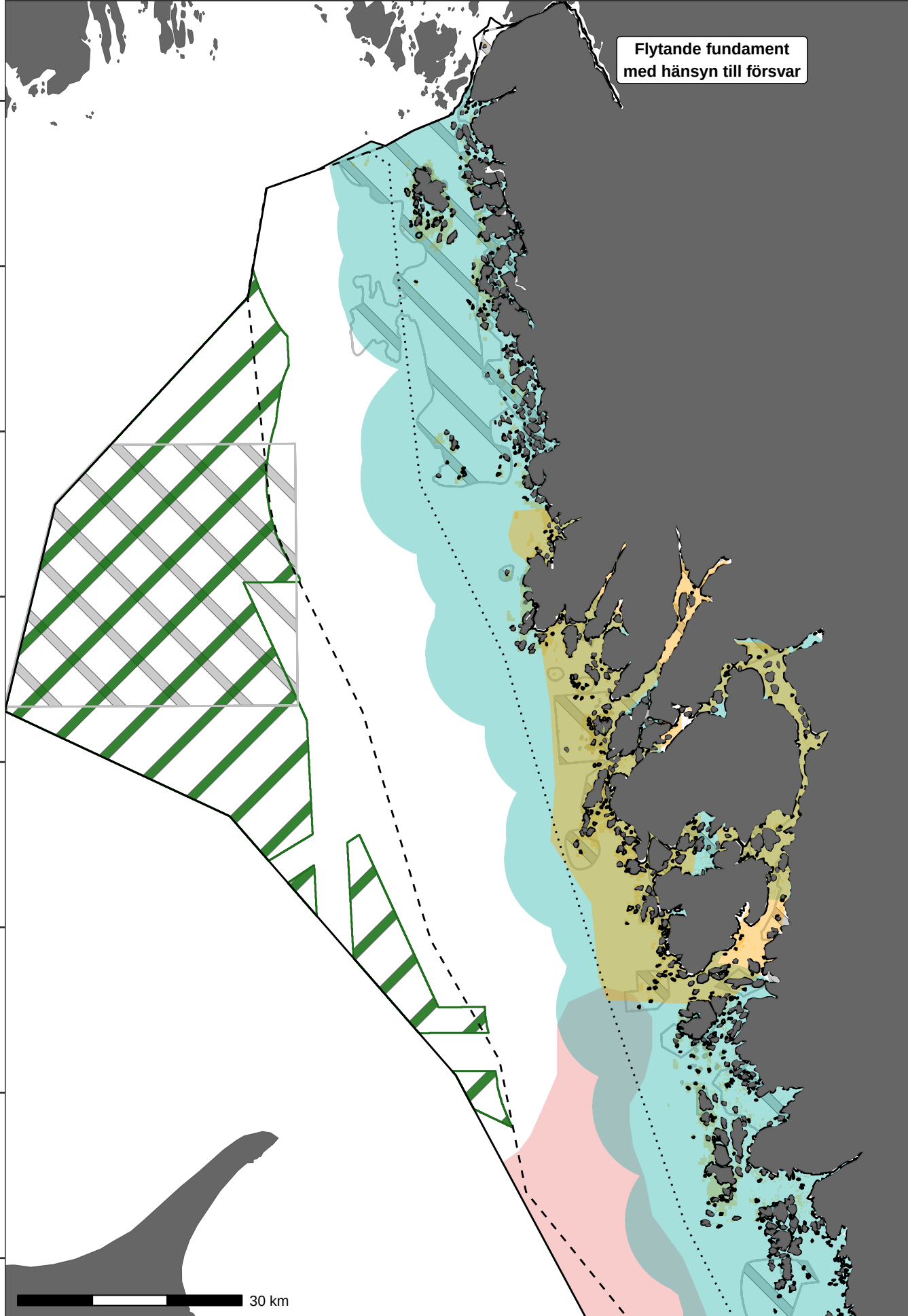


Restriktionsområde säl



Lek torsk och sill

Flytande fundament
med hänsyn till försvar



Flytande



Natura 2000



Hänsynsområde tumlare

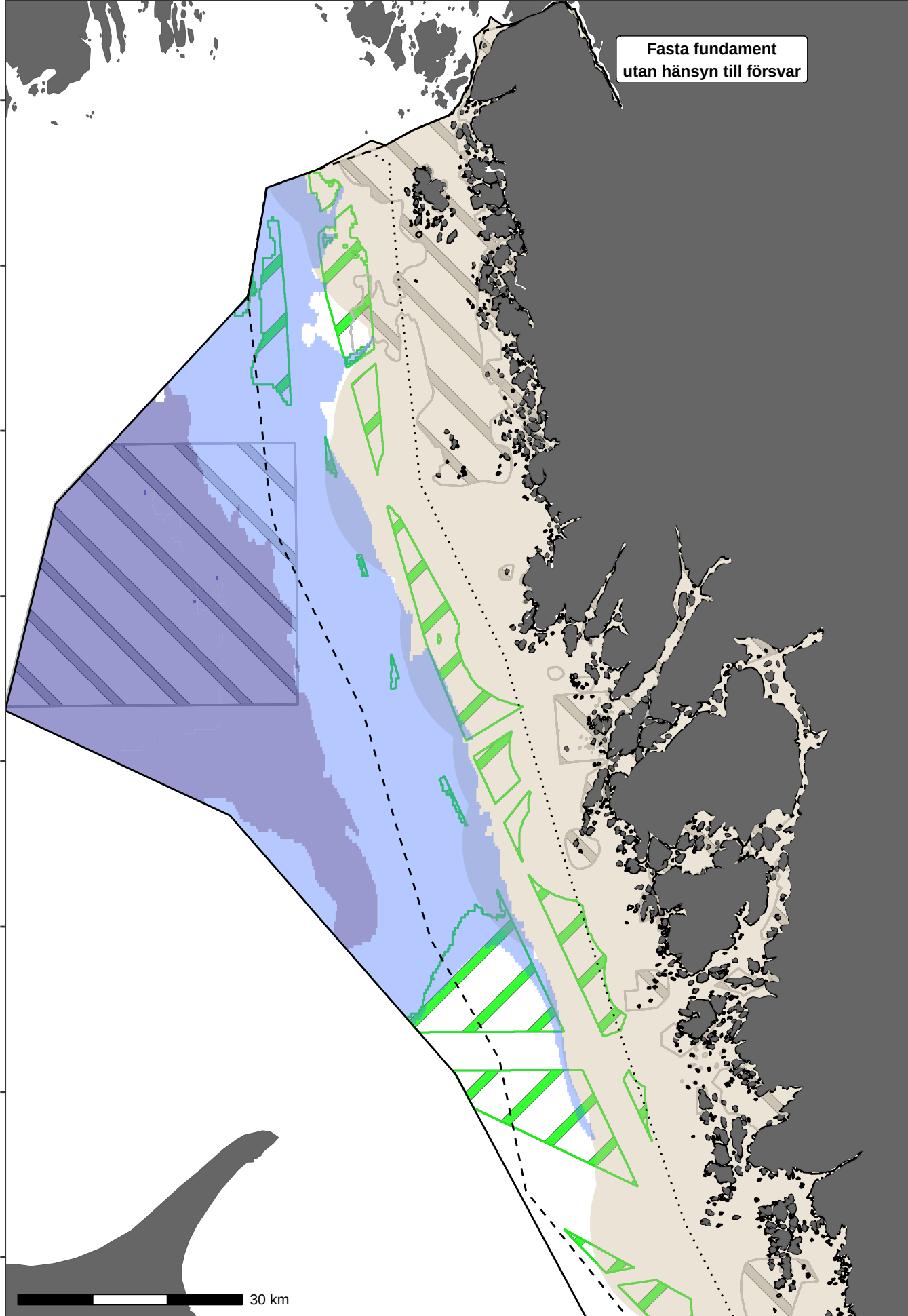


Restriktionsområde säl



Lek torsk och sill

Fasta fundament
utan hänsyn till försvar

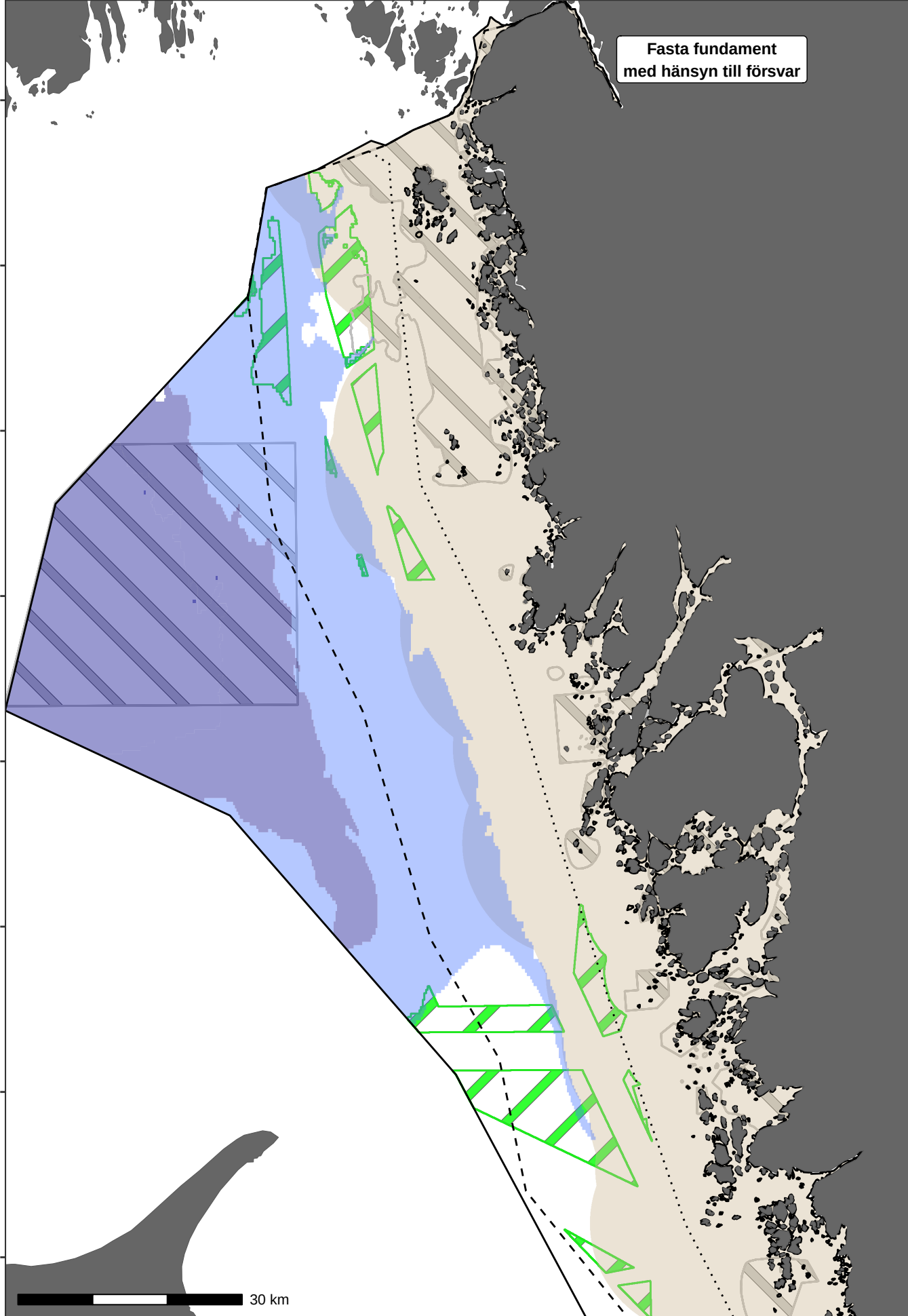


>200m (stormfågel)
100–200m (alkor)

Hänsynszon fladdermöss

Fasta Natura 2000

Fasta fundament
med hänsyn till försvar



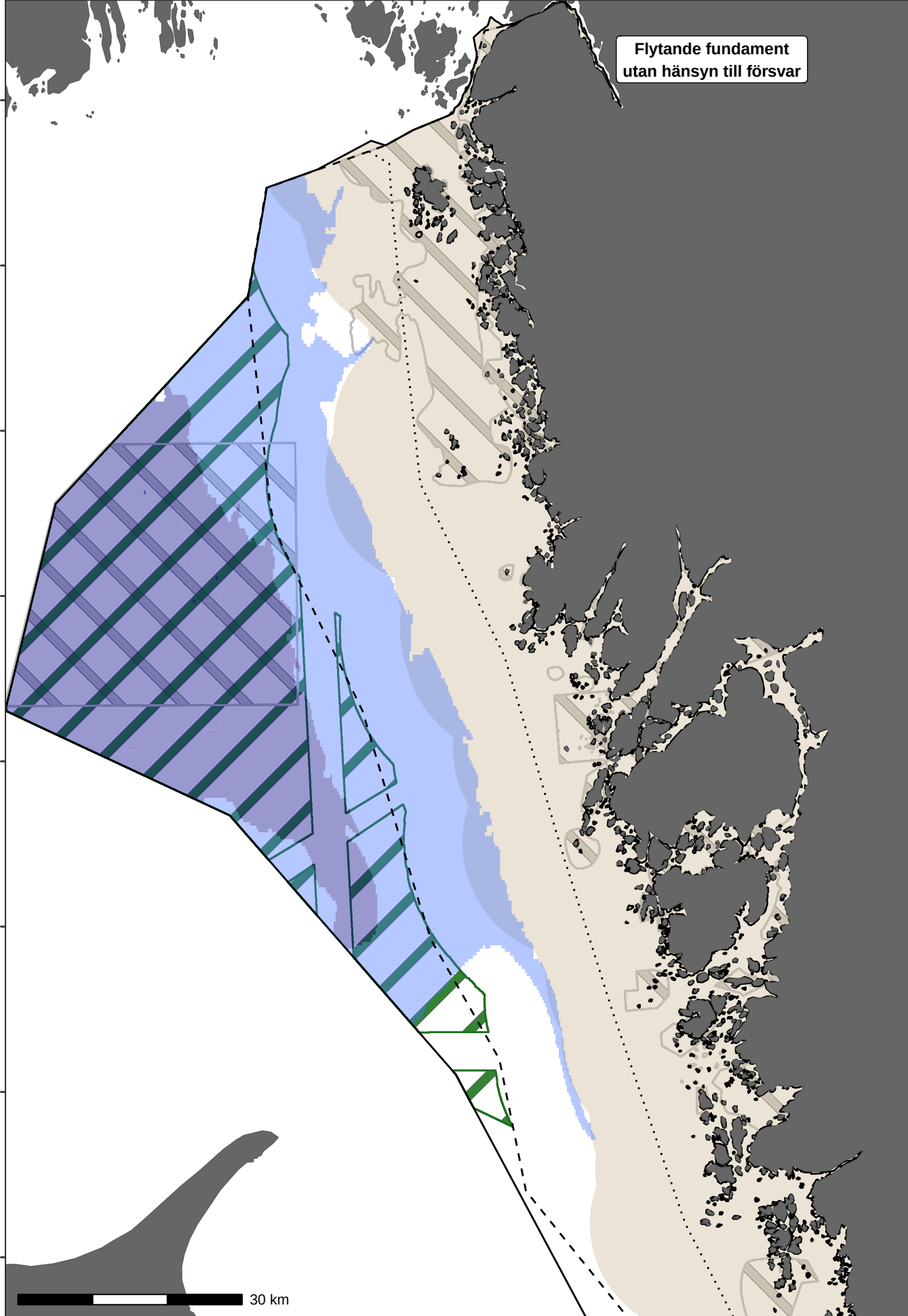
>200m (stormfågel)
100–200m (alkor)

Hänsynszon fladdermöss

Fasta

Natura 2000

Flytande fundament
utan hänsyn till försvar



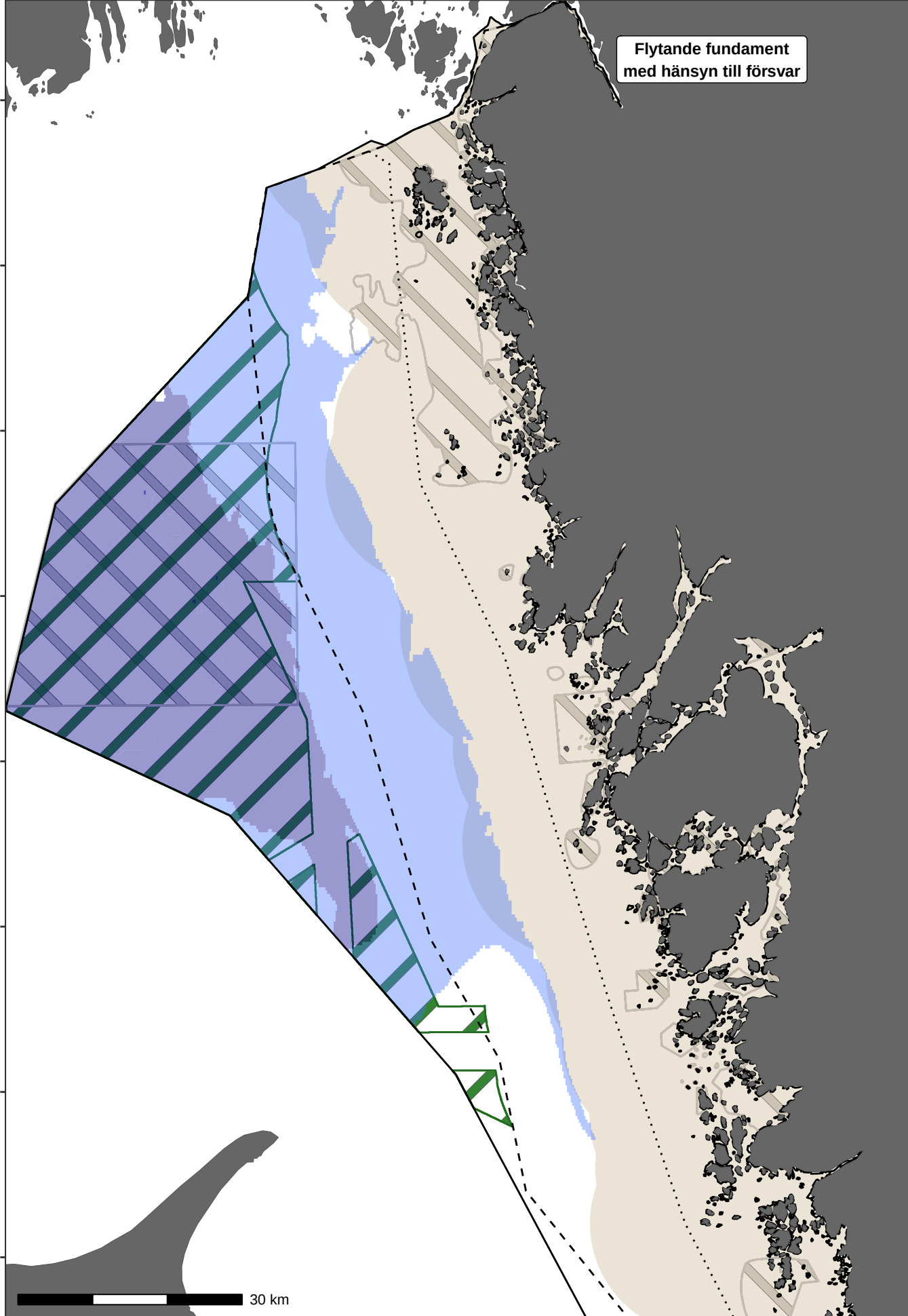
Flytande

Natura 2000

>200m (stormfågel)

100–200m (alkor)

Hänsynszon fladdermöss



 Flytande

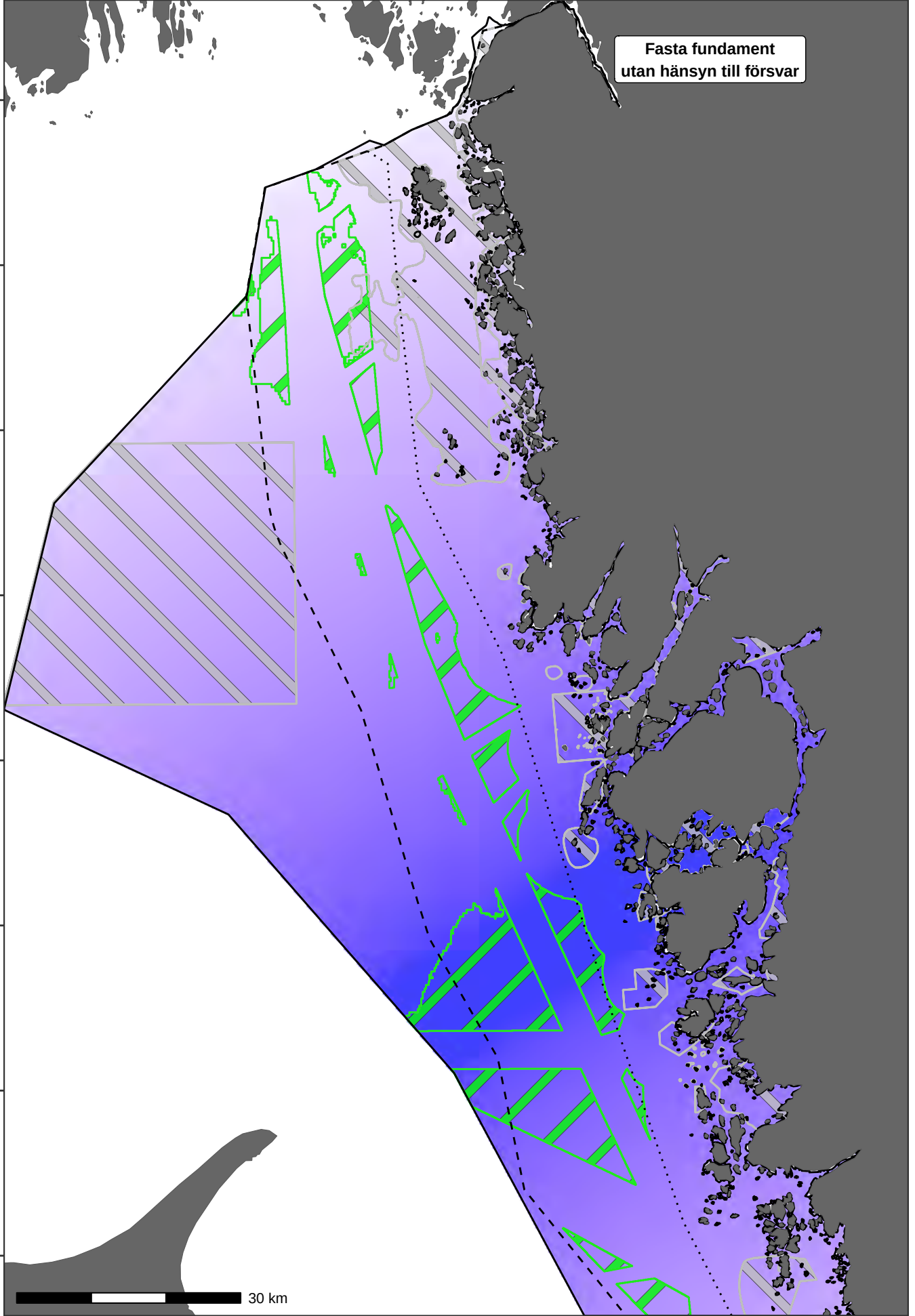
 Natura 2000

 >200m (stormfågel)

 100-200m (alkor)

 Hänsynszon fladdermöss

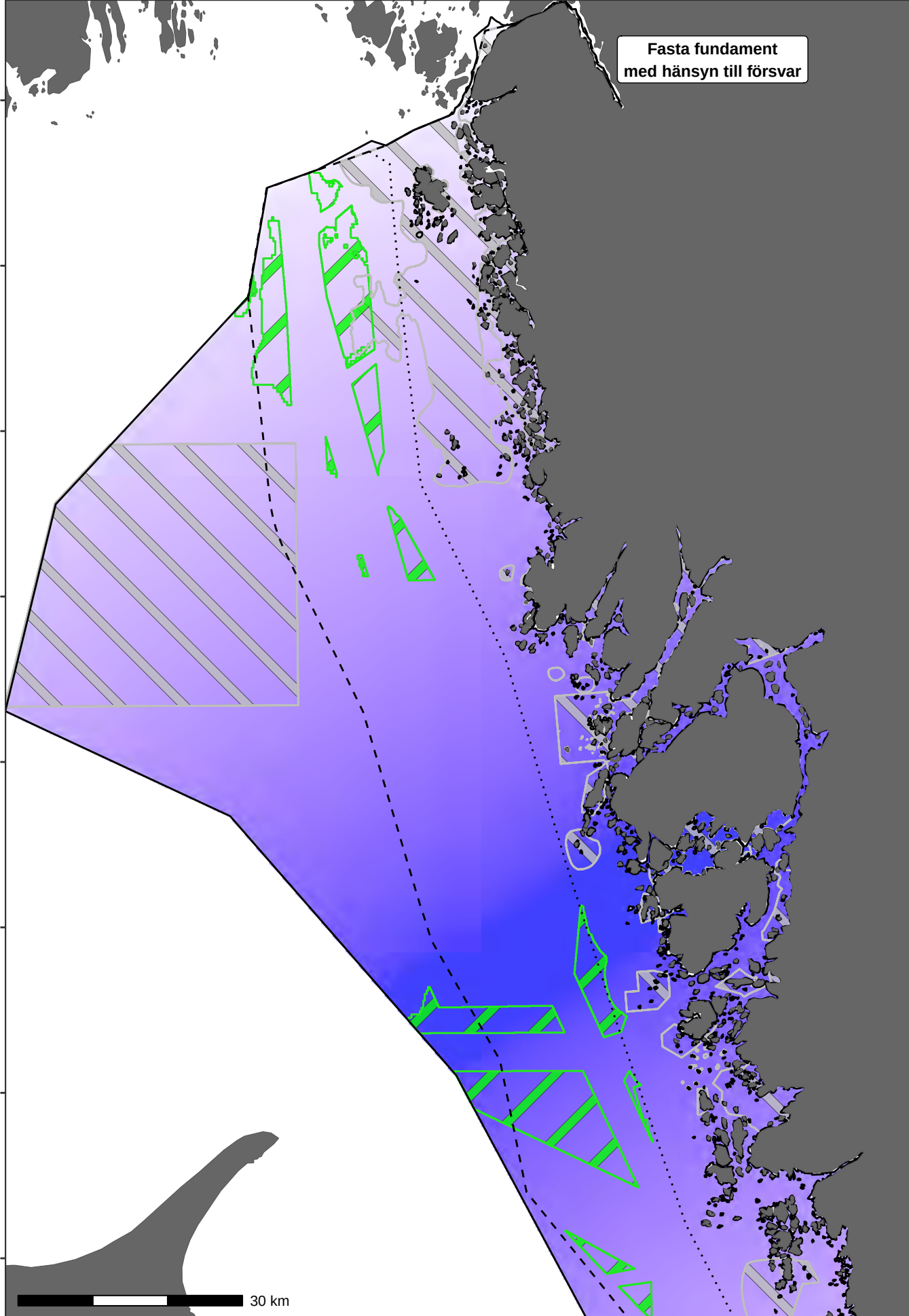
Fasta fundament
utan hänsyn till försvar



Avstånd (km)
0 25 50 75 100

Fasta Natura 2000

Fasta fundament
med hänsyn till försvar

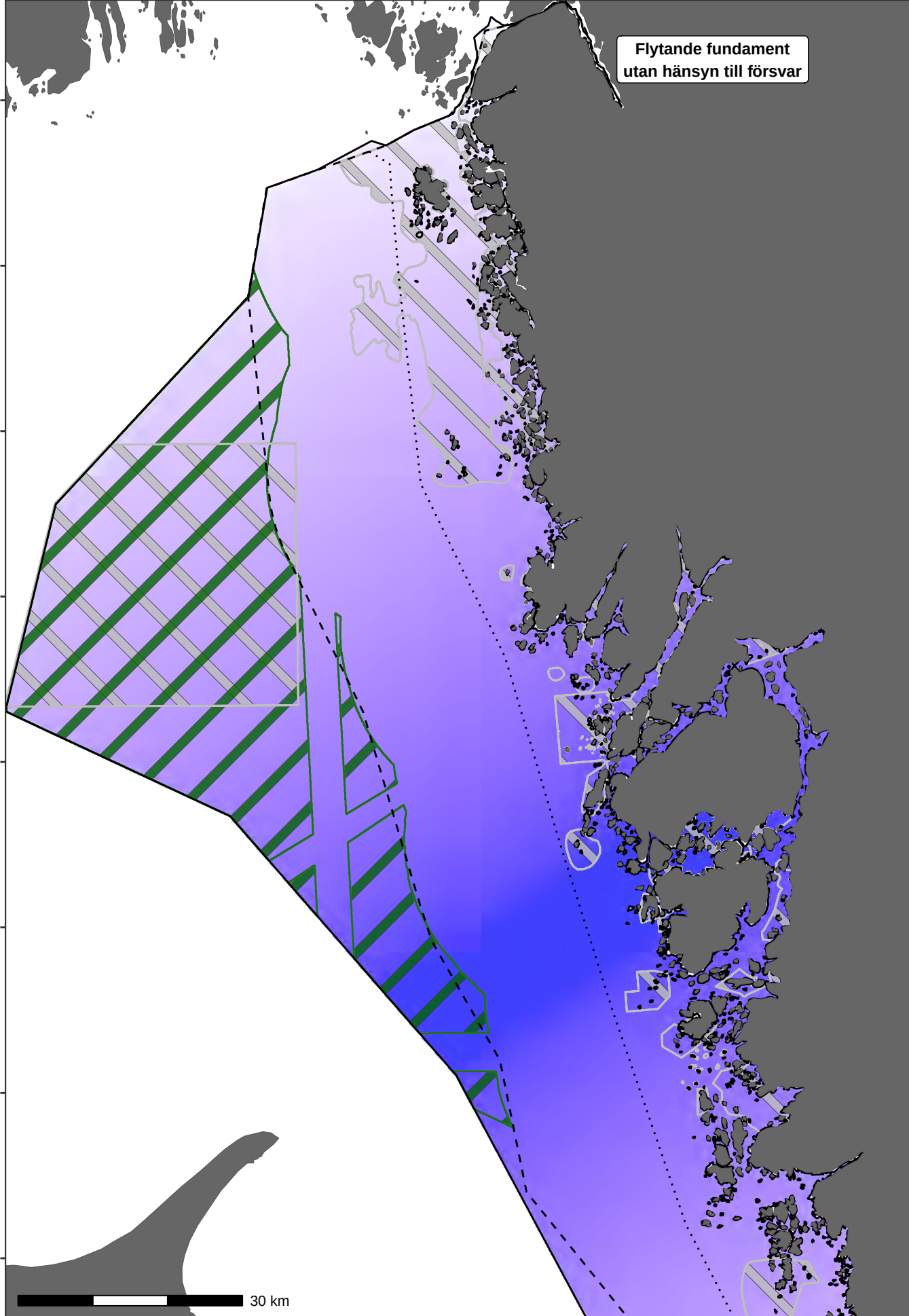


Avstånd (km)

0	25	50	75	100
0	25	50	75	100

Fasta Natura 2000

Flytande fundament
utan hänsyn till försvar

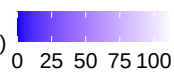


Flytande

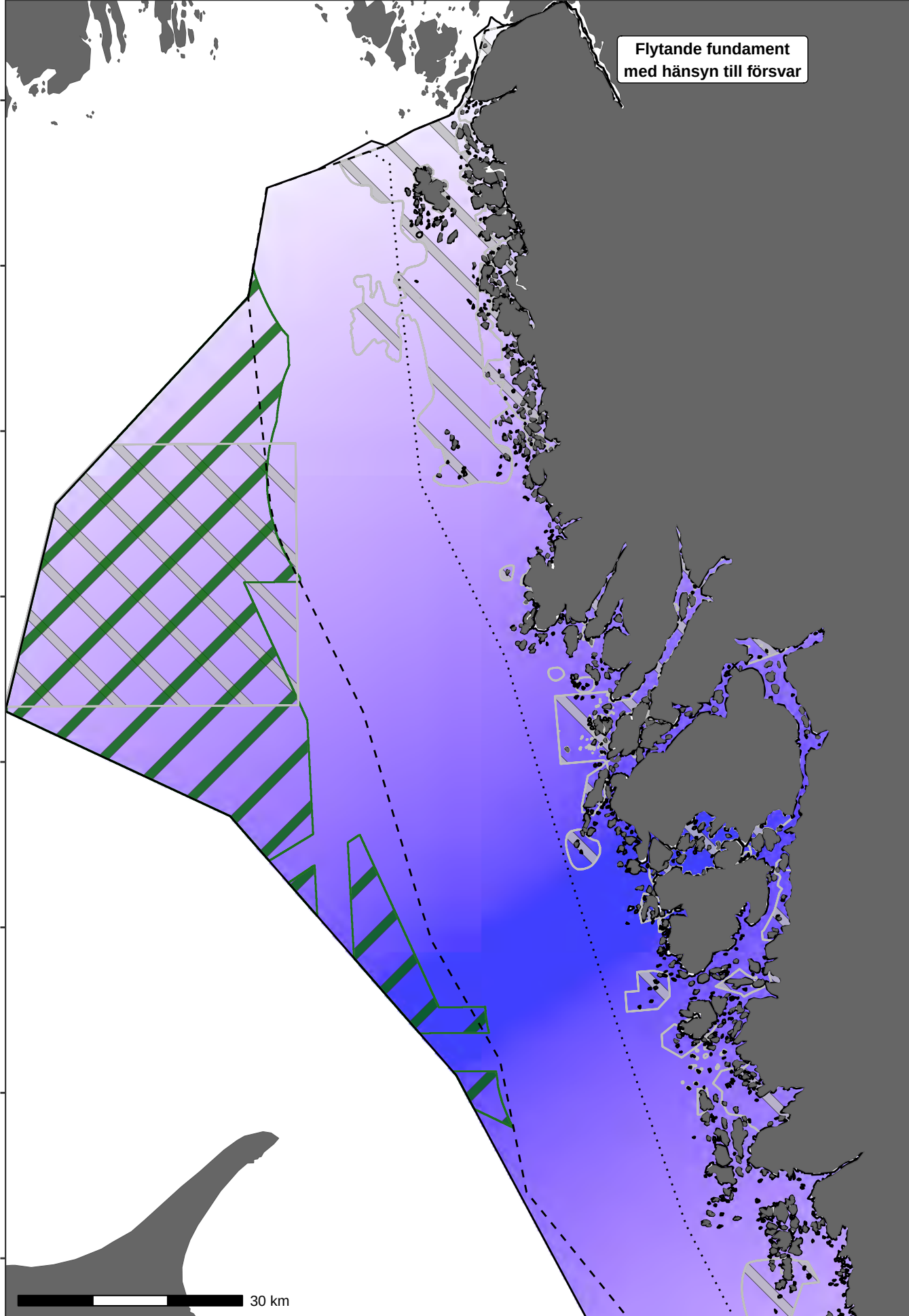


Natura 2000

Avstånd (km)



Flytande fundament
med hänsyn till försvar



Flytande Natura 2000

Avstånd (km)
0 25 50 75 100



Underlag för storskalig vindkraft i Västerhavet – med hänsyn till marina arter och habitat

Karin Olsson, Johanna Bergkvist, Marina Magnusson &
Kerstin Fransson

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil

Tel +46 523-101 82 | Mobil 0702 565 551 |

E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se