

Bilaga K

# Vindpark Triton

---

Komplettering av Natura 2000-  
tillståndsansökan

Juni 2022

**Structor**

**OX2**

## Innehåll

Inledning .....	3
Läsanvisning .....	3
Bemötande av Länsstyrelsen Skånes kompletteringsföreläggande .....	4
Saknade rapporter .....	4
Suspenderade sediment, sedimentation, bottenfauna och miljögifter .....	4
Fågel .....	11
Fisk .....	37
Kumulativa effekter .....	41
Avveckling .....	43
Kompensationsåtgärder .....	44
Bilagor .....	45
Referenser .....	45

## Inledning

Tritonia Vindpark AB (nedan OX2 eller bolaget) besvarar nedan kompletteringsföreläggandet från Länsstyrelsen i Skåne på bolagets ansökan om Natura 2000-tillstånd för vindpark Triton. Bolaget har även tagit del av synpunkterna på Natura 2000-ansökan från remissinstanserna Havs- och vattenmyndigheten, Swedish Pelagic Federation, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Jordbruksverket och SMHI. Merparten av dessa har inkluderats i länsstyrelsens kompletteringsföreläggande och besvaras således i bemötandet av länsstyrelsens frågor. Vissa av bolagets svar har dock utökats för att även besvara övriga synpunkter från remissinstanserna. Frågor som inte provas inom ramen för Natura 2000-ansökan behandlas av ansökan för vindparken enligt lagen om Sveriges ekonomiska zon (SEZ) eller ansökan för undersökningar och internkabelnät enligt kontinentalsockellagen.

Underlag och svar till kompletteringen har tagits fram av följande bolag och personer

**AquaBiota – Eva Isaeus, Mathilda Karlsson, Frida Seger, Olov Tiblom, Ewa Lavett**

**Niras – Maria Wilson, Emma Karlsson**

**Ottvall Consulting – Richard Ottvall**

**OX2 – Hans Ohlsson, Emelie Zakrisson, Sara Jarmander**

**Structor – Katarina Helmersson, Petra Adrup, Kajsa Andersson**

## Läsanvisning

Kompletteringssvaret följer länsstyrelsens kompletteringsföreläggande och dess rubricering samt indelning i sakområden. Länsstyrelsens kompletteringsbegäran med kommentar anges först och därefter svar och komplettering av ansökan.

# Bemötande av Länsstyrelsen Skånes kompletteringsföreläggande

## Saknade rapporter

### 1. Komplettera ansökan med följande rapporter:

- a. **NIRAS, 2021a. Triton OWF. Sediment dispersal, seabed preparation. OX2 AB. 27.6.2021**
- b. **NIRAS, 2021b. Offshore Wind Farm Triton. Underwater noise. Technical report. OX2 AB. 29.06.2021.**
- c. **NIRAS, 2021c. Offshore Wind Farm Triton. Seismic survey Underwater noise Technical report. OX2 AB. 6-05-2021**

Kommentar: Ovan rapporter omnämns i ansökan men är inte bifogade underlaget.

Rapporterna lämnas med detta yttrande, se Bilagor K.1, K.6 respektive K.8.

## Suspenderade sediment, sedimentation, bottenfauna och miljögifter

### 2. Komplettera ansökan med egna provtagningar för att kunna beskriva den eventuella förekomsten och halten av föroreningar i sedimenten i det planerade vindparksområdet.

Kommentar: Länsstyrelsen instämmer med SGU i att de tre refererade miljöprovtagningarna inte utgör ett tillräckligt underlag. Två av dessa togs 1994 och det tredje är taget på en plats ca 15 km från den planerade vindparken.

Som komplement till de befintliga prover som redan finns har ytterligare provtagningar genomförts inom parkområdet (juni 2022), med fokus på miljöföroreningar (organiska föreningar och metaller) i olika sedimentlager, se analysresultat i Bilaga K.2.

Provtagning och analys har skett av sedimentlager ned till och med 50 cm vid tre stationer och i tre intervall (0–10 cm, 10–30 cm och 30–50 cm) med avseende på metaller, PAH:er, PCB:er, tennorganiska föreningar (däribland TBT) och klorerade pesticider. Djupare ned finns det ingen anledning att förvänta sig att miljöföroreningar förekommer. För att inhämta intakta lager längre ned i sedimentet har en tyngre kajakprovtagare använts. Vid en av stationerna noterades glaciallera från 30 cm, varför endast sediment i de två översta intervallen analyserades.

Resultaten har visat att de uppmätta halterna av metaller och organiska föreningar är låga och motsvarar den generella föroreningsgraden inom regionen samt överensstämmer med tidigare provtagningar i området som redovisats i Natura 2000-MKB:n. Halterna är högre i det yligaste lagret (0–10 cm) och minskar med ökat djup, vilket innebär att en utspädningseffekt kommer att uppstå vid anläggningsarbetena. Det bedöms inte föreligga någon risk att omgivande bottenmiljöer förorenas.

### **3. Redogör för vilka försiktighetsåtgärder som bolaget kan vidta för att minimera spridning av eventuella föroreningar inom det planerade vindparksområdet.**

*Kommentar:* Mot bakgrund av att miljögifter kan vara akuttoxiska under vissa livsstadier för marina däggdjur, t.ex. under den del av livscykeln som djuren inte kan fly undan, kan ett installationsarbete behöva ske med försiktighet och grumlingskydd kan behöva användas för att minimera spridning av förorenade sedimentpartiklar på platsen.

Den påverkansfaktor som har störst påverkan på Natura 2000-naturtyper är sedimentspridning, vilken primärt uppkommer vid borrhning av fundament och förläggning av kablar. Sedimentspridningsmodellerings har därför utförts baserat på ett worst case-scenario där samtliga monopilefundament i direkt anslutning till Natura 2000-områdena anläggs genom borrhning tillsammans med 15 % av övriga fundament, se Bilaga K.1. Den primära anläggningsmetoden är dock pålning och borrhning tillämpas primärt när geologin inte möjliggör pålning. Sedimentspridningsmodelleringen visar att spridning av sediment kommer att vara begränsad och tillfällig och främst uppkomma inom parkområdet. Vid pålning kommer spridningen av sediment att vara betydligt mindre.

Miljöföroreningar är främst bundna till sedimentpartiklar, vilket innebär att spridning av eventuella miljöföroreningar som finns bundna i sedimentet följer sedimentspridningen vid anläggningsarbeten. Miljöföroreningar förekommer som djupast ned till cirka 50 cm under havsbottenytan. Vid grävning/borrhning och spridning av sediment djupare ned än 50 cm kommer förorenat sediment att spädas ut med rent sediment. Som framgår av punkt 2 ovan samt Bilaga K.2 har sedimentprovtagning visat att det finns högre halter av ämnen i det ytligaste sedimentlagret (0–10 cm) jämfört med de djupare proverna. Halterna är låga, uppgår inte till akuttoxiska nivåer samt motsvarar den generella föreningsgraden i regionen. Sedimentspridning förväntas därför inte medföra risk för förorening i omgivande miljöer.

Med hänsyn till de konservativa antagandena för sedimentspridningsmodelleringen, dess resultat samt att risken för spridning av miljöföroreningar är mycket låg bedöms några ytterligare skyddsåtgärder inte vara nödvändiga för att undvika negativ påverkan från anläggningsarbeten på naturmiljöer eller marina däggdjur. Generellt kan bubbelgardiner användas för att minska spridning av sediment vid borrhning, men givet resultaten från analyserna föreligger inte behov av en sådan ytterligare skyddsåtgärd för att begränsa påverkan på den marina miljön från spridning av förorenade sedimentpartiklar under installationsfasen.

### **4. Vilka sedimentfraktioner ingår i modelleringen av sedimentspridningen och är de representativa för de fraktioner som faktiskt finns i området?**

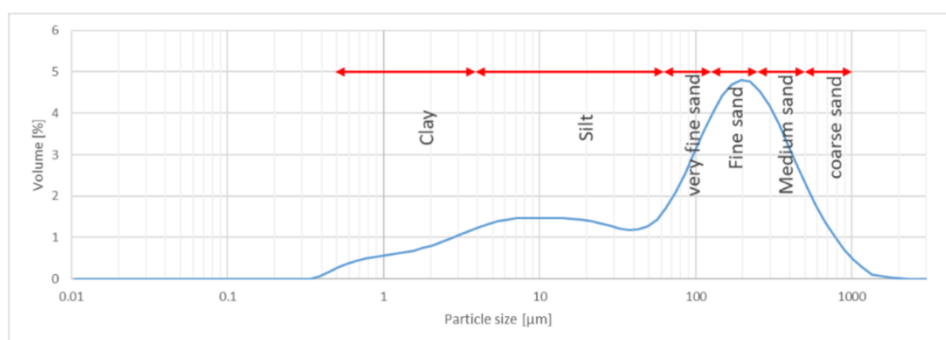
*Kommentar:* En modellering av sedimentspridning av anläggningsfasen har genomförts men det framgår inte vilka sedimentfraktioner som ingår i modellen. Finpartikulärt material (typ lera) uppehåller sig längre i vattenmassan och sprids över ett större område, i vissa fall upp till 1250 m från arbetsområdet (SLU Aqua reports 2020:1), än grövre sediment.

Havsbotten vid vindparken utgår från en ytsubstratbeskrivning från SGU (2020). För respektive ytsubstrat har en uppskattning av kornstorleken gjorts i förhållande till liknande sediment som finns i DHI/IOWs rapport (DHI/IOW Consortium, 2013). Rapporten visar att för sand med en sedimenteringshastighet på 15 mm/s tar det 33 minuter för sediment att sedimentera på 30 meters vattendjup. För spridning 2 meter över havsbotten tar det strax över 2 minuter. Således



kommer material som är grövre än den specificerade sanden att sedimentera mycket nära där borrhings- eller spolningsaktiviteten sker.

Inom vindpark Tritons område domineras det ytliga sedimentet av lera (Bilaga K.1, avsnitt 5.7). Endast kornstorlekar med en diameter om <0,25 mm ingår i modelleringarna, vilket är baserat på underlaget från SGU och antagandet att grövre kornstorlekar sedimenterar inom ett kort avstånd från källan. Kornstorlekar med en diameter om <0,25 mm medför en större sedimentspridning och ingår därmed i modelleringen av sedimentspridning enligt worst case-ansatsen. Sedimentfraktionerna i modelleringarna anses därför vara representativa för de fraktioner som faktiskt finns i området. För utförligare beskrivningar av metod och resultat av utförda modelleringar av sedimentspridning hänvisas till Bilaga K.1.



Figur 1. Exempel på kornstorleksfördelning för liknande substrat som finns inom vindpark Triton (DHI/IOW Consortium, 2013).

## 5. Redogör för eventuell hantering av uppgrävda massor från installation av vindkraftsfundamenten och om denna hantering påverkar Natura 2000-området.

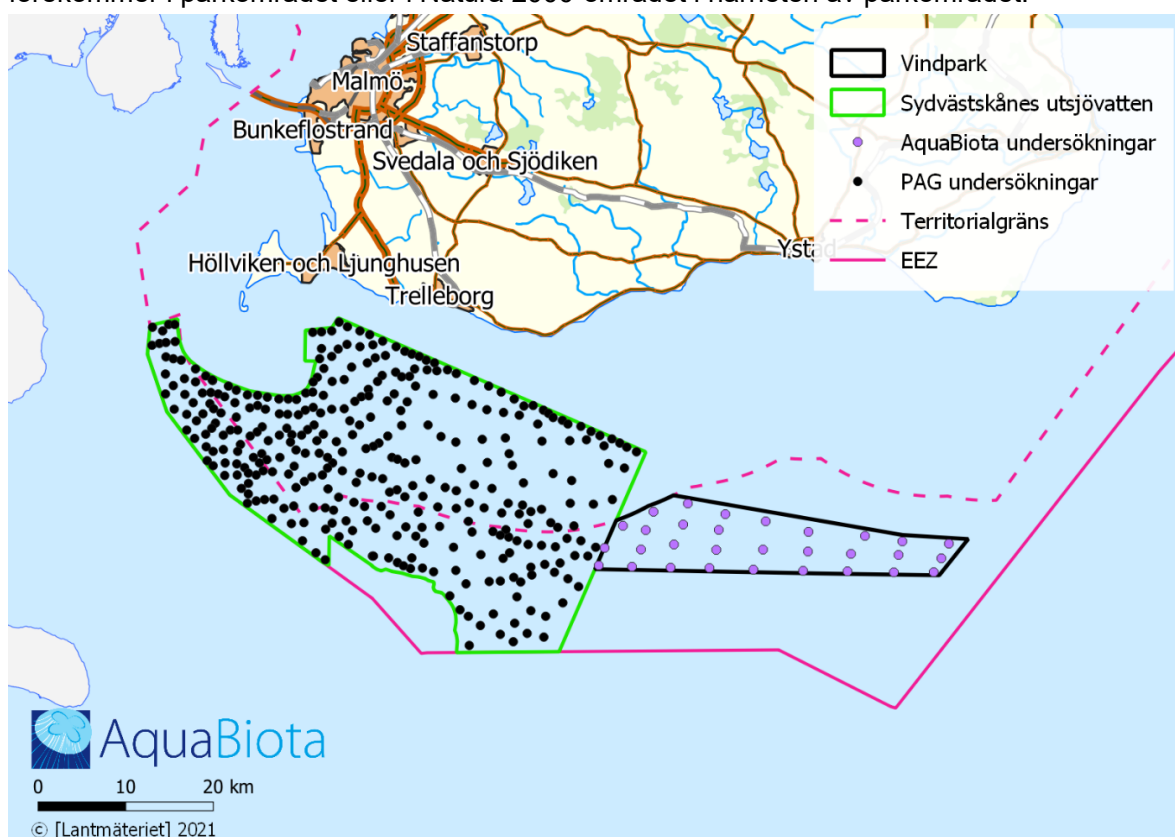
**Kommentar:** Det saknas en beskrivning av hur massor som grävs upp vid anläggandet av fundament eller uppstår vid eventuell borrhning vid anläggandet av fundament avses att tas om hand, t.ex. om massorna läggs upp vid sidan om fundamenten, om de transporteras bort eller kommer det inte att uppstå massor.

Vid anläggning av fundament uppstår massor i huvudsak av antingen borrhning eller grävande arbete. Grävande arbete sker framför allt vid anläggandet av gravitationsfundament i syfte att säkerställa att fundamenten står plant och att tillräcklig bärighet kan skapas. Utgångspunkten vid anläggandet av gravitationsfundament är att flytta sedimenten åt sidan förutsatt att det inte föreligger risk för skadlig påverkan. Sedimenten inom parkområdet innehåller mycket låga halter som överensstämmer med den generella haltnivån i denna del av Östersjön. Då förhöjda halter enbart kan förekomma i de översta 50 centimetrarna av sedimentlagret kommer den begränsade mängden att täckas över med underliggande rena sediment. Om massor ska dumpas kommer ett separat tillstånd att sökas.

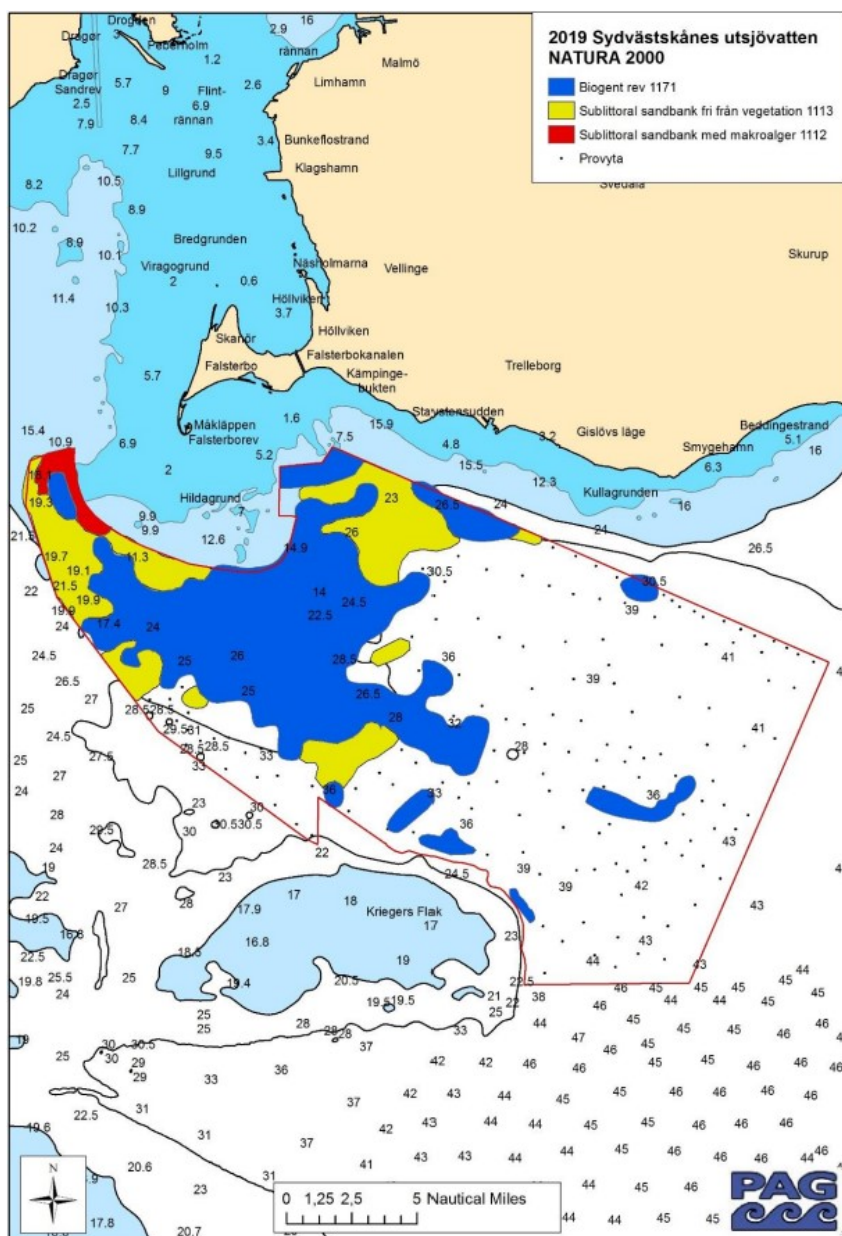
Vid borrhning är utgångspunkten att sediment släpps ut i vattenvolymen, eftersom halterna av förorenade sediment är så låga. När borrhning sker är inte sedimentspridningen representativ för spridningen av miljögifter eftersom volymen sediment i förhållande till mängden förorenat substrat är 1 på 100 (0,5m/50m). Sedimentmodelleringar har genomförts och skillnaden i spridning mellan gravitationsfundament och monopiles framgår av avsnitt 5.4 i Bilaga K.1. Ingen av hanteringarna bedöms medföra en negativ påverkan på Natura 2000-området.

6. **Redogör för om naturtyperna sandbankar och rev finns i den del av Natura 2000-området som kan påverkas vid ett anläggningsskede och vilka skyddsåtgärder som bolaget avser att vidta för att skydda dessa naturtyper. Redogör även för eventuell påverkan på naturtypen sandbankar vid introduktionen av de artificiella rev som fundamenten tillsammans med sina erosionsskydd utgör samt redogör för eventuella skyddsåtgärder för att förhindra spridning av invasiva arter till Natura 2000-området.**  
**Kommentar:** Bolaget behöver göra egna undersökningar för att dokumentera eventuella utpekade naturtyper inom vindparken och inom det område i Natura 2000-området som kan påverkas i anläggnings- drifts- och avvecklingsskedet. De undersökningar som PAG utfört på uppdrag av länsstyrelsen inom Natura 2000-området ger en bra överblick över naturmiljöer i området men ger ingen detaljerad information. I den nordöstra delen av området ligger dessutom punkterna för videofilmning glest.

Som länsstyrelsen anger ger PAG-undersökningarna en bra överblick över förekomst av naturmiljöerna i Natura 2000-området. Sublittorala sandbankar och rev förekommer främst i Natura 2000-områdets västra och centrala delar, se Figur 2 nedan. Bottenfaunaprovtagning (bottenhugg) har utförts under juni 2022 vid totalt 30 stationer inom det planerade parkområdet. Undersökningsstationer framgår av Figur 2. I samband med detta genomfördes även videoundersökningar inom det planerade parkområdet. Undersökningarna har visat att det dominerande substratet vid samtliga stationer är lera och silt. Med hänsyn till att området domineras av djupa mjukbotten är det inte sannolikt att naturtyperna rev eller sandbotten skulle förekomma i parkområdet eller i Natura 2000-området i närheten av parkområdet.



Figur 2. Undersökningar utförda inom Sydvästskares utsjövatten av PAG och inom Triton av AquaBiota 2022.



Figur 3. Utbredning av Natura 2000-naturtyperna inom Natura 2000-området Sydvästskaånes utsjövatten. Kartan är från Länsstyrelsen Skåne (2020), framtagen av PAG Miljöundersökningar.

Det finns således underlag som stödjer bedömningen att skyddade naturmiljöer inte kommer att påverkas av sedimentspridning. Oaktat detta har det för konsekvensbedömningarna, i enlighet med worst case-ansatsen, antagits att de skyddade naturtyperna sandbankar och rev förekommer inom den del av Natura 2000-området som kan beröras av anläggningsarbeten i form av sedimentspridning. Som framgår i punkt 4 ovan är den största påverkansfaktorn för naturtyperna sedimentspridning, vilket primärt uppkommer vid borrhning av fundament och förläggning av kablar.

Modelleringar av sedimentspridning visar att spridningen av sediment in till Natura 2000-området endast förväntas ske i en mycket begränsad omfattning, se även Figur 4 och Figur 5 nedan, se även Bilaga K.1. Suspenderat sediment beräknas uppkomma i koncentrationer om 10 mg/l under maximalt 6 timmar inom en mycket begränsad yta inom Natura 2000-områdets östra del. Halter >100 mg/l suspenderat sediment sträcker sig inte in över gränsen till Natura 2000-området. Den totala sedimentationen inom Natura 2000-området uppkommer på cirka 0,12 % av Natura 2000-



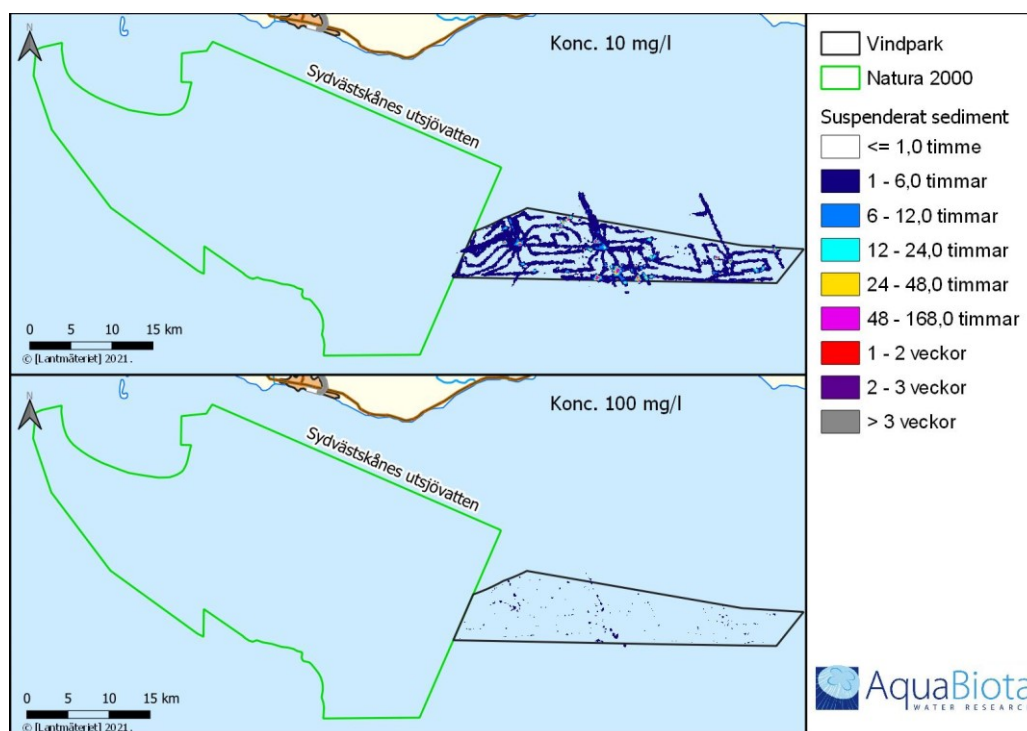
områdets totala yta. Maximalt uppgår sedimentationen till 10 millimeter inom mycket små ytor (0,001 % av områdets totala yta), men majoriteten av de påverkade ytorna har en sedimentation om endast 1–2 millimeter (0,11 % av områdets totala yta) (se Figur 5). Det är således kortvariga och låga sedimenthalter samt begränsade sedimentpålagringar som i ett worst case-scenario kan uppkomma inom Natura 2000-området.

Varken rev eller sandbankar har dock påträffats i de områden där suspension kan uppkomma i worst case-scenariot, se Figur 4 och det är osannolikt att dessa naturtyper skulle påträffas där. Sedimentspridning bedöms därför inte påverka de skyddade naturtyperna inom Natura 2000-området.

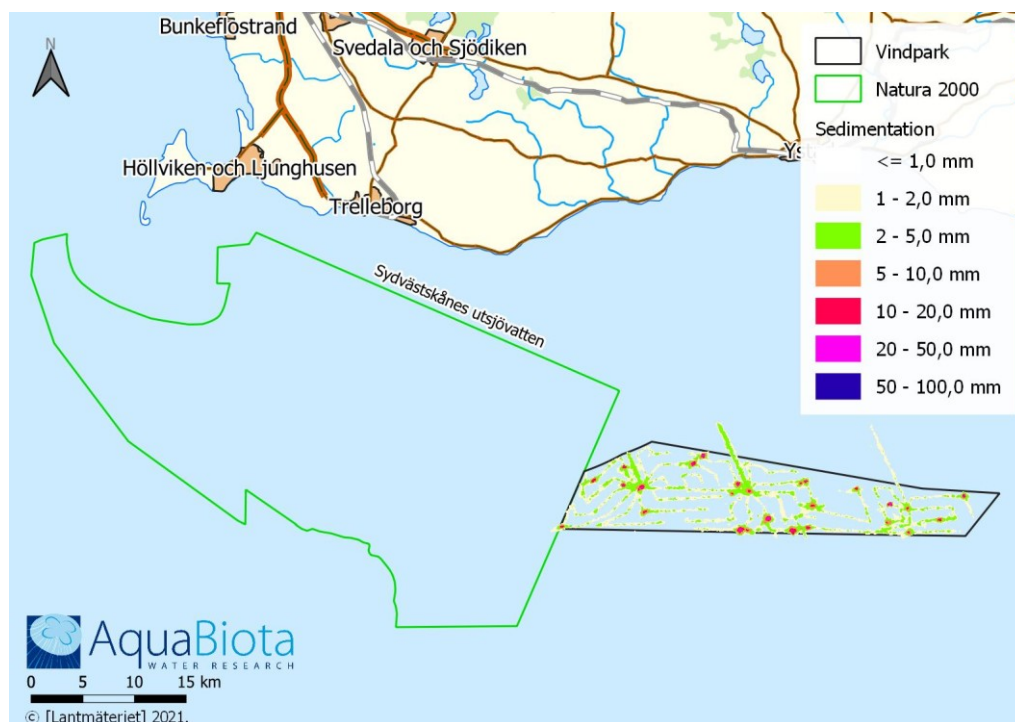
Vad gäller risk för spridning av invasiva arter erbjuder vindkraftverkens fundament och erosionsskydd nya hårbottenssubstrat för etablering av hårbottensarter som förekommer i området (Glasby och Connell 1999, Bulleri och Aioldi 2005, De Mesel m.fl. 2014, Kerckhof m.fl. 2015). Vindparken innebär dock i sig ingen introduktion av främmande arter. En introduktion av främmande arter sker främst via fartygstrafik och barlastvatten (Baltic Marine Environment Protection Commission 2014). Med hänsyn till barlastkonventionen och gällande regelverk för främmande arter förväntas verksamheten inte bidra till en introduktion av främmande arter i området.

Påverkan av främmande arter på Natura 2000-områdets utpekade naturtyper beskrivs vidare i Bilaga B.1 till Natura 2000-MKB:n. Vindparkens påverkan för förekomst av främmande arter inom Natura 2000-områdets utpekade naturtyper rev och sublittorala sandbankar har bedömts som försumbar. Nyttillskottet av hårbottensstrukturer i samband med etableringen av vindparken sker i en begränsad omfattning och utanför Natura 2000-området. De artificiella reven förväntas således inte medföra någon påverkan på Natura 2000-området. Vidare finns hårbottenar vid reven och sandbankarna inom Natura 2000-området och därmed redan förutsättningar för att främmande hårbottenarter ska etablera sig i området.

Vindparkens fundament och erosionsskydd kommer löpande att inspekteras under driftfasen och kan ge information om oönskade arter nått området. Vid behov finns möjlighet att avlägsna icke önskvärda främmande arter på fundamenten.



Figur 4. Varaktighet av suspenderat sediment i koncentrationen 10 mg/l och 100 mg/l (NIRAS 2021a).



Figur 5. Sedimentationen som uppkommer inom parkområdet och Natura 2000-området (NIRAS 2021a).

**7. Redovisa resultat från undersökningar av bottenfauna (bottenhugg och filmning) i vindparksområdet samt i den del av Natura 2000-området som kan påverkas av grumlig och sedimentation i ett anläggningsskede.**

*Kommentar:* Redovisa vilka typer för sandbankar och rev som påträffas samt redovisa påträffade livsmiljöer i enlighet med Helcom HUB.

Bottenundersökningar (hugg- och videoundersökningar) inom parkområdet har genomförts i juni 2022. Resultaten av dessa undersökningar kommer att presenteras i en kommande rapport, som kommer att inkludera klassificeringar av bottenprovtagning- och videostationerna enligt både Natura 2000-naturtyper och HELCOM HUB. Förekommande typiska arter för naturtyperna sandbankar och rev kommer också att redovisas i rapporten. Det har dock konstaterats att resultaten från bottenhuggen stämmer väl överens med de modelleringar över vanligt förekommande arter som gjorts för parkområdet samt visar att området domineras av lerbotten.

För redovisning av den del av Natura 2000-området som kan påverkas av grumling och sedimentation hänvisas till Bilaga K.1 samt bemötandet i punkt 6 ovan.

Resultat från videoundersökningar i parkområdet kommer att presenteras i en kommande rapport vilket kommer att inkludera klassificeringar av videostationerna enligt både Natura 2000-naturtyper och HELCOM HUB. Förekommande typiska arter för naturtyperna sandbankar och rev kommer även att redovisas i rapporten.

För redovisning av den del av Natura 2000-området som kan påverkas av grumling och sedimentation hänvisas till Bilaga K.1 samt bemötandet i punkt 6 ovan.

**8. Redogör för om vattenströmmar, vågklimat och sedimenttransport på havsbotten riskerar att förändras av vindkraftverkens fundament samt om eventuella förändringar även ger påverkan inom Natura 2000-området.**

På uppdrag av bolaget har NIRAS tagit fram en hydrodynamisk modell för att utvärdera påverkan på områdets hydrografiska förhållanden, se resultat i [Bilaga K.3](#). Av rapporten följer att endast obetydliga förändringar kan uppkomma, även i ett worst case-scenario. Utredningen visar att anläggning av vindparken maximalt kan ge upphov till en minskning av den årliga medelströmshastigheten om cirka 0,005 m/s och i en utsträckning om cirka 125 meter kring fundamenten, dvs. mycket lokalt.

## Fågel

**9. Utveckla miljökonsekvensbeskrivningen så att den med avseende på fåglar i högre grad tar hänsyn till och beskriver eventuell påverkan på utpekade arter i intilliggande Natura 2000-områden (Falsterbohalvön (SE0430095) och Falsterbo-Foteviken (SE04430002)).**

Bedömningen av vindpark Tritons potentiella påverkan har gjorts på utpekade fågelarter för Natura 2000-området Falsterbo-Foteviken (SE04430002). Inga fåglar är utpekade för Natura 2000-området Falsterbohalvön (SE0430095). Tabell 1 innehåller en sammanställning av utpekade fågelarter, artspecifika bevarandemål och bedömning av påverkan för Natura 2000-

området Falsterbo-Foteviken. Den sammantagna bedömningen är att vindpark Triton inte medför någon påverkan på fågelarterna i Natura 2000-området.

De arter som dokumenterats flyga särskilt långa sträckor för födosök, och som teoretiskt skulle kunna flyga ut till vindpark Triton från häckningsplatser i Natura 2000-området, är skrântärna och kentsk tärna. Kentsk tärna och skrântärna har påvisats flyga relativt långa sträckor vid sök efter föda till ungar på boplatser, ofta i en koloni. Föräldrarna flyger dock inte längre än vad de behöver för att få tag i högkvalitativ föda (småfisk) och de håller sig huvudsak nära kusterna och vid grundare områden. Det är långt från kusten till området för vindpark Triton och sannolikheten att dessa arter skulle flyga till detta område, som dessutom är djupt och utan rika fiskbestånd (där födotillgång dessutom finns mer kustnära), är mycket liten. Tärnorna flyger dessutom sällan i rotorhöjd utan oftast lägre än 20 meter (Cook m.fl. 2012), samt har en hög undvikandegrad med låg kollisionsrisk (Cook m.fl. 2014).

Vindpark Triton kommer vara lokaliserad på ett sådant långt avstånd från platser för häckningar av kentsk tärna och skrântärna i Natura 2000-området Falsterbo-Foteviken, samt på så djupt vatten, att vindparken inte kommer att påverka dessa arters häckningsförekomst. Vindparkens lokalisering bedöms inte heller påverka arternas migration.

Tabell 1. Tabell över utpekade fågelarter i Natura2000-området Falsterbo-Foteviken (SE04430002), artspecifika bevarandemål samt bedömning av påverkan av Triton vindpark.

Fågelart	Artspecifikt bevarandemål	Bedömning	Motivering
Storlom – <i>Gavia arctica</i> (A002)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten födosöker främst på grunda områden och är sällsynt på Triton. Det är mycket osannolikt att individer från N2000-området skulle röra sig till Triton. Artens kollisionsrisk under migration beskrivs vidare i punkt 10 nedan.
Mindre sångsvan – <i>Cygnus colombianus</i> (A037)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Ett fåtal av arten passerar under migration, och bedöms inte påverkas av Triton.
Sångsvan – <i>Cygnus</i> (A038)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten förekommer som rastande och skulle kunna övervintra i N2000-området. Den bedöms endast i mindre omfattning passera Triton under migration, dock inte samma individer som i N2000-området
Vitkindad gås – <i>Branta leucopsis</i> (A045)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten passerar under migration och rastar i N2000-området, men inte på Triton. Individer av arten bedöms inte passera N2000-området och Triton under samma flyttning.
Gravand – <i>Tadorna</i> (A048)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten förekommer inte som rastande på Triton och kan inte födosöka där på grund av djupet. Arten kan passera under migration, men bedöms inte påverkas.
Stjärtand – <i>Anas acuta</i> (A054)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten migrerar på bred front och kan passera både N2000-området och Triton, dock inte under samma flyttning. Arten rastar inom N2000-området, främst på hösten. Triton är dock inte lämpligt som rastområde.
Bergand – <i>Aythya marila</i> (A062)	Falsterboområdet ska utgöra ett säkert övervintringsområde med god födotillgång av musslor.	Bedöms inte ha påverkan	Triton utgör inte ett lämpligt födosöksområde på grund av djupet och avståndet, och påverkar inte artens möjlighet att övervintra i N2000-området.

Ejder – <i>Somateria mollissima</i> (A063)	Ejderen ska finnas kvar i livskraftiga populationer och dess utbredningsområden och livsmiljöer ska inte minska. Ejderen ska fortsätta häcka i området samt övervintra i stort antal i området där vattenkvaliteten ska vara god med bra siktförhållanden med god tillgång på högkvalitativ föda i form av musslor och en störningsfri miljö.	Bedöms inte ha påverkan	Triton är inte lämpligt som födosöksområde för arten, och påverkar därmed inte möjligheterna för ejder att häcka och övervintra i N2000-området. Arten passerar Triton under migration, konsekvensen av kollisionrisk bedöms som försumbar och beskrivs vidare i punkt 10 nedan.
Alfågel – <i>Clangula hyemalis</i> (A064)	Alfågeln ska finnas kvar i livskraftiga populationer och dess utbredningsområde och livsmiljöer ska inte minska. Övervintringsområdena ska vara säkra, ha god vattenkvalitet och bra siktförhållanden. Föda ska finnas i tillräcklig utsträckning av hög kvalitet. Falsterbo-Fotevikenområdet ska utgöra ett säkert övervintringsområde med god födotillgång i form av musslor av hög kvalitet	Bedöms inte ha påverkan	Triton är inte lämpligt som födosöksområde för arten, och påverkar därmed inte möjligheterna för alfågel att övervintra i N2000-området. Se även svar under punkt 10 nedan.
Sjöorre – <i>Melanitta nigra</i> (A065)	Övervintringsområdena ska vara säkra och föda ska finnas i tillräcklig utsträckning av hög kvalitet där Falsterbo-Fotevikenområdet ska utgöra ett av dessa områden.	Bedöms inte ha påverkan	Triton är inte lämpligt som födosöksområde för arten, och påverkar därmed inte möjligheterna för alfågel att övervintra i N2000-området. Se punkt 10 nedan.
Salskrake – <i>Mergus albellus</i> (A068)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Triton utgör inte lämpligt födosöksområde för arten. Arten passerar både N2000-området och Triton under migration, men bedöms inte påverkas.
Småskrake – <i>Mergus serrator</i> (A069)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten kan häcka i N2000-området, födosöker inte i Triton och bedöms heller inte passera Triton under flyttning till N2000-området.
Havsörn – <i>Haliaeetus albicilla</i> (A075)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Triton bedöms inte utgöra lämpligt födosöksområde för arten. Endast enstaka individer passerar Triton under flyttning.
Brun kärrhök – <i>Circus aeruginosus</i> (A081)	Arten ska finnas i området men den har ett krav på häckningsmiljö som inte är förenligt med andra prioriterade arter. Arten ska främst kunna använda området för födosök.	Bedöms inte ha påverkan	Arten använder inte Triton som födosöksområde. Arten kan passera Triton under migration, dock inte samma individer som flyttar till N2000-området.
Blå kärrhök – <i>Circus cyaneus</i> (A082)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten använder inte Triton som födosöksområde. Ett fåtal kan passera Triton under migration, dock inte samma individer som flyttar till N2000-området.
Fiskgjuse – <i>Pandion haliaetus</i> (A094)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten använder inte Triton som födosöksområde. Ett fåtal kan passera Triton under migration, dock inte samma individer som flyttar till N2000-området.
Stenfalk – <i>Falco colombianus</i> (A098)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten använder inte Triton som födosöksområde. Ett fåtal kan passera Triton under migration, dock inte samma individer som flyttar till N2000-området.



Skärfläcka – <i>Recurvirostra avioessa</i> (A132)	Arten ska fortsätta förekomma som häckande och öka i antal	Bedöms inte ha påverkan	Arten använder inte Triton som födosöksområde och passerar inte under migration.
Svartbent strandpipare – <i>Charadrius alexandrinus</i> (A138)	Arten ska återetablera sig som häckfågel i området.	Bedöms inte ha påverkan	Arten är utdöd i Sverige. Triton påverkar inte möjligheten till återetablering, samt utgör inte heller potentiellt födosöksområde.
Ljungpipare – <i>Pluvialis apricaria</i> (A140)	Den ska fortsätta förekomma som rastande.	Bedöms inte ha påverkan	Arten rastar i N2000-området och kan under migration passera Triton. Det är inte sannolikt att det är samma individer som använder N2000-området som passerar Triton.
Brushane – <i>Philomachus pugnax</i> (A151)	Öka arealen möjliga häckningsmiljöer, genom restaurering, för att försöka få tillbaka arten som häckande.	Bedöms inte ha påverkan	Arten bedöms i första hand begränsas av lämpliga häckningsmiljöer i N2000-området, något som inte påverkas av Triton. Triton utgör inte heller potentiellt födosöksområde.
Myrspov – <i>Limosa lapponica</i> (A157)	Arten ska förekomma som rastande.	Bedöms inte ha påverkan	Arten rastar i N2000-området och kan under migration passera Triton. Det är inte sannolikt att det är samma individer som använder N2000-området som passerar Triton.
Grönbena – <i>Tringa glareola</i> (A166)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten rastar i N2000-området och kan under migration passera Triton. Det är inte sannolikt att det är samma individer som använder N2000-området som passerar Triton.
Skräntärna – <i>Sterna caspia</i> (A190)	Arten ska häcka i större antal.	Bedöms inte ha påverkan	Se motivering i inledande stycke. Triton bedöms inte utgöra födosöksområde, samt inte heller påverka artens migration.
Kentsk tärna – <i>Sterna sandvicensis</i> (A191)	Arten ska fortsätta förekomma som rastande men det ska finnas förutsättningar för arten att återkomma som häckfågel.	Bedöms inte ha påverkan	Se motivering i inledande stycke. Triton bedöms inte utgöra födosöksområde, samt inte heller påverka artens migration.
Fisktärna – <i>Sterna hirundo</i> (A193)	Arten ska fortsätta rasta i området under flyttperioderna.	Bedöms inte ha påverkan	Arten passerar Triton och N2000-området under migrationen på bred front. Arten rastar i N2000-området, och bedöms inte påverkas av Triton.
Silvertärna – <i>Sterna paradisea</i> (A194)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten passerar Triton och N2000-området under migrationen på bred front. Arten rastar i N2000-området, och bedöms inte påverkas av Triton.
Småtärna – <i>Sterna albifrons</i> (A195)	Arten ska fortsätta förekomma som häckande och i ett större antal.	Bedöms inte ha påverkan	Arten flyger inte till Triton för födosök under häckningen. Triton bedöms inte heller påverka arten under migration.
Jorduggla – <i>Asio flammeus</i> (A222)	Arten ska fortsätta att häcka, rasta och övervintra i området.	Bedöms inte ha påverkan	Ett fåtal kan passera Triton under migration, påverkar inte bevarandemål i N2000-området. Det är inte troligt att samma individer passerar Triton och N2000-området.
Trädläcka – <i>Lullula arborea</i> (A246)	Arten ska fortsätta rasta i området på sin väg till och från häckningsplatser.	Bedöms inte ha påverkan	Arten migrerar på bred front och kan passera över Triton, dock inte samma individer som passerar N2000-området.
Fältpiplärka – <i>Anthus campestris</i> (A255)	Arten ska återkomma till området som häckfågel.	Bedöms inte ha påverkan	Återetablering av arten i N2000-området påverkas inte av Triton. Endast ett fåtal passerar Triton

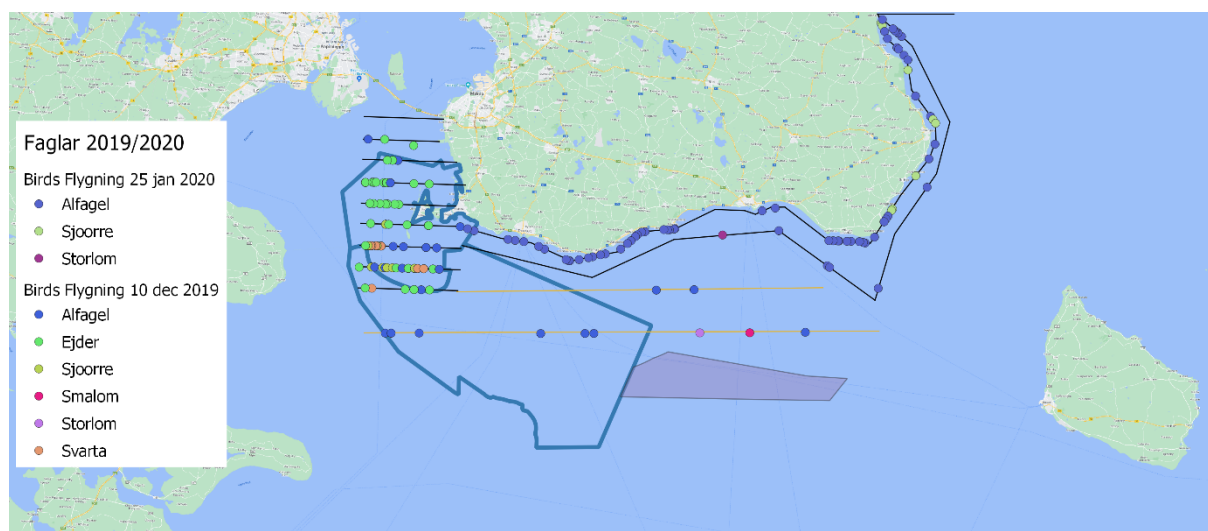
			under migration och inte samma som passerar N2000-området.
Törnskata – <i>Lanius collurio</i> (A338)	Nej	Bedöms inte ha påverkan	Arten migrerar på bred front och kan passera över Triton, dock inte samma individer som passerar N2000-området.
Sydlig kärrsnäppa – <i>Calidris alpina schinzii</i> (A446)	Eftersom den sydliga kärrsnäppan är en så pass hotad art ska dennes behov prioriteras i situationer där en konflikt uppstår med andra arters skötselbehov.	Bedöms inte ha påverkan	Triton utgör inte födosöksområde, samt ligger inte i artens migrationsstråk.

**10. Beskriv eventuell påverkan av vindparkens anläggnings- och driftsskede för alfågel, ejder, svärta, sjöorre, storlom och smålom.**

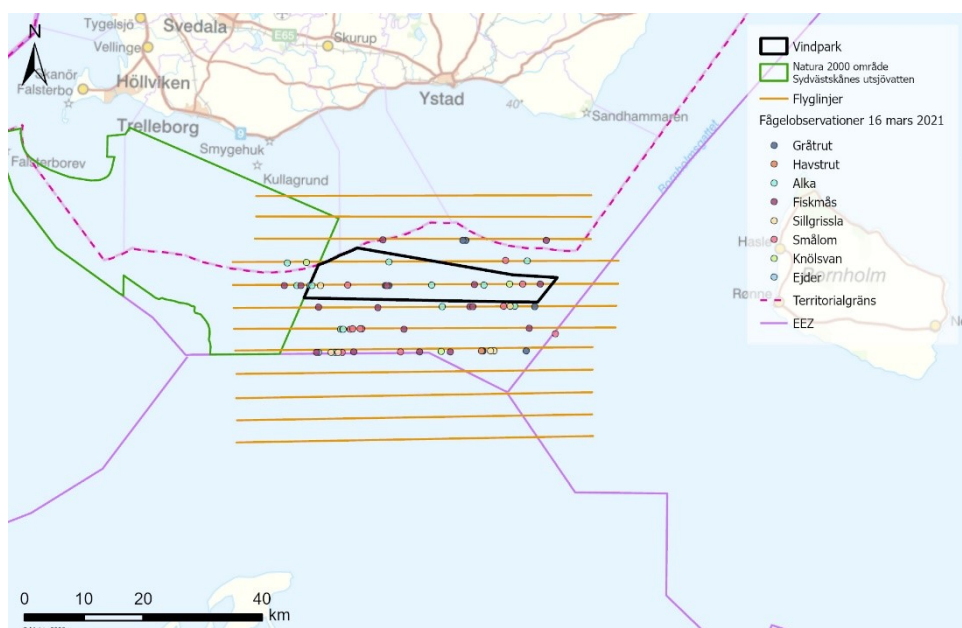
*Kommentar: Arterna är typiska arter för naturtyperna sandbankar och rev som Sydvästskånes utsjövatten är utpekade till skydd för.*

Den påverkan som vindpark Triton skulle kunna medföra på aktuella arter har utretts och beskrivits i MKB:n för bolagets ansökan om tillstånd för vindparken (SEZ-tillstånd). Fågelutredningen inges även med denna komplettering som Bilaga K.5. Nedan sammanfattas slutsatserna från fågelutredningen.

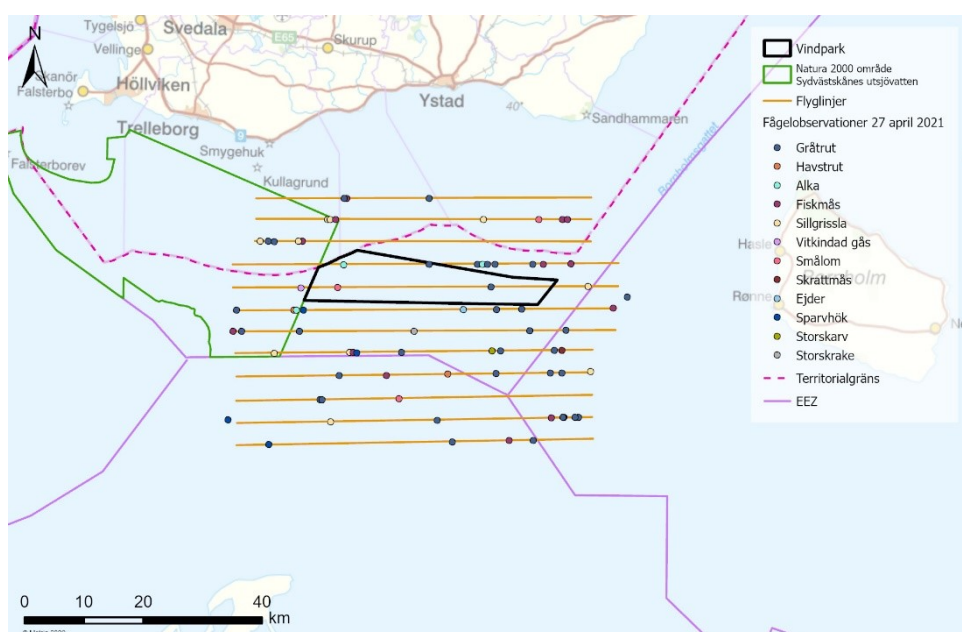
I Figur 6-Figur 10 nedan visar linjer var flyginventering av rastande sjöfågel utförts under vintern 2019/2020 samt vintern och våren 2021 respektive 2022.



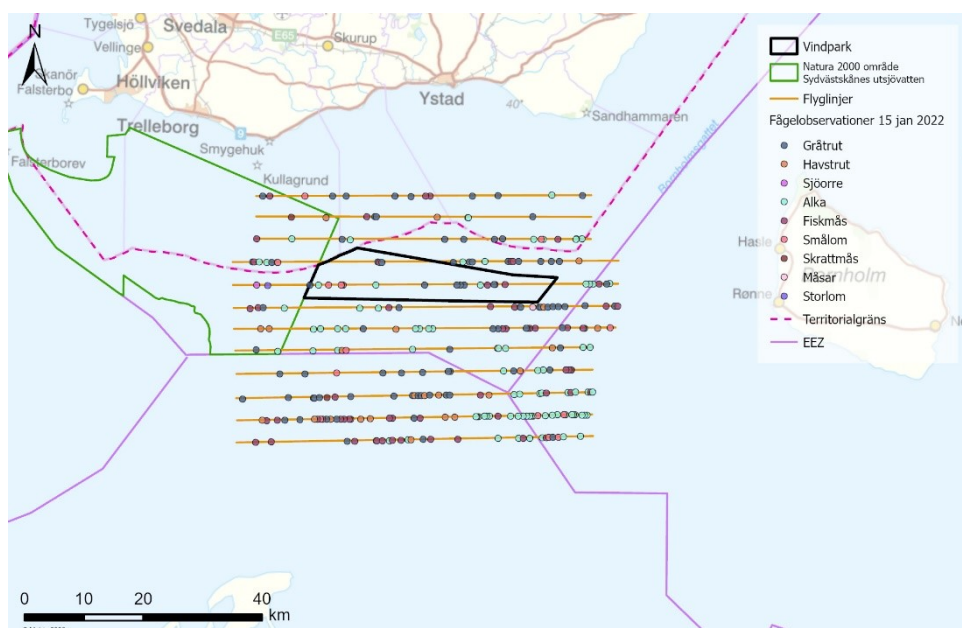
Figur 6. Natura 2000-områden Falsterbo-Foteviken och Sydvästskånes utsjövatten samt projektområde Triton. Linjer visar vart flyginventering av rastande sjöfåglar gjordes vintern 2019/2020 vid den internationella Östersjöinventeringen. Förekomst av utpekade typiska arter för Natura 2000-områden längs linjerna redovisas med cirklar i olika färger.



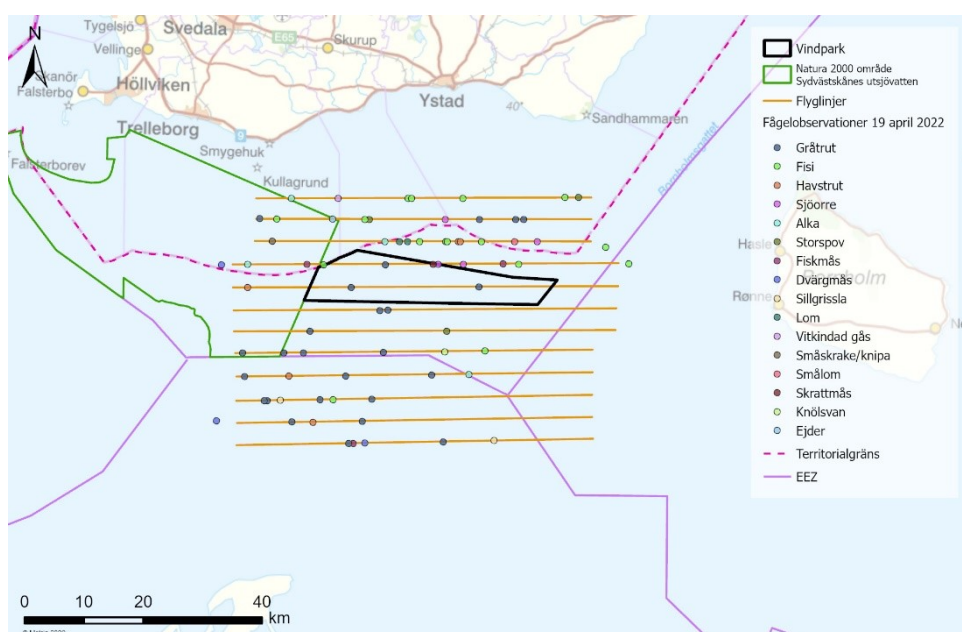
Figur 7. Linjer visar vart flyginventering av rastande sjöfåglar gjordes mars 2021 vid den internationella Östersjöinventeringen. Förekomst av utpekade typiska arter för Sydvästskånes utsjövatten längs linjerna redovisas med cirklar i olika färger.



Figur 8. Linjer visar vart flyginventering av rastande sjöfåglar gjordes april 2021 vid den internationella Östersjöinventeringen. Förekomst av utpekade typiska arter för Sydvästskånes utsjövatten längs linjerna redovisas med cirklar i olika färger.



Figur 9. Linjer visar vart flyginventering av rastande sjöfåglar gjordes i januari 2022 vid den internationella Östersjöinventeringen. Förekomst av utpekade typiska arter för Sydvästskånes utsjövatten längs linjerna redovisas med cirklar i olika färger.



Figur 10. Linjer visar vart flyginventering av rastande sjöfåglar gjordes i april 2022 vid den internationella Östersjöinventeringen. Förekomst av utpekade typiska arter för Sydvästskånes utsjövatten längs linjerna redovisas med cirklar i olika färger.

## Anläggningsfas

Under anläggningsskedet byggs ett vindkraftverk i taget, vilket innebär en lokal effekt under en begränsad tid. Fartygsaktiviteten blir obetydligt högre än den befintliga fartygstrafiken i området som består av fartygsleder och fiskeaktiviteter. Under anläggningsfasen finns en teoretisk risk att fåglar kolliderar med vindkraftverken trots att de inte tagits i drift men denna risk bedöms som försumbar i Triton, eftersom studier visar att kollisionsrisken för fåglar med stillastående objekt är

mycket liten. Aktiviteter vid anläggning av vindparken bedöms i övrigt ha liten negativ påverkan på såväl övervintrande alkor som övervintrande smålom vid Triton. I denna del av Östersjön är antalet individer av dessa arter lågt, med suboptimala livsmiljöer (djupt vatten) för lommar. Även under sommarhalvåret bedöms undanträngningseffekter vid anläggning ha försumbar påverkan på fåglar då endast ett fåtal pelagiskt levande fågelarter vistas här ute under sommaren och i låga tätheter.

### **Driftfas**

Under vindparkens driftsfas är de relevanta påverkansfaktorerna vad gäller fågel kollisionsrisk, undanträngningseffekter och barriäreffekt.

### **Kollisionsrisk**

Med kollisionsrisk avses risk för att fåglar träffas av vindkraftverkens rotorblad i drift eller att fåglar flyger in i verkens torn. Kollisioner med vindkraftverk är den mest uppenbara påverkan på fåglar av en vindpark i drift efter anläggning av vindparker. Fenomenet har varit känt under lång tid (Erickson m.fl. 2001). Kollisionsrisk beräknas med hjälp av modelleringar som bland annat väger in olika arters undvikandegrad (Cook m.fl. 2012 samt Cook m. fl. 2014) och utformning av vindparken. En kollisionsriskmodellering har utförts och redovisas i Bilaga K.5. I området för Triton kommer små eller obetydliga antal av sjöfåglar förekomma. Området för Triton, med dess stora havsdjup, är inte betydelsefullt som födosöksområde för sjöfåglar. Alfågel, svärta och sjöorre är arter som inventeringar har visat inte förekommer eller förekommer ytterst sporadiskt i området för vindpark Triton. Exempelvis gjordes den enda noteringen av sjöorre väster om projektområdet 15 januari 2022 med sex individer, medan alfågel och svärta inte har observerats vid någon av de inventeringar som utförts. Dessa arter flyger dessutom på höjder under 30 m och kollisionsrisken bedöms därmed vara mycket låg.

Under vinterhalvåret förväntas låga antal av alkor och smålom. Durinck m.fl. (1994) och Skov m.fl. (2011) anger vintertätheter om  $<0,1$  individ/km<sup>2</sup> för tordmule,  $0,1-0,99$  individer/km<sup>2</sup> för sillgrissla och  $<0,1$  individ/km<sup>2</sup> för smålom på de djupförhållanden som råder i Tritonområdet. De flyginventeringar som utförts i mars och april 2021 bekräftar att dessa täthetsbedömningar för alkor och lommar är rimliga. Smålom och storlom undviker därtill i stor utsträckning att flyga in i vindparker under migration (Fox & Petersen 2019).

Ejder har observerats i området för Triton med enstaka individer i mars och april 2021 under artens vårflyttning, men ingen ejder har observerats vid inventeringen i januari 2022. De ejdrar som passerar Arkonabassängen under migration häckar i den finska och den svenska skärgården. Migrerande ejdrars beteenden i förhållande till havsbaserade vindparker har studerats grundligt (Fox & Petersen 2019). De undviker att flyga i närheten av vindkraftverk och har därmed en liten kollisionsrisk.

Även om flyghöjder och undvikandegrader skiljer sig något åt mellan arterna så är konsekvenserna försumbara för samtliga arter och de kan därför bedömas samlat. Med hänsyn till att övervintrande sjöfåglar förekommer i tillfälligt och i mycket låga antal inom området för Triton samt har hög undvikandegrad bedöms sjöfåglar löpa mycket liten eller obetydlig risk för påverkan av kollisioner. Konsekvensen är därför försumbar.



## **Undanträngningseffekt**

Undanträngningseffekter har bedömts för alfågel, ejder, svärta, sjöorre, storlom och smålom, se Bilaga K.5. Undanträngningseffekt innebär att fågelarter undviker vindparker som födosöksområden och på så sätt blir områden otillgängliga som livsmiljö för fåglarna (Fox & Petersen 2019). Denna effekt gäller för själva vindparkområdet men omfattar ofta dessutom en buffertzoon kring vindparken som fåglarna också undviker. Denna effekt varierar mellan arter då olika arter är mer eller mindre benägna att undvika vindparkerna.

### *Ejder, sjöorre, svärta och alfågel*

Ejder, sjöorre, svärta och alfågel förekommer i Natura 2000-området Sydvästskaanes utsjövatten, men långt ifrån vindpark Triton. Arterna födosöker på grunda vatten och påträffas endast tillfälligt inom området för Triton där det är alltför djupa förhållanden för att dessa sjöfåglar ska födosöka där. Dessutom förväntas de mjuka bottenarna inte hysa något födounderlag för dessa arter. Undanträngningseffekter till följd av vindpark Triton på ejder bedöms bli försumbara då den saknas som födosökande i området. Detsamma gäller sjöorre, svärta och alfågel, vilka istället utnyttjar grunda områden på andra platser för födosök.

### *Smålom och storlom*

Smålommar har visats vara känsliga för havsbaserade vindparker då de undviker att vistas i eller i närheten av parken. Det finns inte lika omfattande studier av undanträngningseffekter av havsbaserad vindkraft på rastande och övervintrande storlom, men genomförda undersökningar tyder på att storlom är känslig för undanträngning (Dierschke m.fl. 2016). Triton är dock inte en viktig miljö för lommar då den huvudsakliga födan för lommar är bottenlevande fisk som är tillgänglig för lommarna på grundare vatten. Smålom som klassas som nära hotad i den nationella rödlistan (ArtDatabanken, 2020) är känslig för påverkan av undanträngningseffekter vid vindparker, men då arten förekommer sparsamt i området bedöms den sammantagna känsligheten för smålom som måttlig. Då området inte utgör ett viktigt område för arten bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig. Detsamma gäller för storlom, som förekommer ytterst fåtaligt i Triton. Konsekvensen av undanträngningseffekter för smålom och storlom bedöms som försumbar. Enstaka individer kan komma att undvika området men det bedöms inte påverka arternas populationsutveckling.

## **Barriäreffekter**

Barriäreffekter bedöms för övervintrande och migrerande sjöfåglar. Barriäreffekter kan uppstå vid vindparker som utgör hinder för flygande fåglar så att de tvingas flyga runt eller över vindkraftverken.

Vid havsbaserade vindkraftparker är det framför allt sjöfåglar som undviker att flyga igenom parker som då kan utgöra en barriär (Fox & Petersen 2019). Barriäreffekter för sjöfåglar kan uppstå antingen under migration eller i anslutning till födosöksområden. Migrerande sjöfåglar justerar ofta flygkurs för att flyga runt vindparker till havs eller som påvisat för ejder mellan vindkraftverken i vindparkens rader av vindkraftverk (Fox & Petersen 2019). Denna extra flygsträcka som detta innebär är inte av någon betydelse i förhållande till den totala sträcka som fåglarna flyger mellan häckningsområden och övervintringsplatser. Satellitsändarstudier på smålom i tyska Nordsjön har dokumenterat en flygsträcka enkel väg av i genomsnitt 4 000

kilometer mellan häckningsområden på ryska tundran och övervintring i Nordsjön (Dorsch m.fl. 2019). Ett undvikande under migrationen med till exempel fyra kilometer motsvarar 0,1 % av den totala sträckan av en flygväg.

Under migrationen kan även väderförhållanden, som exempelvis vinddrift, innebära en påverkan i form av längre flygsträckor för fåglarna. Denna påverkan kan vara större än den som bedöms uppkomma av barriäreffekter från vindparken. Slutsatsen blir att påverkan av barriäreffekter på migrerande fåglar är försumbar. Eftersom vindpark Triton inte är lokaliserad i ett område med betydande dagliga förflyttningar av fåglar bedöms barriäreffekter som försumbara för övervintrande sjöfåglar i området. Vindpark Triton bedöms inte utgöra ett hinder för sjöfåglar att flyga mellan olika födosöksområden i Södra Östersjön.

## Marina däggdjur

### **11. Redovisa underlag, i form av beräkningar, som visar att det föreslagna villkoret (villkor 5) om maximal tillåten ljudnivå kan innehållas.**

*Kommentar: Det anges i ansökan att begränsningsvärdet i villkor 5 om 120 dB kommer att kunna innehållas med god marginal om ljuddämpande utrustning i form av DBBC och HSD eller utrustning med motsvarande effekt används vid pålning. Underlag, i form av beräkningar, som visar att de föreslagna villkoren 5 och 6 om maximal tillåten ljudnivå kan innehållas bör redovisas närmre. Det behöver framgå vilka antaganden som gjorts kring dämpningens effektivitet och en bedömning av hur säkra dessa antaganden är.*

I Bilaga K.6 redovisas modelleringarna av undervattensljud inklusive antaganden för ljudspridning och dämpningsnivåer för olika ljuddämpande åtgärder samt påverkansavstånd för fisk och marina däggdjur. Antagandena om dämpningens effekt redovisas i Bilaga K.6, avsnitt 4.3 och 7. Se även uppdaterade beräkningar av ljudspridning vid tillämpning av dubbel bubbelgardin (DBBC) och Hydro Sound Damper (HSD) i Bilaga K.7.

I Tabell 1.4 i Bilaga K.6 anges modellerade ljudnivåer (Sound Exposure Level) från ett enskilt pålningsslag vid maximal slagenergi för månaden mars som är worst case ur ljudspridningsperspektiv. Modelleringarna visar att det föreslagna villkoren 5 och 6 om maximal tillåten ljudnivå kan innehållas.

Pålningsslag vid tillämpning av en enkel bubbelgardin beräknas till 117,5–120,2 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  på 750 meters avstånd från ljudkällan. Med ljuddämpande åtgärderna motsvarande en dubbel bubbelgardin tillsammans med Hydro Sound Damper (DBBC+HSD) minskar de modellerade värdena till 109,3–111,6 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  på 750 meters avstånd. Då bolaget kommer att använda DBBC+HSD visar modelleringarna att det föreslagna villkoret om en ljudnivå på 120 dB re 1  $\mu\text{Pa}^2\text{s}$  kommer att kunna innehållas med god marginal.

Enligt modelleringarna, se Bilaga K.6 Tabell 7.2, kommer ljudnivåerna från pålning av en enkel bubbelgardin överstiga tröskelvärdet för undvikandebeteende ( $\text{SPL}_{\text{RMS-fast,VHF}}=100 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$ ) upp till ett avstånd på 11,6 km från pålningsplatsen under worst case-månaden mars. Med DBBC+HSD minskar avståndet till tröskelvärdet för undvikandebeteende för tumlare till att vara som mest 6,7 kilometer från pålningsplatsen under mars (worst case) och som mest 4,3 km under juni månad. Avståndet i villkor 6 har ändrats till 6,7 km, se punkt 12 nedan.

Vid beräkning av påverkansavstånd för undvikandebeteende från pålning, eller andra aktiviteter som orsakar kraftiga undervattensljud, är det av avgörande vikt att tillämpa *korrekta tröskelvärden* och den *korrekta biologiska referensskalan*. Detta eftersom referensskalan signifikant påverkar de beräknade påverkansavstånden. I undervattensljudmodelleringen för undvikandebeteende hos tumlare i vindpark Triton har tröskelvärdet  $SPL_{rms125ms}=100$  dB använts i enlighet med vetenskapligt underlag (Tougaard m.fl. 2015). Genom att beräkna undervattensljudnivån under tidsrymden 125 ms inkluderas integrationstiden i tumlarörat i modellen. Det typiska SEL-måttet (sound exposure level, där energin är integrerad över 1 sekund) kan inte användas eftersom den resulterar i ett tröskelvärde som är cirka 9 dB högre än för  $SPL_{rms125ms}$ . Detta kan då leda till en signifikant underskattning av påverkansavstånden.

För att tillse att de föreslagna villkoren 5 och 6 innehålls kommer ett kontrollprogram utformas med realtidsmätningar av undervattensljud, till exempel med hjälp av hydrofoner, på de angivna avstånden från pålningsplatsen, dvs. 750 meter och 6,7 km från pålningsplatsen. Genom mätningarna kan effekten av de föreslagna skyddsåtgärderna säkerställas genom att det kontrolleras hur undervattensljudet verkligen sprider sig och avtar från ljudkällan. Hur ljudet avtar från ljudkällan är beroende av bland annat temperatur, skiktningar i vattnet och bottenförhållanden. Med mätningarna kan det säkerställas att tumlare inte påverkas på längre avstånd än i de modellerade avstånden för worst case-scenariot i MKB:n, både vad gäller tillfällig hörselnedsättning och undvikandebeteende.

**12. Redogör för varför avståndet 11,6 km är det som föreslås i villkor 6 och inte avståndet 6,7 km.**

Kommentar: Eftersom den planerade vindparken ligger i direkt anslutning till Natura 2000-området kommer en beteendepåverkan i form av undflyende potentiellt att kunna påverka individer även inom det skyddade området. Sådan beteendepåverkan behöver så långt det är möjligt undvikas och eftersom avståndet för undvikandebeteende kan minskas om ytterligare ljuddämpande rustning används så behöver bolaget förklara varför det är avståndet 11,6 km som föreslås i villkoret och inte avståndet 6,7 mot bakgrund av att villkorsförslag 4 anger att ljuddämpande utrustning med en prestanda som minst motsvarar DBBC och HSD ska användas.

Villkor 6 är uppdaterat till det kortare avståndet 6,7 km, se bemötandet från bolaget den 2022-06-27.

**13. Redovisa det underlag som tagits fram rörande modellering av spridning av undervattensbuller. Redogör även för vilka abiotiska förhållanden som medför att dämpningsåtgärderna är effektivast och hur ofta sådana abiotiska förhållanden råder på platsen.**

Kommentar: Beräkningarna av påverkanszon bygger på användandet av skyddsåtgärder i form av kraftig ljuddämpande teknik; dubbel stor bubbelgardin tillsammans med hydrosound damper (DBBC och HSD). Denna teknik ger inte alltid de resultat som förväntas och det är viktigt vid bedömningar av påverkan att effekterna av ljuddämpade tekniker inte har överskattats. För att kunna bedöma detta behöver ljudmodelleringarna presenteras och även de antaganden som gjorts när det gäller vilka dämpningsnivåer som kan uppnås, t.ex. väder, våg, strömförutsättningar m.m. för aktuellt område.

I undervattensljudmodelleringarna har ljuddämpande åtgärder tagits med i beräkningarna baserat på de bästa tillgängliga kunskaper som finns i dagsläget om dämpningarnas effekt från tidigare genomförda projekt. Beskrivning av antagandena med referenser finns i undervattensljudrapporten för anläggningen av vindparken, se avsnitt 4 i Bilaga K.6 samt Bilaga K.7.

Spridningen av undervattensljud är beroende av en mängd abiotiska faktorer som beskrivs i avsnitt 6 i Bilaga K.6. I figur 6.6 visas till exempel ljudhastighetsprofilerna som varierar för olika månader för vindparksområdet. Modelleringarna visade att mars månad är worst case med avseende på ljudspridningen och juni är den månad då ljudet sprids som minst, avsnitt 6.5.4 i Bilaga K.6. I modelleringen har hänsyn även tagits till djup och bottenförhållanden, se avsnitt 5 och 6 i Bilaga K.6.

Den tekniska utvecklingen av ljuddämpande åtgärder pågår ständigt och de blir alltmer effektiva i att dämpa undervattensljud samtidigt som helt nya ljuddämpande åtgärder och installationsmetoder utvecklas och testas, se [Bilaga K.10](#). Det kan därför förväntas att ljuddämpningen kan bli än mer effektiv vid tidpunkten för anläggningen av parken och att den använda ljuddämpningens effekt snarare har underskattats än överskattats.

#### **14. Föreslå villkor som avser tidsrestriktioner för bullrande verksamhet samt villkor för tidsrestriktioner för grumlande arbeten.**

*Kommentar: Bolaget behöver föreslå villkor för tidsrestriktioner för när olika typer av verksamhet inte får genomföras t.ex. av hänsyn för marina däggdjur och fisklek.*

För resonemang kring grumlande arbeten och påverkan på fisk, se bemötandet i punkt 26 nedan.

Enligt vad som närmare redovisas i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n bedöms det inte föreligga något behov av tidsrestriktioner för bullrande eller grumlande verksamheter till skydd för marina däggdjur. De föreslagna skyddsåtgärderna som redovisats i tillståndsansökan och Natura 2000-MKB:n kommer effektivt att minimera påverkan på marina däggdjur. Detta utvecklas i det följande.

De skyddsåtgärder som planeras vid undersökningsarbeten och pålningsarbeten är akustiska bortmotningsmetoder anpassade efter tumlare, ljuddämpande åtgärder med DBBC+HSD vid pålning (eller motsvarande) samt mjuk uppstart. De akustiska bortmotningsmetoderna, tillsammans med den mjuka uppstarten, kommer varsamt att mota bort tumlare från närområdet av pålningsplatsen. Åtgärderna medför att tumlare och sälar skyddas från att utsättas för skadliga nivåer av undervattensljud som kan orsaka permanent och tillfällig hörselnedsättning (PTS och TTS), eftersom tumlare och säl kommer att undvika arbetsområdet under den tid då pålningen pågår.

Studier vid anläggning av havsbaserad vindkraft i Tyska bukten (Gesha 2) visade att tumlare började lämna området (färre detektioner av tumlare) upp till 24 timmar innan själva pålningen ägde rum. Det vill säga att den ökade fartygstrafiken och aktiviteten i området gör att tumlare flyttar ut från närområdet (Rose m.fl. 2019) redan innan några skadliga ljudnivåer uppkommer. Troligen kommer aktiviteten i området där anläggningsarbeten pågår göra att de tumlare, från Bälthavspopulationen samt de enstaka tumlare från Östersjöpopulationen, som potentiellt skulle kunna röra sig in i området, kommer avlägsna sig på liknande sätt som i Tyska bukten redan innan de akustiska bortmotningsmetoderna och den mjuka uppstarten påbörjas.

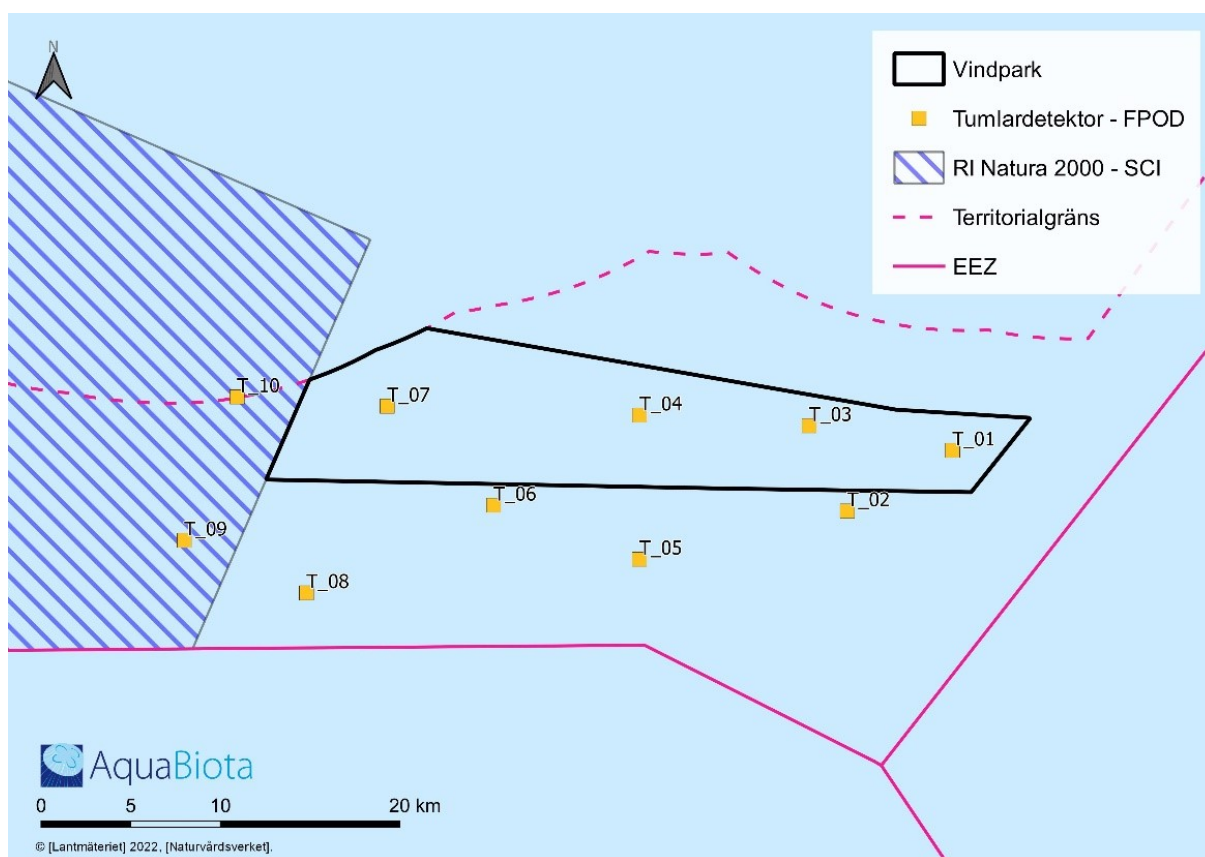
Undvikandebeteenden hos tumlare är inte skadliga eller störande på så vis att de påverkar överlevnad eller reproduktionsframgång. I Östersjön finns flera fartygsleder med mycket omfattande trafik av lastfartyg som tumlarna förhåller och anpassar sig till året om. Tumlare förekommer dessutom i höga tätheter i mycket trafikerade områden, såsom Öresund och de danska Bälthaven. Det är främst tillgången på föda som styr tumlarnas utbredning (Sveegaard m.fl. 2012a,b) och de bedöms vara vana vid att förhålla sig till olika verksamheter som pågår i deras närområde, exempelvis bullrande fartygstrafik.

Utöver det faktum att effektiva skyddsåtgärder kommer att vidtas som skyddar marina däggdjur från att skadas eller påverkas negativt, är området där vindpark Triton planeras inte ett viktigt födosöksområde eller reproduktionsområde för tumlare och säl. Vindparksområdet ligger i ett område som är en övergångszon för tumlare från Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen (Carlström & Carlén, 2016; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Carlén, 2018). Vindparksområdet är inte ett kalvningsområde för Bälthavspopulationen. Östersjöpopulationen samlas i området kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna under sommaren maj-augusti för att sedan sprida ut sig under resten av året (Carlén, o.a., 2018). Östersjöpopulationen förekommer således inte i vindparksområdet under sommaren och det är därmed inte heller ett kalvningsområde för den populationen, se avsnitt 4.1.3 i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n, se även (Carlén, o.a., 2018).

Under vinterhalvåret kan det förekomma enstaka individer från Östersjöpopulationen i området men det är generellt en mycket begränsad förekomst av tumlare i området för Triton. De omfattande SAMBAH-inventeringarna i området visar på ett fåtal detektioner och bekräftar att området kring Triton inte är ett viktigt område för någon av populationerna. Resultatet från OX2:s egen datainsamling med F-pods i vindparksområdet ligger i linje med data från SAMBAH. Resultaten visar låga antal detektionspositiva minuter med det högsta antalet detektioner av tumlare förekommer under augusti, september och oktober då Bälthavspopulationen (som har gynnsam bevarandestatus) av tumlare förekommer i området, se Figur 11 och Tabell 2. Under vintern är det mycket låga antal observationer och detektioner av tumlare. Det ska noteras att det inte finns några indikationer på att tumlare från Östersjöpopulationen rör sig västerut till vindparksområdet för Triton i södra Östersjön under oktober-april (genom till exempel satellitmärkta tumlare). Observationerna av tumlardetektioner och tätheter i SAMBAH-studien kan inte tydligt uppdelas mellan populationerna under denna tid. Med hänsyn till att området för Triton inte är ett övervintringsområde för tumlare är dock sannolikheten att tumlare från Östersjöpopulationen förekommer i området mycket låg.

Mot bakgrund av ovan har bedömts att det inte finns behov av en tidsrestriktion med syfte att skydda marina däggdjur i vindparksområdet för Triton, oavsett när anläggningsarbeten utförs under året. De föreslagna skyddsåtgärderna och användning av effektiva dämpningsmetoderna kommer att tillse att anläggningsarbeten, vid en eventuell förekomst av säl, Bälthavstumlare och enstaka Östersjötumlare i området, vare sig kommer att påverka enskilda individers hälsostatus eller populationernas bevarandestatus. Det ska också framhållas att om ytterligare tidsrestriktioner skulle föreskrivas skulle det förlänga installationsfasen till att sträcka sig över flera säsonger och därmed tiden då marina däggdjur påverkas av förhöjda ljudnivåer. En längre anläggningsperiod är därför inte önskvärt ur störningspunkt. Det är lämpligast för marina däggdjur om anläggningsarbetena genomförs så effektivt som möjligt utan tidsfördröjningar över flera år. Detta ökar också riskerna ur installationssynpunkt, då anläggningsarbeten är beroende av goda väderförhållanden för säkra arbetsförhållanden.





Figur 11. Positioner för tumlardektorer i och kring vindparksområdet för Triton (positioner erhållna från Medins som genomfört undersökningarna).

Tabell 2. Medelvärde för antalet tumlarpositiva minuter (DPM) per dag uppdelat per månad och totalt (hela studieperioden) för FPOD-stationerna i och kring vindparksområdet för Triton. Grå fält markerar avsaknad data på grund av ej återfunna detektorer, förutom för T\_04 där batteriet tog slut i förtid (data erhållna från Medins som genomfört).

Medel av DPM motsvarande CPOD											
		Triton									
		T_09	T_10	T_08	T_07	T_06	T_05	T_04	T_03	T_02	T_01
2021											
⊕ jul		25	10	14	13	4	7	5	4	4	3
⊕ aug		39	18	41	58	29	17	26	20	17	18
⊕ sep		48	25	22	79	56	21	70	11	22	17
⊕ okt		77	18		52	38		35			11
⊕ nov		16	4		10	11		8			3
⊕ dec		9	2		2	2		1			1
2022											
⊕ jan		2	1		1	2		1			1
⊕ feb		0	0		0	0					0
Totalsumma		31	11	29	31	21	14	23	13	13	8

**15. Redovisa vilket undervattensbuller som genereras om inte fundament av typen monopiles anläggs i hela vindparksområdet utan att annan typ av fundament anläggs, alternativt att en kombination av fundamentstyper istället anläggs i syfte att minska undervattensbullret inom Natura 2000-området.**

Kommentar: Mot bakgrund av att olika typer av fundament kan vara aktuella inom vindparken (monopile, fackverk och gravitation) så anser Länsstyrelsen, i likhet med HaV, att alternativa modelleringar för vilket undervattensbuller som kan genereras vid anläggande av vindparken med andra fundamentstyper eller olika kombinationer av fundamentstyper, ska presenteras.

Användandet av monopiles i hela vindparken är att betrakta som ett worst case scenario vilket bedömningarna av påverkan baseras på, se Bilaga K.6, avsnitt 5.3. Anläggning av andra typer av fundament, såsom fackverksfundament och gravitationsfundament, kommer inte generera lika kraftigt undervattensljud och kan därmed rymmas inom ramen för de bedömningar som worst case scenariot beskriver (monopiles i hela vindparken). Det ska dock noteras att installation av jacket-fundament kan förlänga tiden med pålningsljud, då varje fundament har flera pålar som ska pålas ner i botten. Trots den längre tiden som krävs för pålning av ett fundament faller inte jacket-fundament ut som worst case när det gäller påverkansavstånd för tillfällig hörselnedsättning, se avsnitt 5.3 i Bilaga K.6. Med hänsyn till att val av fundament behöver anpassas till geologiska förutsättningar på specifika platser, som utreds under detaljprojektering, behöver konsekvensbedömningarna utgå från den teknik som genererar det största undervattensljudet. Detta för att möjliggöra bästa möjliga teknikval. Mot denna bakgrund innefattar således modelleringarna alternativa fundamentstyper, eftersom det är av vikt att tillståndet förenas med funktionsvillkor (för att möjliggöra bästa möjliga teknik vid tidpunkt för byggnation) och inte teknikvillkor. För att minska buller från installation av fundament följer bolaget utvecklingen av nya tekniker för att minska ljud, såsom vibropiling och blue piling (se beskrivning i Bilaga K.10), som kan vara utvecklade vid tidpunkten för byggnation.

**16. Klargör om modelleringen av undervattensbuller baserats utifrån det ljud som alstras från de mest bullergenererande turbiner som kan komma att användas för driftsfas.**

Undervattensljud under driftsfas har utretts och bedömts baserat på de senaste vetenskapliga studierna, se avsnitt 6.3.1 och avsnitt 9.1. i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n. Modelleringen har inte gjorts utifrån ett specifikt vindkraftverk, eftersom det inte är känt idag vilka modeller som finns på marknaden vid tidpunkt för byggnation. Det är dock av vikt att framhålla att undersökningar från vindparker har visat att undervattensljud som alstras från vindkraftverk under driftsfasen är lågt, oberoende av storlek, och stör exempelvis inte tumlare. Detta utvecklas i det följande.

Mätningar av undervattensljud från vindparker i drift visar att huvudenergin i undervattensljudet är lågfrekvent, mindre än 125 Hz, vilket är ett ljudspann där tumlare hör dåligt (Kastelein, m.fl., 2017). Hörseltrösklen för tumlare i detta frekvensspann är så hög att ljudet förväntas vara ohörbart för tumlare om de inte är väldigt nära vindkraftverket, inom cirka 100 meter (Tougaard, Henriksen, & Miller, 2009).

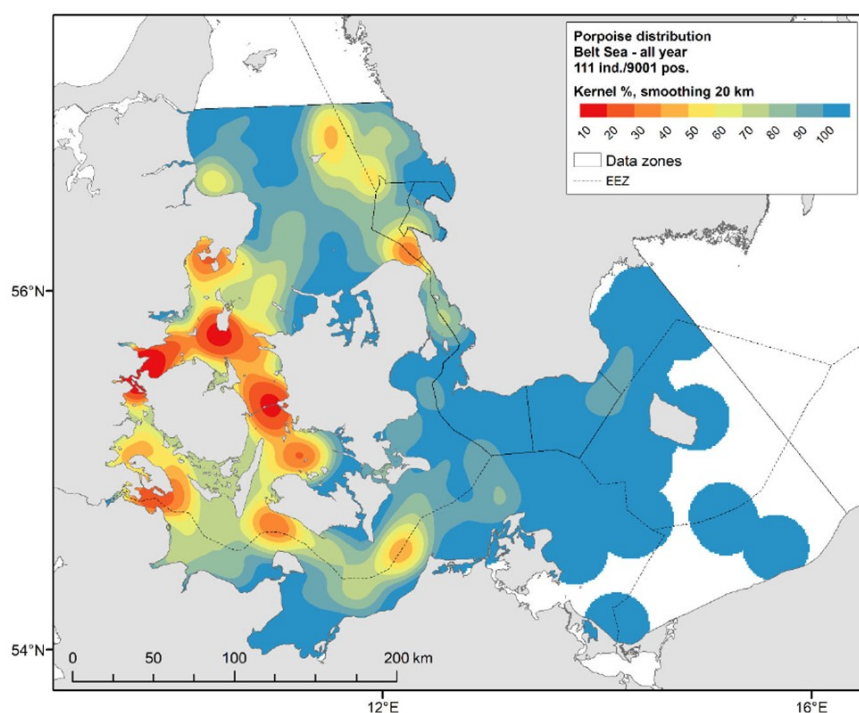
En senare studie av Tougaard m.fl. (2020) har modellerat det sammanlagda undervattensljudet från flera vindkraftverk i drift (81 vindkraftverk). Resultatet visar att det kumulativa undervattensljudet kan vara förhöjt upp till ett fåtal kilometer från en vindpark vid väldigt låga bakgrundsljudnivåer. Däremot ligger det kumulativa undervattensljudet från en vindpark väl under

bakgrundsljudnivåerna i områden med höga bakgrundsljudnivåer från t.ex. sjöfart eller höga vindhastigheter.

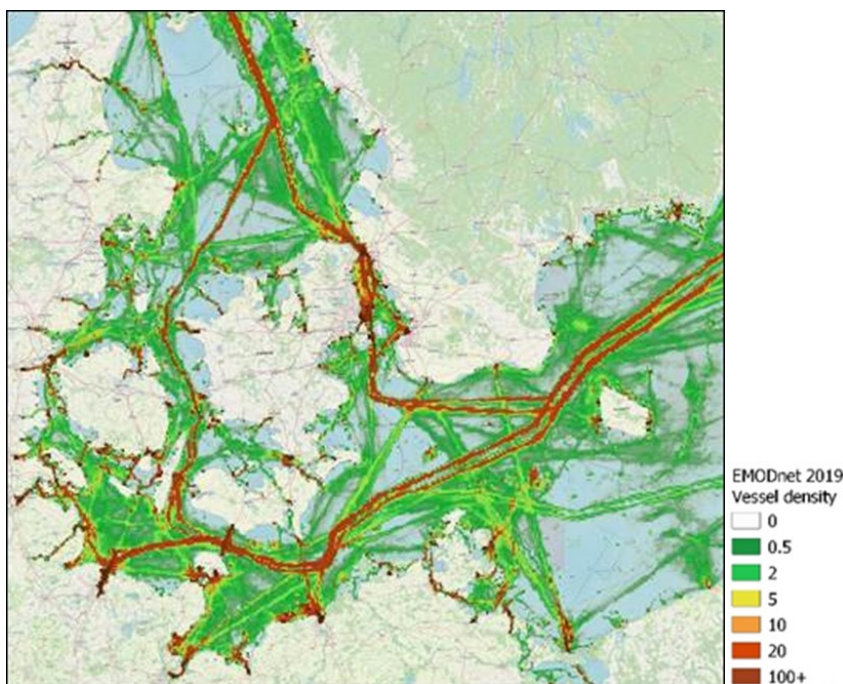
Bakgrundsljuden i området för Triton är dominerade av undervattensljud från fartygstrafik (som innehåller frekvenser som är hörbara för tumlare). Baserat på data från BIAS-projektet är undervattensljuden för 2000 Hz bandet bedömda att ligga över 100 dB re 1uPa i huvuddelen av vindparksområdet för Triton, speciellt under vinterperioden, då ljud tenderar att färdas längre jämfört med sommarperioden (<https://underwaternoise.ices.dk/continuous/viewonmap>). Vindpark Triton kommer således att ligga intill till flera stora farleder och området är redan dominerat av lågfrekventa undervattensljud från sjöfart, se avsnitt 6.2.7 i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n.

Att det lågfrekventa undervattensljudet från vindkraftverk i drift har en försumbar påverkan på tumlare stöds även av en nyligen publicerad studie, som visar att tumlare kan vara attraherade av olje- och gasplattformar trots konstaterade förhöjda undervattensljudnivåer och tros utnyttja högre tätheter av byten i närheten av sådana strukturer. Detta beror möjligen på den ökade tillgängligheten av byten som skapats av kombinationen av de artificiella rev som undervattensstrukturerna utgör samt att området runt plattformarna blir skyddat där fiske är förbjudet (Clausen, m.fl., 2021).

Flera studier visar att tumlare är ojämnt fördelade i kustnära vatten (Hammond, m.fl., 2002; Hammond, m.fl., 2013; Hammond, m.fl., 2017; Viquerat, et al., 2013). I en ny studie av Aarhus universitet har viktiga habitat för tumlare i skånska vatten (inkluderat även vindparksområdet för Triton) kartlagts. Kartläggningen baseras på 111 tumlare från Bälthavspopulationen märkta med Argos-satellitsändare mellan 1997–2021. Studien stöder att tätheterna av tumlare är låga i västra Östersjön (där Triton ligger) precis som för SCANS-inventeringarna. Data visar också att högtäthetsområdens för Bälthavspopulationen för tumlare sammanfaller med området med intensiv fartygstrafik speciellt i inre danska vatten (se Figur 12 och Figur 13), och således inte påverkas av områden med mycket lågfrekvent buller.



Figur 12. Utbredning av 111 tumlare följda med satellitsändare i Bälthavet och sydvästra Östersjön analyserat med Kernel-tätheter över hela året, ju mer röda områden desto högre tätheter av tumlare (Teilmann et al. 2022).



Figur 13. Fartygstäthet i Bälthaven och sydvästra Östersjön visad som antal fartyg per månad, modifierad efter EMODnet 2019.

Generellt visar modelleringen av utbredningen av tumlare i Bälthavet att tumlare är koncentrerade i vattnen kring Fyn (Lilla Bält, Stora Bält, Fyns södra skärgård och Smålandsfarvattnet) och norra delen av Öresund (Figur 12). Utbredningen av tumlare är troligen kopplad till tillgängligheten av föda (Sveegaard m.fl. 2012a,b), vilket gör att de föredrar dessa områden trots den intensiva fartygstrafiken med förhöjda ljudnivåer.

**17. Redogör för om hela vindparken kan fungera som barriär om vindkraftverken står tätt (om t.ex. 129 enskilda vindkraftverk anläggs).**

*Kommentar: I ansökan under punkten 53 står att ljud från vindparken under driftsfas kan vara hörbara för tumlare, men enbart i nära anslutning till vindkraftverken.*

Om 129 vindkraftverk anläggs för vindpark Triton kommer de att stå med minst 1200 meters separationsavstånd (bland annat för att undvika turbulens), dvs. vindkraftverken kommer inte att placeras tätt och utgöra en barriär.

Det finns dessutom inga vetenskapliga studier som indikerar att havsbaserade vindparker skulle fungera som barriärer för tumlare. Tvärtom visar flera studier av havsbaserade vindparker att tumlare återvänder till vindparksområdet i samma eller större antal än innan anläggningen av vindparken (Tougaard et al. 2009, Scheidat et al. 2011, Rose et al. 2019, Graham et al. 2019). Sammantaget bedöms alltså vindparken inte fungera som en barriär för tumlare, se även bemötandet under punkt 16.

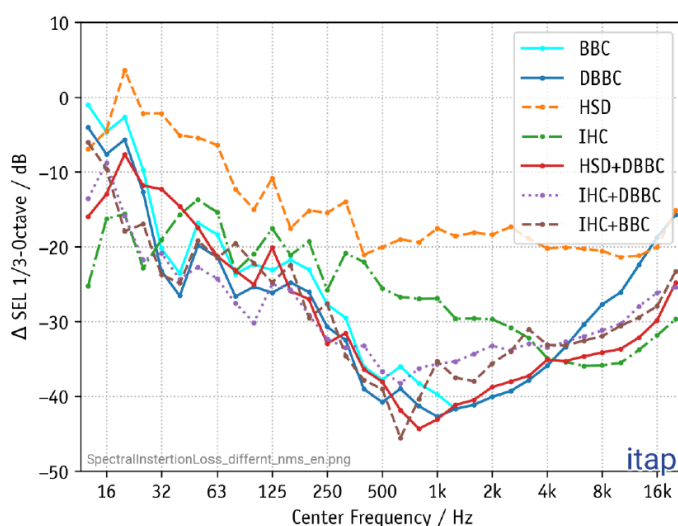
**18. Redovisa resultat från bolagets egna eller andra bolags genomförda projekt, nationellt och internationellt, med dämpningen DBBC tillsammans med HSD (och då om möjligt med den storlek på verk som förväntas användas) som stödjer bolagets resonemang om att vald teknik klarar att innehålla föreslaget gränsvärde för ljudnivå vid pålning.**

I undervattensljudrapporten för pålningsarbeten (se Bilaga K.6) presenteras de antaganden om de olika ljuddämpande åtgärderna som har använts vid modelleringarna. I korthet baseras effektiviteten hos enkla BBC respektive DBBC+HSD på de resultat som är publicerade i en ny och aktuell rapport av (Bellmann, 2020), vilken sammanställer data från mätningar av undervattensljud under pålning vid installationen av flera vindparker där olika typer av ljuddämpande åtgärder har använts. Effektiviteten hos de tekniker som finns tillgängliga idag sammanfattas i Tabell 3 och deras effektivitet för olika frekvensområden redovisas i Figur 14. Se även Bilaga B.2, avsnitt 14.1.1 till Natura 2000-MKB:n samt undervattensljudrapporten, Bilaga K.6. De föreslagna skyddsåtgärderna (DBBC+HSD) dämpar ljudet från pålning i genomsnitt med 15–20 dB och effektiviteten varierar över olika frekvensområden (Figur 14), se Bilaga K.7.

Tabell 3. Uppnådd ljuddämpning hos olika ljuddämpande åtgärder vid genomförda projekt (från Bellmann, et al. 2020).

No.	Noise Abatement System resp. combination of Noise Abatement Systems (applied air volume for the (D)BBC; water depth)	Insertion loss $\Delta$ SEL [dB] (minimum / average / maximum)	Number of foundations
1	IHC-NMS (different designs) (water depth up to 40 m)	13 ≤ 15 ≤ 17 dB IHC-NMS8000 15 ≤ 16 ≤ 17 dB	> 450 > 65
2	HSD (water depth up to 40 m)	10 ≤ 11 ≤ 12 dB	> 340
3	optimized double BBC* <sup>1</sup> (> 0,5 m <sup>3</sup> /(min m), water depth ~ 40 m)	15 – 16	1
4	combination IHC-NMS + optimized BBC (> 0,3 m <sup>3</sup> /(min m), water depth < 25 m)	17 ≤ 19 ≤ 23	> 100
5	combination IHC-NMS + optimized BBC (> 0,4 m <sup>3</sup> /(min m), water depth ~ 40 m)	17 – 18	> 10
6	combination IHC-NMS + optimized DBBC (> 0,5 m <sup>3</sup> /(min m), water depth ~ 40 m)	19 ≤ 21 ≤ 22	> 65
7	combination HSD + optimized BBC (> 0,4 m <sup>3</sup> /(min m), water depth ~ 30 m)	15 ≤ 16 ≤ 20	> 30
8	combination HSD + optimized DBBC (> 0,5 m <sup>3</sup> /(min m), water depth ~ 40 m)	18 – 19	> 30
9	GABC skirt-piles* <sup>2</sup> (water depth bis ~ 40 m)	~ 2 – 3	< 20
10	GABC main-piles* <sup>3</sup> (water depth bis ~ 30 m)	< 7	< 10
11	„noise-optimized“ pile-driving procedure (additional additive, primary noise mitigation measure; chapter 5.2.2)	~ 2 - 3 dB per halving of the blow energy	





Figur 14. Frekvensberoende dämpning för ljuddämpande åtgärder (från Bellmann et al. 2020)

**19. Redogör för om de fartyg som kommer att användas vid anläggning och drift kommer att ha på ett ekolod, t.ex. kopplat till navigeringsutrustning som producerar ljud (eller annan ljudproducerande mätutrustning) inom tumlarens hörselområde. Beskriv i så fall eventuell påverkan som detta kan medföra.**

Alla fartyg som kommer att användas under anläggning och drift kommer vara utrustade med ekolod. De flesta ekolod använder frekvenser på 200 kHz eller 400 kHz, vilket är lämpligt för navigation i kustnära vatten upp till cirka 100 meters djup. Dessa frekvenser är inte hörbara för tumlare. Ekolod som används för att endast mäta vattendjup har dock en nedåtriktad ljudkon och är inte ljudstarka.

Mätning av djupare vatten och ekolod för att upptäcka fisk kan kräva lägre frekvenser för att penetrera vattenkolumnen bättre och dessa kan ligga inom tumlares hörselområde. I området för vindpark Triton är dock vattendjupet mellan 43 och 47 meter, vilket innebär att ekolod för djupare vatten inte kommer att användas under anläggning och drift. Ekolod kommer inte heller användas för att upptäcka fisk.

Även om tumlare kan höra ljud från vissa ekolod bedöms de inte påverka dem mer än närvaron av själva fartyget. I området där Triton planeras förekommer i dagsläget omfattande fartygstrafik och fiskeverksamhet där i princip alla fartyg använder ekolod för att mäta vattendjupet och undvika grundstötningar, varför tumlarna i området är vana vid att förhålla sig till dessa ljud (även på lägre frekvenser).

Vid geofysiska undersökningar med metoderna sidoavsökande sonar och multistråleekolod, som har en vidare ljudkon för att scanna av en större yta av botten, kommer utrustningen att operera med en ljudfrekvens överstigande 200 kHz, i enlighet med föreslaget villkor.



**20. Redovisa hur lång tid, totalt sätt, som beteendepåverkan på marina däggdjur förväntas uppkomma från anläggningsarbeten för hela anläggningsperioden men också över säsong om anläggningsperioden omfattar flera säsonger. Redovisa även hur stor del av Natura 2000-området som utsätts för undervattensbuller som kan medföra sådan beteendepåverkan på marina däggdjur.**

*Kommentar:* MKB:n behöver kompletteras med ett förtydligande över den realistiska tiden för anläggningsarbeten (inklusive fartygstrafik) och undersökningar som medför undervattensbuller som kan ge beteendepåverkan på marina däggdjur. Det är även oklart om ett eller flera fundament kan installeras per dag eller den mer sannolika situationen där det behövs perioder med uppehåll. I en sådan situation uppstår tillfällen där individer kan komma att återvända till området, för att sedan behöva lämna området på nytt.

Anläggningsfasen (installation av vindkraftverk) föregås av en undersökningsfas. Längden på undersökningar varierar mellan 45 och 90 dagar. För påverkan vid undersökningar inför anläggning, se punkt 21 nedan.

Under anläggningsfasen kan marina däggdjur undvika områden kring anläggningsarbeten och särskilt under pålning av fundament. Anläggningsarbeten kommer inte pågå konstant inom hela vindparksområdet utan vara koncentrerade till mindre områden. För att undvika kumulativa effekter kommer ett fundament i taget installeras, vilket innebär att samtida pålning inom området för vindparken inte kommer att ske.

Anläggningsfasen för hela vindparken beräknas pågå under cirka 3–5 år, varav installationen till havs förväntas pågå under cirka 1–2 år, beroende på villkor och väderförhållanden. Under installationsperioden utgör pålning 6 timmar per fundament, vilket ger cirka 35 dygn effektiv pålningstid för samtliga monopiles om maxantalet vindkraftverk och plattformar anläggs. Installationen av fundament pågår i cirka 4,5 till 9 månader, delvis beroende på vilken tid på året installationen sker, samt hur mycket borrning som krävs. Installationsarbetets olika moment förutsätter särskilda väderförhållanden gällande vindstyrkor och våghöjder för att kunna genomföras på ett för miljön och människor säkert sätt. Väntetider förekommer därför beroende på säsong och aktuellt väder. I den tekniska beskrivningen (avsnitt 4 i Bilaga C till ansökan) beskrivs tiden för anläggningsarbeten mer utförligt. Tiderna är baserade på erfarenheter från branschen.

Den area som påverkas är specifik för olika anläggningsarbeten och det är därför inte möjligt att redovisa en exakt summerad siffra för berörd area och individantal. Bolaget kan däremot visa på arean för den maximala ljudspridningen vid pålning av ett fundament (ett worst case), vilket innebär att påverkan inte vid något fall kommer att kunna bli större än worst case-scenariot, men däremot mindre.

Antalet vindkraftverk kommer att maximalt vara 129 stycken. Det är dock bara installationen av de fundament som ligger i den västra delen av vindparken, närmast Natura 2000-området, som kan ge upphov till ljudnivåer inom Natura 2000-området överstigande tröskelvärdet för undvikandebeteende hos tumlare. Baserat på en preliminär layout handlar detta om cirka 30 fundament. Installationen av de tre fundamenten som ligger närmast gränsen till Natura 2000-området kommer i worst case scenariot orsaka undervattensljud som överstiger tröskelvärdet för undvikandebeteende hos tumlare i upp till 3,5% av ytan inom Natura 2000-området. Installationen av de övriga 27 fundamenten kommer påverka ett mindre område av Natura 2000-området (mindre än 3,5%).

Hur individer reagerar på en störning är beroende av många faktorer, så som individens tidigare erfarenheter, kön och ålder (Southall et al. 2021). Ljudkällans rörelser i förhållandet till individen kan också spela en stor roll för hur tumlare reagerar på undervattensljud (Richardson et al. 1995, Wisniewska et al. 2018). Det är sannolikt sammanvägningen av flera olika miljöfaktorer som påverkar tumlarens motivation till att befinna sig i ett vindparksområde (Bergström, o.a., 2022). Tumlare förväntas dock undvika det begränsade området där ett fundament anläggs och där undervattensljuden överstiger tröskelvärdet för undvikandebeteende.

Tumlares reaktion på undervattensljud från bl.a. pålning avtar med avståndet från pålningsplatsen. Färre djur reagerar och reaktionen blir mindre ju längre bort från pålningsplatsen djuret befinner sig (Dähne et al. 2013). Även om samma individ skulle utsättas för upprepade störningar har studier visat att tumlare kan habitueras (tillvänjas) under anläggningsarbetens gång. Vid en studie av beteendepåverkan hos tumlare, där man använde passiv akustisk övervakning, under tio månader vid anläggning av monopiles i vindparken Beatrice offshore i Nordsjön 2017 minskade avståndet för beteendepåverkan från 7,4 kilometer vid den första pålningen ner till 1,3 kilometer vid den sista pålningen (Graham et al. 2019). Vidare ska framhållas att det undervattensljud som pålning innebär inte överlappar frekvensmässigt med tumlarnas ekolokaliseringområde, varför förmågan för tumlare att jaga fisk, navigera eller kommunikationen mellan mamma och kalv inte maskeras av pålningsljuden.

Populationsmodelleringar av beteendepåverkan på en tumlarpopulation vid anläggning av havsbaserad vindkraft har visat att det främst är vid en påverkan på beteendet som sträcker sig bortom 20–50 kilometer från parkområdet som en påverkan på populationsnivå kunde återfinnas (Nabe-Nielsen et al 2018). Med de föreslagna skyddsåtgärderna med dubbla bubbelgardiner och Hydrosound Damper (DBBC+HSD) uppgår påverkansavståndet som worst case till 6,7 kilometer och ytan till 122 km<sup>2</sup>.

Sammantaget bedöms anläggningsarbetena innebära en tillfällig undanträngning av tumlare till närliggande områden, som är lika bra eller bättre livsmiljöer för tumlare. Med de föreslagna skyddsåtgärderna kommer enbart mindre delar av Natura 2000-området Sydvästskaåns utsjövatten, cirka 40 km<sup>2</sup> (motsvarande i worst case 3,5 % av Natura 2000-området) påverkas av ljudnivåer som kan orsaka undvikandebeteende vid pålning av fundament som ligger närmast gränsen till Natura 2000-området. För de resterande fundamenten kommer det vara en mindre del av Natura 2000-området som påverkas.

## **21. Redovisa om bolaget även avser att använda undersökningsmetoder vid de geofysiska undersökningarna som nyttjar frekvenser inom tumlarens hörselintervall.**

Under de geofysiska undersökningarna kommer utrustning motsvarande Innomar, Sparker och airgun användas vilka har frekvenser som ligger inom tumlarens hörselintervall. Eftersom dessa utrustningar genererar undervattensljud som kan orsaka permanent (PTS) och tillfällig (TTS) hörselnedsättning eller undvikandebeteenden hos tumlare har en detaljerad undervattensljudmodellering genomförts, Bilaga K.8.

I modelleringen har påverkansavstånden för undvikandebeteende för tumlare varit mycket konservativt beräknade upp till cirka 6,6 km för Sparker och upp till cirka 3,4 km för Innomar. Med de skyddsåtgärder som bolaget åtagit sig (se ansökan och Bilaga B.2 till MKB:n) bedöms risken för PTS och TTS som försumbar för tumlare och beteendepåverkan som liten.

Sedan modelleringarna genomfördes och ansökan skickades in har nya forskningsresultat om ljudspridning från undersökningar med Sparker och Innomar, publicerats där undervattensljud har uppmätts och undersökts i detalj i Nordsjön (Pace et al 2021). Vid dessa mätningar visades att avstånden för undvikandebeteende vid användning av Sparker enbart var cirka 2,2 kilometer och för Innomar cirka 730 meter. Dessa nya mätningar visar att modelleringen av de seismiska undersökningarna som genomförts (Bilaga K.8) är mycket konservativ. Baserat på de nya mätningarna kommer påverkansavstånden för undvikandebeteende hos tumlare inte överstiga 3 kilometer för Sparker och 2 kilometer för Innomar, se bedömningar i [Bilaga K.9](#). Med hänsyn till de relativt korta påverkansavstånden vid de seismiska undersökningarna bedöms påverkan på marina däggdjur bli lokal och tillfällig med försumbar konsekvens och utan påverkan på de marina däggdjurens bevarandestatus på kort eller lång sikt.

**22. Redovisa inventeringar av tumlare under minst tre år i området eller visa att det går att göra en studie på något annat sätt som ger lika bra underlag. Motivera i så fall hur bolaget kan göra bedömningen av påverkan på tumlare utan en längre studie på minst tre år.**

*Kommentar: Bolaget har gjort en mycket begränsad undersökning av tumlarförekomst. Under 2 månader, 12 juli-8 september 2021, har de haft 4 F-poddar placerade inom det aktuella och 6 st strax utanför området. Poddarnas antal och placering och den ytterst begränsade tidsperiod som undersökningen pågått ger som Länsstyrelsen ser det inte ett underlag som gör det möjligt att bedöma påverkansområdets betydelse för tumlare i förhållande till övrigt havsområde. Bolaget behöver därför även redovisa om det går att beräkna tumlartätheter utifrån bolagets egen F-poddövervakning och i så fall vad denna är jämför med SCANS II och SAMBAH.*

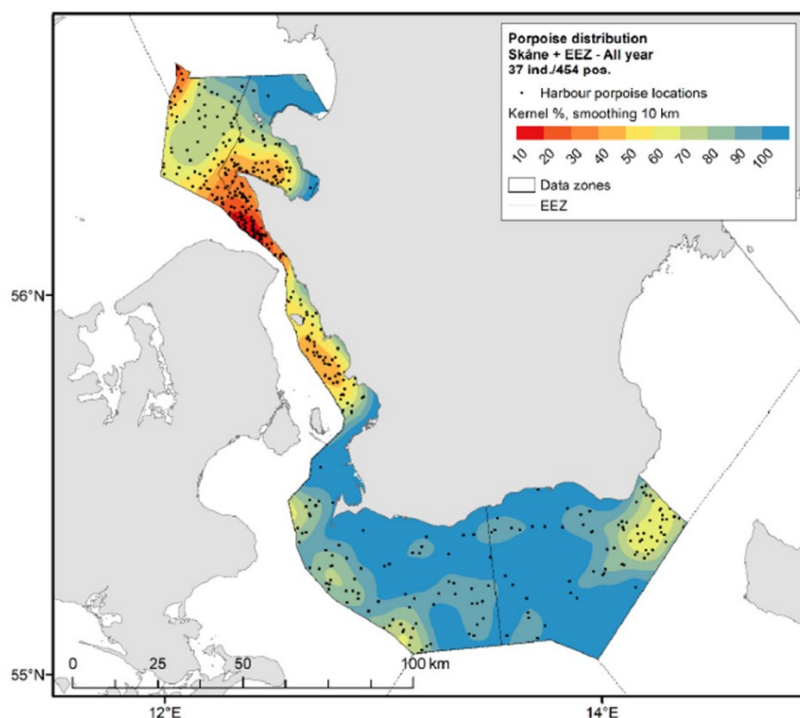
Under de senaste 20 åren har flertalet studier genomförts av förekomsten av tumlare i de inre danska vattnen (Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet). Resultaten från dessa studier används i beskrivningen av de rådande förhållandena och förekomsten av tumlare inom och i närheten av vindparksområdet för Triton. Även om inga av dessa studier har genomförts specifikt för vindparksområdet ger de information om närvaron av tumlare och i vissa fall med uppskattade tätheter av tumlare inom och i närheten av vindparksområdet för Triton. Data från flera studier har använts så som från SCANS-projekten, ett storskaligt europeiskt samarbete för att räkna valar i den europeiska delen av Atlanten. Dessa inventeringar genomfördes antingen från flyg eller fartyg under åren 1994, 2005, 2012 och 2016 (Hammond, et al., 2002; Hammond, et al., 2013; Hammond, et al., 2017; Viquerat, et al., 2013).

Även resultaten från SAMBAH-projektet är inkluderade i beskrivningen av tumlare inom och i närheten av Vindpark Triton. Under 2011–2013 undersöktes förekomsten av tumlare i Östersjön med hjälp av detektorer (SAMBAH 2016, Carlén et al. 2018). Studien omfattade 300 passiva akustiska detektorer, så kallade C-PODs, som var placerade över stora delar av Östersjön. En av detektorerna var placerad inom vindparksområdet för Triton och en strax söder om vindparksområdet. Resultat från en studie i tyska delen av västra Östersjön (Gallus, Krügel, & Benke, 2015) användes för att stödja data från SCANS och SAMBAH. Vidare har även data från kombinerade inventeringar med flyg och fartyg samt passiv akustisk övervakning från åren 2018–2019 i tyska delen av södra Östersjön, strax söder om vindparksområdet för Triton, använts för att bekräfta resultaten från SCANS och SAMBAH (IBL Umweltplanung et al., 2020).

OX2 har under snart ett år (juli 2021 – maj 2022) kunnat följa förekomsten av tumlare i och i närheten av vindparksområdet för Triton med tumlardetektorer (F-pods) och insamlade vattenprover som analyserats på eDNA. Insamlade data ligger väl i linje med data från SAMBAH (se Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n). Resultaten visar generellt låga antal detektionspositiva minuter med det högsta antalet detektioner av tumlare förekommer under augusti, september och oktober då Bälthavspopulationen av tumlare förekommer i området, se Figur 15 och Tabell 2.

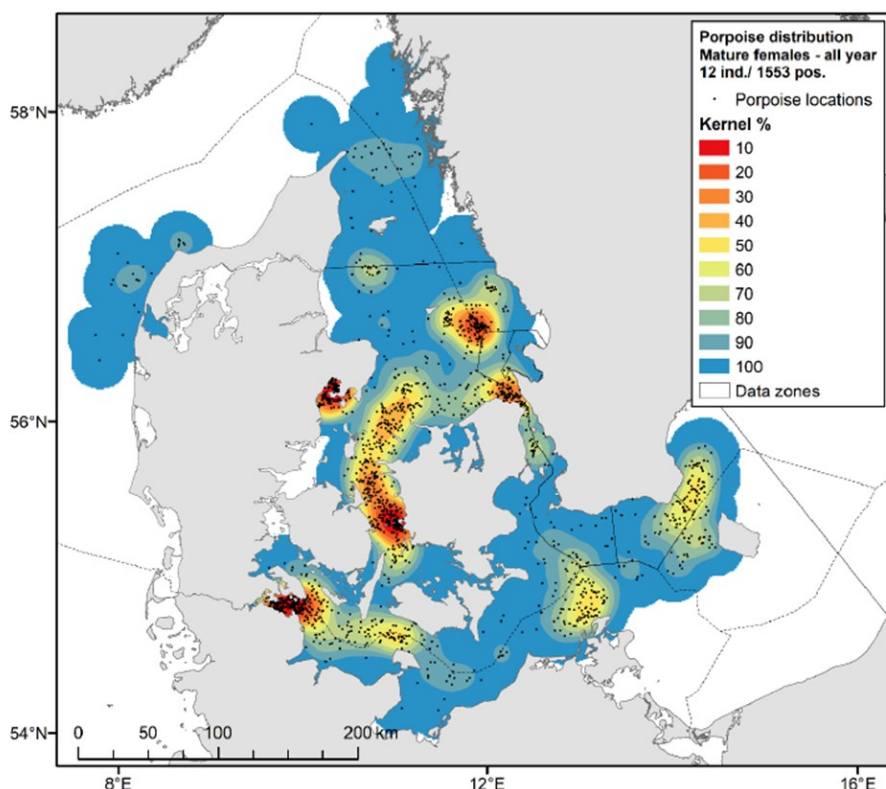
Att beräkna tätheter baserat på F-POD/C-POD-data kräver många detektorer över ett stort undersökningsområde. Det gjordes inom SAMBAH projektet (SAMBAH, 2016), där många C-PODs (300 st) placerades ut i ett rutnätsmönster (med lika avstånd mellan detektorerna) vilket är nödvändigt för att uppskatta tätheter. Då detektorerna i Triton har varit placerade över en mycket mindre yta och inte heller i ett jämt rutnätsmönster är det inte möjligt att uppskatta tätheter baserat på den insamlade F-POD-datan i Tritons vindparksområde. För uppskattningar av förekomster av tumlare inom vindparksområdet fungerar den insamlade F-POD-datan utmärkt. Då insamlade data ligger i linje med resultaten från SAMBAH är det rimligt att anta att tätheterna från SAMBAH kan användas för bedömningar av påverkan.

En ny studie från Aarhus universitet har kartlagt viktiga habitat och rörelsemönster hos 111 tumlare märkta med Argos-satellitsändare mellan 1997–2021. Tumlarna var märkta i danska vatten och tillhör troligen därför Bälthavspopulationen (Teilmann et al. 2022). Dessa studier ger en gedigen inblick i fördelningen av tumlare på en lokal skala över tid och samtidigt en insikt i rörelsemönster hos individer över stora områden. Studien stöder att tätheterna av tumlare är låga i västra Östersjön (där Triton ligger) precis som för SCANS-inventeringarna, se Figur 15 som visar förekomsten av 37 tumlare i vattnen söder om Skåne hela året. Generellt är förekomsten av tumlare starkt kopplad till närvaron av bytesdjur (Sveegaard et al. 2012a,b) och detta tillsammans med klimatförändringar och andra miljöförändringar är något som kan påverka utbredningen av tumlare över tid (Teilmann et al. 2022).



Figur 15. Förekomst av tumlare över hela året inom Skånes vatten som Kernel-positioner och kärnområden, ju mer röda områden desto högre tätheter av positioner.

Som visas i Figur 15 förekommer de högsta koncentrationerna av tumlare norr om Öresund. Området söder om Skåne används oftare under sommaren och hösten, när endast Bälthavspopulationen förekommer i området, än under vintern och våren. Under vintern är Skånes vatten generellt av minst betydelse för de märkta tumlarna från Bälthavspopulationen (Teilmann et al. 2022). Vidare, enligt studien, är inte vattnen söder om Skåne särskilt viktiga som reproduktionsområden i enlighet med tidigare studier. Data visar att norra Öresund, väster om Kullen är det viktigaste området för vuxna honor inom Skånes vatten, se Figur 16.



Figur 16. Förekomst av 12 vuxna tumlarhonor året runt som Kernel-positioner och kärnområden, ju mer röda områden desto högre tätheter av positioner.

De senaste studierna stöder även de slutsatserna i Natura 2000-MKB:n om hur tumlare använder vindparksområdet för Triton.

Det samlade underlaget ger god och konsistent information om hur tumlare använder området och att tumlare inte förekommer med höga tätheter i området, särskilt inte under vintern då eventuellt enstaka tumlare från Östersjöpopulationen kan förekomma i området. Ytterligare information är inte nödvändig för att göra vetenskapligt baserade och välgrundade bedömningar. Bedömningarna grundar sig på att tumlare förekommer i låga tätheter i området året om, särskilt under vintern. Oaktat att området inte är viktigt för tumlare kommer särskild hänsyn tas till tumlare för att minimera påverkan vid undersökningar och anläggning av vindparken.

### 23. Redogör för varför det saknas data i tabellen för positionerna 6074, 6075 och 6081

Tabellen har uppdaterats med de korrekta beteckningarna och data för varje FPOD-station, se Tabell 2 och Figur 11, under punkt 15. Avsaknad data beror på ej återfunna detektorer vilka kan ha blivit bortträlade. För T\_04 tog batteriet slut i förtid.

## 24.

- a) **Redovisa påverkansanalyser för Bälthavspopulationen av tumlare med utgångspunkt i de senaste populationsberäkningarna för Bälthavspopulationen av tumlare.**
- b) **Värdera Östersjöpopulationen av tumlares akuta situation i analyser av tätheter, påverkan mm.**

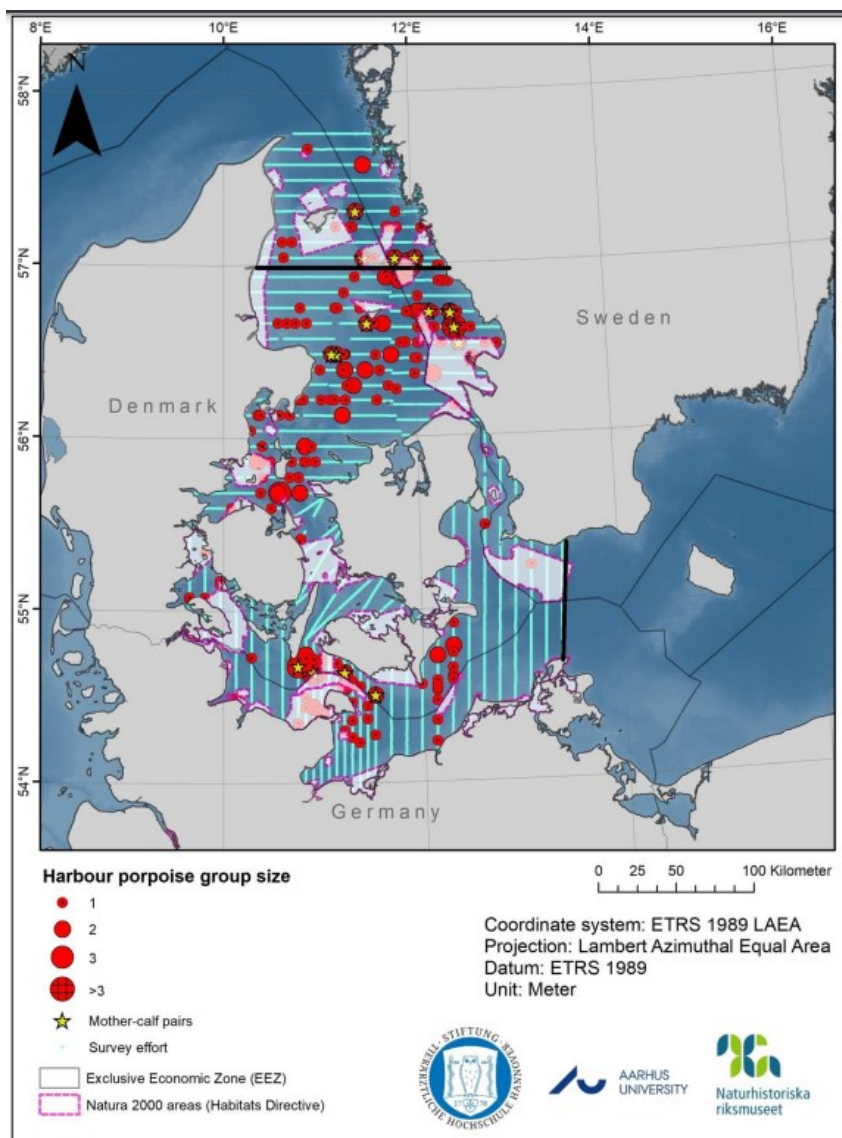
Kommentar: Bolaget har inte utgått från de senaste populationsberäkningarna för 42 000 individer. Uppgifterna får konsekvenser i bolagets beräkningar om påverkan m.m. Bolaget förefaller inte ta med konfidensintervallet för någon av populationsuppskattningarna i beräkningarna vilket är särskilt viktigt när det gäller bedömningen av Östersjöpopulationen. Den senaste abundansräkningen av Bälthavspopulationen (MiniSCANS-II) genomfördes sommaren 2020 och populationen uppskattades till 17 301 individer (95 % CI=11 695-25 688; CV=0,20) och den genomsnittliga densiteten till 0,41 individer/km<sup>2</sup> (95% CI=0,28-0,61). Ref. (Unger, B., Nachtsheim, D. Ramírez Martínez, N., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L., 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 .28 pp. URL)

Bälthavspopulationens storlek har beräknats i samband med SCANS-inventeringarna åren 1994, 2005, 2012, 2016 och 2020. Beräkningarna år 2012 och 2016 är uteslutande för Bälthavspopulationen och är genomförda med samma metod, dessa kan därför jämföras direkt med varandra (Sveegaard, et al., 2015). Vid beräkningarna 2012 och 2016 sågs ingen signifikant skillnad i populationsstorleken som uppskattades till drygt 42 000 tumlare. Bälthavspopulationen beräknades på nytt i mini-SCANS II-inventeringen som genomfördes 2020. Vid denna inventering uppskattades populationsstorleken till endast 17 000 tumlare (Unger, et al., 2021), alltså mer än en halvering av de tidigare uppskattningarna. De senaste inventeringarna genomfördes med flyg medan de två tidigare inventeringarna av Bälthavspopulationen genomfördes med fartyg, vilket gör att resultaten från undersökningarna inte kan jämföras rakt av. Dessutom är antalet observationer under mini-SCANS II i Lilla Bält och Stora Bält markant färre än vad som tidigare observerats – i motsats till vad som har rapporterats via ett citizens-science-projekt vid Syddansk Universitet från samma områden och tidsperiod (Magnus Wahlberg pers. komm.) – vilket gör resultatet från mini-SCANS osäkert. Inventeringarna i mini-SCANS II kan därför inte stå ensamma som uppskattning av populationsstorlek för Bälthavspopulationen, utan måste jämföras med tidigare beräkningar och understödjas av nya inventeringar innan en så betydande minskning av populationsstorleken kan verifieras. Att bedömningarna på tumlare från Bälthavspopulationen i området för vindpark Triton baseras på de tidigare populationsuppskattningarna och inte från mini-SCANS II anses därför rimligt.

Länsstyrelsen skriver att den genomsnittliga tätheten av tumlare baserat på inventeringarna 2020 är 0,41 tumlare/km<sup>2</sup>. Uppskattningarna av tätheten av tumlare från mini-SCANS II är en täthet för Bälthavspopulationen i hela deras utbredningsområde. Eftersom tumlare är ojämnt fördelade i kustnära vatten (Hammond, et al., 2002; Hammond, et al., 2013; Hammond, et al., 2017; Viqerat, et al., 2013) kommer generella uppskattningar för hela Bälthavspopulationen i de inre danska vattnen signifikant överskatta tätheterna av tumlare inom vindparksområdet för Triton (se Figur 17 nedan). Se även Figur 15. Förekomst av tumlare över hela året inom Skånes vatten som Kernel-positioner och kärnområden, ju mer röda områden desto högre tätheter av positioner. som visar kärnområden för tumlare. Figur 15. Förekomst av tumlare över hela året inom Skånes



vatten som Kernel-positioner och kärnområden, ju mer röda områden desto högre tätheter av positioner. I SAMBAH-projektet togs det fram modellerade tätheter i Östersjön som bättre motsvarar tätheterna som kan förväntas inom vindpark Triton och det är dessa som har använts för att uppskatta antalet individer som kan komma att påverkas av den planerade verksamheten.



Figur 17. Tumlarobservationer under flyginventeringar (under bra eller måttliga förhållanden) i delområdena MSA-MSI och NK under MiniSCANS-II inventeringen. Kartan visar även alla Natura 2000-områden i inventeringsområdet där tumlare är en utpekad art. Tjocka svarta linjer markerar förvaltningsområdet för Bälthavspopulationen (definierad i Sveegaard et al., 2015) (Unger, et al., 2021).

Det är inte möjligt att inkludera populationsstatusen för Östersjöpopulationen (akut hotad) i täthetsuppskattningarna. Dock har den varit inkluderad i bedömningarna av påverkan där bedömningarna särskiljer konsekvenserna för påverkan på Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen. Till exempel är graden av påverkan för tillfällig hörselnedsättning (TTS) vid installation av monopile med enkel bubbelgardin bedömd som måttlig för tumlare från Bälthavspopulationen men bedömd som stor för tumlare från Östersjöpopulationen på grund av populationens bevarandestatus (se bedömningar och tabell 8.8 i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n avsnitt 7 till 12. För anläggning av monopiles med DBBC+HSD bedöms dock påverkan på båda populationerna vara försumbar och konsekvenserna små.

Det ska tilläggas att vindparken ligger i ett övergångsområde för Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen och att det ligger i utkanten av populationernas respektive utbredningsområde. Tätheten av tumlare i området är låg speciellt om man jämför med tätheterna väster om vindparken mot de danska vattnen som är bebodda av Bälthavspopulationen. Det förväntas därför att de flesta av tumlarna i vindparksområdet för Triton hör till Bälthavspopulationen.

## Fisk

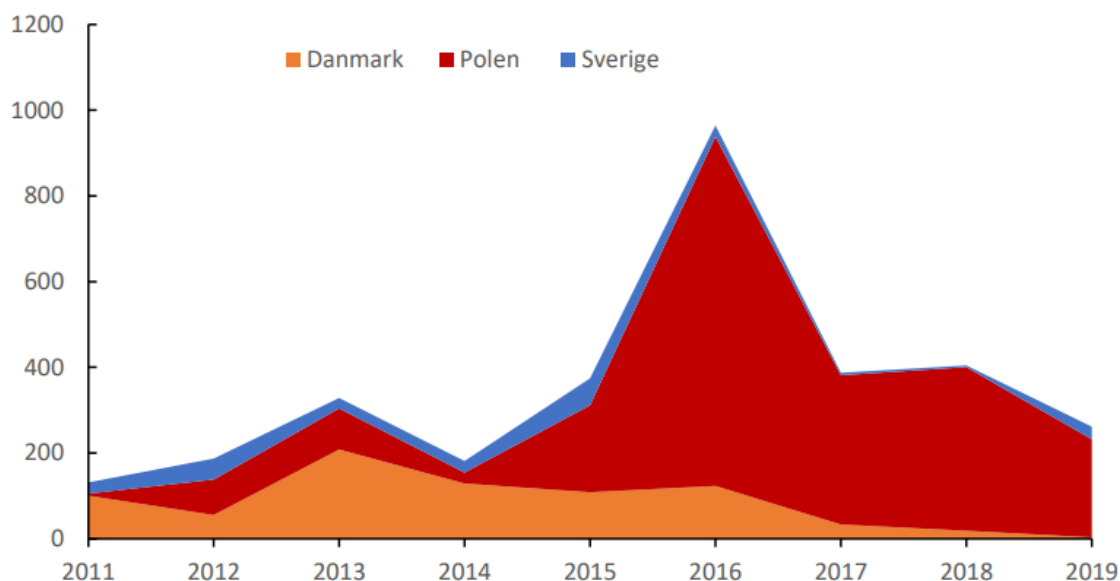
### **25. Beskriv hur fisketrycket inom Natura 2000-området förväntas påverkas, då möjlighet till fiske förslås att stängas inom vindparken och i stället hänvisas till andra platser.**

*Kommentar: Fiske med redskap som kräver större ytor, t.ex. trål blir omöjligt att bedriva inom vindparken. Bolaget skriver att fisket får flyttas till andra områden. Redan idag finns stängda områden pga. Liknande verksamheter vilket kan öka trycket på andra områden som t.ex. Natura 2000-områden.*

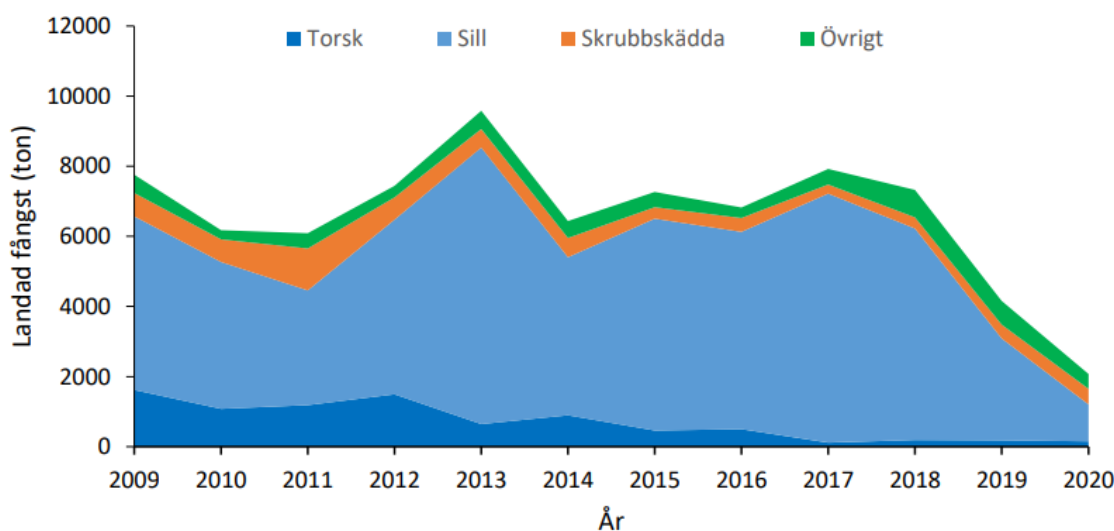
En omfördelning av fisketrycket från fiske inom Triton till andra närliggande, redan idag bättre eller mer nyttjade, fiskeområden förväntas bli mycket liten. Detta eftersom vindparksområdet redan innan vindparksetableringen har ett lågt fisketryck (Figur 18, Figur 19). Detta har redogjorts för närmare i fiskutredningen, Bilaga K.11.

En viss ökning av fiske skulle potentiellt kunna ske i Natura 2000-området Sydvästkånes utsjövatten, men omfattningen av en omfördelning bedöms bli mycket liten mot bakgrund av att det i dagsläget bedrivs mycket lite fiske inom området för vindpark Triton. Pelagiskt fiske av sill är en stor del av yrkesfisket. Detta fiske hotar inte utpekade bevarandevärden för naturtyperna sublittorala sandbankar (1110) och rev (1170), inklusive dess typiska arter. Fisket av pelagiska arter (sill, skarpsill) varierar därtill geografiskt mer mellan åren än demersalt fiske. Dessutom kan förvaltningen av Natura 2000-området i sig innebära möjligheter för Havs- och vattenmyndigheten (exempelvis på begäran från länsstyrelsen) att reglera av fisket till skydd för naturvärden, på motsvarande sätt som flera andra svenska marina Natura 2000-områden. Att fisketrycket skulle omfördelas i någon betydande omfattning till Natura 2000-området Sydvästkånes utsjövatten bedöms inte ske, varför påverkan på fisketrycket bedöms bli begränsad.

Då bottentrålning drastiskt har minskat i regionen till följd av fiskestopp på torsk, samt att det pelagiska fisket väntas kunna fortgå, bedöms påverkan av vindparksetableringar bli liten negativ med en mycket liten konsekvens. Tillkommande reveffekter och minskat fisketryck kan i längden i stället förbättra beståndsstatus för kommersiellt viktiga fiskarter i regionen vilket på sikt gynnar även yrkesfisket. Med framtida förändringar av kvoter kan bedömningen av kumulativa effekter komma att ändras men med beaktande av populationsstatus för kommersiellt viktiga arter som sill och torsk är slutsatsen fortsatt att den trend med restriktiva kvoter som varit sannolik även kommer att fortgå, oberoende av eventuella vindparksetableringar.



Figur 18. Jämförelse mellan danska, polska och svenska fångstdata inom parkområdet Triton mellan 2011–2019. Tyska fångstdata är ej inkluderat i denna graf då den data som är tillgänglig inte är specifik för landad fångst inom Triton.



Figur 19. Tyska fångstdata av olika arter inom ICES- rutor (39G3/39G4/38G3/38G4) mellan 2009 – 2020. Tyska fångstdata inom vindpark Triton är inte tillgänglig

**26. Redogör för vilka skyddsåtgärder som är möjliga för att minimera grumlingspåverkan på demersala arter som t.ex. torsk och plattfisk samt på pelagiska arter som t.ex. sill.**

Kommentar: Oavsett val av fundamentstyp och dragning av internkabelnätverk, kommer grumling att uppstå i ett anläggningsskede. Olika arter reagerar olika på grumlingspåverkan, avseende art-, individ-, - samt livstadienivå. Direkt dödlighet, skador och undflyende beteende nämns från vetenskapliga studier.

I samband med installation av fundament kan sediment suspenderas och spridas i vattenmassan. Högst spridning orsakas om fundamenten förankras i borrhål. Påverkan på fiskarter har

beskrivits i Natura 2000-MKB:n (avsnitt 8.2) och Bilaga B.1 (avsnitt 5.2.1.1), vartill hänvisas. För Natura 2000-området Sydvästkånes utsjövatten har bedömning av påverkan på fisk utgått från de naturtyper som förekommer i området. Detta då inga fiskar är klassade som utpekade arter utan i stället klassade som typiska arter för de förekommande naturtyperna sandbankar och rev.

Sublittorala sandbankar och rev förekommer främst i Natura 2000-områdets västra och centrala delar, på ett så pass stort avstånd från vindparken att sedimentspridningen inte berör naturtyperna eller dess typiska arter som finns där (Figur 3, Figur 4). Närmaste avståndet till en av naturtyperna är en mindre del biogent rev (1171) som är beläget cirka 6 kilometer från gränsen till vindpark Triton. Förhöjda halter av suspenderat sediment kan uppstå precis vid gränsen till vindpark Triton (maximalt om 10 mg/l) och kommer inte att nå den närmast belägna naturtypen. Därmed blir även den efterföljande sedimentationen mycket begränsad. Det aktuella området, i Sydvästkånes utsjövattens nordöstra del, består av djupa mjukbottenar, med organismer som anses vara relativt toleranta för såväl suspenderat sediment som en lätt sedimentation.

Halterna som uppkommer inom Natura 2000-området överskrider inte heller nivåer som kan uppstå naturligt. Fiskar som rör sig mellan Natura 2000-områdets naturtyper och de djupa mjukbottenarna som plattfiskar, torsk, ål och sillfiskar kan komma att exponeras av förhöjda halter av suspenderat sediment på eventuellt 10 mg/l med en varaktighet av högst en vecka (Figur 4, Bilaga K.11). Enligt Karlsson (2020) klarar vuxen fisk generellt av halter upp till 100 mg/l i upp till två veckor. Därtill kan de även lämna påverkade områden och riskerar inte att stängas in då påverkan sker i öppet vatten. Mot denna bakgrund bedöms påverkan på fisk av suspenderat sediment vara försumbar.

De flesta av de för naturtypen typiska fiskarterna (bland annat torsk, skarpsill, rödspätta, skrubbskädda, piggvar) har pelagiska ägg- och larvstadier, vilket innebär att det befruktade ägget och den larv det utvecklas till, sprids i vattenmassorna med strömmar (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Det är dock endast torsk och skrubbskädda som har lekområden i de östra delarna av Natura 2000-området Sydvästkånes utsjövatten. Mortaliteten för ägg och larver är naturligt hög och den stora spridningen gör att en eventuell tillfällig lokal påverkan av sedimentspridning inte bedöms påverka arters populationsstatus med pelagisk ägg- och larvfas. Därtill finns även möjlighet att släppa sediment vid botten, vilket i så fall skulle medföra att ägg och larver som flyter högre upp i vattenmassan inte kommer påverkas. Sill lägger förvisso sina ägg på botten men har en pelagisk larvfas (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Det finns dock inte några lekområden för sill i eller i närheten av det planerade verksamhetsområdet och därmed inte i eller i närheten av de områden som kan påverkas av sedimentspridning.

I samband med installation av internkabelnätet uppstår en viss sedimentspridning. Vid anläggning av internkabelnätet bedöms påverkan av sedimentspridningen vara försumbar för fiskars bestånd, se avsnitt 5.2.1 i Bilaga B.1 till Natura 2000-MKB:n. Denna sedimentspridning kan komma att påverka framför allt demersala och benthopelagiska fiskar till följd av förhöjda halter av suspenderat sediment och en efterföljande sedimentation. Dessa fiskarter bedöms ha en liten känslighet för förhöjda halter sediment. Larver och ägg flyter ofta för högt upp i vattenmassan för att påverkas av sedimentspridningen från anläggning av internkabelnätet. Påverkan på fiskfaunan bedöms därmed som försumbar, se avsnitt 8.1 i Natura 2000-MKB:n, avsnitt 5.2 i Bilaga B.1 samt Bilaga K.11.

Sammantaget har konsekvensen för fiskbestånden till följd av grumling från anläggningsarbeten bedömts som försumbar. Detta till följd av att spridning har modellerats uppkomma i nivåer som

fiskar generellt klarar av. Skyddsåtgärder har därmed inte ansetts vara aktuella för att minska sedimentspridning. Skyddsåtgärder för att minska spridning av sediment kan annars vara bubbelgardiner, vilket dock inte bedöms vara en nödvändig åtgärd för den begränsade sedimentspridning som ifrågavarande verksamhet kan ge upphov till.

**27. Visa att föreslagna skyddsåtgärder för att dämpa undervattensbuller vid eventuell pålning är tillräckliga för att inte skada lekande torsk.**

Påverkan på lekande torsk har bedömts i Bilaga K.11. Effektiva skyddsåtgärder i form av bland annat DBBC+HSD (eller utrustning med likvärdig kapacitet), kommer användas för att minimera pålningsljudet. När det gäller leken i havet söder om Skåne har HELCOM (2021) pekat ut ett större område om cirka 3800 km<sup>2</sup> där lek kan förekomma. Därmed kan en mindre del av lekområdet påverkas av undervattensljud från pålning vid området för Triton. Området för vindpark Triton utgör enbart cirka 7 % av området som utpekats för hög sannolikhet för torsklek.

Torskleken i Arkonahavet är av mindre betydelse i förhållande till andra lekområden. Det med god marginal viktigaste lekområdet för det östra torskbeståndet är Bornholmsdjupet, öster om Bornholm och de viktigaste lekområdena för det västra beståndet är Mecklenburgbukten, Kielbukten och Danska Bält samt Öresund (Nissling och Westin 1997, Bleil och Oeberst 2002, Vitale m.fl. 2005, Bleil m.fl. 2009, Hüsey 2011, HELCOM 2021). Enligt modelleringarna över undervattensljudets spridning kan ljud som överskrider tröskelvärdet för temporär hörselnedsättning för lekande torsk som mest uppstå inom en radie av högst 9,9 km från ljudkällan. Pålning pågår endast under några timmar av hela anläggningstiden, vilket medför en högst temporär ljudpåverkan i berört område. Med hänsyn till att det även är mindre delar av både det östra och västra beståndet som leker i Arkonahavet, samt att påverkan är temporär, bedöms konsekvensen av det undervattensljud som generas med skyddsåtgärder för hela det östra och västra beståndet som liten, se avsnitt 5.1 i Bilaga K.11.

**28. Beskriv hur arbetstider för bullrande och grumlande arbeten vid anläggningen kan styras i tid för att minimera effekterna på varje leklokal. Redogör för eventuella åtaganden. *Kommentar: Torsken i Arkonabassängen leker under mars-augusti enligt de flesta studier. Leken har sin kulmen i maj-juli och är då extremt känslig för yttre påverkan. Arbetstider där pålning och grumling sker bör inte föreläggas under åtminstone maj-juli ur torskens perspektiv.***

Rekryteringen av torsk i Arkonahavet är så svag att den inte påverkar bestånden nämnvärt (Hüsey m.fl. 2016, ICES 2019). Detta på grund av att området saknar vissa förutsättningar och för att flera abiotiska faktorer, såsom att djup och salinitet inte är optimala för överlevnaden av vare sig ägg eller larver (Hüsey m.fl. 2016). Arkonahavet är i de flesta fall för grunt för att äggen från det östra beståndet ska kunna hålla sig flytande i vattenmassan. För det västra beståndet är också saliniteten för låg för att äggen ska kunna hålla sig flytande. Lekområdet är inte heller ett av de viktigaste lekområdena för varken det östra eller västra beståndet (ICES 2020, Bleil m.fl. 2009, Bleil och Oeberst 2002, Hüsey m.fl. 2011). För både det västra och östra beståndet är alltså lekområdet i Arkonahavet inte viktigt för beståndens utveckling (Berner och Müller 1989, Müller 1999; Bleil och Oeberst 2004). En temporär påverkan på lek i området skulle endast beröra en liten del av respektive bestånd och vara försumbar jämfört med den naturliga mortaliteten, se närmare beskrivning i Bilaga K.11.

Det är även av vikt att framhålla att skyddsåtgärder som vidtas vid pålning för att minimera ljudspridning även kommer att skydda torsken, genom att torsken normalt förflyttar sig från områden med förhöjda ljudnivåer. Mot denna bakgrund, samt vad som närmare beskrivs i Bilaga K.11, har bedömts att det inte är nödvändigt att styra arbetstiderna för att minimera effekten på varje leklokal eller för att påverkan på Natura 2000-områdets skyddade livsmiljöer ska undvikas.

## Kumulativa effekter

### **29. Redovisa behovet av åtgärder i form av samordning m.m. för att undvika kumulativ påverkan under anläggningsfas samt eventuella försiktighetsmått och åtaganden från bolagets sida.**

*Kommentar:* Det kan inte uteslutas att kumulativa effekter skulle kunna uppkomma vid anläggandet av vindparken på svenska delen av Kriegers Flak, vid ett eventuellt anläggande av Sydkusten vind och den danska vindparken Bornholm 1 samtidigt som bolagets eventuella anläggningsarbeten. Bolaget bör därför redovisa vilka anpassningar av tidsschemat eller andra försiktighetsåtgärder som kan vidtas för att alla övriga verksamheter som är befintliga eller beslutade som kan påverka t.ex. fartygstrafik, seismiska undersökningar m.m.

Alla aktiviteter som kommer att genomföras i närområdet kommer att vara kända flera år innan installationen genomförs. Det är osannolikt att kunskap inte kommer att finnas om hur andra installationer planeras. Det kommer också att ske en omfattande rapportering till olika myndigheter vilket innebär att det finns stora möjligheter (både från verksamhetsutövers och myndigheters sida) att vid behov samordna dessa aktiviteter i tid m.m. och därmed undvika kumulativa effekter.

### **30. Redovisa eventuella konsekvenser för tumlare, säl respektive olika fiskarter som det av vindparken genererade undervattensbullret under driftsfas kan medföra. Redovisa också eventuella kumulativa effekter tillsammans med undervattensbuller från andra verksamheter.**

*Kommentar:* I vilken omfattning är det genererade undervattensbullret avhållande för olika arter och kan enskilda arters utbredningsområden, förflyttningsmönster samt fisklek påverkas av det undervattensbuller som vindparken genererar ensam och tillsammans med andra verksamheter som t.ex. fartygstrafik och andra vindparker. Vindparken planeras bredvid fartygsstråk. Det innebär att områden där ljud från mänsklig påverkan varit förhållandevis låg, får en konstant bullerkälla om en park etableras.

För bedömda konsekvenser för marina däggdjur hänvisas till bemötande i punkt 16 ovan samt Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n. Påverkan på fisk under driftsfas har analyserats och bedömts i Bilaga K.11 och bedömningen sammanfattas nedan. Driftljud förväntas inte spridas in i Natura 2000-området och kommer därmed inte ha en påverkan på dess naturtyper eller typiska arter.

Vissa fiskarter, som till exempel torsk, kan förväntas röra sig mellan Sydvästskaäns utsjövatten och vindpark Triton. Dessa kan exponeras för driftljudet när de befinner sig inom parkområdet. Studier över hur fisk påverkas av driftljudet i vindkraftsparker har påvisat att ljudet inte leder till återkommande flyktbeteende eller fysiologiska skador (Båmstedt m.fl. 2009, Wahlberg och Westerberg 2005). Fisk har även observerats aggregeras i vindparker trots driftljud och hög fartygstrafik i närområdet (Reubens m.fl. 2013, 2014). Även om undervattensljud från både



vindkraftverk och sjötrafik skulle påverka fiskar kan andra faktorer ha en större betydelse, till exempel kan tillgången till lämplig livsmiljö vara viktigare (Dunlop m.fl. 2016). För vindparker kan detta medföra att den positiva effekten av reveffekten väger över en eventuell påverkan från undervattensljud (Bergström m.fl. 2013).

Många fiskar, som till exempel torsk, använder ljud för att kommunicera vid lek. Därmed finns en farhåga att driftljud tillsammans med fartygstrafik kan maskera ljudet hanar ger ifrån sig för att locka honor. Det har spekulerats i att detta kan påverka naturlig selektion (Rowe och Hutchings 2006, Nordeide och Kjellsby 1999, Stanley och Jefs 2016). Ladich m.fl. (2013) menar dock att det finns indikationer på att de flesta fiskar kan anpassa frekvensen på ljudet de ger ifrån sig för att höras över diverse lågfrekventa bakgrundsljud i havet. Torsk uppehåller sig även nära varandra under lek och torsklek fungerar i områden som är utsatta för mycket antropogena lågfrekventa ljud som till exempel Öresund (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Öresund är ett av världens mest trafikerade vattenområden (Vieira m.fl. 2020) och fartygstrafik ger ifrån sig ljud i samma frekvensområden som havsbaserade vindkraftsparker i drift (Betke 2014). Den samlade bedömningen är därför att effekterna under drift är liten, och mycket liten sett till storleken på hela lekområdet.

**31. Utveckla beskrivningen av andra möjliga kumulativa effekter under projektets driftsfas t.ex. eventuella utestängningseffekter eller risk för ökade bifångster av marina däggdjur i garn.**

*Kommentar:* Bolaget har i sin utredning exkluderat de planerade vindparkerna i övriga länder i södra Östersjön. Länsstyrelsen bedömning är att kumulativ påverkan kan ske på bland annat tumlare i form av t.ex. utestängningseffekter från deras normala utbredningsområden eller en ökad andel bifångster i garn om trålning inte längre är möjlig inom vindparker och att yrkesfisket därför skiftar till att använda garn istället.

Utestängningseffekter innebär att djur undviker att vistas i områden där det finns en störning vilket leder till att djuren behöver söka upp andra områden som kanske är mindre fördelaktiga för dem ur till exempel födosökssynpunkt. Inom vindparken kommer det att vara långa avstånd mellan vindkraftverken, ca 1,2–1,7 km, och tumlare förväntas endast kunna höra vindkraftverken på ca 100 meters avstånd, se avsnitt 6.3.1. i Bilaga B.2 till Natura 2000-MKB:n. Det är därför stora områden inom vindparken där tumlare inte kommer att höra vindkraftverken och därför inte heller undvika att vistas i vindparken. Marina däggdjur förväntas använda vindparksområdet i samma utsträckning som innan vindparken byggdes liksom många studier har visat under de senaste åren (se exempel Tougaard m.fl. 2009, Brandt m.fl. 2011, Dähne m.fl. 2013, Brandt m.fl. 2018, Russel m.fl. 2016, Graham m.fl. 2019). I Gesha 2-projektet analyserades långtidspåverkan på tätheter av tumlare under och efter anläggningen av 11 havsbaserade vindparker samt transformatorplattformar i tyska Nordsjön och närliggande nederländska vatten under 2010–2016. Projektet kunde inte se någon negativ påverkan på tumlaraktiviteten i området som var kopplad till anläggningen av flera närliggande havsbaserade vindparker (Rose m.fl. 2019). Sammantaget förväntas inga utestängningseffekter för marina däggdjur uppkomma under driftsfasen, och därmed ej heller kumulativa effekter i denna aspekt. Se även bemötandet i punkterna 16 och 17 ovan.

Det fiske som främst påverkas av en vindpark är bottentrålning som i området är en mycket liten andel av det totala fisket i området. Detta fiske bedöms också vara anpassningsbart och kunna omfördelas till andra områden. För tillfället råder det fiskestopp på torsk varför fisket i området är begränsat. Under 2020 skedde inget svenskt fiske i området. Det svenska

fisketrycket har även historiskt varit betydligt lägre inom parkområdet i jämförelse med närliggande områden. Något skifte till garnfiske med risk för ökade bifångster av marina däggdjur bedöms därför osannolik.

**32. Förklara vad som avses med följande stycke som återfinns under punkt 57 i ansökan "om flera vindparker är i drift samtidigt kan detta leda till en konnektivitet mellan dessa, vilket kan medföra en mycket liten positiv kumulativ effekt för de utpekade naturtyperna. Vindpark Tritons påverkan på de utpekade arterna tumlare, gråsäl och knobbsäl under driftfasen bedöms vara begränsad, varför kumulativa effekter från andra projekt bedöms vara osannolika."**

Meningen "Om flera vindparker är i drift samtidigt kan detta leda till en konnektivitet mellan dessa, vilket kan medföra en mycket liten positiv kumulativ effekt för de utpekade naturtyperna" refererar till konnektiviteten (interaktionen) som potentiellt kan uppstå för de utpekade Natura 2000-naturtypernas typiska arter, till exempel typiska fiskar och ryggradslösa djur. För de typiska revarterna skulle flera vindparker i drift kunna leda till att det blir en interaktion mellan dessa då fler lämpliga livsmiljöer introduceras.

Typiska arter för rev och sandbankar som torsk, ål, rötsimpa och stensnultra har observerats öka inom parkområden (Bergström m.fl. 2013, Stenberg m.fl. 2015; Wilhelmsson m.fl. 2006). Flera vindparker skulle i teorin därmed kunna gynna dessa arter och bidra till en ökad konnektivitet mellan lämpliga livsmiljöer i och med att fiskarter kan röra sig mellan vindparkerna. Det stora avståndet mellan parkerna talar dock mot detta och det är sannolikt att effekten endast blir lokal i ett enskilt vindparksområde.

Beträffande meningen "Vindpark Tritons påverkan på de utpekade arterna tumlare, gråsäl och knobbsäl under driftfasen bedöms vara begränsad, varför kumulativa effekter från andra projekt bedöms vara osannolika" kan framhållas att bedömningen av kumulativa effekter för marina däggdjur är baserad på bedömningen på effekterna av vindpark Triton i kombination med andra lokala eller regionala planer eller projekt som kan bidra till en kumulativ effekt. När flera planerade projekt inom samma område samtidigt påverkar en mottagare kan kumulativa effekter uppstå. Eftersom påverkansfaktorerna under driftfasen bedöms ha begränsad påverkan (försumbar till liten) på marina däggdjur och är av lokal karaktär bedöms kumulativa effekter inte förekomma.

## Avveckling

**33. Utveckla vilka avvecklingsstrategier som kan bli aktuella och vilka effekterna skulle kunna bli på Natura 2000-området.**

Kommentar: Avveckling beskrivs mycket översiktligt och det görs ingen effektbedömning. Det är rimligt att bolaget har en avvecklingsstrategi med tanke på livslängden på parken och med hänsyn till att bolaget söker Natura 2000-tillstånd för avveckling av parken redan nu. Länsstyrelsen förstår att det inte är lämpligt att i dagsläget besluta vilken teknik som ska nyttjas för avvecklingen då det är troligt att denna teknik kommer att utvecklas till dess att avveckling sker. Det finns dock inga hinder för att, åtminstone översiktligt, beskriva påverkan utifrån dagens teknik, det vill säga utifrån ett worst-case scenario.

Som länsstyrelsen anger är det i dagsläget inte beslutat vilken teknik som kommer att användas vid avveckling, då det är troligt att tekniken kommer att utvecklas fram till dess att avveckling blir aktuellt. Den teknik som idag är känd är i princip att avvecklingen sker i omvänd ordning jämfört med installationen. En beskrivning av hur avveckling av en havsbaserad vindpark sker utifrån nuvarande kunskapsläge presenteras i Bilaga K.12.

En avvecklingsplan kommer tas fram tillsammans med berörda myndigheter när det närmar sig avveckling. Generellt kan dock konstateras att en avveckling utifrån dagens teknik innebär effekter som motsvarar de som uppstår under installationsfasen men i betydligt mer begränsad omfattning. Bedömda konsekvenser på Natura 2000-området under avvecklingsfasen har beskrivits i respektive konsekvensavsnitt i kapitel 7 i Natura 2000-MKB:n, vartill hänvisas.

## Kompensationsåtgärder

### **34. Redovisa möjliga kompensationsåtgärder enligt 7 kap. 29§ miljöbalken.**

*Kommentar:* Även om rekvisiten för Natura 2000-tillstånd enligt 7 kap. 28 a § miljöbalken inte är uppfyllda kan tillstånd om regeringen tillåter det under vissa förutsättningar meddelas med stöd av 29 § samma kapitel. Bolaget bör redovisa möjliga kompensationsåtgärder enligt p. 3 i bestämmelsen för det fall det skulle bli aktuellt att tillämpa bestämmelsen.

Utifrån genomförda undersökningar och miljöbedömningar har OX2 konstaterat att det inte kommer att uppstå någon skada på skyddade livsmiljöer eller någon störning av skyddade arter som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet av arten. Av denna anledning aktualiseras inte 7 kap. 29 § miljöbalken och därmed inte heller behov av kompensationsåtgärder.

Bolaget har dock för avsikt att vidta åtgärder för att exempelvis gynna den biologiska mångfalden, med hänsyn till bolagets strategi för biologisk mångfald och mål att uppnå naturpositiva vind- och solkraftsparker till 2030. Sådana åtgärder utgör således inte kompensationsåtgärder i syfte att kompensera för en skada eller betydande störning (vilket vindparken inte heller bedöms ge upphov till) utan att genom vindparkens utformning enbart förstärka den biologiska mångfalden och skapa extra nytta med projektet.

## Bilagor

- K.1 Triton OWF Sediment Dispersal, seabed preparation, NIRAS, november 2021**
- K.2 Provtagning och undersökning av sediment - Vindpark Triton, PM Analysresultat, NIRAS, juni 2022**
- K.3 Triton OWF Hydrodynamic Impact, NIRAS, November 2021**
- K.4 Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne – Vindpark Triton, AquaBiota, februari 2022**
- K.5 Fågel och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne – Vindpark Triton, AquaBiota och Ottvall Consulting, november 2021**
- K.6 Offshore Wind Farm Triton. Underwater noise technical report, NIRAS, November 2021**
- K.7 OX2 – Triton Offshore Wind Farm – Note on mitigation effect on HSD-DBBC NAS, NIRAS, juni 2022**
- K.8 OX2 Seismic Survey Triton- Underwater noise modelling, NIRAS, juni 2021**
- K.9 Triton OWF, Impact of new seismic survey SSV on underwater noise prognosis, NIRAS, februari 2022**
- K.10 Alternativa installationsmetoder vid pålning – Vindpark Triton, OX2, juni 2022**
- K.11 Fisk och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne – Vindpark Triton, AquaBiota, februari 2022**
- K.12 Teknisk beskrivning – Avveckling av en havsbaserad vindpark – Vindpark Triton, OX2, juni 2022**

## Referenser

ArtDatabanken, 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. [Online].

Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (2020). Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Oldenburg, Germany: ITAP.

Bergström L, Sundqvist F, Bergström U (2013) Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. Marine Ecology Progress Series 485: 199–210

Bergström, L., C Öhman, M., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky, L., Koehler, B., ... & Wahlberg, M. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv: En syntesrapport om kunskapsläget 2021.

Betke, K., 2014. Underwater construction and operational noise at alpha ventus. s.l.:Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus, 171-180

- Bleil M, Oeberst R (2002) Spawning areas of the cod stock in the western Baltic Sea and minimum length at maturity. *Archive of Fishery and Marine Research* 49: 243–258
- Bleil M, Oeberst R (2004) Comparison of spawning activities in the mixing area of both the Baltic cod stocks, Arkona Sea (ICES Sub-divisions 24), and the adjacent areas in the recent years. *ICES Document CM*, 50, 08
- Bleil M, Oeberst R, Urrutia P (2009) Seasonal maturity development of Baltic cod in different spawning areas: importance of the Arkona Sea for the summer spawning stock. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 10-17
- Brandt, M. J., 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.
- Brandt, M., Dragon, A.C., Diederichs, A., Bellmann, M.A., Wahl, V., Piper, W. Nabe-Nielsen, J. & Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*. 596. 10.3354/meps12560.
- Bulleri, F. och Airoldi, L. (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a nonindigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42, 1063–1072.
- Båmstedt U, Larsson S, Stenman Å, Magnhagen C, Sigraay P (2009) Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken. *Vindval Naturvårdsverket Rapport* 5924
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., . . . Brundiers, K. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*, 226, ss. 42-53.
- Carlström, J., & Carlén, I. (2016). Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *AquaBiota Report* 2016:04. 91 sid.
- Clausen, K., Teilmann, J., Wisniewska, D., Balle, J., Delefosse, M., & van Beest, F. (2021). Echolocation activity of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, shows seasonal artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms. *Ecol Solut Evidence*;2: e12055. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12055>.
- Cook, A.S.C.P., Humphreys, E.M., Masden, E.A. & Burton, N.H.K. 2014. The avoidance rates of collision between birds and offshore turbines. *The British Trust for Ornithology, BTO Research Report No. 656*. September 2014.
- Cook, A.S.C.P., Johnston, A., Wright, L.J. & Burton, N.H.K. 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. *The British Trust for Ornithology, BTO Research Report Number 618*. May 2012.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S., (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37–50.
- De Troch M, Reubens JT, Heirman E, Degraer S, Vincx M (2013) Energy profiling of demersal fish: A casestudy in wind farm artificial reefs. *Marine Environmental Research* 92: 224-233
- DHI/IOW Consortium, 2013. Sediement Spill during Construction of the Fehmarnbelt Fixed Link.
- Dierschke, V., Furness, R.W. & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore wind farms in European waters: avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202:59-68.
- Dorsch M., Burger, C., Heinänen, S., Kleinschmidt, B., Morkūnas, J., Nehls, N., Quillfeldt, P., Schubert, A. & Žydelis, R. (2019): DIVER – German tracking study of seabirds in areas of planned Offshore Wind Farms at the example of divers. Final report on the joint project DIVER, FKZ 0325747A/B, funded by the Federal Ministry of Economics and Energy (BMWi) on the basis of a decision by the German Bundestag.

- Dunlop ES, Reid SM, Murrant M (2016) Limited influence of a wind power project submarine cable on a Laurentian Great Lakes fish community. *Journal of Applied Ichthyology* 32: 18-31
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. & Pihl, S., 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea – EU DG XI Research Contract no. 2242/90-09-01., u.o.: Ornith Consult Report.
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., . . . & Siebert, U. (2013). Effects of pile driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Env Res Lett* 8:025002.
- Erickson, W. P., Johnson, G. D., Strickland, D. M., Young Jr, D. P., Sernka, K. J., & Good, R. E. (2001). Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States (No. DOE-00SF22100-). Western EcoSystems Technology, Inc., Cheyenne, WY (United States); RESOLVE, Inc., Washington, DC (United States).
- Fox, A.D. & Petersen, I.K. (2019). Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 113:86–101.
- Gallus, A., Krügel, K., & Benke, H. (2015). Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee. Teil B: Akustisches Monitoring von Schweins-walen in der Ostsee. Deutsches Meeresmuseum Stralsund, Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), S: 59-78.
- Glasby, T.M. och Connell, S.D. (1999). Urban Structures as Marine Habitats. *Ambio*, 28, 595–598
- Graham, I., Merchant, N., Farcas, A., Barton, T., Cheney, B., Bono, S., & Thompson, P. (2019). Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society open Science*. 6: 190335.
- Hammond, P., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D., Collet, A., Heide-Jorgensen, M., . . . N. (2002). Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 361-376.
- Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., . . . Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from SCANS-III aerial and shipboard surveys.
- Hammond, P., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D., Burt, L., Canadas, A., . . . Leaper, R. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164, 107-122.
- Havs- och vattenmyndigheten (2021) Fisk - och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Rapport: 2021:6
- HELCOM (2021) <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/>
- Hüssy K (2011) Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1459-1471
- Hüssy K, Hinrichsen HH, Eero M, Mosegaard H, Hemmer-Hansen J, Lehmann A, Lundgaard LS (2016) Spatio-temporal trends in stock mixing of eastern and western Baltic cod in the Arkona Basin and the implications for recruitment. *ICES Journal of Marine Science* 73: 293-303
- IBL Umweltplanung et al. (2020). Report on the occurrence of marine mammals as part of the preliminary investigation of site O-1.3. By order of the Federal Maritime and Hydrographic Agency of Germany, 90 p.
- ICES (2019) Expert Group Reports, Benchmark Workshop on Baltic Cod stocks (WKBALTCOD2), ACOM. 5/27/2019 3:02 PM, Lise Cronne. 10.17895/ices.pub.4984
- ICES (2020) Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). *ICES Scientific Reports*. 2:45. 643 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.6024>



- 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. Aqua reports 2020:1
- Kastelein, R., Helder-HOEK, L., & Van de Voorde, S. (2017). Hearing threshold of a male and a female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). J. Acoust. Soc.: Am 142 (2).
- Kerckhof, F., Degraer, S., Norro, A. och Rumes, B. (2015). Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study. Hydrobiologia
- Ladich, F. (2013). Effects of noise on sound detection and acoustic communication in fishes. In Animal communication and noise (pp. 65-90). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Müller, H (1999) The appropriate date of sampling for estimating the proportion of spawners at age of Baltic cod. WG Document, ICES WG on Baltic fisheries assessment, 5 pp.
- Nabe-Nielsen J, van Beest FM, Grimm V, Sibly RM, Teilmann J, Thompson PM (2018) Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. Conservation Letters 2018:11:e12563
- NIRAS, 2021. Marine mammals and offshore wind farms in the Southwestern Baltic. Triton Offshore Wind Farm
- Nordeide, J. T., & Kjellsby, E. (1999). Sound from spawning cod at their spawning grounds. ICES Journal of Marine Science, 56(3), 326-332.
- Pace, F., Robinson, C., Lumsden, C., & Martin, S. (2021). Underwater Sound Sources Characterisation Study: Energy Island, Denmark, Document 02539, Version 2.1. Technical report by JASCO Applied Sciences for Fugro Netherlands Marine B.V.
- Reubens JT, Vandendriessche S, Zenner AN, Degraer S, Vincx M (2013) Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? Impact on growth, condition index and diet composition. Marine Environmental Research 90: 66-74
- Reubens, J. T., Degraer, S., & Vincx, M. (2014). The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. Hydrobiologia, 727(1), 121-136.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). Marine mammals and noise. Academic Press, New York. Academic Press, New York
- Rose, A., Brandt, M., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Volkenandt, M., Wahl, V., Michalik, A., Wendeln, H., Freund, A., Ketzer, C., Limmer, B., Laczny, M., and Piper, W. (2019). Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). Report by IBL Umweltplanung GmbH.
- Rowe S, Hutchings JA (2006) Sound production by Atlantic cod during spawning. Trans Am Fish Soc 135:529–538
- Russell, D. et al., 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. s.l.:Journal of Applied Ecology, 53, 1642-1652.
- SAMBAH. (2016). LIFE Project Number SAMBAH Project Data Project location Baltic Sea.
- Scheidat M m.fl. (2011) Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. Environmental Research Letters 6:025102
- SGU (2020). <https://resource.sgu.se/service/wms/130/maringeologi-100-tusen>. Hämtat från Maringeologi 1:100 000: <https://resource.sgu.se/service/wms/130/maringeologi-100-tusen>

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipniece, A., Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Southall, B.L., Nowacek, D.P., Bowles, A.E., Senigaglia, V., Bejder, L. & Tyack, P.L. (2021) Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals*, 47(5), 421-464.

Stanley, J. A. & Jefs, A. G. In *Stressors in the Marine Environment* (eds M. Solan & N. Whiteley) Ch. 16, 282–299 (Oxford University Press, 2016).

Stenberg C, Støttrup JG, van Deurs M, Berg CW, Dinesen GE, Mosegaard H, Grome TM, Leonhard SB (2015) Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257-265

Sveegaard, S., H. Andreassen, K. N. Mouritsen, J. P. Jeppesen, J. Teilmann, and C. C. Kinze. (2012a). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology* 159:1029–1037.

Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., Teilmann, J., (2012b). Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468, 245–253.

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., L., K., Koblit, J., Amundin, M., . . . Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Globale Ecology and Conservation*, 3: 839-850.

Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., & Teilmann, J. (2018). Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 36s. Videnskabelig rapport nr. 284. <http://dec2.au.dk/pub/SR284.pdf>.

Teilmann, J., Dietz, R. & Sveegaard, S. 2022. The use of marine waters of Skåne by harbour porpoises in time and space. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 76 pp. Technical Report No. 236. <http://dce2.au.dk/pub/TR236.pdf>

Tibblom, O., Öhman, M.C., Karlsson, M., Seger, F., Ottvall, R., Jönsson, A., Birgersson, V. (2021). Naturtyper i Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövattnen - Vindpark Triton. *AquaBiota Report* 2021:13

Tougaard, J., Henriksen, O., & Miller, L. A. (2009). Underwater noise from three offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Journal of the Acoustical Society of America* 125:3766-3773.

Tougaard, J., Wright, A., & Madsen, P. (2015). Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90. 196-208.

Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. AM.* 148 (5).

Unger, B. N., Ramírez Martínez, N., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L., Balle, J., . . . Gilles, A. (2021). Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 28 pp.

van Hal R, Griffioen AB, van Keeken OA (2017) Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26- 36

- Vieira M, Amorim CP, Sundelo A, Prista N, Fonseca PJ (2020) Underwater noise recognition of marine vessels passages: two case studies using hidden Markov models. *ICES Journal of Marine Science* 77: 2157-2170
- Viquerat, S. F., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2013). Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Western Baltic, Belt Sea and Kattegat. *Marine Biology*, DOI 10.1007/s00227-013-2374-6.
- Vitale F, Cardinale M, Svedäng H (2005) Evaluation of the temporal development of the ovaries in *Gadus morhua* from the Sound and Kattegat, North Sea. *Journal of fish biology* 67: 669-683.
- Wahlberg M, Westerberg H (2005) Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288: 295–309
- Wilhelmsson D, Malm T, Öhman MC (2006) The influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 775-784
- 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*). *Proc. R. Soc. B* 285:20172314.