



Fisk i Östersjön och havsbaserad vindkraft

Vindpark Ran

Ran Vindpark AB

Datum: 22 maj 2024

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: Ran MKB

Projektnummer: 32402940-001

Upplaga: Slutversion

Datum: 2024-05-22

På uppdrag av: Ran Vindpark AB

Uppdragsledare: Claes Vernerback (CLVE)

Handläggare: Erika Fernlund Isaksson (FERN), Leo Näsström (LENA) och Douglas Jones (DJON)

Kartor: Claes Vernerback (CLVE), Leo Näsström (LENA), och Hedda Kjelldahl (HEKJ)

Kvalitetskontroll: Jerker Vinterstare (JERV), Lars Finnbäck (LAFI), Frida Gidhagen Fyhr (FRGI)

Godkänd av: Claes Vernerback (CLVE)

Omslagsbild: Provfiske i Ran, september 2023 (fotograferat av Vilde Melvik)

Innehåll

Sammanfattning	4
1. Inledning.....	6
2. Metodbeskrivning.....	7
2.1 Bedömningsmetodik.....	7
2.2 Bedömda påverkansfaktorer.....	7
2.3 Data.....	8
2.4 Modelleringar av undervattensljud	11
2.5 Modelleringar av sedimentspridning	12
3. Områdesbeskrivning	13
3.1 Fisk.....	14
3.2 Sammanfattning – fisksamhället i och omkring vindpark Ran.....	21
4. Påverkan på fisk.....	22
4.1 Anläggningsfas.....	22
4.2 Driftsfas.....	30
4.3 Avvecklingsfas.....	35
4.4 Samlad bedömning	36
Referenser	37

Sammanfattning

Vindpark Ran planeras att byggas i Egentliga Östersjön cirka 12 kilometer öster om Gotlands östkust och kommer att uppta en yta om cirka 327 km². Parken kommer som mest att bestå av totalt 121 vindkraftverk och 4 plattformar samt 318 kilometer kabel.

Denna rapport har dels till syfte att beskriva fisksamhället i och omkring vindpark Ran, och dels bedöma hur vindparksetableringen kan komma att påverka detta. Rapporten utgör underlag till miljökonsekvensbeskrivningarna för ansökningar om tillstånd för vindparken. Påverkan på fisk från undervattensljud, sedimentspridning, artificiella rev, elektromagnetiska fält, och spridning av främmande arter bedöms för vindparkens anläggnings-, drift- och avvecklingsfas.

Östersjöns fiskfauna består av en blandning av sötvattens- och marina arter där den lokala fiskförekomsten påverkas av områdets salinitet. Egentliga Östersjöns utsjöområden domineras av marina arter som skarpsill (*Sprattus sprattus*), strömming (*Clupea harengus*) och torsk (*Gadus morhua*). Dessa tre arter samt simpbor (*Cottidae*), skrubbskädda (*Platichthys flesus*), tånglake (*Zoarces viviparus*) och storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) dominerar fisksamhället i och omkring vindpark Ran. Parkområdet för Ran överlappar med potentiella och till viss del sannolika leksträcker för skarpsill. Två rödlistade fiskarter har påträffats i och omkring parkområdet (torsk och fyrtömmad skärlånga (*Enchelyopus cimbrius*)). Området anses inte viktigt för lek av dessa två rödlistade arter.

Påverkan på fisk utgörs initialt av störningar som sker vid *anläggning* av vindparken. Ljud från pålningsarbete och sedimentspridning från kabelnedspolning förväntas vara de mest betydande påverkansfaktorerna. Bedömningar i denna rapport utgår från worst case-scenarier, dvs. den teoretiska situation som förväntas ha störst påverkan på fisksamhället inom och omkring parkområdet. Utifrån worst case-scenariot för ljud och sedimentspridning kommer 121 vindkraftverk anläggas med så kallade monopile-fundament. För bedömningen av ljudpåverkan har worst case-modelleringen antagit att alla fundament installerats via pålning. För sedimentspridningsmodelleringen har worst case beräknats på att fundamenten anläggs genom borring (100 % spill) och att nedspolning av kabel skapar 70 % spill av material, där utsläpp av sediment sker nära havsbotten. I bedömningarna beaktas relevanta skyddsåtgärder för att reducera påverkan från worst case-scenariot. Detta inkluderar ljuddämpande åtgärder (motsvarande dubbel bubbelgardin och hydro sound damper), mjukstart och ramp up.

Gällande ljud vid anläggning bedöms påverkans storlek och omfattning vara liten negativ baserat på modellering med lämpliga skyddsåtgärder. Mottagarens värde i och omkring parkområdet bedöms som liten med avseende på skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. För sedimentspridning och sedimentation bedöms påverkans storlek och omfattning vara obetydlig. Fisk och framförallt ägg och larver inom och omkring vindpark Ran är känsliga för grumling och sedimentation. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten.

Under *driftfasen* genereras ett visst undervattensljud från vindkraftverken. Ljudnivån under vattnet beror på en kombination av faktorer, framför allt vindstyrkan och verkens storlek. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig. Fisk har en bra förmåga att uppfatta ljud. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten.

Hårda strukturer såsom vindkraftsfundament och plattformar i vindpark Ran kan fungera som ett rev under drift av parken. Hårdbottenslevande arter och/eller andra fiskar som nyttjar rev för skydd och födosökning kan lockas till parken. Om en reveffekt uppstår bedöms den vara begränsad på grund av Östersjöns artfattighet. Dessutom är vissa delar av bottenarna i närheten av parkområdet syrefria under stora delar av året, vilket medför att en eventuell reveffekt kommer vara mer begränsad. Vindparkens strukturer kan utgöra ett hinder för fisket, vilket kan vara positivt för fiskbestånden. Flera fiskarter i och omkring parkområden kan gynnas av reveffekter från vindkraftverk och erosionsskydd, till exempel torsk och tånglake. Påverkans storlek och omfattning bedöms som positiv. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde. Torsk, som skulle kunna påverkas positivt av reveffekter, har ett högre skyddsvärde. Områdets värde för torsken bedöms dock som låg. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten.

Strömförande kablar inom vindparken producerar ett magnetfält vars styrka avtar med avståndet från källan, i detta fall inom några meter. Styrkan på det elektromagnetiska fältet kommer kunna uppfattas av så kallade magnetosensitiva fiskarter (exempelvis ål och laxfiskar), vilka nyttjar jordens magnetfält för navigering. Exponering för ett elektromagnetiskt fält kan även påverka fiskarna fysiologiskt där ägg och larver oftast är känsligare än vuxna individer. Elkablar kommer, där bottenförhållandena tillåter, vara nedgrävda och styrkan på det elektromagnetiska fältet vid havsbotten förväntas inte påverka ägg eller larvutvecklingen. Påverkansområdet är litet jämfört med parkområdets totala storlek. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig. Flertalet arter i och omkring vindpark Ran är känsliga för elektromagnetiska fält. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten.

Risken att vindparken skulle gynna spridning av främmande fiskarter, eller att vindparken skulle bidra till fortsatt spridning jämfört med rådande förhållanden (befintliga livsmiljöer), är liten. Vindkraftverken täcker en begränsad yta med relativt stort avstånd mellan verken. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten.

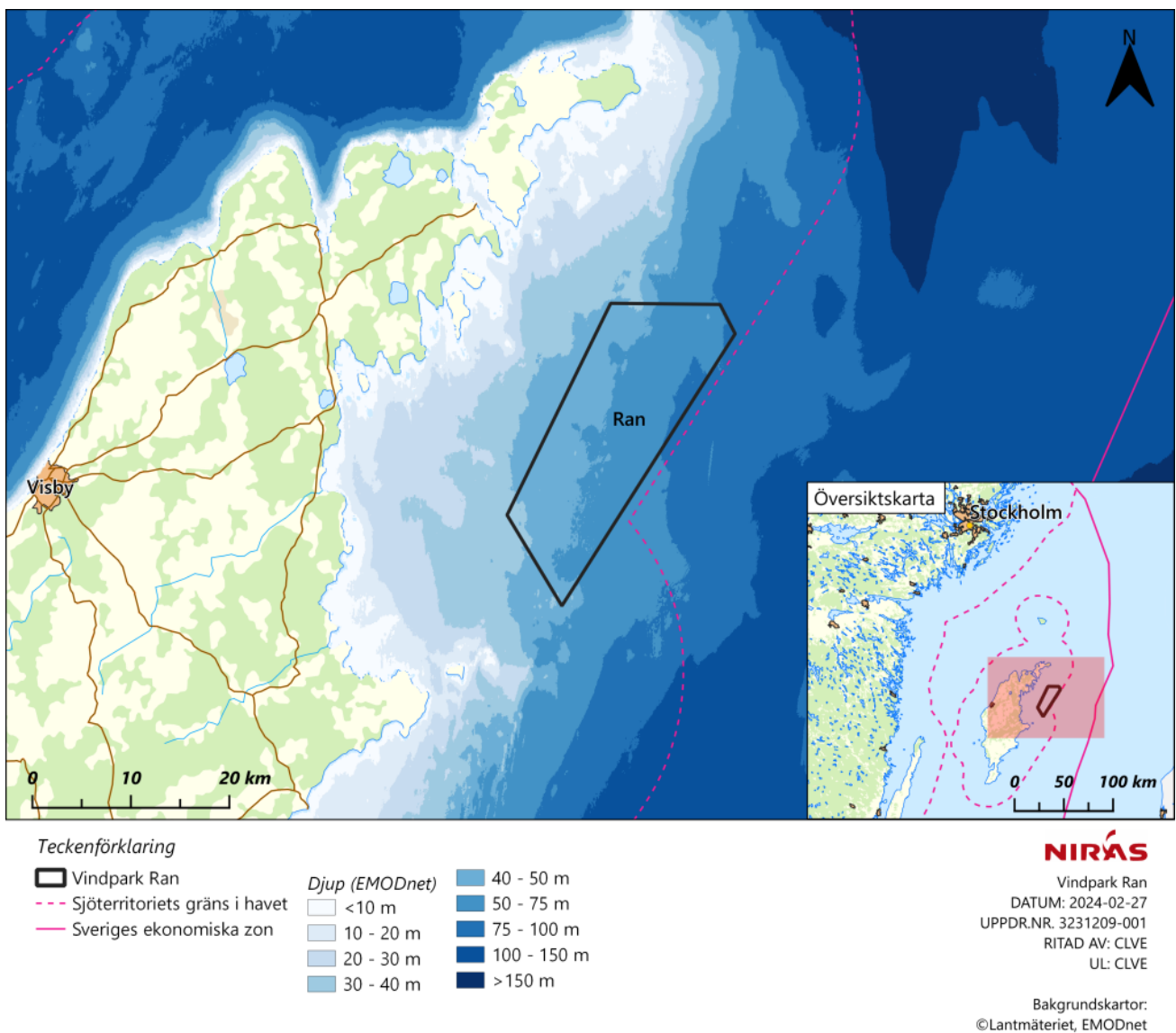
Arbeten under *avvecklingen* kommer ha mindre påverkan på fisk än under anläggningen. Slutliga bedömningar kommer bero på de lokala miljöförhållanden som råder i området för vindpark Ran när parken ska avvecklas, samt på tekniken som kommer tillämpas. Detta gör påverkansbedömningen för avvecklingen av vindparken osäker, och därför bedöms påverkan av avvecklingsarbeten som under anläggning, vilket är ett konservativt scenario. För båda påverkansfaktorer bedöms mottagarens känslighet/värde och påverkans storlek och omfattning som under anläggningsfasen. Mottagarens känslighet/värde bedöms därmed som liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten negativ för undervattensljud och som obetydlig för sedimentspridning och sedimentering.

1. Inledning

Vindpark Ran AB planerar en etablering av en havsbaserad vindpark, Ran, i Egentliga Östersjön öster om Gotland. Vindpark Ran är lokaliserad inom Sveriges sjöterritorium, cirka 12 kilometer öster om Gotlands östkust. Inom området varierar vattendjupet mellan cirka 40 och 85 meter (Figur 1.1).

Parkområdet för vindparken uppgår till cirka 327 km² och fullt utbyggd kommer parken att omfatta 90–121 vindkraftverk med en maximal totalhöjd om 310 meter. Parken förväntas ha en installerad effekt om cirka 1,8 GW och förväntas kunna generera omkring 8 TWh förnybar el per år.

Denna rapport har tagits fram för att beskriva fiskfaunan i vindparken samt göra en bedömning av hur vindparksetableringen kan påverka fisk genom en analys av befintlig data och forskningsresultat. Bedömningar har utgått från rådande kunskapsläge. Rapporten utgör grunden till miljökonsekvensbedömningen för Ran Vindpark AB:s ansökningar om tillstånd för vindparken.



Figur 1.1. Karta över Egentliga Östersjön med den planerade vindkraftparken Ran och Vattendjupet inom och kring vindpark Ran.

2. Metodbeskrivning

2.1 Bedömningsmetodik

Ett systematiskt arbetssätt har använts för att identifiera och bedöma den planerade verksamhetens potentiella påverkan i relation till fiskars känslighet. Skyddsåtgärder för att undvika, minimera eller minska påverkans effekt och omfattning har beaktats. Metodiken beskrivs nedan:

- **Känslighet** och **värde** – Vilken är mottagarens känslighet? Värde kan utgöras av objekt och/eller områden samt samband.
- **Påverkan** – Den fysiska åtgärden i sig.
- **Effekt** – Den förändring som uppkommer i omgivningen till följd av påverkan. Effekten är omfattningen eller graden av påverkan. Om det är möjligt beskrivs det kvantitativt.
- **Konsekvens** – Betydelsen av den förändring som uppstår.

För utförlig beskrivning av bedömningsmetodiken, se miljökonsekvensbeskrivningen för vindpark Ran.

2.2 Bedömda påverkansfaktorer

De påverkansfaktorer från den planerade vindparken som är relevanta för och som kommer att beaktas vid bedömningen av påverkan på fiskesamhället redovisas i Tabell 2.1.

Tabell 2.1. Påverkansfaktorer från vindparken i de olika faserna som beaktas i aktuell rapport.

Påverkansfaktor	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Sedimentspridning	X		X
Undervattensljud	X	X	X
Främmande arter		X	
Elektromagnetiska fält		X	
Reveffekter		X	

Anslutningskablarna till land behandlas inte i denna rapport, eftersom de hanteras i en separat tillståndsansökan.

2.2.1 Worst case

Bedömning av påverkansfaktorers storlek och omfattning grundas på ett worst case-scenario, vilket är det scenario som förväntas ge störst påverkan för respektive påverkansfaktor, givet de skyddsåtgärder och tidrestriktioner som antas i ansökan.

I denna rapport är worst case de scenarier som förväntas ha störst påverkan på fiskesamhället i och kring parkområdet. I detta fall bygger worst case avseende påverkan från både undervattensljud och sedimentspridning på en parklayout med 121 vindkraftverk som anläggs med monopile-fundament som har en diameter om 14 meter. Avseende sedimentspridning är även worst case att 121 fundament och 4 plattformar anläggs genom borrhning och att 318 km kabel anläggs genom nedspolning till en gemensam knutpunkt centralt i parken. Avseende undervattensljud är worst case att alla fundament anläggs genom pålning.

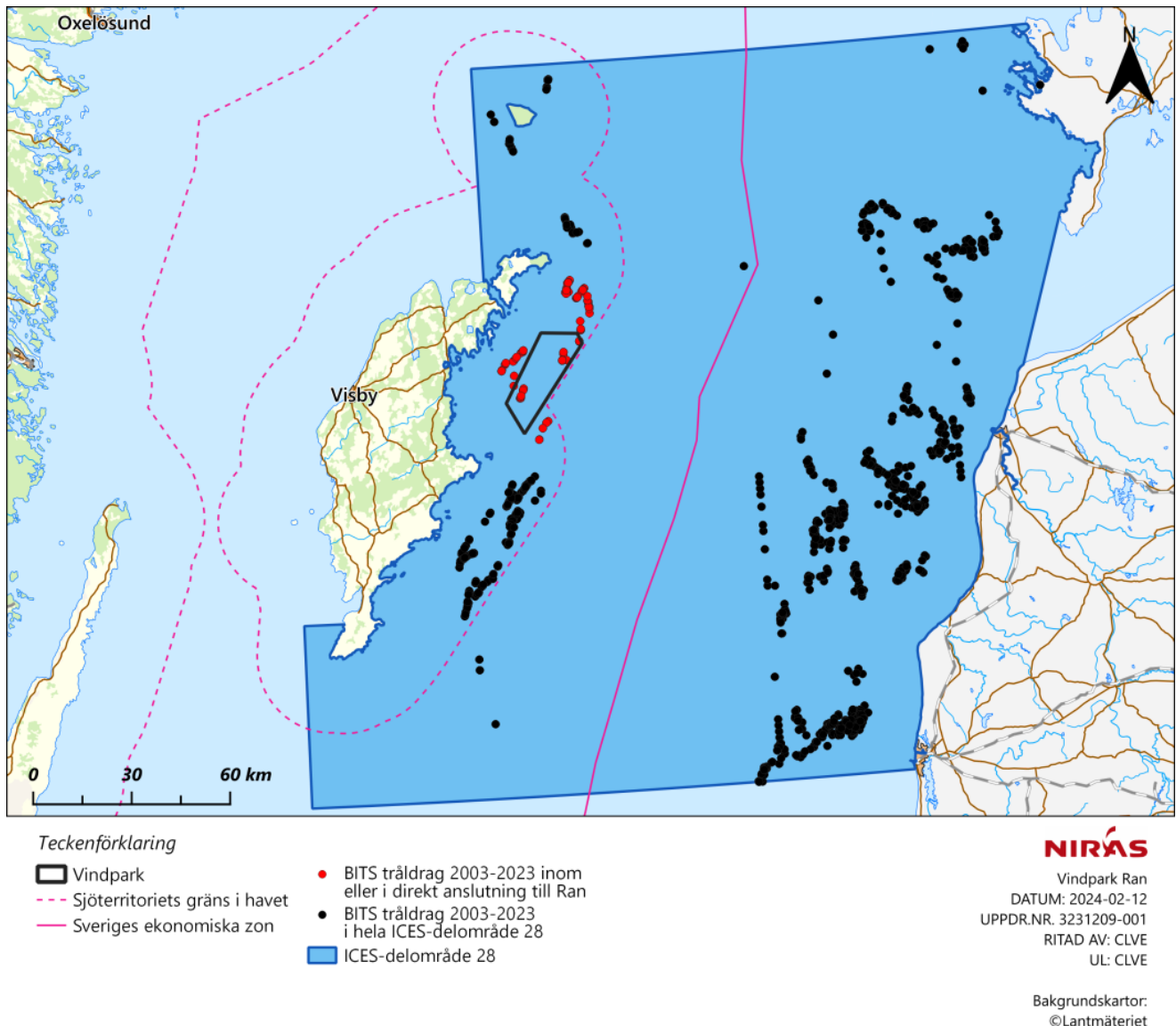
Parkens slutliga utformning och anläggningsmetoder bestäms efter detaljprojekteringen, men miljöpåverkan ska inte överstiga de worst case-scenarion som beskrivs för respektive påverkansfaktorer.

2.3 Data

Som grund för att beskriva fiskfauna i och omkring parkområdet har befintliga inventeringsdata i och omkring vindparkens närområde samt relevanta vetenskapliga artiklar och rapporter om Östersjöns fiskfauna använts. Även trålningsdata från "ICES Database of Trawl Surveys" (DATRAS; ICES 2023) i den så kallade "Baltic International Trawl Surveys" (BITS) har använts i denna rapport. Vidare har resultaten från kompletterande undersökningar utförda av NIRAS i form av eDNA-undersökningar och provfisken beaktats.

2.3.1 ICES-fiskdata

Trålningsdata mellan år 2003–2023 från "Baltic International Trawl Surveys" (BITS) har hämtats från "ICES Database of Trawl Surveys" (DATRAS; ICES 2023) och använts i denna rapport. Data över fiskars förekomst samlas in i november och mars varje år på ett standardiserat vis (trålutrustning, metod och position). Antal fiskar per art, samt deras längd dokumenteras för varje tråldrag, vilket har skapat långa tidsserier med data över fisksamhället. Information om positioner och fångst per timme eller catch per unit effort, indelat i storlek och art, har använts för ICES-delområde 28 där vindpark Ran återfinns. Målarterna är i första hand demersala (bottenlevande) plattfiskar och bentopelagiska (lever både nära eller på havsbotten och i den fria vattenmassan) torskar, men även pelagiska (fiskar som lever i den fria vattenmassan) arter såsom sillar, skarpsillar och/eller andra mindre vanliga arter har fångats (ICES 2017). Data från hela ICES-delområde 28 och data avgränsat från inom och i närområdet runt Ran parkområde har använts i denna rapport. Mellan åren 2003-2023 har 1 142 individuella tråldrag genomförts över hela ICES-delområde 28 som en del av BITS-undersökningar varav 109 tråldrag har genomförts inom och i anslutning till parkområdet för vindpark Ran (Figur 2.1).



Figur 2.1 Lokalisering av vindpark Ran och BITS undersökningarnas tråldrag år 2003–2023 i ICES delområde 28 (svarta prickar) och i direkt anslutning till parkområdet för vindpark Ran (röda prickar).

2.3.2 Kompletterande undersökningar

2.3.2.1 eDNA

Akvatiskt miljö-DNA eller eDNA, från engelskans *environmental DNA*, har under det senaste decenniet visat sig vara ett lovande verktyg för inventering av vattenorganismer för miljöövervakning. Undersökningsmetoden baserar sig på det faktum att alla levande organismer kontinuerligt avger DNA från diverse vävnader som kan nyttjas likt genetiska avtryck i miljön. Dessa genetiska spår kallas för eDNA (Pedersen m.fl. 2015).

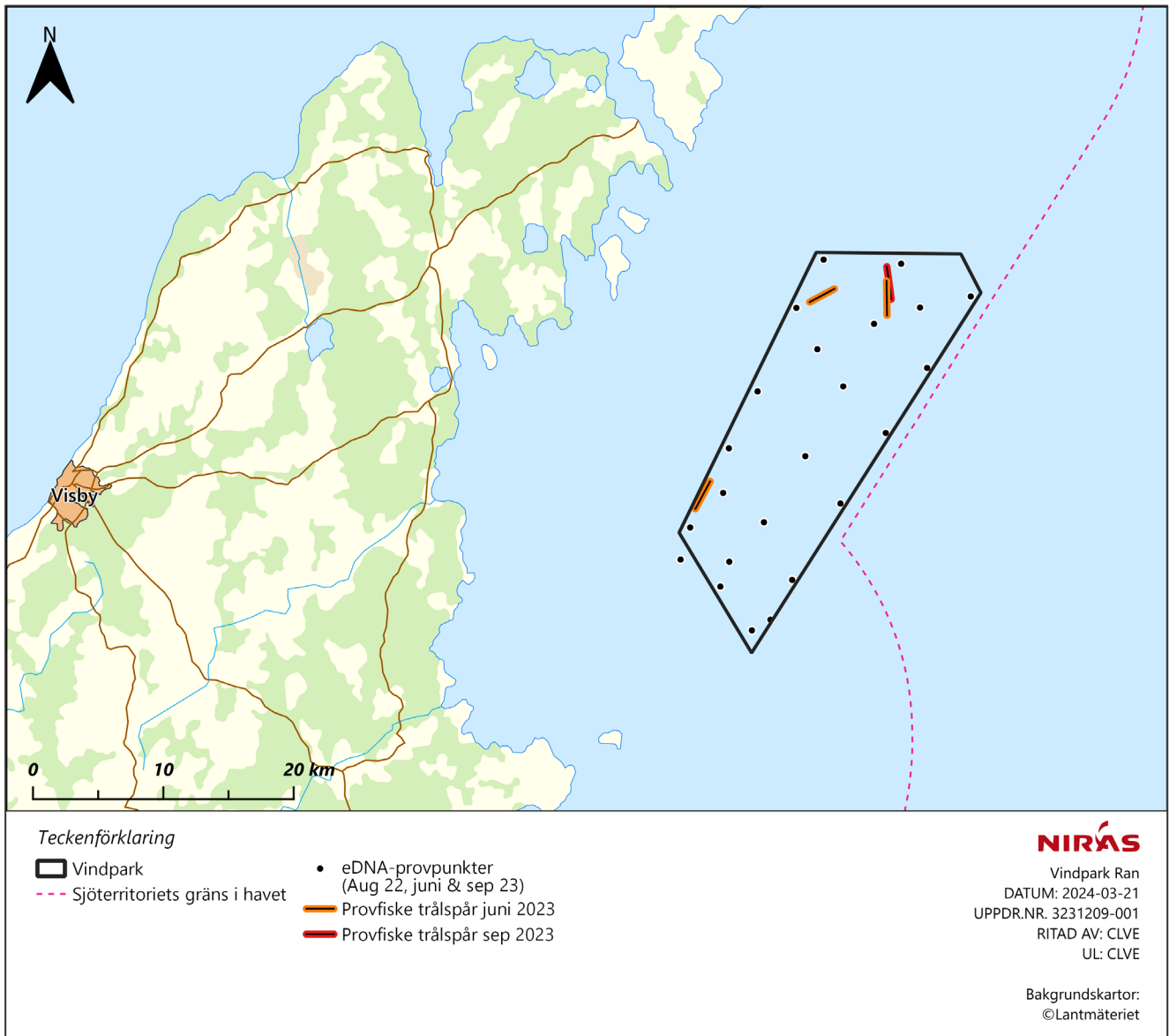
eDNA kan utvinnas ur små mängder vatten (0,1–5 liter) och genom molekylära analyser går det att ange vilka arter som befinner sig inom ett område utan att man vare sig iakttar eller fångar organismen. eDNA ger en uppskattning av artförekomst i nutid eftersom fritt DNA i vatten sönderfaller inom loppet av några dagar. Eftersom fiskar rör sig mellan olika vattenområden, exempelvis mellan lek- och födosöksområden kan

provtagningen behöva anpassas för lokala variationer i artförekomst. eDNA är ett bra komplement till provfiske- och ICES-data som, på grund av selektiva metoder, inte representerar hela fiskesamhället i ett område.

NIRAS utförde eDNA-undersökningar i augusti 2022 samt juni och september 2023 i och omkring området för vindpark Ran. Prover togs cirka fem meter ovan havsbotten och cirka fem meter under ytan, dock om djupet var >60 meter togs provet på 55 meter för att undvika att provta syrefritt vatten. Proverna togs från tre (2022) respektive 20 (2023) lokaler (Figur 2.2), vilket resulterade i totalt 89 prover. Efter avslutat fältarbete skickades filtren till laboratorium för extraktion och analys av DNA. En 180 baspar lång markör som kallas MiFish användes för att identifiera fiskarter. Antalet arter som registrerades och antalet läsningar, dvs. detekterade sekvenser, användes därefter för att uppskatta arters förekomst och relativa abundans (se bilaga B.2 *Ran 2023 - fältundersökningar*).

2.3.2.2 *Provfiske*

För att komplettera BITS-data utförde NIRAS provfisken med undersökningstrål vid tre lokaler under juni och en lokal i september 2023 i området för vindpark Ran (Figur 2.2). Metoden som användes är utformad efter "Baltic International Trawl Surveys (BITS)" (ICES 2017). För att utföra provfisket användes tråltypen TV-3 mindre trål. Trålen fördes ner i vattnet och båten körde därefter cirka fem till sex knop under en minut för att låta trålen vecklas ut helt. Hastigheten sänktes sedan till noll knop för att låta trålborden nå botten. När trålborden har nått botten ökades hastigheten till strax under (2,5–2,7 knop) den satta trålhastigheten om 3 knop, tills trålen har nått botten. Start av tråldrag noterades därefter när trålen stabiliserats och båten rörde sig i en jämn hastighet om tre knop. Varje tråldrag skedde under 30 minuter vart efter tid noterades igen och trålen lyftes ur vattnet. Efter upptag sorterades fångsten efter art, där antalet individer, vikt per art, vikt per individ, längd per individ, samt totalt vikt av fångsten noterades. Varje individ gavs ett unikt individnummer kopplat till respektive tråldrag. Vid stora fångster gjordes ett "delprov" som en representation av den totala fångsten, där 100 individer per art räknades och vägdes.



Figur 2.2 Karta över vindpark Ran samt positioner för eDNA-provtagningspunkter (svarta prickar) och provfiske med trål i juni (orange) och september (röd) 2023 utförda av NIRAS.

2.4 Modelleringar av undervattensljud

För att bedöma påverkan på fisk från undervattensljud vid anläggning och drift av vindpark Ran har NIRAS utfört undervattensljudmodelleringar. Nedan beskrivs dessa översiktligt. För mer detaljerad information och bakgrund, se rapporten för anläggningsarbeten och drift (bilaga B.3.A *Ran OWF. Underwater noise prognosis. Construction and operation*, NIRAS).

Modelleringarna för ljudalstring vid anläggning fokuserade på installation av fundament, närmare bestämt pålning. Hydraulisk slagpålning är den vanligaste metoden för att driva ner fundament i havsbotten för förankring av till exempel monopile- och fackverksfundament. Pålning är den aktivitet som genererar högst ljudnivåer under anläggningsfasen. Modelleringen av undervattensljud för pålning har genomförts för tre positioner inom parkområdet. Positionerna valdes utifrån ett worst case perspektiv under den årstid då ljudspridningen riskerar vara som högst baserat på kända geologiska och hydrologiska faktorer. En av de modellerade positionerna

(position 2) bedöms dock vara för djup för att anläggning av monopile-fundament ska vara möjlig, varför endast modelleringen utfördes för fackverksfundament vid denna. I modelleringen är det antaget att ljuddämpande skyddsåtgärder används (double big bubble curtain (DBBC) för fackverksfundament, samt kombinationen av DBBC och hydro sound damper (HSD) för monopilefundamentet).

Modelleringen inkluderar antaganden om att pålningen utförs med mjuk uppstart och ramp up. Med ökande energi i slagen ökar även undervattensljudet från pålningen, vilket ger fiskar möjligheten att förflytta sig från platsen för anläggningsarbetet innan ljudnivåerna riskerar att bli skadliga. Riktlinjer för ljudnivåer av undervattensljud som riskerar att orsaka död eller skador på inre organ samt temporära hörselskador (TTS) för fisk presenteras i Tabell 2.2. Ljudnivåer kan mätas genom ljudtrycksnivå (sound pressure level, SPL), ljudexponeringsnivå (sound exposure level, SEL) av en enskild ljudpuls eller kumulativa ljudexponeringsnivåer (det kumulativa värdet av flera ljudpulser, ofta över en 24 timmars period (SEL_{cum})). En konservativ uppskattning är att en komplett pålning tar 24 timmar och därför används detta för modellering av kumulativa ljudnivåer ($SEL_{cum,24}$). Vanligtvis används det kumulativa värdet för att beskriva potentiella skador på djur eftersom det bedöms vara en mer verklighetstrogen bild. För bedömning av påverkan på fisk av dessa ljudgenererande aktiviteter används riktlinjer sammanställda av Popper m.fl. (2014) och Andersson m.fl. (2016), se Tabell 2.2.

Tabell 2.2. Tröskelvärden för skada hos fisk vid pålning samt antagandet om simhastighet för respektive fisk-kategori (Andersson m.fl. 2016, Popper m.fl. 2014).

Fisk-kategori	Simhastighet [m/s]	Tröskelvärde, $SEL_{E,cum,24h}$ [dB re. 1 $\mu Pa^2 s$]	
		TTS [dB]	Mortalitet och skada [dB]
Stationär (Icke flyende fisk)	0.00	186	204
Torsk (juvenil)	0.38	186	204
Torks (adult)	0.90	186	204
Strömning	1.04	186	204
Ägg och larver	-	-	207

2.5 Modelleringar av sedimentspridning

För att kunna avgöra och bedöma påverkan på sedimentspridning vid anläggning, drift, och avveckling av vindpark Ran har DHI utfört modelleringar avseende olika källor för sedimentspridning och sedimentation (se bilaga B.4 *Modellering av sedimentspridning från anläggningsarbetet av vindparken Ran*). Inom hur stort avstånd som sediment kommer att spridas vid arbeten för vindpark Ran beror på flera faktorer, däribland bottenmaterial och torrdensitet, borrhastighet, borrhingsdjup, utsläppsmetod, vattenströmmar och fundamentens diameter. Modelleringarna har utgått från worst case för de förutsättningar som är möjliga i området för vindpark Ran, dvs. de förutsättningar som ger upphov till mest sedimentspridning. Utsläpp av sediment beräknas ske nära havsbotten.

Sediment kan spridas dels när fundament ska förankras i botten och dels när kablar ska placeras under botten. Monopilefundament anläggs främst genom pålning, men om havsbotten är för hård för att kunna påla krävs att det hårda sedimentet borraras ur. Det utborrade materialet släpps ut i vattnet vilket orsakar sedimentspridning innan det sedimenterar på botten. Worst case antas vara att 121 monopile-fundament anläggs (12 meter i diameter), och att samtliga anläggs genom borrhning (100 % spill). Detta är dock ett osannolikt scenario, och därmed ytterst konservativt.

Kablar som går mellan vindkraftverk och transformatorstationer placeras ofta nedlagda i botten för att skyddas. Vid anläggning av kablarna sprids sediment, och hur mycket beror på val av metod för att placera kablarna under botten. Plogning eller nedspolning är vanliga metoder. En del av det flyttade sedimentet sjunker snabbt tillbaka till botten medan en del stannar kvar suspenderat i vattenmassan (kallas spill). För worst case antas att alla kablar inom vindparken spolats ner, vilket skapar 70 % spill av material. Detta är ett ytterst konservativt antagande.

När sedimentet, som spridits till vattenmassan från ovannämnda processer, sedimenteras till botten sker pålagring över befintliga bottenytor. Hur stor yta som överlagras av sediment beror på hur snabbt sedimenten sjunker till botten, turbulensen i vattnet samt i vilken riktning sedimentplymen rör sig.

3. Områdesbeskrivning

Östersjön är ett unikt och relativt ungt hav (Lass och Matthäus 2008) med en låg mångfald av fiskarter. Havet är starkt reglerat av salthaltsgradienten vilket återspeglas i fiskfaunan. Det finns totalt cirka 80 fiskarter i Östersjön och mångfalden ökar med salthalten (Frelat m.fl. 2018) så att de södra och västra delarna av Östersjön innehåller det största antalet fiskarter. I Egentliga Östersjöns utsjömiljöer (där parkområdet är lokaliserat) domineras fisksamhället av förekomsten och samspelet av tre marina arter: torsk, strömming och skarpsill. Dessa tre har historiskt varit, och är än idag, de viktigaste arterna för yrkesfisket, vilket i sin tur har påverkat bestånden av dessa arter.

I många fall utgör Östersjön den fysiologiska gränsen för salthalt för de fiskarter (av både söta och saltvattensursprung) som förekommer där (Elmgren och Hill 1997). Temperatur och salthalt varierar även genom vattenpelaren och skiktningar av vatten med olika temperatur och salthalt är vanliga. Detta är viktigt för fiskarter som kan vara fysiologiskt anpassade till bräckt vatten men ändå har särskilda behov för att kunna reproducera sig. Skiktningar påverkar fiskfaunan eftersom blandningen av vatten mellan skikten begränsas, vilket kan resultera i olika miljöförhållande mellan lagren och till exempel leda till syrebrist i de djupare vattenmassorna. Östersjöns nordliga läge och hydrografiska förhållanden gör den också känslig för mänsklig påverkan, så som klimatförändringar, övergödning och föroreningar (Andersson m.fl. 2015, Elmgren 2001). Detta innebär utmaningar för fiskarna i form av stora områden med syrefattiga (hypoxiska) och syrefria (anoxiska) bottenar, belastning av miljögifter, eutrofiering och ökade temperaturer. Gränsen för syrefattiga förhållanden går när syrehalten understiger 2 ml syre per liter vatten, och helt syrefritt (anoxiskt) blir det när syrehalten är nere vid 0 ml per liter vatten (SMHI 2012).

Inom området varierar vattendjupet mellan 40 och 85 meter, med ett medeldjup på runt 54 meter (Figur 1.1). Det dominerande ytsubstratet inom vindkraftparken utgörs av blandat sediment varav stora ytor av utpräglat lersubstrat. Utifrån undersökningar inom vindpark Ran varierar siktdjupet från omkring 4 meter till cirka 8,5 meter, med ett genomsnittligt siktdjup på omkring 6,4 meter (bilaga B.2).

Fisk upptar olika ekologiska och topografiska nischer i vattenmiljön. Det finns fiskar som lever i den fria vattenmassan (pelagiska fiskar), fiskar som lever både nära eller på havsbotten och i den fria vattenmassan (bentopelagiska) samt bottenlevande fiskar (demersala). Pelagiska fiskar är vanligtvis i ständig rörelse och förflyttar sig både korta och långa sträckor för födointag och lek på dygns- och säsongsbasis (Aro 2002, Cardinale m.fl. 2003, Nilsson m.fl. 2003). Bentopelagiska fiskar förekommer både nära havsbotten och i fria vattenmassan som vuxna individer och kan röra sig långa distanser mellan lek- och födosöksområden. Därför kan individer i ett område bestå av olika populationer (Svedäng m.fl. 2007, Naturvårdsverket 2012). I Östersjön kan bentopelagiska fiskbestånd påverkas starkt av abiotiska faktorer, till exempel syre och salinitet. Bentopelagiska fiskar uppvisar ofta en stor rörlighet och söker sig troligtvis oftast till delar av vattenmassorna som har högre syrehalt. Flertalet

bentopelagiska fiskarter har pelagiska ägg- och/eller larvstadier, vilket resulterar i att dessa sprids med havsströmmar från tiotals- och upp till hundratals kilometer (Kinlan och Gaines 2003). Det innebär de kan återfinnas långt utanför artens lekområden. Demersala fiskar lever på, eller i nära anslutning till botten och de förekommer i både djupa och grunda områden i Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Flertalet demersala fiskarter har pelagiska ägg- och/eller larvstadier (Kinlan och Gaines 2003). Fiskar med olika ekologiska och topografiska nischer kan därför påverkas på olika sätt av faktorer i miljön.

3.1 Fisk

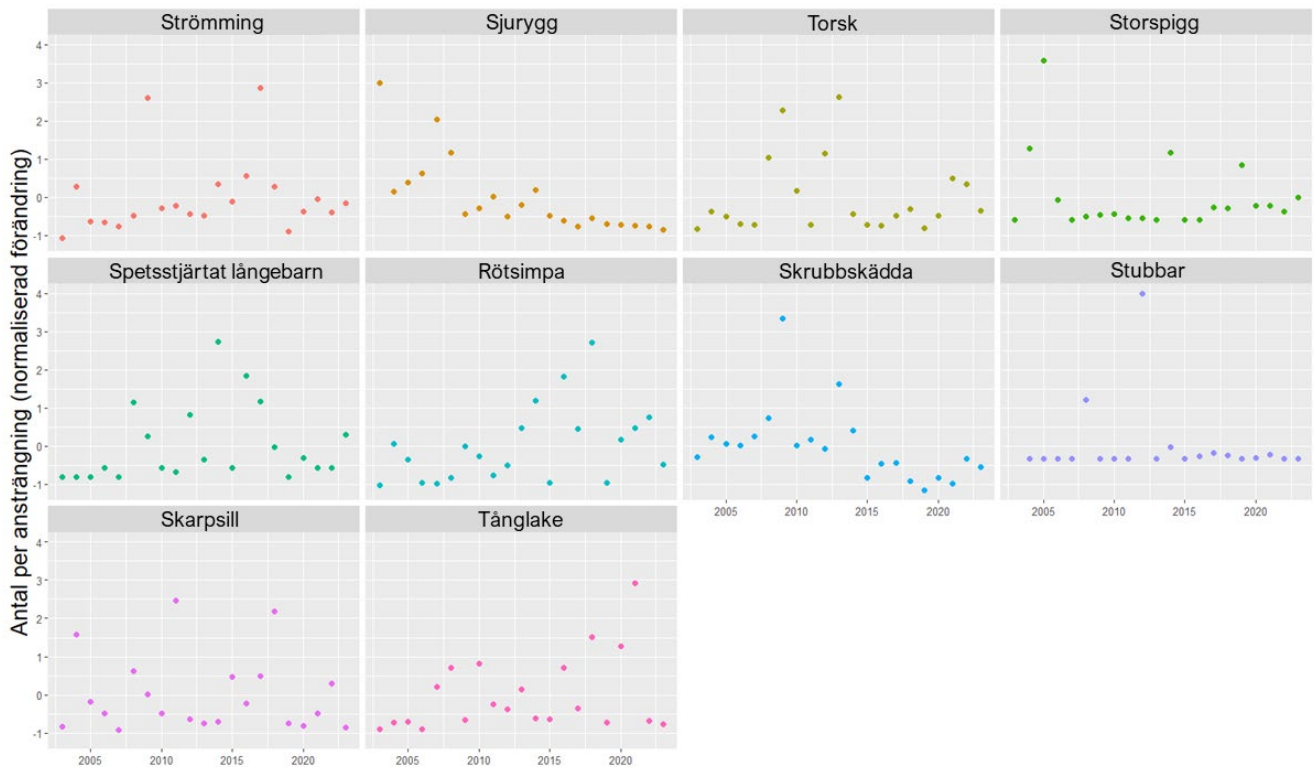
3.1.1 ICES-fiskdata

Mellan 2003–2023 har 24 olika taxa noterats i BITS-undersökningarna, av dessa taxa har 21 stycken bestämts till artnivå, en till familj och en till släkte. De tio vanligaste arterna står för merparten av den totala fångsten per ansträngning (antal individer per fiskad timme eller CPUE) och domineras av de två vanligaste arterna strömming och skarpsill som utgjorde 59 % respektive 39 % av fångst per ansträngningen över perioden (Tabell 3.1). Skrubbskädda och östersjöflundra är så pass lika att de ej skiljs åt i BITS-undersökningar. Resterande taxa: skrubbskädda, rötsimpa, torsk, storspigg, tånglake, stubbar, sjurygg och spetsstjärtat långebarn utgjorde tillsammans 1,67 % av fångsten under perioden. Resterande arter fångades i förhållandevis låga antal (0,33 % av fångsten) och presenteras därför inte.

Tabell 3.1. De 10 vanligast förekommande arterna i BITS-undersökningar (baserat på antal fångade individer per timme eller CPUE) inom och i omedelbara närheten runt parkområdet för vindpark Ran och deras typiska livsmiljöer. Trålningsdata från november och mars 2003–2023. *=Rödlistad art enligt Artdatabanken (2020). Källa: ICES 2023.

Svenskt artnamn	Vetenskapligt namn	Fångst per timme, CPUE (% of total catch)	Levnadsmiljö
Strömming	<i>Clupea harengus</i>	45430 (59 %)	Botten och öppet vatten (bentopelagiskt)
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	30305 (39 %)	Öppet vatten (pelagiskt)
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	907 (1 %)	Bottenlevande (demersalt)
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	88 (0,11 %)	Bottenlevande (demersalt)
Torsk*	<i>Gadus morhua</i>	70 (0,09 %)	Botten och öppet vatten (bentopelagiskt)
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	63 (0,08 %)	Botten och öppet vatten (bentopelagiskt)
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	24 (0,03 %)	Bottenlevande (demersalt)
Stubbar	<i>Pomatoschistus</i>	13 (0,02 %)	Botten och öppet vatten (bentopelagiskt)
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	5 (<0,01 %)	Bottenlevande(demersalt)
Spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lamprettaeformis</i>	2 (<0,01 %)	Bottenlevande (demersalt)
	Total	76907	

I antal fångade fiskar per timme så förekommer det stor variation mellan vissa år för strömming, skarpsill, och torsk, men ingen klar uppgång eller nedgång förekommer över hela perioden (Figur 3.1). Det finns en tendens till uppgång för tånglake och rötsimpa sedan år 2018 respektive 2015. Dessa trender stöds även av data från hela ICES-delområdet vilket innefattar ett mycket större område och många fler datapunkter och således visar mer robusta resultat.



Figur 3.1. De 10 mest förekommande fiskarterna och antal per ansträngning under BITS undersökningarna år 2003-2023.

Samtliga av arterna detekterades vid NIRAS eDNA provtagningar (se avsnitt 3.1.2) och merparten av arterna återfanns i NIRAS provfisken (se avsnitt 3.1.3).

3.1.2 eDNA

Under eDNA-undersökningar i augusti 2022 utfördes provtagningar inom och i närheten av vindpark Ran på sex lokaler och i juni respektive september 2023 utfördes provtagningar på 20 lokaler inom parkområdet. Vid varje lokal gjordes två provtagningar, en nära ytan och en nära botten. Av totalt 87 prover vid de tre tillfällena erhöles labbresultat för 69 prover. Prover utan labbresultat misslyckades att analyseras av laboratoriet på grund av att de innehöll för mycket organiskt material. Prover utan resultat kunde inte analyseras med MiFish markören av NatureMetrics eftersom PCR-reaktionen inte uppfyllde laboratoriets kvalitetskrav. Det fanns inget tydligt mönster i tid eller rum bland de prover som inte analyserats varvid det bedöms att resultaten som presenteras i rapporten ger en god täckning av undersökningsområdet.

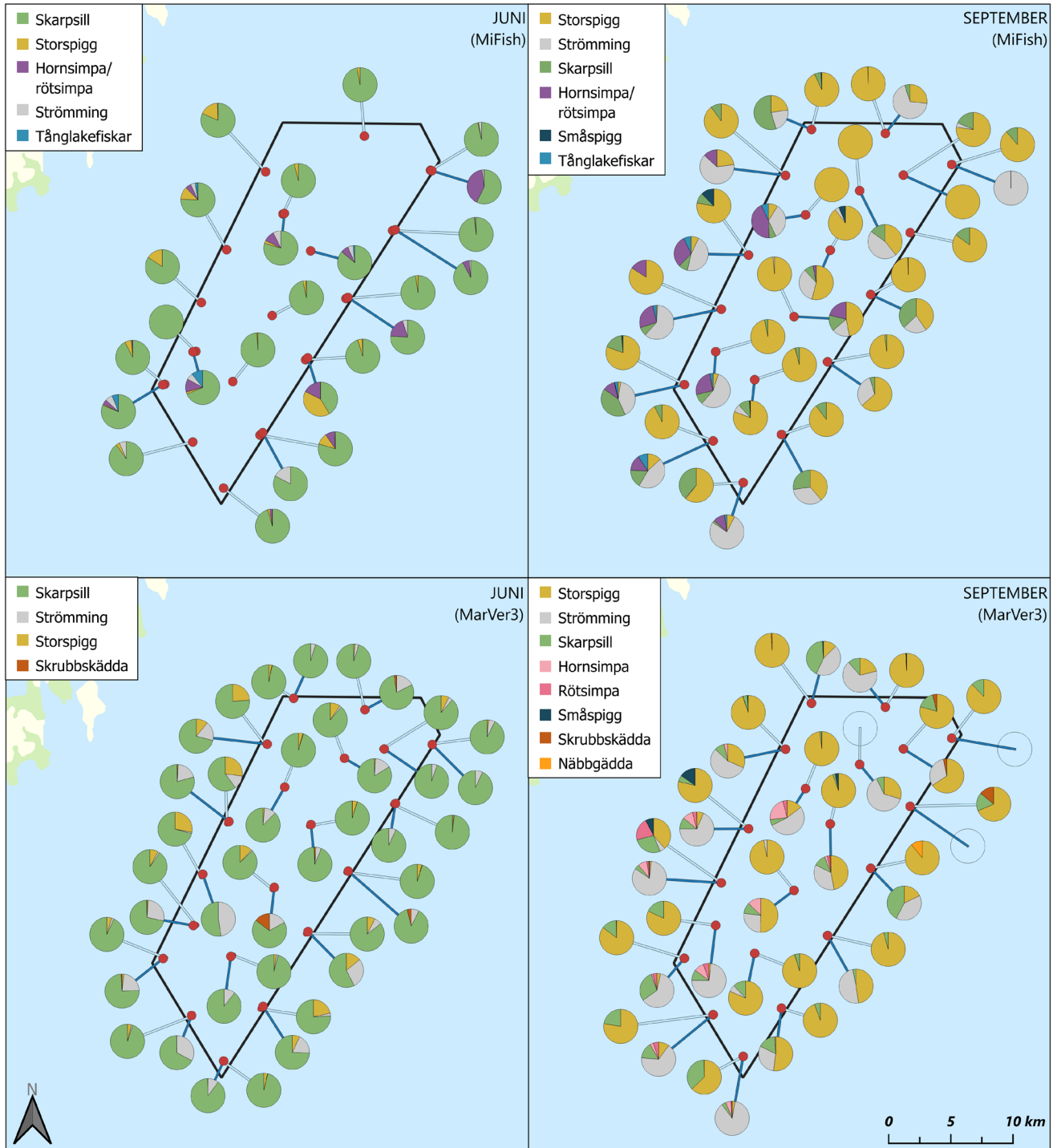
Här presenteras resultat från eDNA undersökningar från 69 prover (Tabell 3.2). Dessa undersökningar detekterade 15 arter och 5 familjer (kunde ej bestämmas till artnivå). Tabell 3.2 visar att enligt eDNA undersökningar inom och intill parkområdet för vindpark Ran är vanligast förekommande arter strömring, skarpsill, och storspigg. Även tånglakefiskar och simpbor förekom frekvent. Rötsimpa och hornsimpa är genetiskt mycket lika och kan inte urskiljas med de eDNA primers som användes för att analysera proverna. Gällande tånglakefiskar är det endast tånglake som är aktuell eftersom andra fiskar i släktet inte förekommer i Östersjön. eDNA av storspigg, strömring, och skarpsill förekom i majoriteten av proverna under samtliga provtagningstillfällen. Även tånglakefiskar och simpbor förekom frekvent. I augusti 2022 förekom eDNA från storspigg i samtliga prover. Under provtagningarna år 2023 dominerade skarpsill i juni medan storspigg dominerade i september. Resterande fisktaxa detekterades under varierande och begränsade perioder i Östersjön.

Tabell 3.2. Arter eller familjer av fisk som detekterades i eDNA-proverna med markören MiFish från provtagningstillfällena i augusti 2022 samt juni och september 2023. *Rödlistad art enligt Artdatabanken (2010).

Svenskt artnamn	Vetenskapligt namn	2023		
		Augusti Antal prover	Juni Antal prover	September Antal prover
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5/5	20/25	38/39
Strömming	<i>Clupea harengus</i>	4/5	21/25	23/39
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	4/5	25/25	33/39
Tånglake ^a	<i>Zoarces viviparus</i>	3/5	5/25	8/39
Hornsimp/rötsimpa	<i>Myoxocephalus quadricornis</i> / <i>M. scorpius</i>	3/5	12/25	12/39
Torsk*	<i>Gadus morhua</i>	1/5	0/25	1/39
Tobisfiskar	<i>Ammodytidae</i> sp.	1/5	2/25	1/39
Sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>	1/5	0/25	0/39
Spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lamprætaeformis</i>	1/5	0/25	6/39
Näbbgädda	<i>Belone belone</i>	1/5	2/25	3/39
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	1/5	1/25	4/39
Lax	<i>Salmo salar</i>	0/5	1/25	2/39
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	0/5	1/25	0/39
Sillfiskar	<i>Clupeidae</i>	0/5	0/25	11/39
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	0/5	0/25	8/39
Svartmunnad smörbult	<i>Neogobius melanostomus</i>	0/5	0/25	2/39
Tejstefisk	<i>Pholis gunnellus</i>	0/5	0/25	1/39
Makrill	<i>Scomber scombrus</i>	0/5	0/25	1/39
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	0/5	0/25	1/39
Torskfiskar	<i>Gadidae</i>	0/5	0/25	1/39

a = kunde ej bestämmas till art, men endast en art (tånglake, *Zoarces viviparus*) i familjen tånglakefiskar förekommer i Östersjön.

I Figur 3.2 redovisas proportioner av detektion från de vanligaste arterna vid provtagningar under år 2023 (uppdelat för MiFish och MarVer markörerna). Figuren visar att skarpsill dominerade i juni, medan storspigg dominerade i september. eDNA från småspigg detekterades endast i september. Andelen detekterade sekvenser som tillhör en art eller artgrupp kan ge en indikation av hur vanligt förekommande de är, dock ska detta tolkas med försiktighet då mängden eDNA i vattnet också ökar under till exempel lek.



Figur 3.2 eDNA detektioner med MiFish och MarVer markörer från provtagning i juni och september 2023. Arter med minst 8 % av medelfrekvens av antal läsningar för vardera provtillfälle visas.

3.1.3 Provfiske

Under de två provfisketillfällena fångades totalt 7 818 individer av 11 olika arter vid två lokaler i juni 2023 och en lokal i september 2023 (Tabell 3.3). Under provfisketillfället i juni var hornsimpa, tånglake och strömring vanligast förekommande och under tillfället i september var de vanligast förekommande arterna strömring, torsk och hornsimpa. Hornsimpas och strömring var alltså bland de tre vanligaste arterna vid båda tillfällena.

Tabell 3.3. Resultat för provfisket i juni (två lokaler) och september (en lokal) 2023. *Rödlistad art (Artdatabanken 2020).

Svenskt artnamn	Vetenskapligt namn	Antal fångade fiskar	
		Juni	September
Hornsimpa	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>	7073	30
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	141	0
Strömring	<i>Clupea harengus</i>	101	95
Spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	97	0
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	82	2
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	28	10
Oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	28	0
Torsk*	<i>Gadus morhua</i>	24	86
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	14	0
Rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	5	0
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0	2
	<i>Total</i>	7 593	225

3.1.4 Hotade arter

SLU (Artdatabanken) övervakar arters status i Östersjön. En viktig utgångspunkt för bedömning av en arts status (rödlistning) är IUCN:s riktlinjer (IUCN 2001). Artdatabankens rödlista utgår ifrån en arts status (utdöenderisk) inom landets gränser och en ny bedömning görs vart femte år. Två rödlistade arter förekom inom och i närheten av parkområdet för vindpark Ran. Torsk är rödlistad och klassad som sårbar enligt Artdatabanken (Tabell 3.4) och fyrtömmad skärlånga som är klassad som nära hotad (SLU Artdatabanken 2020). Fyrtömmad skärlånga förekom i NIRAS provfisken men var ej bland de 10 vanligaste.

Tabell 3.4. Rödlistade arter som detekterades med BITS-undersökningar (2003-2023), eDNA (2023), och/eller provfiske (2023) i och kring vindpark Ran (SLU Artdatabanken 2020).

Art	Vetenskapligt namn	Status	BITS	eDNA	Provfiske
		Artdatabanken			
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	Sårbar (VU)	X	X	X
Fyrtömmad skärlånga	<i>Enchelyopus cimbricus</i>	Nära hotad (HT)	X		

3.1.4.1 Torsk

Torsk i Östersjön förvaltas som två bestånd: det västra beståndet med huvudlekområde i Kielbukten, Fehmarn Bält och Mecklenburgbukten och det östra beståndet med huvudlekområde kring Bornholmsdjupet (Hüssy 2011). Det östra beståndet breder främst ut sig i ICES-delområden 25 och 26 men förekommer även till viss del i ICES-

område 24 (Arkonahavet). I resterande delar av östra Östersjön är förekomsten av torsk generellt låg (Köster m.fl. 2017, ICES 2021). Torsken som förekommer i Östersjön återfinns på varierande djup, men har preferens för djupare vatten givet den högre salthalten, således kan individer av arten påträffas vid 200 meters djup (Havs- och vattenmyndigheten 2020).

Östra torskbeståndet är större än det genetiskt skilda beståndet i väst, men under de senaste decennierna har den östra populationen minskat kraftigt, delvis på grund av överfiske. Det rådde ett mycket högt fisketryck under 1980-talet och i början av 1990-talet (ICES 2020c). På grund av sämre fångster minskade det kommersiella fisket efter torsk under senare delen av 1990-talet (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Det höga fisketrycket bidrog till en storleksbaserad selektion, vilket i sin tur har gjort att torskens ålder och storlek för könsmognad reducerats över tid (Svedäng och Hornborg 2014). Beståndet ansågs återhämta sig något under mitten av 2010-talet (Eero m.fl. 2012) men indikationer om en nedåtgående rekrytering av larver kom sedan under perioden 2012–2014 (Köster m.fl. 2017). Sedan år 2015 har det skett en reduktion av populationens förmåga att producera ungfisk (Havs- och vattenmyndigheten 2021) och under år 2018 var rekryteringen den svagaste som har uppmätts (ICES 2021). Utöver fisket finns också en hög naturlig dödlighet hos torsk som tros vara ett resultat av brist på föda, de syrefattiga bottenarna (särskilt påtagligt för ägg och larver som hamnar i syrefattiga vatten) och även ökade parasitangrepp (Haarder m.fl. 2014, ICES 2020a, Neuenfeldt m.fl. 2020).

Östra torskbeståndets lekperiod sträcker sig främst från mars–september med den intensivaste perioden under juni–augusti (Bleil m.fl. 2009, Eero m.fl. 2012, ICES 2019). Lekmogen torsk kan dock finnas sporadiskt året om (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Torsken leker i öppet vatten (Hüssy 2011) och efter leken flyter torskäggen fritt i vattnet tills de kläcks. Fisklarverna livnär sig till en början på gulesäcken innan de övergår till att äta djurplankton. Ägg och larvers överlevnad påverkas bland annat av salthalt och temperatur (Pacariz m.fl. 2014, Hinrichsen m.fl. 2012).

Vindparken bedöms inte påverka torskens status på rödlistan.

3.1.4.2 *Fyrtömmad skärlånga*

Fyrtömmad skärlånga är en marin art som även förekommer och leker i södra Östersjön. Det är en demersal art som lever i stim och föredrar mjuka sedimentbottenar av sand och lera (Lampart-Kałużnicka och Heese 2015) på ett djup mellan 20 och 250 meter (Kullander m.fl. 2012). De huvudsakliga lekområdena för fyrtömmad skärlånga i Östersjön är förmodligen i och omkring Bornholmsdjupet (se Dembek m.fl. 2019 och referenser däri). Leken sker pelagiskt under perioden februari–augusti och även ägg och larver är pelagiska, dvs. förekommer i den fria vattenmassan (Kullander m.fl. 2012). Födan utgörs av bottenlevande ryggradslösa djur och småfisk (Lampart-Kałużnicka och Heese 2015).

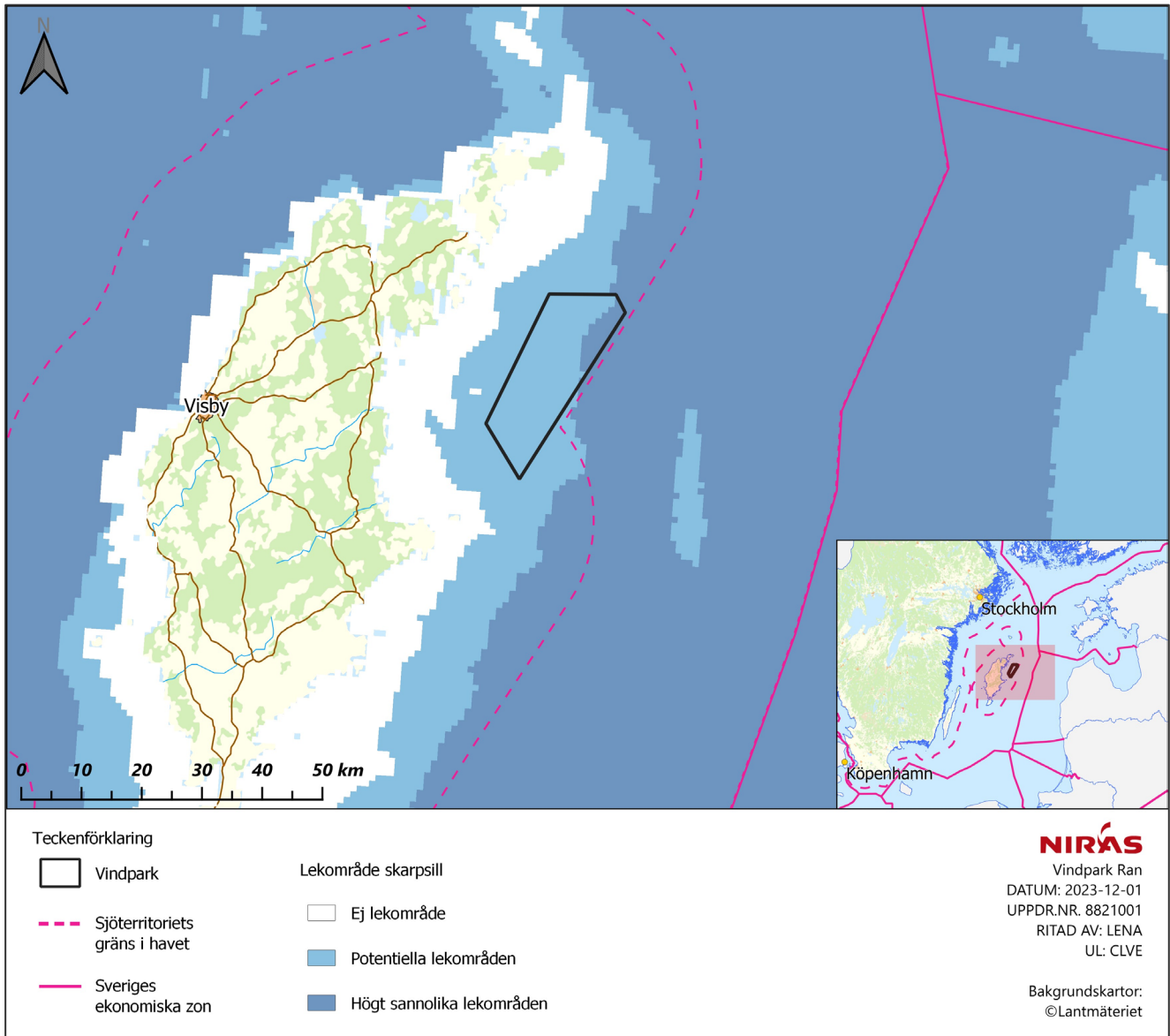
Rödlistningen baseras på en pågående eller förväntad nedgång i artens population. Minskningen avser antalet reproduktiva individer och baseras till stor del på fisk i Östersjön som utgör majoriteten av beståndet. Orsaken till den historiska och pågående nedgången är oklar, men Helcom har pekat på att bifångst är ett framtida hot (Helcom 2013b).

Vindparken bedöms inte påverka den fyrtömmade skärlångans status på rödlistan.

3.1.5 **Fisklek i och omkring vindpark Ran**

Helcom (2021) har producerat kartor med potentiella och sannolika lekområdena för fem fiskarter (torsk, skarpsill, strömming, skrubbskädda, och östersjöflundra) med stor utbredning och som anses ha betydelse för Östersjöns ekologi samt värde för yrkesfisket. Kartorna är baserade på modellerad data och inte aktuella observationer, dvs sannolikheten för lek baseras på indirekt information (till exempel djup, salinitet eller fotisk zon).

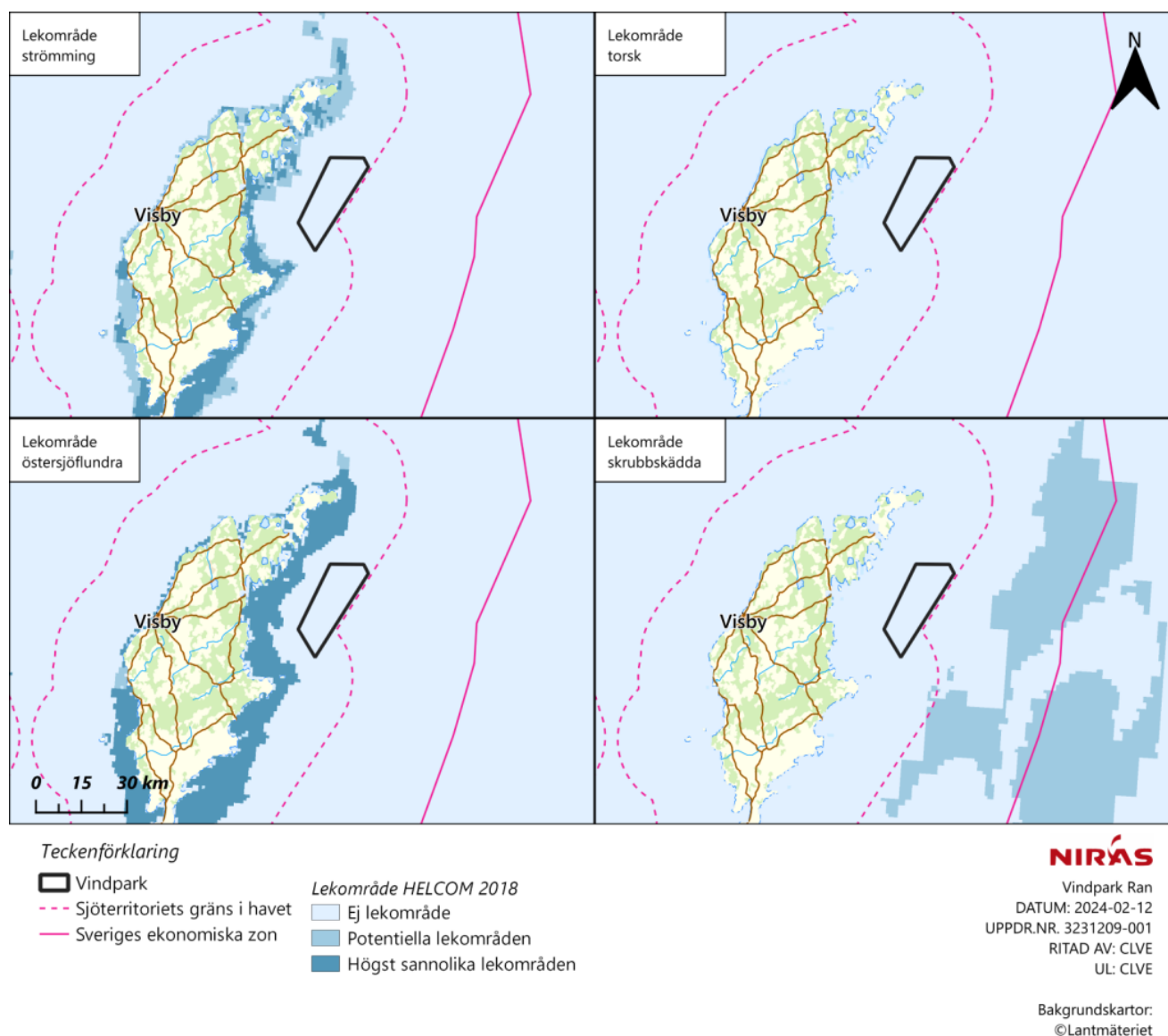
Dessa kartor visar att parkområdet för vindpark Ran överlappar med potentiella lekomyråden för skarpsill (Figur 3.3). Skarpsillen leker från mars till augusti (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Även detektion av mycket eDNA från skarpsill i juni 2023 tyder på att skarpsillen leker i området. Skarpsillens ägg och larver är pelagiska och flyter således fritt i vattenmassan (Havs- och Vattenmyndigheten 2021a). Skarpsillen har dock mycket stora lekomyråden i hela Egentliga Östersjön. Parkområdet är därmed en mycket liten del av skarpsillens möjliga lekomyråden i Östersjön.



Figur 3.3. Karta över områden där det kan förekomma lek av skarpsill (HELCOM 2021).

Lekområden för strömming, torsk, skrubbskädda och östersjöflundra bedöms inte förekomma i parkområdet (Figur 3.4). Lek av torsk bedöms inte förekomma på grund av områdets låga salthalt. Skulle torsklek förekomma bedöms den inte bidra i betydande utsträckning till Östersjöbeståndet eftersom befruktningframgången och överlevanden hos ägg är låg i dessa salthalter (Nissling och Westin 1991; Westin och Nissling 1991). Lek av östersjöflundra bedöms osannolikt på grund av områdets djup. Strömming kan dock leka ner till 40 meters djup, men leker vanligen grundare än 10 meter i Östersjön (Kullander m.fl. 2012). Därför bedöms det osannolikt att

strömmingslek förekommer i området. Dock finns sannolika leklokaler för strömming och östersjöflundra nära Gotlands kust (Figur 3.4).



Figur 3.4. Karta över områden där det kan förekomma lek av strömming, torsk, östersjöflundra, och skrubbskädda, i och omkring Ran (HELCOM 2021).

Storspigg är en av de vanligaste fiskarterna i området enligt BITS provfisken, NIRAS eDNA-undersökningar och NIRAS provfisken. Dock leker spiggen mycket grunt intill kusten (Havs- och vattenmyndigheten 2014). Därför bedöms ingen spigglek kunna förekomma inom parkområdet.

3.2 Sammanfattning – fisksamhället i och omkring vindpark Ran

Baserat på BITS-data, eDNA provtagningar, och provfisken är de vanligaste arterna i och omkring området för vindpark Ran strömming, skarpsill, storspigg, rötsimpa, tånglake, och torsk. Detta representerar fiskarter som är pelagiska, demersala och bentopelagiska. Rödlisterade arter som bedöms vara relativt vanliga i parkområdet är

torsk och, i mindre utsträckning, fyrtömmad skärlånga. Ingen av de elva svenska fiskarter som är upptagna i bilagorna till art- och habitatdirektivet bedöms förekomma regelbundet eller alls i parkområdet (observera att bilagorna till art- och habitatdirektivet enbart berör lax i sötvatten). Området överlappar med lekområden för skarpsill.

4. Påverkan på fisk

Bedömningarna av påverkan på fisk är övergripande och görs för samtliga förekommande arter som noterats i och runt vindpark Ran. Olika arter och livsstadier har olika känslighet för påverkansfaktorer och även olika bevarandestatus, medan mängden artspecifik litteratur skiljer sig åt mellan arter (och livsstadier). Större hänsyn har tagits till påverkan på arter som bedöms vara särskilt viktiga för området och för ekosystemet i södra Östersjön. I bedömningarna vägs även områdets betydelse för arterna in (till exempel om området är särskilt viktigt för lek eller födosök jämfört med andra havsområdena i Östersjön). Påverkansbedömningarna utgår från vad som utgör worst case för påverkan på fisk från respektive påverkansfaktor (se avsnitt 2.2.1).

4.1 Anläggningsfas

4.1.1 Undervattensljud

4.1.1.1 Fiskars känslighet för ljud

Ljud är energi som förflyttas som en våg genom ett medium (till exempel luft och vatten). Ljudvågen får partiklar i luften eller vattnet att röra sig framåt och bakåt (vibrera) med områden av kompression och expansion. När den partikelrörelse som ljudvågorna orsakar (vibrationer) färdas genom fiskens kropp reagerar den tätare vävnaden av hörselstenar (otoliter) i innerörat annorlunda än den omgivande mjuka vävnaden. Denna skillnad i partikelrörelse upptäcks med små hårstrån som finns runt otoliten och registreras som ljud (Putland m.fl. 2019). Dessutom komprimeras luften i fiskens simblåsa av ljudtrycksvågor. Detta orsakar förändringar i volymen av luften i simblåsan, vilket överför ljudimpulsen till innerörat (Hawkins och Popper 2020). Arter, såsom sillfiskar, som har gasfyllda förbindelser mellan simblåsan och innerörats hörselben är extra känsliga för ett brett spektrum av ljudfrekvenser (Axelsen 1999, Naturvårdsverket 2000, Gorska m.fl. 2005). Partikelrörelse orsakade av ljudvågor kan också uppfattas av sidolinjen i fisk. Fiskar har generellt en välutvecklad hörselförmåga (Popper m.fl. 2019b), som används för att exempelvis upptäcka predatorer, söka föda, orientera sig samt kommunicera med varandra. Hörselförmågan varierar mellan olika arter beroende på fiskens hörselanatomi. Torsk och strömming representerar fiskarter med god och mycket god hörselförmåga. Hörselförmågan hos vuxen plattfisk är begränsad till detektion av partikelrörelse då de saknar simblåsa och därför också förmågan att detektera tryckskillnader (Putland m.fl. 2019) inom frekvensen 60 och 250 Hz (Popper & Fay 1993, Wiernicki m. fl. 2020).

Torsk har simblåsa och hör inom ett frekvensområde som ligger mellan 18 och 470 hertz (Hz) med en lägsta hörseltröskel på 75 decibel (dB) re 1 μ Pa vid 160 Hz (Andersson m.fl. 2016). Strömming kan höra frekvenser upp till åtminstone 4000 Hz (Enger 1967). Den producerar ljud på höga frekvenser, vilket förmodligen används för intraspecifik kommunikation (Wilson m.fl. 2004). På grund av fysiologiska likheter mellan skarpsill och strömming (Allen m.fl. 1976) är det sannolikt att arterna har liknande hörselförmåga, men majoriteten av forskning har gjorts på strömming. För att utröna hur känslig en art är till ljud krävs artspecifika forskning som inte finns för alla fiskarter och att basera hörselförmågan på arternas fysiologi kan vara felaktig.

Ljud kan i vissa fall störa fiskars naturliga beteenden och även trigga stressreaktioner (Slotte m.fl. 2004, Smith m.fl. 2004, Wahlberg och Westerberg 2005, Brintjes och Radford 2013, de Jong m.fl. 2020). Kraftiga ljud kan orsaka TTS. Är ljudet tillräckligt högt kan det orsaka permanenta fysiologiska skador, inklusive hörselnedsättning (PTS, permanent threshold shift) (Breitzler m.fl. 2020) och i värsta fall mortalitet (Popper och Hawkins 2019a). I

kontrast till exempelvis tumlare förekommer det inga fastställda tröskelvärden för beteendemässiga reaktioner hos fisk. Däremot finns det generella tröskelvärden för ljudnivåer som kan orsaka allvarliga skador eller dödlighet hos fisk, dessa har satts till: 204 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL_(kum) (Andersson m.fl. 2016), samt 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ SEL_(kum) för TTS (Popper m.fl. 2014). SEL_(kum) är kumulativ ljudexponeringsnivå (sound exposure level), dvs. ljudenergin över en viss tidsperiod, och bedöms vara mest relevant för skador till följd av ljud (Andersson m.fl. 2016). Det finns bevis för att fiskars beteenderespons minskar med tillvänjning till ljud (Johansson m.fl. 2016, Nedelec m.fl. 2016, Radford m.fl. 2016). På grund av osäkerheten kring beteenderesponser i fisk bedöms framförallt påverkan från ljud som kan orsaka fysiska skador (dödlighet, skador och TTS).

4.1.1.2 Vindkraft och ljud – anläggning av vindkraftverk

Olika typer av fundament används för att förankra vindkraftverk vid havsbotten. Ett vanligt tillvägagångssätt för att anlägga fundamentet är att påla ner dem i botten (Andersson m.fl. 2016). Pålning är den metod som genererar högst ljudnivåer (Tsouvalas 2020). Att montera ett sådant vindkraftsfundament tar, om förhållandena är goda, en till två dygn varav pålning tar några timmar. Under den tiden genereras ljud som kan påverka fisk. Effekten av pålningsljud på fisk beror inte bara på hur starkt ljudet är utan även på den lokala batymetrien, botten typ samt vattnets salinitet och temperatur (se bilaga B.3.A).

Utöver pålningsljud kommer det att förekomma ljud från fartyg som används vid montering av torn, maskinhus, rotor och plattformar. En ökad sjötrafik är nödvändig för byggprocessen men det innebär en risk att fisk kan komma att störas av ljudet (Kikuchi 2010, Bruintjes och Radford 2013, McCormick m.fl. 2018, Tougaard m.fl. 2020). Samtidigt kan det konstateras att det i dagsläget finns en kontinuerlig närvaro av sjötrafik inom det föreslagna parkområdet, eller i närliggande områden, på grund av fiske och annan kommersiell sjötrafik.

4.1.1.3 Geofysiska och tekniska undersökningar

Inom området för vindpark Ran planeras geofysiska och geotekniska undersökningar för att få en god bild av bottenförhållandena inför anläggandet (bilagor B.2.B *Ran OWF. Underwater noise. Geophysical activities, NIRAS* och B.2.C *Ran OWF. Underwater noise. Geotechnical activities, NIRAS*). Undersökningarna kan innebära användandet av vibrocorer (vibrationsborr), spetstrycksondering och borrhning samt även ekolod och filmning av havsbotten. Dessa undersökningar kan generera ljud som kan påverka fisk (Slotte m.fl. 2004, Duarte m.fl. 2021). Arbetet utförs under en begränsad tid och mjuk uppstart kommer att tillämpas i minst 20 minuter innan seismisk utrustning används vilket kommer att reducera negativ påverkan på fisk i området. Även ljudet från fartyg som används vid undersökningarna kommer leda till att fisk simmar ifrån området innan undersökningen börjar. Påverkan från geofysiska och geotekniska undersökningar bedöms vara betydligt mindre än för pålning och överstiger inte de beräknade avstånden som redovisas i Tabell 4.1.

4.1.1.4 Påverkan på fisk i vindpark Ran

Resultat från modelleringar av påverkan från pålning presenteras i Tabell 4.1. Modelleringarna visar att vuxen torsk som befinner sig < 200 meter – 2,4 km från pålningspositionen vid uppstart riskerar att drabbas av TTS. För strömning motsvarar detta 200 meter – 2 km (Tabell 4.1). TTS förväntas gå över efter några dagar eller veckor (Smith m.fl. 2004, Amoser och Ladich 2003, Popper och Hawkins 2019a). Hur länge individer är drabbade av TTS beror på ljudnivån, ljudfrekvensen och exponeringstiden (Scholik och Yan 2001); individer som befinner sig närmare pålningsplatsen kommer att uppleva TTS längre och har större risk att drabbas av PTS och skador. Under perioden med TTS kan fisk ha högre risk för mortalitet på grund av försämrad kommunikationsförmåga samt förmåga att upptäcka rovdjur och/eller bytesdjur (Popper och Hawkins 2019a). Det finns dock inget vetenskapligt underlag för möjlig påverkan av TTS på populationsnivå.

Tabell 4.1. Avstånd till tröskelvärden för påverkan för olika fiskkategorier vid pålning av fundament (monopile- och fackverksfundament) för tre positioner inom vindpark Ran. Endast lämpliga kombinationer av position och fundament presenteras. Ljuddämpande åtgärder (DBBC, eller DBBC+HSD) är inkluderade. Modelleringen är baserad på förhållanden som förväntas i mars månad.

Avstånd till tröskelvärde för skada och TTS för olika fiskkategorier

Pålning- position	Skada (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationär fisk	Torsk (juvenil)	Torsk (adult)	Strömring	Ägg och larver	Stationär fisk	Torsk (juvenil)	Torsk (adult)	Strömring
Monopilefundament (14 m), DBBC+HSD ljuddämpande åtgärder									
1	1.35 km	< 200 m	< 200 m	< 200 m	850 m	9.8 km	5.1 km	2.4 km	2.0 km
3	1.35 km	< 200 m	< 200 m	< 200 m	875 m	8.9 km	4.85 km	2.2 km	1.85 km
Fackverksfundament (4 x 5 m pin pålar), DBBC ljuddämpande åtgärd									
1	500 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	275 m	5.5 km	< 200 m	< 200 m	< 200 m
2	450 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	275 m	5.8 km	< 200 m	< 200 m	< 200 m
3	500 m	< 200 m	< 200 m	< 200 m	275 m	5.6 km	< 200 m	< 200 m	< 200 m

För att skada på inre organ ska ske krävs att fisken befinner sig närmare pålningen än för TTS. Juvenil och adult torsk samt strömring som befinner sig inom 200 meter från pålningskällan riskerar få skador på inre organ, varpå högre risk för mortalitet föreligger. Det får dock ses som osannolikt att fisk skulle befinna sig så nära fundamenten efter en mjukstart och ramp up (van der Knaap m.fl. 2022, Neo m.fl. 2016) och allvarliga fysiska skador från pålningsljud förväntas således inte förekomma hos vuxen fisk.

Fisklarver och fiskägg kan också påverkas av ljud (Popper och Hawkins 2016). Antalet studier som undersökt effekten av pålningsljud på fisklarver är låg, men Bolle m.fl. (2012) visade att ljudnivåer kring 206 dB re 1mPa²s (som ungefär motsvarar pålning för 4 meter monopile på 100 meter avstånd) inte ökade mortaliteten hos larver av fiskarten sjötunga. Modelleringarna visar att ägg och larver riskerar skada vid 275–875 meter från pålning (Tabell 4.1). Om fisklarver och fiskägg skulle påverkas negativt av pålning skulle effekten vara störst i nära anslutning till själva pålningsplatsen. Värt att notera är dock att många arters fiskägg och fisklarver (inklusive torsk och skarpsill) transporteras över stora områden i den så kallade pelagiska fasen och har en naturligt hög mortalitet. Variation i mortalitet på äggstadium anses mindre viktigt för beståndsstorleken än mortalitet på senare livsstadier och från ett beståndsperspektiv är mortalitet hos vuxna individer mer allvarligt än mortalitet hos yngre livsstadier (Ricker 1954). Följaktligen, om pålningsljud påverkar fisklarver och fiskägg i anläggningsområdets närhet, bedöms effekten på populationsnivå vara liten (Andersson m.fl. 2016). Strömring lägger sina ägg på botten men har en pelagisk larvfas (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Utförda ljudmodelleringar visar att relativt höga pålningsljud vilka kan orsaka skada på ägg och larver inte kommer nå in till kända lekogränder för strömring eller torsk (se Figur 3.4). Eftersom skarpsill leker i området kan dess ägg och larver förekomma i området. Det är dock ett mycket begränsat område som kan nås av pålningsljud höga nog att orsaka skada (875 meters radie från pålningspositionen, 2,4 km²). Området bedöms inte vara särskilt viktigt för skarpsillslek eftersom skarpsillen leker i stora delar av Östersjön.

Som nämnts finns inga standardiserade tröskelvärden vid beteendepåverkan för fisk. Det finns dock ett flertal studier som undersökt hur fisk reagerar på ljud. Kastelein m.fl. (2008) konstaterade att torsken inte visade någon reaktion på det ljud de utsattes för i en studie, trots att ljudnivån nådde uppåt 160 dB. Samtidigt finns det andra studier som visar att de kan bli störda av ljud (Mueller-Blenkle m.fl. 2010). En nyligen publicerad studie visade att

monteringen av monopiles, trots den akut förhöjda ljudnivån som arbetet medför, ej påverkar torsk i sådan omfattning att de lämnar området (van der Knaap m.fl. 2022).

Även strömming visar variation i deras respons till ljud. Vid högre frekvenser fann Kastelein m.fl. (2008) en reaktionströskel vid 160–180 dB re 1 μ Pa (SPL) medan Doksaeter m.fl. (2012) inte kunde observera någon reaktion vid 176 dB re 1 μ Pa (SPL) och inte heller vid nivåer på 181 dB re 1 μ Pa_{2s} (SEL_{kum}). En skrämnelreaktion har observerats för sill vid lägre ljudfrekvenser (70–200 Hz) och vid en ljudnivå på 122–138 dB re 1 μ Pa (SPL). Skarpsill liknar strömming fysiologiskt och kan därför ha liknande hörselförmåga, har visat en beteendemässig respons (flykt) vid en ljudnivå på 145 dB re 1 μ Pa_{2s} (SEL_{kum}) (Hawkins m.fl. 2014). Tröskeln för en ljudinducerad flyktreaktion höjs förmodligen under födovandringen (Doksaeter m.fl. 2012) vilket tyder på att beteenderesponsen är beroende av aktuell aktivitet – dvs. om fisken har en stark anledning till att vara i ett område (lek eller födosök) krävs högre ljud för att framkalla flyktbeteende (Andersson m.fl. 2016). Som nämnts innan kan förhöjda ljudnivåer leda till hörselnedsättning och vara fysiologiskt stressande, vilket skulle kunna ske hos fisk som uppehåller sig i närheten av pålning på grund av till exempel lek eller födosök (Halvorsen m.fl. 2012a, Halvorsen m.fl. 2012b, Debusschere m.fl. 2016, Breitzler m.fl. 2020).

4.1.1.5 Skyddsåtgärder

Bedömningarna för påverkan på undervattensljud vid anläggning har utgått från att vissa skyddsåtgärder kommer att vidtas. Skyddsåtgärder är relaterade till ljud från pålning under anläggningsfasen och innefattar ljuddämpande åtgärder motsvarande DBBC och HSD tillsammans med mjukstart och ramp up.

4.1.1.6 Bedömning

Bedömningar av påverkan från ljud under anläggningsfasen tar stor hänsyn till påverkan på strömming och torsk på grund av den förhållandevis stora mängd vetenskaplig litteratur som fokuserat på arterna samt att modelleringarna har gjorts på detta två arter. Torsk och strömming har en god respektive mycket god förmåga att uppfatta ljud och representerar fiskarter med högre känslighet för den aktuella påverkansfaktorn.

Flera fiskarter i och omkring vindpark Ran har en god förmåga att uppfatta ljud, däribland strömming och torsk. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Fisk som befinner sig inom påverkansområdet kommer sannolikt att förflytta sig från parkområdet på grund av skyddsåtgärder såsom soft start och ramp up, samt att anläggningen av vindparken medför ökad fartygstrafik i området. Därför bedöms det sannolikt att få individer kommer befinna sig inom räckhåll för TTS-ljudnivåer vid pålningens start. Detta gör påverkan på populationsnivå osannolik. Påverkans storlek och omfattning bedöms som liten vid vidtagande av skyddsåtgärder motsvarande DBBC, HSD samt mjukstart och ramp up (Tabell 4.2).

Tabell 4.2. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn undervattensljud under anläggningsfasen.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet /värde
Undervattensljud	Liten negativ	Liten

4.1.2 Sedimentspridning

4.1.2.1 Sediment i vattnet och fisk

Förhöjda nivåer av suspenderat sediment i vattnet, eller grumling, kan påverka fisk (Wilber och Clarke 2001, Kemp m.fl. 2011). Det kan till exempel handla om beteendeförändringar, ökad stress, svårigheter med andningen och försämrad synförmåga från försämrad sikt, vilka tillsammans eller var för sig kan försvåra födosök och leda till ökad mortalitet. Olika arter och livsstadier har olika tolerans för grumling. I en kunskapsammansättning lyfter Karlsson m.fl. (2020) fram att koncentrationer lägre än 100 mg/l i upp till 14 dagar generellt sett har en liten påverkan på vuxen fisk. Vid kortare exponeringar, dvs. timmar till några få dygn, kan flera arter överleva uppåt 1000 mg/l. Noterbart här är att både koncentrationen och varaktigheten är av central betydelse (Newcombe och MacDonald 1991).

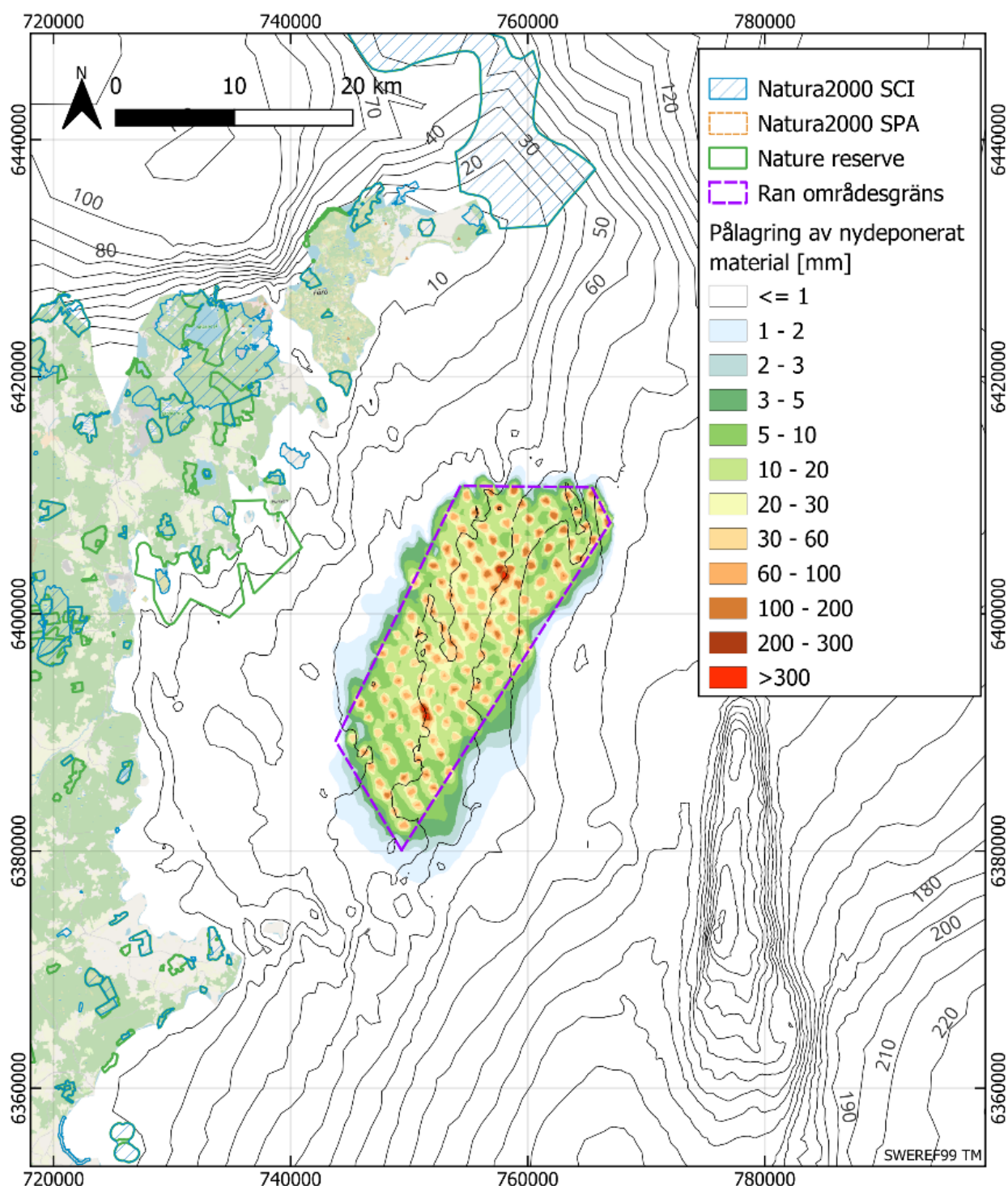
Känsligheten för suspenderat material kan variera mellan olika fiskgrupper. Bottenknutna mjukbottenarter, såsom skrubbskädda och rötsimpa, har generellt en högre tolerans för förhöjda koncentrationer av sediment (Moore 1977, Karlsson 2020). Toleransen kan också variera mellan till exempel rovfiskar (generellt mer tåliga) och planktonätande fiskar (mer känsliga; Johnston och Wildish 1981, 1982, Westerberg m.fl. 1996). I ett akvarieexperiment testades torskindividens förmåga att hantera koncentrationer på 550 mg/l över olika tidsperioder, från 24 h till fem och tio dygn. Forskarna fann ingen skillnad i mortalitet, däremot noterades anatomiska och fysiologiska förändringar i form av förstörade gälepitel samt förhöjda kortisolnivåer. Effekterna tilltog över tid. Detta indikerar att torsk blir stressade av dylika koncentrationer men hanterar det genom adaptiva anatomiska förändringar, så som förstörade gälepitel vilket ökar syreupptagningsförmågan i det grumliga vattnet (Humborstad m.fl. 2006). Torskindividerna visar dock en preferens för klart vatten, och vid förhållandevis låga koncentrationer (3 mg/l) av suspenderat material (Westerberg m.fl. 1996).

Ägg är vanligtvis mer känsliga för suspenderat material än färdigutvecklade fiskar, och larver är mer känsliga än både ägg och färdigutvecklade fiskar (Auld och Schubel 1978, Moore 1977, Westerberg m.fl. 1996, Partridge och Michael 2010). Pelagiska ägg är generellt känsligare mot grumling än ägg som avsätts på vegetation (Sandström m.fl. 2005). Suspenderade sediment kan fastna på de pelagiska äggen och göra dem tyngre. Tyngre ägg sjunker och kan hamna i djupare vatten med låga syrgashalter och i värsta fall hamnar de på havsbotten där dödligheten är hög på grund av låg syrgashalt, högre predationstryck och större risker för mekaniska skador. Pelagiska ägg och larver som flyter med strömmarna sprids i stor utsträckning (André m.fl. 2016, Coombs m.fl. 2001). Pelagiska och larver ägg kan därför påverkas av exempelvis grumling och pålagring utanför artens lekområde. Dock är dödligheten för ägg mycket hög under den pelagiska fasen, vilket gör att en eventuell lokal påverkan från suspenderat sediment har en mycket liten påverkan på populationsnivå. Suspenderat material kan störa fisklarvers födoätag och även andningen kan påverkas (Berg och Northcote 1985, Zingel och Paaver 2010, Lowe m.fl. 2015). Fisklarver anses ha en högre känslighet för suspenderat material då de, till skillnad från färdigutvecklade fiskar, inte har samma kapacitet för undvikande beteende på grund av reducerad simförmåga. Vidare är en vuxen fisk generellt mindre känslig än en juvenil individ bland annat eftersom risken är lägre att partiklar fastnar i gälarna (Karlsson m.fl. 2020).

4.1.2.2 Sedimentspridning i parkområdet

Modelleringarna för sedimentspridning i vindpark Ran visar att grumlingen till stor del är begränsad till vattnet nära botten, eftersom utsläppet av utborrat sediment sker nära botten. Sedimentplymen kan ha en koncentration av suspenderat sediment på upp till 1500 mg/l, men dessa koncentrationer är begränsade till närområdet kring den aktuella pålningsplatsen. Ett par områden längs Gotlands norra kust kan nås av sedimentplymer med koncentrationer på 10-20 mg/l vid botten. Tillsammans med analysen av de ackumulerade varaktigheterna visar resultaten att dessa sedimentplymer är mycket kortvariga och begränsade i sin omfattning. Koncentrationer över 10 mg/l varar inte över 6 timmar, utom vid den nordligaste spetsen av Gotland där koncentrationer över 10 mg/l har ackumulerad varaktighet upp till 24 timmar (summerat alla tillfällen över hela året). Därtill har fisk (förutom

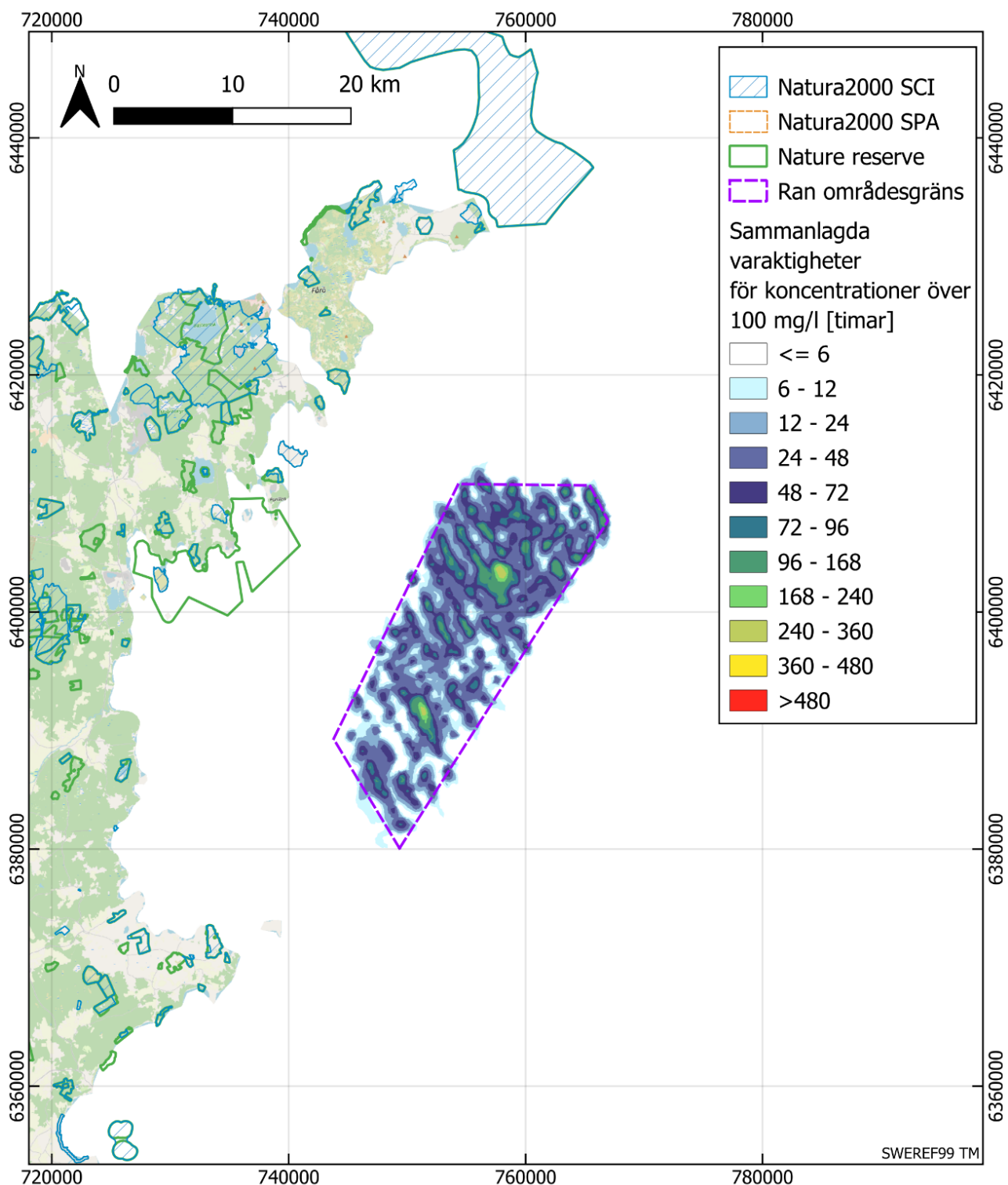
larver och ägg) förmågan att fly eller undvika ett område med tillfälligt höga koncentrationer av suspenderat sediment, vilket gör att exponeringstiden troligtvis är kortare. Figur 4.1).



Figur 4.1 Pålagring av sediment på botten två veckor efter anläggningsarbetet avslutas (bilaga B.4).

De längsta varaktigheterna återfinns i de mer centrala delarna av parkområdet. Detta är en konsekvens av att sedimentplymerna oftare momentant överlappar, och att kablarna är placerade med tätare intervall mot mitten

av parken. Vidare uppstår även de högsta sedimentkoncentrationerna i de centrala delarna av parken. Ackumulerade varaktigheter för sedimentkoncentrationer över 10 mg/l på botten förväntas förekomma under 20 dagar i de centrala grunda delarna av parken. Ackumulerade varaktigheter för sedimentkoncentrationer över 100 mg/l på botten kan förekomma på ett mindre område än de lägre koncentrationerna och beräknas huvudsakligen förekomma under sju dagar (186 timmar) dagar, förutom mycket nära plattformarna där koncentrationen överstiger tröskelvärden i upp till 15 dagar eller 360 timmar (Figur 4.2). Mellan borrpositionerna är mäktigheten av det sedimenterade materialet maximalt några decimeter och i utkanterna av parken några centimeter (Figur 4.1).



Figur 4.2 Varaktighet av koncentrationer över 100 mg/l nära botten (bilaga B.4).

För worst case baseras bedömningar av påverkan från sedimentspridning på fisk till stor del på påverkan på ägg och larver, dvs. arter som kan leka i och omkring parkområdet, eftersom vuxen fisk är mindre känsliga och kan simma bort från områden med höga grumlingshalter. Bedömningarna fokuserar på arter med pelagiska ägg och larver samt fiskarter som lägger ägg på havsbotten.

Flera fiskarter i och omkring parkområdet har pelagiska ägg eller larver som kan påverkas negativt av grumling. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Sedimentspridningen och sedimentationen är begränsad både på temporal och spatial skala. De högsta koncentrationerna är spatialt begränsade till parkområdet, vilket inte är en viktig del av någon fiskarts habitat. Lägre koncentrationer som sprids längre sträckor bedöms ha liten påverkan på vuxen fisk, samt ägg och larver. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig med avseende på det suspenderade sedimentets momentana spridning (dvs. varaktighet och spridning av sedimentplymer under borrning eller från kabelnedläggning), se Tabell 4.3.

Tabell 4.3. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn sedimentspridning under anläggningsfasen gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Sedimentspridning	Obetydlig	Liten

4.2 Driftsfas

4.2.1 Undervattensljud

4.2.1.1 Ljud från vindkraftverk i drift

Ett vindkraftverk i bruk ger ifrån sig ljud som kommer att uppfattas av fiskar som befinner sig i området (Sigray och Andersson 2011). Ljudet kommer främst från mekaniken i maskinhuset men även som en följd av vindinducerade vibrationer i tornet som sprider sig vertikalt ner i verkets struktur och vidare genom vattnet (Kikuchi 2010, Pangerc m.fl. 2016, Tougaard m.fl. 2020). Hur mycket ljud som alstras under vattnet beror delvis på det specifika verkets storlek (Tougaard m.fl. 2020) och det finns för närvarande inte data på driftljud från vindkraftverk i storleken 15 eller 20 MW, för vilka tillstånd söks för vindpark Ran. Även om större vindkraftverk alstrar mer ljud så är ljudkällan (maskinhuset) längre från vattnet, vilket kan ändra resonansen genom fundamentet och även ljudets spridning. Det är sannolikt distansen från ett verk som påverkar ljudnivån mer än verkets storlek eller den aktuella vindhastigheten (Tougaard m.fl. 2020). Det är därmed distansen från ett verk som är mest relevant för bedömningarna på fisk.

Sigray och Andersson (2011) visade att ett vindkraftverk (2,3 MW) i bruk genererade ljud i varierande frekvens och styrka och att dessa ljud låg inom frekvensen av vad som är detekterbart för många fiskarter. Dock minskade ljudnivån snabbt med avstånd från källan och hamnade på gränsen till många fiskarters tröskelvärden redan vid 10 meters avstånd från vindkraftverken. Vindkraftverk i drift avger ljudnivåer som generellt är lägre än till exempel fartyg i samma frekvensområde (Tougaard m.fl. 2020).

4.2.1.2 Ljud från underhåll

Efter anläggningsfasen kommer det vara en viss båttrafik i området som en del av drift och underhåll. Generellt förväntas en nettominskning avseende båttrafiken, och därmed ljud från båtmotorer, eftersom vindkraftsetableringen kommer innebära att antalet fiskefartyg och annan sjötrafik reduceras inom vindparken. Ljud från servicebåtar bedöms bidra ytterst lite till befintliga ljudnivåer i området (bilaga B.3.A).

4.2.1.3 Effekter på fisk

I flera undersökningar har det konstaterats att de fisk inte uppvisade några tydliga beteendeförändringar när de utsattes för ljud från vindkraftverk i drift (Wahlberg och Westerberg 2005, Båmstedt m.fl. 2009). Wahlberg och Westerbergs (2005) konstaterade att ljud från ett verk i drift inte leder till återkommande flyktbeteende eller fysiologiska skador hos fisk i området. Bergström m.fl. (2013) fann att fångsterna av vissa arter (tånglake och ål) var lägre, medan fångsterna av andra arter (torsk och rötsimpa) var opåverkade inom området för Lillgrund vindkraftspark jämfört med referenslokaler – men ingen signifikant storskalig effekt kunde noteras på diversitet och abundans av demersala fiskar. Westerberg (1994) noterade en högre fångst per ansträngningsenhet i närheten av vindkraftverk som inte var i drift, men något lägre fångster inom 200 meter från vindkraftverk som var i drift. Winter m.fl. (2010) fann dock inget storskaligt undvikandebeteende hos sjötunga och ingen skillnad i förekomst av torsk nära fundament när turbiner var i drift. Wahlberg och Westerberg (2005) konstaterade att ljud från vindparker i drift kommer att uppfattas av fisk på ett avstånd av 0,4–25 kilometer (med vindhastighet på 8–13 m/s) beroende på fiskartens hörselförmåga, men att ett regelbundet flyktbeteende endast skulle förekomma inom fyra meter från ett vindkraftverk vid vindhastighet över 13 m/s. Studier ger inga tydliga bevis för att fiskar generellt undviker ljud från en vindkraftspark. Slutbedömningen av driftljudets påverkan på fisk är osäker på grund av bristen på data om ljudnivåer från 15 och 20 MW turbiner. Dock tyder befintlig data på att ljudnivåerna inte ökar med turbinstorlek (bilaga B.3.A).

Bedömningar av påverkan av ljud under drift baseras på fiskarter som kan förekomma i området och med större hänsyn till arter med en god förmåga att uppfatta ljud. Även beteendepåverkan har beaktats i bedömningarna. Flera fiskarter i och omkring parkområdet har en god förmåga att uppfatta ljud. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig (Tabell 4.4).

Tabell 4.4. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn undervattensljud under driftfasen gällande fiskesamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Undervattensljud	Obetydlig	Liten

4.2.2 Reveffekter

4.2.2.1 Artificiella rev

Havsbaseerade vindkraftverk tillför ett hårt substrat från havsbotten och upp genom hela vattenpelaren. Dylikt material skapar struktur som i en tidigare homogen miljö kan fungera som artificiella rev och inneha positiva effekter för fisk (Bohnsack 1989, Öhman 2006). Artificiella rev har visats kunna öka mängden fisk som förekommer i ett havsområde och effekten varierar beroende på hur de är utformade (Bohnsack och Sutherland 1985, Hylkema m.fl. 2020). Ytterligare en typ av struktur som har liknande funktion som artificiella rev är så kallade "fish aggregation devices", vilka är flytande strukturer som är fastsatta i botten (Itano m.fl. 2000, Dempster 2005, Eighania m.fl. 2019). Den typen av struktur har till syfte att locka till sig pelagiska fiskar i det öppna havet, vilket kan liknas vid ett vindkraftsfundament som reser sig genom vattenpelaren.

4.2.2.2 Vindkraftverk som artificiella rev med minskat fisketryck

Ett vindkraftsfundament kan fungera som ett artificiellt rev och frambringa en livsmiljö för fisk (Bergström m.fl. 2012, Glarou m.fl. 2020). Det som är unikt med vindkraftverk jämfört med många andra revtyper är att strukturen

förekommer i hela vattenkolumnen, från botten till ytan. Det betyder att reveffekten inte enbart sker vid botten utan även skapas i pelagialen samt ytvattnet, dvs. i områden där det annars hade varit en homogen miljö av öppet vatten. Givet att strukturen når till ytan får det även en funktion som liknar ovannämnda "fish aggregation devices".

Det finns flera studier som visar på att vindkraftverksfundamenten genererar en reveffekt med ökat antal fiskar och arter i anslutning till verken som följd (Glarou m.fl. 2020, ter Hofstede m.fl. 2022). Andersson och Öhman (2010) undersökte vindkraftverk i Kalmarsund i Östersjön, och kunde påvisa att det blev en tydlig reveffekt givet den stora mängden fisk som befann sig i nära anslutning till verken. I just detta område gynnades i synnerhet arten sjustrålig smörbult (*Gobiusculus flavescens*). Lillgrunds vindpark i Öresund har också studerats utifrån möjliga reveffekter av Bergström m.fl. (2013). Studien fastslog att det i synnerhet var fyra arter som ökade i antal i anslutning till reven, nämligen torsk, ål, rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*) och stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*).

Det finns också studier från andra länder, bland annat Danmark (Stenberg m.fl. 2015), Tyskland (Krone m.fl. 2013), Nederländerna (Van Hal m.fl. 2017) och Belgien (De Troch m.fl. 2013, Reubens m.fl. 2011, 2013, 2014a), som visar att vindkraftsfundament innehar en reveffekt för flertalet fiskarter. En art som är av särskilt intresse när det gäller reveffekter är torsk, i synnerhet eftersom det är en kommersiellt viktig art som dessutom har dålig status i Östersjön. Ett flertal studier visar att torsk söker sig till, och gärna uppehåller sig kring, vindkraftverk för att finna föda och söka skydd (Bergström m.fl. 2013, De Troch m.fl. 2013, Reubens m.fl. 2013, 2014a, 2014b, Van Hal m.fl. 2017, Glarou m. fl. 2020). Torskclarver har också visat sig orientera sig mot ljud som liknar det lågfrekventa ljudet från vindkraftverk i drift (Cresci m.fl. 2023). Detta tros ligga till grund för en evolutionär anpassning där larverna attraheras av lågfrekventa ljud som avges naturligt i grunda lokaler vilka är lämpliga tillväxtområden för larver och juvenila fiskar. Hur miljön kring havsbaserade vindkraftverk lämpar sig som uppväxtområde för torskclarver eller juvenila fiskar är inte studerat.

Det är inte möjligt att fastställa hur omfattande en samlad reveffekt för Ran skulle kunna vara innan vindparken är etablerad. Sannolikt kommer vindpark Ran ge en viss reveffekt för ett begränsat antal arter. Detta som ett resultat av att ett nytt hårt substrat tillförs vilket förmodligen kommer ge en högre fisktäthet jämfört med hur det är i samma område i dagsläget- i synnerhet om jämförelsen inkluderar den tillförda strukturen som sträcker sig vertikalt genom hela vattenkolumnen. Det är flera faktorer som spelar in när det gäller hur stor reveffekten blir, till exempel den omgivande miljön, antalet fiskar samt vilka arter som naturligt förekommer i området. En mer påtaglig reveffekt för fler arter uppkommer i det artrikare Västerhavet i jämförelse med vad en liknande struktur i Östersjön kan ge upphov till (Bergström m.fl. 2013, Öhman m.fl. 2021a, 2021b). I jämförelse har Östersjön lägre salthalt, vilket påverkar fiskbiodiversiteten och det är generellt färre antal arter som gynnas av ett artificiellt rev i Östersjön än i Västerhavet. Därtill är vissa delar av bottenarna i närheten av parkområdet syrefria under stora delar av året (bilaga B.5 *Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Egentliga Östersjön*), vilket medför att en eventuell reveffekt kommer vara mer begränsad.

Vindparker kan också begränsa fisketryck där de etableras, vilket kan öka eller omfördela fiskbiomassan i ett havsområde (Gill m.fl. 2020). Detta kan medföra ett positiv påverkan på torsk i området eftersom bifångst av arten (riktat fiske efter torsk är ej tillåtet på grund av reducerad beståndstatus) kommer att minska i parkområdet. Ett minskat fisketryck har visat sig vara en viktig åtgärd för att bevara bland annat torskbestånd i Östersjön (Lindgren m.fl. 2010). Sentida empiriska studier har vidare visat att havsbaserade vindkraftsparkar har en positiv effekt på fisktätheter. Exempelvis visade en meta-analys som omfattade 13 studier att tätheterna av fisk inom vindkraftsparkerna var signifikant högre i jämförelse med utvalda referensområden. En förklaring kan vara att vindkraftsparkerna, förutom att de genererar en reveffekt, utgör ett område där fiskar inte riskerar att fångas i det kommersiella fisket (Methratta och Dardick 2019).

Bedömningar av påverkan från reveffekter baseras på de arterna som förekommer i området och som attraheras av revstrukturer. Flera fiskarter i och omkring parkområden kan gynnas av reveffekter från vindkraftverk och erosionsskydd, till exempel torsk och tånglake. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde. Torsk, som skulle dock kunna påverkas positivt av reveffekter, har dock ett högre skyddsvärde. Områdets värde för torsken bedöms dock som låg. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som positiv (Tabell 4.5).

Tabell 4.5. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn reveffekter under driftfasen gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Reveffekter	Positiv	Liten

4.2.3 Elektromagnetiska fält

Flertalet fiskar och marina organismer utnyttjar elektriska och/eller magnetiska fält (hädanefter EMF) (Nyqvist m.fl. 2020). Marina organismer kan nyttja EMF för navigering, för att finna mat eller för att undvika predatorer (Gill m.fl. 2014). Sjökablar med elektrisk ström genererar EMF som skulle kunna påverka fisk. Styrkan på EMF och hur det påverkar fiskar beror på flera faktorer som till exempel strömstyrka, kabeltyp och om kabeln grävs ner (Öhman m.fl. 2007, Hutchison m.fl. 2020).

Det elektriska fältet från sjökablar skärmas av isoleringsmaterial runt kabeln men strömmen i kabeln genererar ett magnetiskt fält utanför kabeln som kan uppfattas av vissa fiskarter. Flertalet fiskarter har förmågan att känna av EMF (Öhman m.fl. 2007) och man kan grovt dela in dessa i två grupper beroende på deras receptorer; i) elektroreceptiva (exempelvis hajar, rockor och käklösa fiskar som nejonögon) eller ii) magnetosensitiva (exempelvis plattfisk, ål och laxfiskar) (Gill m.fl. 2014). Magnetosensitiva fiskar kan vidare delas in i två undergrupper; i) elektroreceptiva arter som detekterar det magnetiska fältet indirekt (dvs. från rörelse genom det magnetiska fältet) eller ii) fiskar som har utvecklat magnetiska partiklar i sin vävnad (Kirschvink 1997, Walker 1984, Hanson m.fl. 1984, Hanson och Westerberg 1987, Formicki m.fl. 2019). Även om den exakta mekanismen ännu är okänd är det allmänt accepterat att arter med magnetiska partiklar i vävnaden, exempelvis laxfiskar och ålar, kan nyttja det geomagnetiska fältet för att navigera sig över korta och långa migrationssträckor (Putman m.fl. 2013, 2014, Naisbett-Jones m.fl. 2017, Scanlan m.fl. 2018).

EMF avtar snabbt från en källa och nedgrävning av kablagen reducerar fältets styrka vid sjöbotten. Dock tyder en modelleringsstudie på att även om kablagen grävs ner på 1,5 meters djup är EMF förmodligen tillräckligt starkt för att uppfattas av flera arter inom två-tre meter från havsbotten (Hutchison m.fl. 2021). Till exempel modellerades en förändring i det geomagnetiska fältet med cirka 3 000 nT på en distans av 1,5 meter från havsbotten direkt över kablagen – vilket skulle kunna uppfattas av magnetosensitiva arter.

Påverkan från det EMF som en vindpark genererar kan eventuellt visa sig genom beteendeförändringar som en följd av förändringar i det magnetiska fältet (Karlsson 1985, Tesch m.fl. 1992). Exempelvis har studier visat att migrerande ålar som navigerar med hjälp av jordens magnetfält kan påverkas temporärt om de passerar en sjökabel (Naisbett-Jones 2017, Westerberg och Begout-Anras 2000, Westerberg och Lagenfelt 2008). Ålars rörelse förbi vindparken i Lillgrund har studerats men resultaten gav inga tydliga tecken på någon signifikant beteendeförändring (Lagenfelt m.fl. 2012). I en studie undersökte man skillnader i geomagnetisk styrka och kopplade det till laxens homingbeteende, dvs. hur laxar kan orientera sig hem till födelselokaler för att reproducera sig. Man fann att migrerande lax kunde detektera små skillnader i jordens magnetfält (mellan 138

till >200 nT (nano Tesla)) och agera utefter dessa variationer (Putman m.fl. 2013). Det är inte enbart effekter på navigering under migrationsprocesser där förändrad intensitet i EMF kan påverka fisk. En sammanfattning av effekter av EMF på tidiga livsstadier hos fisk har visat att fysiologiska eller utvecklingseffekter kan förekomma hos fisklarver och ägg som exponerats för EMF med en styrka som skulle kunna förekomma inom någon meter från en strömförande kabel (Formicki m.fl. 2021).

Nya studier indikerar även att den biologiska påverkan av kablagens EMF kan variera beroende på hur kablagen placeras i förhållande till det naturligt förekommande geomagnetiska fältet (Hutchison m.fl. 2021). Forskning har fokuserat på effekt av EMF på navigering i fisk och där har man kunnat visa en påverkan på både laxfiskar och ål. Däremot har inte en tydlig effekt kunna bevisas i fältexperiment.

Påverkan på magnetosensitiva arter som ål eller laxfiskar förväntas vara mycket begränsat eftersom de påträffats i området i mycket liten utsträckning. Vid bedömningar av påverkan från EMF tas särskild hänsyn till fiskarterna som har förmågan att känna av EMF och framförallt arter som kan förekomma i området och som använder jordens magnetfält för att navigera (till exempel laxfiskar och ål). Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Migrerande ål och laxfiskar kan påverkas tillfälligt av EMF. Alla europeiska ålar över dess utbredningsområde (norra Afrika, Europa, västasien) tillhör samma population. Lax rör sig främst nära vattenytan, med kortare dykningar till djupare vatten. Därför bedöms exponering till EMF vara liten och inte påverka ål- och laxpopulationer. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig (Tabell 4.6).

Tabell 4.6. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn elektromagnetiska fält under driftsfasen gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Elektromagnetiska fält	Obetydlig	Liten

4.2.4 Främmande arter

De hårda substraten som skapas av vindkraftsfundament och erosionsskydd kan tillhandhålla ett underlag som kan koloniserats av främmande hårbottenarter, i synnerhet evertebrater (ryggradslösa djur) med bra spridningsförmåga. Dit hör bland annat havstulpaner och vissa blötdjur (De Mesel m.fl. 2015, Kerckhof m.fl. 2016) men även en del fisk. Vindkraftsfundamenten i sig utgör inte ett naturligt habitat då de ur fiskens synpunkt är en hårbottenmiljö som kan jämföras med naturliga rev. Det betyder att livsmiljön inte är ny och unik eller att det skulle skapa en ny fiskfauna där främmande arter skulle gynnas mer än de fiskarter som är naturligt förekommande i hårbottenmiljöer i Östersjöns sydvästra del. Dessutom utgör Östersjöns låga salthalt en barriär för etablering av många främmande arter (Holopainen m.fl. 2016). Vidare ska man skilja mellan främmande arter (tillhör inte den inhemska faunan och florin) och invasiva arter (kan utgöra ett hot mot den inhemska faunan och florin).

En fiskart som fundamenten i vindpark Ran skulle kunna gynna är den främmande samt invasiva arten svartmunnad smörbult (*Neogobius melanostomus*). Denna art observerades första gången i Östersjön i Gdanskbukten år 1990 och har därefter spridits långt norrut i Östersjön (Kullander m.fl. 2012). Den lever huvudsakligen på musslor och snäckor och en ökning av dessa blötdjur på grund av tillförelse av hårdstrukturer (vindkraftsfundament) skulle kunna gynna svartmunnad smörbult. Det är en tålig och anpassningsbar art som klarar stora variationer i salthalt, temperatur och syrehalt (Havs- och vattenmyndigheten 2017). Arten kan utgöra

konkurrens mot inhemska bottenlevande arter såsom svart smörbult, tånglake och skrubbskädda (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Däremot föredrar svartmunnad smörbult grunda områden (ned till 20 meters djup). Andra främmande fiskarter som är riskklassificerade (Strand m.fl. 2018) bedöms inte gynnas inom parkområdet för vindpark Ran. Sannolikheten att det skulle dyka upp främmande arter på fundamenten inom vindpark Ran är inte större än för närliggande grundområden så som utsjöbankar eller längs öar och Gotlandskusten.

Bedömningar av påverkansfaktor främmande arter baseras på inhemska fiskarter som förekommer i parkområdet. Däremot bedöms mottagarens värde i och omkring parkområdet som liten med avseende på fiskarternas skyddsvärde, och samma för områdets betydelse för arter med högre skyddsvärde. Därför bedöms mottagarens känslighet/värde som liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig (Tabell 4.7).

Tabell 4.7. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorn främmande arter under driftsfasen gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Främmande arter	Obetydlig	Liten

4.3 Avvecklingsfas

Vindkraftverk har en begränsad livslängd, för vindpark Ran beräknas vindkraftverkens livslängd vara 40-45 år. Vid avveckling demonteras vindkraftverk, fundament och plattformar och platsen för fundament återställs i erforderlig omfattning. Cirka två år innan demontering kommer en avvecklingsplan att tas fram med syfte att minimera effekterna på miljön samt att området ska vara säkert för passering av fartyg och annan framtida användning. När avvecklingsarbetena är avslutade görs ytterligare undersökningar för att säkerställa att borttagandet har skett i erforderlig omfattning. Val av undersökningsmetoder presenteras i avvecklingsplanen med den mest lämpliga tekniken för ändamålet.

Påverkan från ljud vid avveckling förväntas vara mindre än under anläggningsfasen eftersom pålning av fundament inte förekommer. Ljudpåverkan förväntas komma framför allt från att nedmontering av vindkraftverken och genom ökad fartygstrafik i samband med detta. Eftersom avvecklingsmetodikerna inte är fastställda, och inga studier finns på ljudalstring under avvecklingen av en vindpark, utgår dock bedömningarna från ett konservativt scenario, det vill säga att avvecklingen ger upphov till samma ljudnivåer som under anläggningen. Mottagarens känslighet/värde bedöms därmed som liten och påverkans storlek och effekt bedöms som liten negativ (Tabell 4.8).

Gällande sedimentspridning kommer avvecklingen av fundament att generera små mängder grumling om de avlägsnas ned till befintlig havsbotten (dvs. delar som installerats i sediment lämnas kvar) eller om delar eller hela fundamentet lämnas kvar. Kablar och rörledningar kan antingen avlägsnas helt, delvis eller lämnas kvar. Sedimentspridningen vid borttagning av kablar och rörledningar förväntas helt likna sedimentspridning vid anläggningen av kablar och rörledningar. Grumling förväntas uppkomma i en begränsad omfattning där påverkan på fiskägg och fisklarver är liten. Större fiskindivider kommer att kunna undvika grumlingen under den begränsade period det förekommer. Mottagarens känslighet/värde bedöms som under anläggning, dvs. som liten. Påverkans storlek och effekt som att ha en obetydlig omfattning (Tabell 4.8).

Om reveffekter uppstår i anslutning till vindkraftsfundamenten under driftsfasen så innebär en avveckling av vindkraftverken att effekten upphör och att området återgår till det tillstånd som rådde innan vindkraftsparken

uppfördes. Alternativt kan strukturer lämnas kvar om fundamentets reveffekt bedöms särskilt önskvärd ur ett ekologiskt bevarandeperspektiv. Erosionsskydd som fungerar som rev förväntas lämnas kvar vid avvecklingen. Avveckling kommer att ske enligt praxis och den lagstiftning som gäller vid tiden för avveckling. Eftersom tekniken och kunskapsläget snabbt förändras är det dock osäkert hur avvecklingen kommer att ske och exakt vilka delar som kommer att nedmonteras i slutänden. I takt med det ökade kunskapsläget gällande avveckling av havsbaserade vindparker förväntas marknaden mogna och utvecklas med tiden. Detta kan till exempel leda till att nya och mer effektiva och ändamålsenliga fartyg kan finnas på marknaden samt bättre möjligheter till återvinning av material.

Tabell 4.8. Bedömning av påverkans storlek och omfattning och mottagarens känslighet/värde för påverkansfaktorerna sedimentspridning, undervattensljud och reveffekter under avvecklingsfasen gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet/värde
Undervattensljud	Liten negativ	Liten
Sedimentspridning	Obetydlig	Liten

4.4 Samlad bedömning

Samtliga bedömningar för påverkan på fisk vid anläggning, drift, och avveckling av vindpark Ran presenteras i Tabell 4.9.

Tabell 4.9. Samlad bedömning av påverkan av anläggning, drift, och avveckling av vindpark Ran gällande fisksamhället.

Påverkansfaktor	Påverkans storlek och omfattning	Mottagarens känslighet och värde
Anläggningsfas		
Undervattensljud	Liten negativ	Liten
Sedimentspridning	Obetydlig	Liten
Driftsfas		
Undervattensljud	Obetydlig	Liten
Reveffekter	Positiv	Liten
Elektromagnetiska fält	Obetydlig	Liten
Främmande arter	Obetydlig	Liten
Avvecklingsfas		
Undervattensljud	Liten negativ	Liten
Sedimentspridning	Obetydlig	Liten

Referenser

- Allen J. M., Blaxter, J. H. S., & Denton, E. J. (1976). The functional anatomy and development of the swimbladder-inner ear-lateral line system in herring and sprat. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 56(2), 471-486.
- Andersson M. H., Andersson S., Ahlsén J., Brodd Andersson L., Hammar J., Persson L. K. G., Pihl J., Sigray P. & Wikström A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. Naturvårdsverket Vindval Rapport 6723.
- Andersson, A., Meier, H. M., Ripszam, M., Rowe, O., Wikner, J., Haglund, P., ... & Elmgren, R. (2015). Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. *Ambio*, 44, 345-356.
- Andersson M. H., Öhman M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research* 61: 642–650.
- Auld, A. H., Schubel, J. R. (1978). Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6: 153–164.
- Amoser S. & Ladich F. (2003). Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113(4), 2170-2179.
- André C., Svedäng H., Knutsen H., Dahle G., Jonsson P., Ring A. K., ... & Jorde P. E. (2016). Population structure in Atlantic cod in the eastern North Sea-Skagerrak-Kattegat: early life stage dispersal and adult migration. *BMC research notes*, 9, 1-11.
- Aro E (2002) Fish migration studies in the Baltic Sea: a historical review. *ICES Marine Science Symposia*, 215: 361-370.
- Axelsen BE (1999) In situ of Cape horse mackerel (*Trachurus capensis*). *ICES report C1v11999/J:04*.
- Berg, L. & Northcote, T.G. (1985). Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1410–1417.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., Capetillo, N. Å. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverket Vindval Rapport 6488.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U. (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series* 485: 199–210.
- Bleil, M., Oeberst, R., Urrutia, P. (2009). Seasonal maturity development of Baltic cod in different spawning areas: importance of the Arkona Sea for the summer spawning stock. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 10-17.
- Bohnsack, J. A., Sutherland, D. L. (1985). Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37: 11-39.
- Bohnsack, J.A. (1989). Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preferences. *Bulletin of Marine Science* 44: 631-645.

- Bolle, L. J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., van Beek, P.J.G., van Keeken, O.A. m.fl. (2012). Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled Exposure Experiments. *PLoS ONE* 7(3): e33052.
- Breizler, L., I. H. Lau, P. J. Fonseca, & R. O. Vasconcelos. (2020). Noise-induced hearing loss in zebrafish: investigating structural and functional inner ear damage and recovery. *Hearing Research* 391:107952.
- Bruintjes, R., Radford, A.N. (2013). Context-dependent impacts of anthropogenic noise on individual and social behaviour in a cooperatively breeding fish. *Animal Behaviour* 85: 1343-1349.
- Båmstedt U, Larsson S, Stenman Å, Magnhagen C, Sigray P (2009) Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken. Vindval Naturvårdsverket Rapport 5924.
- Cardinale M, Casini M, Arrhenius F, Håkansson N (2003) Diel spatial distribution and feeding activity of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea, *Acoustics in Fisheries and Aquatic Ecology*. Part 2 Volume 16 – Issue 3, Published online by Cambridge University Press: 15 July 2003.
- Cardinale M, Svedäng, H (2011). The beauty of simplicity in science: Baltic cod stock improves rapidly in a 'cod hostile' ecosystem state. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 297-301.
- Coombs SH, Morgans D, Halliday NC (2001) Seasonal and ontogenetic changes in the vertical distribution of eggs and larvae of mackerel (*Scomber scombrus*) and horse mackerel (*Trachurus trachurus*). *Fisheries Research* 50: 27-40.
- Cresci, A., Zhang, G., Durif, C. M., Larsen, T., Shema, S., Skiftesvik, A. B., & Browman, H. I. (2023). Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. *Communications Biology*, 6(1), 353.
- de Jong, K., Forland, T.N., Amorim, M.C.P., Rieucan, G., Slabbekoorn, H. & Dokstaeter, L. (2020). Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction. *Rev Fish Biol Fisheries* 30, 245–268 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09598-9>.
- Debusschere E, Hostens K, Adriaens D, Ampe B, Botteldooren D, De Boeck G, De Muynck A, Kumar Sinha A, Vandendriessche S, Van Hoorebeke L, Vincx M, Degraer S (2016) Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747-757.
- Dembek, M., Bielecka, L., Margoński, P., & Wodzinowski, T. (2019). Changes in the composition and abundance of ichthyoplankton along environmental gradients of the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(4), 328-336.
- Dempster T (2005) Temporal variability of pelagic fish assemblages around fish aggregation devices: biological and physical influences. *Journal of Fish Biology* 66: 1237–1260.
- De Troch M, Reubens JT, Heirman E, Degraer S, Vincx M (2013) Energy profiling of demersal fish: A case-study in wind farm artificial reefs. *Marine Environmental Research* 92: 224-233.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S., (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37–50.

Doksaeter, L., Kvadsheim, P.H., Ainslie, M.A., Solow, A., Handegard, N.O., Nordlund, N., Lam, F-P.A. (2012). Impact of naval sonar signals on Atlantic herring (*Clupea harengus*) during summer feeding – ICES Journal of Marine Science, 69:1078-1085.

Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., ... & Juanes, F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529), eaba4658.

Eggleton JD, Depestele J, Kenny AJ, Bolam SG, Garcia C (2018) How benthic habitats and bottom trawling affect trait composition in the diet of seven demersal and benthivorous fish species in the North Sea. *Journal of Sea Research* 142: 132-146.

Eero M, Köster FW, Vinther M (2012) Why is the Eastern Baltic cod recovering? *Marine Policy* 36: 235-240.

Eighania M, Paighambaria SY, Taquetb M, Gaertner JC (2019) Introducing nearshore fish aggregation devices (FAD) to artisanal Persian Gulf fisheries: A preliminary study. *Fisheries Research* 212: 35–39.

Elmgren, R., & Hill, C. (1997). Ecosystem function at low biodiversity—the Baltic example. *Marine biodiversity: patterns and processes*, 319-336.

Elmgren, R. (2001). Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(4), 222-231.

Enger, P. (1967) Hearing in herring. *Comparative Biochemistry and Physiology* 22: 527-538.

Frelat, R., Orio, A., Casini, M., Lehmann, A., Mérigot, B., Otto, S. A., ... & Möllmann, C. (2018). A three-dimensional view on biodiversity changes: spatial, temporal, and functional perspectives on fish communities in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 75(7), 2463-2475.

Formicki, K., A. Korzelecka-Orkisz, and A. Tański. (2019). Magnetoreception in fish. *Journal of Fish Biology* 95:73-91.

Fudge SB, Rose GA (2009) Passive- and active-acoustic properties of a spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*) aggregation. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1259–1263.

Gill, A. B., I. Gloyne-Philips, J. Kimber, and P. Sigray. (2014). Marine Renewable Energy, Electromagnetic (EM) Fields and EM-Sensitive Animals. Pp. 61-79 in M. A. Shields, and A. I. L. Payne, eds. *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions*. Springer Netherlands, Dordrecht.

Gill, A. B., Degraer, S., Lipsky, A., Mavraki, N., Methratta, E., & Brabant, R. (2020). Setting the context for offshore wind development effects on fish and fisheries. *Oceanography*, 33(4), 118-127.

Glarou M., Zrust M., & Svendsen J.C. 2020. Using artificial-reef knowledge to enhance the ecological function of offshore wind turbine foundations: implications for fish abundance and diversity. *Marine Science Series* 8(5), 332. <https://doi.org/10.3390/jmse8050332>

Gorska N, Ona E, Korneliussen R (2005) Acoustic backscattering by Atlantic mackerel as being representative of fish that lack a swimbladder. Backscattering by individual fish. *ICES Journal of Marine Science* 62: 984-995.

Haarder S, Kania PW, Galatius A, Buchmann K (2014) Increased *Contracaecum osculatum* infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982–2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus grypus*) populations. *Journal of Wildlife Diseases* 50: 537-543.

Halvorsen MB, Casper BM, Woodley CM, Carlson TJ, Popper AN (2012a) Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS ONE* 7.

Halvorsen MB, Casper, BC, Matthews F, Carlson TJ, Popper AN (2012b) Effects of exposure to pile driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia, and hogchoker. *Proc Roy Soc B* 279:47.

Hanson M, Karlsson L, Westerberg H (1984) Magnetic material in European Eel (*Anguilla anguilla*). *Comp. Biochem. Phys A Physiology* 77: 221-224 26.

Hanson M, Westerberg H (1987) Occurrence of magnetic material in teleosts. *Comp. Biochem. Phys. A Physiology* 86: 169-172.

Havs- och vattenmyndigheten (2015) Arter och livsmiljöer – Svartmunnad smörbult, *Neogobius melanostomus*. <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/invasiva-frammande-arter/sok-frammande-arter/fakta/svartmunnad-smorbult.html> [hämtad 2024-01-25]

Havs- och vattenmyndigheten (2017) Arter och livsmiljöer – Storspigg. <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/storspigg.html> [hämtad 2024-01-25]

Havs- och vattenmyndigheten (2020) Fisk – och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019: Resursöversikt. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:3.

Havs- och vattenmyndigheten (2021) Fisk – och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Havs- och vattenmyndighetens rapport: 2021:6.

Hawkins AD, Picciulin M (2019). The importance of underwater sounds to gadoid fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America* 146: 3536–3551.

Hawkins AD, Popper AN (2020) Sound detection by Atlantic cod: An overview. *The Journal of the Acoustical Society of America* 148: 3027.

HELCOM (2013) Species information sheet. *Red List Fish and Lamprey Species Expert Group*. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/HELCOM-Red-List-Enchelyopus-cimbrius.pdf>

HELCOM (2021) <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/> [hämtad februari2024].

Hinrichsen HH, Hüsey K, Huwer B (2012) Spatio-temporal variability in western Baltic cod early life stage survival mediated by egg buoyancy, hydrography, and hydrodynamics. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1744-1752.

Hinrichsen HH, Lehmann A, Peterreit C, Nissling A, Ustups D, Bergström U, Hüsey K (2016) Spawning areas of eastern Baltic cod revisited: Using hydrodynamic modelling to reveal spawning habitat suitability, egg survival probability, and connectivity patterns. *Progress in Oceanography* 143: 13-25.

Hislop JRG, Robb AP, Bell MA, Armstrong DW (1991) The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the North Sea. ICES Journal of Marine Science 48: 139-156.

Holopainen, R., Lehtiniemi, M., Meier, H. M., Albertsson, J., Gorokhova, E., Kotta, J., & Viitasalo, M. (2016). Impacts of changing climate on the non-indigenous invertebrates in the northern Baltic Sea by end of the twenty-first century. *Biological Invasions*, 18, 3015-3032.

Humborstad OB, Jørgensen T, Grotmol S (2006) Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Marine Ecology Progress Series* 309: 247–254, 2006.

Hüssy K (2011) Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *ICES Journal of Marine Science* 68: 1459-1471.

Hutchison, Z. L., D. H. Secor, and A. B. Gill. (2020). The Interaction Between Resource Species and Electromagnetic Fields Associated with Electricity Production by Offshore Wind Farms. *Oceanography* 33:96-107.

Hutchison, Z. L., A. B. Gill, P. Sigray, H. He, and J. W. King. (2021). A modelling evaluation of electromagnetic fields emitted by buried subsea power cables and encountered by marine animals: Considerations for marine renewable energy development. *Renewable Energy* 177:72-81.

Hylkema A, Debrot AO, Osinga R, Brona PS, Heesink DB, Izioka AK, Reida CB, Rippena JC, Treibitze T, Matan Yuvale M, Murk AJ (2020) Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering* 157: 105994.

ICES (2017). Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS). Series of ICES Survey Protocols SISP 7 – BITS. 95 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.2883>.

ICES (2019) Report of the Workshop to evaluate the effect of conservation measures on Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*) (WKCONGA). ICES Expert Group reports (until 2018). Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5293>.

ICES (2020a) Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 2:45. 643 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.6024>.

ICES (2020c) Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, cod.27.24-32. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5943>.

ICES (2021) Baltic Fisheries assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8187>.

[ICES Database on Trawl Surveys \(DATRAS\) \(2023\) ICES, Copenhagen, Denmark. https://datras.ices.dk](https://datras.ices.dk)

Itano DG, Holland KN (2000) Movement and vulnerability of bigeye (*Thunnus obesus*) and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in relation to FADs and natural aggregation points. *Aquatic Living Resources* 13:213–23.

IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Johansson, K., Sigray, P., Backström, T., & Magnhagen, C. (2016). Stress response and habituation to motorboat noise in two coastal fish species in the Bothnian Sea. In *The effects of noise on aquatic life II* (pp. 513-521). Springer New York.

- Johnston DW, Wildish DJ (1981) Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 307–314.
- Johnston DD, Wildish DJ (1982) Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 29, 261–267.
- Karlsson L (1985) Behavioural responses of European silver eel (*Anguilla anguilla*) to the geomagnetic field. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 39: 71-81.
- Karlsson M, Kraufvelin P, Östman Ö (2020) Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. *Aqua Reports* 2020:1.
- Kastelein A, Heul S, Verboom WC, Jennings N, Veen J, Haan D (2008) Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between 0.1 and 64 kHz. *Marine Environmental Research* 65:369-377.
- Kemp P, Sear D, Collins A, Naden P, Jones I (2011) The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* 25: 1800–1821.
- Kerckhof, F., De Mesel, I., & Degraer, S. (2016). Do wind farms favour introduced hard substrata species. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded*, 61-75.
- Kikuchi R (2010) Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin* 60: 172–177.
- Kinlan B, Gaines S (2003) Propagule dispersal in marine and terrestrial environments: a community perspective, *Ecological Society of America*. <https://doi.org/10.1890/01-0622>.
- Kirschvink, J. L. (1997). Homing in on vertebrates. *Nature* 390:339-340.
- Krone R, Gutow L, Brey T, Dannheim J, Schröder A (2013) Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 125: 1–9.
- Kullander SO, Nyman L, Jilg K, Delling B (2012) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Köster FW, Huwer B, Hinrichsen HH, Neumann V, Makarchouk A, Eero M, Dewitz BW, Hüsey K, Tomkiewicz J, Margonski P, Temming A, Hermann JP, Oesterwind D, Dierking J, Kottebra P, Plikshs M (2017) Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science* 74:3-19.
- Lagenfelt I, Andersson I, Westerberg H (2012) Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält. *Naturvårdsverket Vindval Rapport* 6479.
- Lampart-Kałużnicka, M., & Heese, T. (2015). Studies on the biology of non-commercial species, based on the example of the fourbeard rockling *Enchelyopus cimbrius* (L., 1766) (Gadiformes: Lotidae) in the southern Baltic. In *Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska sectio C–Biologia*, Vol. 70, No. 1, p. 43.
- Lass H-U, Matthäus W (2008) General oceanography of the Baltic Sea. In: Feistel R, Nausch G, Wasmund N, editors. *State and evolution of the Baltic Sea 1952–2005*. Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons, Inc. pp. 5–44.

- Limburg, K. E., & Casini, M. (2019). Otolith chemistry indicates recent worsened Baltic cod condition is linked to hypoxia exposure. *Biology Letters*, 15(12), 20190352.
- Lowe ML, Morrison MA, Taylor RB (2015) Harmful effects of sediment-induced turbidity on juvenile fish in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 539: 241-254.
- Länsstyrelsen (2007) Hummerrevsprojektet Slutrapport. Länsstyrelsens i Västra Götalands Län rapport nr 2007:41.
- Methratta ET, Dardick WR (2019). Meta-analysis of finfish abundance at offshore wind farms. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 27(2), 242-260.
- Moore PG (1977) Inorganic particulate suspension in the sea and their effects on marine animals. *Oceanography Marine Biology Annual Review* 15: 225–363.
- Mueller-Blenkle C, Gill AB, McGregor PK, Metcalfe J, Bendall V, Wood D, Andersson MH, Sigra P, Thomsen F (2010) Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. *The Journal of the Acoustical Society of America* 128: 2331.
- Naisbett-Jones LC, Putman NF, Stephenson JF, Ladak S, Young KA (2017) A magnetic map leads juvenile European eels to the Gulf Stream. *Current Biology* 27: 1236–1240.
- Naturvårdsverket (2000). Vindkraft till havs - en litteraturstudie av påverkan på djur och växter. Naturvårdsverket rapport 5139.
- Naturvårdsverket (2012) Vindkraftens effekter på marint liv: Syntesrapport. Naturvårdsverket. Rapport: 6488.
- Nedelec, S. L., Mills, S. C., Lecchini, D., Nedelec, B., Simpson, S. D., & Radford, A. N. (2016). Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental pollution*, 216, 428-436.
- Neuenfeldt S, Bartolino V, Orio A, Andersen KH, Andersen NG, Niiranen S m.fl. (2020). Feeding and growth of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the eastern Baltic Sea under environmental change. *ICES Journal of Marine Science* 77: 624-632.
- Neo, Y. Y., Hubert, J., Bolle, L., Winter, H. V., Ten Cate, C., & Slabbekoorn, H. (2016). Sound exposure changes European seabass behaviour in a large outdoor floating pen: Effects of temporal structure and a ramp-up procedure. *Environmental pollution*, 214, 26-34.
- Newcombe, C.P. & MacDonald, D.D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11, 72–82.
- Nilsson F, Høgsbro U, Lundgren T, Nielsen B, Nielsen R, Beyer J (2003) Vertical migration and dispersion of sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) schools at dusk in the Baltic Sea, *Acoustics in Fisheries and Aquatic Ecology*. Part 2, July 2003, pp. 317 – 324 Volume 16, Issue 3: DOI: [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(03\)00039-1](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(03)00039-1).
- Nissling A och Westin L (1991) Egg mortality and hatching rate of Baltic cod (*Gadus morhua*) in different salinities. *Marine Biology* 111, 29-32.
- Nyqvist D, Durif C, Johnsen MG, De Jong K, Forland TN, Sivle LD (2020). Electric and magnetic senses in marine animals, and potential behavioral effects of electromagnetic surveys. *Marine environmental research*, 155, 104888.

- Pacariz S, Björk G, Jonsson P, Börjesson P, Svedäng H (2014). A model study of the large-scale transport of fish eggs in the Kattegat in relation to egg density. *ICES Journal of Marine Science* 71: 345-355.
- Pangerc T, Theobald PD, Wang LS, Robinson SP, Lepper PA (2016) Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. *J. Acoust. Soc. Am.* 140:2913–2922.
- Partridge GJ, Michael RJ (2010) Direct and indirect effects of simulated calcareous dredge material on eggs and larvae of pink snapper *Pagrus auratus*. *Journal of fish biology* 77: 227-240.
- Popper A. N., Fay R. R (1993) Sound detection and processing by fish: Critical review and major research questions. *Brain, behavior, and evolution* 41: 14 -38.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddies, D. G. & Tavolga, W. N. 2014. Sound Exposure Guidelines. ASA S3/SC1.4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Cham: Springer International Publishing.
- Popper A. N., Hawkins A (Eds.). (2016). *The effects of noise on aquatic life II* (p. 1292). New York: Springer.
- Popper, A. N., Hawkins A. D. (2019a). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology* 94:692-713.
- Popper A. N., Hawkins AD, Sand O, Sisneros JA (2019b) Examining the hearing abilities of fishes *The Journal of the Acoustical Society of America* 146: 948-955.
- Popper A. N., Hawkins, A. D, Sisneros, J. A (2022) Fish hearing “specialization” – a re-evaluation. *Hearing Research*, 425, 108393.
- Putland, R. L., Montgomery, J. C., & Radford, C. A. (2019). Ecology of fish hearing. *Journal of Fish Biology*, 95(1), 39-52.
- Putman, N. F., E. S. Jenkins, C. G. J. Michielsens, and D. L. G. Noakes. 2014. Geomagnetic imprinting predicts spatio-temporal variation in homing migration of pink and sockeye salmon. *Journal of The Royal Society Interface* 11:20140542.
- Putman NF, Lohmann KJ, Putman EM, Quinn TP, Klimley AP, Noakes DLG (2013) Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific Salmon. *Current Biology* 23: 312-316.
- Radford, A. N., Lèbre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S. L., Simpson, S. D. (2016). Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. *Global change biology*, 22(10), 3349-3360.
- Reubens JT, Degraer S, Vincx M (2011) Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 108: 223-227.
- Reubens JT, Vandendriessche S, Zenner AN, Degraer S, Vincx M (2013) Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? - Impact on growth, condition index and diet composition. *Marine Environmental Research* 90: 66-74.

- Reubens JT, Degraer S, Vincx M (2014a) The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121-136.
- Reubens JT, Maarten DR, Degraer S, Vincx M (2014b) Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research* 85: 214-221.
- Ricker, W. E. (1954). Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 11(5), 559-623.
- Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M. & Schreiber, H., (2005). Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio*, 34, 125–130.
- Scanlan, M. M., N. F. Putman, A. M. Pollock, and D. L. G. Noakes. (2018). Magnetic map in nonanadromous Atlantic salmon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115:10995-10999.
- Scholik, A. R, Yan, H. Y (2001) Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. *Hearing Research* 152: 17-24.
- Sigray, P., & Andersson, M. H. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130(1), 200-207.
- Slotte A, Kansen K, Dalen J, Ona E (2004) Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fishery Research* 67:143–150.
- SLU Artdatabanken. (2020) Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.
- SLU Artdatabanken (u.a.) Artfakta. Ansjovis *Engraulis encrasicolus*.
<https://artfakta.se/artinformation/taxa/206138/detaljer?lang=sv> [hämtad 2024-01-25]
- SMHI (2012). Syreförhållanden i svenska hav. Faktablad nr 56 - 2012. SMHI.
- Smith ME, Kane AS, Popper AN (2004) Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*) *Journal of Experimental Biology* 207: 427-435.
- Stenberg C, Støttrup JG, van Deurs M, Berg CW, Dinesen GE, Mosegaard H, Grome TM, Leonhard SB (2015) Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 528: 257-265.
- Strand, M., Aronsson, M., & Svensson, M. 2018. Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista. *ArtDatabanken Rapporterar* 21. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Svedäng H, Hornborg S (2014) Selective fishing induces density-dependent growth. *Nature communications* 5: 1-6.
- Svedäng H, Righton D, Jonsson P (2007) Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. *Marine Ecology Progress Series* 345: 1–12.
- ter Hofstede, R, Driessen, F.M.F, Elzinga, P.J, van Koningsveld, M, Schutter, M (2022) Offshore wind farms contribute to epibenthic biodiversity in the North Sea. *Journal of Sea Research* 185 (2022) 102229.

- Tesch FW, Wendt T, Karlsson L (1992) Influence of geomagnetism on the activity and orientation of eel, *Anguilla anguilla*, as evident from laboratory experiment. *Aquatic Ecology Freshwater Fish* 1: 52-60.
- Tougaard J, Hermannsen L, Madsen PT (2020) How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America* 148: 2885.
- van der Knaap, I., H. Slabbekoorn, T. Moens, D. Van den Eynde, and J. Reubens. (2022). Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environ Pollut* 300:118913.
- van Hal R, Griffioen AB, van Keeken OA (2017) Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26-36.
- Walker MM (1984) A candidate magnetic sense organ in the yellowfin tuna, *Thunnus albacares*. *Science* 224: 751.
- Wahlberg M, Westerberg H (2005) Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288: 295–309.
- Westerberg, H. (1994). Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990–1993. Fisk Utredningskont Jön Rapp 5:1–44.
- 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 13.
- Westerberg H, Begout-Anras M-L (2000). Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. Proc. 3rd conference on fish telemetry in Europe. Norwich 20–25 juni, 1999.
- Westerberg H, Lagenfelt I (2008) Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology* 15:369-375.
- Westin L och Nissling A (1991) Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod (*Gadus morhua*), and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. *Marine Biology* 108, 5-9.
- Wiernicki CJ, Liang D, Bailey H, Secor DH (2020) The Effect of Swim Bladder Presence and Morphology on Sound Frequency Detection for Fishes. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 28: 459-477.
- Wilber DH, Clarke DG (2001) Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts of fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 855–875.
- Wilson, B., Batty, R. S., & Dill, L. M. (2004). Pacific and Atlantic herring produce burst pulse sounds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl_3), S95-S97.
- Winter, H.V, Aarts, G., van Keeken, O. A (2010) Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). IMARES. Report number C038/10.
- Zingel P, Paaver T (2010) Effects of turbidity on feeding of the young-of-the-year pikeperch (*Sander lucioperca*) in fishponds. *Aquaculture Research* 41: 189–197.

Öhman MC (2006) Konstgjorda marina rev och fiskbiotoper. Kustfiske och fiskevård, sid. 187–191 (redaktörer Lindgren B, Carlstrand H).

Öhman MC, Sigray P, Westerberg H (2007) Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36: 630-633.

Öhman MC, Karlsson M, Staveley T (2021a) Fisk och havsbaserad vindkraft i Kattegatt - Energipark Galatea-Galene. AquaBiota Report 2021:06.

Öhman MC, Karlsson M, van der Meijs F, Isaksson E, Berggren T, Östman A, Andersson-Li M (2021b) Fisk och havsbaserad vindkraft i Östersjön söder om Skåne – Energipark Triton. AquaBiota Report 2021:07.