

PM – KOMPLETTERING AV ANSÖKAN FÖR MARELD VINDKRAFTPARK

Projektnamn **Vindkraftpark Mareld**
Projekt nr **1320067972**
Kund **Mareld Green Energy AB**
PM nr **1**
Version **1**
Till **Åsa Dyberg**
Från **Annika Svensson**

Förberett av **Kajsa Palmqvist, Sebastian Bram, Anders Engström, Niclas Gustavsson, Annika Svensson**
Kontrollerad av **Annika Svensson**
Godkänd av **Annika Svensson**

Datum 2023-10-27

1 Introduktion

Nedan följer svar på några av de yttranden från Länsstyrelsen i Västra Götalands begäran av komplettering för ansökan gällande vindkraftpark Mareld. Svaren nedan gäller följande yttrande från Länsstyrelsen:

- Svar till Länsstyrelsen gällande "Övergripande synpunkter gällande bedömningarna i MKB"
- Fråga 10
- Fråga 11
- Fråga 13
- Fråga 15
- Fråga 18

Ramboll
Vädursgatan 6
Box 5343
402 27 Göteborg

T+46 (0)10 615 60 00
<https://se.ramboll.com>

2 Svar till Länsstyrelsen gällande "Övergripande synpunkter gällande bedömningarna i MKB"

Länsstyrelsen anger att synpunkten gäller generellt för de slutsatser som dras i miljökonsekvensbeskrivningen. En av de ur miljösynpunkt mest problematiska påverkansfaktorerna till följd av anläggandet av vindkraftparken är undervattensbuller om och i det fall pålning kommer att krävas under anläggningen. Effekterna har modellerats och eftersom modellering av pålning av pålankare inte skiljer sig åt från pålning av fasta fundament skiljer sig inte heller osäkerheterna åt. Bolaget har åtagit sig att reducera ljudnivåerna med 15 dB med exempelvis Hydro sound Damper varför osäkerheten kring konsekvenserna under anläggningsskedet bedöms vara låg.

Precis som Länsstyrelsen noterar och vilket även framförs i ett flertal underlagsrapporter till MKB:n så är erfarenheterna kring flytande vindkraftsparker begränsad och det finns endast ett fåtal studier genomförda varför bedömningarna av påverkansfaktorerna fysisk störning av havsbotten, undervattenbuller, suspenderat sediment och sedimentation i huvudsak bygger

på erfarenheter och studier av vindkraftparker med fasta fundament. Den generella kunskap som finns om fasta fundament anses dock vara applicerbart på flytande vindkraftverk för de olika påverkansfaktorerna och uppkomna miljöeffekter. Specifika underlagsrapporter har tagits fram för de olika receptorerna där hänsyn tas till den specifika lokaliseringen och de miljövärden som finns på platsen för den planerade vindkraftparksen. Det har inte gjorts några undersökningar på platsen för den planerade vindkraftparksen med hänsyn till den marina naturmiljön varför det finns en osäkerhet i vilka organismer som finns på platsen. Men med hänsyn till de framtagna underlagsrapporterna för vindkraftpark Mareld samt det intensiva trålfiske som pågår i området finns det är relativt god bild av nollalternativet. Om någon osäkerhet finns kopplat till de konsekvensbedömningar som görs tas det höjd för i bedömningen med hänsyn till försiktighetsprincipen.

Av länsstyrelsens beskrivning i övrigt görs tolkningen att det i huvudsak är konsekvensbedömningarna i samband med drift av vindkraftparksen som avses. I huvudsak är det som Ramboll ser det undervattensljud under driften där eventuella osäkerheter kring tekniken skulle kunna påverka konsekvensbedömningarna. Detta då modellering som görs på så stora vindkraftverk att osäkra i relation till befintliga data kring mindre vindkraftverks undervattensljud. Se vidare i svar på Fråga 15. Med hänsyn till denna osäkerhet och försiktighetsprincipen finns det därmed skäl till en revidering av konsekvensbedömningen under driften för undervattensbuller gällande tumlare och fisk vilket har gjorts i svar på Fråga 10 och Fråga 15.

I MKB:n bedömdes påverkan på yrkesfisket under driften få en stor konsekvens på grund av att den planerade vindkraftparksen innebär ett direkt hinder för det intensiva trålfisket. Även om påverkan från det uteblivna yrkesfisket har nämnts i MKB:n har detta inte konsekvensbedömts. Den påverkan bör dock återspeglas i bedömningarna för bottenfauna och fisk (ben- och broskfisk) under driften då den direkta störningen i området från trålfisket kommer utebli, vilket ger en påverkan på dessa miljövärden. Nya konsekvensbedömningar under påverkansfaktorn "Fysisk störning över vattenytan" har därför tagits fram för att avspejla vad det uteblivna trålfisket innebär för bottenfauna och fisk under driften av vindkraftpark Mareld, se svar på Fråga 13 och Fråga 18.

Gällande avvecklingen av den planerade vindkraftparksen kommer denna ske efter en drift på ca 45 år. Avvecklingen beskrivs i avsnitt 6.5.3 i MKB:n och kommer ske enligt den praxis, teknik och metod som gäller vid denna tidpunkt. Beslut om avveckling kommer att tas i samråd med ansvariga myndigheter och ske i enlighet med principen om bästa möjliga teknik. Nedmonteringen sker i omvänd ordning för anläggningen vilket innebär att konsekvensbedömningarna under avvecklingen bör motsvara bedömningarna under anläggningen för att ta höjd för ett WCS samt försiktighetsprincipen. Även om inte pålning inte sker vid avveckling kan pålankare behöva tas bort eller kapas. För fisk (ben- och broskfisk) och marina däggdjur revideras därmed bedömningen under avvecklingen för påverkansfaktorn undervattensbuller samt för fisk (ben- och broskfisk) för påverkansfaktorerna suspenderade sediment och sedimentation till en liten konsekvens från en försumbar konsekvens.

I övrigt har vissa av de bedömningar som Länsstyrelsen lyft i sina frågor utvecklats ytterligare för att förtydliga de konsekvensbedömningar som är gjorda i MKB:n.

För att på ett tydligt sätt få en översiktlig bild av konsekvenserna av verksamheten har den tabell i MKB:n som redovisar den samlade bedömning för anläggnings-, drift och avvecklingsskedet uppdaterats reviderats, se Tabell 1 nedan. Förändringarna är markerade i fet stil och inom parentes anges det nummer på Länsstyrelsens fråga i vilket svar som bedömningarna har utvecklats.

Tabell 1. Samlad bedömning för anläggnings-, drift och avvecklingsfasen.

Receptor	Potentiell påverkan	Bedömning av konsekvens		
		Anläggning	Drift	Avveckling
Bottenfauna	Suspenderade sediment och sedimentation	Liten (Fråga 13)	Försumbar (Fråga 13)	Liten
	Fysisk störning av havsbotten	Liten	Försumbar (Fråga 13)	Liten
	Fysisk störning över vattenytan		Stor (Fråga 13)	
	Reveffekt		Försumbar	
Benfisk	Suspenderade sediment och sedimentation	Liten (Fråga 18)	Försumbar (Fråga 18)	Liten
	Undervattensljud	Liten (Fråga 18)	Liten (Fråga 10)	Liten
	Fysisk störning av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
	Fysisk störning över vattenytan		Måttlig (Fråga 18)	
	Reveffekt		Försumbar	
	Elektromagnetiska fält		Försumbar	
Broskfiskar	Suspenderade sediment och sedimentation	Liten (Fråga 18)	Försumbar (Fråga 18)	Liten
	Undervattensljud	Liten (Fråga 18)	Liten (Fråga 10)	Liten
	Fysisk störning av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
	Fysisk störning över vattenytan		Måttlig (Fråga 18)	
	Reveffekt		Försumbar	
	Elektromagnetiska fält		Liten	
Marina däggdjur	Suspenderade sediment	Försumbar		Försumbar
	Undervattensljud	Liten (Fråga 11)	Liten (Fråga 15)	Liten
	Reveffekt		Försumbar	
Fåglar	Fysisk störning över vattenytan	Försumbar	Måttlig	Försumbar
Fladdermus	Fysisk störning över vattenytan	Försumbar	Liten	Försumbar
Kulturmiljö	Fysisk störning av havsbotten	Försumbar		Försumbar
Rekreation och friluftsliv	Fysisk störning över vattenytan	Försumbar	Försumbar	Försumbar
	Luftburet ljud		Försumbar	
Sjöfart och farleder	Fysisk störning över vattenytan	Liten	Liten	Försumbar
Luftfart	Fysisk störning över vattenytan	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Yrkesfiske	Suspenderade sediment	Liten		Försumbar
	Undervattensljud	Försumbar	Försumbar	
	Fysisk störning över vattenytan	Liten	Stor	Försumbar
	Fysisk störning av havsbotten		Stor	
Militära övningsområden	Fysisk störning över vattenytan	Liten	Måttlig	Liten

Receptor	Potentiell påverkan	Bedömning av konsekvens		
		Anläggning	Drift	Avveckling
Miljöövervakning	Suspenderade sediment och sedimentation	Försumbar		Försumbar
	Fysisk störning över vattenytan	Försumbar	Försumbar	Försumbar
	Fysisk störning av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Landskapsbild	Visuell påverkan fp1, Skärhamn		Försumbar	
	Visuell påverkan fp2, Klädesholmen		Försumbar	
	Visuell påverkan fp3, Grundsund		Försumbar	
	Visuell påverkan fp5, Bohus-Malmön		Försumbar	

3 Fråga 10

3.1 Gränsvärden för undervattensbuller

Modelleringen för undervattensbuller har modellerats med hänsyn till fisk, tumlare och säl. Popper, et al. (2014) har refererats felaktigt i ljudmodelleringen (Bilaga C3) och i MKBn. Popper, et al. (2014) skriver om "Recoverable injury" vilket i dokumenten har byts ut till PTS (permanent threshold shift), utöver detta har Popper, et al. (2014) refererats korrekt.

PTS uppstår när hårceller dör och de inte byts ut i hörselorganet. Fiskar, inkluderat broskfiskar, kan byta ut sina hårceller i hörselorganet om någon form av skada skulle uppstå på grund av till exempel höga ljudnivåer. Utöver detta adderar fisken hårceller till sitt hörselorgan genom hela livet (Rubel, Furrer, & Stone, 2013; Monroe, Rajadinakaran, & Smith, 2015). "Recoverable injury" definieras som skador hos fisken, inklusive skador på hårceller, samt mindre inre och yttre blödningar och så vidare. Ingen av dessa skador kommer sannolikt att orsaka direkt dödlighet hos fisken (Popper A. N., o.a., 2014). Skillnaden mellan PTS och skador som fisken kan återhämta sig från ligger huvudsakligen i att PTS är det en permanent påverkan vilket det inte är i det andra fallet. Båda ger dock en påverkan på fiskens överlevnad i förhållande till sin omgivning varför den bedömning som har gjorts i MKBn gällande anläggning och undervattensbuller anses vara fortsatt relevant.

Tabell 2 visar vilka tröskelvärden som har använts vid modellering för fisk under anläggningen. Tröskelvärdena är relevanta för båda benfiskar och broskfiskar som finns i området. Ljudkänslighet hos fisk skiljer sig mellan arter både gällande frekvens och energinivå. Skillnaden mellan arter ligger i om fisken har en simblåsa eller inte samt om denna är kopplad till innerörat. Majoriteten av fiskars hörselförmåga sträcker sig från <50 Hz till upp till 300-500 Hz (till exempel torsk och lax) och arter som kan uppfatta tryckvågor från ljudkällor kan höra upp till 1000 Hz. Ett fåtal fiskarter som exempelvis sill är specialiserade och kan höra ljudfrekvenser upp till 3 000-4 000 Hz (Popper & Hawkins, 2019). Trots vissa morfologiska skillnader mellan fiskarter bedömer Popper, et al. (2014) att likheterna i de studierna som ligger till grund för tröskelvärdena, se Tabell 2, gör att de kan användas generellt på fisk. De redan angivna tröskelvärdena är alltså relevanta även för de mest känsliga fiskarterna.

Tabell 2. Tröskelvärden för fisk vilka har använts i modelleringen för undervattensbuller under anläggningsfasen.

Källa	Påverkan	Fiskar	Ljudvariant	Sound exposure level (SEL)
Popper, et al. (2014)	"Recoverable injury"	Fiskar med simblåsa	Ett påslag och kumulativt	203 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
	TTS	Fiskar med simblåsa	Ett påslag och kumulativt	186 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Popper, et al. (2014)	"Recoverable injury"	Fiskar utan simblåsa	Ett påslag och kumulativt	216 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
	TTS	Fiskar utan simblåsa	Ett påslag och kumulativt	186 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Hawkins & Popper (2014)	Beteende	Fiskar med simblåsa	Ett påslag	135 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Hawkins & Popper (2014)	Beteende	Fiskar utan simblåsa	Ett påslag	142 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$

Tabell 3 visar tröskelvärdena som har använts vid modellering av undervattensbuller för marina däggdjur under anläggningen. Gällande tröskelvärdena PTS och TTS för marina däggdjur under anläggning har dessa definierats av amerikanska tillsynsmyndigheter (NMFS, 2018), vilket senare har uppdaterats av Southall, et al. (2019). Tröskelvärdena för TTS och PTS är frekvensviktade vilket innebär att hänsyn har tagits till vilka frekvenser djuren hör. Däremot tar tröskelvärdena för beteendepåverkan inte hänsyn till i vilken frekvens djuren hör, alltså oviktade tröskelvärden.

Tabell 3. Tröskelvärden för tumlare, gråsäl och knubbsäl vilka har använts i modelleringen för undervattensbuller för anläggningsfasen.

Källa	Påverkan	Marint däggdjur	Ljudvariant	Sound exposure level (SEL)	Sound pressure level (SPL)
NMFS (2018)	PTS	Tumlare	Ett påslag och kumulativt	155 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (viktat)	202 dB re 1 μPa
	TTS	Tumlare	Ett påslag och kumulativt	140 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (viktat)	196 dB re 1 μPa
NMFS (2018)	PTS	Gråsäl och knubbsäl	Ett påslag och kumulativt	185 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (viktat)	218 dB re 1 μPa
	TTS	Gråsäl och knubbsäl	Ett påslag och kumulativt	170 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (viktat)	212 dB re 1 μPa
Skjellerup et al. (2015)	Beteende	Tumlare	Ett påslag	140 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (oviktat)	-
Russel et al. (2016)	Beteende	Gråsäl och knubbsäl	Ett påslag	158 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (oviktat)	212 dB re 1 μPa

HaV framför i sitt yttrande att de tröskelvärden för anläggning som redovisas i Tabell 8.2 i MKB:n (se även Tabell 3) och för när PTS och TTS uppstår på tumlare och säl är relevanta och vedertagna nivåer. Däremot gällande gränsvärdet för beteendepåverkan på tumlare, menar man finns mer aktuell kunskap än vad som anges i tabellen och hänvisar till att enligt nu gällande kunskapsläge är tröskelvärdet för när tumlare påverkas beteendemässigt 103 dB SPL $L_p, \text{rms}, 125\text{ms}$ och att MKB och bilaga C3 bör uppdateras med detta.

Någon uppdatering av MKB:n görs inte annat än att det som redovisas i Tabell 3 där det tydliggörs vilka värden som är viktade respektive oviktade. Det värde som använts (140 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) är oviktat och hänsyn har därmed inte tagits till vilka frekvenser tumlare hör medan det värde på 103 dB som HaV hänvisar till är viktat. De båda värdena kan alltså inte jämföras direkt men är baserade på samma empiriska data som visar en beteendepåverkan hos tumlare.

3.2 Undervattensbuller – Fisk

3.2.1 Drift

Gällande undervattensbuller och tumlare under driften av den planerade vindkraftparken hanteras detta i bemötandet i fråga 15. Säl uppehåller sig huvudsakligen i kustnära områden och bedöms därmed inte förekomma inom den planerade vindkraftparken eller påverkas av undervattensbullret, se vidare i MKBn.

Få undersökningar har gjorts av undervattensbuller från flyttande vindkraftverk då det är få som är i drift. Dock har man registrerat ett ljud under driften från de flyttande vindkraftverken kopplat till förankringslinorna vilket beskrivs som ett "snapping event". Trots namnet anses ljudet vara ett icke impulsivt ljud i sin natur som kan variera mellan olika vindkraftverk inom samma vindkraftpark, även om de har samma tekniska konstruktion. För en utförligare beskrivning av "snapping event", se bemötande i fråga 6.

Undervattensbullret från vindkraftverk (ej inkluderat de så kallade "snapping events") minskar med avståndet, andra faktorer som spelar roll för undervattensbullret är effekten (MW) och vindhastigheten (Bilaga C3). För den planerade vindkraftparken avser man använda vindkraftverk med en effekt mellan 15-30 MW vilket kan komma innebära högre ljudnivåer under drift jämfört med dagens vindkraftverk. Det finns dock en osäkerhet om storleken på denna ljudnivå.

Jämfört med marina däggdjur är det lite som är känt om driften av vindkraftparker och fisk kopplat till undervattensbuller, se Bilaga C3. Undervattensbullret som uppstår vid driftsfasen kommer sannolikt höras av fisk och en risk finns då att fiskens beteende skulle kunna störs. Hur fiskens beteende påverkas under driften beror dock på många olika faktorer inklusive individuella skillnader, artsammansättning, vattenmiljö och bottenstruktur samt även fiskars tillväxtningsförmåga. Flera fiskarter uppehåller sig i större mängder kring vindkraftverken på grund av den så kallade reveffekten vilket tyder på att driftljudet kan ha en begränsad effekt (Öhman, 2022). Eventuellt skulle fiskens vandring eller lek kunna störas men dessa effekter bedöms vara låga eller att de inte hämmar fiskens beteende. Att fisken leker i miljöer som anses störda tyder på att motivationen för lek kan överväga motivationen för undvikande av ljud (Bilaga C13). Exempel på detta är i Öresund där tiotusentals fartyg passerar årligen (Andersson & Persson, 2011; Vieira, Amorim, Sundelo, Prista, & Fonseca, 2020) och mer än 120 fiskarter uppehåller sig och torsken bland annat leker framgångsrikt (Angantyr, Rasmussen, Göranson, Jeppesen, & Svedäng, 2007; Højgård Petersen, o.a., 2018; Havs- och vattenmyndigheten, 2021). Även sill har visat sig kunna leka i områden med mycket sjötrafik, till exempel i Kiel-kanalen (Gollasch & Rosenthal, 2006) och i närheten av fartyg i drift (Skaret, Axelsen, Nøttestad, Fernø, & Johannessen, 2005).

Miljöeffekten på fisk bedömdes i MKBn vara försumbar. Även om tillgängligt underlag pekar på försumbar effekt finns det med anledning av de osäkerheter som fortfarande råder kring driftljuden från vindkraftverken och den långa drifttiden på ca 45 år, skäl att revidera bedömningen till att vara liten med hänsyn till försiktighetsprincipen. Miljövärdet bedöms fortsatt vara litet, se MKB. Konsekvensen

med hänsyn till undervattensbuller bedöms därmed bli liten på fisk under driften av den planerade vindkraftparken.

4 Fråga 11

Modelleringen av undervattensbuller för anläggningsarbeten har skett för sommarmånaderna, vilket utgör den period som bedömts utgöra ett så kallat worst case scenario (WCS). Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) har uppmärksammat att på sid 88 i MKB:n anges att det är under denna period som ljudutbredningen förväntas vara som störst. Det som anges i MKB:n är feltolkning av lydelsen i underlagsrapport C3 och skälet till att sommarmånaderna har bedömts utgöra WCS ska istället vara att det är under denna period som tumlare i området reproducerar sig och därmed är som känsligast.

4.1 Påverkan från undervattensbuller

I avsnitt 8.3.1 MKB:n redovisas såväl en beskrivning av modellen för undervattensbuller som resultat av modelleringen i tabellform (Tabell 8-3). Tabell 8-3 har enligt HaV:s önskan kompletterats med påverkansområden för beteendepåverkan genom Tabell 4 nedan. I avsnitt 9.4.2.1 redovisas ljudutbredningskartor och görs en bedömning av påverkan och konsekvenser för tumlare. Ett förtydligande till konsekvensbedömningen i MKB:n görs nedan.

Länsstyrelsen anger att det är ett relativt stort påverkansområde för både fisk och tumlare till följd av undervattensbuller från anläggningen vid pålning. Någon närmare beskrivning av vilka kartor eller tabeller man avser gör inte Länsstyrelsen. Även HaV noterar att påverkansområdet för beteendepåverkan är stora, 3865 km² för tumlare och 10165 km² för fisk med simblåsa.

Det bör därför förtydligas att de påverkansområden som redovisas i bilaga C3 (Chapter 4.1.2) utgör påverkansområden utan bullerdämpande åtgärder. I detta fall uppstår precis som HaV noterar ett påverkansområde för beteendepåverkan på 3865 km² för tumlare och 10165 km² för fisk med simblåsa. Det är också för detta scenario som författarna till bilaga C3 (vilket Havs- och vattenmyndigheten uppmärksammar) noterar att avstånden för beteendepåverkan på fisk (med och utan simblåsa) och tumlare har "märkbare värden". Författarna anger dock i samma stycke att alla resultat avser scenariot utan några vidtagna skyddsåtgärder.

Bolaget har åtagit sig en bullerdämpning på 15 dB vid pålning under anläggningen. Detta kommer att åstadkommas genom exempelvis så kallad "Hydro Sound Damper" (HSD). Påverkansområdet för beteendepåverkan kommer då reduceras från 3865 km² till 112.0 km² för tumlare och från 10165 km² till 405,5 km² för fisk med simblåsa. Effekten av en sådan ljuddämpning redovisas i sin helhet i Bilaga 3C:s Appendix D. Enligt HaVs önskemål kompletteras Tabell 8.3 i MKB:n med påverkansområden för beteendepåverkan genom Tabell 4 nedan.

Tabell 4. Beräknad spridningen av undervattensljud vid pålning av en påle under anläggningstiden 2,5 h (med 6 120 slag). Beräkningarna har jämförts med gränsvärden för TTS, PTS och beteendepåverkan för tumlare, knubb- och gråsäl samt fisk med och utan simblåsa. R_{max} står för det längsta avståndet till ljudkällan där dessa påverkansfaktorer förväntas uppstå. Påverkansområde är den totala ytan som berörs. Tabellen visar även resultatet då åtgärder vidtas för att reducera bullernivåerna med 15dB. Uppgifterna är hämtade från Appendix D i Bilaga C3.

Art	Effekt	R _{max} (km)	Påverkansområde (km ²)
Tumlare	TTS _{cum}	37,1	2874,7
	TTS _{cum} – 15 dB	7,5	132,9
	PTS _{cum}	11,9	327,6
	PTS _{cum} – 15 dB	0,9	2,0
	Beteende	50,3	3865,2
	Beteende – 15 dB	7,4	112,0
Knubbsäl och gråsäl	TTS _{cum}	34,4	2163,3
	TTS _{cum} – 15 dB	2,6	14,8
	PTS _{cum}	3,9	31,1
	PTS _{cum} – 15 dB	0,2	0,13
	Beteende	4	35,7
	Beteende – 15 dB	0,3	0,28
Fiskar utan simblåsa	TTS _{cum}	18,2	706,7
	TTS _{cum} – 15 dB	1,4	5,1
	"Recoverable injury"	<0,1	<0,04
	"Recoverable injury" – 15 dB	<0,1	<0,04
	Beteende	41	2867,5
	Beteende – 15 dB	4,6	52,7
Fiskar med simblåsa	TTS _{cum}	18,2	706,7
	TTS _{cum} – 15 dB	1,4	5,1
	"Recoverable injury"	1	2,3
	"Recoverable injury" – 15 dB	<0,1	<0,04
	Beteende	113,8	10165,1
	Beteende – 15 dB	15,3	450,5

HaV menar att ett påverkansområde på 7,5 km för TTS (kumulativt värde) för tumlare får ses som ett stort påverkansområde. Det bör därför förtydligas att den modellering som genomförts inte inkluderat "ramp-up" eller den så kallade flykthastigheten som ofta är vanligt att ta in i modellering för undervattensbuller. De påverkansområden som visas i MKB:n och Appendix D är alltså konservativa och eftersom såväl fisk som tumlare kommer att ges möjlighet att röra sig bort från ljudkällan under tiden när "ramp-up" pågår kommer avstånden för både PTS/"Recoverable injury" och TTS vara kortare än vad modelleringarna visar.

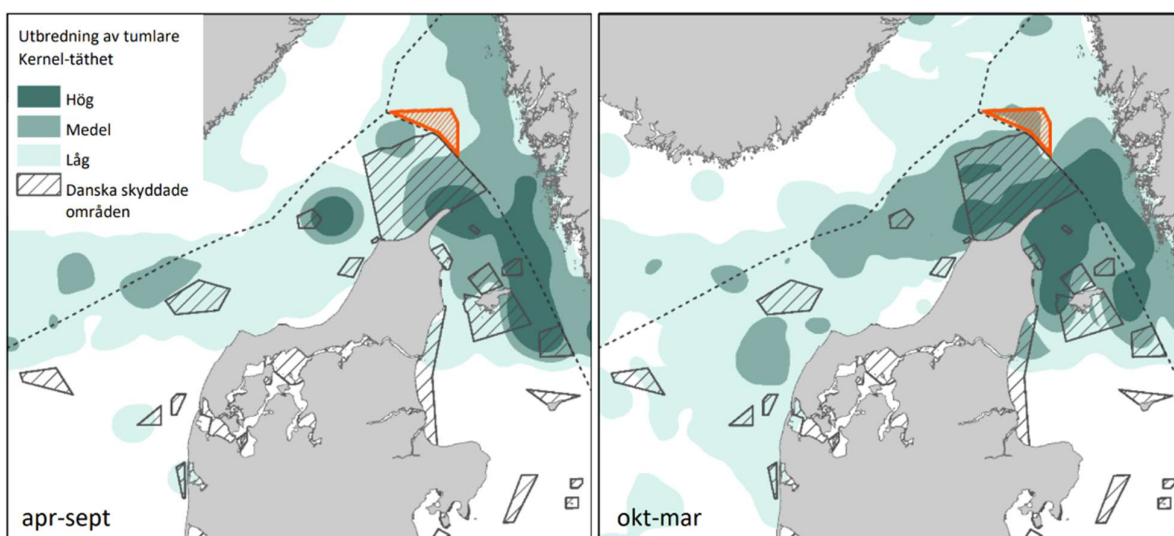
4.2 Undervattensbuller – Tumlare

4.2.1 Anläggning

I avsnitt 9.4.2.1 i MKB:n görs en enklare beräkning där hänsyn tas till flykthastigheten och hur långt tumlare kan simma under "ramp-up". Under denna period som varar i 30 minuter hinner de simma 2,65 km från ljudkällan. PTS hos tumlaren uppkommer inom 0,9 km och TTS inom 7,5 km enligt den modellering som är gjord. Detta innebär att tumlarna kommer kunna lämna det område inom vilket PTS uppstår samt att andelen tumlare som eventuellt finns kring ljudkällan med avseende på TTS kommer att minska.

Beteendepåverkan kan enligt modelleringen uppstå inom 7,4 km från ljudkällan för tumlaren, samma gäller även här, det vill säga att andelen tumlare som eventuellt finns kring ljudkällan kommer minska vilket ger att det är ett färre antal tumlare som kan få en beteendepåverkan under pålningen.

Om inget annat anges är nedanstående uppgifter hämtade från MKB:ns Bilaga C12. För Nordsjöpopulationen har tätheten av tumlare i Skagerrak år 2016 beräknats till ca 1 individ/km². I norra Kattegatt, mellan Skagerraks spets och förvaltningsgränsen för Nordsjöpopulationen beräknades tätheten år 2020 till 0,24 individer/km². Figur 1 visar utbredning av tumlare i Skagerrak och Nordsjön baserat på satellitmärkta tumlare under perioden 2007–2016. Utbredningen visar att tumlarna i huvudsak finns i hög förekomst runt Skagen Gren vilket är tydligast under vinterhalvåret. Detta bekräftas också av undersökningar genomförda för den planerade vindkraftparken Poseidon strax söder om den planerade vindkraftparken Mareld. Undersökningarna tyder där på att det är lägre tätheter av tumlare i området under sommaren och något högre på vintern (NIRAS, 2023).



Figur 1. Utbredning av tumlare i Skagerrak och Nordsjön baserat på satellitmärkta tumlare under perioden 2007–2016. Utbredning visat som Kernel-täthet i kategorierna hög (innehåller 30% av alla positioner på minsta möjliga area), medel (31–60%) och låg (61–90%). Totalt har 27 djur på 799 positioner samt 28 djur på 1004 positioner analyserats under sommar respektive vinter. Den planerade vindkraftparken visas i rött. Kartor baserade på (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Antalet tumlare i Nordsjön samt Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet uppskattats till 300 000–350 000 individer och beståndet av tumlare i området bedöms vara stabilt över tid. För Bälthavspopulationen gjordes en skattning 2020 om att det fanns ca 17 300 individer. Populationsuppskattningarna har tidigare år varierat mellan 27 900–51 660 individer, men om det finns en nedåtgående utveckling i beståndet är svårbedömt på grund av en hög osäkerhet i data.

TTS och beteendepåverkan har modellerats uppkomma på ett liknande avstånd. TTS är en tillfällig hörselnedsänkning vilket tumlaren kan återhämta sig från. Beteendepåverkan är en förändring i beteendet såsom avbrott i födosök, undvikande manöver, förändrat dykbeteende eller flykt. Med hänsyn till storleken på Nordsjöpopulationen och att den planerade vindkraftparken ligger på gränsen av övergångszonen för Bälthavspopulationen bedöms en påverkan ske på en individnivå vilket inte kommer påverka populationerna.

Skyddsåtgärderna i form av en sänkning av bullernivåerna med 15 dB och möjligheterna för tumlare att röra sig bort från ljudkällan under tiden när "ramp-up" pågår har alltså beaktats i konsekvensbedömningen för anläggningsfasen och konsekvensen bedömdes i MKBn därmed bli liten.

Påverkan på fisk under anläggningsfasen hanteras under svar på Fråga 18.

5 Fråga 13

5.1 Förekomst av naturtyper med hänsyn till bottentråkning

Enligt SGU (2022) utgörs bottensubstratet inom den planerade vindkraftparken huvudsakligen av postglacial lera, gyttjelera och lergyttja. I östra delarna av området för den planerade vindkraftparken kan även kristallin berggrund och glacial lera förekomma. Bolaget utför en geofysiskundersökning i den norra delen av den planerade vindkraftparken under hösten 2023. Preliminära resultat visar att området utgörs av mjukbotten i form av postglacial lera samt att det finns mindre inslag av skrevor med hårbotten i den östra delen av det undersökta området.

De kunskapsunderlag som finns om den planerade vindkraftparken om bottenfaunan kommer från det nationella provtagningsprogrammet, från Natura 2000 området Bratten samt de undersökningar som genomfördes i samband med svenska artprojektets marina inventering, se Tabell 5 och Bilaga C14. Utöver detta finns det kunskapsunderlag från fångstdata från vetenskapligt provfiske och yrkesfisket, se Tabell 5 och Bilaga C13.

Tabell 5. Undersökningar av bottenfaunan inom och runt den planerade vindkraftparken. Underlaget redovisas i Bilaga C13 och Bilaga C14 .

Undersökning	År	Lokalisering	Referens
Nationella provtagningsprogrammet	2013-2021	Två stationer inom (Lyse 8 och Skagerak utsjö 10) och en utanför vindkraftparken (Skagerak utsjö 5)	Nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna (SMHI, 2023)
Natura 2000 området Bratten	2017-2021	Norr om vindkraftparken	Fiskeregleringar i marina skyddsområden (SMHI, 2023)
Svenska artprojektets marina inventering	2006-2009	Inom och utanför vindkraftparken	(Karlsson, Berggren, Lundin, & Sundin, 2014)
Undersökningar av epibentisk fauna	2015	Öster om den vindkraftparken	(Länsstyrelserna Västra Götalands län, Hallands län, Skåne, 2016)
Fångstdata från vetenskapligt provfiske och yrkesfisket	Huvudsakligen 2016-2022, annars 2018-2022	Inom och utanför vindkraftparken	IBTS, HERAS, Skagerrakundersökningen, svenskt yrkesfisket

Så som redovisat i MKBn, Bilaga C13 och Bilaga C14 utgör dessa djupa mjukbottnar livsmiljöer för ett flertal olika organismer, bland annat sjöpennor, cylinderrosor, ormstjärnor, sjöborrar, havsborstmaskar, snäckor, kräftdjur med flera. Hårbotten på dessa djup är livsmiljöer för arter så som nässeldjur, mossdjur, svampdjur, sjöborrar, ormstjärnor, med flera. Flera av de arter som har påträffats är rödlistade enligt rödlistan 2020. På stationerna Lyse 8 och Skagerak utsjö 10 har tio rödlistade arter noterats och Natura 2000-området Bratten har 20 rödlistade arter påträffats.

Natura 2000 området *Bratten* ligger strax norr om den planerade vindkraftparken. I *Bratten* är de utpekade Art- och habitatdirektivet naturtyperna:

- Rev (1170)
- Bubbelrev och undervattenskratrar (pockmarks) (1180)

Gällande bubbelrev har sådana inte påträffats i *Bratten* och de undervattenskratrar som har undersökts saknar de karaktäristiska karbonatstrukturerna varför det är osäkert om naturtypen finns i området. *Bratten* är också ett utpekat Marine Protected Area (MPA) enligt OSPAR. Enligt OSPAR förekommer i *Bratten* de prioriterade naturtyperna (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2017):

- Sjöpennebottnar (Sea-pen and borrowing megafauna communities)
- Svampdjurssamhällen (Deep-sea sponge aggregations)
- Bottnar med hornkoraller (Coral gardens)

Bottenförhållandena i den planerade vindkraftparken och inom Natura 2000-området *Bratten* är liknande varför det är sannolikt att liknande habitat kan påträffas inom den planerade vindkraftparken. De Natura 2000 habitat och OSPAR naturtyper som påträffas inom *Bratten* skulle därmed potentiellt även kunna påträffas i området för den planerade vindkraftparken.

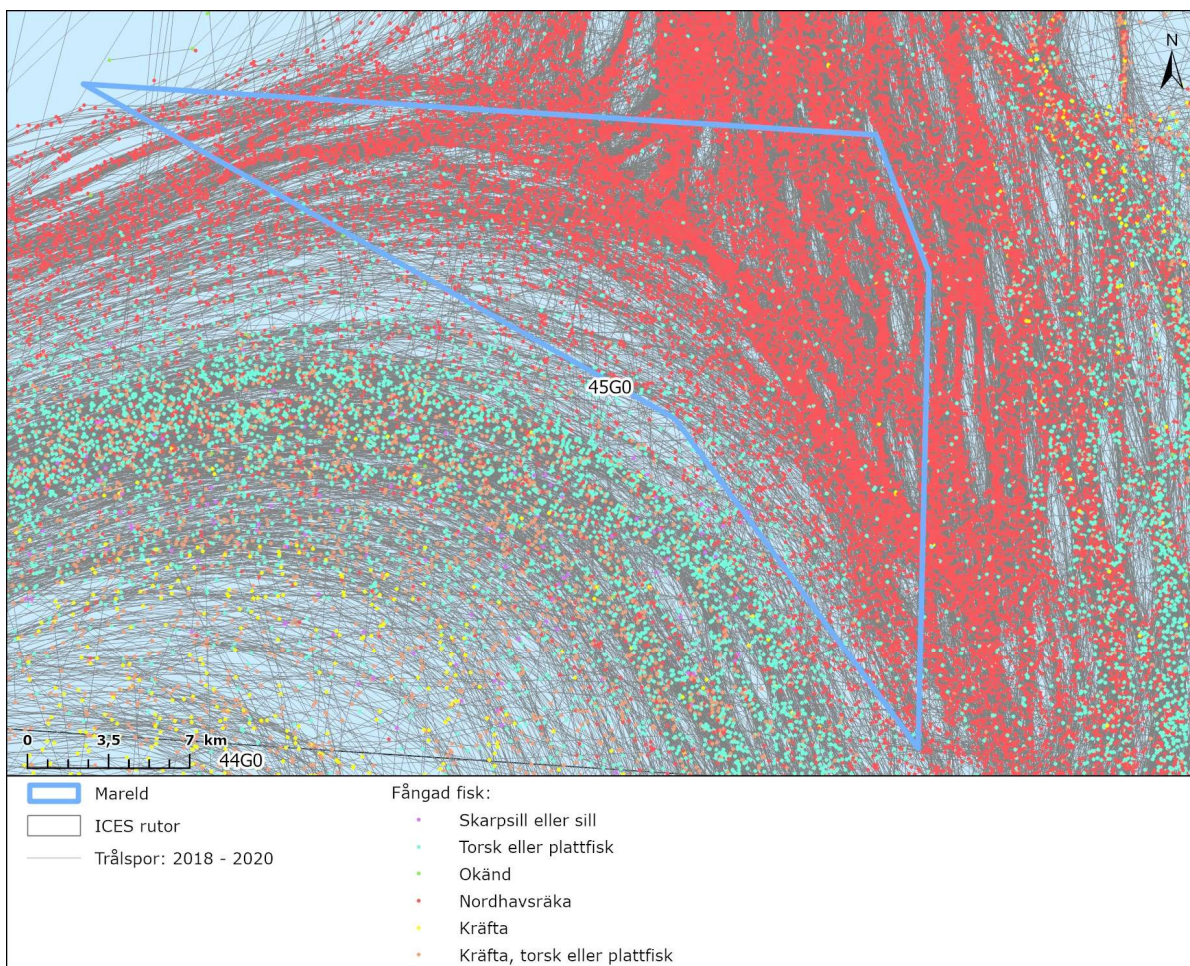
Länsstyrelsen har lyft ett antal naturtyper i sitt yttrande för vilka de har farhågor skulle kunna påverkas under anläggning, drift och avveckling. Naturtyperna länsstyrelsen lyfter motsvarar följande av OSPAR prioriterade naturtyper och habitat enligt Art- och habitatdirektivet, se Tabell 6. Dessa naturtyper och habitat kan vara eventuellt överlappande beroende på dess definition.

Tabell 6. Naturtyper nämnda av länsstyrelsen samt OSPAR prioriterade naturtyper och naturtyper enligt Art- och habitatdirektivet.

	OPSPAR prioriterade naturtyp	Habitat enligt Art- och habitatdirektivet
Biogena rev (ögonkorallrev eller hästmusselbankar)	Hästmusselbankar (Horse mussel beds), Ögonkorallrev (<i>Lophelia pertusa</i> reefs)	Rev (1170)
Djupa revmiljöer (sten-/blockmiljöer med hornkoraller, bågkoraller, svampdjur, mossdjur, tagghudingar, limamussla, armfotingar, kräftdjur)	Svampdjurssamhällen (Deep-sea sponge aggregations), Bottnar med hornkoraller (Coral gardens)	Rev (1170)
Haploopssamhällen	Haploopssamhällen (Haploops habitat)	-
Bubbelrev	-	Bubbelrev och undervattenskratrar (pockmarks) (1180)
Hårdbottenstrukturer i pockmarks	-	Bubbelrev och undervattenskratrar (pockmarks) (1180)
Rödlistade sjöpennor	Sjöpennebottnar med större grävande organsimer (Sea-pen and borrowing megafauna communities)	-

Gällande hästmusslor förekommer dessa på ett djup mellan 15 meter ned till cirka 200 meter där den ofta ligger halvt nedgrävd i mjukbotten. Den förekommer dock vanligen på ett djup av 20–50 meter (SLU Artdatabanken, 2023b). Förekomsten av hästmusselbankar anses vara mycket begränsad inom den planerade vindkraftparken som har ett djup på ca 180–450 m. Även förekomsten av hårdbotten inom den planerade vindkraftparken är begränsad då det är huvudsakligen lera i olika former inom området. Detta kommer avspegla vilka arter och habitat som kan hittas inom den planerade vindkraftparken.

Bolaget kommer att anpassa slutliga placeringar av förankringar och eventuella fundament så att avstånd hålls till eventuella Natura 2000 habitat i form av Bubbelrev och undervattenskratrar (pockmarks) (1180), samt Rev (1170). Mindre områden med stenblock/stenar under 25 m² kommer inte undvikas (Irving, 2009). Gällande naturtyperna för OSPAR behöver de även vara minst 25 m² stora för att identifieras som en naturtyp (OSPAR Commission, 2008). Avståndet kommer kunna hållas genom detaljerade undersökningar av bottenområdet. I området för den planerade vindkraftparken pågår i dagsläget ett intensivt yrkesfiske, se avsnitt 9.11 i MKBn. Figur 2 visar trålsår från det svenska yrkesfisket mellan 2018–2020 uppdelat på fiskad art. Det svenska fisket utgörs huvudsakligen av bottentrålning efter nordhavsräka. Ingen hänsyn har då tagits till yrkesfisket som pågår i området från andra länder, se avsnitt 9.11 i MKBn. Yrkesfisket i området är alltså större än vad som redovisas i Figur 2.



Figur 2. Trålspor från det svenska yrkesfisket mellan 2018-2020 uppdelat på fiskad art.

Yrkesfiske med bottentrål har den största antropogena påverkan när det kommer till fysisk störning av havsbotten (Halpern, o.a., 2008). Bottentrålning reducerar biomassan och biodiversiteten i bentiska ekosystem (Collie, Escanero, & Valentine, 2000; Kaiser, o.a., 2006). Hur ekosystemet påverkas av bottentrålningen beror bland annat på fiskeredskap, bottensediment, fotavtrycket av trålen, trålningsfrekvensen och känsligheten hos havsbotten och ekosystemet (Jennings, Freeman, Parker, Duplisea, & Dinmore, 2005; Rijnsdorp, o.a., 2016).

Desto finare bottensediment som havsbotten består av desto större blir påverkan. Vid en jämförelse av yrkesfisket i Nordsjön har trålning efter kräftdjur (bland annat efter nordhavsräka och havskräfta), med en så kallad "otter trawl", den största påverkan. Trålning är ofta mycket aggregerad med kärnområden där havsbottens status är låg men fångsten för ansträngningen är hög (Rijnsdorp, o.a., 2020). Skagerrak och Kattegatt har högst trålningsintensitet där det på lokala områden kan trålas över 10 gånger på ett år (Eigaard, o.a., 2017), se även trålspar från 2018-2020 i Figur 2.

Så som har beskrivits i MKBn i avsnitt 9.1.1 är det högst troligt att havsbotten med dess bottenfauna är påverkad av den trålning som pågår i området. Dock har ingen undersökning gjorts av bottenfaunan i och på havsbotten varför utbredningen av naturtyperna i Tabell 5 är okänd. Naturtyperna är dock

känsliga för bottentrålning. Bottentrålen krossar och förstör organismerna när trålen släpas över botten vilket är en av dem främsta hotbilderna för bland annat de rödlistade arterna större piprensare, trubbig piprensare och gles piprensare, större hästmussla, ögonkorall och haploops samhällen (SLU Artdatabanken, 2023c; SLU Artdatabanken, 2023d; SLU Artdatabanken, 2023a; SLU Artdatabanken, 2023b; OSPAR Commission, 2008; SLU Artdatabanken, 2023e; SLU Artdatabanken, 2023f).

5.2 Suspenderat sediment och sedimentation – Bottenfauna

5.2.1 Anläggning

Anläggningen av de planerade vindkraftparken har modellerats med avseende på suspenderade sediment och sedimentation, se Bilaga C4, och har bedömts i MKBn. Den modellerade sedimentspridningen utgår från ett WCS där allt arbete sker samtidigt och visar de maximala mängderna under hela anläggningstiden. Enligt utförd sedimentmodellering kommer halter av suspenderade sediment över 1 000 mg/l endast uppstå nära botten ytterst lokalt inom området för den planerade vindkraftparken. Varaktigheten av dessa höga halter beräknas uppgå till 12 h. Halter av suspenderade sediment på 100 mg/l uppstår nära botten i delar av projektområdet (27 %) med en varaktighet på 3 dygn. Utanför den planerade vindkraftparken är varaktigheten på över 10 mg/l upp till cirka 4 dygn. Spridning av sediment med dessa halter kan ske upp till 10 km utanför området för den planerade vindkraftparken. Den största sedimentationen beräknas ske inom projektområdet där det mycket lokalt kan sedimentera upp mot 200 mm, se Bilaga C4. Den stora majoriteten av projektområdet kan dock komma att få en sedimentation på mellan 0-25 mm. Inom 5-10 km utanför området för den planerade vindkraftparken bedöms en sedimentation på maximalt 5 mm kunna ske enligt modellering.

Generellt för bottenfauna spelar exponeringstiden för grumlingen tillsammans med den förhöjda koncentrationen en viktig roll för hur stor en eventuell påverkan blir på organismerna (Newcombe & MacDonald, 1991). Naturvårdsverket (2009) drar konklusionen att vid "effekter av grumling är exponeringstiden en viktig faktor och det kan inte styrkas att bottenfauna påverkas av kortvarig grumling". Studier har visat att mobil bottenfauna är relativt resistent mot övertäckning av sediment (ca 10 cm) (Naturvårdsverket, 2009).

Sjöpennor är tåliga och påverkas inte av en ökad sedimentsuspension eller sedimentation i nämnvärd utsträckning. Djuren har mekanismer för att få bort sedimentpålagring, något som påvisats i flera övertäckningsstudier (Hill, Tyler-Walter, Garrard, & Watson, 2023).

Få studier visar på direkta negativa effekter av grumling på skaldjur inom området 100 mg/l och 14 dagars exponering, oavsett vatten och sedimenttyp (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020).

Svampdjurs känslighet till suspenderat sediment och sedimentation varierar beroende på art (Bell, et al., 2015; Cummings, et al., 2020). Vid halter suspenderat sediment på mellan 10-95 mg/l har olika svampdjurs effektiva filtration påvisats försämrats vilket påverkar näringsupptag och respiration (Wurz, et al., 2021). Vid halter suspenderat sediment om 100 mg/l har det djuplevande svampdjuret fotbollssvampdjur påvisats upphöra sitt vattenintag och därmed kraftigt minska sin respiration och sitt näringsintag. Efter att halten suspenderat sediment börja minska återupptog svampdjuret sitt vattenintag i takt med att halten suspenderat sediment minskade (Tjensvoll, Kutti, Fosså, & Bannister, 2013). När det kommer till direkta fysiologiska skador har svampdjur inte påvisat några direkta skador vid exponering för en halt av 78 mg/l med en varaktighet av 14 dagar. Vid exponering av en halt på 475 mg/l har dock direkta vävnadsskador och en ökad dödlighet påvisats efter 14 dagar (Mobilia, Cummings, Clark, Tracey, & Bell, 2021). Pineda et. al. (2016) undersökte hur svampdjur hanterade kontinuerlig övertäckning av sediment under en period på 30 dagar. Studien visade på att svampdjur har mekanismer för att hantera och få bort pålagring av sediment. Inga svampdjur dog från att vara

övertäckta under tidperioden och hanterade ett kontinuerligt sedimentationslager på ca 0,5 mm (Pineda, et al., 2016). In-situ studier till havs har visat att svampdjur hanterar att bli övertäckta med sediment under en period av 5 dagar till följd av oljeborrning för att därefter delvis återhämta sig under en period på 40 dagar (Durden, Clare, Vad, & Gates, 2023).

Haplooppssamhällens känslighet till suspenderat sediment och sedimentation är ännu relativt okänd. Märkräfter, vilka haploops tillhör, är generellt tåliga mot suspenderat sediment då de lever i turbida miljöer där sedimentsuspension ger dem möjlighet att samla material till att bygga sina rör. Arten slammärla lever i områden med hög suspension av sediment och bedöms inte påverkas markant av ökade halter sedimentsuspension (De-Bastos & Rayment, 2016). Rörbyggande märkräfter anses tåla samt behöver viss kontinuerlig sedimentation för att kunna filtrera föda samt få material till att bygga sina rör, men ha svårare att återhämta sig från större sedimentationsförändringar (Gittenberger & Van Loon, 2011). Haploops skapar rör som sticker upp några centimeter över botten vilket medför att de bedöms klara sedimentationshalter på upp till ett par centimeter (OSPAR Commission, 2023; Tyler-Walters & De-Bastos, 2020).

Vuxna och juvenila musslor anses generellt tåla halter suspenderat sediment på under 100 mg/l med en varaktighet av 14 dygn innan fysiologiska effekter syns. Däremot kan musslor få en försämrad tillväxt redan efter 2 dygn vid exponering för halter suspenderat sediment på över 100 mg/l. Mussellarver tål generellt att utsättas för en sedimentsuspension under 300 mg/l i upp till 12 dygn innan fysiologiska effekter syns (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Hästmussla är relativt tålig mot grumling då den förekommer i både klara och grumlande miljöer. Det har påvisats genom experiment att arten är känslig för översedimentation och kan inte gräva sig upp vid en sedimentpålagring av ett par centimeter (Hutchison, Hendrick, Burrows, Wilson, & Last, 2016). Enligt Hutchison, et al. (2016) tolererar hästmusslor plötslig översedimentering under kortare perioder, men i perioder över 16 dagar ökar mortaliteten. Senare experiment av Hutchison m.fl. (2020) har därtill konstaterat att musslorna är desto tåligare för en mer kontinuerlig översedimentering (Hutchison, et al., 2020). Hutchison, et al. (2020) observerade att hästmusslor, till skillnad från blåmusslor, inte använder byssustrådarna för att justera sin position, utan begravs därför i sedimentet om de blir översedimenterade. Hästmusslan kan dock flytta sediment som hamnat på denne genom att blåsa ut vatten över skalet och förflytta sig en kortare sträcka (<5 cm) troligtvis genom att trycka sig upp med hjälp av foten.

Kallvattenskoraller som ögonkorall kan påverkas av en ökad halt suspenderat sediment. Vid en långsiktig exponering (12 veckor) med halter suspenderat sediment om 5 mg/l och 25 mg/l påvisades en minskad tillväxt hos ögonkorall (Larsson, Oevelen, Purser, & Thomsen, 2013). För kallvattenskorallen *Dentomuricea aff. meteor* har vävnadsskador kunnat påvisats då den exponerats för en halt om 50 mg/l under 2 dagar och direkta vävnadsbortfall vid exponering av samma halt under 17 dagar. Under samma studie påvisades inga skador vid exponering av en halt om 10 mg/l (Marques, 2022). Kallvattenkoraller har precis som andra fastsittande organismgrupper, mekanismer för att ta bort sediment som övertäcker dem. I en studie med ögonkoraller, exponerades korallerna för kontinuerlig övertäckning av sediment motsvarande ett 6,5 mm tjockt sedimentlager över en period av tre veckor för att simulera sedimenteringen till följd av oljeborrning till havs. Studien fann att ögonkoraller är effektiva på att få bort pålagring av sediment men att denna effektivitet minskade över tid och med ökad sedimentering. Efter tre veckor var dödligheten av korallpolyper mycket låg (<0.5 %) men nästan hälften av korallerna minskade i sin proportion av täckt korallskelett med korallvävnad (Larsson & Purser, 2011).

Gällande naturtypen Rev (1170) är denna känslig för suspenderat sediment om revet är biogent och består av exempelvis musslor eller ögonkorall. Se ovan resonemang för halter gällande dessa organismer. Sedimentation kan dock påverka naturtypen Rev genom övertäckning. Samma resonemang

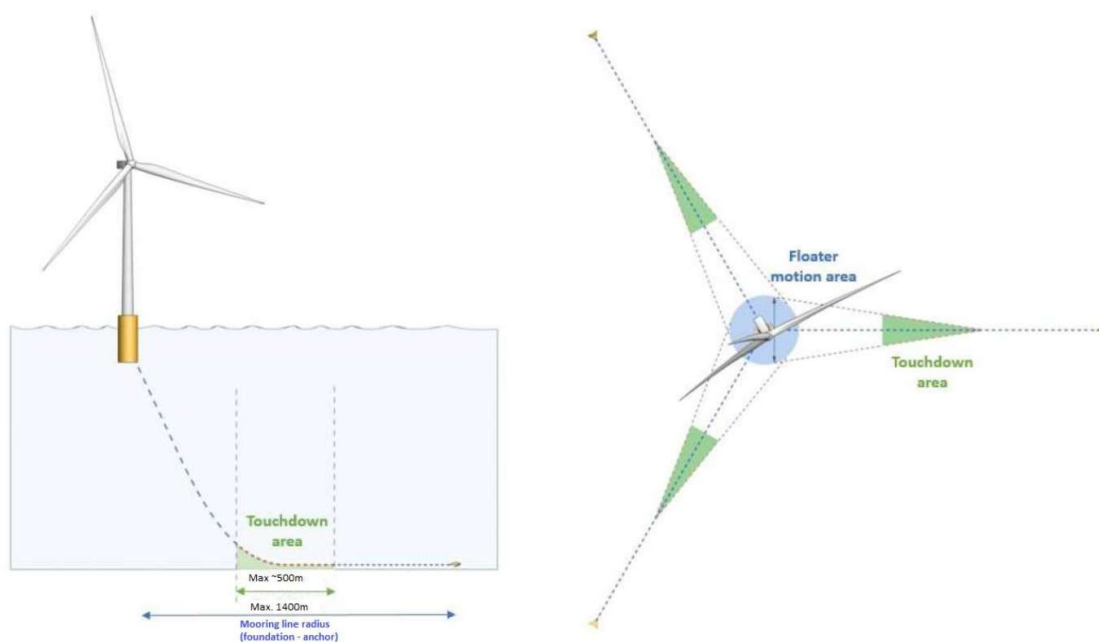
gäller för Bubbelrev och undervattenskratrar (pockmarks) (1180), det vill säga att dessa inte är känslig för suspenderat sediment men kan dock påverkas av sedimentationen genom övertäckning.

Hur stor miljöeffekten är beror dels på miljövårdets känslighet för det suspenderade sedimentet och sedimentationen. Sedimentspridningen under anläggningsskedet kommer mest troligt att vara mindre än vad modellerade värden indikerar då det avser worst case scenario. Det går dock inte att helt utesluta att individer på lokala områden kan påverkas av den ökade sedimentspridningen. Det gäller då framför allt icke mobil fauna. Inga effekter på populationsnivå förväntas dock uppstå. Miljöeffekten bedömdes i MKBn därmed som liten.

Förekomsten av bottenfaunan i området är starkt kopplad till den pågående bottentrålningen. Som det har beskrivits ovan är sannolikheten för hästmusselbankar i området låg på grund av det stora djupet och att det huvudsakligen finns naturtyper kopplat till mjukbotten. Naturtyper i området kommer vara stark präglad av bottentrålningen och finnas i en mycket mindre omfattning än vad som hade funnits om ingen bottentrålning hade skett i här. Det är dock osäkert i vilken utsträckning ovan naturtyper förekommer i det berörda området eftersom få undersökningar utförts. Osäkerheten gör att en konservativ bedömning är motiverad. Miljövärdet bedöms därmed som måttlig eftersom sedimentspridning och sedimentation sker över områden där ovan redovisade naturtyper eller hotade arter kan förekomma. Konsekvensen bedömdes därmed i MKBn vara liten.

5.2.2 Drift

Under driften kan suspenderade sediment och sedimentation uppstå från förankringssystemet om förankringslinorna ligger på havsbotten. Hur mycket förankringslinorna ligger på havsbotten beror utformningen av vindkraftverken. Figur 3 visar ett konservativt scenario med tre förankringslinor där den totala bottenyta som kan tas i anspråk av förankringslinorna är ca 0,355 km² per vindkraftverk. Hur mycket dessa förankringslinor rör på sig beror på vind, vågor och strömmar. Hela den bottenytan som tas i anspråk av förankringslinorna förväntas endast påverkas till följd av en 50 års storm. Under normala väderförhållande påverkas endast 25 % av denna yta. När förankringslinorna rör på sig rör de sig i hastigheter av storleksordningen cm/s och inte hela ytan påverkas samtidigt av förankringslinorna vilket innebär en lokal och liten grumling nära havsbotten.



Figur 3. Förankringslinor på havsbotten, i figuren kallas det område som tas i anspråk "touchdown area".

I och med att det sker en fysisk störning av havsbotten under driften vid förankringslinorna kommer det finnas begränsat med bottenfauna inom denna bottenyta. Grumlingen kommer sannolikt vara lokal och mindre runt platsen för förankringslinorna under hela vindkraftparkens livstid. Ingen modellering har gjorts för detta varför det finns en osäkerhet kring storleken av grumlingen samt vilken påverkan på naturtyperna lägre koncentrationer kan ge. Generellt bedöms dock grumlingen vara så liten att den inte orsakar någon nämnvärd miljöeffekt vilket gör den försumbar. Miljövärde bedöms som litet då naturtyperna i förankringslinornas omedelbara närhet kommer vara begränsat på grund av den fysiska störningen av havsbotten. Konsekvensen bedöms därmed som försumbar.

5.3 Fysisk störning över vattenytan – Bottenfauna

5.3.1 Drift

I MKBn bedömdes påverkan på yrkesfisket under driften få en stor konsekvens på grund av att den planerade vindkraftparken innebär ett direkt hinder för trålfisket och att området har ett betydande fiske för den svenska fiskeflottan och till viss del även av den danska fiskeflottan. Även om påverkan från det uteblivna yrkesfisket har nämnts i MKBn har detta inte konsekvensbedömts för bottenfauna. Detta bör återspeglas i bedömningarna för bottenfaunan/naturtyperna under driften då den direkta störningen i området från trålfisket då uteblir vilket ger en påverkan på dessa miljövärden.

Påverkansfaktorn den fysiska störningen över vattenytan under drift innebär för bottenfaunan att trålfiske inte längre kan utföras inom den planerade vindkraftparken.

Avsaknad av bottentrålning kan ge bottenfaunan tid att återhämta sig med ökad biologisk mångfald som resultat (Sköld, o.a., 2021; Statoil, 2015). I försök med fiskefria områden har det visats sig att i områden där inget fiske alls varit tillåtet så har havskräfta ökat signifikant i biomassa jämfört med områden där fiske varit tillåtet. Fallstudier har även visat att den totala abundansen av epifauna

(organismer som lever på botten) är högre i skyddade områden jämfört med närliggande jämförbara områden som bottentrålas. Tätheten av större piprensare var åtta gånger högre i de fiskefria områden i Natura 2000 området Bratten jämfört med trålade områden i Bratten. De fiskefria områdena i Bratten har tidigare nyttjats för bottentrålning men är skyddade sedan 2017. Den ökade tätheten av större piprensare som ses på de fyra år som områdena varit skyddade från trålfiske visar att känslig epifauna återhämtar sig när trålfisket upphör (Sköld, o.a., 2021). Miljöeffekten under drift bedöms som stor då det är ett större område i Skagerrak där trålfiske inte är möjligt under den planerade vindkraftparkens livstid vilket skulle ge en möjlighet för återetablering av de arter som har minskat i området till följd av den höga intensiteten av bottentrålning. Miljövärde för bottenfauna bedömdes i i MKB:n som måttligt. Med ett måttligt miljövärde och en stor miljöeffekt bedöms konsekvens under drift för bottenfaunan bli stor.

5.4 Fysisk störning av havsbotten – Bottenfauna

5.4.1 Drift

Under driften kan, beroende på vald förankringsteknik, förankringslinorna ligga på havsbotten. Dessa förankringslinor är typiskt gjorda av kättingar med en vikt på ca 550 kg/m. Generellt kommer rörelsen på havsbotten från förankringslinan begränsas i designen av dessa då stora rörelser ger stora laster på förankringslinan. En viss yta kan dock påverkas av rörelser från förankringslinan, se vidare i bedömningen för suspenderat sediment och sedimentation under drift för bottenfaunan om hur dessa förankringslinor rör sig över havsbotten.

Eventuella naturtyper i området är sannolikt starkt påverkade av bottentrålningen i området. Det är dock osäkert i vilken utsträckning naturtyperna förekommer i det berörda området eftersom få undersökningar utförts. Med hänsyn till den betydligt mindre yta som fortsättningsvis kan komma att tas i anspråk och störas under driften jämfört med den yta som idag utsätts för bottentrålning, bedöms miljöeffekten som försumbar. Miljövärde bedöms som litet då det endast är få individer som kommer påverkas under driften och inte på någon populationsnivå eller någon naturtyp. Konsekvensen bedöms därmed som försumbar.

6 Fråga 15

I kompletteringsförfrågan från Länsstyrelsen efterfrågas ett tydliggörande beträffande skälen bakom att bedömningen av miljöeffekten på tumlare i MKB befunnits vara "försumbar" under drift när gränsvärdet för svag reaktion överstegs på 2 km avstånd från turbinerna. Uppgiften om svag reaktion på 2 kilometers avstånd härstammar från en studie av Hywind Tampen 1 (Equinor, 2019) och värdet nämns i underlagsrapporten från Marine Monitoring (se Bilaga C12) men har i övrigt ingenting med vindkraftsparken Mareld att göra. Kompletteringen fokuserar därför på de siffror för hörselskador och beteendeförändringar som nämns i motiveringen samt i HaVs utlåtande.

Generellt kan sägas att kunskapen beträffande tumlare och driftljud från vindkraft fortfarande är begränsad och endast ett fåtal studier har gjorts beträffande buller från vindkraftverk på flytande fundament. Samma sak gäller för påverkan på tumlares beteende till följd av bullerexponering. Svaret på kompletteringsbegäran kräver därför en beskrivning av de olika parametrar som ingår i bedömningen och den osäkerhet som är förknippad med många av de antaganden som gjorts. Svaret delas därför upp i stycken som beskriver relevanta delar och avslutas med en sammanfattande bedömning.

6.1 Modellerade ljudnivåer vid drift och hörselskador

För att komma fram till siffrorna för TTS och beteendeförändringar för tumlare under driftsfasen så har DHI i sin rapport använt en förenklad modell (NMFS, 2018) för att beräkna ljudtrycksnivåerna som förväntas uppstå vid drift av 20 MW flytande vindkraftverk. Denna beräkning har använts istället för en numerisk modellering som tar hänsyn till batymetri och bottenens akustiska egenskaper etc samt den faktiska ljudutbredningen på platsen. Små skillnader i de parametrar som används i denna modell kan ge stora utslag i resultatet. Ett exempel på en sådan parameter är att den använda viktningsfaktorn som använts för driftsljud är 2 kHz. DHI nämner i sin rapport (Bilaga C3, s34, första stycket) att om denna viktningsfaktor justeras till 1 kHz istället så blir påverkansområdena som nämns (620 respektive 4900 meter) för valar med högfrekvent hörsel betydligt mindre. Argument som rör val av viktningsfaktor och frekvensomfång för driftsbuller diskuteras vidare under avsnitt 6.3 nedan.

Det är värt att notera att även själva ingångsparametern för ljudtrycken som uppstår, dvs. 172,4 dB re 1 μ Pa bygger på en modell. Med hjälp av den skalningsekvation som tagits fram i Tougaard m.fl. (Tougaard, Hermannsen, & Madsen, How loud is the underwater noise from operational offshore wind turbines?, 2020) fås att ett flytande vindkraftverk med en effekt på 20 MW borde leda till en ljudnivå vid källan på 172,4 dB re 1 μ Pa. Eftersom inga verk av denna storlek ännu har studerats så utgår beräkningarna från bottenfasta fundament samt antagandet att ljudet ökar med storleken på samma sätt som för mindre turbiner. Detta kan stämma men inkluderar flera osäkerheter.

Till sist så utgår modellen som använts från att djuren som exponeras är stationära och vistas på samma plats under 24 h. Med tanke på att den exponeringsnivå som krävs för att orsaka hörselskador (173 respektive 153 dB re. 1 μ Pa² s SEL för PTS och TTS) överskrider de nivåer som antas ge upphov till flyktbeteenden (Southall B. L., 2007) så är det inte rimligt att anta att tumlare stannar så länge nära ett vindkraftverk att hörselskador uppkommer. Här finns dock en osäkerhet till följd av möjliga skillnader i påverkan från stationära ljud jämfört med ljud från rörliga fartyg. Denna skillnad beskrivs vidare i avsnitt 3 nedan. Tumlare är sällan stilla utan rör sig konstant varpå det är osannolikt att de befinner sig så nära verken under så lång tid att hörselskadorna uppstår. Påverkan på marina däggdjur anses därmed vara begränsade till följd av kortare vistelse än 24 h i närheten i vindkraftverk i drift.

6.2 Gränsvärden för täthetsförändringar

Vad gäller täthetsförändringar av tumlare på ett avstånd upp 4900 meter så utgår även denna siffra från den ovan beskrivna siffran för ljudtryck som antagits alstras från ett 20 MW vindkraftverk. Med utgångspunkt i detta värde har man sedan applicerat en modell.

Modellen för påverkan på tumlares densitet i en radie av 4900 meter från vindkraftverken finns än så länge inte beskriven i sin helhet utan utgår från arbetet utfört av Nehls med flera (Nehls, o.a., 2022) och som publicerats i ett abstract från en konferens. Enligt DHI är den kompletta artikeln under publicering i boken "The effects of noise on aquatic life" (Popper, Sisneros, Hawkins, & Thomsen, in press). Underlaget för studien om beteendepåverkan på tumlare bygger på ekologisk modellering (modellering av djurfördelning med hjälp av generaliserad additiv modellering (GAM)). Täthetsförändringarna observeras därför inte i naturen utan modelleras baserat på korrelation av fälldata (observationer av tumlare och mätningar av undervattensbuller).

Resultatet från studien av Nehls et al visade att undervattensbuller från fartyg i hög grad påverkade tumlarnas utbredning i Fehmarn bält där studien genomfördes. Enligt den flervariabla habitatfördelningsmodellen konstaterades en minskning av tumlartätheten över medianljudtrycksnivåer på 117 dB re 1 μ Pa och upp till medianljudtrycksnivåer på 130 dB re 1 μ Pa. Vid nivåer under 117 dB och över 130 dB kunde modellen inte upptäcka en tydlig respons, eftersom osäkerheten vid dessa bullernivåer var hög. Detta beror delvis på ett begränsat antal observationer vid dessa bullernivåer.

Både i konferensabstractet och den beskrivning som tillhandahållits av DHI så framgår det att den uppmätta effekten är signifikant (det vill säga mönstret är så pass stabilt att det är osannolikt att det är en slumpmässig konsekvens av den inneboende variationen i datan), men effektstorleken (det vill säga hur mycket densiteten minskar vid ljudnivåer på 130 dB jämfört med 117 dB) presenteras inte. I princip skulle en signifikant effekt kunna fås såväl för en minskning på 1% som för en minskning på 50%).

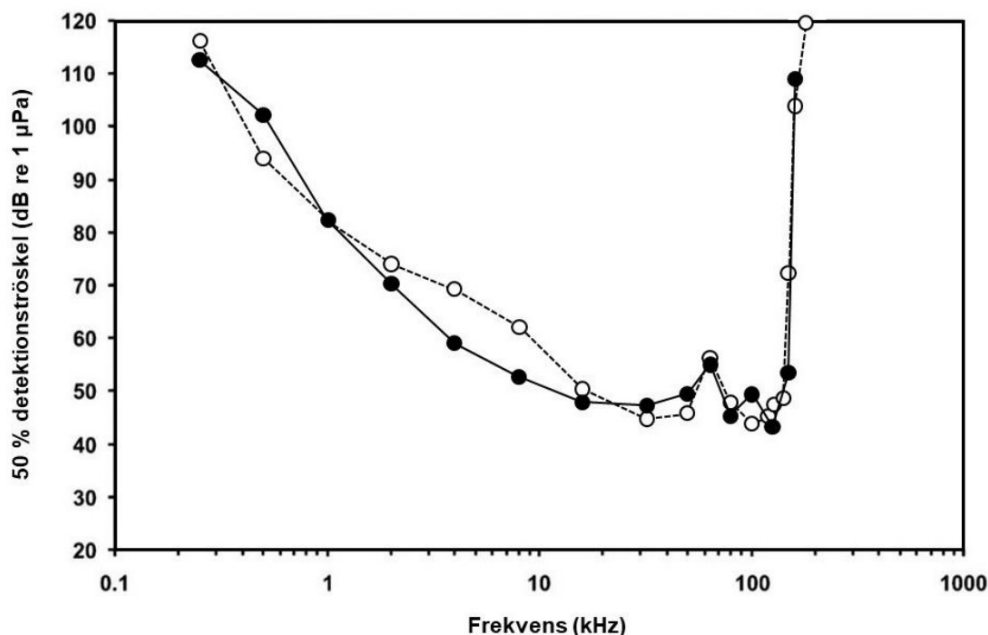
För att ytterligare utvärdera eventuella effekter av medianbullernivåer på förekomsten av tumlare, testade Nehls om tumlare väljer bort bullriga områden i förhållande till deras proportionella utbredning. En statistisk utvärdering baserat på Jacobs selektivitetsindex visade att områden med medianbullernivåer under 110 dB var valdes bort i stor utsträckning, medan i områden med medianbullernivåer mellan 110 dB och 125 dB förekom tumlare. Områden med relativt höga medianbullernivåer mellan 125 dB och 130 dB valdes bort, men inget tydde på att områden med de högsta nivåerna på 130 dB till 135 dB som finns i de viktigaste sjöfartslederna, valdes bort av tumlare.

Enligt författarna själva motsäger konstaterandet att tumlare är vanligare än genomsnittet i områden med förhöjda bullernivåer inte konstaterandet att undervattensbuller påverkar förekomsten av tumlare i sådana områden.

Sammanfattningsvis tyder resultaten på att bullreffekter sannolikt inte leder till att tumlare förflyttar sig från sin livsmiljö. DHI konstaterar i ett förtydligande att värdet 117 dB som nämns som en gräns för beteendeförändring inte ska tas som en tröskel där negativa effekter på distribution och förekomst uppstår utan istället som ett mått på habitatkvalitet. Vid ljudnivåer över 117 dB kan därför habitatkvaliteten ur ett bullerperspektiv börja påverkas negativt. Vidare så baseras dataunderlaget på undervattensbuller orsakat av fartygstrafik och det är inte säkerställt att stationärt undervattensbuller skulle ge samma resultat. Tillgängligt underlag pekar istället på att det finns skillnader i bullrets frekvensspektra vilket kan innebära skillnader i påverkan på tumlare.

6.3 Frekvensfördelning av buller från vindkraftturbiner till havs och tumlares hörsel

Utifrån beskrivningen ovan så är det tydligt att en stor del av bedömningen beträffande bullerpåverkan på tumlare är avhängig dels på val av viktningsfaktor för bullrets frekvensfördelning och dels på antagandet att buller från fartygstrafik går att likställa med buller från stationära vindkraftverk. Tumlare räknas till gruppen "very high frequency cetaceans" (Southall B. , et al., 2019) vilket innebär att de hör bäst och kommunicerar med mycket högfrekventa ljud. Samtidigt har tumlare ett mycket brett hörselområde vilket illustreras i Figur 4 nedan.



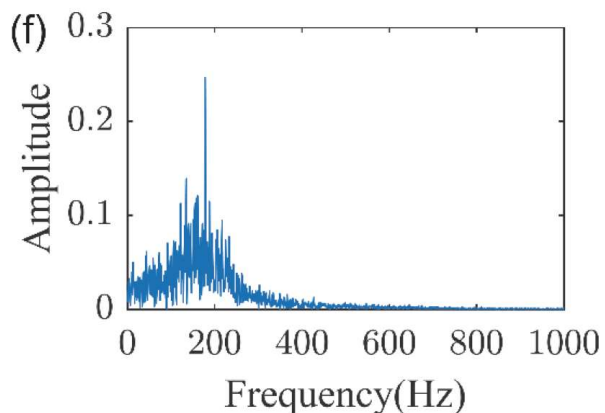
Figur 4. Hörselkurvor för två tumlare uppmätt vid beteendestudier i fångenskap (Havs och Vattenmyndigheten, 2021).

I figuren går det att utläsa att tumlares hörsel vid frekvenser under 1 kHz är starkt avtagande och att det vid frekvenser under 300 Hz krävs starka ljudtryck för att ljudet ska uppfattas av tumlarna. I litteraturen anges ofta att tumlarnas hörselomfång börjar vid ca 250 Hz men att hörseln är som känsligast runt 80-140 kHz (Hermanssen, Beedholm, & Tougaard, 2014).

Flera studier har visat att de mest lågfrekventa delarna av fartygsbuller korrelerar mycket dåligt med påverkan på tumlare och att påverkan sker från de mer högfrekventa delarna av bullret (Dyndo, Wiśniewska, Rojano-Doñate, Ryan, & T., 2015; Hermanssen, Beedholm, & Tougaard, 2014). I studien av Dyndo et al omfattar högfrekventa ljud ett brett spann (0,25-63 kHz) vilket korrelerade betydligt bättre med beteendepåverkan på tumlare än det lägre intervallet (31,5-125 Hz) som inte korrelerade alls. I den andra studien av Hermanssen et al såg man att påverkan från fartyg på tumlares förmåga att uppfatta ljud påverkades starkt av ljud i 10 kHz bandet och i många fall också av ljud i 125 kHz bandet. Detta är av vikt eftersom avståndet för beteendeförändringarna som angivits av DHI (4900 meter) bygger på data från fartygsbuller.

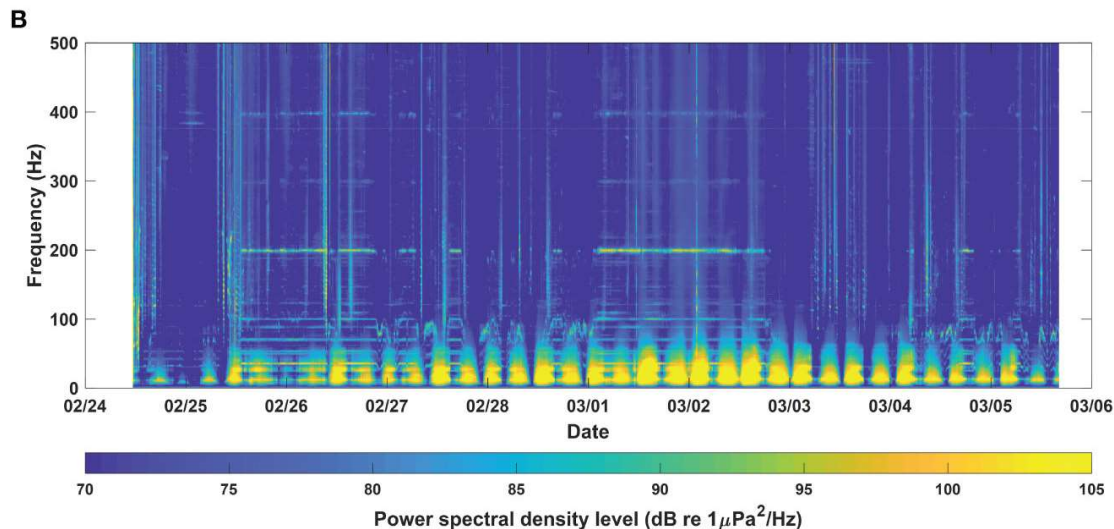
Trots att fartygsbuller och driftsbuller från vindkraft båda klassificeras som lågfrekventa så finns det anledning att närmare undersöka om även vindkraftsbuller innehåller liknande högfrekventa komponenter som fartygsbuller. I en studie av buller från vindkraftverk konstaterade Tougaard & Damsgaard Hendrikssen att i bredbandiga inspelningar av buller (100 Hz – 150 kHz) så fanns ingen ljudenergi från frekvenser högre än 10 kHz (Tougaard & Damsgaard Hendrikssen, 2009). I ett senare arbete från Tougaard et al sammanställs data från litteraturen över uppmätt buller från vindkraftverk i olika storlekar, från 0,2 MW till 6,15 MW (Tougaard, Hermanssen, & Madsen, 2020) tillsammans med bullrets dominerande frekvens. I studien redovisas frekvenserna för flera vindkraftparker på olika avstånd men de dominerande frekvenserna är förhållandevis likartade och sträcker sig från 14 Hz som lägst till 400 Hz som högst med en tydlig förskjutning mot lägre frekvenser (medel 142 Hz från alla

listade mätningar och avstånd). En visuell analys pekar också på en korrelation mellan minskande dominerande frekvens med ökande storlek på verket vilket om det stämmer tyder på att de avsevärt mycket större verk som kommer att användas i Mareld kommer att ge upphov till buller med ännu lägre dominerande frekvens och därmed vara mindre hörbara för tumlare. I en studie som genomförts i Kina ses liknande centrumfrekvenser för vindkraftbuller från 4 MW verk placerade på bottenfixerade fundament på grunt vatten (90–107 Hz vindhastigheter om 4,13–6,15 m/s) (Wang, Xu, Zou, Huang, & Tao, 2022). I studien redovisas olika metoder för att bearbeta mätdata för att ta bort störande omgivningsljud och resultatet visar på en frånvaro av högre frekvenser, se Figur 5 nedan.



Figur 5. Resultat från bearbetade data från akustiska mätningar som visar centrumfrekvens för buller från vindkraftturbין samt frekvensfördelningen under 1kHz (WPSNR-AFSA-ASR). Figur från (Wang, Xu, Zou, Huang, & Tao, 2022).

I en liknande studie i Korea undersöktes de akustiska egenskaper hos driftsbullret och dess samband med rotorhastigheten under 10 dagar vid en 3 MW turbin (Yoon, Han, & Choi, 2023). Frekvenserna i driftsbullret varierade med rotorvarvtalet och toppnivån uppmättes vid en frekvens på ~198 Hz när det maximala rotorvarvtalet uppnåddes. I projektet togs det fram ett spektrogram över frekvensfördelningen och författarna anger att man valt att visa endast upp till 500 Hz då det huvudsakliga bullret från vindkraftverket uppträdde under denna frekvens. I Figur 6 visas spektrogrammet från mätningen.



Figur 6. Spektrogram över undervattensbuller mätt 70 m från vindkraftverk under 10 dagar. Figur från (Yoon, Han, & Choi, 2023).

Utifrån ovanstående uppgifter tycks det därför som om buller från vindkraftverk är mer renodlat lågfrekvent än buller från fartyg vilket får betydelse för påverkan på tumlare då deras hörsel är begränsad långt ned i frekvensspektrat, se Figur 4. Ytterligare en viktig faktor som skiljer fartygsbuller från vindkraftsbuller är den tillvänjning som sannolikt sker i större utsträckning för stationära ljud till skillnad från fartygsljud där olika fartyg både har olika ljudkaraktär och rör sig olika fort. Denna slutsats får stöd i Naturvårdsverkets rapport om effekter från vindkraft på marint liv där man anger att "De undervattensljud som genereras vid driftsfasen verkar inte skrämra vare sig sälar eller tumlare, även när dessa uppehåller sig nära fundamenten. När det gäller buller från båttrafik kan tumlare dock reagera kraftigt på högfrekventa komponenter även vid relativt låga ljudnivåer" (Bergström, et al., 2022).

6.4 Driftsbuller och snapping events

I den sammanställning DHI har genomfört för att besvara kompletteringsfråga 6 beträffande snapping events kommer man fram till slutsatsen att i de fall ljudet har studerats så karakteriserades det i allmänhet av sin bredbandiga, repetitiva karaktär och att det är mindre impulsivt jämfört med andra källor till undervattensbuller. Ljudet kan variera mellan olika vindkraftverk inom samma vindkraftpark, även om de har samma tekniska konstruktion. DHI rekommenderar därför att TTS gränsvärdet för icke-impulsiva ljud används för att bedöma dess påverkan på tumlare. I de fall som tas upp av DHI och där detta utvärderats ledde snapping events aldrig till att tröskeln för TTS överskreds.

6.5 Undervattensbuller – Tumlare

6.5.1 Drift

Kontinuerligt driftbuller från vindkraftverk orsakas huvudsakligen av växellådan, såvida inte turbinerna drivs med direkt drift, och generatoren, samt en mindre mängd lågfrekvens buller från turbinbladens rotation (Bilaga C12). Ljudet under driftsfasen är kontinuerligt och kommer att förekomma så länge vindkraftverken är i drift, vilket är ca 45 år. PTS kan uppkomma hos tumlare som är inom ca 29 m från vindkraftverket och TTS kan uppkomma in ca 620 m från vindkraftverket. Observera att för att dessa effekter ska uppkomma måste tumlaren befinna sig inom dessa radier under 24 h vilket är av låg sannolikhet då tumlaren är mobil. Se vidare i avsnitt 6.1 gällande PTS och TTS för tumlare. En

beteendeförändring skulle kunna uppstå hos tumlarna inom 145 m från vindkraftverken och en densitetsförändring inom 4 900 m från vindkraftverket. DHI påpekar att detta är mycket preliminära uppskattningar i Bilaga C3. I avsnitt 6.2 och 6.3 förklaras studien som ligger bakom densitetsförändring inom 4 900 m för tumlare relaterat till den planerade vindkraftparken samt varför denna siffra ska tolkas med försiktighet. Sammanfattningsvis visar siffran för densitetsförändringen inom vilket avstånd som en påverkan kan uppstå hos tumlarna på grund av ljudet. Detta kommer dock inte leda till någon habitatförskjutning, det vill säga att tumlarna lämnar ett område de föredrar, utan är ett mått på när habitatkvaliteten ur ett bullerperspektiv börja påverkas negativt. Jämfört med stationära vindkraftverk har det hos flytande vindkraftverk uppmäts så kallade "snapping events". Detta undervattensbuller beskrivs närmare i avsnitt 6.4. Ljudet från snapping events räknas som ett icke impulsivt ljud och har inte överstigit TTS i de undersökningar som har gjorts

Övervakning av vilda tumlare har visat att de undviker vindkraftsparker under konstruktionsfasen, men att de oftast, om än inte alltid, återvänder i oförminskat antal efter att parken tagits i drift. Kontrollprogram vid Horns Rev på danska västkusten visade att tumlarna återkom efter att vindkraftparken tagits i drift, medan en liknande studie av tumlaraktivitet kring vindkraftparken Egmond aan Zee utanför Nederländerna visade på en ökad aktivitet, i linje med det växande tumlarbeståndet i södra Nordsjön, och högre än i referensområden. Varför aktiviteten inom vindkraftparken var högre än i referensområdena är inte klargjort, men möjligen kan det bero på ökad födotillgång (reveffekt) eller mindre fartygstrafik (skyddseffekt) kring vindkraftverken. Reveffekt i synnerhet har visats attrahera tumlare till artificiella strukturer även när ljudnivåerna är högre. Undantag finns dock, och kontrollprogram för vindkraftpark Nysted söder om Lolland i Danmark visade på reducerad tumlareaktivitet efter driftstart jämfört med referensområden (Bilaga C12).

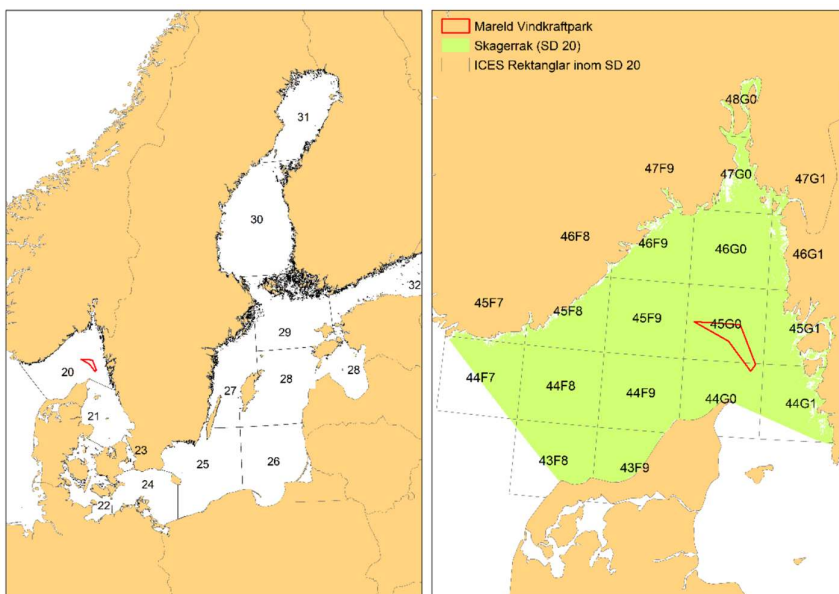
De modelleringar som DHI har gjort som redovisas i Bilaga C3 utgår från ett vindkraftverk på 20 MW då osäkerheterna blir för stora när data ska extraheras till ett 30 MW vindkraftverk som är WCS för den planerade vindkraftparken. Med hänsyn till de osäkerheter som finns kring undervattensbullret under driften finns det skäl att revidera den bedömning som är gjord i MKBn från försumbar miljöeffekt till liten miljöeffekt. Miljövärde bedömdes i MKBn som måttligt och konsekvensen kommer därmed bli liten.

7 Fråga 18

Länsstyrelsen ber om en utveckling av de grunder som konsekvensbedömningen gjorts på. Utöver vad som framförts i MKBN under avsnitt 9.2 och 9.3 utvecklas bedömningen nedan. Om inget annat anges är nedan information inhämtad från Bilaga C13.

7.1 Fisk i Skagerrak

Bilaga C13 beskriver bland annat fisksamhället inom och vid de närliggande områden till den planerade vindkraftparken. Beskrivning av de vanligaste fiskarterna baseras bland annat på fångstdata från det vetenskapliga provfisket IBTS (International Bottom Trawl Survey) och HERAS utförda under 2016–2022 av ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Data från hela SD 20 undersöks, samt från ICES rektangeln 45G0 som definieras som inom vindkraftsparken och närliggande område, se Figur 7. Vindkraftparken sträcker sig även något in i ICES rektangeln 44G0. Dock skiljer sig ICES rektangeln 44G0 stort från 45G0 vad gäller vattendjup och närhet till land och anses därmed inte representativt utan ger en missvisande bild av förekomsten av fisk inom det planerade området för vindkraftsparken, se Bilaga C13.



Figur 7. Till vänster visas ICES-delområden (SD) 20–32 där vindkraftparken ligger in SD 20. Till höger visas ICES-rektanglarna samt där vindkraftparken ligger huvudsakligen inom ICES rektangeln 45G0 med en mindre bit av vindkraftparken inne i ICES rektangeln 44G0.

Inom Skagerrak utför SLU ett kompletterande fiske till IBTS kallat Skagerrakundersökningen som började 2018. Även denna data är inkluderad i beskrivningen av fisk- och skaldjurssamhället i förhållande till vindkraftparken. Fångstdata från det svenska yrkesfisket har använts som ett komplement till det vetenskapliga fisket då detta fiske är riktat mot olika arter. Fångstdata visar dock vart var koncentrationer av arter förekommer i området samt förbud mot utkast innebär att även övriga arter (vilket fisket inte är riktat mot) registreras till viss del, se vidare i Bilaga C13.

7.2 Vanligt förekommande samt rödlistade arter

Från inhämtade data (se ovan) har en analys gjorts för vilka fiskarter som anses vanligt förekommande och viktiga att beakta för vindkraftparken. Dessa presenteras i Bilaga C13 och kan ses i Tabell 7 tillsammans med rödlistningen 2020.

Tabell 7. De vanligast förekommande arterna samt de som anses vara viktiga att beakta inom och i närområdet till vindkraftparken. Dessa arter visas tillsammans med rödlistningen 2020 för de olika arterna. NA – ej tillämplig, LC – livskraftig, VU – sårbar, NT – nära hotad, CR – akut hotad.

Art	Rödlistning 2020
Blåfenad tonfisk	NA
Gråsej	LC
Kolja	VU
Kolmule	NA
Kummel	VU
Lax	LC
Makrill	LC
Marulk	NA
Rödspätta	LC
Rödtunga	LC
Sandskädda	LC
Sill	LC
Skarpsill	LC
Torsk	VU
Vitling	VU
Vitlinglyra	NA
Ål	CR
Öring	LC

Analys av data inom området för den planerade vindkraftparken (ICES ruta 45G0) visade på relativt liknande fördelning av de vanligaste fiskarterna som inom hela Skagerrak. Den största skillnaden var att fångsten av skarpsill hade en mycket lägre mängd inom 45G0 jämfört med hela Skagerrak. Detta var tvärtom mot mängden pirål och makrill som var relativt hög.

Alla de arter som anses vanligt förekommande och viktiga att beakta för vindkraftparken, se Tabell 7, är på något sätt migrerande. Unga fiskar har ofta uppväxtområden som de sedan lämnar för att ta sig till födosöksområden när de har blivit äldre. Vuxna fiskar migrerar till lekområden för att reproducera sig innan de återigen söker sig tillbaka till sina födosöksområden. Hur fisken migrerar är ofta kopplat till hur strömmarna ser ut i området då ägg och larver kommer att driva med strömmen. På grund av detta ligger ofta fiskens lekområden mot strömmen.

Hur arterna utnyttjar Skagerrak beror på säsong och individernas livscykel samt ålder. Det är endast skarpsill som leker inom Skagerrak, andra arter som kummel, makrill och sandskädda leker sannolikt i Skagerrak men beståndens huvudsakliga lekområden är inte här. Det är endast kummel som är rödlistad av dessa arter, se Tabell 7. Tabell 8 visar under vilka tider dessa fiskarter leker i Skagerrak. Det är viktigt att beakta att beståndsindelning för olika fiskarter, som tas hänsyn till för ovan uppräknade arter, ibland inkluderar flera olika genetiskt skilda populationer och mindre lek kan förekomma i Skagerrak vilket innebär lokal lek hos specifika populationer.

Tabell 8. När olika fiskarter leker i Skagerrak. Skarpsill är den art som inte har sitt huvudsakliga lek område på något annat ställe än i Skagerrak.

Art	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Skarpsill*												
Kummel												
Makrill												
Sandskädda												

* (Vitale, Mittermayer, Krischansson, Johansson, & Casini, 2015)

Som uppväxtområde används generellt grunda kustområden, men vissa arter använder djupare utsjöområden. Sill från det höstlekande beståndet i Nordsjön, Skagerrak, Kattegatt och östra Engelska kanalen kan nyttja delar av Skagerrak till sin uppväxt, men huvudsakligen sker det i södra Nordsjön och Kattegatt.

Fler arter använder Skagerrak som ett område för att söka föda. Den vårlekande sillen i sydvästra Östersjön nyttjar bland annat Skagerrak som födosöksområde under sommaren. Makrill (sommaren) och gråsej (april-juni) kan använda Skagerrak som födosöksområde, men generellt för båda arterna så är det huvudsakliga födosöksområdet utanför Skagerrak. Öringen uppehåller sig under många år till havs för födosök, och studier på dansk öring visar på tydligt nyttjande av Skagerraks djupområden. Även öring från svenska vattendrag beger sig ut till havs, och det är troligt att även den svenska öringen förekommer inom Skagerrak. En mindre studerad fisk är den blåfenad tonfisken som nyligen återvänt till svenska vatten. Arten genomför stora födosöksvandringar och har återigen börjat använda Skagerrak som födosöksområde under augusti-november.

Av alla de rödlistade arterna är det endast kummeln som sannolikt använder Skagerrak som lek område, arten har dock sitt huvudsakliga lek område mellan Biscayabukten och väster om Irland. Det är dock viktigt att ta hänsyn till att de som leker i Skagerrak kan vara en egen population då beståndsindelningen av arten inte tar hänsyn till populationer. Den torsk som fångas inom Skagerrak hör huvudsakligen till populationer som använder området under sin uppväxt i 2-3 år. Även vitling från Nordsjön använder Skagerrak som uppväxtområde. Ålen förekommer i Skagerraks centrala delar under sin vandring till sitt lek område.

Nedan beskrivs rödlistade arter inom och i närområdet till vindkraftparken, se Tabell 7.

7.2.1 Kolja

Kolja är rödlistad som sårbar enligt 2020 rödlistning. Arten lever vid sand-, ler- och grusbotten på 10-200 meters djup utanför kusterna och livnär sig främst på havsborstmaskar, musslor och ormstjärnor. Koljan är vanlig i Skagerrak baserat på IBTS- och HERAS-undersökningen. Om man kollar på 45G0 var fångsterna relativt låga jämfört med övriga Skagerrak. Sammanfattningsvis tyder detta på att i och i närområdet för den planerade vindkraftparken är förekomsten av kolja låg, vilket också bekräftas av IBTS- undersökningen, se vidare i Bilaga C13. Koljan i Skagerrak är huvudsakligen unga individer. Ägg och larver lever pelagiskt i den fria vattenmassan under första halvåret och transporteras från väster om Skottland till Nordsjön. Den unga fisken återvänder sedan till området väst om Skottland. Som vuxen är koljan mer stationär och påträffas i huvudsak runt Shetland och i norra Nordsjön.

7.2.2 Kummel

Kummel är rödlistad som sårbar enligt 2020 rödlistning. Arten uppehåller sig på djup mellan 200-1000 meter över ler- och dybotten. Kummeln kan tidvis samlas i stim och livnär sig i huvudsak på sill, skarpsill, bläckfisk och yngre individer av den egna arten. Under IBTS- och HERAS-undersökningarna

har låga fångster registrerats av kummeln. Fångsterna av det svenska yrkesfisket och är något högre och Skagerrakundersökningen visar att arten har en relativt hög förekomst. Det huvudsakliga lekområdet för kummeln är mellan Biscayabukten och väster om Irland. Viss lek har konstaterats i Kattegatt och Skagerrak på 30-70 m djup under juli-augusti. Ägg och larver lever i den fria vattenmassan men 0-åringar når så småningom botten vid djup över 200 meter och rör sig sedan mot djup på 75-120 meter.

7.2.3 Torsk

Torsken är rödlistad som sårbar enligt 2020 rödlistning. Arten uppehåller sig på djup från vattenytan ned till 200 m. Födan består i huvudsak av bottenlevande, sill, skarpsill och mindre individer av den egna arten. Under IBTS- och HERAS-undersökningarna var fångstnivåerna låga men den var dock allmänt förekommande vid IBTS-undersökningarna då den påträffades inom samtliga ICES rektanglar, se Figur 7. Data från yrkesfisket visar på att torsken är relativt vanlig i Skagerrak, högst fångster registrerades dock i ICES rektanglarna 44F8, 44F9 och 44G0 (den södra delen av Skagerrak), se Figur 7. Torskbestånden har minskat kraftigt i Nordsjön. Längs Skagerraks och Kattegatts kust har mängderna torsk reducerat till mycket låga antal då historiskt starka lekområden har försvunnit. Skagerrak och norra Kattegatt är dock viktiga uppväxtområden för olika populationer av torsk. En sammanställning av historiska och nuvarande lekområden visar på att det finns mycket begränsat med lek inne i Skagerrak, en viss lek finns dock längs den svenska och norska kusten. Modellering av den nuvarande spridningen visar att bara 27 % av larverna inom Skagerrak och Kattegatt har sitt ursprung från lekområden i Kattegatt. I stället förses områdena till 55 % av larver från Bälthaven/Öresund och till 27 % från Nordsjön.

7.2.4 Vitling

Vitling är rödlistad som sårbar enligt 2020 rödlistning. Arten lever på djup mellan 5-70 meter ovanför lerblandade sandbotten. Individerna kan leva ensamma eller uppträda i stim. Födan består av småsill, skarpsill, tobis och kräftdjur. Vitling var en av de vanligaste arterna vid IBTS-undersökningen inom Skagerrak samt i och i närområdet av den planerade vindkraftsparken. Fångster av vitling för yrkesfisket registrerades i alla ICES rektanglar som mycket låg eller obefintlig. De var huvudsakligen koncentrerade i södra Skagerrak men fångsten var mycket låg i och i närområdet av den planerade vindkraftsparken. Leken för vitling sker i Kattegatt och Nordsjön på 30-100 m djup. Det viktigaste området för vitlingens uppväxt intill kusten modellerades till den norra halvan av västkusten. Vitling från Nordsjön använder också Skagerrak och Kattegatt som uppväxtområde. Efter att arten uppehållit sig intill kusten som ung vandrar den ut i havet. Fångsterna kopplat till vitlingens reproduktion och uppväxt antyder att det planerade för vindkraftsparken endast nyttjas sporadiskt.

7.2.5 Ål

Ål är rödlistad som akut hotad enligt 2020 rödlistning. Ålen är en art som utgörs av endast en population, den har en komplicerad livscykel och vandrar under sin livstid över stora områden. Rekryteringen av ål ligger på endast 1-10 % av tidigare nivåer. Fångsterna från IBTS- och HERAS-undersökningarna var mycket små till obefintliga. Studier på märkt ål från svenska västkusten visar att vandring till sitt lekområde sker genom centrala Skagerrak och längs med norska kusten ut till Nordsjön.

7.3 Suspenderade sediment och sedimentation – Fisk

7.3.1 Anläggning

Anläggningen av de planerade vindkraftsparken har modellerats med avseende på suspenderade sediment och sedimentation, se Bilaga C4, och har bedömts i MKBn. Den modellerade sedimentspridningen utgår från ett WCS där allt arbete sker samtidigt och visar de maximala mängderna

under hela anläggningstiden. Enligt utförd sedimentmodellering kommer halter av suspenderade sediment över 1 000 mg/l endast uppstå nära botten ytterst lokalt inom området för den planerade vindkraftparken. Varaktigheten av dessa höga halter beräknas uppgå till 12 h. Halter av suspenderade sediment på 100 mg/l uppstår nära botten i delar av projektområdet (27 %) med en varaktighet på 3 dygn. Utanför den planerade vindkraftparken är varaktigheten på över 10 mg/l upp till cirka 4 dygn. Spridning av sediment med dessa halter kan ske upp till 10 km utanför området för den planerade vindkraftparken.

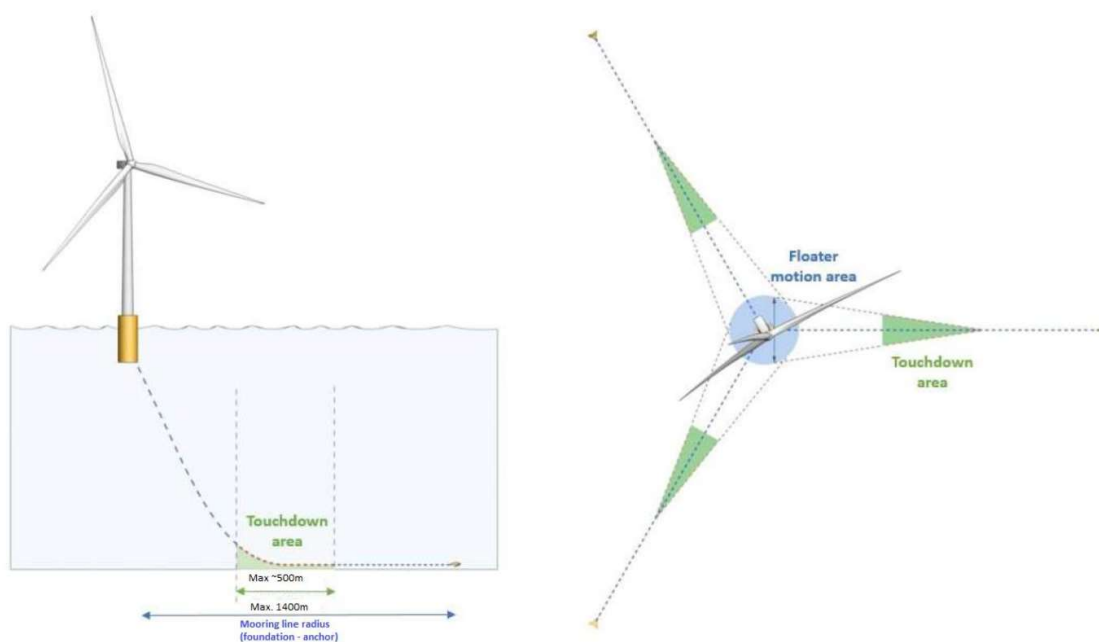
Generellt klarar vuxna fiskindivider en suspenderad sedimenthalt av 100 mg/l med en varaktighet av 14 dagar innan fysiologiska effekter uppstår. Vid halter ner mot 10 mg/l behöver varaktigheten vara en månad innan märkbara fysiologiska effekter uppstår. Vid en något högre halt om 20 mg/l med samma varaktighet har en ökad dödlighet påvisats (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Sill kan uppvisa ett undvikande beteende för suspenderat sediment vid halter på 3 mg/l (Westerberg, Rönnbäck, & Frimansson, 1996). Högre halter kommer huvudsakligen uppkomma närmare botten för att avta högre upp i vattenkolumnen. Eventuell beteendepåverkan från det suspenderat sediment på sillen kommer vara lokal och kortvarig.

Ägg och fisklarver är känsligare för grumling än vuxna fiskar. Dock är äggen generellt tåligare än fisklarver, men äggens flytförmåga kan försämrats vid höga halter av sediment i vattnet (Naturvårdsverket, 2022). Ägg och fisklarver av marina arter tycks generellt klara doser på <100 mg/l bra, åtminstone upp till två veckor (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Med tanke på halterna och den korta varaktigheten av grumlingen bedöms under WCS endast en mindre påverkan att uppstå på ägg och fisklarver.

Miljöeffekten bedömdes som liten i MKBn med hänsyn till den korta varaktigheten och att halterna ligger på en nivå som både fisk, ägg och fisklarver kan klara. Någon påverkan på en populationsnivå kommer inte att uppstå från suspenderade sediment och sedimentationen under anläggningen. Miljövärdet bedömdes i MKBn vara litet vilket därmed ger en liten konsekvens.

7.3.2 Drift

Under driften kan suspenderade sediment och sedimentation uppstå från förankringssystemet om förankringslinorna ligger på havsbotten. Hur mycket förankringslinorna ligger på havsbotten beror utformningen av vindkraftverken. Figur 8 visar ett konservativt scenario med tre förankringslinor där den totala bottenyta som kan tas i anspråk av förankringslinorna är ca 0,355 km² per vindkraftverk. Hur mycket dessa förankringslinor rör på sig beror på vind, vågor och strömmar. Hela den bottenytan som tas i anspråk av förankringslinorna förväntas endast påverkas till följd av en 50 års storm. Under normala väderförhållande påverkas endast 25 % av denna yta. När förankringslinorna rör på sig rör de sig i hastigheter av storleksordningen cm/s och inte hela ytan påverkas samtidigt av förankringslinorna vilket innebär en lokal och liten grumling nära havsbotten.



Figur 8. Förankringslinor på havsbotten, i figuren kallas det område som tas i anspråk "touchdown area".

Enligt Karlsson, Kraufvelin, & Östman (2020) som har gjort en kunskapssammanställning kring grumling med avseende på bland annat fisk visar de genomgångna studierna att vid en exponering längre än en månad observeras direkta fysiologiska och subletala effekter redan vid 10 mg/l och signifikant förhöjd dödlighet vid runt 20 mg/l. För koncentrationer >10 mg/l saknas långtidsstudier helt.

Grumlingen kommer sannolikt vara lokal och mindre runt platsen för förankringslinorna under hela vindkraftparkens livstid. Ingen modellering har gjorts för detta varför det finns en osäkerhet kring storleken av grumlingen samt vilken påverkan på fisken lägre koncentrationer kan ge. Viktigt att ta hänsyn till för bedömningen av miljöeffekten är att vuxen fisk inte är stationär utan kan röra sig bort från eventuell grumling. Grumlingen kommer ske botten nära vilket kommer ge att det är en mindre del ägg och fisklarver som kommer påverkas i vattenmassan, någon påverkan bedöms därmed inte ske på en populationsnivå och miljöeffekten bedöms som försumbar. Miljövärdet har i MKBn bedömts som litet för fisk varför konsekvensen bedöms som försumbar.

7.4 Undervattensbuller – Fisk

7.4.1 Anläggning

Bland svenska marina arter har bland annat skarpsill den bästa hörseln, följt av andra fiskar med simblåsa, till exempel torsk, vilket är nära besläktad med den kummel som leker i området. Fisk utan simblåsa, som makrill och plattfisk, har lägre känslighet för ljud (Naturvårdsverket, 2022).

För fisk med och utan simblåsa kan "Recoverable injury" uppstå inom 100 m och TTS inom 1,4 km från ljudkällan. En beteendepåverkan för fisk utan simblåsa kan uppstå inom 4,6 km och för fisk med simblåsa 15,3 km från ljudkällan. För att ytterligare minimera påverkan kommer "ramp-up" användas vid pålning vilket tillåter att fisken förflyttar sig bort från ljudkällan. I avsnitt 9.2.2.2 i MKBn har en enklare beräkning genomförts vilket visar att fisk, i detta fall för sillen som anses vara en

hörselspecialist, hinner simma 1,3 km under de 30 minuter som "ramp-up" pågår. Detta minskar därmed påverkan från "Recoverable injury" och TTS betydligt hos fisken då andelen fisk inom dessa områden där påverkan kan uppkomma kommer att minska.

En beteendepåverkan kan uppkomma för fisk i området kring anläggningen av den planerade vindkraftparken. Hur beteendepåverkan yttrar sig beror bland annat på art och individ. Vissa fiskar har observerats få en skrämselreaktion eller ändrat simbeteende och distribution. Det kan även finnas en tillvänjning vid upprepning av dessa ljud varför beteendepåverkan kan avta (Popper A. N., o.a., 2014). Undervattensbullret från pålningen skulle eventuellt kunna påverka fiskens lek om det sker under dess lekperiod. Eventuella störningar på leken, där skarpsillen är den art som anses ha bäst hörsel av de fiskarter som kan leka i området, bedöms inte leda till effekter på någon populationsnivå.

Miljövärdet bedömdes i MKBn som litet. Miljöeffekten avseende undervattensbuller från pålning, med planerade skyddsåtgärder, bedömdes i MKBn som liten gällande "Recoverable injury", TTS och eventuella beteendeförändringar som kan uppstå hos fisk. En liten miljöeffekten och ett litet miljövärde ger att konsekvensen för fisk från undervattensbuller under anläggningen bedömdes som liten.

7.4.2 Drift

Påverkan på fisk till följd av undervattensljud under driften hanteras i svar på

Fråga 10.

7.5 Fysisk störning över havsytan – Fisk

7.5.1 Drift

I MKBn har ingen bedömning gjorts för hur fisk skulle påverkas under driften med hänsyn till att trålfisket inom den planerade vindkraftparken skulle kunna utebli. Yrkesfisket under driften bedömdes få en stor konsekvens på grund av att den planerade vindkraftparken innebär ett direkt hinder för trålfisket och att området har ett betydande fiske för den svenska fiskeflottan och till viss del även av den danska fiskeflottan. Påverkansfaktorn den fysiska störningen över vattenytan under drift innebär för fisken att trålfiske inte längre kan utföras inom den planerade vindkraftparken.

Fisketrycket inom den planerade vindkraftparken skulle minska men vilka effekter detta skulle ge upphov till i form av fisktäthet och biomassa beror på områdets vikt i relationen till den specifika artens ekologi (Bergström, Berkström, & Sköld, 2022). Det är endast skarpsill som leker inom Skagerrak, andra arter som kummel, makrill och sandskädda leker sannolikt i Skagerrak men beståndens huvudsakliga lekområden är inte här, se Bilaga C13. Vilken storlek av påverkan en utestängning av trålfisket skulle kunna ha för ovan nämnda arter, men även andra vanligt förekommande arter, och dess populationer är osäkert. Eventuellt skulle fiskpopulationer kunna stärkas i området vilket skulle kunna ge effekter som spiller över med en ökad mängd fisk utanför den planerade vindkraftparken. Miljövärdet bedömdes som måttligt. På grund av den osäkerhet som finns om vilken storlek miljöeffekten för ett uteblivet fiske skulle kunna få bedöms den till att vara måttligt vilket därmed ger en måttlig konsekvens för fisken.

8 Referenser

Andersson, S., & Persson, L. (2011). *Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk. Vindval Naturvårdsverket Rapport 6436.*

- Angantyr, L., Rasmussen, J., Göranson, P., Jeppesen, J., & Svedäng, H. (2007). *Fisk i Öresund. Öresundsvattensamarbetet Rapport*.
- Bell, J. J., McGrath, E., Biggerstaff, A., Bates, T., Bennett, H., Marlow, J., & Shaffer, M. (2015). Review: Sediment impacts on marine sponges. *Marine Pollution Bulletin*.
- Bergström, L., Öhman, M., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Koehler, B., . . . Wahlberg, M. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021*. Vindval, Naturvårdsverket, rapport 7049.
- Bergström, U., Berkström, C., & Sköld, M. (2022). *Long-term effects of no-take zones in Swedish waters. Aqua reports 2022:20*. Lysekil: Swedish University of Agricultural Sciences.
- Collie, J., Escanero, G., & Valentine, P. (2000). Bottom trawling will reduce the biomass and biodiversity of benthic epifauna. *ICES Journal of Marine Science*, 987–1001.
- Cummings, V. J., Beaumont, J., Mobilia, V., Bell, J. J., Tracey, D., Clark, M. R., & Barr, N. (2020). Responses of a common New Zealand coastal sponge to elevated suspended sediments: Indications of resilience. *Marine Environmental Research* 155, 104886.
- De-Bastos, E., & Rayment, W. J. (2016, 10 17). *Semi-permanent tube-building amphipods and polychaetes in sublittoral sand*. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Retrieved from www.marlin.ac.uk: <https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/136>
- Durden, J. M., Clare, M. A., Vad, J., & Gates, A. R. (2023). First in-situ monitoring of sponge response and recovery to an industrial sedimentation event. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 191.
- Dyndo, M., Wiśniewska, D., Rojano-Doñate, L., Ryan, P., & T., M. (2015). Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Scientific Reports* | 5:11083.
- Eigaard, O., Bastardie, F., Hintzen, N., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., . . . Rijnsdorp, A. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsw194.
- Equinor. (2019). *Noise Impact Assessment Hywind Tampen*. Weissenberger J.
- Gittenberger, A., & Van Loon, W. M. (2011). *Common Marine Macrozoobenthos Species in the Netherlands, their Characteristics and Sensitivities to Environmental Pressures*. GiMaRIS.
- Gollasch, S., & Rosenthal, H. (2006). Bridging Divides: maritime canals as invasion corridors. i S. Gollasch, B. Falil, & A. Cohen (Red.), *The Kiel Canal. The world's busiest man-made waterway and biological invasions* (Vol. Monographiae Biologicae 83). Springer.
- Halpern, B., Walbridge, S., Selkoe, K., Kappel, C., Micheli, F., D'Agrosa, C., & Bruno, J. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 948-952.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2021). *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Rapport 2021:6*.
- Havs och Vattenmyndigheten. (2021). *Åtgärdsprogram för tumlare*.
- Hawkins, A. D., & Popper, A. N. (2014). *Assessing the Impact of Underwater Sounds on Fishes and Other Forms of Marine Life*. Acoustics Today.
- Hermanssen, L., Beedholm, K., & Tougaard, J. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 136(4):1640.
- Hill, J., Tyler-Walter, H., Garrard, S., & Watson, A. (den 10 maj 2023). *Seapens and burrowing megafauna in circalittoral fine mud*. Hämtat från The Marine Life Information Network: https://www.marlin.ac.uk/habitats/detail/131/seapens_and_burrowing_megafauna_in_circalittoral_fine_mud den 14 oktober 2023
- Hutchison, Z. L., Green, D. H., Burrows, M. T., Jackson, A. C., Wilson, B., & Last, K. S. (2020). Survival strategies and molecular responses of two marine mussels to gradual burial by sediment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 527, 151364.

- Hutchison, Z. L., Hendrick, V. J., Burrows, M. T., Wilson, B., & Last, K. S. (2016). Buried alive: the behavioural response of mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to sudden burial by sediment. *PLoS ONE*, 11(3).
- Højgård Petersen, A., Clausen, P., Gamfeldt, L., Hansen, J., Norling, P., Roth, E., . . . Tunón, H. (2018). *The Sound: Biodiversity and ecosystem services in a densely populated and heavily exploited area. I: Tunón (Red): Biodiversity and ecosystem services in Nordic coastal ecosystems: an IPBES-like assessment. Volume 2. The geographical case studies.* Nordic Council of Ministers.
- Irving, R. (2009). *The identification of the main characteristics of stony reef habitats under the Habitats Directive.* JNCC Report No. 432.
- Jennings, S., Freeman, S., Parker, R., Duplisea, D., & Dinmore, T. (2005). Ecosystem consequences of bottom fishing disturbance. *American Fisheries Society Symposium*, 73-90.
- Kaiser, M., Clarke, K., Hinz, H., Austen, M., Somerfield, P., & Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology-Progress Series*, 1-14.
- Karlsson, A., Berggren, M., Lundin, K., & Sundin, R. (2014). *Svenska artprojektets marina inventering – slutrapport. ArtDatabanken rapporterar 16.* Uppsala: ArtDatabanken, SLU.
- 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.* Drottningholm Lysekil Öregrund: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Larsson, A. I., & Purser, A. (2011). Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: Cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1159-1168.
- Larsson, A. I., Oevelen, D. v., Purser, A., & Thomsen, L. (2013). Tolerance to long-term exposure of suspended benthic sediments and drill cuttings in the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Marine Pollution Bulletin*, 176-188.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län. (2017). *Bevarandeplan för Natura 2000-området Bratten, Marin förvaltningsplan för OSPAR MPA-området Bratten.* Hämtat från [file:///C:/Users/AAESESE/Downloads/SE0520189%20\(8\).pdf](file:///C:/Users/AAESESE/Downloads/SE0520189%20(8).pdf) den 17 06 2022
- Länsstyrelserna Västra Götalands län, Hallands län, Skåne. (2016). *Inventering av marin epibentisk fauna på djupa bottenar. Rapport, Västra Götalands län: 2016:30.* Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturavdelningen.
- Marques, S. C. (2022). Impacts of deep-sea mining sediment plumes on cold-water corals. *Universidade dos Açores*.
- Mobilis, V., Cummings, V. J., Clark, M. R., Tracey, D., & Bell, J. J. (2021). Short-term physiological responses of the New Zealand deep-sea sponge *Ecionemia novaezealandiae* to elevated concentrations of suspended sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.
- Monroe, J., Rajadinaran, G., & Smith, M. (2015). Sensory hair cell death and regeneration in fishes. *Front Cell Neurosci.*, 9.
- Naturvårdsverket. (2009). *Miljöeffekter vid muddring och dumpning - En litteratursammanställning. Rapport 5999.* Naturvårdsverket .
- Naturvårdsverket. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv - En syntesrapport om kunskapsläget 2021. Rapport 7049.*
- Nehls, G., Zydelis, R., Matuschek, R., Brandt, M., Diederichs, A., Hoeschle, C., & F, T. (2022). Does shipping noise affect abundance and distribution of harbour porpoises (*phocoena phocoena*) at high levels of marine traffic in the baltic sea? *The 6th International Conference on the effects of noise on Aquatic Life.* Hämtat från <https://an2022.org/wp-content/uploads/2022/07/AN2022-Book-of-Abstracts-2022.pdf>
- NIRAS. (2023). Fortsatt analys tumlarförekomst. Bilaga J till komplettering av ansökan. Vindkraftpark Posedion. KonTiki Vind AB.

- NMFS. (2018). *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts*. Technical Memorandum (No. NMFS-OPR-59):167.
- OSPAR Commission. (2008). *Case reports for the OSPAR list of threatened and/or declining Species and Habitats Modiolus modiolus horse mussel beds*. OSPAR Commission.
- OSPAR Commission. (2008). *Descriptions of habitats on the OSPAR List of threatened and/or declining species and habitats*.
- OSPAR Commission. (2023, 10 17). *OSPAR species habitat Haploops*. Retrieved from [www.ospar.org: https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats/haploops](https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats/haploops)
- Pineda, M.-C., Strehlow, B., Sternal, M., Duckworth, A., den Haan, J., Jones, R., & Webster, N. S. (2016). Effects of sediment smothering on sponge holobiont with implications for dredging management. *Nature , scientific reports* 7:5156.
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94, 692-713.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . William. (2014). *Sound Exposure Guidelines*. SpringerBriefs in Oceanography.
- Popper, A., Sisneros, J., Hawkins, A., & Thomsen, F. (. (Red.). (in press). *The effects of noise on aquatic life*. Springer.
- Rijnsdorp, A., Bastardie, F., Bolam, S., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O., Hamon, K., & Hiddink, J. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impacts on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsv207.
- Rijnsdorp, A., Hiddink, J., van Denderen, P., Hintzen, N., Eigaard, O., Valanko, S., . . . van Kooten, T. (2020). Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsaa050.
- Rubel, E., Furrer, S., & Stone, J. (2013). A brief history of hair cell regeneration research and speculations on the future. *Hearing Research*, 297, 42-51.
- Russel, D., Hastie, G., Thompson, D., Janik, V., Hammond, P., Scott-Hayward, L., . . . McConnell, B. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1642-1652.
- SGU. (den 12 05 2022). *Maringeologi*. Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-maringeologi.html>
- Skaret, G., Axelsen, B., Nøttestad, L., Fernö, A., & Johannessen, A. (2005). The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 1061-1064.
- Skjellerup, P., Maxon, C., Tarpgaard, E., Thomsen, F., Schack, H., Tougaard, J., . . . Heilskov, N. (2015). *Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014*. Energinet.dk.
- Sköld, M., Ren, E., Jonsson, P., Wernbo, A., Wikström, A., & W. H. (2021). *Tätheten av sjöpennor i skyddade och bottentrålade områden i Skagerrak och Kattegatt. Förslag till övervakningsprogram för epifaunans status*. Aqua reports 2021:14.
- SLU Artdatabanken. (2023a, 09 29). *Artfakta Gles piprensare (Virgularia tuberculata)*. Retrieved from [www.artfakta.se: https://artfakta.se/artinformation/taxa/virgularia-tuberculata-217845/detaljer](https://artfakta.se/artinformation/taxa/virgularia-tuberculata-217845/detaljer)
- SLU Artdatabanken. (2023b, 09 29). *Artfakta Större hästmussla (Modiolus modiolus)*. Retrieved from [www.artfakta.se: https://artfakta.se/artinformation/taxa/218383/detaljer](https://artfakta.se/artinformation/taxa/218383/detaljer)
- SLU Artdatabanken. (2023c, 09 29). *Artfakta Större piprensare (Funiculina quadrangularis)*. Retrieved from [www.artfakta.se: https://artfakta.se/artinformation/taxa/Funiculina%20quadrangularis-217841/detaljer](https://artfakta.se/artinformation/taxa/Funiculina%20quadrangularis-217841/detaljer)
- SLU Artdatabanken. (2023d, 09 29). *Artfakta Trubbig piprensare (Kophobelemnon stelliferum)*. Retrieved from [www.artfakta.se: https://artfakta.se/artinformation/taxa/kophobelemnon-stelliferum-217842/detaljer](https://artfakta.se/artinformation/taxa/kophobelemnon-stelliferum-217842/detaljer)

- SLU Artdatabanken. (2023e, 09 29). *Artfakta Ögonkorall (Desmophyllum pertusum)*. Retrieved from [www.artfakta.se](https://artfakta.se/artinformation/taxa/217890/detaljer): <https://artfakta.se/artinformation/taxa/217890/detaljer>
- SLU Artdatabanken. (2023f). *Haploops tubicola*. Hämtat från <https://artfakta.se/artinformation/taxa/haploops-tubicola-233497/detaljer>
- SMHI. (2023). *SharkWeb*. Hämtat från <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/>
- Southall, B. L. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*(33): 411-521.
- Southall, B., Finneran, J. R., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., Ellison, W., . . . Tyack, P. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 2019, 45(2), 125-232. doi:DOI 10.1578/AM.45.2.2019.125
- Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45, 125-232.
- Statoil. (2015). *Hywind Scotland Pilot Park. Environmental Statement. April 2015. Assignment Number: A100142-S35. Document Number: A-100142-S35-EIAS-001.*
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., & Teilmann, J. (2018). *Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. Videnskabelig rapport nr. 284.* Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Tjensvoll, I., Kutti, T., Fosså, J. H., & Bannister, R. J. (2013). Rapid respiratory responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* exposed to suspended sediments. *Aquatic Biology*, vol. 19, 65-73.
- Tougaard, J., & Damsgaard Hendrikssen, O. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines - Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Acoustical Society of America*.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. T. (2020). *How loud is the underwater noise from operational offshore wind turbines?* J. Acoust. Soc. Am. : 2885-2893. .
- Tyler-Walters, H., & De-Bastos, E. (2020). *Ampelisca spp., Photis longicaudata and other tubebuilding amphipods and polychaetes in infralittoral sandy mud.* In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.
- Vieira, M., Amorim, C., Sundelo, A., Prista, N., & Fonseca, P. (2020). Underwater noise recognition of marine vessels passages: two case studies using hidden Markov models. *ICES Journal of Marine Science*, 77, 2157-2170.
- Vitale, F., Mittermayer, F., Krischansson, B., Johansson, M., & Casini, M. (2015). Growth and maturity of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea. *Aquatic Living Resources*, 28, 127-137.
- Wang, R., Xu, X., Zou, Z., Huang, L., & Tao, Y. (2022). Dominant Frequency Extraction for Operational Underwater Sound of Offshore Wind Turbines Using Adaptive Stochastic Resonance. *J. Mar. Sci. Eng.* 2022, 10.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P., & Frimansson, H. (1996). Effects on suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES Council Meeting Papers*.
- Wurz, E., Beazley, L., MacDonald, B., Kenchington, E., Rapp, H. T., & Osinga, R. (2021). The Hexactinellid Deep-Water Sponge *Vazella pourtalesii* (Schmidt, 1870) (Rossellidae) Copes With Temporarily Elevated Concentrations of Suspended Natural Sediment. *Front. Mar. Sci.*
- Yoon, Y., Han, D.-G., & Choi, J. (2023). Measurements of underwater operational noise caused by offshore wind turbine off the southwest coast of Korea. *Front. Mar. Sci.*, Volume 10.
- Öhman, M. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på fisken - En syntesrapport om kunskapsläget 2021. Vindval Naturvårdsverket Rapport 7115.*