



Bottenmiljön och havsbaserad vindkraft i Egentliga Östersjön

Vindpark Ran

Ran Vindpark AB

Datum: 8 maj 2024

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: OX2 Ran MKB**Projektnummer:** 32402846-001**Upplaga:** Slutversion: 2024-05-08**På uppdrag av:** Ran Vindpark AB**Uppdragsledare:** Claes Vernerback**Handläggare:** Frida Seger, Filippa Ek & Alexander Stockhaus**Kvalitetskontroll:** Martin Isaeus, Stina Brask Bilén**Omslagsbild:** Bottenmiljön inom vindpark Ran, i samband med videoundersökning 2023.

Innehåll

Sammanfattning	5
1. Inledning	7
2. Metodbeskrivning	8
2.1 Dataunderlag.....	8
2.1.1 Befintliga data.....	8
2.1.2 Insamlad data	8
3. Områdesbeskrivning	8
3.1 Djupförhållanden och geologi	8
3.2 Hydrografi	10
3.2.1 Egentliga Östersjön	10
3.2.2 Vindpark Ran.....	11
3.3 Metaller, organiska föreningar och näringsämnen i sedimentet	14
3.3.1 Metaller och organiska föreningar.....	14
3.3.2 Näringsämnen.....	16
3.4 Bottenfauna och bottenflora	17
3.4.1 Bottenfauna.....	17
3.4.2 Bottenflora	19
3.4.3 Habitat- och biotopklassificeringar.....	19
4. Påverkan på bottenmiljön	20
4.1 Påverkansfaktorer.....	20
4.2 Anläggningsfas.....	20
4.2.1 Fysisk påverkan på havsbotten.....	20
4.2.2 Suspenderat sediment och sedimentation	21
4.2.3 Spridning av organiska föreningar, metaller och näringsämnen.....	26
4.2.4 Främmande arter.....	26
4.3 Driftsfas.....	27
4.3.1 Substratförändringar.....	27
4.3.2 Främmande arter.....	27

4.3.3	Elektromagnetiska fält.....	28
4.3.4	Skuggning.....	28
4.3.5	Hydrografiska förändringar.....	29
4.4	Avvecklingsfas.....	29
4.4.1	Fysisk påverkan på havsbotten.....	29
4.4.2	Suspenderat sediment och sedimentation.....	29
4.4.3	Spridning av organiska föreningar, metaller och näringsämnen.....	30
4.4.4	Främmande arter.....	30
4.4.5	Substratförändringar.....	30
Referenser.....		31

Sammanfattning

Ran Vindpark AB planerar att etablera en havsbaserad vindpark, Ran, i Egentliga Östersjön, cirka 12 km öster om Gotland, inom svenskt sjöterritorium. Vindparken upptar en yta om cirka 327 km² och förväntas kunna generera omkring 8 TWh förnybar el per år. Djupet inom vindparken varierar mellan 40 och 85 meter och ytsubstratet består huvudsakligen av blandat sediment, med inslag av mjukbottenområden med lera och fin sand. De grundaste delarna återfinns i områdets västra delar närmast land, där också de högsta naturvärdena har noterats. Naturvärdena utgörs främst av mindre områden med blåmusselbankar (*Mytilus edulis*). I samma områden har även hydroider (Hydrozoa) förekommit i en större utsträckning. Vidare har ingen bottenflora noterats inom vindparken. Eventuell bottenflora som skulle kunna förekomma inom området är rödalgssläktet stenhinnor (*Hildenbrandia* spp.) då de har noterats på liknande djup öster om vindpark Ran. Då ytsubstratet inom området består av blandat och mjukt sediment förväntas bottenfaunan främst domineras av djur som lever nedgrävda i sedimentet, så kallad infauna. Utifrån infauna-undersökningar gjorda i området under 2023 domineras området av östersjömussla (*Macoma balthica*), vitmärla (*Monoporeia affinis*) och märkräftan (*Pontoporeia femorata*). Samtliga noterade arter inom parkområdet är sådana som är vanliga i stora delar av Östersjön. Antalet arter av den bentiska faunan påverkas av syreförhållandena i området, där syrefattiga (<2 ml/l) eller helt syrefria (0 ml/l) botten helt kan sakna bentisk fauna. Syrefattiga och syrefria förhållanden har noterats och förväntas förekomma främst i parkområdets östra del.

Denna rapport har tagits fram i syfte att bedöma hur etableringen av vindpark Ran kan komma att påverka bottenmiljöerna inom parkområdet. Rapporten utgör underlag till miljökonsekvensbeskrivningen för Ran Vindpark AB:s ansökan om tillstånd enligt 9 kap. och 11 kap. miljöbalken.

Under vindparkens anläggningsfas är de förväntade påverkansfaktorerna huvudsakligen fysisk påverkan och spridning av sediment som uppkommer. Bottenflora och bottenfauna kommer att påverkas fysiskt där fundament och kablar anläggs. Eventuell bottenflora har en mycket begränsad utbredning inom parkområdet samt en god återetableringsförmåga, varför dess känslighet för fysisk påverkan bedöms som liten. Bottenfaunan inom parkområdet har en större utbredning och ett högre naturvärde och bedöms därmed ha en måttlig känslighet för fysisk påverkan.

Installation av fundament, erosionsskydd och kablar orsakar även en sedimentspridning med tillfälligt förhöjda halter av suspenderat sediment (grumling) och efterföljande sedimentation på havsbotten. Känslighet för sedimentation och grumling varierar mellan olika arter, där mjukbottenarter generellt är tåligare än hårdbottenarter. Grumling och sedimentation kan påverka bottenflora genom försämrade fotosyntetisering och övertäckning. Arter av släktet stenhinnor har dock visat en god överlevnad vid reducerad ljusställgång och övertäckning. Därmed bedöms känsligheten för suspenderat sediment och sedimentation på vegetation som liten. Bottenfauna kan påverkas på olika sätt av grumling, beroende på levnadssätt och födostrategi. Filtrerande arter, så som blåmusslor, kan påverkas negativt genom att deras filtreringsmekanism täpps igen. Studier på blåmusslor och grumling visar dock på en god tolerans vid höga halter av suspenderat sediment, varför dess känslighet bedöms som liten.

Känsligheten för efterföljande sedimentation kan skilja sig från den för grumling, men generellt är skillnad i tolerans väldigt stor mellan olika arter och organismgrupper. Blåmusslor har uppvisat en viss känslighet för sedimentation, där dödligheten ökade med exponeringstiden samtidigt som sedimentation av finkornigt sediment orsakade en högre dödlighet än sedimentation av grovkorniga sediment. Sammantaget bedöms bottenfaunans känslighet för suspenderat sediment och sedimentation som liten.

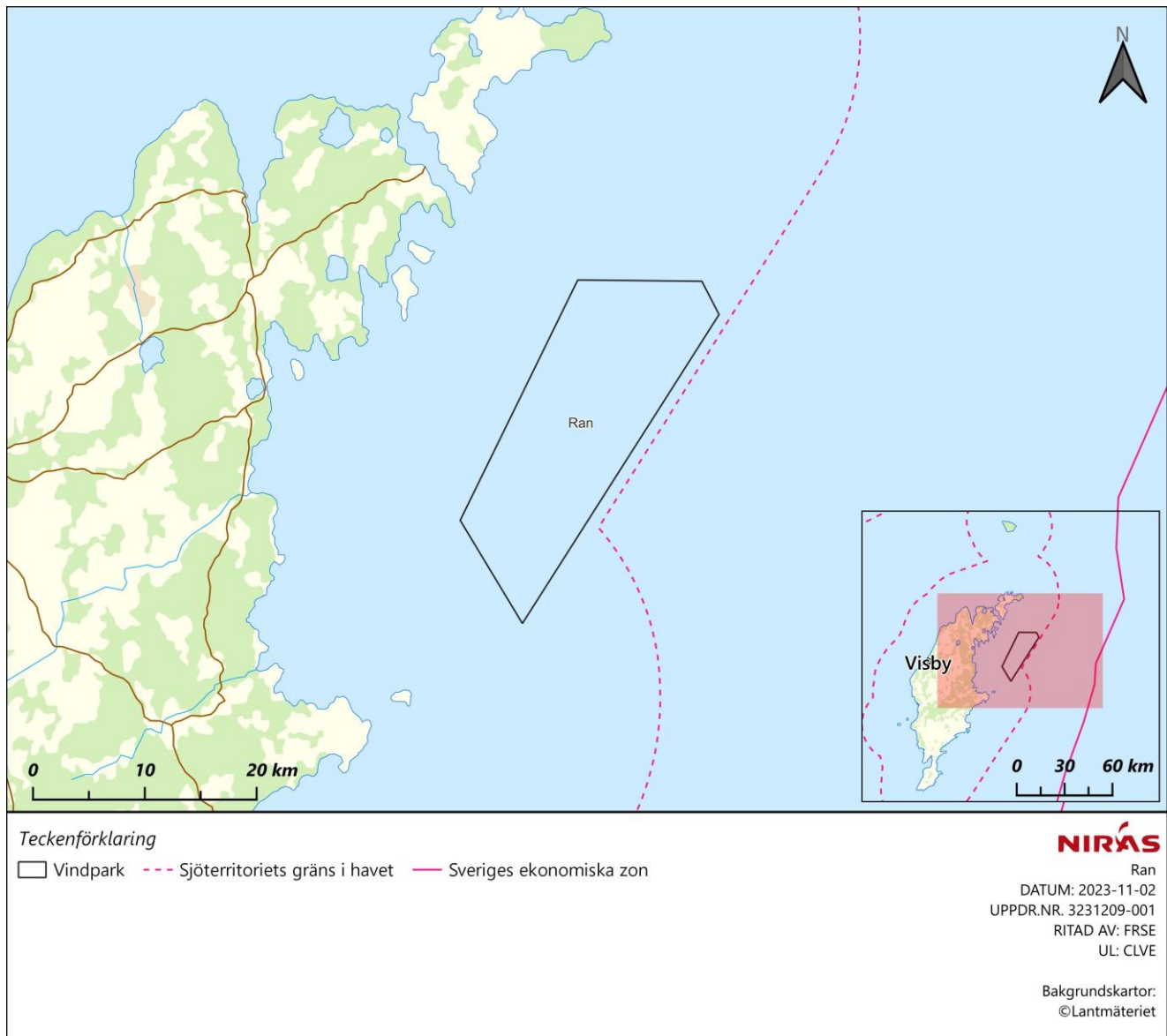
Under driftsfasen utgör vindkraftsfundamenten, erosionsskydd, plattformar och eventuellt mekaniskt kabelskydd nya hårbottenssubstrat inom parkområdet, vilket skapar förutsättningar för ytterligare etablering av till exempel blåmusslor inom området, vilket i sin tur kan bidra till ökad biologisk mångfald och högre naturvärden. Förutom blåmusslor kan även olika arter av fintrådiga alger etableras på fundamenten i den övre delen av vattenpelaren. Detta sker till följd av en naturlig föryngrings-spridning i den fria vattenmassan och i sökandet efter lämpliga platser att sätta fast sig på. Till följd av att fundamenten med tillhörande torn penetrerar hela vattenkolumnen kommer det totala tillskottet av hårbottenytor att bli större än den minskning som kommer ske av mjukbottenytor. Därmed bedöms substratförändringarna huvudsakligen medföra positiva effekter för bottenfloran och bottenfaunan.

Under avvecklingsfasen kan en viss sedimentspridning uppkomma i samband med nedmontering av verk och upptag av kablar. Både förhöjda halter av suspenderat sediment och den efterföljande sedimentationen förväntas ske i en mindre omfattning än under anläggningsfasen. Känsligheten för bottenflora och bottenfauna bedöms dock vara samma under anläggnings- och avvecklingsfasen.

1. Inledning

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

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.



Figur 1.1. Lokalisering av vindpark Ran, öster om Gotland inom svenskt territorialvatten.

På uppdrag av Ran Vindpark AB har NIRAS Sweden AB tagit fram underlag till miljökonsekvensbeskrivningen inför tillståndsansökan för vindpark Ran. Syftet med detta underlag är att beskriva hur etableringen av vindpark Ran kan komma att påverka den marina bottenmiljön i området, med avseende på såväl bottenfauna som bottenflora. Med bottenfauna avses i denna rapport bottenlevande ryggradslösa djur.

2. Metodbeskrivning

2.1 Dataunderlag

2.1.1 Befintliga data

För att beskriva bottenförhållandena inom vindpark Ran har befintliga data avseende bottenfauna inhämtats från undersökningar och studier inom och omkring vindparken, tillsammans med data över områdets fysikaliska förhållanden, se Tabell 2.1. Data över bottenflora inom området saknas, varför endast bottenfauna redovisas i tabellen.

Tabell 2.1. Insamlade data och information för vindparkens områdesbeskrivning.

Typ av data/information	Källa
Djupförhållanden och geologi	EMODnet 2021
Hydrografi	SMHI 2023, SMHI Sharkweb 2023a
Organiska föreningar, metaller och näringsämnen	SGU 2019, 2022, 2023
Bottenfauna	SMHI Sharkweb 2023b, ICES 2023, Gogina m.fl. 2016, DHI 2016

2.1.2 Insamlad data

Under juni och september 2023 utförde NIRAS fältundersökningar inom vindpark Ran med avseende på bland annat hydrografi samt bottenflora och bottenfauna med syftet att insamla områdesspecifik data, se Tabell 2.2 (Bilaga B.2). Under augusti 2022, i samband med undersökning i tidigare planerad kabelkorridor i området, har ytterligare lokaler med avseende på hydrografi samt bottenflora och bottenfauna undersökts av NIRAS.

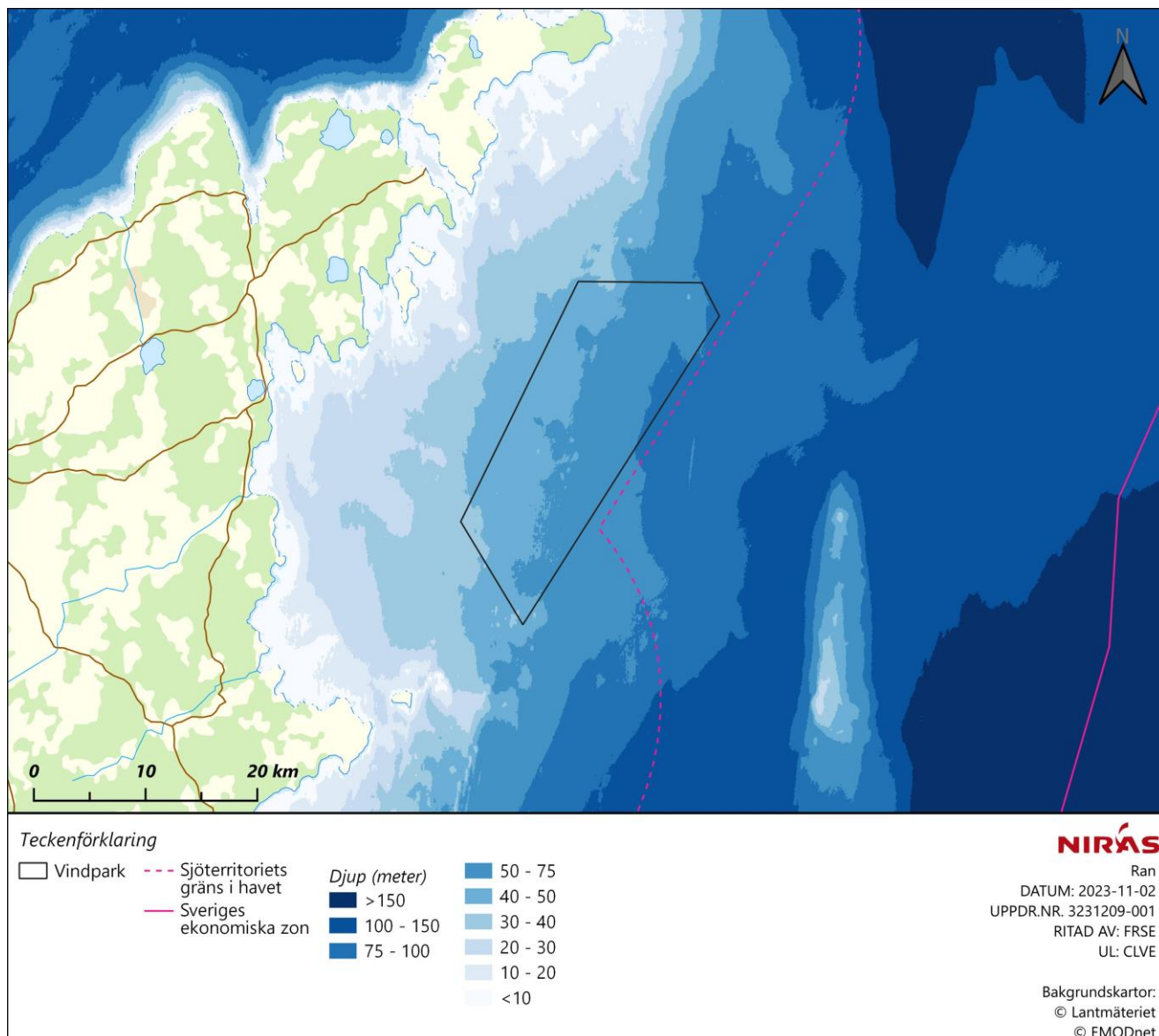
Tabell 2.2. Fältundersökningar med avseende på hydrografi, bottenflora och bottenfauna samt sedimentprover och dess omfattning under augusti 2022 samt juni och september 2023.

Metod	Antal stationer Augusti 2022	Antal stationer Juni 2023	Antal stationer September 2023
Hydrografi och siktdjup	3	14	12
Bottenhugg	1	15	-
Dropvideo	5	-	40
Sedimentprovtagning	-	14	-

3. Områdesbeskrivning

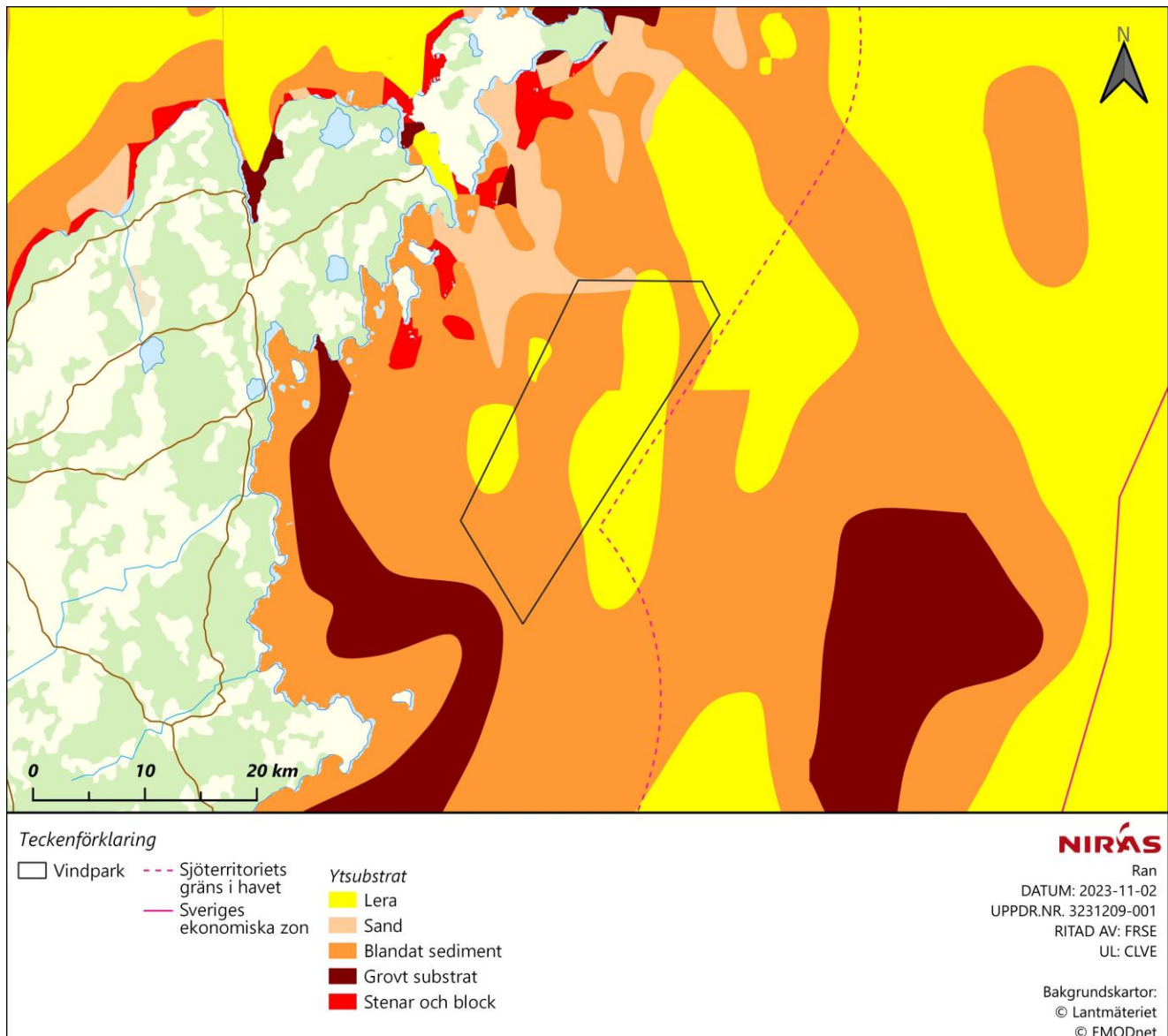
3.1 Djupförhållanden och geologi

Djupet inom vindpark Ran varierar mellan cirka 40 och 85 meter, med ett medeldjup omkring 54 meter. Den grundaste delen återfinns i områdets sydvästra hörn, närmast land. Djupet ökar sedan österut med ökat avstånd från land (Figur 3.1).



Figur 3.1. Djupförhållanden inom vindpark Ran.

Det dominerande ytsubstratet inom vindparken utgörs huvudsakligen av blandat sediment, tillsammans med mjukbottenområden. Lera återfinns i områdets centrala och norra delar, samt i några mindre områden i västra delen av parkområdet. I områdets nordvästra del återfinns även ett mindre område med sand (Figur 3.2).



Figur 3.2. Ytsubstrat inom vindpark Ran.

3.2 Hydrografi

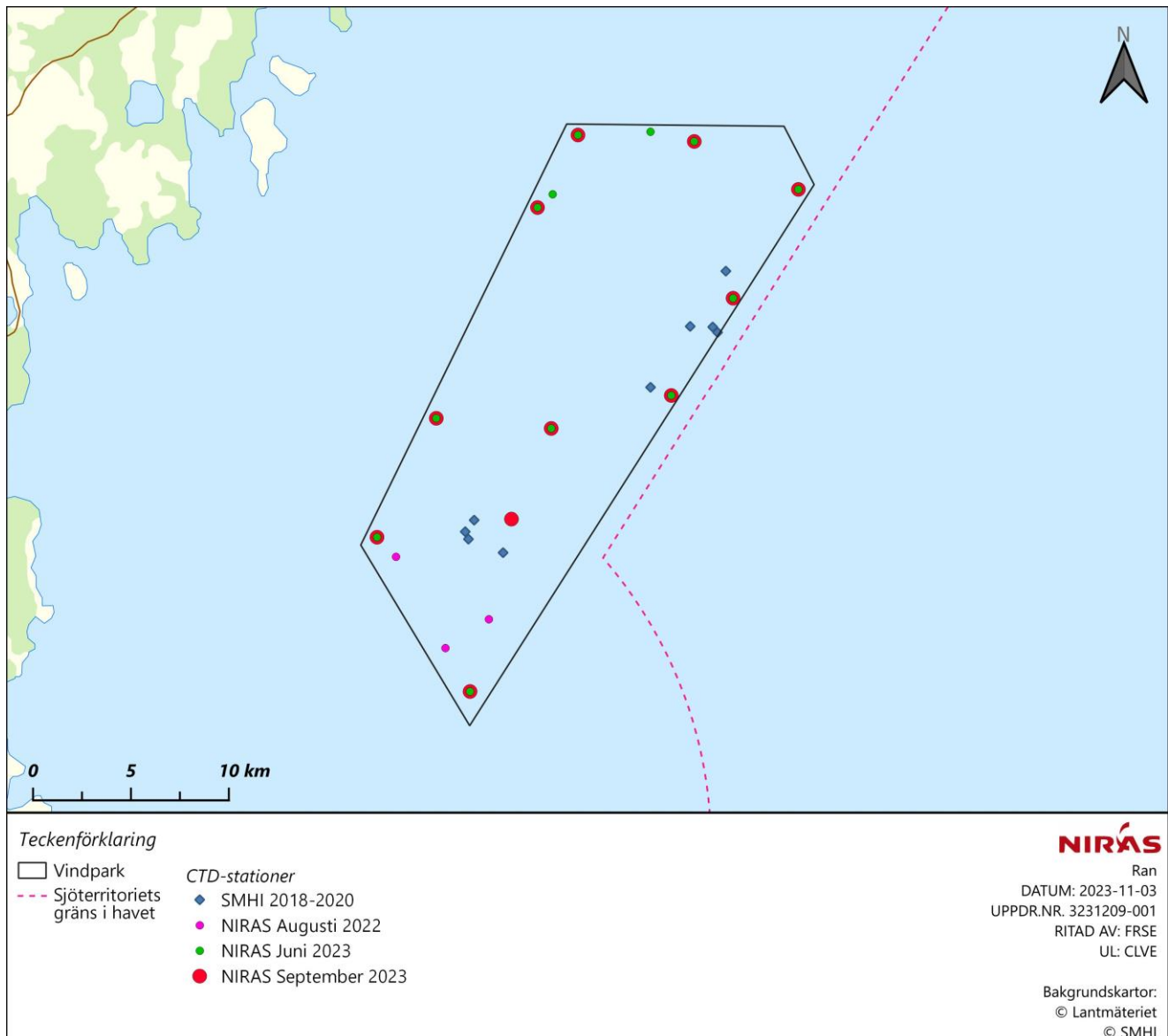
3.2.1 Egentliga Östersjön

Östersjön är ett brackvattenshav, vars hydrografi till stor del präglas av inflöden av saltare vatten från Skagerrak och Kattegatt samt färskvattentillförsel från åar och inlandsvattendrag. I Egentliga Östersjön finns ett mer eller mindre permanent saltsprångskikt (haloklin) på omkring 60–80 meters djup, men djupet kan variera lite mellan olika årstider och platser (Snoeijs-Leijonmalm och Andréén 2017). Haloklinen begränsar vertikalomblandningen i vattenpelaren, vilket i sin tur försvårar syretillförseln ner till djupvattnet. Under sommaren skapas även ett temperatursprångskikt (termoklin) som ytterligare försvårar nedblandning av syresatt vatten från ytan ner till de djupare lagren. Termoklinen ligger generellt på drygt 15–20 meter men kan variera mellan olika områden. Under hösten och vintern kyls vattnet i ytlagret ner, vilket leder till att termoklinen försvagas och vattenmassan blir mer omblandad ner till den permanenta haloklinen. Under haloklinen kan endast en liten del av det syre som förbrukas vid nedbrytning av organiskt material ersättas genom utbyte med vatten ovanför haloklinen (SMHI 2012).

Utbredning av syrefattiga (hypoxiska) och syrefria (anoxiska) bottenar är ett stort problem för Östersjöns ekosystem, då det påverkar många organismer i flera nivåer av näringsväven. Hypoxiska förhållanden infinner sig när syrehalten understiger 2 ml syre per liter vatten (SMHI 2021b). I Egentliga Östersjön är syrehalterna på botten som högst vid grunda utsjölokaler, men sjunker snabbt i de djupare områden på omkring 60–70 meters djup.

3.2.2 Vindpark Ran

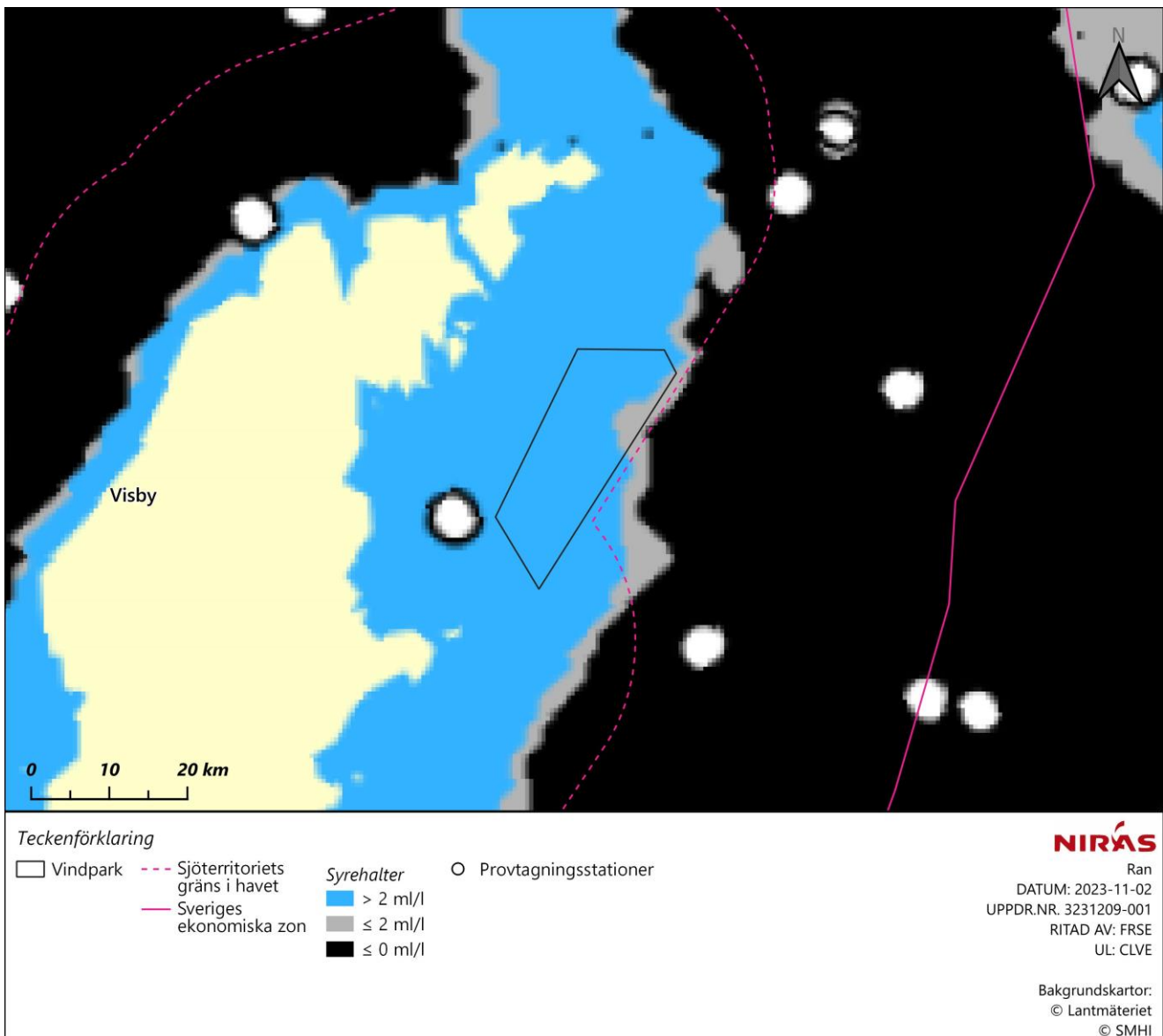
Eftersom vindpark Ran ligger förhållandevis nära land är områdets syreförhållanden inte lika påverkade av de sporadiska inflödena som andra djupområden i Östersjön. SMHI har gjort mätningar av salthalt, temperatur och syrehalt på flertalet lokaler inom vindpark Ran mellan 2018 och 2020 (Figur 3.3). I samband med dessa mätningar har salthalten legat omkring 7 PSU (Practical Salinity Unit) i ytan och varit relativt konstant ned till ett djup om cirka 30 meter. Därefter har salthalten ökat med ökat djup och nått upp till drygt 10 PSU vid de djupaste platserna omkring 70–80 meter. En haloklin (salthaltsprångskikt) har kunnat noteras vid de djupaste platserna inom parkområdet, omkring 60 meter. Temperaturen har visat en tydligare säsongsvariation, med lägre temperaturer under vinter och vår och högre temperaturer under sommar och höst. Under året har yttemperaturen varierat från cirka 2,5 °C upp till cirka 15 °C. En tydlig termoklin (temperatursprångskikt) har främst kunnat noteras under hösten, där temperaturen snabbt sjunkit på djup mellan 20 och 40 meter. Temperaturen i bottenvattnet har varit mer konstant under året och legat på omkring 4 °C. Syrehalten inom vindparken har varit relativt stabil omkring 7 ml/l från ytan ned till djup omkring 30 meter. Vid ett par stationer har syrehalten varit konstant ändå ned till cirka 60 meter. Därefter har syrehalten minskat kontinuerligt med ökat djup. Hypoxiska (syrefattiga, <2 ml/l) förhållanden har uppmätts i bottenvattnet, vid djup omkring 60–75 meter (SMHI Sharkweb 2023a).



Figur 3.3. Hydrografiska mätningar med CTD utförda av SMHI och NIRAS under perioden 2018–2023.

Under juni och augusti utförde NIRAS siktdjups- och CTD-mätningar (Conductivity, Temperature, Depth) inom vindpark Ran i syfte att studera områdets hydrografiska förhållanden (Figur 3.3). Resultaten från CTD-mätningarna under höst 2022 till vår och höst 2023 visar på liknande mönster som SMHI:s mätningar. Salthalten låg omkring 7 PSU ned till knappt 30 meter där salthalten ökade kontinuerligt med ökat djup till cirka 10 PSU vid 80 meters djup. Ingen tydlig haloklin kunde noteras under något av mättillfällena. Ytemperaturen var något högre vid mättillfällena 2022–2023, upp till 20 °C. Ytemperaturen höll sig konstant ned till termoklinen på cirka 15–20 meters djup. Vid termoklinen sjönk temperaturen drastiskt ned till cirka 4 °C och höll sig konstant ned till cirka 60 meter. I områden med djup större än 60 meter hade bottenvattnet en temperatur på cirka 6 °C. Goda syreförhållanden ned till cirka 50 meter kunde observeras, med halter omkring 7–8 ml/l. Nedan 50 meters djup började syrehalten att minska med ökat djup och vid cirka 60 meter noterades hypoxiska förhållanden. Vid två djupa stationer, var bottenvattnet anoxiskt (syrefritt, 0 ml/l) mellan 75 och 80 meter under september 2023. Båda dessa stationer var belägna i parkområdets östra del.

Vindpark Ran ligger på gränsen till de större djupområdena i Egentliga Östersjön och området utgörs huvudsakligen av syresatta bottenar. I samband med NIRAS fältundersökningar under 2022 och 2023 var majoriteten av stationerna syresatta. Det är främst i de djupare delarna av parkområdet som syrehalten minskar och hypoxiska eller anoxiska förhållanden råder. Efter SMHI:s utsjöexpedition kunde det konstateras att den generella syresituationen i Östersjön är fortsatt allvarlig, med stora utbredningsområden med anoxi. Enligt SMHI:s modelleringar över syrehalter i Östersjön är större delen av vindparken väl syresatta (Figur 3.4). Det är endast i mindre områden i parkområdets östra del som hypoxiska förhållanden kan förväntas, vilket också stämmer relativt bra överens med de CTD-mätningar som gjorts inom området.



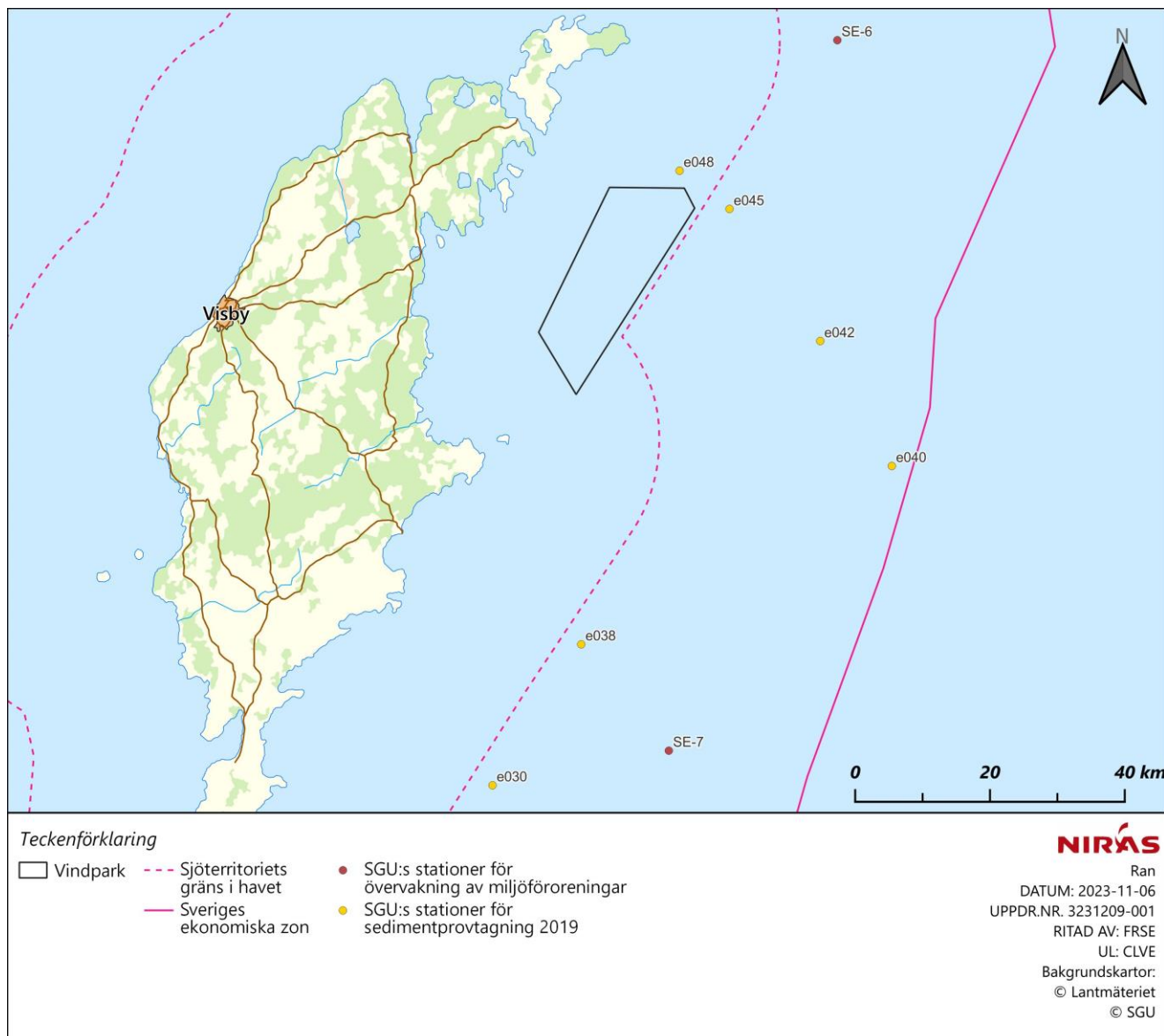
Figur 3.4. Utbredning av syrerika (blåa), syrefattiga (gråa) och syrefria (svarta) områden inom och omkring vindpark Ran under hösten 2022. Bakgrundskartorna är från SMHI:s karta över syreförhållandena i Östersjön (SMHI 2023).

Utifrån undersökningar inom vindparken varierar siktdjupet från omkring 4 meter till cirka 8,5 meter, med ett genomsnittligt siktdjup på omkring 6,5 meter (Bilaga B.2). Det innebär att den fotiska zonen (dit solljuset når) sträcker sig ned till cirka 23 meter i genomsnitt, med en variation mellan 14 och cirka 30 meter (Lee m.fl. 2018).

3.3 Metaller, organiska föreningar och näringsämnen i sedimentet

3.3.1 Metaller och organiska föreningar

Samtliga sediment i utsjön omkring Sverige innehåller miljöföroreningar, men med varierande halter. Miljöföroreningar förekommer generellt endast i den översta metern av sedimentet, eftersom de ofta härstammar från industrier, från början av 1900-talet som tidigast. Halter av metaller, näringsämnen och organiska föreningar i sediment har provtagits vid fyra tillfällen (2003, 2008, 2014 och 2020/2021) av SGU på 16 olika lokaler i svenska havsområden inom ramen för den nationella miljöövervakningen (SGU 2022). Två av dessa provtagningsstationer är belägna i närområdet för vindpark Ran, men inom den ekonomiska zonen (Figur 3.5). Station SE-6 är belägen cirka 32 km nordost om vindparken medan SE-7 är belägen cirka 55 km sydost om vindparken. Syftet med undersökningarna är att analysera och övervaka förekomster av miljöföroreningar i ytsedimenten (0–1 cm) i utsjön längs Sveriges kust. SGU har även provtagit ytsediment (0–2 cm) avseende grundämnen, näringsämnen och organiska föreningar under 2019 på sex stationer öster om Gotland, varav två är belägna precis norr om vindparken (Figur 3.5). Under juni 2023 utförde även NIRAS sedimentprovtagningar inom vindpark Ran för att analysera halter av metaller och organiska föreningar. Sedimentprovtagningar gjordes på 14 stationer på djup mellan 40 och 80 meter (Bilaga B.2).



Figur 3.5. Lokalisering av SGU:s stationer för övervakning av miljöföroreningar samt provtagning avseende grundämnen, näringsämnen och organiska föreningar under 2019.

Samtliga provtagningsstationer inom den nationella miljöövervakningen utgörs av djupa ackumulationsbottnar. Djupet vid stationerna belägna inom närområdet för vindparken var 173–195 meter och sedimentet bestod av postglacial lera. Egentliga Östersjön är det område längs Sveriges kust som har högst andel av organiskt kol (TOC) i sedimenten. Då många organiska föreningar binder till organiskt kol kan halter av föroreningar korreleras med halter av TOC (SGU 2019). Ackumulationshastigheterna, dvs. den hastighet som sediment ackumulerar på botten, skiljer sig mellan de två stationerna i närheten av vindparken. Station SE-7 har en av de lägsta ackumulationshastigheterna av samtliga provtagningsstationer i svenska havsområden, där 1 cm av sediment motsvarar cirka 13 år medan station SE-6 har en betydligt högre ackumulationshastighet där 1 cm motsvarar cirka 1,1 år. En lägre ackumulationshastighet innebär att sediment reagerar långsammare på förändringar i miljön, jämfört med lokaler med en högre ackumulationshastighet. De undersökta stationerna under 2019 var på djup mellan 72 och 210 meter, där samtliga stationer hade en hög andel av TOC och bestod av postglacial lera (SGU 2020, 2023).

För att utvärdera halterna av miljöföroreningar i sedimenten kan olika bedömningsgrunder användas för att jämföra halter av metaller och organiska föreningar i sediment. Vanligtvis bedöms föroreningsgrad med hjälp av Naturvårdsverkets bedömningsmatris för organiska miljögifter och metaller i marina sediment. Matrisen är uppdelad i fem klasser, från klass 1 (mycket låg halt) till klass 5 (mycket hög halt), och utgörs av statistiska jämförelser med bakgrundshalter (SGU 2017). Effektbaserade riktvärden från Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25)¹ är vägledande för miljöstörande ämnens påverkan på levande organismer, och finns redovisade för vissa prioriterade ämnen (antracen, fluoranten, tribytultenn (TBT), kadmium, bly). I samma föreskrifter finns även bedömningsgrunder för koppar. Samtliga av dessa värden ska normaliseras till 5 % TOC.

Resultat från provtagningarna i samband med den nationella miljöövervakningen på stationerna SE-6 och SE-7 under 2003–2014 visade på höga halter av TBT som överskred det effektbaserade riktvärdet (1,6 µg/kg torrsvikt) för halter i sediment som redovisas i HVMFS 2019:25. Halterna av TBT vid provtagning under 2020/2021 var dock betydligt lägre än tidigare provtagningar och låg omkring riktvärdet vid station SE-6 men överskred riktvärdet vid SE-7. Koppar överskred även dess bedömningsgrund under 2008 och 2014, men inte vid den senaste provtagningen 2020/2021. Övriga ämnen med riktvärden enligt HVMFS 2019:25 (antracen, fluoranten, bly, kadmium) låg under sina respektive riktvärde vid samtliga provtagningstillfällen vid båda stationerna.

Den generella trenden för miljöföroreningar i yt-sedimenten vid station SE-6 och SE-7 är att halterna minskar. Under 2003 och 2008 var halterna av DDT:er höga (klass 4–klass 5), vilka hade minskat vid provtagningarna under både 2014 och 2020/2021. Även halter av klordaner och TBT var tidigare höga men har minskat med åren. Provtagningarna under 2020/2021 visar på tydliga minskningar av halterna av TBT.

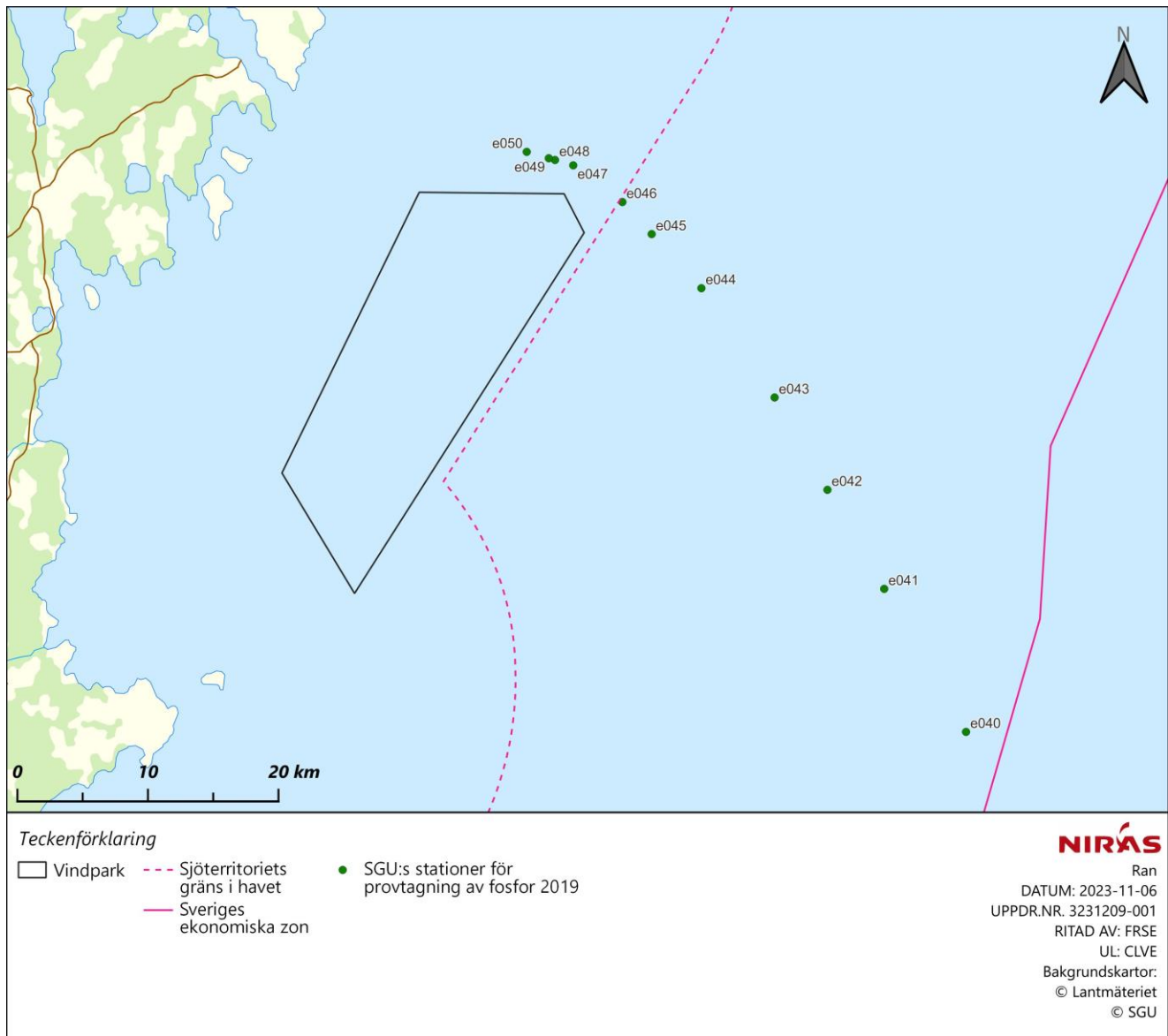
Resultat från provtagningarna som gjordes under 2019 visade på liknande resultat som från den nationella miljöövervakningen. De högsta halterna generellt noterades i de två stationerna längst ut från kusten; e040 och e042 (Figur 3.5) och de lägsta halterna vid stationen närmast kusten (e048), vilket också var den stationen som hade lägst halter av TOC. Av de två stationerna närmast vindparken har högre halter noterats vid e045, där bland annat riktvärdet för TBT överskreds. Riktvärdet för kadmium eller bedömningsgrunden för koppar överskreds dock inte på någon av stationerna.

Resultat från NIRAS provtagningar visade på att samtliga halter av metaller låg under sina respektive effektbaserade gränsvärden enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999), men varierade mellan mycket låga (klass 1) till höga halter (klass 4). Avseende organiska föreningar uppmättes halter mellan mycket låga (klass 1) och höga halter (klass 4) inom vindparken. Vid två stationer, lokaliserade vid den nordöstra gränsen av parkområdet på cirka 80 meters djup, överskred TBT det effektbaserade riktvärdet. Eftersom bottensubstratet inom vindparken domineras av blandat substrat förväntas de högre halterna av miljöföroreningar främst förekomma i de djupare delarna med finare substrat, och inte särskilt utbrett inom vindparken.

3.3.2 Näringsämnen

Övergödning är ett av Östersjöns största problem och är en stor bidragande anledning till de dåliga syreförhållandena i Östersjön. Övergödningen orsakas av att en stor mängd näringsämnen tillförs till Östersjön, däribland fosfor, som återfinns bundet i stora mängder i sedimenten. Under 2019 provtog SGU sediment med avseende på bland annat fosfor på flera stationer omkring Gotland, varav sex stationer ligger inom ett avstånd på 5 km till vindparken (Figur 3.6).

¹ HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.



Figur 3.6. Lokalisering av SGU:s stationer för provtagning avseende bland annat fosfor under 2019.

Enligt SGU:s undersökningar är halterna av fosfor i ytsediment som högst vid syrefria förhållanden och som lägst vid syresatta förhållanden, vilket innebär generellt högre fosforhalter i sediment utanför parkområdet. Mängden totalfosfor per ytenhet är dock högre på syresatta lokaler, på grund av till exempel höga halter av organiskt material i utsjösediment. Det innebär att lokalerna närmast, norr om vindpark Ran, har en högre fosforhalt per ytenhet jämfört med lokaler längre ut. Vidare är halterna av fosfor som högst vid sedimentytan och minskar nedåt i sedimenten (SGU 2020).

3.4 Bottenfauna och bottenflora

3.4.1 Bottenfauna

Eftersom Östersjön är ett brackvattenshav med relativt låg salthalt är artrikedomen relativt låg. Den bräckta vattenmassan med den varierande salthalten utgör en stressfaktor för både marina och sötvattensarter, vilket leder till att färre arter är anpassade för att leva i dessa områden. Som Zettler m.fl. (2014) har rapporterat minskar artrikedomen med minskad salthalt som ett resultat av att färre marina arter kan leva i dessa områden. Faunans

atrikedom, dess utbredning och förekomst beror även till stor del på bottensubstrat och djup. Eftersom parkområdet utgörs av både blandat och finare ytsubstrat förväntas faunan vara varierad inom området.

Djur som lever ovanpå havsbotten (epifauna) förekommer främst i områden med grövre bottensubstrat. I stora delar av vindparken består bottensubstratet av blandat sediment, vilket kan inkludera både finare och grövre kornstorlekar, där epifauna kan förväntas förekomma, men i olika grad beroende på fördelningen mellan fint och grovt substrat. I de mindre områdena med lera och fin sand förväntas faunan i stället utgöras av infauna (djur som lever nedgrävda i sedimenten). Inom vindparken är tidigare, befintliga data sparsam, då bottenfaunaundersökningar främst har gjorts utanför parkområdet. Från år 2000 har flertalet provtagningar gjorts söder och väster om vindparken, i områden med liknande förhållanden gällande bottensubstrat och djup som inom vindparken (SMHI Sharkweb 2023b, ICES 2023). Därmed kan liknande fauna som noterats i dessa undersökningar även förväntas förekomma inom vindparken.

Vid tre tillfällen under 2022 och 2023 genomförde NIRAS bottenundersökningar inom vindpark Ran, i syfte att erhålla information om områdets bentiska miljö. Videoundersökningar, för att kartera områdets epifauna och eventuell vegetation gjordes på totalt 45 stationer, medan bottenhugg, för att kartera områdets infauna, gjordes på totalt 15 stationer. Enligt insamlad data dominerar området av infauna, där östersjömussla (*Macoma balthica*), vitmärla (*Monoporeia affinis*) och märkräftan *Pontoporeia femorata* var de vanligast förekommande arterna. Övriga taxa av infauna som också noterades var kammkräftan *Diastylis rathkei*, märkräftor av släktet *Gammarus* spp., hissfjällmask (*Bylgides sarsi*), rygghuvudsmasken *Pygospio elegans*, korvmask (*Halicryptus spinulosus*) och slemmaskar (Nemertea). Östersjömussla dominerade den totala biomassan i området, med cirka 55 %.

Epifauna har en mer begränsad utbredning inom vindparken, vilket till stor del kopplas till en begränsad utbredning av grövre ytsubstrat, vilket endast dominerade på fem av 45 undersökta stationer i samband med NIRAS bottenundersökningar (Bilaga B.2). Totalt noterades fyra taxa av epifauna; blåmussla (*Mytilus edulis*), hydroider (Hydrozoa), pungräkor (Mysidae) samt skorv (*Saduria entomon*). Blåmusslor har ett högt naturvärde då de bidrar till flera ekosystemtjänster, däribland bidragande till ökad vattenkvalitet till följd av omfattande filtrering samt att de utgör föda åt andra arter. Arten noterades på flertalet lokaler, främst i områdets grundare, västra del. Vid tre stationer återfanns blåmusselbankar, dvs. områden med en täckningsgrad av blåmusslor överstigande 10 %. Musselbankar utgör biogena rev, vilket är en Natura 2000-naturtyp (kod 1171) om de har en täckningsgrad som överstiger 10 %, och har ett särskilt naturvärde (Naturvårdsverket 2011, 2014). Stationerna med blåmusselbankar var belägna på djup mellan 40 och 45 meter och hade en dominans av hydroider. Hydroider är filtrerande nässeldjur som också kan bidra till en förbättrad vattenkvalitet. På ett antal provtagningslokaler utanför parkområdet har kolonier av mossdjuret *Electra* noterats på stenar (SMHI Sharkweb 2023b, ICES 2023), vilket även skulle kunna förekomma inom vindparken i områden med grövre substrat.

Enligt en sammanställning av Karlson m.fl. (2002) har det skett ett skifte gällande dominerande arter i Egentliga Östersjön, där en artsammansättning av hissfjällmask, östersjömussla och märkräftan *Pontoporeia femorata* har ersatt en dominans av rygghuvudsmasken *Scoloplos armiger*. Modelleringar av artsamhällets abundans (individtäthet) och biomassa har gjorts för Östersjön, vilket baserats på en stor mängd befintliga data i hela Östersjön (Gogina m.fl. 2016). Enligt Gogina m.fl. (2016) dominerar abundansen inom vindpark Ran av vitmärla, havsborstmasksläktet *Marenzelleria* spp. och östersjömussla medan biomassan domineras av skorv, östersjömussla, vitmärla, korvmask och märkräftan *Pontoporeia femorata*. Samtliga av dessa arter är vanliga i stora delar av Östersjön. Enligt modelleringarna av Gogina m.fl. (2016) täcker dessa artsamhällen, både gällande abundans och biomassa, större delen av Östersjön. Ingen av ovan nämnda arter är upptagna på den nationella rödlistan (SLU Artdatabanken 2020) eller HELCOM:s rödlista (HELCOM 2013a). Studierna stämmer väl överens med undersökningarna som är gjorda inom vindparken.

Lägre syrehalter i bottenvattnet är dock något som kan påverka utbredningen av bottenfauna och dess artdiversitet då syrefattiga och helt syrefria förhållanden kan leda till förändringar i beteende och fysiologi, och slutligen till död (Diaz & Rosenberg 2008). I samband med undersökningar för anläggandet av Nord Stream 2 noterades ett samband mellan artdiversitet och syrehalter. I områden med syrgashalter högre än 4 mg/l observerades mellan 6 och 10 arter, medan 0–3 arter observerades när syrgashalterna understeg 4 mg/l (DHI 2016). Återkommande perioder av syrefattiga eller syrefria förhållanden vid botten inom vindparken kan också påverka bottenfaunans negativt genom sämre motståndskraft och tolerans för kommande syrefattiga perioder (Villnäs m.fl. 2013) samtidigt som det kan ta flera år för samhällen att återhämta sig efter en period av syrefria förhållanden (Norkko m.fl. 2013). På två stationer inom vindparken, på djup mellan 75 och 80 meter, noterades avsaknad av fauna. Sedimentet vid dessa stationer hade även en lukt av svavel, vilket indikerar låga syrehalter.

I samband med NIRAS undersökningar under 2023 noterades en utbredning av *Beggiatoa*, som är en bakterie som förekommer på botten med låga syrehalter. Vid brist på syre bildas vita lager på sedimentets yta som tydligt kan noteras i videoundersökningar. *Beggiatoa* noterades på botten mellan cirka 58 och 68 meters djup, med en täckningsgrad från 2 till 73 %. Förekomst av *Beggiatoa* noterades också strax norr om vindparken i samband med SGU:s undersökningar avseende fosforhalter under 2019 (SGU 2020).

Sammanfattningsvis återfinns de högsta naturvärdena i de grundare delarna i vindparkens västra del, främst kopplat till förekomsten av blåmusselbankar.

3.4.2 Bottenflora

Till följd av det stora djupet inom vindpark Ran, med ett minimidjup på cirka 40 meter, samt ett blandsubstrat med inslag av lera och fin sand, förväntas ingen större utbredning av bottenflora förekomma. Enligt undersökningar som gjorts inom området har ingen bottenflora noterats. På Klints bank, cirka 25 km från vindparken, har skorpalgssläktet stenhinnor (*Hildenbrandia* spp.) noterats ned till cirka 46 meter på hårbotten (Länsstyrelsen i Gotlands län 2018). Därmed skulle stenhinnor även kunna förekomma inom begränsade ytor inom vindparken, om de rätta djupförhållandena faller samman med rätt ytsubstrat. Stenhinnors utbredning inom vindpark Ran förväntas inte vara av betydelse för släktets populationer i Östersjön.

3.4.3 Habitat- och biotopklassificeringar

Som beskrivits ovan förekommer biogena rev i form av blåmusselbankar inom vindpark Ran, vilket är en undertyp till Natura 2000-naturtypen rev (1170). Naturtypen rev, med definition av en täckningsgrad överstigande 50 % av hårbotten, har noterats på ytterligare fyra stationer inom djupintervallet 38–49 meter. I den senaste rapporteringen om arten och naturtypens bevarandestatus till EU har den samlade bedömningen av bevarandestatus för naturtypen rev (kod 1170) i Östersjön försämrats, vilket delvis förklaras av en ökad internbelastning av fosfor (Naturvårdsverket 2020).

Utöver Natura 2000-naturtyper förekommer även ett antal HELCOM HUB-biotoper inom vindparken. De dominerande biotoperna är "Aerotiskt lerigt sediment karaktäriserat av makroskopisk infauna" (AB.H3) och "Aerotiskt lerigt sediment karaktäriserat av avsaknad av makroskopisk fauna" (AB.H4), följt av "Aerotiskt lerigt sediment karaktäriserat av sparsamt epibentiskt makrosamhälle" (AB.H2T). Vidare återfinns två biotoper som karaktäriseras av östersjömussla; "Aerotiskt lerigt sediment dominerat av östersjömussla (*Macoma balthica*)" (AB.H3L1), tillsammans med "Aerotiskt sandbotten dominerat av östersjömussla (*Macoma balthica*)" (AB.J3L1). I samband med NIRAS undersökningar klassificerades även en station som den rödlistade biotopen "Aerotiskt lerigt sediment dominerat av *Monoporeia affinis* och/eller *Pontoporeia femorata*" (AB.H3N1) (HELCOM 2013b). Biotopen är klassad som *Nära hotad* (NT) och hotas av ökad syrebrist på botten samt spridning av havsborstmasksläktet *Marenzelleria* spp. som kan utkonkurrera de dominerande märkräftorna (HELCOM 2013c).

4. Påverkan på bottenmiljön

I det här kapitlet redovisas bedömningar av bottenmiljöns känslighet och påverkans storlek och omfattning för potentiella störningar i samband med vindparkens anläggningsfas (avsnitt 4.2), driftsfas (avsnitt 4.3) och avvecklingsfas (avsnitt 4.4). I anläggningsfasen inkluderas även de förberedande anläggningsundersökningarna.

Eftersom rödalgssläktet stenhinnor är den typ av bottenflora som med störst sannolikhet bedöms kunna förekomma inom vindparken, utgår samtliga bedömningar avseende bottenflora utifrån stenhinnors känslighet. Flera arter av bottenfauna har noterats inom vindparken, där beskrivningarna fokuserar på de arter med högst förekomst samt de som anses vara känsligast för respektive påverkansfaktor eller inneha högre naturvärden. Därefter görs sammantagna bedömningar för samtlig bottenfauna inom vindparken.

4.1 Påverkansfaktorer

De bedömda påverkansfaktorerna för respektive fas redovisas i Tabell 4.1. Urvalet av bedömda påverkansfaktorer är baserat på inkomna yttranden i samband med samråd, tillsammans med utredarnas egna bedömningar.

Tabell 4.1. Påverkansfaktorer under vindparkens anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas som bedöms med avseende på områdets bottenfauna och bottenflora.

Påverkansfaktor	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Fysisk påverkan på havsbotten	X		X
Sedimentspridning	X		X
Spridning av organiska föreningar, metaller och näringsämnen	X		X
Främmande arter	X	X	X
Substratförändringar		X	X
Elektromagnetiska fält		X	
Skuggning		X	
Hydrografiska förändringar		X	

4.2 Anläggningsfas

4.2.1 Fysisk påverkan på havsbotten

Fysisk påverkan på botten sker främst vid installation av fundament och kablar i vindparken vilket kan påverka den befintliga bottenfloran och bottenfaunan dels genom direkt skada eller död, dels att habitat försvinner temporärt eller permanent. Bottensubstratet inom vindpark Ran domineras av blandat substrat med inslag av lera och fin sand. Tillskottet av material i samband med installation av fundament, erosionsskydd och kablar är därmed främst av ny karaktär jämfört med det nuvarande, existerande bottensubstratet. I samband med anläggningsundersökningar, så som geotekniska undersökningar, kan även en viss fysisk påverkan på havsbotten uppstå. Påverkan från de geotekniska undersökningarna bedöms dock vara högst begränsade, då fysisk påverkan på havsbotten endast uppkommer på små ytor. Vid CPT-undersökningar (Cone Penetration Test) påverkas ytor om cirka 10–15 cm² vid respektive provtagningspunkt. Vid användning av en vibrocorer påverkas ytor med en basdiameter på cirka 3,2–4,7 meter av stålkonstruktionen som ställs på botten, medan den bottenpenetrerande delen endast påverkar en yta om cirka 100–115 cm² vid respektive provtagningspunkt.

För att bedöma den fysiska påverkan på havsbotten har bottenanspråk beräknats i ett worst case-scenario. Det största bottenanspråket tas vid anläggning av 121 fackverksfundament och fyra plattformar (fackverk), inklusive erosionsskydd, tillsammans med nedläggning av ett 392,4 km långt internkabelnät. Sammantaget kommer en yta på cirka 6,3 km² att påverkas fysiskt, vilket motsvarar cirka 1,93 % av vindparkens totala yta. Av den totala påverkade ytan kommer endast cirka 1,79 km² utsättas för en permanent fysisk påverkan, till följd av fundament, erosionsskydd, plattformar och internkablar, vilket motsvarar cirka 0,55 % av vindparkens yta. Vid anläggning av fundament och internkabelnätet uppstår en temporär fysisk påverkan, vilket beräknas uppta en yta om cirka 4,5 km², motsvarande 1,39 % av vindparkens totala yta.

Bottenfloran och bottenfaunan kommer att direkt påverkas där fundament och kablar anläggs. Bottenflora som skulle kunna förekomma inom vindpark Ran utgörs främst av rödalgsläktet stenhinnor, vilka är vanliga i stora delar av Östersjön. Vidare är arter av stenhinnor som finns i svenska vatten varken rödlistade eller hotade (SLU Artdatabanken 2020). Stenhinnor har visat sig ha en god förmåga att återetablera sig (Peckol & Searles 1983). Tidigare studier av effekter vid anläggning av havsbaserade vindparker har visat sig ha en temporär påverkan på bottenflora och att återkolonisation kunnat ske igen inom några år (Malm 2005, Vanagt & Faase 2014). I samband med studier i närområdet för vindparken har stenhinnor noterats ned till djup om cirka 46 meter. Enligt djupinformation från EMODnet och substratsdata från SGU kan stenhinnor potentiellt återfinnas på uppskattningsvis 18 % av parkområdets totala yta.

I de områden inom vindparken där bottenflora förekommer och fundament och kablar anläggs kommer bottenfloran att påverkas direkt. För att sammantaget bedöma bottenfloras känslighet ingår även bland annat mottagarens status, betydelse för området och anpassningsbarhet. Mot bakgrund av att eventuell förekommande bottenflora som mest har en sparsam utbredning inom området, samt att släktet av bottenflora är mycket vanlig i stora delar av Östersjön och har en god återetableringsförmåga, bedöms dess känslighet som liten.

Bottenfaunan har en större utbredning inom vindpark Ran, jämfört med bottenfloran, samt ett högre naturvärde. Det högre naturvärdet beror främst på förekomsten av blåmusselbankar, till följd av dess ekosystemtjänster samt betydelse som habitat och föda för andra arter. Individuer av blåmusslor förekommer i stora delar av Östersjön, medan blåmusselbankar med en täckningsgrad >10 % har en mer sparsam utbredning. I utsjöområden förekommer de främst på utsjöbankar, till exempel på bankarna inom Natura 2000-området Hoburgs bank och Midsjöbankarna, söder om Gotland (Naturvårdsverket 2006, Kågesten m.fl. 2020). Inom vindparken är utbredningen av blåmusslor begränsad, där arten främst noterats i parkområdets västra delar. Övrig bottenfauna som noterats inom vindparken eller förväntas förekomma är vanlig i stora delar av Östersjön och bedöms därmed inte ha ett lika högt naturvärde.

Sammantaget bedöms bottenfaunans känslighet som måttlig, med bakgrund av blåmusselbankarnas höga naturvärden men begränsade utbredning inom vindpark Ran tillsammans med den övriga bottenfaunans lägre naturvärden. Då endast mycket små ytor kommer att påverkas i förhållande till parkområdets totala yta bedöms påverkans storlek och omfattning som obetydlig. Områden utanför vindpark Ran bedöms kunna hysa en liknande fauna, däribland områden med blåmusslor och blåmusselbankar, varför en påverkan inom vindparken inte anses som betydande för bottenfaunan.

4.2.2 Suspenderat sediment och sedimentation

Olika verksamheter under anläggningsfasen som berör havsbotten orsakar grumling, där grumlingens omfattning också beror på verksamheters teknik och tillvägagångssätt. Hur bottenflora och bottenfauna påverkas varierar stort och styrs i stor utsträckning av respektive organisms känslighet och levnadssätt, samt hur omfattande grumlingen är i tid och rum. Omfattningen styrs i sin tur av bland annat partikelstorlekar, typ av bottensediment och undervattensströmmar. Finkorniga sedimentpartiklar svävar exempelvis fritt i vattenmassan längre än vad

grövre partiklar gör. Grumlingen blir normalt sett mer utspädd i exponerade havsområden med hög vattenomsättning jämfört med områden med låg strömhastighet och låg vattenomsättning (Bergström m.fl. 2012). En påverkan på bottenflora och bottenfauna kan även uppstå i samband med den efterföljande sedimentationen, vilket kan leda till kvävning, igentäppning av filtreringsmekanismer eller försämrade fotosyntes. Känsligheten för sedimentering och grumling varierar mellan arter, där mjukbottenarter generellt är mer tåliga för grumling än många hårbottenarter, eftersom grumling förekommer i större utsträckning naturligt på mjukbotten (Bergström m.fl. 2012).

Förhöjda halter av suspenderat sediment försämrar ljusförhållandena i vattnet, vilket kan hämma bottenfloras fotosyntetisering. Det skulle i sin tur kunna leda till en negativ påverkan på tillväxt och överlevnad (Lyngby & Mortensen 1996, Larson & Sundbäck 2012). Bottenflora kan också påverkas negativt om den efterföljande sedimentationen leder till övertäckning. Dels genom att individer kan skadas under tyngden av det sederterade materialet, dels genom att övertäckningen försämrar vegetationens förmåga till att fotosyntetisera. I samband med experiment har stenhinnor visat på en god överlevnad vid reducerad ljusstillgång, trots en minskad tillväxt (Dethier & Steneck 2001, Underwood 2006). Dethier & Steneck (2001) visade på att tillväxten för stenhinnearten *Hildenbrandia occidentalis* endast minskade något efter att ha varit delvis övertäckt av ett opakt material i ett år. Vidare visade Underwood (2006) genom liknande experiment på en god överlevnad vid skuggning eller en motsvarande övertäckning. Dethier & Steneck (2001) diskuterade i sin studie att den goda överlevnaden skulle kunna bero på arternas långsamma tillväxthastighet eller deras låga metaboliska behov. Till följd av att stenhinnor visat på en god överlevnad, samt att arten förekommer som mest i en begränsad omfattning och är vanlig i stora delar av Östersjön bedöms bottenfloras känslighet för suspenderat sediment och sedimentation som liten.

Avseende bottenfauna är mobila arter som har möjlighet att förflytta sig från påverkade områden, eller organismer som lever nedgrävda i sedimentet, generellt mer toleranta än fastsittande eller mindre rörliga djur som lever ovanpå sedimentet. Blåmusslor är fastsittande epifauna och är filtrerare som kan påverkas negativt av förhöjda halter av suspenderat sediment eftersom deras filtreringsmekanism kan täppas igen. Arten kan dock ofta förekomma i grumliga miljöer och har bedömts som tolerant av Tyler-Walters (2008) i grumlingshalter om 100 mg/l upp till en månad. Vidare visade en studie av McFarland & Peddicord (1980) på en god tolerans för förhöjda halter av suspenderat sediment hos blåmusslor. Vid grumlingshalter på 100 000 mg/l under 11 dygn var dödligheten endast 10 % hos vuxna individer. Mindre individer hade en dödlighet på 10 % efter 5 dygn vid samma grumlingshalt, vilket också visar på en god tolerans. Blåmusslors känslighet till förhöjda halter av suspenderat sediment bedöms därmed som liten.

Pungräkor, som förekommer inom vindpark Ran, anses vara mer känsliga för ökade grumlingshalter än till exempel blåmusslor, särskilt under en längre tid. I en litteratursammanställning av Wilber & Clarke (2001) presenterades en studie av Nimmo m.fl. (1982) som visade på en dödlighet på 40 % vid exponering av en grumlingshalt på 230 mg/l under 28 dagar samt en dödlighet på 60–80 % vid exponering av över 1000 mg/l under 28 dagar. Inga effekter kunde dock noteras vid en kortare exponeringstid (fyra dagar) med samma grumlingshalter. Pungräkor är, till skillnad från blåmusslor, mobila djur som kan röra sig ifrån områden med tillfälligt höga grumlingshalter. Därför bedöms även pungräkors känslighet för förhöjda halter av suspenderat sediment som liten.

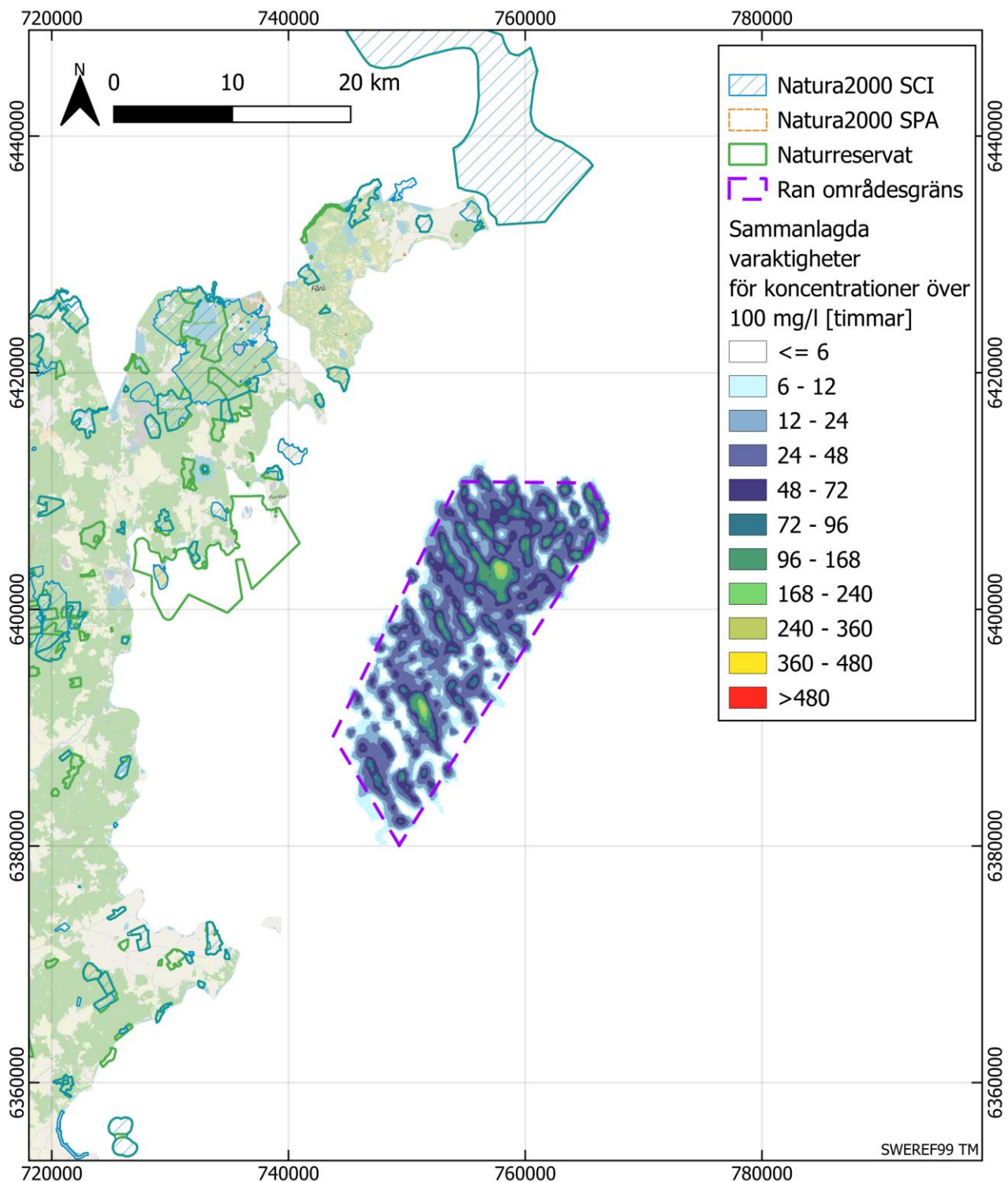
Bottenfaunans känslighet mot förhöjda halter av suspenderat sediment kan skilja sig åt mot den efterföljande sedimentationen. Blåmusslor har exempelvis visat sig, trots sin tolerans för höga grumlingshalter, vara mindre toleranta för övertäckning. I en studie av Hutchison m.fl. (2016) undersöktes dödligheten hos blåmusslor under experimentella former genom att täckas över av sediment av olika kornstorlekar vid olika nedgrävningdjup (20, 50 och 70 mm). Resultaten visade att dödligheten ökade med tiden, med en dödlighet på 4 % efter två dagar till en dödlighet på 44 % efter 32 dagar, där mortaliteten var oförändrad mellan de olika nedgrävningdjupen.

Finkornigt sediment orsakade högre dödlighet vilket bland annat kunde förklaras av att fler musslor lyckades gräva sig upp ur grovkornigt sediment vid grunda nedgrävningsdjup. Litteraturen visar dock att skillnaden i tolerans mellan arter och organismgrupper är väldigt stor. Till exempel visade Powilleit m.fl. (2009) att östersjömussla och sandmussla (*Mya* spp.) är betydligt mer toleranta än blåmusslan och klarade övertäckning av upp till omkring 400 mm sediment. Sammantaget bedöms bottenfaunans känslighet som helhet för både förhöjda halter av suspenderat sediment och den efterföljande sedimentationen som liten.

I samband med anläggning av fundament, plattformar, erosionsskydd och internkabelnät uppkommer en viss sedimentspridning. Beroende på var sedimentet släpps ut uppkommer olika koncentrationer och mängder inom och utanför parkområdet. Vid utsläpp av sediment vid botten uppkommer en mindre utspädning i vattenkolumnen, vilket leder till att sedimentspridningen blir mer rumsligt begränsad. Det innebär att en större mängd sediment uppkommer inom ett mindre område, vilket också medför att en mindre mängd sediment sprider sig utanför vindparken och till områden närmare kusten. För att minimera påverkan på kustområdena kommer sedimentet att släppas ut vid botten inom vindpark Ran, varför det är det alternativet som kommer att fortsatt beskrivas och bedömas i rapporten.

För att kunna bedöma sedimentspridningens storlek och omfattning samt dess påverkan på bottenmiljön har DHI utfört sedimentspridningsmodelleringar (Bilaga B.4). Vid utsläpp av sediment vid botten kommer den maximala koncentrationen av suspenderat sediment att uppkomma i närområdena där fundament och kablar anläggs, med koncentrationer som vid något tillfälle kan gå upp till 2 500 mg/l. Koncentrationer om 10 mg/l täcker hela parkområdet med varierande varaktigheter och sprider sig något utanför parkområdet, men endast i låga varaktigheter. Den största varaktigheten inom parkområdet uppgår till över 20 dagar i mitten av norra delen av parkområdet och täcker en yta på cirka 17 km², motsvarande cirka 5 % av parkområdets totala yta. Generellt uppkommer grumlingshalter om 10 mg/l upp till 15 dagar inom vindpark Ran. Utanför parkområdet är varaktigheten av 10 mg/l suspenderat sediment endast några dagar som mest. Vid den gotländska kusten kan koncentrationer under 20 mg/l uppkomma, men med mycket begränsade varaktigheter (maximalt upp till 24 timmar) (Bilaga B.4). Eftersom halter och varaktigheter av suspenderat sediment vid den gotländska kusten är mycket begränsade bedöms ingen påverkan uppkomma i dessa områden, och behandlas därför inte ytterligare i denna rapport.

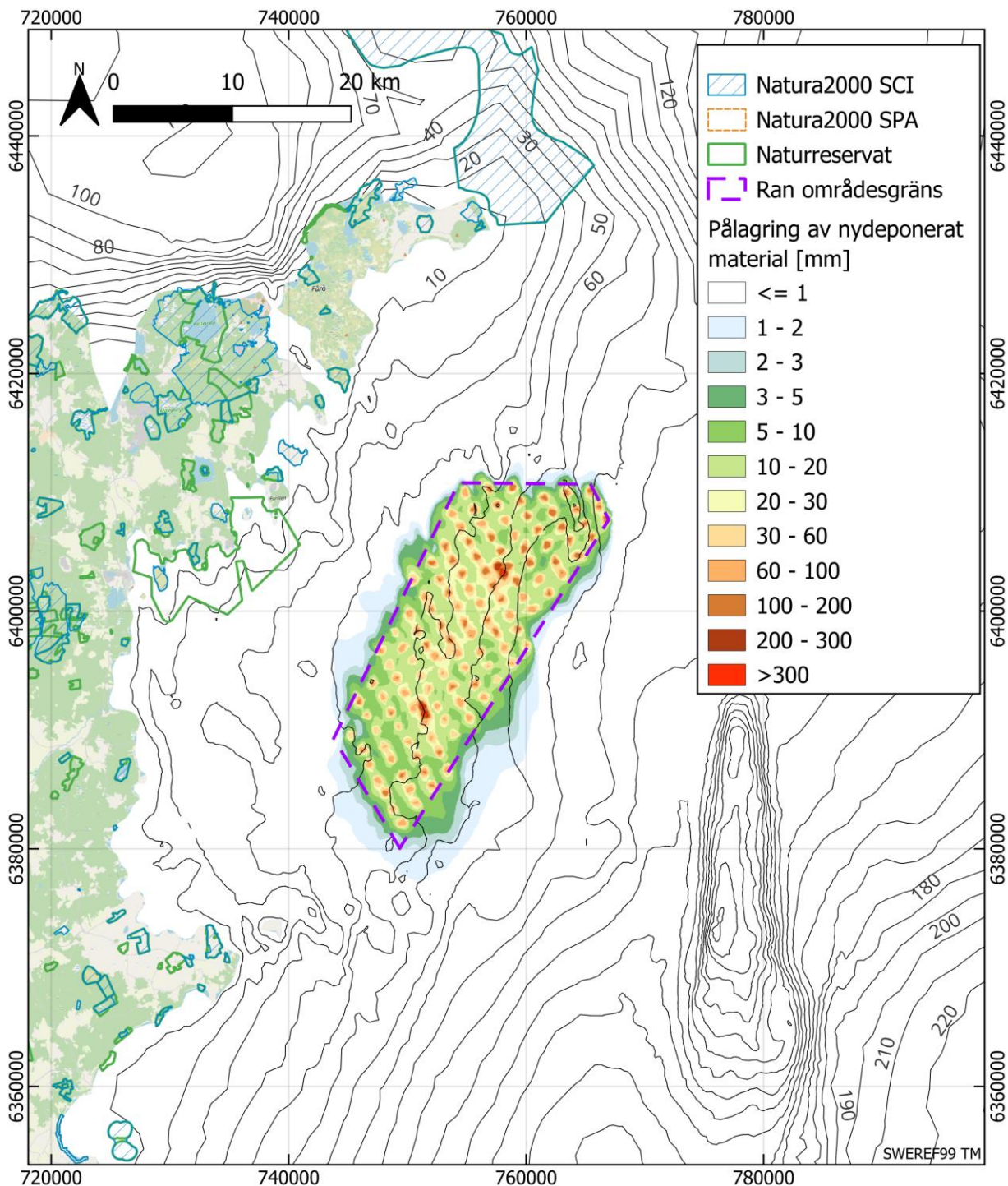
Varaktigheten av 100 mg/l är betydligt kortare än den för 10 mg/l. Halter om 100 mg/l suspenderat sediment uppkommer främst i de områden där fundament och kablar anläggs. Varaktigheten är huvudsakligen omkring 2–3 dagar inom parkområdet. I små områden uppkommer 100 mg/l suspenderat sediment i upp till 15 dagar. Dessa ytor utgör dock endast cirka 0,3 % av parkområdets totala yta. Utanför vindpark Ran sprider sig en mycket begränsad mängd sediment i halter om 100 mg/l, och då endast med varaktigheter upp till maximalt 2 dagar (Figur 4.1).



Figur 4.1. Varaktigheter av 100 mg/l suspenderat sediment vid botten (inom 0,5 meter), med utsläpp av sediment vid botten. Figuren är framtagen av DHI.

En efterföljande sedimentation uppkommer inom vindpark Ran och sprider sig även något utanför parkområdet. Den maximala sedimentationen uppgår till cirka 300 mm i mycket små områden, främst där fundament anläggs. Den huvudsakliga sedimentationen varierar mellan 10 och 30 mm, och upptar i stort sett hela parkområdet.

Utanför vindparken uppkommer en mycket begränsad sedimentation, omkring maximalt 10 mm i närområdet till vindparken (Figur 4.2).



Figur 4.2. Pålagring av sediment på botten två veckor efter anläggningsarbetet för vindpark Ran har avslutats. Figuren är framtagen av DHI.

Som beskrivits tidigare utgör förekomsten av blåmusslor och blåmusselbankar det högsta naturvärdet inom parkområdet, varför den största potentiella påverkan bedöms uppkomma på dessa. Enligt sedimentspridningsmodelleringen uppkommer förhöjda halter av suspenderat sediment i halter om 100 mg/l i

maximalt 15 dagar. Som beskrivits ovan om blåmusslans känslighet för sedimentspridning bedöms arten som tolerant för dessa halter och varaktigheter. Den efterföljande sedimentationen är begränsad och uppkommer främst i sådana mängder som blåmusslor periodvis kan tolerera. Påverkan på individer av blåmusslor kan dock uppkomma, men bedöms inte påverka populationen av blåmusslor i Östersjön. Generellt är de arter av bottenfauna som noterats inom vindpark Ran relativt toleranta för en temporär sedimentspridning. En sedimentspridning kan även uppkomma i samband med de förberedande anläggningsundersökningarna, så som geotekniska undersökningar. Anläggningsundersökningarnas sedimentspridning bedöms dock som högst begränsade, då syftet med undersökningarna är att samla in prover av sediment med minsta möjliga spill.

Sammantaget bedöms bottenfloras och bottenfaunans känslighet för suspenderat sediment och sedimentation vara liten. Utbredningen av förhöjda halter av suspenderat sediment och den efterföljande sedimentationen bedöms vara lokal och kortvarig. Påverkans storlek bedöms därför som obetydlig.

4.2.3 Spridning av organiska föreningar, metaller och näringsämnen

Det är främst i områden med fint sediment, i så kallade ackumulationsbottnar med lera och silt, som miljöföroreningar ansamlas. Bottnarna inom vindpark Ran består huvudsakligen av blandat sediment, men med inslag av framför allt lera och mindre områden med fin sand (Figur 3.2). Områden med lera kan utgöra ackumulationsbottnar där miljöföroreningar ansamlas. Områden med fina sediment är små och halterna av miljöföroreningar är generellt relativt låga. Utöver det kommer en betydande utspädning att ske, dels med rent sediment som ligger djupare, dels med den stora vattenmassan. Risken för spridning av miljöföroreningar bedöms därmed som liten, varför även bottenfloras och bottenfaunans känslighet för miljöföroreningar i sediment bedöms som liten och påverkans storlek och omfattning som obetydlig.

4.2.4 Främmande arter

Under anläggningsfasen förekommer installations- och fraktfartyg som använder sig av barlastvatten. För internationella fartyg kan barlastvatten medföra en risk för att främmande arter sprids. Då de flesta komponenter kommer fraktas från en slutmonteringshamn i Östersjön direkt till vindparken kan en eventuell risk för spridning av främmande arter i samband med transporter därmed avskrivs. En del komponenter kan dock komma att fraktas från internationella tillverkare direkt till vindparksområdet. Dessa fartyg, och samtliga som gör internationella resor, omfattas av barlastkonventionen som inrättats med syftet att förhindra spridning av främmande organismer. Konventionen har införts i svensk lagstiftning genom barlastvattenlag (2009:1165), barlastvattenförordning (SFS 2017:74) och Transportstyrelsens föreskrifter om hantering och kontroll av fartygs barlastvatten och sediment (TSFS 2022:19). Lagstiftningen medför ett regelverk kring hantering av barlastvatten samt krav på gränsvärden gällande antalet levande organismer som får släppas ut. Hanteringen utgörs av ett skifte av barlastvatten samt en eventuell behandling av det vatten som släpps ut för att efterleva kraven av gällande gränsvärden. Regelverket anger vidare:

- Skifte av barlastvatten ska utföras minst 200 nautiska mil från närmsta land på ett djup av minst 200 meter. Kan det inte uppfyllas ska skifte ske minst 50 nautiska mil från närmsta land på ett djup av minst 200 meter.

- För fartyg som passerar havsområdet som uppfyller dessa krav ska skiftet ske innan de går in i Östersjön.

Vid introduktion av främmande arter inom vindpark Ran kan den befintliga bottenfloran och bottenfaunan påverkas negativt. Diversiteten och förekomsten av bottenfauna inom vindpark Ran är dock relativt sparsam och det förekommer inte särskilt ovanliga arter inom vindparken. Vid introduktion av främmande arter kan dock en skada uppkomma på floran och faunan, särskilt med tanke på Östersjöns känsliga ekosystem, trots en låg sannolikhet. Därmed bedöms bottenfloras och bottenfaunans känslighet som måttlig och påverkans storlek och omfattning som obetydlig.

4.3 Driftsfas

4.3.1 Substratförändringar

Substratförändringar uppkommer om fundament, erosionsskydd och plattformar anläggs på mjukbottenytor, då en övergång från mjukt till hårt substrat sker. Om fundament, erosionsskydd och plattformar i stället installeras i ett område med hårdbottenssubstrat, sker ingen substratförändring, då de nya ytorna utgör liknande substrat som tidigare. Där kablar anläggs sker heller ingen substratförändring, oavsett botten typ då de antingen kommer begravas i mjukbotten eller täckas över med sten eller betongmattor.

Vid förändrade substratförhållanden, där bottenssubstratet övergår från mjuk- till hårdbotten kommer fundamentens och erosionsskyddens hårda strukturer utgöra s.k. artificiella rev. Till följd av detta uppkommer förutsättningar för etablering av hårdbottenarter under vindparkens driftsfas, vilket kan skapa reveffekter. Vilka arter som etablerar sig på det nya substratet styrs i hög utsträckning av faktorer såsom djup, exponeringsgrad och strömmar (Enhus m.fl. 2017). En stor skillnad från andra typer av artificiella rev är att vindkraftverket sträcker sig genom hela vattenkolumnen, från ytan ned till botten. Det innebär att en påverkan inte bara uppstår på ytan utan också att en bentisk livsmiljö skapas där det annars hade varit öppet vatten. Qvarfordt m.fl. (2006) undersökte etablering av fastsittande arter på Ölandsbrons pelare, efter den renovering som genomfördes under 1990-talet. Biomassan dominerades av blåmusslor, där större musslor framför allt förekom på horisontella ytor, troligen på grund av svårighet att hålla sig fast på vertikala ytor när de blir för stora. Därmed kan blåmusslor även förväntas etablera sig på fundamenten och erosionsskydden inom vindparken. Miljöövervakning från andra marina vindparker visar också att blåmusslor är snabba kolonisationsorganismer av vindkraftsfundament (Dong energy m.fl. 2006, BSH & BMU 2014, Vanagt & Faase 2014).

Förutom blåmusslor har även fintrådiga alger observerats på både vindkraftsfundament samt på Ölandsbrons pelare (Qvarfordt m.fl. 2006, Hammar m.fl. 2009). Fintrådiga grön-, brun- och rödalger förväntas vara vanligt förekommande på fundamenten inom vindpark Ran vid den övre vattenmassan från ytan och några meter ner. I en studie av Qvarfordt m.fl. (2006) noterades 11 olika fintrådiga alger såsom grönalgerna havssallater/tarmalger (*Ulva* spp.), grönslickar (*Cladophora* spp.), brunalgerna trådslickar/brunslickar (*Pilayella/Ectocarpus* sp.) och rödalgerna rödslickar (*Vertebrata fucoides*) och rödris (*Rhodomela confervoides*), men även skorpbildande stenhinnor.

Till följd av att fundamenten penetrerar hela vattenkolumnen kommer det totala tillskottet av hårdbottenytor att bli större än den minskning som sker av mjukbottenytor för den befintliga mjukbottensfaunan. Fauna med högre naturvärden, så som blåmusslor, är också kopplade till hårdbottenytor, varför den nya tillkomna ytan kan ge en större effekt på områdets artsammansättning och diversitet än den förlorade mjukbottenytan. Vid en studie av blåmusslor och havsbaserad vindkraft i västra Östersjön påvisades det även att etableringen av blåmusslor gav positiva effekter på bland annat faunans biomassa (Maar m.fl. 2009). Vidare har undersökningar vid andra vindkraftsparker till havs visat att vissa arter gynnas av reveffekten, exempelvis vid Horns rev, där erosionsskydden med sina håligheter och skrevor fungerat som barnkammare för kräftdjur (Leonhard & Pedersen 2006). Det bör dock tilläggas att Horns rev är beläget i ett område med högre salthalt och därmed högre artdiversitet av bland annat kräftdjur. Sammantaget bedöms både bottenfloras och bottenfaunans känslighet som måttlig, samtidigt som substratförändringar huvudsakligen bedöms medföra positiva effekter för bottenfloran och bottenfaunan inom vindpark Ran. Påverkans storlek och omfattning bedöms därmed positiv men med lokala effekter.

4.3.2 Främmande arter

De nya hårda substrat som vindkraftverkens fundament och erosionsskydd ger upphov till gynnar inte enbart inhemska hårdbottenarter utan erbjuder även nya substrat för främmande hårdbottenarter, i synnerhet arter med

god spridningsförmåga och arter som lätt etablerar sig i tidiga successionsmiljöer (De Mesel m.fl. 2015, Kerckhof m.fl. 2015). Introduktion av främmande arter sker framför allt via fartygstrafik och barlastvatten (Baltic Marine Environment Protection Commission 2014), där artificiella konstruktioner som vindkraftsfundament kan bidra till spridning av främmande hårbottenarter (Glasby & Connell 1999, Bulleri & Airoidi 2005). Det är dock viktigt att notera i sammanhanget att verksamheten inte förväntas att bidra till en introduktion av främmande arter som inte redan finns i området, utan det handlar främst om arter som har introducerats till området via förbipasserande fartyg eller med hjälp av strömmar. Nyttillskottet av hårbottensstrukturer i samband med etableringen av vindparken sker även i en begränsad omfattning. Antalet främmande arter som kan komma att nyttja vindparkens strukturer är begränsat då Östersjöns brackvattensförhållanden varken utgör en optimal livsmiljö för marina eller för sötvattenlevande arter.

En främmande hårbottensart som kan förväntas etablera sig på fundament är slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*). Sedan arten fördes in i Östersjön för cirka hundra år sedan har den spridits sig och är nu vanligt förekommande längs större delen av den svenska kusten. Verksamheten skulle därför inte bidra till en introduktion eller någon betydande spridning av arten i området. Anläggning av vindparker skulle potentiellt kunna öka risken för spridning av främmande arter, men troligen gör åtgärder inriktade på fartygstrafik och barlastvatten större nytta för att uppnå havsmiljöförordningens målsättningar. Enligt förordningen ska antalet främmande arter som nyintroduceras i naturen genom mänsklig verksamhet minimeras och hållas på en nivå som inte förändrar ekosystemen negativt (Europeiska Kommissionen 2008, Miljödepartementet 2010). Sannolikheten att verksamheten skulle bidra till en introduktion av främmande arter bedöms vara låg. Även om risken för introduktion av främmande arter bedöms vara låg kan den befintliga florin och faunan påverkas om det skulle ske, framför allt av arter som inte funnits särskilt länge i Östersjön, men där graden av påverkan i dagsläget endast är spekulativ. Bottenfloran och bottenfaunans känslighet bedöms därför som låg och påverkans storlek och omfattning som obetydlig.

4.3.3 Elektromagnetiska fält

När kablarna är i drift genereras värme och ett svagt elektromagnetiskt fält runt kablarna i internkabelnätet, med en maximal effekt om cirka 23 μT ovan kablarna. Åt sidorna avtar magnetfältet snabbt och cirka fyra meter från kabelns centrumlinje är magnetfältet under 1 μT med en meters förläggingsdjup. Eftersom elektromagnetiska fält inte påverkar bottenflora bedöms endast påverkan på bottenfauna i detta avsnitt. Enligt en review av Albert m.fl. (2020) är påverkan från elektromagnetiska fält på bottenfauna begränsad. Studier av Bochert & Zettler (2004), Jakubowska m.fl. (2019) och Stankevičiūtė m.fl. (2019), där olika bentiska arter blivit utsatta för magnetfält om minst 1 mT, påvisade inte några effekter på överlevnad hos blåmusslor, östersjömussla eller skorv. För östersjömussla och skorv observerades däremot begränsade fysiologiska effekter på molekylär nivå. Dock var styrkan på magnetfälten som användes i försöken mångfalt högre än den effekt man maximalt kan förvänta sig i drift av vindparken. Trots att kunskapsläget fortfarande är begränsat om hur bentiska ryggradslösa djur påverkas av magnetiska fält är det inte troligt att effekterna har någon betydande påverkan på bottenfaunan i området. Därmed bedöms bottenfaunans känslighet som liten och påverkans storlek och omfattning som obetydlig.

4.3.4 Skuggning

Vindkraftverken inom vindparken kommer ge upphov till olika typer av skuggor som tidigare inte funnits i området. Från vindkraftstornen uppkommer en fast skugga som kommer röra sig i förhållande till solen, samtidigt som vindkraftverkens rotorblad kommer ge upphov till rörliga skuggor. Även transformator-/omriktarstationer kommer ge upphov till skuggor. De arter som är känsliga för skuggning är fotosyntetiserande arter, varvid detta avsnitt endast fokuserar på bottenflora.

Som beskrivits tidigare kan bottenflora som mest förekomma på minder ytor inom vindpark Ran, omkring 18 % av områdets totala yta, se avsnitt 4.2.1, vilket innebär att bottenfloras utbredning bedöms som begränsad. En

minskad förmåga till fotosyntetisering kan hämma algers tillväxt och leda till en förskjutning i djuputbredningen av olika arter. Känsligast är de alger som växer på gränsen till det djupa de klarar av (Andrulewicz & Otremba 2011). Stenhinnor anses dock vara relativt tåliga arter av rödalger, och därmed tåla skuggning bättre. Dethier & Steneck (2001) visade på att tillväxten för stenhinnearten *Hildenbrandia occidentalis* endast hade en liten minskning i tillväxt efter att ha varit delvis övertäckt av ett opakt (nästan ogenomskinligt) material i ett år. Vidare visade Underwood (2006) genom liknande experiment på en god överlevnad vid skuggning. Bottenfloras känslighet bedöms därmed som liten. Skuggningens utbredning kommer vara lokal och långvarig men med liten magnitud då den andel av algernas totala utbredning som påverkas av skuggning är mycket liten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig.

4.3.5 Hydrografiska förändringar

Omstrukturering av botten kan ge en förändrad hydrodynamik som även kan leda till en förändring av bottensubstrat på platsen (Hammar m.fl. 2009). Studier i Danmark (Dong Energy m.fl. 2006) visar att de hydrografiska förändringarna till följd av en vindpark i drift är minimala till följd av de stora avstånden mellan verken. Förändrade strömningsmönster kring fundamenten kan dock leda till finare sedimentstorlekar i direkt anslutning till fundamenten jämfört med längre bort (Coates m.fl. 2012, Schröder m.fl. 2006). Vid ett gravitationsfundament (en typ av vindkraftsfundament) på Thorntonbank uppmättes denna effekt på 15–50 meters avstånd från fundamentet (Coates m.fl. 2012). Runt fundamenten kommer erosionskydd att anläggas då risk för erosion föreligger. Då bottensubstratet inom vindparken utgörs av både blandat och finare sediment förväntas inga betydande substratförändringar inom området som helhet uppkomma. Ytterligare studier av marina konstruktioner, till exempel Öresundsbron och vindparken Lillgrund har också påvisat minimala effekter av förändrade strömförhållanden inom områdena där konstruktioner uppförs (Øresundskonsortiet 2000, Edelvang m.fl. 2001). Mottagarens känslighet för förändrade hydrografiska förhållanden bedöms som måttlig, eftersom arters utbredning är beroende av omgivningens förhållanden avseende till exempel strömförhållanden, salthalt och bottensubstrat. Förändringar av dessa parametrar kan till exempel leda till förändrade förutsättningar för fastsittande filtrerande bottenfauna, till följd av förändrade strömförhållanden samt förändring av bottensubstrat. Förändrad salthalt kan exempelvis göra det svårare för både marina och brackvattensarter att tolerera den nya salthalten. Påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig då det enbart rör sig om en lokal påverkan.

4.4 Avvecklingsfas

4.4.1 Fysisk påverkan på havsbotten

Under avvecklingsfasen kommer vindkraftverken tas bort och fundamenten kommer antingen kapas av en bit ovanför havsbotten eller avlägsnas helt från platsen. I samband med avvecklingsarbetet uppkommer fysisk påverkan på botten till följd av jack up-fartygens stödben samt upptag av internkabelnätet. Den fysiska påverkan som förväntas uppkomma under avvecklingsfasen bedöms dock inte uppkomma i en större omfattning än den under anläggningsfasen. Bottenfloras och bottenfaunans känslighet samt påverkans storlek och omfattning bedöms därmed densamma som den under anläggningsfasen, se avsnitt 4.2.1.

4.4.2 Suspenderat sediment och sedimentation

Avvecklingen av vindkraftsfundament kommer generera mycket små mängder sediment då de delar som installeras i botten sannolikt kommer lämnas kvar medan de delar som är ovan botten kan tas bort. Besluten kommer tas i ett senare skede i närmare detalj tillsammans med tillsynsmyndigheten. Förhöjda halter av sediment kan förväntas om sjökablar ska hämtas upp från botten. Sedimentspridningen påminner därför om den under anläggningsfasen, men i en betydligt mindre omfattning. Bottenfloras och bottenfaunans känslighet samt påverkans storlek och omfattning bedöms som densamma som den under anläggningsfasen.

4.4.3 Spridning av organiska föreningar, metaller och näringsämnen

I samband med nedmonteringen av fundament och upphämtning av sjökablar under avvecklingsfasen kan en begränsad sedimentspridning uppstå (se avsnitt 4.2.2). Påverkans storlek och omfattning bedöms därmed som obetydlig samtidigt som bottenfloras och bottenfaunans känslighet bedöms som liten, vilka är desamma som under anläggningsfasen.

4.4.4 Främmande arter

Precis som under anläggningsfasen kommer installations- och fraktfartyg som använder sig av barlastvatten att förekomma inom området, vilket kan medföra en risk för att främmande arter sprids in till vindparksområdet. Påverkans storlek och omfattning bedöms därmed som obetydlig samtidigt som bottenfloras och bottenfaunans känslighet bedöms som måttlig, vilka är desamma som under anläggningsfasen.

4.4.5 Substratförändringar

Under avvecklingsfasen kommer vindkraftverken tas bort och fundamenten kommer antingen kapas av en bit ovanför havsbotten eller avlägsnas helt från platsen. I de fall fundamenten kapas av så att en bit lämnas kvar fortsätter de utgöra habitat för hårbottenslevande arter på samma sätt som under driftsfasen, men andelen yta som är kvar blir avsevärt lägre än vad den varit innan. Beroende på djup samt höjden på fundamenten som är kvar kan bland annat alger, blåmusslor samt havstulpaner fortsätta växa på fundamenten. Om fundamenten i stället avlägsnas helt kommer de arter som hunnit etablera sig på fundamenten att förlora sin levnadsmiljö och försvinna från platsen där fundamenten tidigare funnits, om de inte finns andra lämpliga hårbottenssubstrat att sätta fast sig på. De positiva effekter som kan uppstå under driftsfasen kan därmed riskeras att försvinna under avvecklingsfasen. Det innebär att området i stort sett återställs till de förhållanden som råder idag inom vindparken, vilket innebär en försumbar nettopåverkan på bottenfloran och bottenfaunan. Känsligheten för bottenfloran och bottenfaunan bedöms därmed som liten samtidigt som påverkans storlek och omfattning bedöms som obetydlig.

Referenser

- Albert, L., Deschamps, F., Jolivet, A., Olivier, F., Chauvaud, L. & Chauvaud, S. (2020). A current synthesis on the effects of electric and magnetic fields emitted by submarine power cables on invertebrates. *Marine Environmental Research* 159, 104958. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104958>
- Andrulewicz, E. & Otremba, Z. (2011). Disturbances of Natural Physical Fields by Technical Activities and their Implications for Marine Life: the case of the Baltic Sea. ICES CM/ S:04.
- Baltic Marine Environment Protection Commission. (2014). HELCOM Guide to Alien Species and Ballast Water Management in the Baltic Sea. HELCOM - Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R. & Åstrand Capetillo, N. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverkets rapport 6488 från Vindval
- Bochert, R. & Zettler, M. L. (2004). Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics: Journal of the Bioelectromagnetics Society, The Society for Physical Regulation in Biology and Medicine, The European Bioelectromagnetics Association*, 25(7), 498-502.
- Bulleri, F. & Airoidi, L. (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42, 1063-1072.
- BSH och BMU. (2014). Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus – Challenges, Results and Perspectives. Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Springer Spektrum. 201 sid. Rapid increase of benthic structural and functional diversity at the alpha ventus offshore test site. Lars Gutow, Katharina Teschke, Andreas Schmidt, Jennifer Dannheim, Roland Krone, Manuela Gusky. Rapid increase of benthic structural and functional diversity at the alpha ventus offshore test site.
- Coates, D., Vanaverbeke, J. & Vincx, M. (2012). Enrichment of the soft sediment macrobenthos around a gravity based foundation on the Thorntonbank. In: Degraer S, rabant R, Rumes B (eds.) Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit, Brussels, sid. 41-54.
- 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.
- Dethier, M. N., & Steneck, R. S. (2001). Growth and persistence of diverse intertidal crusts: survival of the slow in a fast-paced world. *Marine Ecology Progress Series*, 223, 89-100.
- DHI. (2016). Infauna Report for Swedish Waters in 2015. Environmental Baseline Survey of Seabed Sediments, Hydrological Conditions, Benthic Fauna and Chemical Warfare Agents in Sweden and Denmark. Nordstream 2. Project No.: 150814
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *science*, 321(5891), 926-929.

- Dong Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, The Danish Forest & Nature Agency (2006). Danish offshore wind- key environmental issues. Prinfo Holbæk-Hedehusene, Denmark. 244 sid.
- Edelvang, K., Møller, A. L. & Hansen, E. A. (2001). DHI. Lillgrund Vindkraftpark, Environmental impact assessment of hydrography and sediment spill. Final Report.
- Enhus, C., Müller, R., Ogonowski, M. & Isaeus, M. (2017). Kontrollprogram för vindkraft i vatten. Sammanställning och granskning, samt förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram. Vindval rapport 6741. Januari 2017.
- Europeiska Kommissionen. (2008). DIRECTIVE 2008/56/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 June 2008, establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- Glasby, T.M. & Connell, S.D. (1999). Urban Structures as Marine Habitats. *Ambio* 28, 595–598.
- Gogina, M., Nygård, H., Blomqvist, M., Daunys, D., Josefson, A. B., Kotta, J., ... & Zettler, M. L. (2016). The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), 1196–1213.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Naturvårdsverket. Rapport 5999. 71 sid.
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.
- HELCOM. (2013a). HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ.*
- HELCOM. (2013b). HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.*
- HELCOM. (2013c). Biotope Information Sheet. Baltic aphotic muddy sediment dominated by *Monoporeia affinis* and/or *Pontoporeia femorata*.
- Hutchison Z. L., Hendrick V.J., Burrows M.T. Wilson B., & Last K.S. (2016). Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLoS ONE* 11(3): e0151471.
- ICES (2023). Biological communities. Dataset. <https://data.ices.dk/view-map?theme=201832> [Hämtad: 2023-11-03].
- Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., Otremba, Z. & Andrulewicz, E. (2019). Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Mar. Environ. Res.* 150, 104766. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104766>.
- Karlson, K., Rosenberg, R. & Bonsdorff, E. (2002). "Temporal and Spatial Large-scale Effects of Eutrophication and Oxygen Deficiency on Benthic Fauna in Scandinavian and Baltic Waters - A Review." *Oceanography And Marine Biology*, Vol 40, 2002, Vol. 40, Pp. 427-.489 40 (2002): 427-89. Print.
- Kerckhof, F., Degraer, S., Norro, A. & Rumes, B. (2015). Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study. *Hydrobiologia*.

- Kågesten, G., Baumgartner, F. & Freire, F. (2020). High-resolution benthic habitat mapping of Hoburgs bank, Baltic Sea. November 2020. SGU-rapport 2020:34.
- Larson, F. & Sundbäck, K. (2012). Recovery of microphytobenthos and benthic functions after sediment deposition. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 31–44.
- Lee, Z., Shang, S., Du, K., & Wei, J. (2018). Resolving the long-standing puzzles about the observed Secchi depth relationships. *Limnology and Oceanography*, 63(6), 2321–2336.
- Leonhard, S.B. & Pedersen, J. (2006). Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final Report Annual Report 2005.
- Lyngby, J.E. & Mortensen, S.M. (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17, 345–354.
- Länsstyrelsen i Gotlands län. (2018). Undersökning av undervattensmiljöer vid Klints bank. Miljö och Vattenenheten. Rapport 2018:1.
- Maar, M., Bolding, K., Petersen, J. K., Hansen, J. L., & Timmermann, K. (2009). Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research*, 62(2-3), 159-174.
- Malm, T. (2005). Kraftverkskonstruktioner i havet – en metod för att lokalt öka den biologiska mångfalden i Östersjön? Rapport till statens Energimyndighet, Vindforskprogrammet.
- McFarland, V.A. & Peddicord, R.K. (1980). Lethality of a suspended clay to a diverse selection of marine and estuarine macrofauna. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 9, 733–741.
- Miljödepartementet. (2010). Havsmiljöförordning, SFS 2010:1341.
- Naturvårdsverket. (2006). Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576. Juni 2006.
- Naturvårdsverket. (2011). Rev - Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11.
- Naturvårdsverket. (2014). Biogena rev. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/skyddad-natur/biotopskyddsomraden/15-biogena-rev-2014-04-15.pdf>
- Naturvårdsverket. (2020). Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. ISBN 978-91-620-6914-8.
- Nimmo, D. R., Hamaker, T. L., Matthews, E., & Young, W. T. (1982). The long-term effects of suspended particulates on survival and reproduction of the mysid shrimp, *Mysidopsis bahia*, in the laboratory.
- Norkko, A., Villnäs, A., Norkko, J., Valanko, S. & Pilditch, C. (2013). Size matters: implications of the loss of large individuals for ecosystem function. *Scientific reports*, 3(1), 1-7.
- Peckol, P. & Searles, R. B. (1983). Effects of seasonality and disturbance on population development in a Carolina continental shelf community. *Bulletin of Marine Science*, 33(1), 67-86.

- Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmuller, R., Stockmann, K., Wetzel, M. A. & Koop, J. H. E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75 (3-4), 441-451.
- Qvarfordt, S., Kautsky, H. & Malm, T. (2006). Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 618–628.
- Schröder A., Orejas C. & Joschko T. (2006) Benthos in the vicinity of the piles: FINO 1 (North Sea)". In: *Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts* (Köller J, Köppel P, eds). Springer Verlag Berlin sid. 185–19.
- SGU. (2017). Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment av S. Josefsson. SGU-rapport 2017:12. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- SGU. (2019). Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender av S. Josefsson & A. Apler. SGU-rapport 2019:06. Sveriges Geologiska Undersökningar, Uppsala.
- SGU. (2020). Fosfor och andra grundämnen i kust- och utsjösediment. SGU-rapport 2020:05. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- SGU. (2022). Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021 av S. Josefsson. SGU-rapport 2022:08. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- SGU. (2023). Organiska föreningar i kust- och utsjösediment i Egentliga Östersjön. SGU-rapport 2023:04. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.
- SMHI. (2012). Syreförhållanden i svenska hav. Faktablad nr 56. https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.28089!/WFaktablad_56.pdf
- SMHI. (2021b). Oxygen Survey in the Baltic Sea 2021 – Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960–2021. Report Oceanography No.72, 2021. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Göteborg, Sweden.
- SMHI. (2023). Rapport från SMHIs utsjöexpedition med R/V Svea. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Göteborg, Sverige.
- SMHI Sharkweb. (2023a). CTD-profiler. <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/> [Hämtad: 2023-11-03].
- SMHI Sharkweb (2023b). Epibenthos & Zoobenthos. <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/> [Hämtad: 2023-11-03].
- Snoeijs-Leijonmalm, P. & Andrén, E. (2017). Why is the Baltic Sea so special to live in? In *Biological oceanography of the Baltic Sea* (pp. 23-84). Springer, Dordrecht.
- Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pazusiene, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban- Malinga, B., Fey, D., Greszkiewicz, M., Sauliute, G., Barsiene, J. & Andrulewicz, E. (2019). Genotoxic and cytotoxic effects of 50 Hz 1 mT electromagnetic field on larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Baltic clam (*Limecola balthica*) and common ragworm (*Hediste diversicolor*). *Aquat. Toxicol.* 208, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.12.023>.

Tyler-Walters, H. (2008). *Mytilus edulis* Common mussel. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom

Underwood, A. J. (2006). Why overgrowth of intertidal encrusting algae does not always cause competitive exclusion. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 33, 0(2), 448-454.

Vanagt T. & Faasse M. (2014). Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.

Villnäs, A., Norkko, J., Hietanen, S., Josefson, A. B., Lukkari, K. & Norkko, A. (2013). The role of recurrent disturbances for ecosystem multifunctionality. *Ecology*, 94(10), 2275-2287.

Wilber, D.H. & Clarke, D.G. (2001). Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts of fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries.

Zettler, M. L., Karlsson, A., Kontula, T., Gruszka, P., Laine, A. O., Herkül, K., ... & Haldin, J. (2014). Biodiversity gradient in the Baltic Sea: a comprehensive inventory of macrozoobenthos data. *Helgoland Marine Research*, 68(1), 49–57.

Øresundskonsortiet. (2000). Environmental impact of the construction of the Øresund fixed link. Copenhagen 96 pp.