



efterklang:

PART OF AFRY

SVEA VIND OFFSHORE

UTREDNING AV UNDERVATTENSBULLER
VINDPARK SYLEN

D0140448

Projektnummer: D0140448
Revision: 02
Dokumenttyp: Svea Vind Offshore
Datum: 2023-11-23

Kund: Svea Vind Offshore
Kontaktperson: Jonatan Hammar

Uppdragsansvarig: Gunnar Ågren, T: +46 10 505 24 19, gunnar.agren@efterklang.org
Kvalitetsansvarig: Niklas Carlsson, T: +4610 505 07 86, niklas.j.carlsson@efterklang.org

Datum	Rev	Beskrivning	UPPRÄTTAD	QA
2023-11-08	01	Rapport	GÅN	NCN
2023-11-23	02	Rapport	GÅN	NCN

Sammanfattning:

Svea Vind Offshore AB planerar för etablering av den havsbaserade vindkraftparken Sylen i Bottenhavet, ca 50 km öster om Söderhamn i Sveriges ekonomiska zon. Vindpark Sylens projektområde är cirka 524 km² stort och planeras att inrymma maximalt 347 vindkraftverk. På uppdrag av Svea Vind Offshore har Efterklang utfört en utredning av förväntade nivåer av undervattensbuller vid anläggningsfasen och driftsfasen av Vindpark Sylen. Under anläggningsfasen bedöms pålning vara den klart dominerande bullerkällan. Därför har utredningen av bullerspridningen under anläggningsfasen fokuserat på buller från pålning. Beräknade bullernivåer jämförs mot bedömningsgrunder från den danska Energistyrelsen, Vindval och det amerikanska vetenskapliga organet NOAA.

Beräkningarna av bullerspridningen är utförda i en platsspecifik beräkningsmodell upprättad i beräkningsprogrammet dBSea 2.3. Beräkningarna tar hänsyn till batymetrien, typ av botten, hastighetsprofil, salinitet mm. Då skillnaden i hastighetsprofil är som störst mellan vinter och sommar har beräkningarna av buller från pålningen utförts för både ett vinter- och ett sommarscenario.

Beräkningarna visar att det föreligger ett ljuddämpningsbehov av pålningen för att inte överskrida de av den danska Energistyrelsen angivna tröskelvärdena för ljudexponering under 24 timmar. Beräkningsmässigt skulle den uppmätta ljuddämpningen motsvarande den från kombinationen av teknikerna Hydro Sound Damper (HSD) och Double Big Bubble Curtain (DBBC) vara tillräcklig för att bullret från pålningen inte ska överskrida tröskelvärdena. Avseende momentana bullertoppar beräknas den uppmätta ljuddämpningen från HSD+DBBC eller motsvarande medföra att TTS och PTS hos säl skulle begränsas till avstånd kortare än 100 m från pålning vid full slagstyrka. Med användande och upprampning av pålningen förväntas sälarna ha avlägsnat sig till betydligt större avstånd när pålning utförs med full slagstyrka.

Avståndet till tangering av tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas att minska till att inte överskrida 100 km för någon pålningsposition då bullerdämpning med HSD+DBBC eller motsvarande teknik vidtas. Längst avstånd beräknas för pålning under vintertid i den norra och östra delen av projektområdet. Avståndet beräknas då till 88 km. Observera att detta avstånd gäller det längsta beräknade avståndet till tangering av tröskelvärdet. Bullerspridningen ser olika ut i olika riktningar från pålningen. Batymetriens utseende i och kring Vindpark Sylen medför generellt förhållanden för en längre bullerspridning i nordlig och östlig riktning medan bullret avtar snabbare i sydlig och västlig riktning.

Skillnaden i bullerspridning mellan vinter- och sommar blir mer påtaglig vid större avstånd från pålningen. För flera av de bedömningsgrunder som använts för att utvärdera resultaten i denna utredning är påverkansområdena för små för att säsongsvariationerna ska synas. Ett resultat där skillnaden mellan vinter och sommar blir tydlig är beräknade maximala avstånd till förväntad beteendeförändring hos sill. För detta tröskelvärde kan upp till 25 km kortare avstånd beräknas för ljudutbredningen i sommarscenariot.

Under Vindpark Sylens driftsfas beräknas betydligt lägre nivåer av undervattensbuller jämfört med anläggningsfasen. Risken för TTS och PTS hos säl beräknas vara försumbar. För att erhålla exponeringsnivåer i närheten av tröskelvärdena för PTS och TTS skulle en säl kontinuerligt under 24 timmar behöva uppehålla sig inom ett fåtal meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. God marginal ses också till tröskelvärdena för mortalitet/skada på fisk, ägg och larver. Gällande tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas detta kunna överskridas inom ca 20 meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. På så pass korta avstånd som ca 20 m kommer bullret att domineras helt av det närbelägna vindkraftverket. Det kumulativa bullret från andra vindkraftverk inom Vindpark Sylen kommer att vara försumbart på så pass korta avstånd. Observera att tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill gäller exponering av impulsivt ljud. Det är troligen konservativt att använda detta tröskelvärde för att bedöma påverkan från det kontinuerliga bullret under driftsfasen. I motsats till impulsivt buller innebär det kontinuerliga bullret från vindkraftverkens drift inga plötsliga förändringar av ljudnivån i förhållande till bakgrundsnivån.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING:

1	INLEDNING:	5
2	LJUD UNDER VATTEN:	5
2.1	AKUSTISKA BEGREPP – UNDERVATTENSBULLER:	5
2.2	HÖRSELN HOS MARINA DÄGGDJUR OCH FISK:	6
2.3	VÄGNINGSFILTER:	8
3	BEDÖMNINGSGRUNDER:	8
3.1	DANSKA ENERGISTYRELSENS VÄGLEDNING:	8
3.2	VINDVALS FÖRSLAG TILL SKADLIGA LJUDNIVÅER VID PÅLNINGSBULLER:	9
3.3	NOAA:S VÄGLEDNING:	10
3.4	SAMMANFATTNING BEDÖMNINGSGRUNDER:	10
4	BERÄKNINGAR:	10
4.1	ALLMÄNT OM UTFÖRDA BERÄKNINGAR:	10
4.2	PÅLNINGSVERKSAMHET - BESKRIVNING AV BULLERKÄLLAN:	11
4.3	UNDERVATTENSBULLER UNDER DRIFT:	13
4.4	DRIFTFAS - BESKRIVNING AV BULLERKÄLLAN:	14
4.5	BERÄKNINGSMETOD:	16
4.6	HAVSBOTTEN:	17
4.7	HASTIGHETSPROFIL:	19
4.8	BERÄKNINGSFALL:	19
5	BERÄKNINGSRESULTAT:	20
5.1	LJUDEXPONERINGSNIVÅER:	20
5.2	MOMENTANA LJUDNIVÅER:	21
5.3	BULLER UNDER DRIFTSFAS:	22
6	BULLERDÄMPANDE ÅTGÄRDER VID PÅLNING:	22
7	BERÄKNINGSRESULTAT BULLERDÄMPAD PÅLNING:	25
7.1	LJUDEXPONERINGSNIVÅER:	25
7.2	MOMENTANA LJUDNIVÅER:	25
8	SLUTSATS:	27
9	REFERENSER:	28

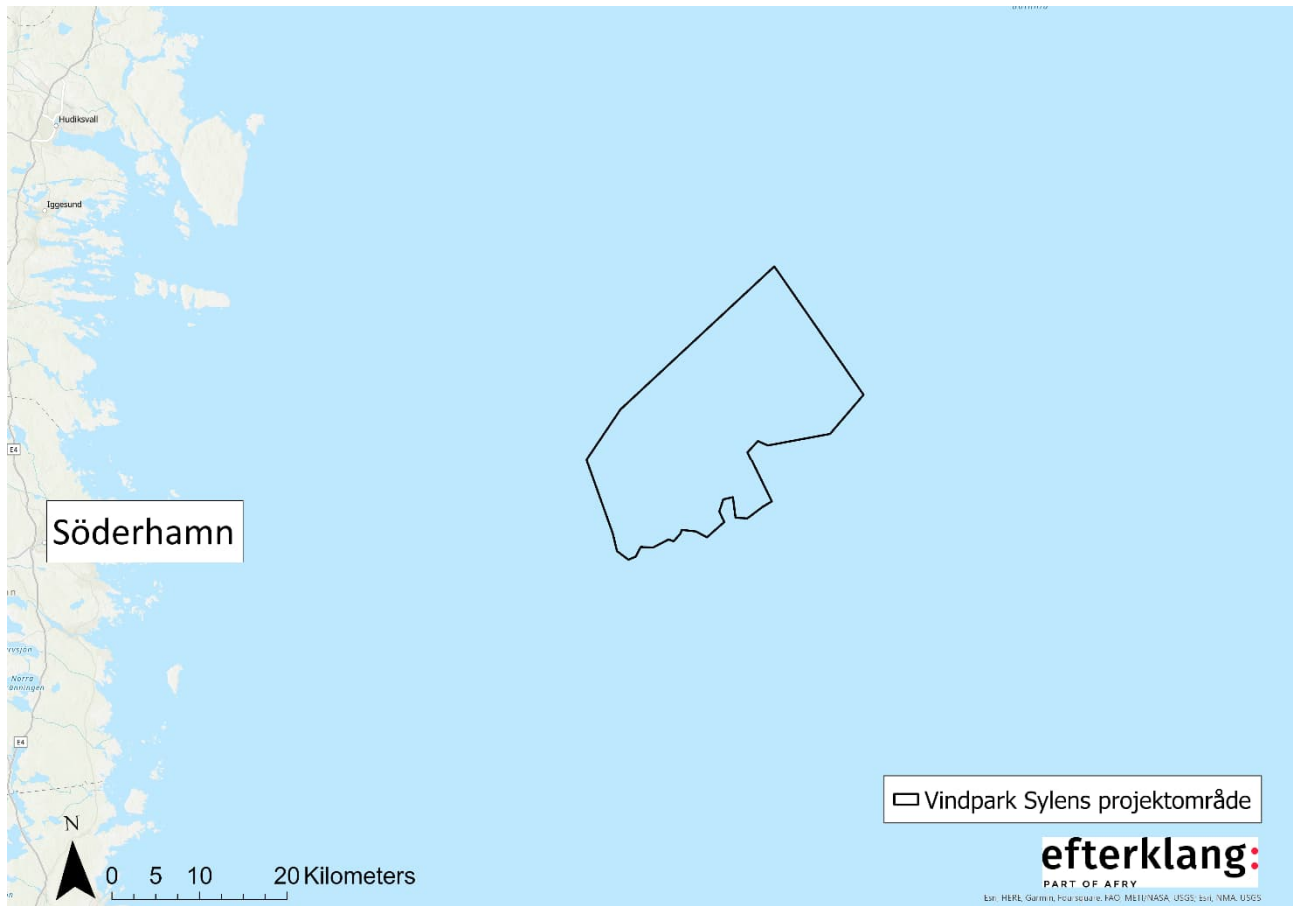
BILAGA 1–5 AVSTÅND TILL TANGERING AV TRÖSKELVÄRDET AVSEENDE MORTALITET/SKADA HOS FISK (ODÄMPAD PÅLNING)

BILAGA 6–10 AVSTÅND TILL TANGERING AV TRÖSKELVÄRDET AVSEENDE BETEENDEFÖRÄNDRING HOS SILL (DÄMPAD PÅLNING)

1 INLEDNING:

Svea Vind Offshore AB planerar för etablering av den havsbaserade vindkraftparken Vindpark Sylen i Bottenhavet, ca 50 km öster om Söderhamn i Sveriges ekonomiska zon. Vindpark Sylens projektområde är cirka 524 km² stort och planeras att inrymma maximalt 347 vindkraftverk. Fullt utbyggd skulle Vindpark Sylen ha kapacitet att bidra med cirka 29 TWh förnybar el varje år. I Figur 1 ses en översikt av projektområdet.

På uppdrag av Svea Vind Offshore har Efterklang utfört en utredning av förväntade nivåer av undervattensbuller vid anläggningsfasen och driftsfasen av Vindpark Sylen.



Figur 1: Översiktskarta av Vindpark Sylens projektområde (svart linje). Söderhamn är markerat för orientering. Bakgrundskarta från ArcGIS Pro, Esri m.fl.

2 LJUD UNDER VATTEN:

I de bedömningsgrunder som varit utgångspunkt i denna utredning används olika mått på ljudnivå och dess inverkan på vattenlevande djur. Under rubrikerna nedan sammanfattas och definieras några centrala begrepp.

2.1 AKUSTISKA BEGREPP – UNDERVATTENSBULLER:

För ljud i luft anges vanligtvis ljudtrycksnivån i dBA relativt 20 μ Pa medan ljudtrycksnivån i vatten vanligtvis anges i dB relativt 1 μ Pa. Vid redovisning av ljudnivåer i luft används vanligen ett så kallat A-vägningsfilter för att återspegla människans uppfattning om ljud. Vid redovisning av ljudnivåer i vatten används både linjära ljudnivåer (utan vägningsfilter) samt ljudnivåer vägda med artspecifika vägningsfilter. Detta innebär att ljudnivåerna i luft och vatten inte enkelt går att jämföra med varandra, dels på grund av olika referensnivåer, dels på grund av vägningsfilter.

Ljudtrycksnivån kan anges med olika mått beroende på hur tryckvariationerna har medelvärdesbildats. Riktvärden för undervattensbuller anges normalt utifrån följande mått:

- $SPL_{(topp)}$ – (Sound Pressure Level). Det maximala absoluta värdet för övertrycket eller undertrycket. Nivån anges i dB relativt $1 \mu Pa$.
- SEL – (Sound Exposure Level) Ljudexponeringsnivå. Nivån beräknas från den totala ljudenergin under en viss tid. Ljudexponering under 24 timmar betecknas SEL_{24h} . Nivån anges i dB relativt $1 \mu Pa^2s$. SEL är den enhet som visats vara bäst relaterad till hörselskador. [1]
- $SEL_{(enkel)}$ – Denna beteckning används för att ange ljudexponeringsnivån över en ljudtopp (exempelvis ett påslag).

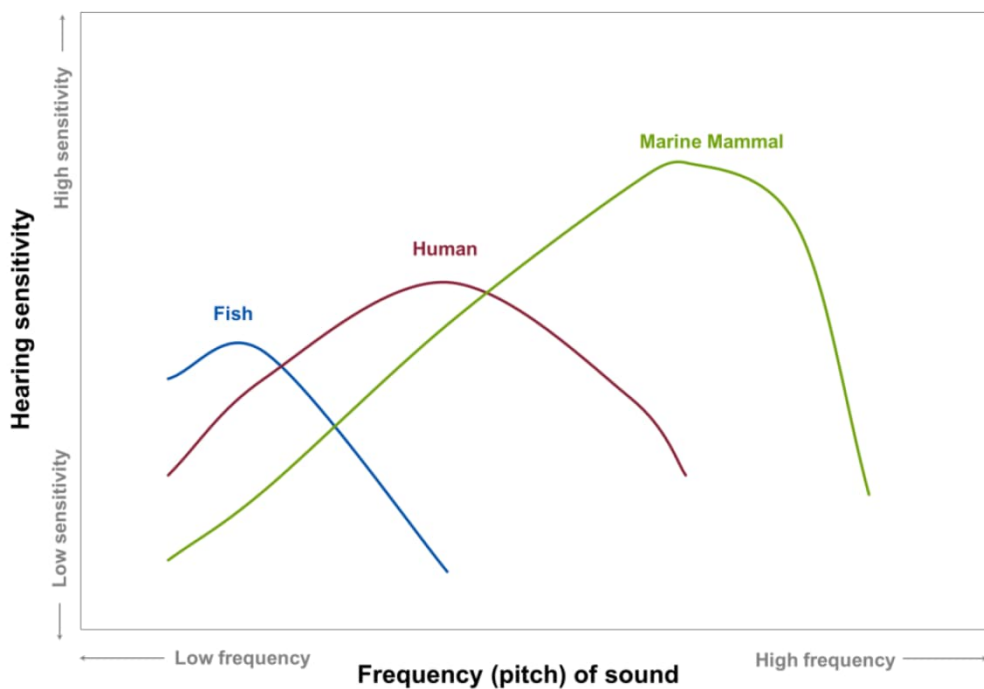
Den fysiologiska påverkan på vattenlevande djur delas vanligen upp i två undergrupper:

- TTS (Temporary Threshold Shift) – Tillfällig hörselskada
- PTS (Permanent Threshold Shift) – Permanent hörselskada

Som framgår av termerna är TTS övergående medan PTS inte är det. TTS kan dock övergå till PTS. Risken för att detta sker ökar med ökande ljudtrycks- och ljudexponeringsnivåer, exponeringens varaktighet, samt hur många gånger exponeringen upprepas. [2]

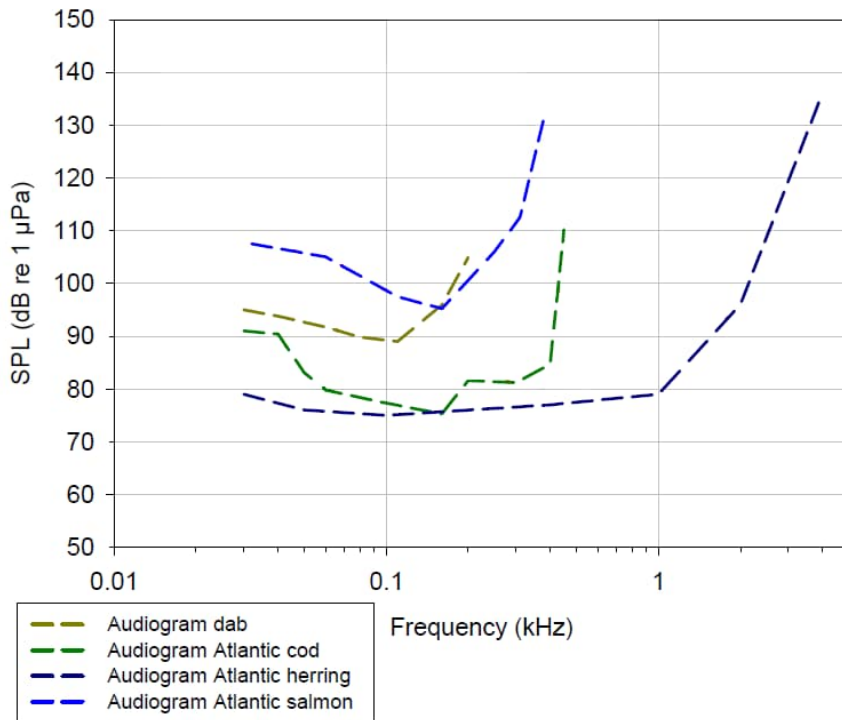
2.2 HÖRSELN HOS MARINA DÄGGDJUR OCH FISK:

Vid bedömning av miljöpåverkan från undervattensbuller är det viktigt att bullerkällans frekvensinnehåll tas i beaktande. I Figur 2 redovisas en schematisk bild över ljudkänslighet hos vattenlevande djur. Figur 2 visar att fiskar generellt är mer känsliga för buller i det lägre frekvensområdet medan marina däggdjur generellt är mer känsliga i det högre frekvensområdet. [3]

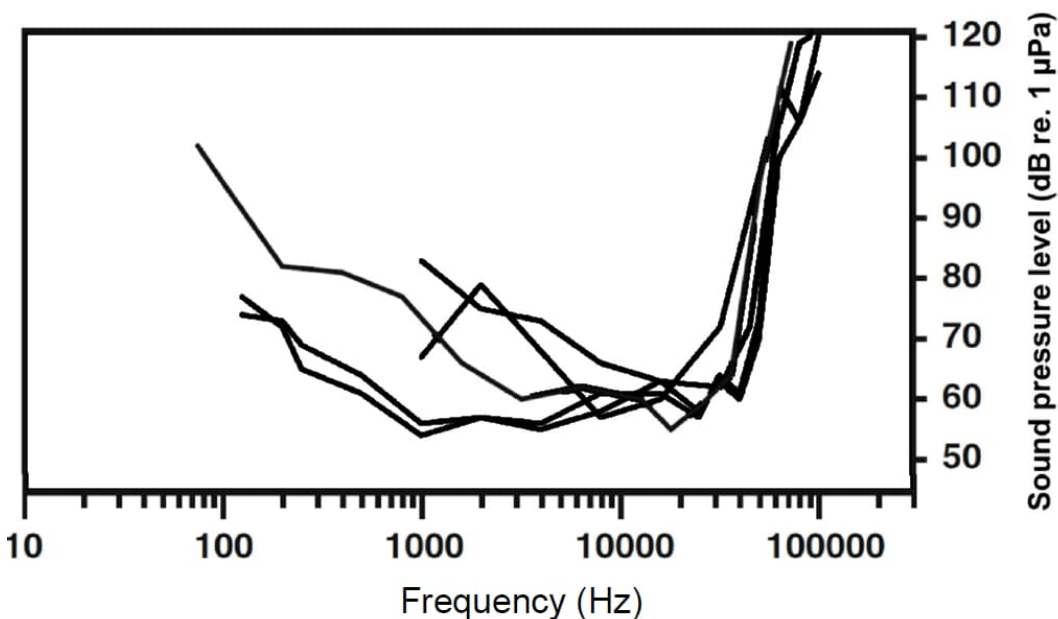


Figur 2: Schematisk bild över hörselns känslighet. Figuren är hämtad från [3].

Känsligheten hos fiskar och marina däggdjurs hörsel är också starkt artberoende. Exempelvis är fiskar med simblåsa mer känsliga för höga ljudtryck än fiskar utan simblåsa [1]. I Figur 3 presenteras kurvor för hörtröskeln hos några vanliga fiskarter. Hörtröskeln anger lägsta uppfattbara ljudtrycksnivå vid respektive frekvens. I Figur 4 redovisas motsvarande kurva för knobbsäl. I området kring Vindpark Sylen förekommer sälararterna gråsäl och vikare. Underlaget av studier av dessa arters hörtröskel är mer begränsat [4]. I denna utredning används därför samma bedömningsgrunder för samtliga aktuella sälararter. Detta antagande är i linje med den danska Energistyrelsens vägledning [5] där samma tröskelvärden för TTS och PTS används för både gråsäl och knobbsäl.



Figur 3: Hörtröskel för sandskädda (dab) och atlantisk torsk (cod), sill (herring) och lax (salmon). Figuren motsvarar graf i [6].



Figur 4: Vid olika studier uppmätt hörtröskel för knobbsäl. Figuren motsvarar graf i [7].

2.3 VÄGNINGSFILTER:

Vissa av de tröskelvärden som har använts i denna utredning för bedömning av påverkan på vattenlevande djur avser bullernivåer som har filtrerats med vägningsfilter. För att ta hänsyn till olika arters känslighet för buller inom olika frekvensområden har vägningsfilter tagits fram för olika grupper av vattenlevande däggdjur. Vägningsfiltret $W(f)$ är konstruerat med ekvationen nedan. Beroende på val av konstanterna a , b , C , f_1 och f_2 justeras filtret till olika grupper av vattenlevande djur. I Tabell 1 redovisas konstanternas värden för anpassning till säl.

$$W(f) = C + 10 \log_{10} \left(\frac{(f/f_1)^{2a}}{(1 + (f/f_2))^a (1 + (f/f_2))^b} \right) \text{ dB}$$

Tabell 1: Konstanter för anpassning av vägningsfiltret $W(f)$ till PCW, Phocid Carnivores in Water (används för säl).

Vägningsfilter	a	b	C	f_1	f_2
PCW	1	2	0,75 dB	1,9 kHz	30 kHz

Vägningsfiltrets beteckning PCW är hämtad från *Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects* [8] och är den beteckning som används i den danska Energistyrelsens vägledning [5] (se avsnitt 3.1).

De i denna rapport använda bedömningsgrunderna för påverkan på fisk avser linjär ljudnivå utan tillämpning av vägningsfilter.

3 BEDÖMNINGSGRUNDER:

I Sverige finns i dagsläget inga fastställda ljudnivåer för när undervattensbuller blir så högt att det kan skada djur i havet. Det saknas därför också vedertagna begränsningsvärden som anger vilka nivåer av undervattensbuller som kan tillåtas för bullrande aktiviteter utan att riskera allvarliga miljöeffekter. [1]

Nedan presenteras de riktvärden och vägledningar som legat till grund för bedömningen i denna utredning.

3.1 DANSKA ENERGISTYRELSENS VÄGLEDNING:

Den danska Energistyrelsen utkom i maj 2022 med vägledningen *Guideline for underwater noise – Installation of impact or vibratory driven piles* [5]. I vägledningen anges tröskelvärden för när PTS och TTS kan uppkomma hos olika grupper av vattenlevande däggdjur. I vägledningen görs en uppdelning med olika tröskelvärden beroende på ljudets karaktär. Uppdelningen gäller impulsartat buller ("I-type sounds") och övrigt buller ("other sounds"). Tröskelvärdena gällande övrigt buller är generellt något högre. I Tabell 2 presenteras de tröskelvärden som anges för gråsäl avseende buller av impulskaraktär. I Tabell 3 presenteras de tröskelvärden som anges för gråsäl och knubbsäl avseende övrigt buller. I denna utredning används värdena i Tabell 3 för bedömning av det kontinuerliga bullret under driftsfasen.

Tabell 2: Tröskelvärden angivna av den danska Energistyrelsen. Tröskelvärdena för PTS och TTS är frekvensvägda utifrån djurtyp och avser buller med impulskaraktär ("I-type sounds"). [5]

Djurtyp	Vägningsfilter	Ljudexponeringsnivå SEL _{24h} dB rel. 1 µPa ² s	
		PTS	TTS
Säl	PCW	185	170

Tabell 3: Tröskelvärden angivna av den danska Energistyrelsen. Tröskelvärdena för PTS och TTS är frekvensvägda utifrån djurtyp och avser buller benämnt "other sounds". [5]

Djurtyp	Vägningsfilter	Ljudexponeringsnivå SEL _{24h} dB rel. 1 µPa ² s	
		PTS	TTS
Säl	PCW	201	181

3.2 VINDVALS FÖRSLAG TILL SKADLIGA LJUDNIVÅER VID PÅLNINGSBULLER:

I Vindvals rapport 6723 *Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning* [1] ges förslag på ljudnivåer vilka är ämnade att ligga till grund för framtagande av begränsningsvärden för reglering av undervattensbuller. I Tabell 4 sammanfattas de i rapport 6723 angivna ljudnivåerna för SPL_(topp) och SEL_(enkel) för mortalitet och skador på inre organ hos fisk, ägg och larver.

Enligt Rapport 6723 [1] har storskaliga experiment visat på beteendeförändringar hos skarpsill (liknande hörsel som sill) vid exponering för pålningsljud. I Tabell 4 redovisas också i [1] angivna ljudnivåer för SPL_(topp) och SEL_(enkel) avseende beteendeförändringar hos sill.

Tabell 4: I Vindvals rapport 6723 angivna ljudnivåer för SPL_(topp) och SEL_(enkel) för mortalitet och skador på inre organ hos fisk, ägg och larver, respektive beteendeförändring för sill (påverkansnivå antagen från studier på skarpsill). [1]

Djurtyp	Påverkan	Ljudtrycksnivå SPL _(topp) dB rel. 1 µPa (utan vägningsfilter)	Ljudexponeringsnivå SEL _(enkel) dB rel. 1 µPa ² s (utan vägningsfilter)
Fisk	Mortalitet och skador på inre organ	207	174
Ägg och larver	Mortalitet och skador på inre organ	217	187
Sill	Beteendeförändring	163	135

Rapport 6723 [1] föreslår inga ljudnivåer för undervattensbuller när det gäller flyktbeteende eller tillfällig hörselskada (temporary threshold shift, TTS) hos fisk generellt. I rapporten anges följande:

"I dagsläget föreslås inga ljudnivåer för flyktbeteende eller en tillfällig hörselskada (Temporary Threshold Shift, TTS) hos fisk. Anledningen är att till skillnad från fysiologiska skador på inre organ är både flyktbeteende och hörselskada kopplad till artens specifika känslighet för frekvens och ljudets intensitet. Det går dessutom inte utifrån befintlig litteratur bedöma om ett flyktbeteende påverkar arten negativt på populationsnivå eller om effekten av påverkan är relaterad till område och tidsperiod."

3.3 NOAA:S VÄGLEDNING:

De av den danska Energistyrelsen redovisade tröskelvärden för PTS och TTS är i linje med tröskelvärden redovisade av det amerikanska vetenskapliga organet NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). I NOAA:s rapport *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)* [9] redovisas också tröskelvärden för $SPL_{(topp)}$ (utan vägningsfilter) för uppkomst av PTS och TTS hos säl. Dessa tröskelvärden redovisas i Tabell 5.

Tabell 5: Av NOAA angivna tröskelvärden för $SPL_{(topp)}$ gällande PTS och TTS hos säl. [9]

Djurtyp	Ljudtrycksnivå $SPL_{(topp)}$ dB rel. 1 μPa (utan vägningsfilter)	
	PTS	TTS
Säl	218	212

3.4 SAMMANFATTNING BEDÖMNINGSGRUNDER:

I Tabell 6 sammanfattas de tröskelvärden som beskrivits i avsnitten 3.1–3.3 och som beräkningsresultaten jämförs mot när det gäller pålning. Beräkningsresultat för undervattensbuller under driftfasen jämförs mot de av den danska Energistyrelsen angivna tröskelvärdena för "other sounds" (se Tabell 3).

Tabell 6: Sammanfattning av de tröskelvärden som nivåerna av undervattensbuller från pålning jämförs mot. Tröskelvärdena för SEL gäller dB relativt $1 \mu Pa^2s$, tröskelvärdena för SPL gäller dB relativt $1 \mu Pa$.

Djurtyp	Påverkan	Mått	Tröskelvärde, dB	Källa
Säl	PTS	$SEL_{24h,PCW}$	185	Danska Energistyrelsens vägledning
		$SPL_{(topp)}$	218	NOAA:s vägledning
	TTS	$SEL_{24h,PCW}$	170	Danska Energistyrelsens vägledning
		$SPL_{(topp)}$	212	NOAA:s vägledning
Fisk	Mortalitet och skador på inre organ	$SPL_{(topp)}$	207	Vindval rapport 6723
		$SEL_{(enkel)}$	174	Vindval rapport 6723
Sill	Beteendeförändring	$SPL_{(topp)}$	167	Vindval rapport 6723
		$SEL_{(enkel)}$	135	Vindval rapport 6723
Ägg och larver	Mortalitet och skador på inre organ	$SPL_{(topp)}$	217	Vindval rapport 6723
		$SEL_{(enkel)}$	187	Vindval rapport 6723

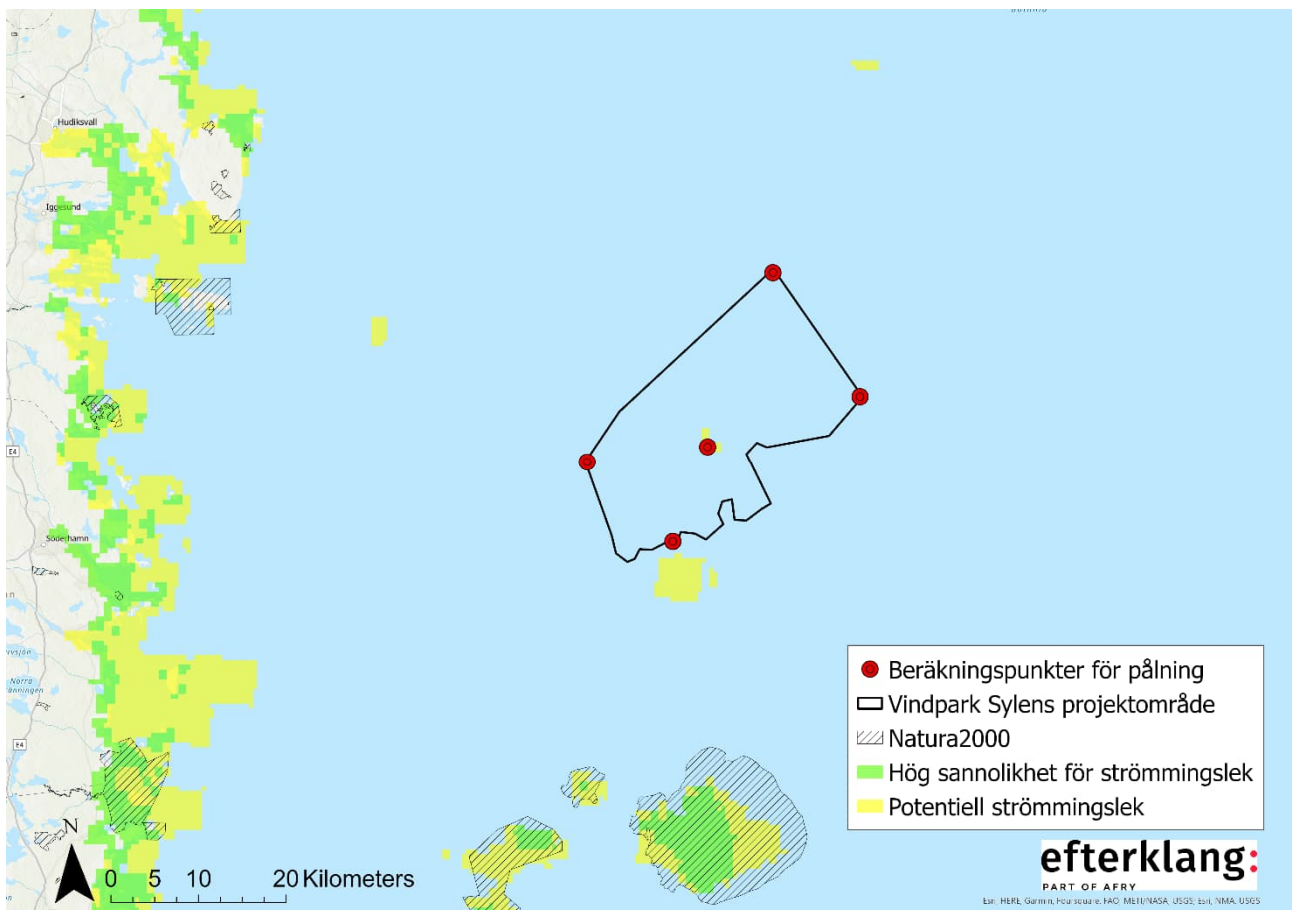
4 BERÄKNINGAR:

4.1 ALLMÄNT OM UTFÖRDA BERÄKNINGAR:

De mest betydande nivåerna av undervattensbuller förväntas alstras under anläggningsfasen av vindkraftparken. Under anläggningsfasen bedöms pålning vara den klart dominerande bullerkällan. Av tillgängliga grundläggningstekniker bedöms pålning av monopilefundament alstra högst nivåer av undervattensbuller. Vid grundläggning av andra fundamenttyper så som fackverksfundament eller gravitationsfundament förväntas lägre bulleralstring. Därför har

utredningen av bullerspridningen under anläggningsfasen fokuserat på buller från pålning av monopilefundament. I avsnitt 4.2 beskrivs hur pålningsarbetena har modellerats som bullerkälla.

För att visa på eventuella skillnader i bullerspridning beroende på pålningens lokalisering har beräkningar av fem olika pålningspositioner studerats. Positionerna har valts för att ge en bild av bullerspridningen i olika riktningar kring projektområdet. Positionerna i söder och i mitten av projektområdet har också valts med tanke på närheten till sannolika eller potentiella lekområden för strömning. I Figur 5 redovisas en översikt av valda positioner. Pålningsarbetena planeras att ske i en position åt gången.



Figur 5: Utredda pålningspositioner (markerade i rött). Skrafferade område avser Natura 2000 områden. Områden med hög sannolikhet för strömmingslek är markerade i grönt. Områden där det potentiellt förekommer strömmingslek är markerade i gult. Bakgrundskarta från ArcGIS Pro, Esri m.fl.

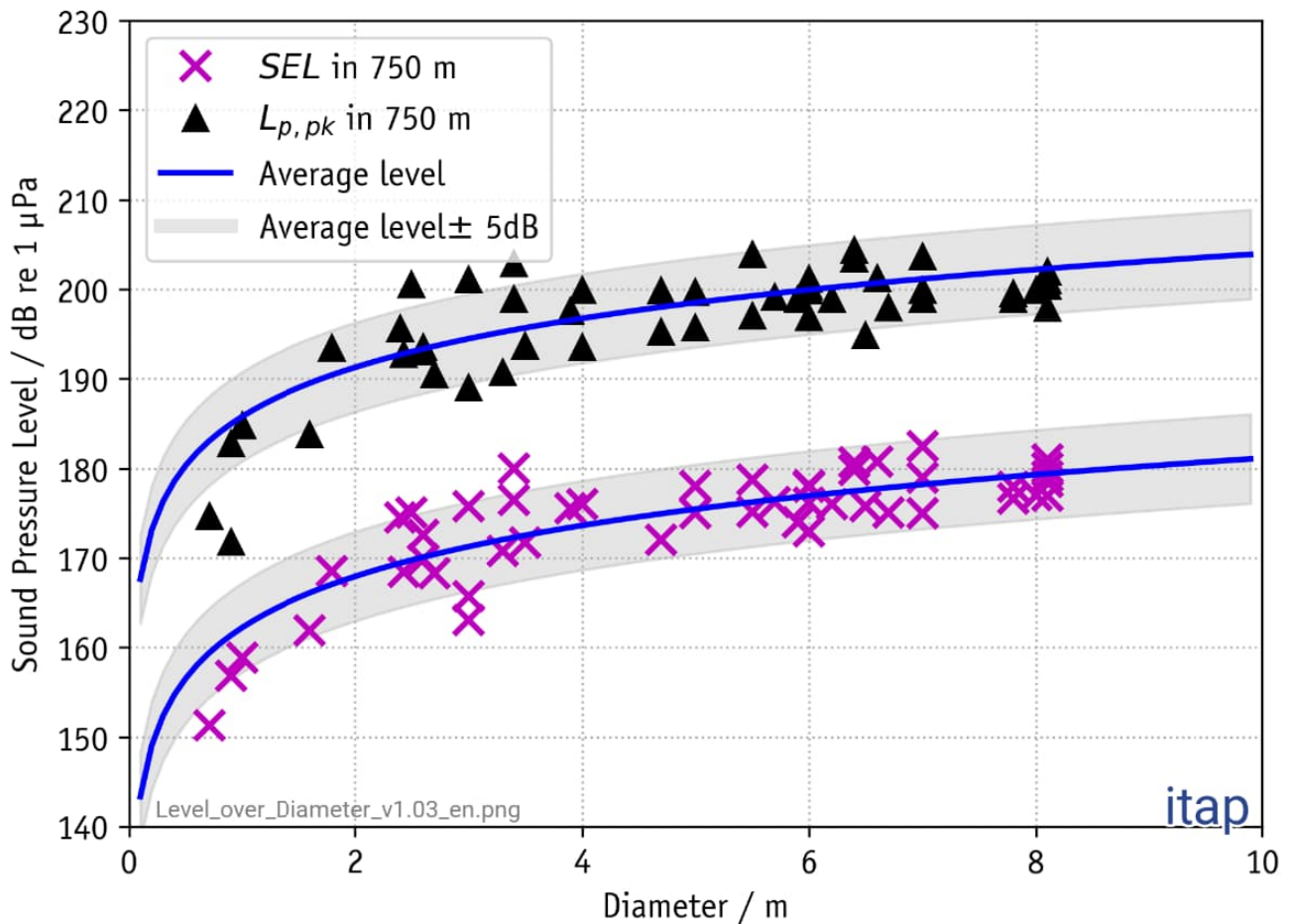
4.2 PÅLNINGSVERKSAMHET - BESKRIVNING AV BULLERKÄLLAN:

För beräkning av bullerspridningen från pålning har beräkningsprogrammet dBSea 2.3 använts (ytterligare information om programvaran och använda inställningar finns i avsnitt 4.5). Pålningen har modellerats som en punktkälla med en viss källstyrka (ljudnivån på avstånd 1 m från en tänkt punktkälla). Som underlag för framtagande av källstyrkan har studien *Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values* [10] använts. Studien är baserad på ett stort antal ljudmätningar av pålningsarbeten. I studien presenteras en sammanfattande graf över hur ljudnivån förändras med avseende på påldiameter (Figur 6). Ljudnivåerna i Figur 6 har normaliserats till avståndet 750 m från pålningen. För att beräkna källstyrkan har en förenklad ljudutbredningsmodell använts där ljudnivån antas avta med 4,5 dB per avstånds-fördubbling [11]. Detta medför en skillnad av 43 dB mellan ljudnivån vid 750 m och ljudnivån vid 1 m från bullerkällan.

De största påldiametrarna som redovisas i Figur 6 är 8 m. I Vindpark Sylen planeras för användande av påldiametern 15 m. Mätningarna redovisade i Figur 6 visar på en ungefärlig ökning av 6 dB per fördubbling av påldiametern.

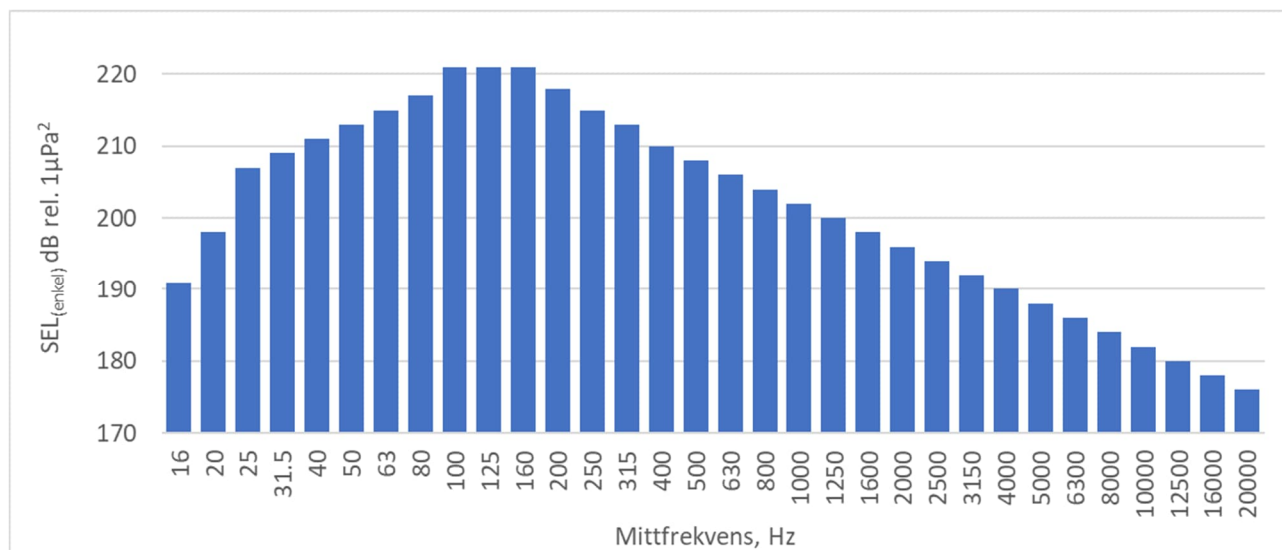
Med avläsning av medelvärdena i Figur 7 (de blå linjerna) och ovan angivna samband ger detta följande källstyrka för pålning med en påldiameter på 15 m:

- $SEL_{(enkel)}$: 228 dB
- $SPL_{(topp)}$: 250 dB



Figur 6: Nivåer av undervattensbuller vid pålning med olika påldiametrar. Nivåerna är normaliserade till avståndet 750 m från pålningen. SEL i figuren avser $SEL_{(enkel)}$, $L_{p,pk}$ är samma mått som i denna rapport benämns $SPL_{(topp)}$. Figuren är hämtad från [10].

Frekvensinformation för pålningsbullret har hämtats från [10] där ljudnivåer i tersband redovisas. Redovisade tersbandsnivåer har sedan anpassats till aktuella källstyrka. I Figur 7 visas tersbandsnivåer anpassade till källstyrkan $SEL_{(enkel)}$ 228 dB.



Figur 7: TERSBANDSNIVÅER FÖR UNDERVATTENSBULLER VID PÅLNING. NIVÅERNA HAR ANPASSATS TILL KÄLLSTYRKAN $SEL_{(enkel)}$ 228 dB. DE RELATIVA TERSBANDSNIVÅERNA ÄR HÄMTADE FRÅN [10].

Ovan angivna källstyrka avser pålning då full energi används vid påslagen. Pålningens arbeten utförs dock normalt med en upprampningssekvens där styrkan i påslagen succesivt ökar. I [12] ges ett exempel på en generisk upprampningssekvens (Tabell 7), vilken använts i beräkningarna. I [12] föreslås också antagandet att utstrålat buller är direkt proportionellt mot andelen slagenergi. Halverad slagenergi ger alltså upphov till en halvering av utstrålat buller, det vill säga en minskning med 3 dB.

Tabell 7: Generisk upprampningssekvens redovisad i [12]. Total tid för hela sekvensen är 6 timmar.

Andel av total slagenergi	Antal slag	Antal slag per minut
10 %	150	15
20 %	75	15
40 %	75	15
60 %	75	15
80 %	75	15
100 %	9900	30

4.3 UNDERVATTENSBULLER UNDER DRIFT:

I maj 2022 utkom Naturvårdsverket, genom forskningsprogrammet Vindval, med rapporten *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv - En syntesrapport om kunskapsläget 2021* [13]. I rapporten anges bland annat att:

”Ljud från vindkraftverk är inte kraftiga nog till att ge temporära eller permanenta hörselskador på marina däggdjur ens om djuren uppehåller sig på mycket nära håll under lång tid.

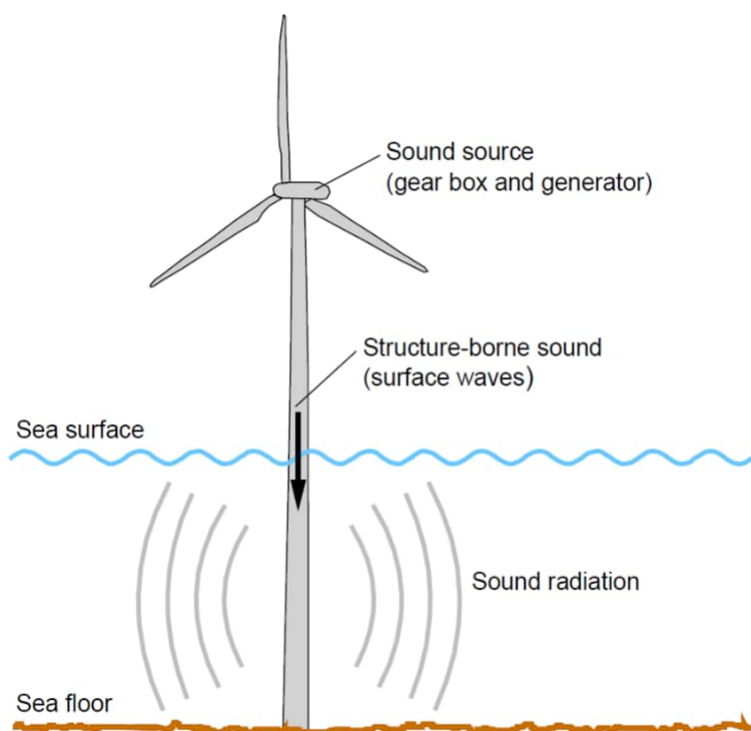
De undervattensljud som genereras vid driftfasen verkar inte skrämna vare sig sälar eller tumlare, även när dessa uppehåller sig nära fundamenten”

Vidare anges att:

“Ljudnivåerna varierar med belastningen, det vill säga vindhastigheten, men ligger avsevärt under de som avges under anläggningsfasen och seismiska undersökningar, och också under de nivåer som större fartyg normalt genererar”

I förhållande till anläggningsfasen av vindkraftverk förväntas således driftsfasen att ge upphov till betydligt lägre bulleralstring.

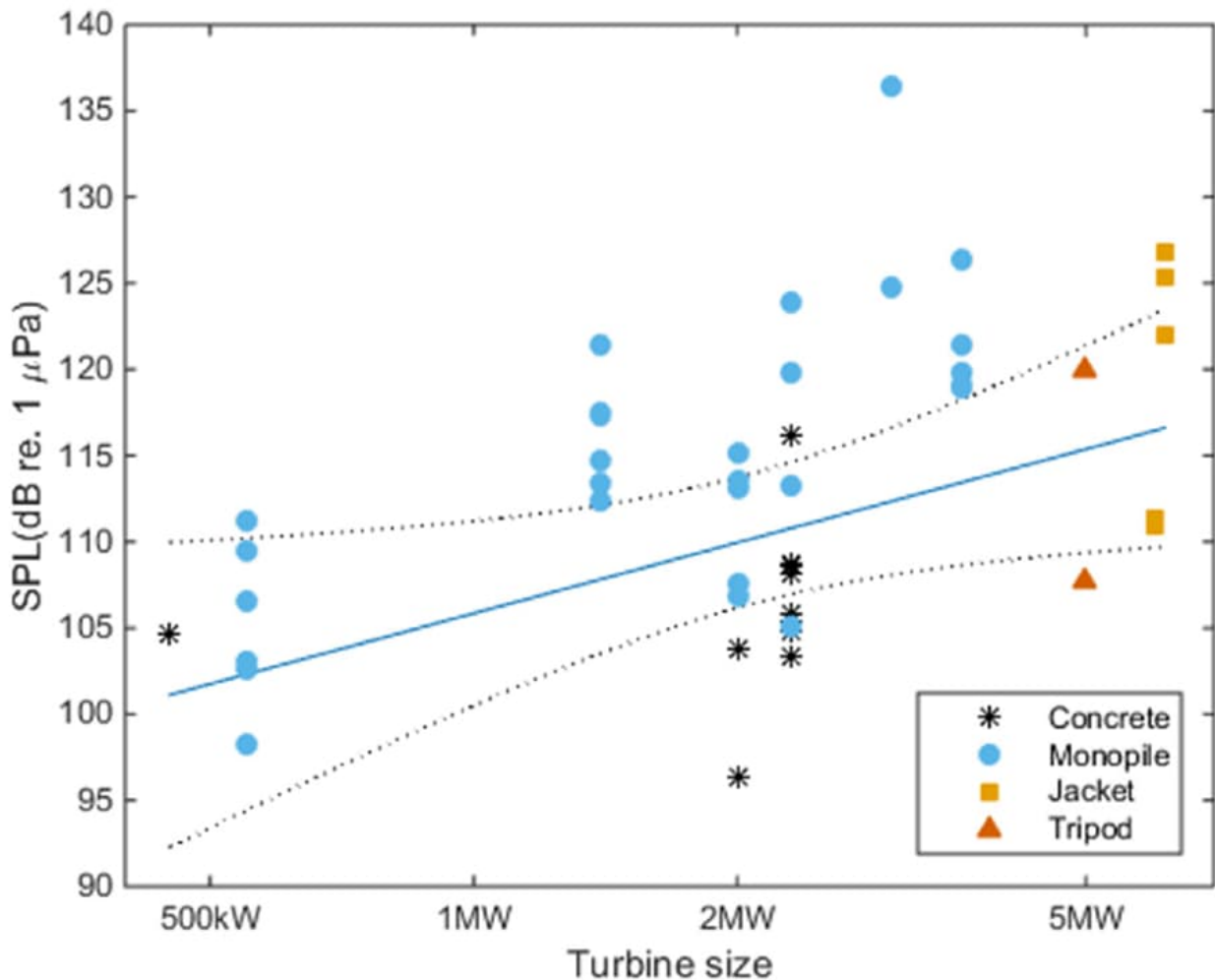
Buller från drift av vindkraftverken alstras på två olika sätt, dels vid vattenytan genom tryckfluktuationer som uppstår vid rotorbladens passage, dels via vibrationer genom torn och fundament. Det är främst vibrationer alstrade i vindkraftverkets torn som påverkar undervattensljudet. Vibrationerna från tornet kommer från växellådans kuggingrepp och generatoren. Detta ljud består främst av toner under 1000 Hz. Det luftburna ljudet från rotorerna reflekteras i stor utsträckning i vattenytan och har därmed mindre betydelse för undervattensbullret [14]. I Figur 8 ses en schematisk bild över hur vibrationerna fortplantar sig i tornet och strålar ut som undervattensbuller.



Figur 8: Principskiss över utstrålningen av undervattensbuller från ett vindkraftverk. Figuren är hämtad från [15].

4.4 DRIFTFAS - BESKRIVNING AV BULLERKÄLLAN:

Undervattensbuller från driften av vindkraftverken varierar beroende av vindkraftverkens storlek och de rådande vindförhållanden. I [16] redovisas en sammanställning av en mängd mätningar av undervattensbuller från vindkraftverk. De uppmätta vindkraftverkens effekter varierar mellan 0,2 MW och 6,15 MW. Utifrån uppmätta ljudnivåer konstateras i [16] att det finns ett signifikant samband mellan vindkraftverkens effekt och utstrålat buller men spridningen i resultatet är stort. I Figur 9 presenteras en sammanställning av mätunderlaget normaliserat till avståndet 100 m och vindhastigheten 10 m/s. Vindkraftverk med fundamenttyperna monopile-, tripod-, fackverks- (Jacket) och gravitationsfundament (Concrete) är representerade i mätunderlaget

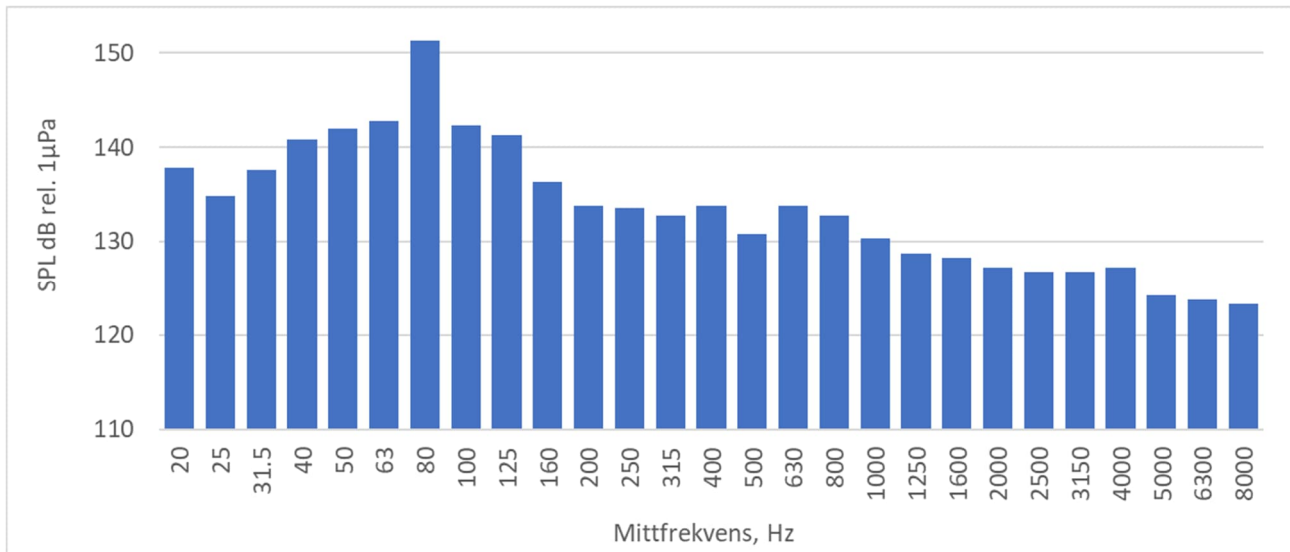


Figur 9: Uppmätta nivåer av undervattensbuller från ett antal vindkraftverk. Ljudnivåerna är normaliserade till avståndet 100 m och vindhastigheten 10 m/s. Den blå linjen avser bästa linjära kurvanpassning. Figuren är hämtad från [16].

Med den till mätunderlaget bäst anpassade räta linje ses att utstrålat buller ökar med 13,6 dB för en tiofaldig ökning av turbinens effekt. [16]

Med den framtagna ökningen av 13,6 dB för en tiofaldig ökning av turbinens effekt erhålls från den anpassade räta linjen i Figur 9 (blå linje) en ljudnivå av 124 dB relativt 1 μPa på avstånd 100 m från en turbin med effekt 22 MW (planerad effekt för vindkraftverken i Vindpark Sylen). Omräknat med en förenklad ljudutbredningsmodell där ljudnivån antas avta med 4,5 dB per avståndsfördubbling [11] ger detta en källstyrka av 154 dB relativt 1 μPa på avstånd 1 m. I Figur 10 redovisas de i beräkningarna använda tersbandsnivåerna. Dessa är hämtade från mätningar av vindkraftverk anlagda med tripodfundament vid vindparken Alpha Ventus [17]. Hur ljudenergin fördelas i tersband skiljer sig åt mellan olika vindkraftverk, men generellt består vindkraftverkens buller främst av toner under 1000 Hz. De i beräkningarna använda relativa tersbandsnivåerna har anpassats till källstyrkan SPL 154 dB relativt 1 μPa .

I jämförelse med fartygsbuller är denna beräknade källstyrka lägre än vad som normalt förekommer från kommersiella fartyg. Medelstora till stora kommersiella fartyg har typiskt en källstyrka mellan 165 och 185 dB relativt 1 μPa på avstånd 1 m, men även högre bulleralstring förekommer. [18]



Figur 10: Tersbandsnivåer för undervattensbuller från drift av vindkraftverk. Nivåerna har anpassats till källstyrkan SPL 154 dB relativt 1 μPa. De relativa tersbandsnivåerna är hämtade från mätningar av vindkraftverk anlagda med tripodfundament vid vindparken Alpha Ventus [17].

4.5 BERÄKNINGSMETOD:

Beräkningarna av bullerspridningen är utförda i beräkningsprogrammet dBSea 2.3. I programmet finns olika algoritmer implementerade för beräkning av bullerspridning. Algoritmerna fungerar olika väl vid olika förhållanden. De begränsande faktorerna är framför allt frekvensområde och bottendjup [19]. Med underlag av information i [19] har i beräkningarna algoritmerna Normal modes (NM) och Ray Tracing (RT) valts. RT är en robust algoritm som generellt ger god samstämmighet med uppmätta värden [19]. RT har dock begränsningar i framför allt låga frekvenser. NM har därför använts i beräkningarna för de lägre tersbanden (20 Hz – 500 Hz) medan RT har använts för tersbanden 630 Hz – 20 kHz.

Beräkningsgången kan kort beskrivas enligt följande:

- Digital batymetri används som grunddata för att bygga upp en 3D-modell i beräkningsprogrammet. Batymetrin har hämtats från Emodnet, <https://portal.emodnet-bathymetry.eu/>
- Aktuella positioner för bullerkällorna placeras in i 3D-modellens koordinatsystem.
- Bullerkällorna har modellerats med källstyrka och tersbandsspektrum.
- Parametrar så som typ av botten, hastighetsprofil, salinitet (vilken i beräkningarna ansats till 6 psu) och vägningsfilter specificeras (se avsnitten 4.6, 4.7 och 2.3).
- Val av algoritmer och aktuella frekvensområden ställs in.

För jämförelse mot de av den danska Energistyrelsen angivna tröskelvärdena för SEL_{24h} [5] behöver flyktbeteendet hos en tänkt mottagare av bullret tas i beaktande. I [5] föreslås en enkel modell där flykten sker från en startposition 200 m från bullerkällan. Flykten modelleras med en konstant hastighet av 1,5 m/s i en rät linje bort från bullerkällan.

Med underlag av beräknad bullerspridning, beräknat flyktbeteende, pålningsens upprampningssekvens och antagandet att utstrålat buller är direkt proportionellt mot andelen slagenergi i påslagen kan ett värde för SEL_{24h} beräknas. Beräkningen utförs genom att, för en tänkt rörlig mottagare, summera SEL_(enkel) för samtliga påslag i som förekommer under en och samma tidsperiod av 24 timmar. Summeringen utförs enligt ekvationen nedan, där xx avser aktuellt vägningsfilter (exempelvis VHF för tumlare), N totalt antal påslag och r_i den sträcka mottagaren har tillryggalagt vid påslag i .

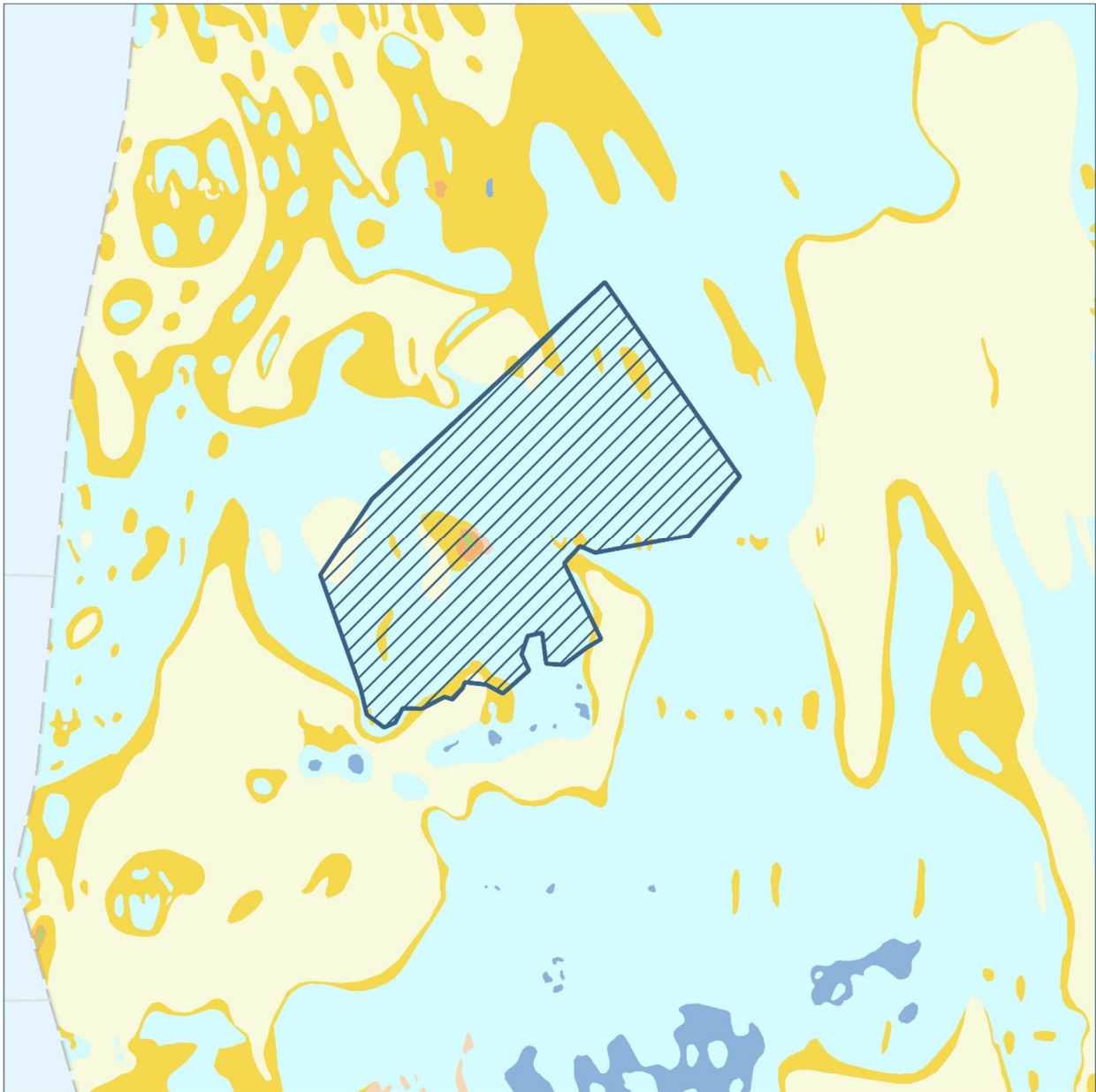
$$SEL_{24h,xx} = 10 \log_{10} \sum_{i=1}^N 10^{\frac{SEL_{(enkel,i),xx}(r_i)}{10}} \text{ dB.}$$

Om nivåer överskridande tröskelvärdena för PTS beräknas då en startposition av 200 m från bullerkällan antas behöver åtgärder vidtas. Antingen genom att dämpa bullerkällan eller genom användande av akustiska system för att skrämman bort djur från området. Enligt [5] bör akustiska system för att skrämman bort djur från området endast användas vid förekomst av bullernivåer överskridande tröskelvärdena för PTS. Då dessa system i sig innebär en miljöpåverkan med hänseende till undervattensbuller är det inte motiverat att använda systemen vid moment som alstrar lägre bullernivåer.

Gällande buller under driftsfasen så har beräkningarna inte inkluderat ett flyktbeteende hos mottagaren. Beräkningarna av buller under driftsfasen har utförts i stationära punkter eftersom undervattensljud som genereras vid driftsfasen inte verkar skrämman vare sig sälar eller tumlare [13].

4.6 HAVSBOTTEN:

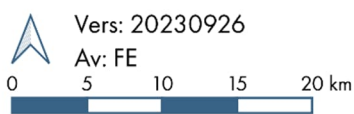
Havsbottnen i området kring Vindpark Sylen består till stor del av morän med varierande andel av avlagringar av postglacial lera. I beräkningsmodellen har botten konservativt antagits vara morän i hela det utredda området. Mer ljudabsorberande leriga bottensediment har inte inkluderats i beräkningsmodellen. I Figur 11 ses en översikt över bottensubstrat inom Vindpark Sylen och dess omnejd.



Vindpark Sylen

Bottensubstrat, dominerande översta metern

- Postglacial silt
- Postglacial sand och grus
- Glacial lera
- Isälsavlagring i allmänhet
- Morän
- Sedimentär berggrund



Skala: 1:500 000

Projektområde

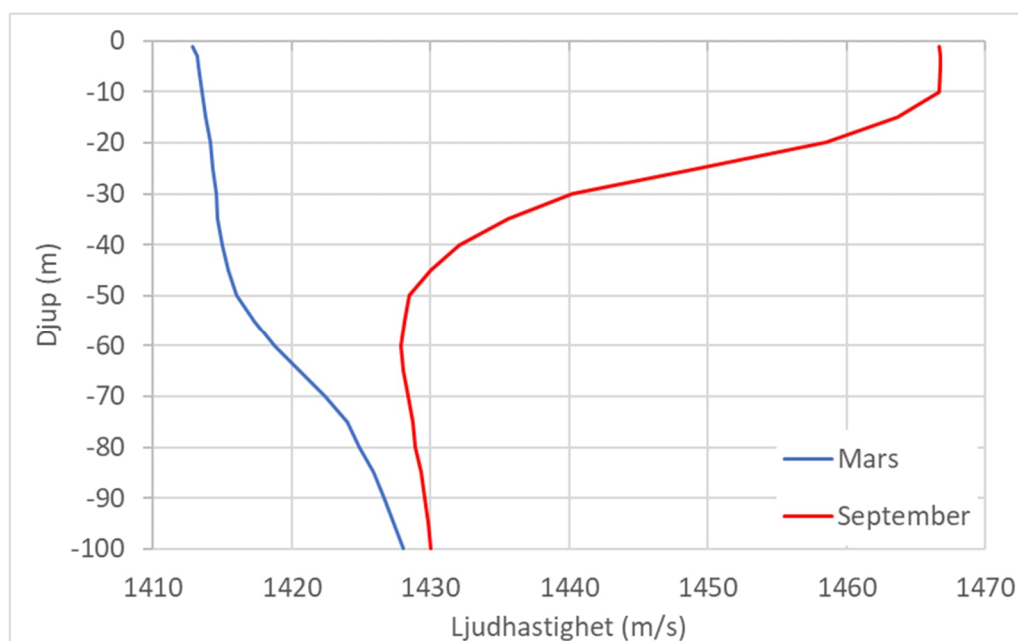
Figur 11: Översikt av bottensubstrat i och kring Vindpark Sylens projektområde.

4.7 HASTIGHETSPROFIL:

På större avstånd från pålningen kan variationer i ljudutbredningens hastighetsprofil ha betydelse för alstrade ljudtrycksnivåer. Variationerna i hastighetsprofil är säsongsmässiga. För området kring Vindpark Sylen ses störst skillnad i hastighetsprofil mellan servinter (mars) och sensommar (september). Beräkningarna av bullerspridningen från pålningen vid grundläggningsarbetena för Vindpark Sylen har därför delats upp i ett vinter- och ett sommarscenario.

Från mätdata av temperatur och salinitet på olika bottendjup har ljudhastighetsprofiler beräknats med Coppens ekvation [20]. För beräkningarna har medelvärden från mätningar utförda mellan 2010 och 2021 i närheten av Vindpark Sylens projektområde använts. I Figur 12 redovisas beräknade ljudhastighetsprofiler.

Anledningen till de olika nivåerna av undervattensbuller för vinter- och sommarscenariot är att hastighetsprofilen för vinter böjer ljudvågorna upp mot ytan där ljudet reflekteras med en stor andel energi bibehållen. Hastighetsprofilen för sommar böjer däremot ned ljudvågorna mot havsbotten. Vid ljudreflexen i havsbotten absorberas en större del av ljudets energi jämfört med reflexen i vattenytan. [1]



Figur 12: Ljudhastighetsprofil för mars (blå linje) använd för vinterscenarioer och september (röd linje) använd för sommarscenarioer.

4.8 BERÄKNINGSFALL:

Beräkningarna av bullerspridningen har delats upp i 6 beräkningsfall. Beräkningsfall 1–5 gäller pålning och beräkningsfall 6 gäller buller under driftsfasen. Beräkningarna av pålning har utförts både avseende ett vinter- och ett sommarscenario. Pålningens lägen redovisas i Figur 5.

1. Pålning i söder
2. Pålning i väster
3. Pålning i norr
4. Pålning i öster
5. Pålning i mittposition
6. Buller under driftsfas

5 BERÄKNINGSRESULTAT:

5.1 LJUDEXPONERINGSNIVÅER:

I Tabell 8 redovisas beräknade ljudexponeringsnivåer $SEL_{24h,PCW}$ för de olika utredda pålningspositionerna. Beräknade ljudexponeringsnivåer $SEL_{24h,PCW}$ gäller för en rörlig mottagare som flyr bort från bullerkällan och som vid pålnings start befinner sig på ett avstånd av 200 m från pålning. I Tabell 8 redovisas också vilka avstånd som en rörlig mottagares flykt skulle behöva börja ifrån som kortast för att tröskelvärdena kopplade till PTS och TTS hos säl inte ska överskridas.

Tabell 8: Beräknade ljudexponeringsnivåer SEL_{24h} anpassade med vägningsfilter för säl samt beräknade säkerhetsavstånd (startpositioner) vid pålnings start för att en undflyende rörlig mottagare inte ska exponeras för nivåer av $SEL_{24h,PCW}$ högre än 185 dB för PTS och 170 dB för TTS.

Beräkningsfall	Beräknad ljudexponeringsnivå för säl $SEL_{24h,PCW}$ dB rel. $1 \mu Pa^2s$	Beräknat säkerhetsavstånd för säl för undvikande av	
		PTS	TTS
1. Pålning söder. Vinter	196	15 km	> 100 km
1. Pålning söder. Sommar	196	14 km	60 km
2. Pålning väster. Vinter	197	18 km	> 100 km
2. Pålning väster. Sommar	197	16 km	50 km
3. Pålning norr. Vinter	196	20 km	> 100 km
3. Pålning norr. Sommar	196	15 km	55 km
4. Pålning öster. Vinter	196	18 km	> 100 km
4. Pålning öster. Sommar	196	17 km	85 km
5. Pålning mitt. Vinter	195	17 km	> 100 km
5. Pålning mitt. Sommar	195	12 km	75 km

Beräkningsmässigt föreligger ljuddämpningsbehov för att innehålla tröskelvärdena angivna av den danska Energistyrelsen ($SEL_{24h,PCW}$: 170 dB för TTS och 185 dB för PTS). Störst dämpbehov beräknas för pålning i den västra positionen. Ljuddämpningsbehovet beräknas vara som mest 12 dB för undvikande av PTS och 27 dB för undvikande av TTS hos säl. Ljuddämpningsbehoven gäller med de i avsnitt 4 redovisade förutsättningarna, det vill säga redovisad källstyrka, upprampningssekvens, startposition 200 m från pålningen för en rörlig mottagare, samt platspecifika egenskaper så som bottendjup, bottensubstrat, hastighetsprofil mm. De redovisade säkerhetsavstånden i Tabell 8 avser förändrad startposition för mottagaren, övriga parametrar i beräkningarna är oförändrade. I avsnitt 6 redovisas förslag på bullerdämpande åtgärder som kan vidtas för att begränsa bullerspridningen.

Säkerhetsavstånden för att undvika TTS hos säl under vintertid beräknas vara mycket stora. Det är osäkert hur väl beräkningsmodellen beskriver den faktiska bullersituationen på så pass stora avstånd. Av denna anledning redovisas beräknade säkerhetsavstånd för TTS hos säl översiktligt som "större än 100 km". Ytterligare en anledning till denna översiktliga redovisning är att bullernivåns avtagande planar ut på mycket stora avstånd från bullerkällan och det blir därför svårt att med precision ange ett avstånd för när ett tröskelvärde tangeras.

De totala ljudexponeringsnivåerna $SEL_{24h,PCW}$ bestäms till stor del under pålnings första timma, det vill säga innan en rörlig mottagare har hunnit tillryggalägga särskilt stora avstånd från pålningen. Inom pålnings närområde blir effekterna av de säsongsmässiga variationerna i hastighetsprofil tämligen begränsad. Av denna anledning ses inga

skillnader i beräknade ljudexponeringsnivåer för vinter- respektive sommarscenarierna. De säsongsmässiga variationerna blir mer påtagliga på större avstånd från pålningen. Beräknade säkerhetsavstånd för undvikande av PTS hos säl beräknas kunna vara upp till 5 km kortare under sommartid jämfört med vintertid. För undvikande av TTS hos säl beräknas skillnaden i säkerhetsavstånd mellan vinter och sommar kunna vara mer än 50 km på grund av bullrets snabbare avtagande under sommaren.

5.2 MOMENTANA LJUDNIVÅER:

I Tabell 9 redovisas beräknade maximala avstånd till tangering av de tröskelvärden som avser momentana ljudnivåer ($SPL_{(topp)}$ och $SEL_{(enkel)}$). Beräkningarna är gjorda med antagande av full källstyrka. Upprampningssekvensen har inte inkluderats.

Tabell 9: Maximala avstånd till tangering av de tröskelvärden som avser momentana ljudnivåer ($SPL_{(topp)}$, $SEL_{(enkel)}$). Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampningssekvens.

Beräkningsfall	Säl		Sill	Fisk	Ägg och larver
	PTS	TTS	Beteendeförändring	Mortalitet/skada	Mortalitet/skada
1. Pålning söder Vinter	300 m	700 m	> 100 km	9,2 km	1,5 km
1. Pålning söder Sommar	300 m	700 m	> 100 km	7,8 km	1,2 km
2. Pålning väster Vinter	300 m	600 m	> 100 km	9,7 km	1,2 km
2. Pålning väster Sommar	300 m	600 m	> 100 km	9,2 km	1,0 km
3. Pålning norr Vinter	300 m	700 m	> 100 km	11 km	1,2 km
3. Pålning norr Sommar	300 m	700 m	> 100 km	9,8 km	1,2 km
4. Pålning öster Vinter	300 m	900 m	> 100 km	11 km	1,3 km
4. Pålning öster Sommar	300 m	800 m	> 100 km	9,4 km	1,2 km
5. Pålning mitt Vinter	300 m	600 m	> 100 km	7,7 km	1,0 km
5. Pålning mitt Sommar	300 m	600 m	> 100 km	5,9 km	0,9 km

Sett till enskilda ljudtoppar från pålningen beräknas PTS hos säl kunna uppstå 300 m från pålningen. För TTS hos säl beräknas avståndet till mellan 600 m och 900 m beroende på pålningsposition och årstid. Längst avstånd beräknas för pålning i den östra positionen under vintertid.

Tröskelvärdet för mortalitet/skada på fisk beräknas att tangeras mellan 5,9 km och 11 km beroende på pålningsposition och årstid. Längst avstånd beräknas för pålning i den norra östra positionen under vintern. Kortast avstånd beräknas för pålning i mittpositionen under sommaren. För ägg och larver beräknas motsvarande avstånd att variera mellan 0,9 km och 1,5 km där längst avstånd beräknas för pålning i söder under vintern och kortast avstånd beräknas för pålning i mittpositionen under sommaren.

Beräknade avstånd till tangering av tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill (135 dB $SEL_{(enkel)}$) redovisas översiktligt som "större än 100 km". I förhållande till den antagna källstyrkan av 228 dB $SEL_{(enkel)}$ för pålning är tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill en avsevärt lägre ljudnivå som förväntas att överskridas på mycket stora avstånd. Som nämnts ovan föreligger osäkerhet kring hur väl beräkningsmodellen beskriver den faktiska bullersituationen på så pass stora avstånd.

Skillnaden i bullerspridning mellan vinter- och sommarscenariot blir mer påtagligt vid större avstånd från pålningen. Se exempelvis avståndet till tangering av tröskelvärdet för mortalitet/skada på fisk. där skillnaderna i avstånd mellan vinter-

och sommarscenariot är ca 1–2 km. För tröskelvärden som tangeras inom några hundra meter (exempelvis PTS hos säl) är skillnaderna små mellan de olika beräkningsfallen och årstiderna.

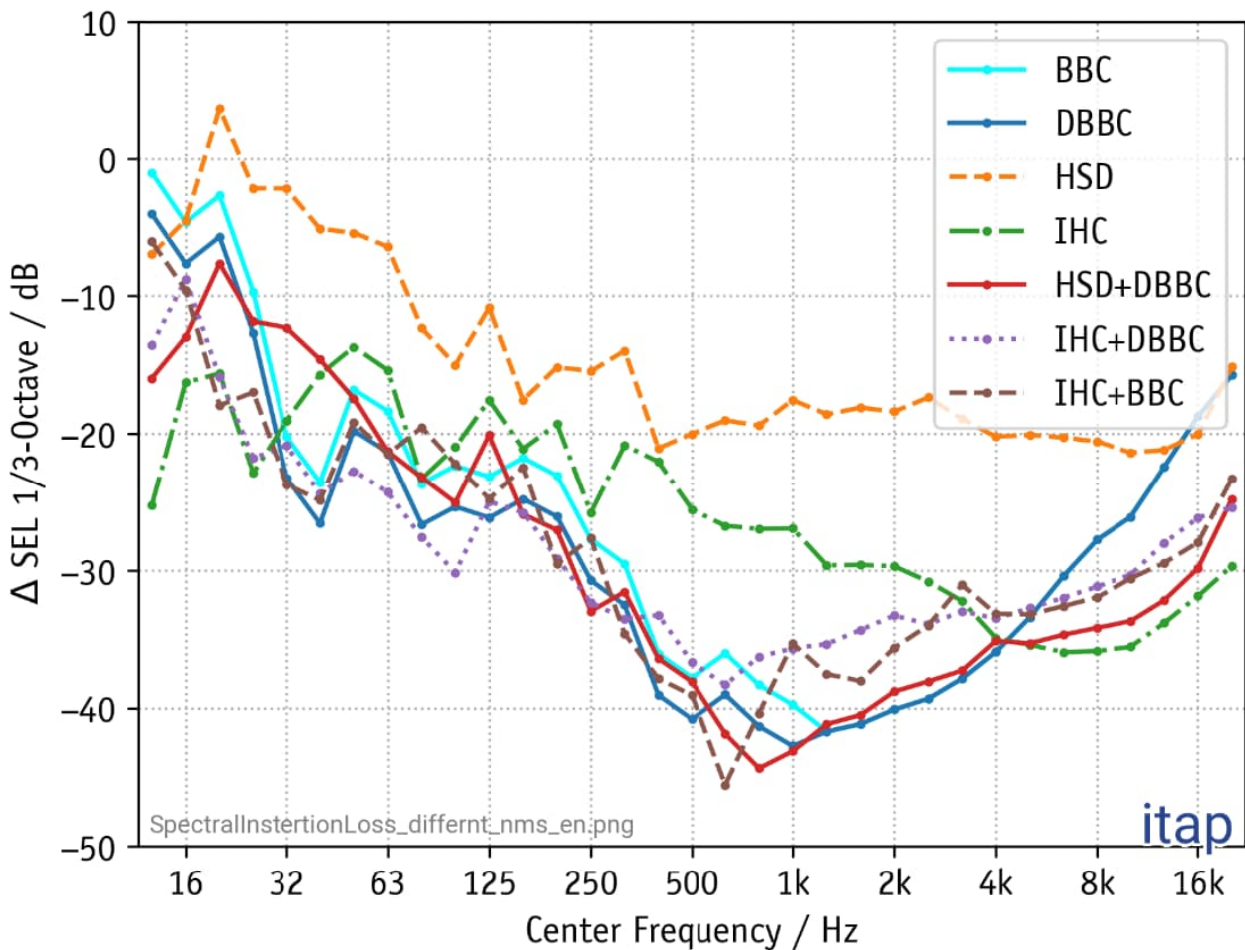
De beräknade avstånden till tangering av tröskelvärdena för mortalitet/skada på fisk redovisas grafiskt i Bilaga 1–5. Då generellt något längre avstånd beräknas för vinterscenerierna redovisas enbart dessa i bilagorna. Avståndet till tangering av tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill är ungefärligt och övriga avstånd är för korta för att tydligt redovisas i karta.

5.3 BULLER UNDER DRIFTSFAS:

Under Vindpark Sylens driftsfas beräknas betydligt lägre nivåer av undervattensbuller jämfört med anläggningsfasen. Risken för TTS och PTS hos säl beräknas vara försumbar. För att erhålla exponeringsnivåer i närheten av tröskelvärdena för PTS och TTS skulle en säl kontinuerligt under 24 timmar behöva uppehålla sig inom ett fåtal meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. God marginal ses också till tröskelvärdena för mortalitet/skada på fisk, ägg och larver. Gällande tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas detta kunna överskridas inom ca 20 meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. På så pass korta avstånd som ca 20 m kommer bullret att domineras helt av det närbelägna vindkraftverket. Det kumulativa bullret från andra vindkraftverk inom Vindpark Sylen kommer att vara försumbart på så pass korta avstånd. Observera att tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill gäller exponering av impulsivt ljud. Det är troligen konservativt att använda detta tröskelvärde för att bedöma påverkan från det kontinuerliga bullret under driftsfasen. I motsats till impulsivt buller innebär det kontinuerliga bullret från vindkraftverkens drift inga plötsliga förändringar av ljudnivån i förhållande till bakgrundsnivån.

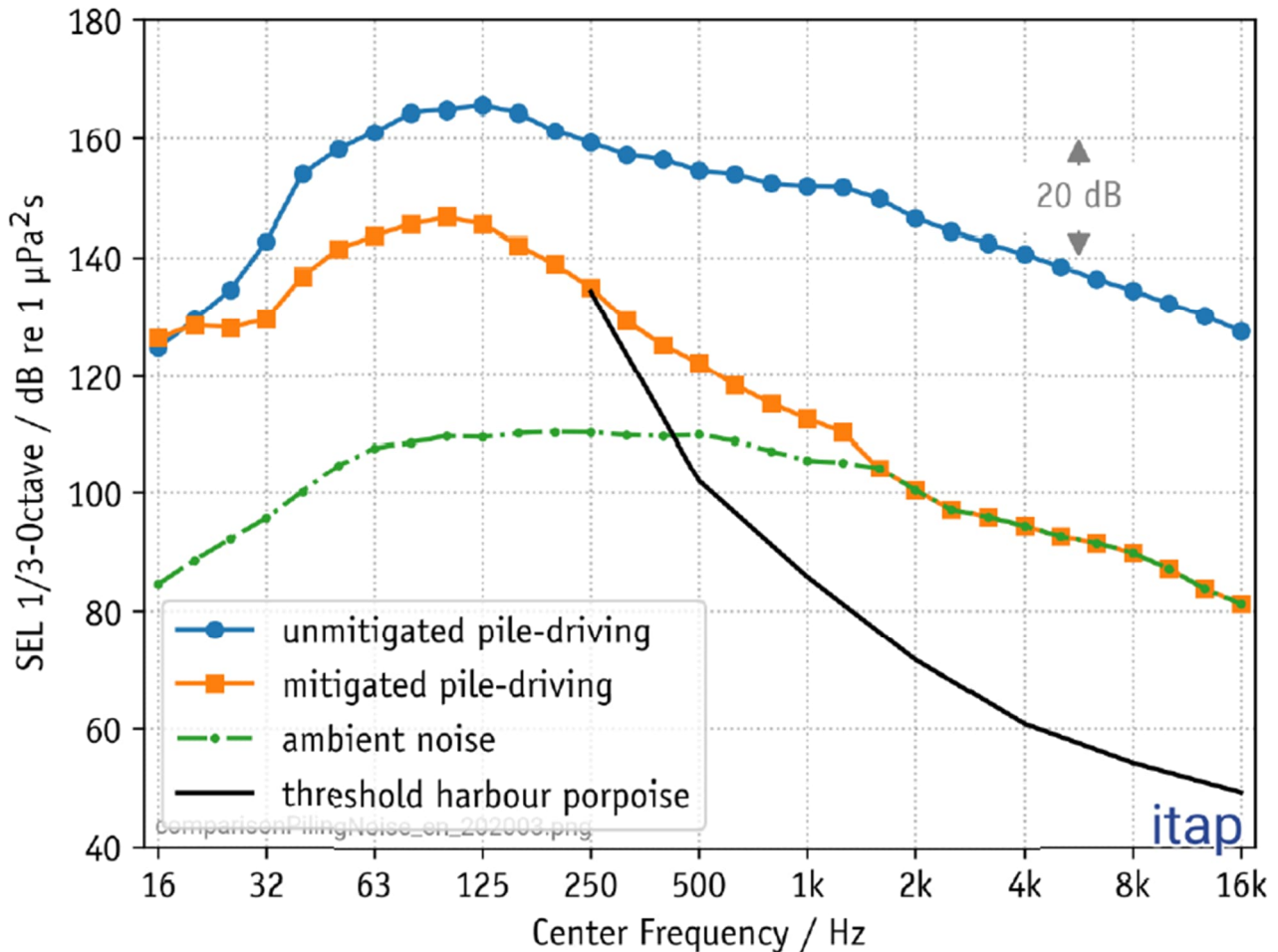
6 BULLERDÄMPANDE ÅTGÄRDER VID PÅLNING:

För att begränsa pålningens bullerspridning kan diverse bullerdämpande åtgärder vidtas. I Figur 13 redovisas uppmätt ljudreduktion i tersband för olika tekniker av bullerdämpning. Figuren är hämtad från [10].



Figur 13: Uppmätt bullerdämpning för vidtagande av olika bullerdämpande tekniker. BBC – Big Bubble Curtain, DBBC – Double Big Bubble Curtain, HSD – Hydro Sound Damper, IHC – Noise mitigation screen. Figuren är hämtad från [10].

Pålningsbullret domineras av frekvenser mellan ca 100 Hz och 200 Hz (se Figur 7). För att nå en viss dämpning av de totala bullernivåerna behöver metoder för bullerdämpning vara effektiv inom dessa frekvensband. De bullerdämpande åtgärder, redovisade i Figur 13, som ger en dämpning kring 20 dB av ljudtrycket inom frekvensbanden 100 Hz till 200 Hz ger upphov till betydligt mer dämpning vid högre frekvenser. För de högsta frekvensbanden avtar dock dämpningen något. Detta kan bero på begränsningar i mätmetoden [10]. I mätningarna gav det mer högfrekventa bullret från pålningen sällan upphov till högre nivåer än bakgrundsbullret i mätpunkterna (se Figur 14). Detta gör att det inte går att detektera en större dämpning även om en sådan finns. Dämpningen för de högsta frekvenserna skulle således kunna vara större än bullerdämpningen redovisad i Figur 13.



Figur 14: Jämförelse mellan uppmätt bullernivå 750 m från pålningen vid odämpad respektive dämpad pålning (blå respektive orange kurva). Den gröna kurvan visar bakgrundsbullret då ingen pålning pågick. Som referens anges också hörtröskeln för tumlare. Figuren är hämtad från [10].

Eftersom de bullerdämpande åtgärderna, redovisade i Figur 13, dämpar höga frekvenserna mer än låga frekvenser kommer en större bullerdämpning att erhållas för de frekvensvägda bullernivåerna för säl jämfört för de linjära nivåerna (utan vägningsfilter). I Tabell 10 redovisas ett exempel på hur bullerdämpning av den i beräkningarna använda källstyrkan skiljer sig åt för totala linjära respektive frekvensvägda bullernivåer. Som ett exempel har uppmätt dämpning med tekniken HSD+DBBC använts.

Tabell 10: Erhållen dämpning av pålningens källstyrka, med och utan vägningsfilter för tumlare och säl.

Vägningsfilter	Källstyrka SEL _(Enkel) dB rel. 1 µPa²s på avstånd 1 m	
	Odämpat	Dämpning med HSD+DBBC
Utan vägningsfilter	228	206
PCW (säl)	209	182

I Tabell 10 ses att den linjära källstyrkan dämpas med 22 dB av åtgärden HSD+DBBC medan den för säl frekvensvägda källstyrkan dämpas med 27 dB.

7 BERÄKNINGSRESULTAT BULLERDÄMPAD PÅLNING:

7.1 LJUDEXPONERINGSNIVÅER:

I Tabell 11 redovisas beräknade ljudexponeringsnivåer $SEL_{24h,PCW}$ för de olika beräkningsfallen avseende pålning då bullerdämpning med åtgärden HSD+DBBC har vidtagits (se Tabell 10). Beräknade ljudexponeringsnivåer $SEL_{24h,PCW}$ gäller för en rörlig mottagare som flyr bort från buller och som vid pålningens start befinner sig på ett avstånd av 200 m från pålning

Tabell 11: Beräknade ljudexponeringsnivåer SEL_{24h} anpassade med vägningsfilter sål samt beräknade säkerhetsavstånd (startpositioner) vid pålningens start för att en undflyende rörlig mottagare inte ska exponeras för nivåer av $SEL_{24h,PCW}$ högre än 185 dB för PTS och 170 dB för TTS. Ljudexponeringsnivåerna gäller pålning dämpad med åtgärden HSD+DBBC.

Beräkningsfall	Beräknad ljudexponeringsnivå för sål $SEL_{24h,PCW}$ dB rel. $1 \mu Pa^2s$	Beräknat säkerhetsavstånd för sål för undvikande av	
		PTS	TTS
1. Pålning söder. Vinter	168	<200 m	<200 m
1. Pålning söder. Sommar	168	<200 m	<200 m
2. Pålning väster. Vinter	169	<200 m	<200 m
2. Pålning väster. Sommar	169	<200 m	<200 m
3. Pålning norr. Vinter	168	<200 m	<200 m
3. Pålning norr. Sommar	168	<200 m	<200 m
4. Pålning öster. Vinter	168	<200 m	<200 m
4. Pålning öster. Sommar	168	<200 m	<200 m
5. Pålning mitt. Vinter	167	<200 m	<200 m
5. Pålning mitt. Sommar	167	<200 m	<200 m

Redovisade nivåer i Tabell 11 visar att för pålning där åtgärden HSD+DBBC eller åtgärd med motsvarande bullerdämpning vidtagits innehålls beräkningsmässigt tröskelvärdena angivna av den danska Energistyrelsen ($SEL_{24h,PCW}$: 170 dB för TTS och 185 dB för PTS). Eftersom tröskelvärdena innehålls beräknas kortare säkerhetsavstånd än beräkningsmodellens utgångspunkt av 200 m från pålningen.

Om tillräcklig bullerdämpning inte skulle vara möjlig att uppnå genom användande av bullerdämpande system, så som bubbelridåer eller dylikt, kan bullerspridningen minska genom olika former av anpassningar av pålningsförloppet. Exempelvis genom förlängd upprampningssekvens eller genom att minimera använd slagen energi vid varje påslag. Ytterligare en metod för att begränsa risken för TTS och PTS är genom användande av akustiska system för att få djur att förflytta sig från området och därmed möjliggöra för ett större skyddsavstånd vid pålningsarbetets början.

7.2 MOMENTANA LJUDNIVÅER:

I Tabell 12 redovisas beräknade maximala avstånd till tangering av de tröskelvärden som avser momentana ljudnivåer ($SPL_{(topp)}$ och $SEL_{(enkel)}$). Beräkningarna är gjorda med antagande av full källstyrka men med den bullerdämpande åtgärden HSD+DBBC. Upprampningssekvensen har inte inkluderats.

Tabell 12: Maximala avstånd till tangering av de tröskelvärden som avser momentana ljudnivåer ($SPL_{(topp)}$ och $SEL_{(enkel)}$). Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampning men med vidtagande av bullerdämpning med teknikerna HSD och BDDC.

Beräkningsfall	Säl		Sill	Fisk	Ägg och larver
	PTS	TTS	Beteendeförändring	Mortalitet/skada	Mortalitet/skada
1. Pålning söder Vinter	<100 m	<100 m	80 km	150 m	<100 m
1. Pålning söder Sommar	<100 m	<100 m	54 km	150 m	<100 m
2. Pålning väster Vinter	<100 m	<100 m	80 km	150 m	<100 m
2. Pålning väster Sommar	<100 m	<100 m	56 km	150 m	<100 m
3. Pålning norr Vinter	<100 m	<100 m	88 km	150 m	<100 m
3. Pålning norr Sommar	<100 m	<100 m	65 km	150 m	<100 m
4. Pålning öster Vinter	<100 m	<100 m	88 km	150 m	<100 m
4. Pålning öster Sommar	<100 m	<100 m	79 km	150 m	<100 m
5. Pålning mitt Vinter	<100 m	<100 m	63 km	150 m	<100 m
5. Pålning mitt Sommar	<100 m	<100 m	55 km	150 m	<100 m

Beräkningsmässigt skulle den bullerdämpande åtgärden HSD+DBBC eller åtgärd med motsvarande bullerdämpning minska avstånden för riskerad TTS och PTS hos säl från 300 m respektive maximalt 900 m till avstånd kortare än 100 m från pålningen. För mortalitet/skada på fisk beräknas en minskning i avstånd från som mest 11 km till 150 m från pålningen. För ägg och larver beräknas motsvarande avståndsminskning från maximalt 1,5 km till kortare än 100 m från pålningen.

Beräknade avstånd kortare än 100 m redovisas inte i Tabell 12 med exakta avståndsangivelser. Detta på grund av osäkerhet i hur väl beräkningsmodellen beskriver bullersituationen nära pålningen. I beräkningarna har pålningen modellerats som en punktkälla. Detta är en god approximation på större avstånd från bullerkällan, men om avståndet till mottagaren är mindre än storleken på bullerkällan kan beskrivningen av bullerkällan som en punktkälla vara mer osäker. Översiktligt kan sägas att beräknad bullerspridning på avstånd kortare än 100 m från pålningen är behäftad med viss osäkerhet. På grund av denna osäkerhet redovisas inte avstånd kortare än 100 m med en exakt avståndsangivelse.

Avstånden till tangering av tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas att minska till att inte överskrida 100 km för någon pålningsposition då bullerdämpning med HSD+DBBC vidtas. Längst avstånd beräknas för pålning i den norra och östra positionen under vintern då avståndet 88 km beräknas. De beräknade avstånden till tangering av tröskelvärdena för beteendeförändring hos sill redovisas grafiskt i Bilaga 6–10. Avståndet till tangering av övriga tröskelvärden är för korta för att tydligt redovisas i karta.

Observera att redovisade avstånd i Tabell 12 gäller de längsta beräknade avstånden till tangering av tröskelvärdena. I bilagorna ses att bullerspridningen skiljer sig åt i olika riktningar från pålningen. Batymetrins utseende i och kring Vindpark Sylen medför generellt förhållanden för en längre bullerspridning i nordlig och östlig riktning medan bullret avtar snabbare i sydlig och västlig riktning.

8 SLUTSATS:

Beräkningarna visar att det föreligger ett ljuddämpningsbehov av pålningen för att inte överskrida de av den danska Energistyrelsen angivna tröskelvärdena för ljudexponering under 24 timmar. Beräkningsmässigt skulle den uppmätta ljuddämpningen motsvarande den från kombinationen av teknikerna Hydro Sound Damper (HSD) och Double Big Bubble Curtain (DBBC) vara tillräcklig för att bullret från pålningen inte ska överskrida tröskelvärdena. Avseende momentana bullertoppar beräknas den uppmätta ljuddämpningen från HSD+DBBC medföra att TTS och PTS hos säl skulle begränsas till avstånd kortare än 100 m från pålning vid full slagstyrka. Med användande upprampning av pålningen förväntas sälarna ha avlägsnat sig till betydligt större avstånd när pålning utförs med full slagstyrka.

Avståndet till tangering av tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas att minska till att inte överskrida 100 km för någon pålningsposition då bullerdämpningen med HSD+DBBC eller motsvarande bullerdämpning vidtas. Längst avstånd beräknas för pålning i den norra och östra positionen under vintertid då avståndet 88 km beräknas. Observera att detta avstånd gäller det längsta beräknade avståndet till tangering av tröskelvärdena. Bullerspridningen ser olika ut i olika riktningar från pålningen. Batymetrins utseende i och kring Vindpark Sylen medför generellt förhållanden för en längre bullerspridning i nordlig och östlig riktning medan bullret avtar snabbare i sydlig och västlig riktning.

Skillnaden i bullerspridning mellan vinter- och sommar blir mer påtaglig vid större avstånd från pålningen. För flera av de bedömningsgrunder som använts för att utvärdera resultaten i denna utredning är påverkansområdena för små för att säsongsvariationerna ska synas. Ett resultat där skillnaden mellan vinter och sommar blir tydlig är beräknade maximala avstånd till förväntad beteendeförändring hos sill. För detta tröskelvärde kan upp till 25 km kortare avstånd beräknas för ljudutbredningen i sommarscenariot.

Under Vindpark Sylens driftsfas beräknas betydligt lägre nivåer av undervattensbuller jämfört med anläggningsfasen. Risken för TTS och PTS hos säl beräknas vara försumbar. För att erhålla exponeringsnivåer i närheten av tröskelvärdena för PTS och TTS skulle en säl kontinuerligt under 24 timmar behöva uppehålla sig inom ett fåtal meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. God marginal ses också till tröskelvärdena för mortalitet/skada på fisk, ägg och larver. Gällande tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill beräknas detta kunna överskridas inom ca 20 meter från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. På så pass korta avstånd som ca 20 m kommer bullret att domineras helt av det närbelägna vindkraftverket. Det kumulativa bullret från andra vindkraftverk inom Vindpark Sylen kommer att vara försumbart på så pass korta avstånd. Observera att tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill gäller exponering av impulsivt ljud. Det är troligen konservativt att använda detta tröskelvärde för att bedöma påverkan från det kontinuerliga bullret under driftsfasen. I motsats till impulsivt buller innebär det kontinuerliga bullret från vindkraftverkens drift inga plötsliga förändringar av ljudnivån i förhållande till bakgrundsnivån.

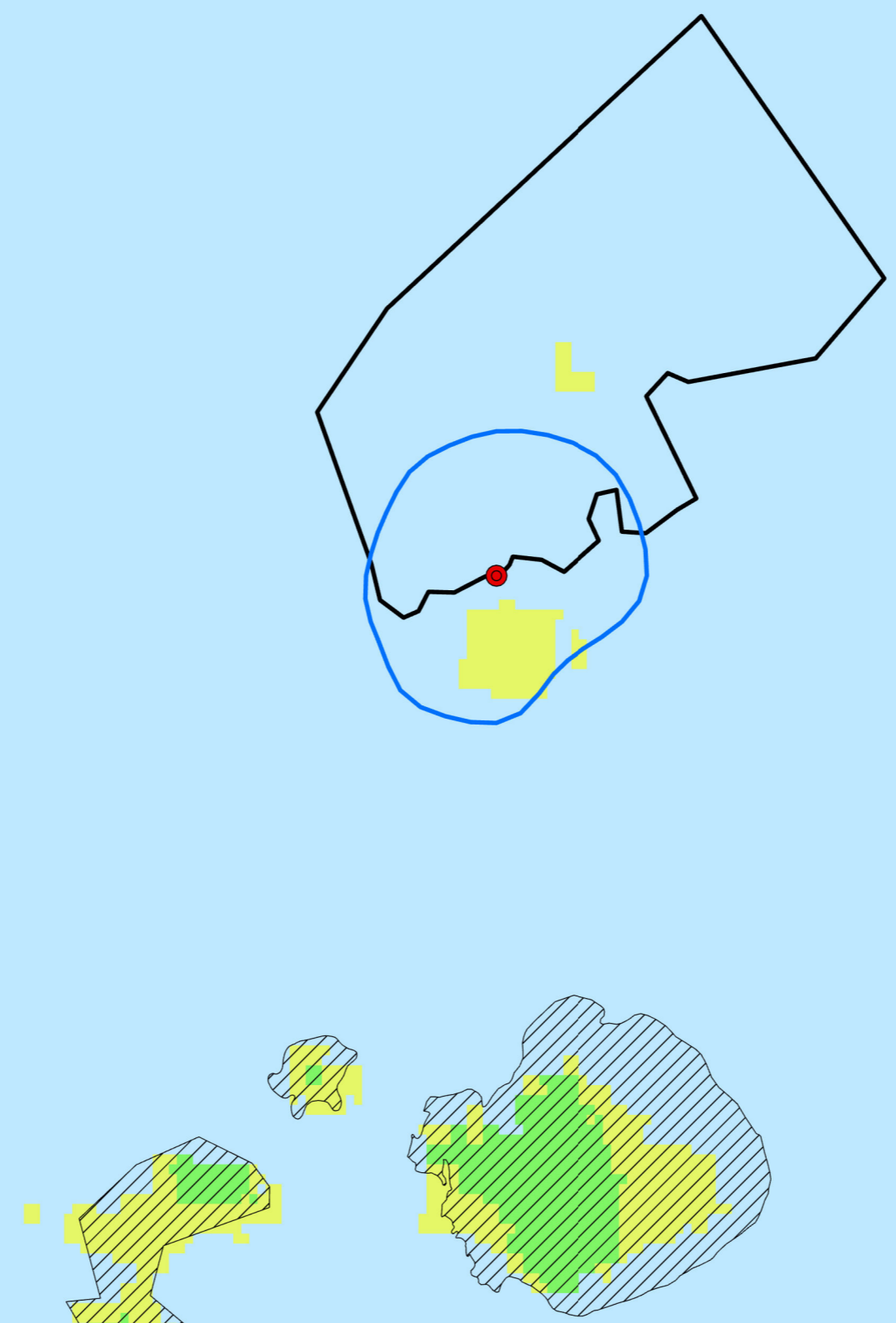
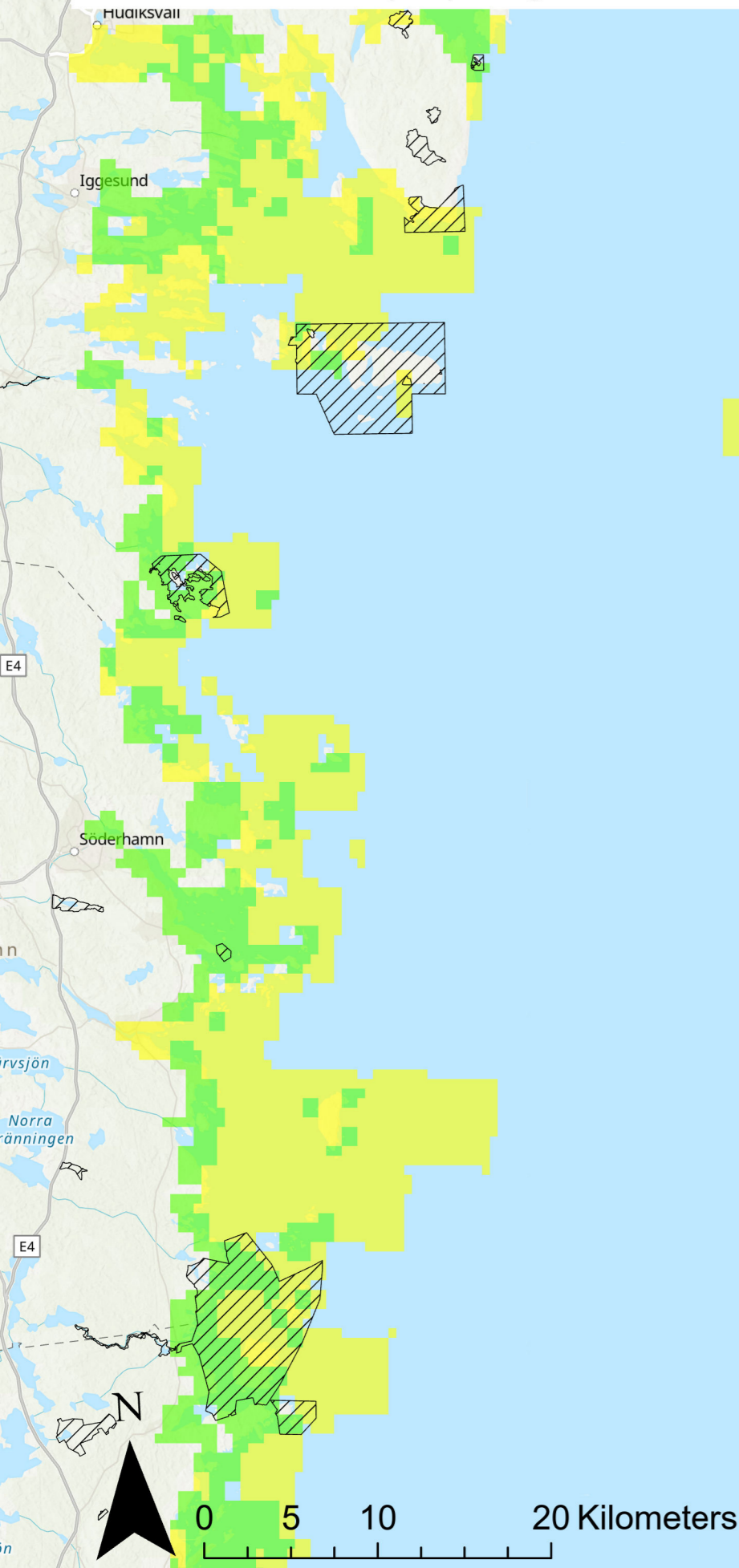
9 REFERENSER:

- [1] Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning, NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 6723, AUGUSTI 2016.
- [2] Carlström, J. och Carlén, I. (2016). Skyddsvärda områden för Tumlare, AquaBiota Water Research Report 2016:04, 2016.
- [3] Brims Underwater Noise Assessment (2015). Underwater Noise Assessment Report SSE Renewables Developments (UK) Ltd, Assignment Number: L100183-S00 Document Number: L-100183-S00-REPT-001, 22/07/15.
- [4] Schack, H., Ruiz, M., Anderson, M., Zweifel, U. (2019). HELCOM 2019. Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings N° 167.
- [5] Danish Energy Agency (2022). Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles.
- [6] Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, K., Piper, W. (Juli 06 2006). *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish* COWRIE Ltd.
- [7] Kastelein, RA., Hoek, L., de Jong, CAF., Wensveen, PJ. (2010). The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *J Acoust Soc Am* 128:3211-3222.
- [8] Southall, B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P., Tyack, P.L. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquat. Mamm.* 45:125-232.
- [9] NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (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. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- [10] Bellmann, M. A. et al. (2020). Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values, Oldenburg, Germany: ITAP.
- [11] Thiele, R. (2002). Propagation loss values for the North Sea. Handout Fachgespräch: Offshore-Windmills sound emissions and marine mammals.
- [12] Kyhn, L.A., Tougaard, J., Mikaelson, M.A. (2021). Kattegatt Syd Offshore Wind Farm. Effects of pile driving, gravity foundations and sediment spill on marine mammals. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 167 pp. Scientific Report No. 447 <http://dce2.au.dk/pub/SR447.pdf>.
- [13] Bergström, L., Öhman, M.C., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky L., Koehler B., Nyström Sandman, A., Ohlsson H., Ottvall, R., Schack H., Wahlberg M. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv - En syntesrapport om kunskapsläget 2021. NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 7049, MAJ 2022.
- [14] Båmstedt, U., Larsson, S., Stenman, Å., Magnhagen, C., Sigray, P. (2009). Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken, NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 5924, MARS 2009.
- [15] Betke, K., Schultz-von Glahn, M., Matuschek, R. (2005). Underwater noise emissions of offshore wind turbines. ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH.
- [16] Jakob Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P.T., (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?

- [17] Betke, K. (2014). Underwater construction and operational noise at Alpha Ventus. Ecological Research at the Offshore Windfarm Alpha Ventus.
- [18] Jiménez-Arranz, G., Banda, N., Cook, S., Wyatt, R. (2020). Review on existing data on underwater sounds produced by the oil and gas industry.
- [19] Pedersen, R. S., Keane, M. (2016). Validation of dBSea, underwater noise prediction software. Pile driving focus. Journal of Shipping and Ocean Engineering.
- [20] Coppers A. B. (1981). Simple equations for the speed of sound in Neptunian waters J. Acoust. Soc. Am. 69(3), pp 862-863.

Bilaga 1 - Mortalitet/skada hos fisk

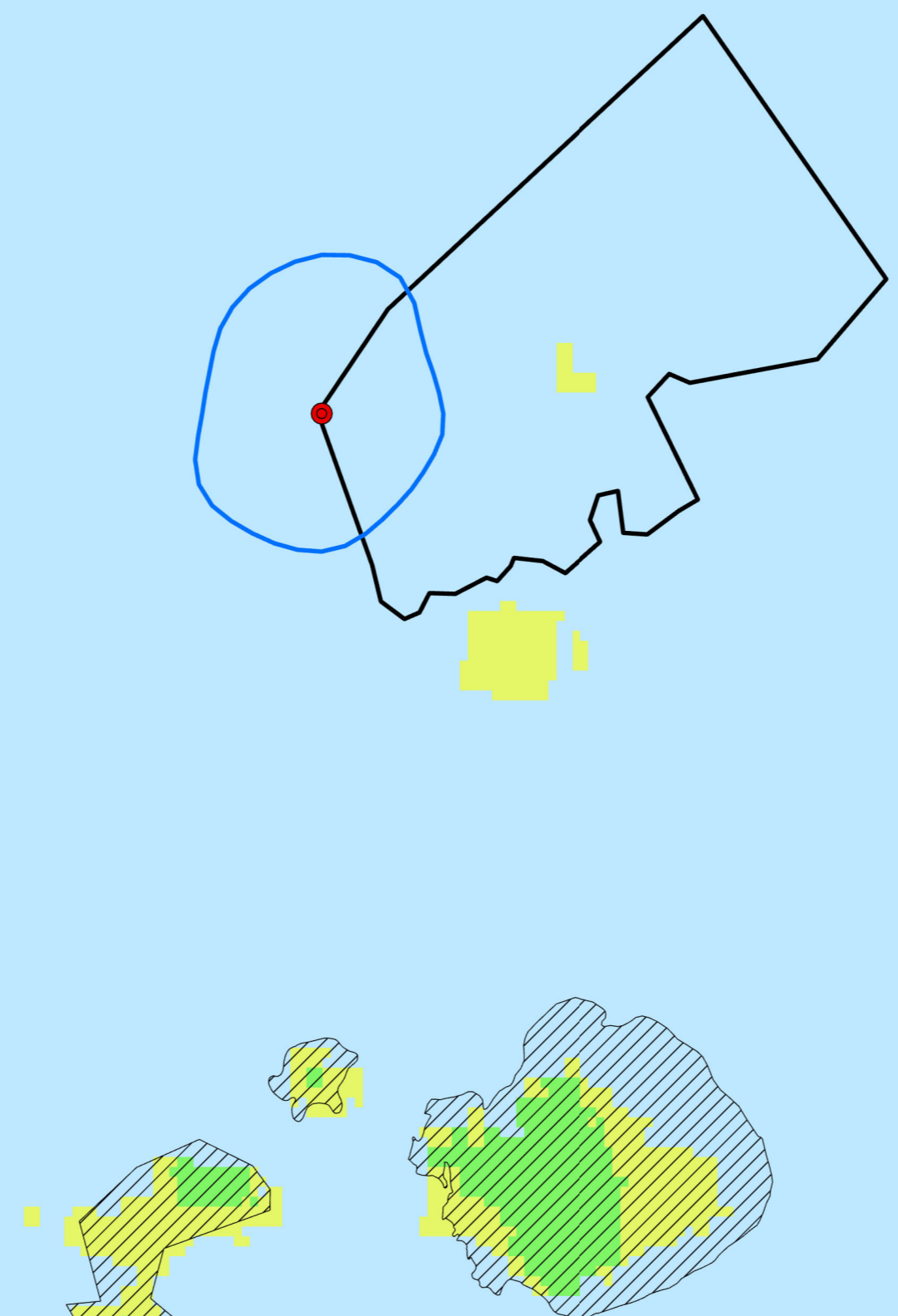
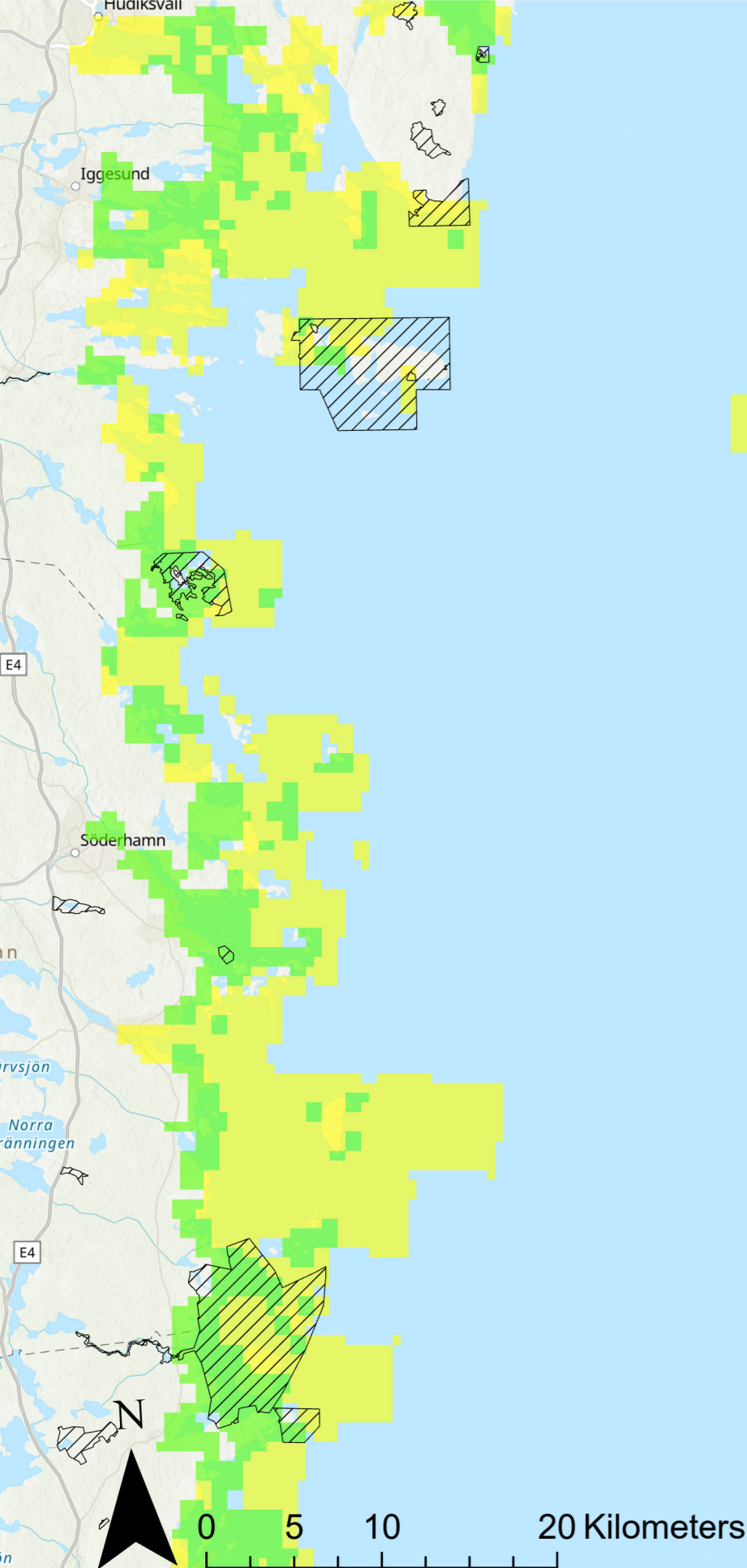
Avstånd till tangering av tröskelvärde för mortalitet/skada hos fisk vid odämpad pålning.



- Pålningssposition söder
- Mortalitet/skada hos fisk
- Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

Bilaga 2 - Mortalitet/skada hos fisk

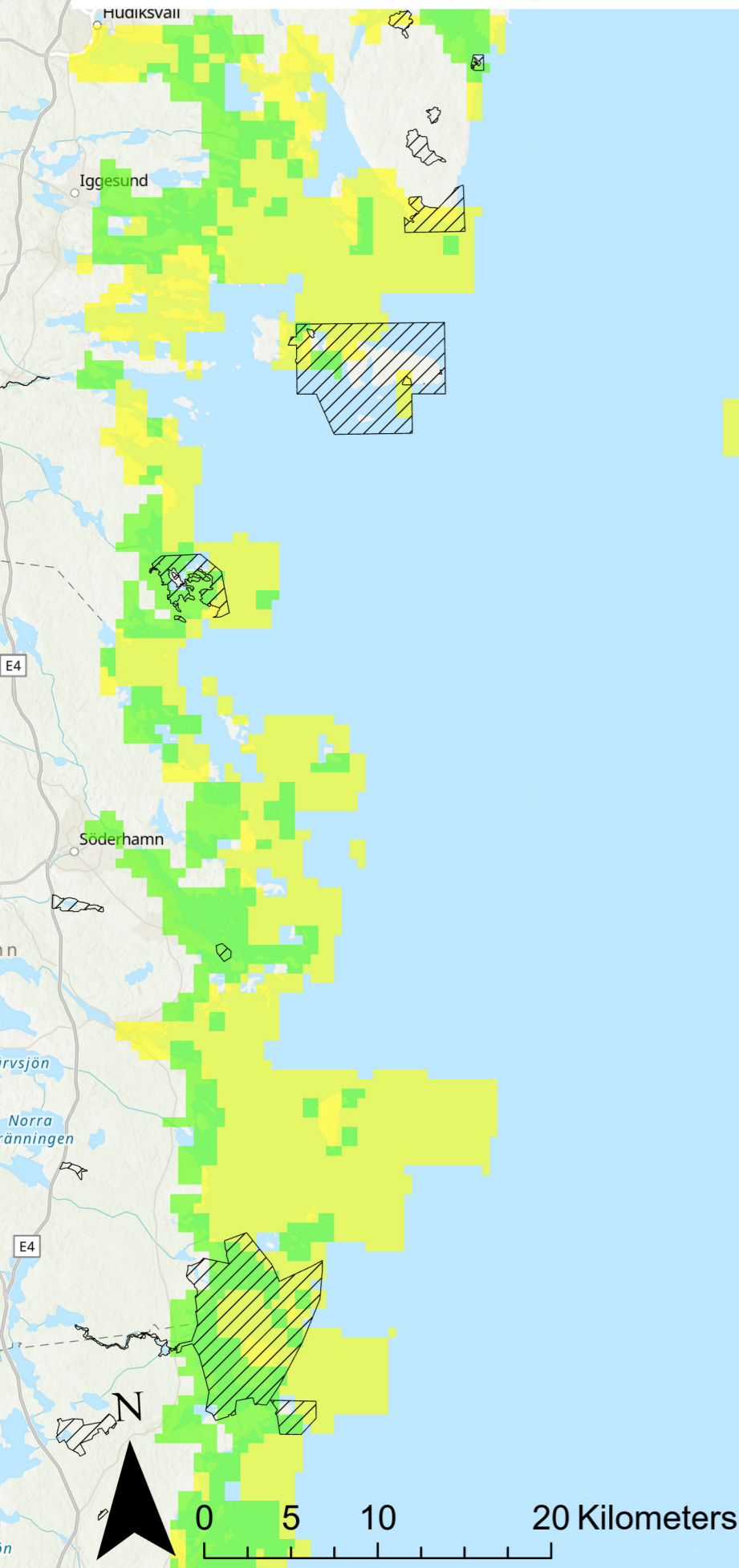
Avstånd till tangering av tröskelvärde för mortalitet/skada hos fisk vid odämpad pålning.



- Pålningssposition väster
- Mortalitet/skada hos fisk
- ▭ Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

Bilaga 3 - Mortalitet/skada hos fisk

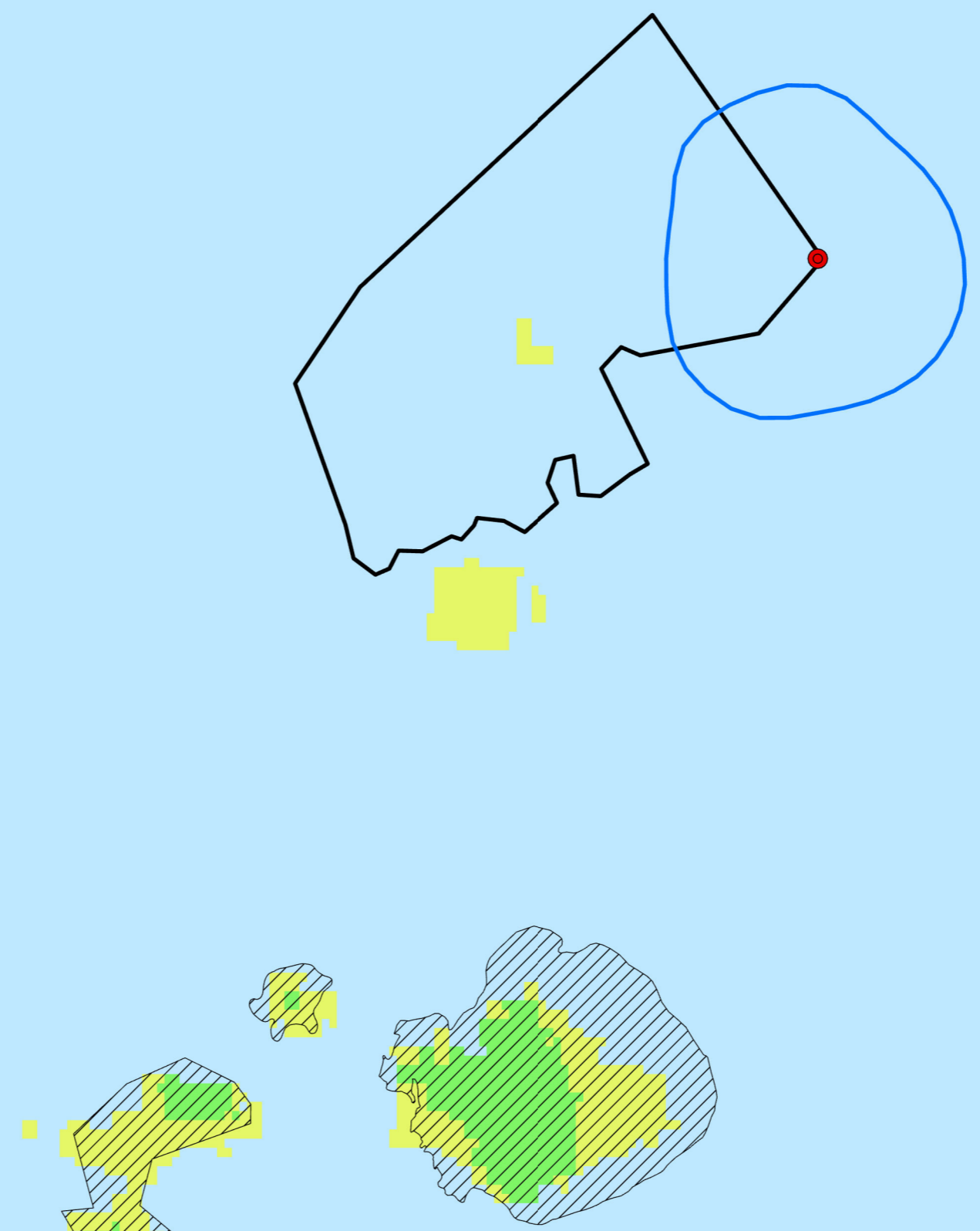
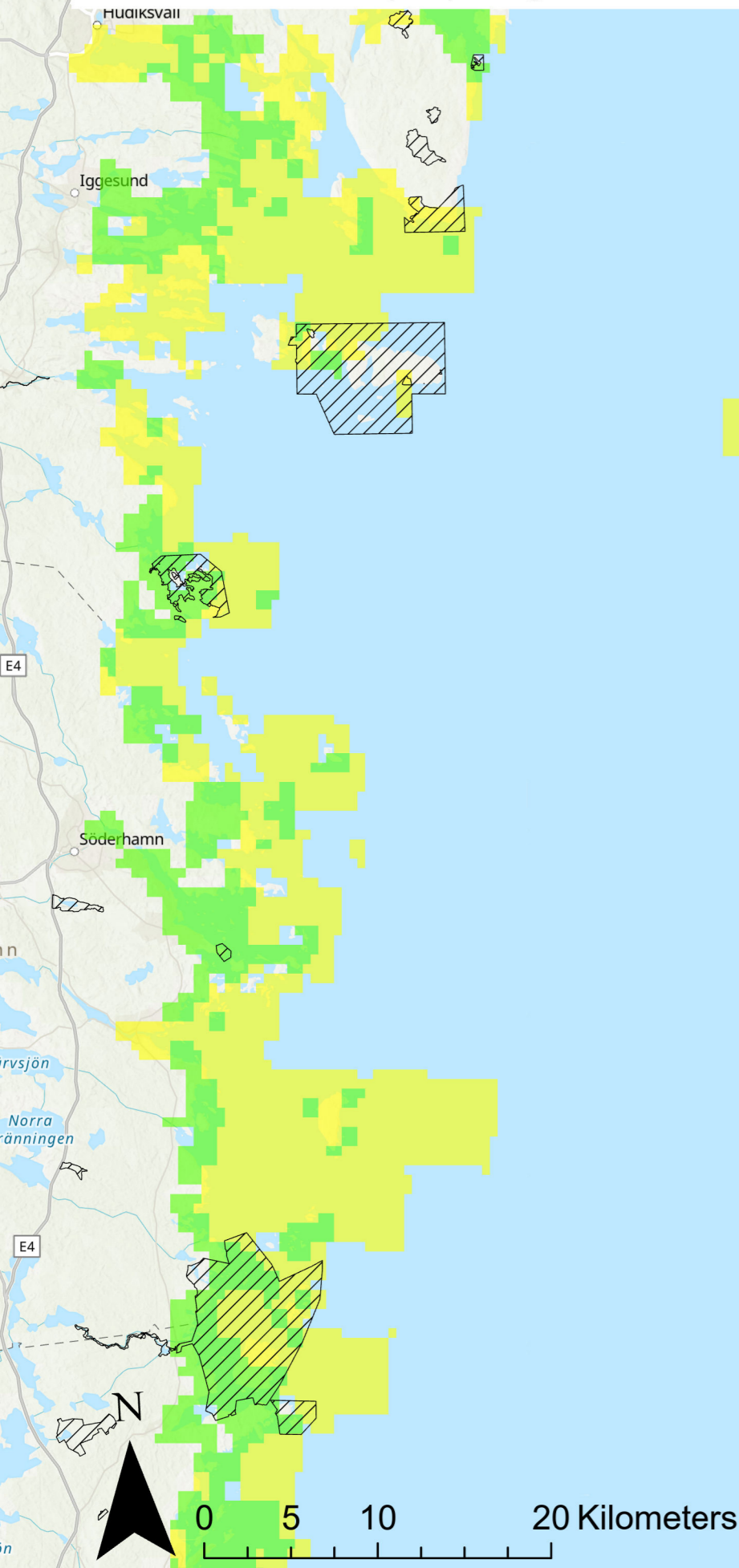
Avstånd till tangering av tröskelvärde för mortalitet/skada hos fisk vid odämpad pålning.



- Pålningssposition norr
- Mortalitet/skada hos fisk
- ▭ Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

Bilaga 4 - Mortalitet/skada hos fisk

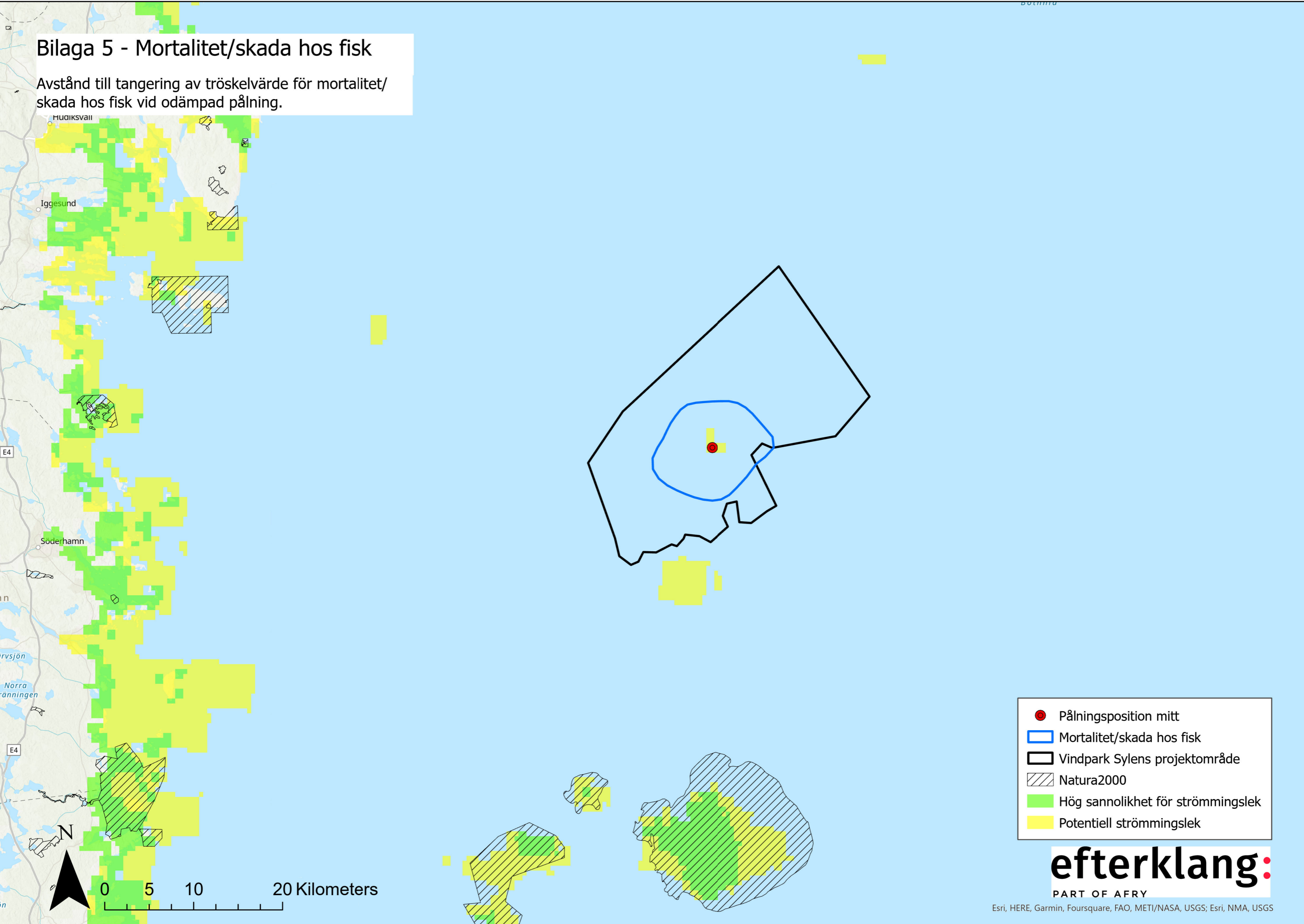
Avstånd till tangering av tröskelvärde för mortalitet/skada hos fisk vid odämpad pålning.



- Pålningsposition öster
- Mortalitet/skada hos fisk
- ▭ Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

Bilaga 5 - Mortalitet/skada hos fisk

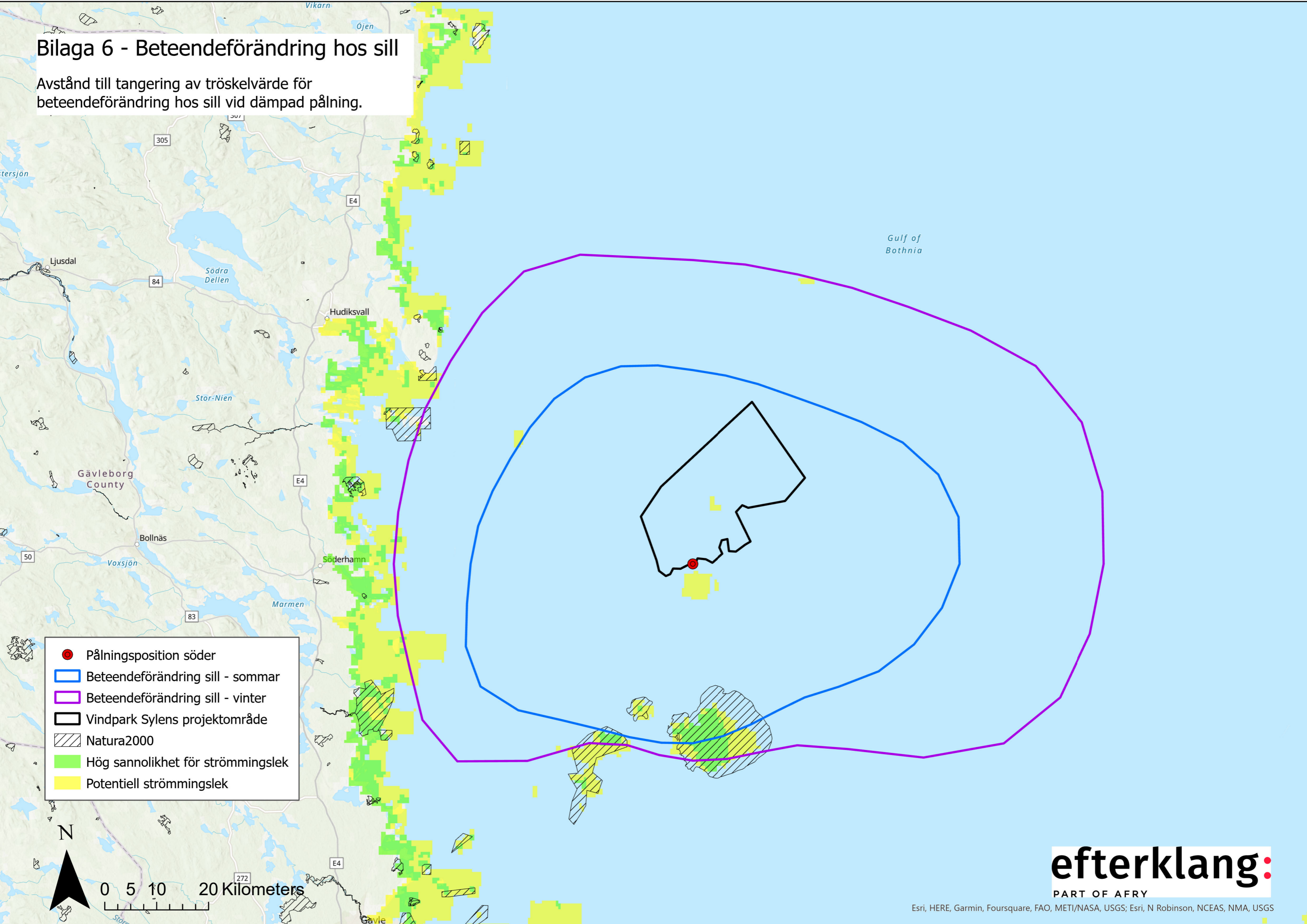
Avstånd till tangering av tröskelvärde för mortalitet/skada hos fisk vid odämpad pålning.



- Pålningssposition mitt
- Mortalitet/skada hos fisk
- Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

Bilaga 6 - Beteendeförändring hos sill

Avstånd till tangering av tröskelvärde för beteendeförändring hos sill vid dämpad pålning.

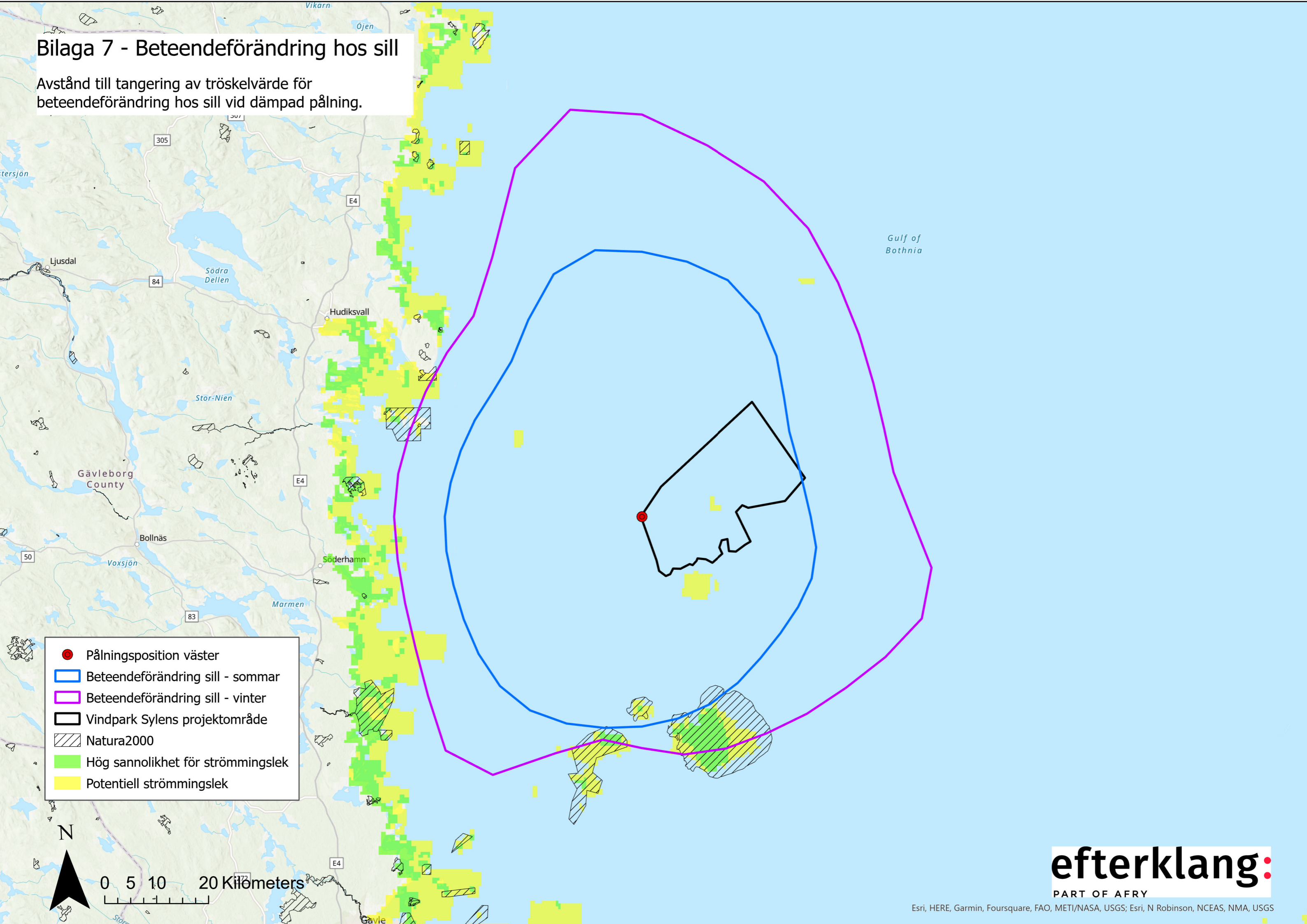


- Pålningssposition söder
- ▭ Beteendeförändring sill - sommar
- ▭ Beteendeförändring sill - vinter
- ▭ Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

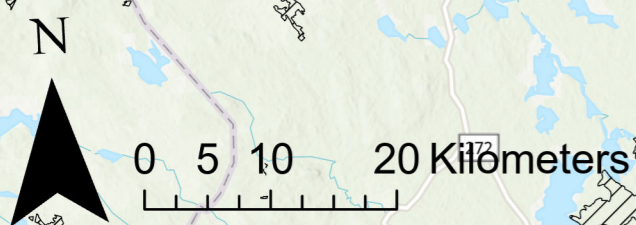


Bilaga 7 - Beteendeförändring hos sill

Avstånd till tangering av tröskelvärde för beteendeförändring hos sill vid dämpad pålning.

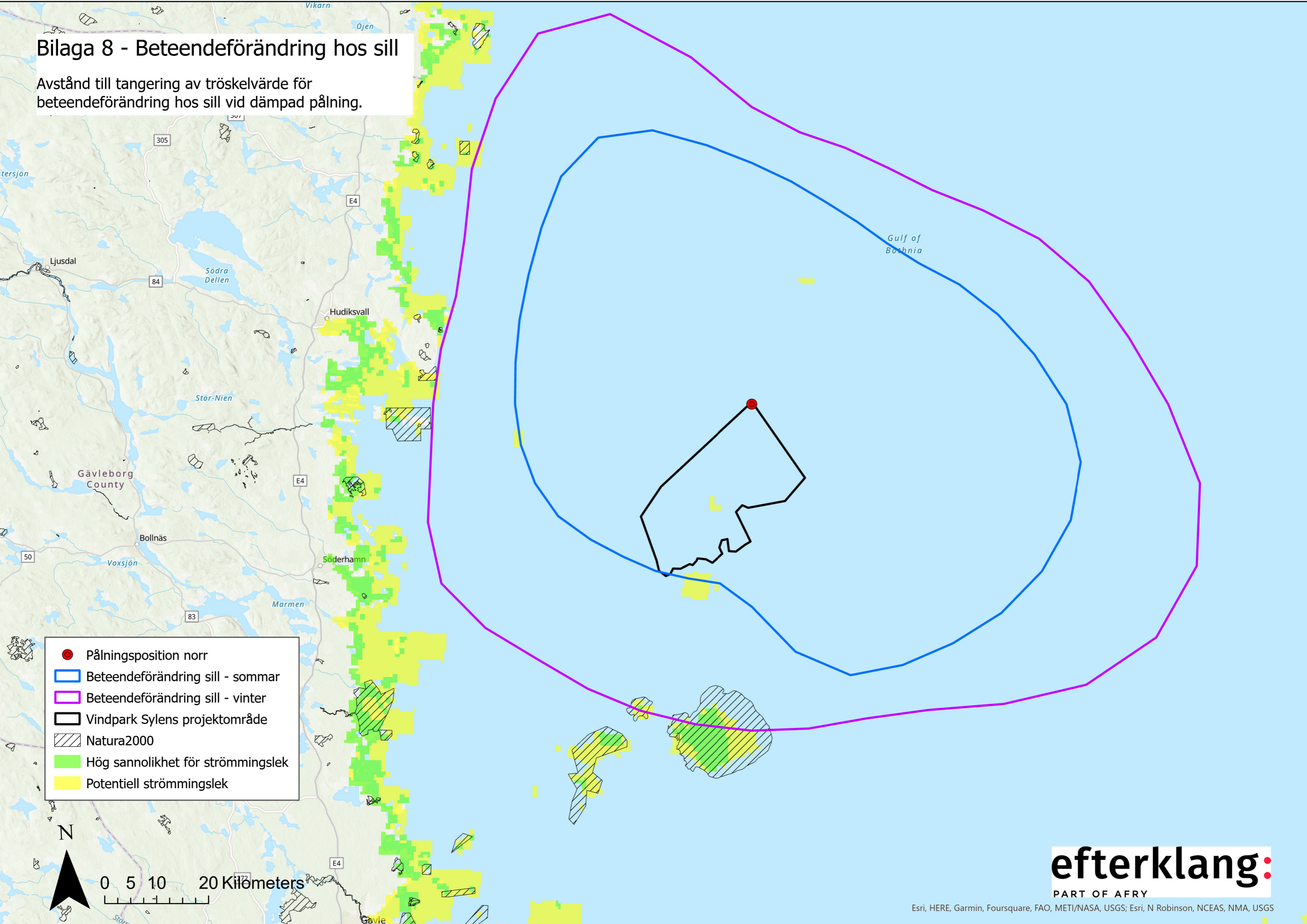


- Pålningsposition väster
- Beteendeförändring sill - sommar
- Beteendeförändring sill - vinter
- Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

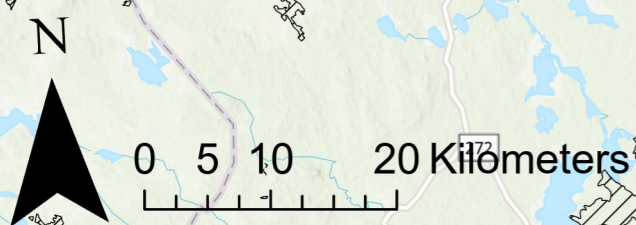


Bilaga 8 - Beteendeförändring hos sill

Avstånd till tangering av tröskelvärde för beteendeförändring hos sill vid dämpad pålning.

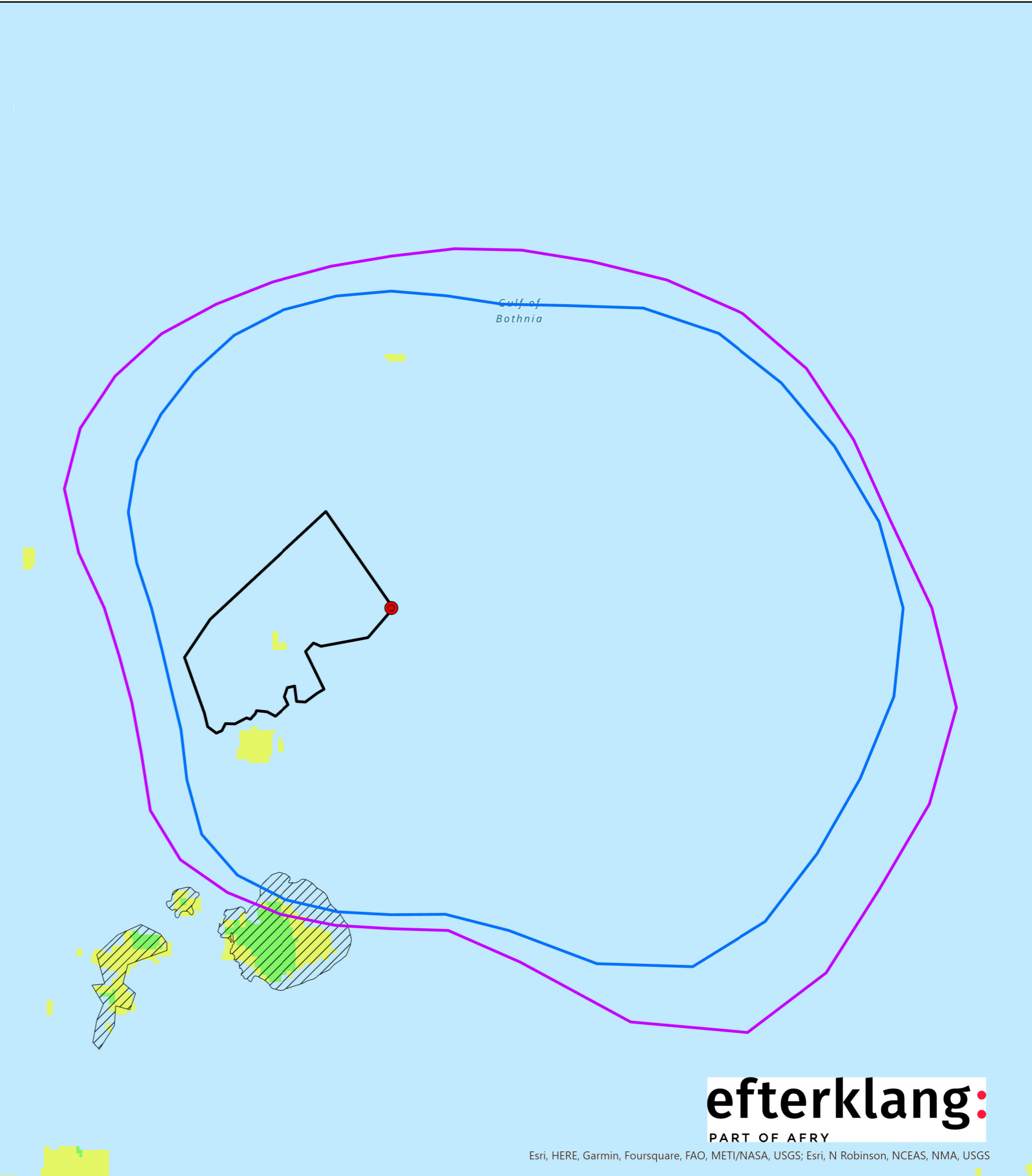
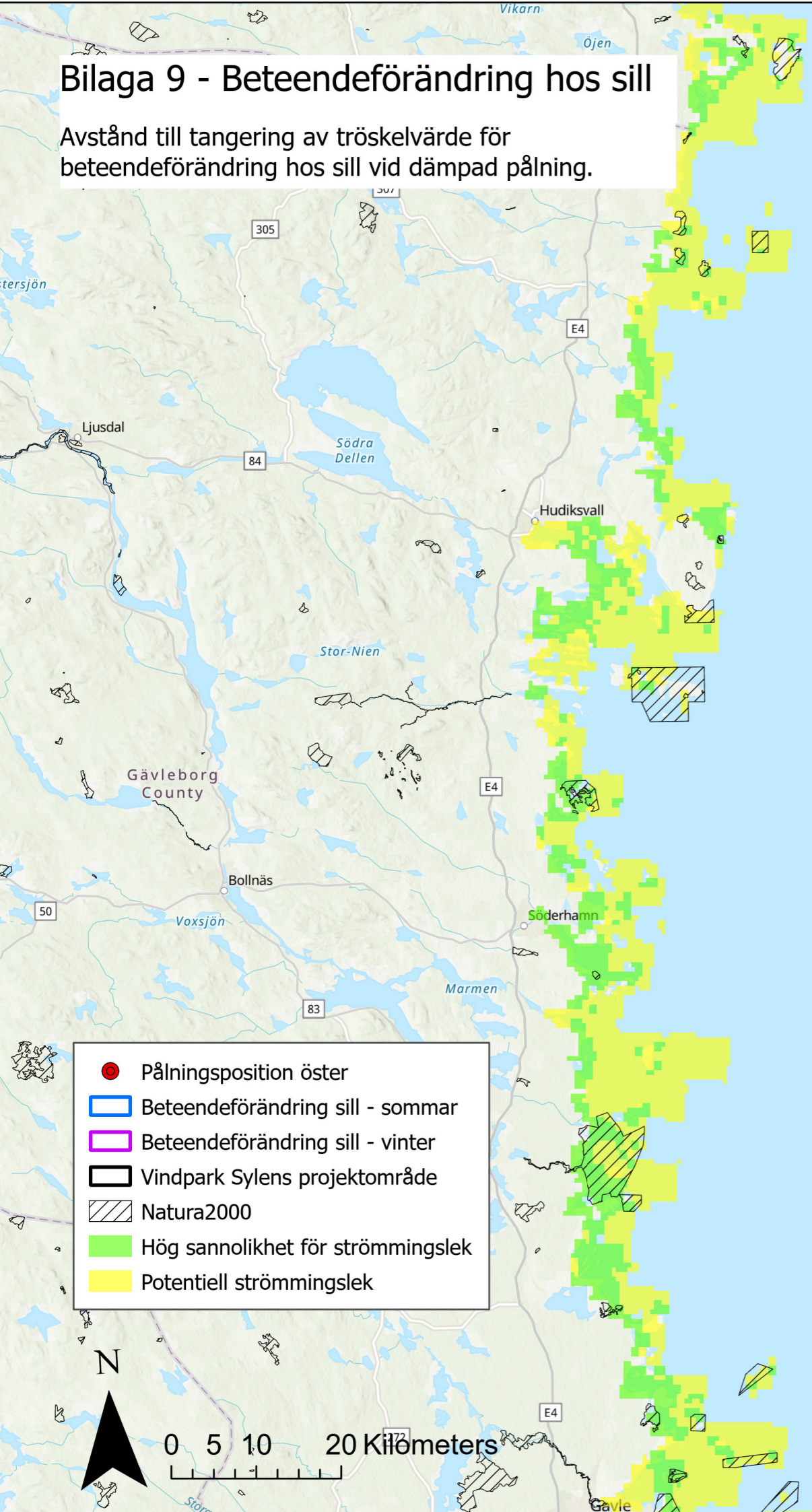


- Pålningsposition norr
- Beteendeförändring sill - sommar
- Beteendeförändring sill - vinter
- Vindpark Sylens projektområde
- Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek

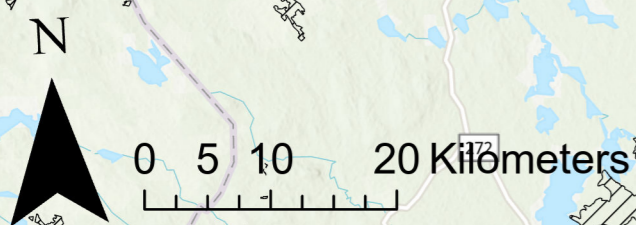


Bilaga 9 - Beteendeförändring hos sill

Avstånd till tangering av tröskelvärde för beteendeförändring hos sill vid dämpad pålning.



- Pålningsposition öster
- ▭ Beteendeförändring sill - sommar
- ▭ Beteendeförändring sill - vinter
- ▭ Vindpark Sylens projektområde
- ▨ Natura2000
- Hög sannolikhet för strömmingslek
- Potentiell strömmingslek



Bilaga 10 - Beteendeförändring hos sill

Avstånd till tangering av tröskelvärde för beteendeförändring hos sill vid dämpad pålning.

