



Områdesbeskrivning och bedömningar av påverkan på bentisk flora och fauna

Najaderna vindkraftpark

Najaderna Offshore AB

Datum: 11 december 2023

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175–6197

Projekttitel: Najaderna Offshore

Projektnummer: 324002568–001

Upplaga: Version 1

Datum: 2023-12-11

På uppdrag av: Najaderna Offshore AB)

Uppdragsledare: Jerker Vinterstare (JERV)

Handläggare: Matilda Rasmussen (RASM), Hedda Kjeldahl (HEKJ) och Sanna Guldbrandzén (SAA)

Kvalitetskontroll: Frida Seger (FRSE), Frida Gidhagen Fyhr (FRGI) och John Sternbeck (JOHS)

Omslagsbild: Skorv på botten. Foto: NIRAS Sweden

Innehåll

Sammanfattning	5
1. Inledning	7
2. Material och metoder	8
2.1 Litteraturuppgifter	8
2.2 Inventeringar 2022–2023	10
3. Områdesbeskrivning	11
3.1 Djup och geologi	11
3.2 Metaller och organiska föroreningar i sediment	12
3.3 Hydrografi: temperatur, salinitet och syreförhållanden	13
3.4 Vegetation och bottenfauna	13
3.4.1 Vegetation	13
3.4.2 Fauna	14
3.4.3 Biotopklassificering enligt Helcom HUB	15
4. Påverkansfaktorer och konsekvensbedömningar	17
4.1 Bedömningsgrunder	18
4.1.1 Worst case	18
4.2 Avgränsningar	19
4.2.1 Förändrad isutbredning	19
4.2.2 Skuggning	19
4.3 Anläggningsfas	19
4.3.1 Sedimentspridning och sedimentation	19
4.3.1.1 Konsekvensbedömning	23
4.3.2 Fysisk förändring av havsbotten	23
4.3.2.1 Konsekvensbedömning	24
4.3.3 Spridning av organiska föroreningar och metaller i sediment	24

4.3.3.1	Konsekvensbedömning	25
4.3.4	Spridning av främmande arter	25
4.3.4.1	Konsekvensbedömning	25
4.4	Driftsfas.....	26
4.4.1	Fysisk förändring av havsbotten	26
4.4.1.1	Konsekvensbedömning	26
4.4.2	Förändring i strömmar	26
4.4.2.1	Konsekvensbedömning	27
4.4.1	Elektromagnetiska fält.....	27
4.4.1.1	Konsekvensbedömning	27
4.4.2	Spridning av främmande arter.....	28
4.4.2.1	Konsekvensbedömning	28
4.5	Avvecklingsfas.....	28
4.5.1	Sedimentspridning och sedimentation	28
4.5.1.1	Konsekvensbedömning	28
4.5.2	Spridning av organiska föroreningar och metaller	28
4.5.2.1	Konsekvensbedömning	28
4.5.3	Spridning av främmande arter.....	29
4.5.3.1	Konsekvensbedömning	29
4.5.4	Fysisk förändring av havsbotten	29
4.5.4.1	Konsekvensbedömning	29
4.6	Samlad bedömning	29
4.7	Kumulativa effekter.....	30
5.	Referenser	32

Sammanfattning

Najaderna vindkraftpark planeras att byggas i Bottenhavet, delvis inom svenskt territorialvatten i Tierps kommun i Uppsala län samt delvis inom svensk ekonomisk zon. Najaderna kommer maximalt att omfatta 67 vindkraftverk.

Inom projektområdet för Najaderna varierar djupet från 26 meter ned till 72 meter. Bottensubstratet i de grunda delarna av området består huvudsakligen av morän och sedimentärt berg. De djupare områdena består av glacial lera, postglacial lera samt postglacial finsand. Biodiversiteten i Bottenhavet är låg jämfört med andra hav, mycket på grund av den låga saliniteten som skapar stress för både marina (saltvattenslevande) och limniska (sötvattenslevande) arter. För att undersöka bottenhabitatet i Najaderna utförde NIRAS videoundersökningar, hydrografiska undersökningar samt bottenhuggsundersökningar i projektområdet under åren 2022 och 2023. Epifaunan (djur som lever ovanpå sedimenten) som förekom inom projektområdet var framförallt skorv, medan infaunan (djur som lever i sedimenten) främst bestod av två arter av vitmärlor och nordamerikansk havsborstmask. Övriga arter som förekom var till exempel östersjömussla, korvmask samt olika arter av pungräkor. Arterna som hittats i Najaderna är vanliga i stora delar av Östersjön och ingen art är hotad enligt svenska rödlistan. Klassificering enligt Helcom Underwater Biotope and habitat classification (HUB) visade att området omfattade fyra biotoper, varav en (AB.H3N1, afotisk mjukbotten som dominerat av vitmärla (*M. affinis*) och/eller *P. femorata*) är klassad som nära hotad (NT). På grund av djupen inom projektområdet förväntades ingen vegetation på bottenarna, vilket bekräftades av fältundersökningarna. I angränsande områden till Najadernas projektområde har dock olika arter av röd-, brun- och grönalger identifierats. Uppmätta halter av organiska föroreningar och metaller i sedimenten var i stor utsträckning låga jämfört med genomsnittliga svenska nivåer.

Syftet med denna rapport är att bedöma hur anläggning, drift och avveckling av vindkraftparken kan komma att påverka bottenmiljön inom och runt projektområdet. Bedömningen är baserad på en bedömningsmatris. Matrisen utgår ifrån en bedömning av mottagarens värde/känslighet och de potentiella effekter som verksamheten väntas medföra i storlek och omfattning. Dessa två parametrar vägs samman till en konsekvens för varje påverkansfaktor.

Installationen av fundament, erosionsskydd och kabelnedläggning kan resultera i spridning av sediment med temporärt förhöjda halter av suspenderade partiklar. Denna spridning kan i sin tur leda till sedimentation på havsbotten. Den fauna som förekommer i och omkring projektområdet har generellt hög tolerans mot påverkan från sedimentspridning och sedimentering. Den vegetation som finns i angränsande områden till Najadernas projektområde har dock högre känslighet mot sedimentspridning. Eftersom sedimentspridningen har kort varaktighet bedöms konsekvenserna på bottensamhällen som mycket små. Vid anläggning av vindkraftsfundament och kabeldragning sker en fysisk påverkan på havsbotten, vilket kan skada fastsittande bottenfauna och minska mjukbottenytan. Kabeldragning kan anses utgöra en kortvarig temporär fysisk störning på bottensubstratet. Konsekvenserna av en fysisk störning på havsbotten bedöms till obetydlig eftersom projektområdet inte hyser några särskilt känsliga eller rödlistade arter, samt att anspråksytan från fundamenten utgör en liten del av hela projektområdet. I samband med sedimentspridningen kan även organiska föroreningar och metaller som är bundna till sedimentpartiklarna spridas i området. Påverkan bedöms dock för bottenfauna

vara obetydlig då utspädningseffekten är stor och de uppmätta halterna inom området generellt är låga. Från fartyg som används vid installation av vindkraftverk kan det uppkomma spridning av främmande arter. Bottenhavet, och Östersjön i stort, är ett känsligt hav med låg biodiversitet där nya arter kan orsaka förändringar som påverkar hela ekosystemet. Stor påverkan på ekosystemet bedöms dock som osannolikt varför konsekvenserna från spridning av främmande arter bedöms som små.

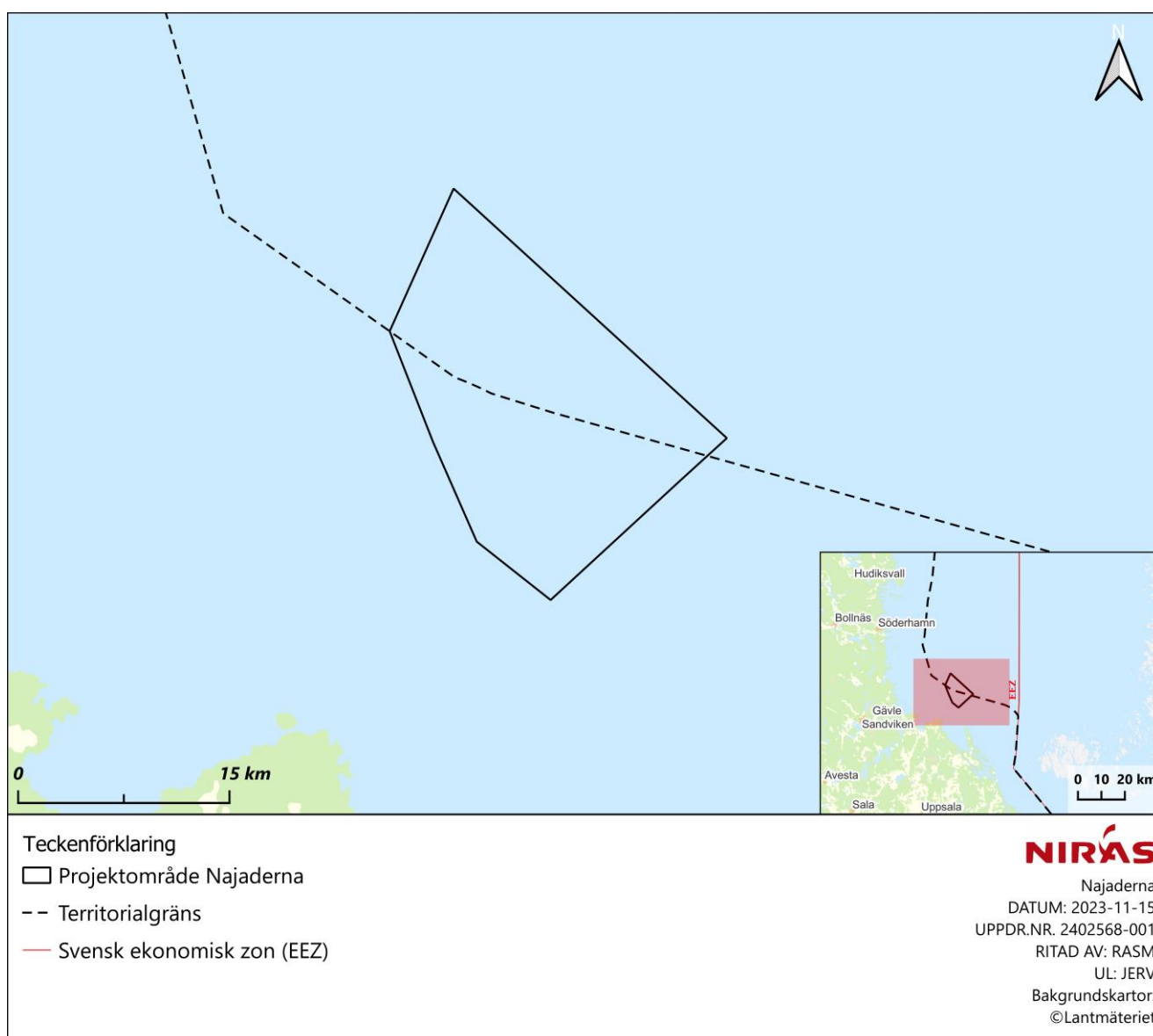
Under driftfasen tillkommer nya hårda ytor, som kan skapa platser för arter att etablera sig. En fysisk förändring bedöms till obetydlig eftersom ytan som tas i anspråk av fundamenten endast utgör 0,04 % av hela projektområdet samt att hårbotten är vanligt förekommande i Bottenhavet. Dessutom är avstånden mellan vindkraftverken stora, vilket försvårar den potentiella spridningen av främmande arter. Vindkraftverken kan komma att påverka de vinddrivna ytströmmarna inom projektområdet. Denna konsekvens bedöms vara obetydlig för botten samhällen, då strömhastighetsförändringarna är små, lokala till fundamenten och utan påverkan på syreförhållanden i området. Internkablar som anläggs inom projektområdet kommer att ge upphov till elektromagnetiska fält. Det saknas dock indikationer på att bottenfaunan påverkas negativt av magnetiska fält som alstras av sjökablar. Elektromagnetiska fält avtar med avstånd till kabeln, vilket dessutom gör att påverkan är lokalt begränsad. Konsekvensen från magnetiska fält bedöms som obetydlig.

För avvecklingsfasen är bedömningarna för miljökonsekvenserna liknande som för anläggningsfasen, där samma påverkningsfaktorer förekommer med liknande effekt, värde och känslighet för botten samhällen och habitat. Dock kan effekterna bli mindre om delar av fundament och kablar inte avlägsnas, utan lämnas kvar inom projektområdet.

Kumulativa effekter är de sammanlagda effekterna från vindkraftparken Najaderna i kombination med den påverkan som uppstår från en eller flera andra verksamheter. För botten samhällen och habitat inom Najaderna vindkraftpark är det framför allt under anläggningsfas som kumulativa effekter riskerar att uppstå. I ett worst-case scenario kan sedimentspridningen, med koncentrationer på upp till 10 mg/l, förväntas breda ut sig maximalt drygt 12,5 km från Najaderna. Om anläggningsarbeten i en närliggande vindkraftpark sker samtidigt som anläggningsarbeten i Najaderna, kan det uppstå en kumulativ effekt där sedimentplymerna från respektive vindkraftpark skulle mötas och förhöjda halter av suspenderat sediment skulle förekomma. Miljökonsekvensen för bottenlevande arter och habitat bedöms dock som obetydlig, då grumlingsnivåerna i överlappande sedimentplymer förväntas vara låga även där sedimentplymer från flera vindkraftparker möts. Den bedömningen är även giltig vad gäller spridning av miljögifter, där de generellt låga halterna av miljögifter är hårt bundna till sedimentet. Det finns en risk för en kumulativ spridning av främmande arter från de nya hårdytorna som vindkraftverk och erosionsskydd skapar. Vindkraftverken inom projektområdet och de angränsande vindkraftsparkerna kan fungera som länkar mellan varandra, där arter kan spridas och utöka sin utbredning. Miljökonsekvensen för kumulativa effekten från en spridning av främmande arter bedöms som mycket små.

1. Inledning

Najaderna Offshore AB (fortsättningsvis Najaderna Offshore), ett dotterbolag till Eolus Vind AB, avser att ansöka om tillstånd enligt bland annat miljöbalken och lagen om Sveriges ekonomiska zon för etablering, drift och avveckling av en havsbaserad vindkraftpark, Najaderna vindkraftpark (fortsättningsvis Najaderna). Den planerade vindkraftparken är belägen i Bottenhavet, delvis inom svenskt territorialvatten i Tierps kommun i Gävleborgs län samt delvis inom svensk ekonomisk zon. Projektområdet för vindkraftparken ligger som närmast ca 14 km nordöst om Björns Skärgård inom Tierps kommun och ca 45 km öster om Gävle. Projektområdet upptar en yta om 350 km², varav drygt hälften (ca 170 km²) ligger inom territorialhavet, och resterande ytor (ca 180 km²) är belägna inom Sveriges ekonomiska zon (Figur 1.1). Najaderna kommer maximalt att omfatta 67 vindkraftverk, med en totalhöjd på maximalt 365 meter.



Figur 1.1. Projektområdet Najaderna tillsammans med en översiktskarta.

På uppdrag av Najaderna Offshore har NIRAS Sweden AB (fortsättningsvis NIRAS) sammanställt en rapport i syfte att beskriva projektområdets bentiska miljö samt utreda vilka konsekvenser som anläggning, drift och avveckling av det planerade vindkraftsprojektet kan få för den bentiska miljön.

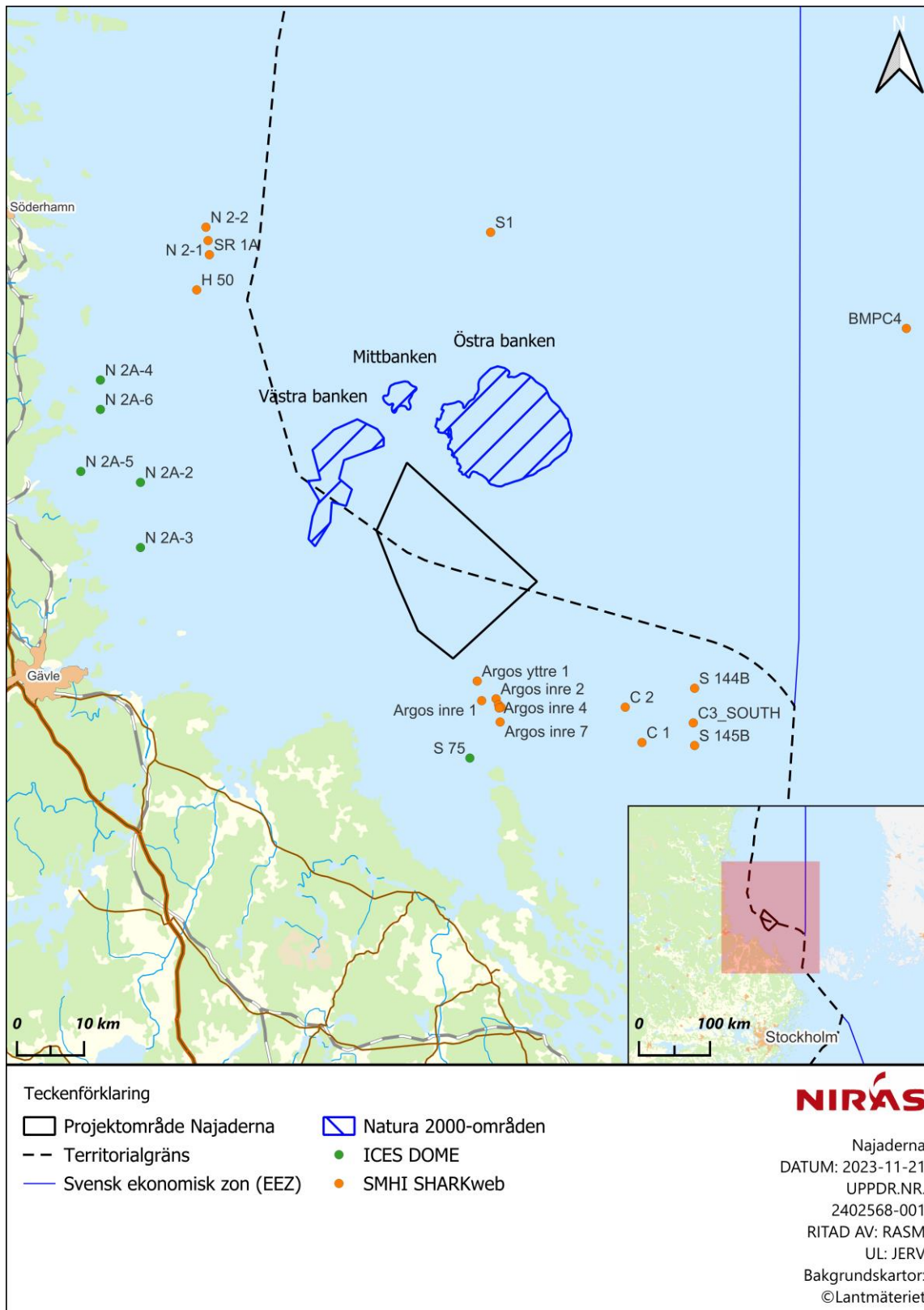
2. Material och metoder

2.1 Litteraturuppgifter

För att erhålla en helhetsbild av den bentiska miljön kring projektområdet har befintliga miljöövervakningsdata inhämtats från SHARKweb, den nationella databasen för oceanografi och marinbiologi, samt DOME, vilket är International Council for the Exploration of the Sea:s (ICES) dataportal för information om bentisk artförekomst. Det förekommer ingen övervakningsstation inom projektområdet för Najaderna, men det finns en miljöövervakningsstation (Argos) 5 km söder om projektområdet. Eftersom de flesta miljöövervakningsstationer ligger inom territorialhavet finns det en stor koncentration av dessa söder och nordväst om projektområdet. Alla stationer från SHARK ligger minst en sjömil utanför kusten. Från ICES ligger de närmaste stationerna inom territorialhavet ca 15 km söder respektive 36 km väster om projektområdet (Figur 2.1).

Data från dessa källor har inhämtats för att få en översiktlig bild av områdets bottenmiljö samt artförekomst gällande vegetation och mjukbottenfauna. Från SHARKweb finns data från åren mellan 1980 och 2022 för förekomst och abundans med individ per kvadratmeter (ind./m²) för mjukbottenfauna. Data med vegetation samt bottenfauna angivet med täckningsgrad hittades för åren 2008 och 2009. Från dataportalen ICES hittades data från perioden 1980 till 2022 för förekomst och abundans (ind./m²) för mjukbottenfauna.

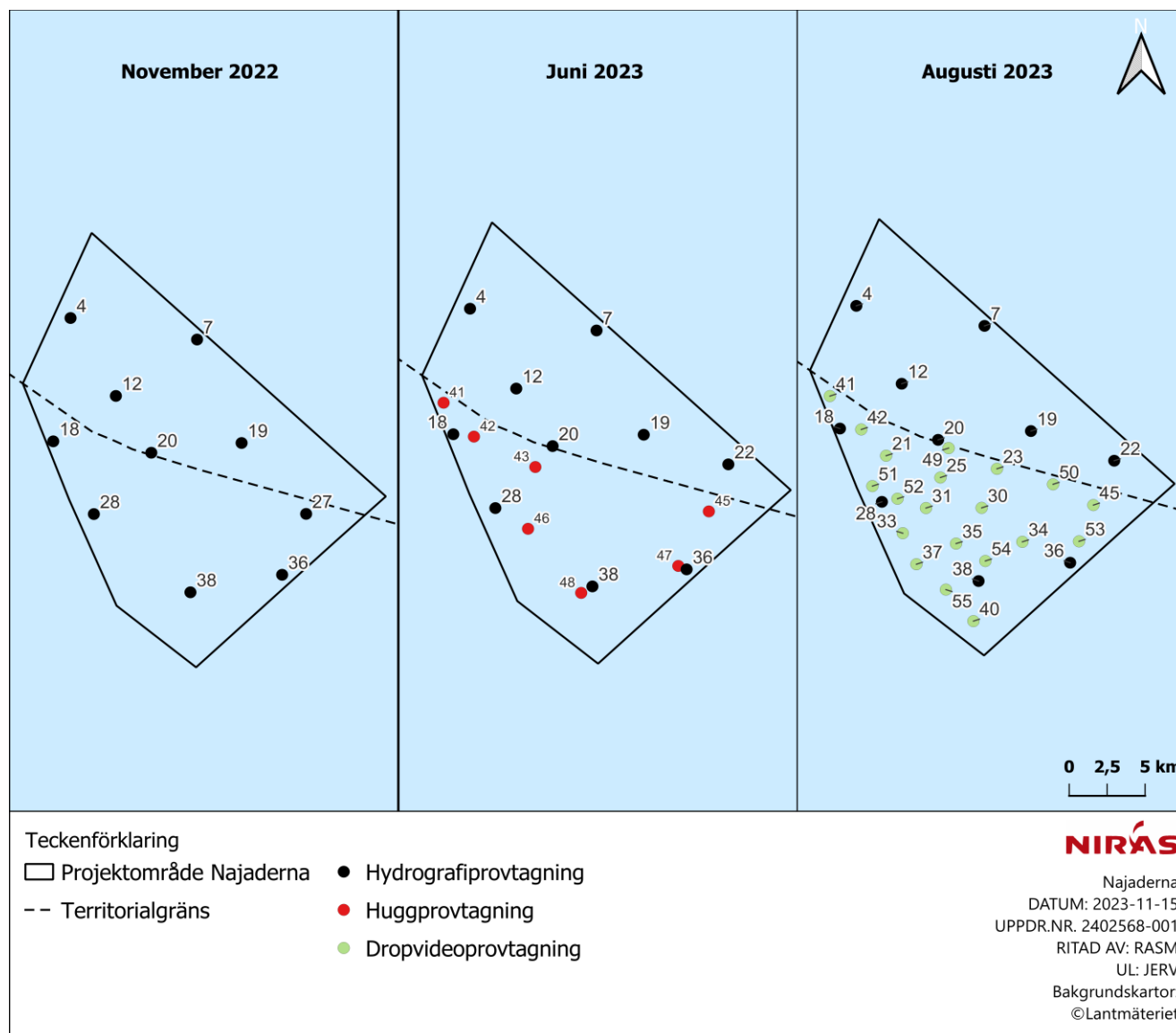
Ca 4,5 km från Najadernas projektområde finns tre utsjöbankar och Natura 2000-områden, kallade Finngrunden, där ett flertal inventeringar med avseende på bentisk flora och fauna tidigare utförts. Finngrunden är uppdelat i tre delområden: Västra banken, Norra banken samt Östra banken placerade nordväst, norr och nordost om projektområdet. Dessa tre utsjöbankar har ett varierande djup mellan 10 och 30 meter (Naturvårdsverket 2006). På Östra banken har tidigare inventeringar gjorts avseende bentisk flora och fauna i samband med den nationella utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2006, Naturvårdsverket 2008). Tidigare studier har även utförts på Västra och Norra banken, kallad Mittbanken. Marine Monitoring AB utförde i juli 2007 en bentisk inventering av området (Hammar m.fl. 2007).



Figur 2.1. Provtagningsstationer för erhållen data från ICES och SMHI SHARKweb, samt Natura 2000-områden runt om projektområdet för Najaderna.

2.2 Inventeringar 2022–2023

NIRAS har utfört bentiska undersökningar inom Najadernas projektområde (Figur 2.2). Dessa undersökningar innefattade bland annat bentiska samt hydrografiska undersökningar under åren 2022 och 2023 i syfte att få en bred och omfattande bild av projektområdets olika miljöer och biotoper.



Figur 2.2. Provtagningsstationer för hydrografi, bottenhugg (för inventering av infauna, kornstorleksanalys och miljögiftsprover) samt stationer för dropvideo. Provtagningarna utfördes under tre olika undersökningsperioder.

Under november 2022, juni 2023 och augusti 2023 genomfördes hydrografiska undersökningar på totalt tio stationer inom projektområdet. Temperatur, salinitet, djup och syrgashalt mättes med hjälp av en CTD-sond. För att få en uppfattning om hur långt ljuset stäcker sig ned i vattenkolumnen mättes även siktdjup med hjälp av en siktdjupsskiva. Under juni 2023 genomfördes sju bottenhuggsundersökningar för att kartlägga vilken typ av infauna (djur som lever nedgrävda i sedimentet) som finns i området. Dessutom genomfördes undersökningar i juni 2023 för att bedöma sedimentets kvalitet inom projektområdet, med fokus på förekomsten av miljögifter och kornstorlek. Samtliga bottenhuggstationer var placerade inom territorialhavet. Bottenhuggsinventeringen utfördes med hjälp av en van Veen-huggare, se detaljer och metod i NIRAS 2023.

Under augusti 2023 undersöktes dessutom 20 stationer med dropvideo inom territorialhavet för att inventera epibentisk fauna (djur som lever ovanpå sedimentet) samt vegetationen. Videoundersökningarna utfördes med hjälp av en videoslåde med en fastsittande videokamera vars videomaterial sedan analyserades, se detaljer och metod i NIRAS 2023.

Bottenundersökningar i den del av projektområdet som är beläget inom svensk ekonomisk zon kräver tillstånd som inte beviljats i tid för 2023 års undersökningar.

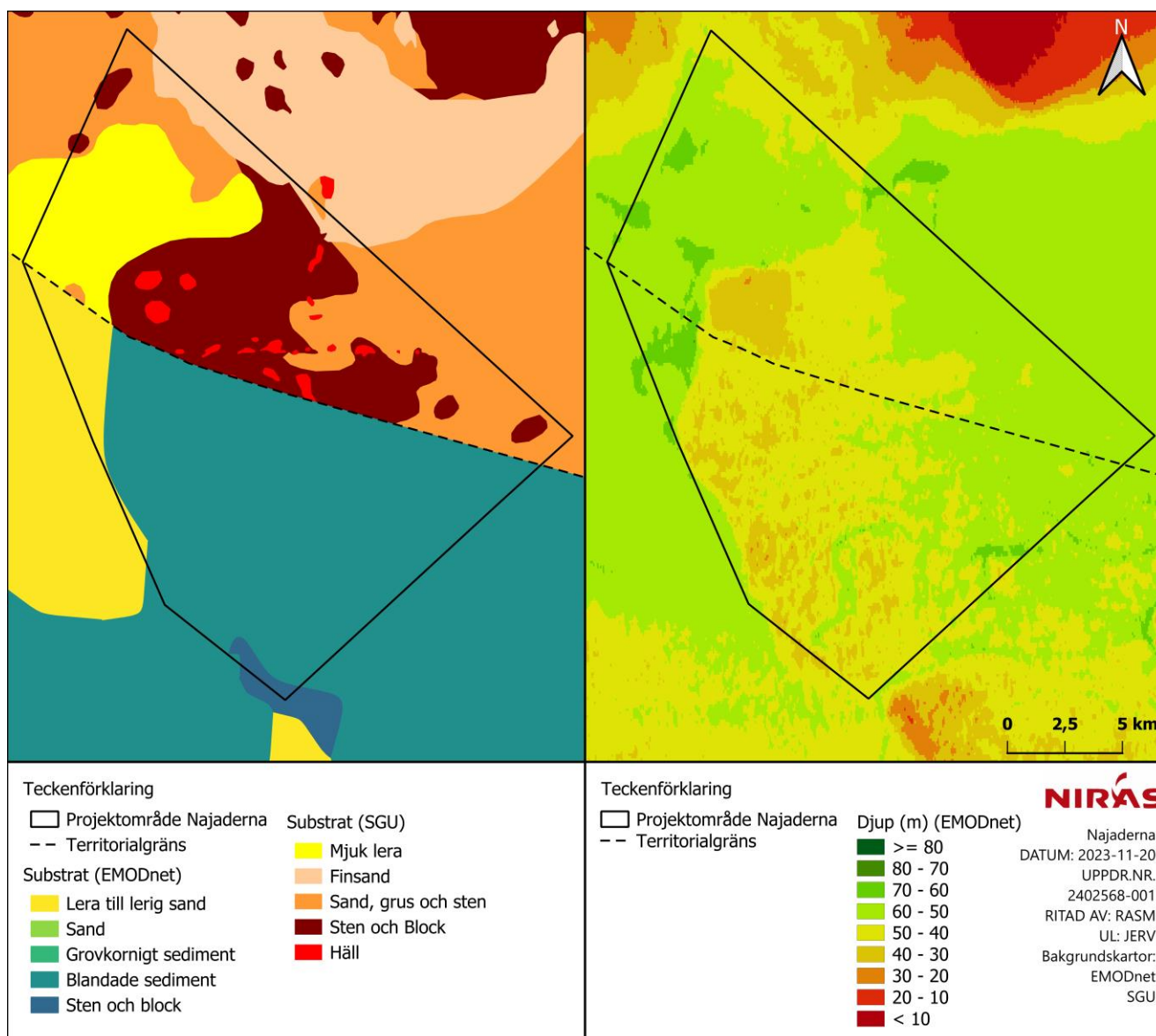
3. Områdesbeskrivning

Bottenhavet, i vilket Najaderna är lokaliserat, är ett brackvattenhav, med en blandning av marina och sötvattenslevande arter. Den låga salthalten är en avgörande faktor för utbredningen av både marina och limniska arter. Det är endast ett fåtal havsarter som klarar av att leva i Östersjöns bräckta vatten, vilket har skapat en helt unik mix av arter där många marina arter har sin nordligaste utbredningsgräns i Bottenhavet, såsom blåmussla och blåstång. Men den låga salthalten har också bidragit till att biodiversiteten i Bottenhavet är relativt låg för både flora och fauna i jämförelse med andra hav.

3.1 Djup och geologi

Bottenhavets medeldjup på 66 meter är det djupaste för Östersjöns delområden. Det djupaste området i Bottenhavet är Ulvödjupet på 293 meter (Snoeijs-Leijonmalm 2017). I projektområdet för den planerade vindkraftsparken varierar djupet från 26 meter ned till 72 meter. Enligt data från EMODnet Bathymetry Consortium (2022) är medeldjupet cirka 50 meter. De grundaste områdena är lokaliserade i de södra och centrala delarna av området, medan de djupaste delarna finns i de nordvästra och östra delarna (Figur 3.1). Den norra delen av området angränsar till utsjöbankarna och Natura 2000-områdena på Finngrund.

Enligt ytgeologiska tolkningar från SGU (2022) förväntas de grunda delarna av området huvudsakligen bestå av morän och sedimentärt berg. De djupare områdena förväntas bestå av glacial lera, postglacial lera och postglacial finsand (Figur 3.1). Resultat från NIRAS sedimentprover år 2023 avseende kornstorlek inom territorialhavet visade att undersökningsområdet dominerades av fint material (lera och silt) med inslag av sand. NIRAS videoundersökningar visade att botten i området inom territorialhavet varierade från silt/lerbotten till berghäll, med en dominans av mjukbotten (NIRAS 2023). Detta överensstämmer delvis med den maringeologiska kartan med klassade bottenstrukturer från EMODnet, som klassat större delen av området som sten och block.



Figur 3.1. Kartor med ytsubstrat inom projektområdet hämtade från EMODnet och SGU (vänster) och djupdata inom projektområdet hämtade från EMODnet (höger).

3.2 Metaller och organiska föroreningar i sediment

Östersjöns ekosystem är på många sätt mer känsligt än de flesta andra havsområden. Det är ett avgränsat hav med begränsat vattenutbyte mellan olika delar av Östersjön samt med närliggande hav, vilket innebär att vattnet har en långsam omsättningstid. Den begränsade vattenvolymen gör att utsläpp av tungmetaller, organiska föroreningar och näringsämnen från olika verksamheter (exempelvis industrier, trafik, hamnar, tätorter och jordbruk) inte späds ut på samma sätt som det gör i andra havsområden. Östersjön fungerar därför som en fångstplats för många föroreningar, och ämnen som är svårnedbrytbara kommer att finnas kvar i sedimenten under lång tid (Magnusson & Norén 2012, Witt 2002).

I kustnära områden ansamlas generellt mer föroreningar än i utsjöområden på grund av närheten till punktkällor som exempelvis hamnar och industrier. Ansamlingen sker kontinuerligt på ackumulationsbotten där

vattenströmmarna är tillräckligt låga för att finkornigt material ska sedimentera, och dessa bottenar blir potentiella sänkor för föroreningar (Hammar m.fl. 2009, Viklund 2019). I projektområdet för Najaderna bedöms det inte finnas några ackumulationsbottenar i betydande utsträckning (AFRY 2023). Grundämnen med naturligt förhöjda halter i ytsediment i Bottenhavet är kobolt och krom (SGU 2022). Gällande organiska föroreningar (exempelvis PAH, PCB och TBT) är halterna generellt lägre i utsjösediment i Bottenhavet jämfört med i Egentliga och Södra Östersjön (SGU 2022).

Analyserade sedimentprover i NIRAS undersökning år 2023 (NIRAS 2023) tagna inom projektområdet för Najaderna visade generellt på låga halter av metaller med undantag för krom, koppar, nickel och zink som uppmättes i högre halter i ett fåtal prover. Resultatet var som förväntat då halterna ligger inom spannet av vad som tidigare uppmätts i utsjösediment i Bottenhavet (SGU 2022).

Även för organiska föroreningar uppmättes generellt låga halter i sedimentproverna tagna inom parkområdet för Najaderna i förhållande till andra prover tagna i svenska kust- och utsjöområden (SGU 2017; SGU 2022 och SGU 2023).

3.3 Hydrografi: temperatur, salinitet och syreförhållanden

Havsvattnet i Bottenhavet är bräckt (4-7 PSU (Practical Salinity Unit)) och normalt skiktat där bottenvattnet har en högre salinitet än ytvattnet. Detta bekräftades av NIRAS hydrografiska undersökningar under åren 2022 och 2023 (se avsnitt 2.2). Under provtagningarna framkom ingen tydlig haloklin (saltsprångskikt), men en antydning till skiktning fanns vid mellan 30 och 40 meters djup i november 2022.

Till skillnad från Egentliga Östersjön så finns inga utbredda områden med syrefattiga (hypoxiska) eller syrefria (anoxiska) bottenförhållanden i Bottenhavet (Snoeijs-Leijonmalm m.fl. 2017). Enligt NIRAS provtagningar varierade syrgashalten inom projektområdet mellan 6 ml/l och 9,5 ml/l. En viss skiktning i syrgashalt kunde påvisas men generellt tyder de uppmätta syrgashalterna på att vattnet är omblandat och syresatt under hela året, utan tecken på att djupvattnet varken är syrefattigt eller syrefritt (NIRAS 2023).

Siktdjupet varierade mellan de olika provtagningstillfällena men var relativt konstant för alla stationer vid respektive provtagningstillfälle. Medelvärdet för november och juni varierade endast marginellt (6,4 meter och 6,2 meter) medan sikten i augusti var betydligt sämre (3,9 meter). Detta är att förvänta då algbloomningar i Bottenhavet ökar under sommarmånaderna med ökande temperaturer och solljus.

3.4 Vegetation och bottenfauna

3.4.1 Vegetation

I Östersjön sträcker sig den fotiska zonen, det vill säga djupet dit tillräckligt ljus når för att fotosyntes ska kunna ske, som mest till 20–25 meter (Snoeijs-Leijonmalm m.fl. 2017). Den fotiska zonen kan räknas ut genom att multiplicera siktdjupet med 3,5 (Lee m.fl. 2018). Vid projektområdet var siktdjupet vid fältundersökningarna (vid tio olika stationer, vid tre olika tillfällen) mellan 3,5 och 7,3 meter, vilket innebär att den fotiska zonen sträcker sig till ett djup på maximalt knappt 26 meter. Eftersom hela projektområdet har ett djup på minst 26 meter, och botten således ligger under den fotiska zonen, så förväntas ingen bottenvegetation inom Najaderna. I videoundersökningar vid 20 stationer (Figur 2.2) utförda av NIRAS i augusti 2023, observerades heller ingen vegetation. Däremot förekommer vegetation i grundare närområden till projektområdet.

Den vegetation som är vanlig i Bottenhavet och som beskrivs från tidigare data och undersökningar består framför allt av 12 taxa (plural av taxon: enheter av biologisk klassificering vilket kan vara art, klass eller annan nivå) för områden med hårbotten – såsom närområdet Finngrundens – med en tydlig zonering av algsamhällen i djupled. Detta område visar en högre artförekomst, med en rikare algflora än andra områden i Bottenviken, som sträcker sig ned till 21 meter. Det förekommer både brunalger, rödalger och en art av grönalger. Tångbältena av blåstång (*Fucus vesiculosus*) och smaltång (*Fucus radicans*) sträcker sig ner till 11 meters djup och markerar områdets höga naturvärde. Brunalger som dominerar i detta sammanhang är trådslick (*Pilayella littoralis*) och ishavstofs (*Battersia arctica*). De vanligast förekommande rödalgsarterna är fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*), rödris (*Rhodomela confervoides*) och rödplysch (*Rhodochorton purpureum*). Den enda observerade grönalgen är grönslick (*Cladophora glomerata*) (Naturvårdsverket 2006, Wpd 2009). Finngrundens är generellt sett grundare än projektområdet, med ett grundaste djup på 4 meter på Östra banken.

Även i de närliggande miljöövervakningsstationer strax söder om projektområdet (Figur 2.1) finns arter som ishavstofs, rödris och kräkel (*Furcellaria lumbricalis*), med ett nedre djup på 19 meter. Dessutom har stenhinnor (*Hildenbrandia* sp.) hittats med en täckningsgrad på upp till 25 % vid dessa miljöövervakningsstationer. Rödalger är den grupp av primärproducenter som är mest tåliga för låga ljusnivåer, eftersom de kan fotosyntetisera vid sämre ljusförhållanden än grön- och brunalger. Detta förklarar varför den hittades på det djupet i en relativt hög täckningsgrad.

3.4.2 Fauna

Likt stora delar av Östersjön så är artrikedomen bland bottenfaunan låg i Bottenhavet, till stor del på grund av det bräckta vattnet (Zettler m.fl. 2014). Enligt miljöövervakningsdata från SHARK och ICES är de vanligast förekommande arterna i närliggande områden till projektområdet Najaderna blåmussla (*Mytilus edulis*), vitmärla (*Monoporeia affinis*), skorv (*Saduria entomon*) och nordamerikansk havsborstmask (*Marenzelleria* spp.). Totalt har 18 taxa påträffats i miljöövervakningen mellan åren 1982 och 2022. I de närliggande Finngrundens dominerades bottenfaunan i inventeringar av arter som tångmärlor (*Gammarus* spp.), snäckor (båtsnäcka, *Theodoxus fluviatilis* och *Lymnaea peregra*), jaeragråsuggor (*Jaera* sp.) samt relativt höga abundanser av fjädermygglarver (Chironomidae) (Naturvårdsverket 2006). Finngrundens skiljer sig dock från projektområdet, främst ifråga om djup där Finngrundens är betydligt grundare.

Inom närliggande Natura 2000-områden på Finngrundens förekommer både hård- och mjukbottnar inom både afotiska (dit mindre än 1 % av solljuset når) och fotiska zonen. Där arter bildar revmiljöer karakteriserade av algsamhällen och fauna kopplade till dessa, så som tångmärlor, musselbankar av blåmusslor, slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*), tångbark (*Electra crustulenta*) och brackvattenshydroider (*Cordylophora caspia*) (Länsstyrelsen Gävleborg 2018).

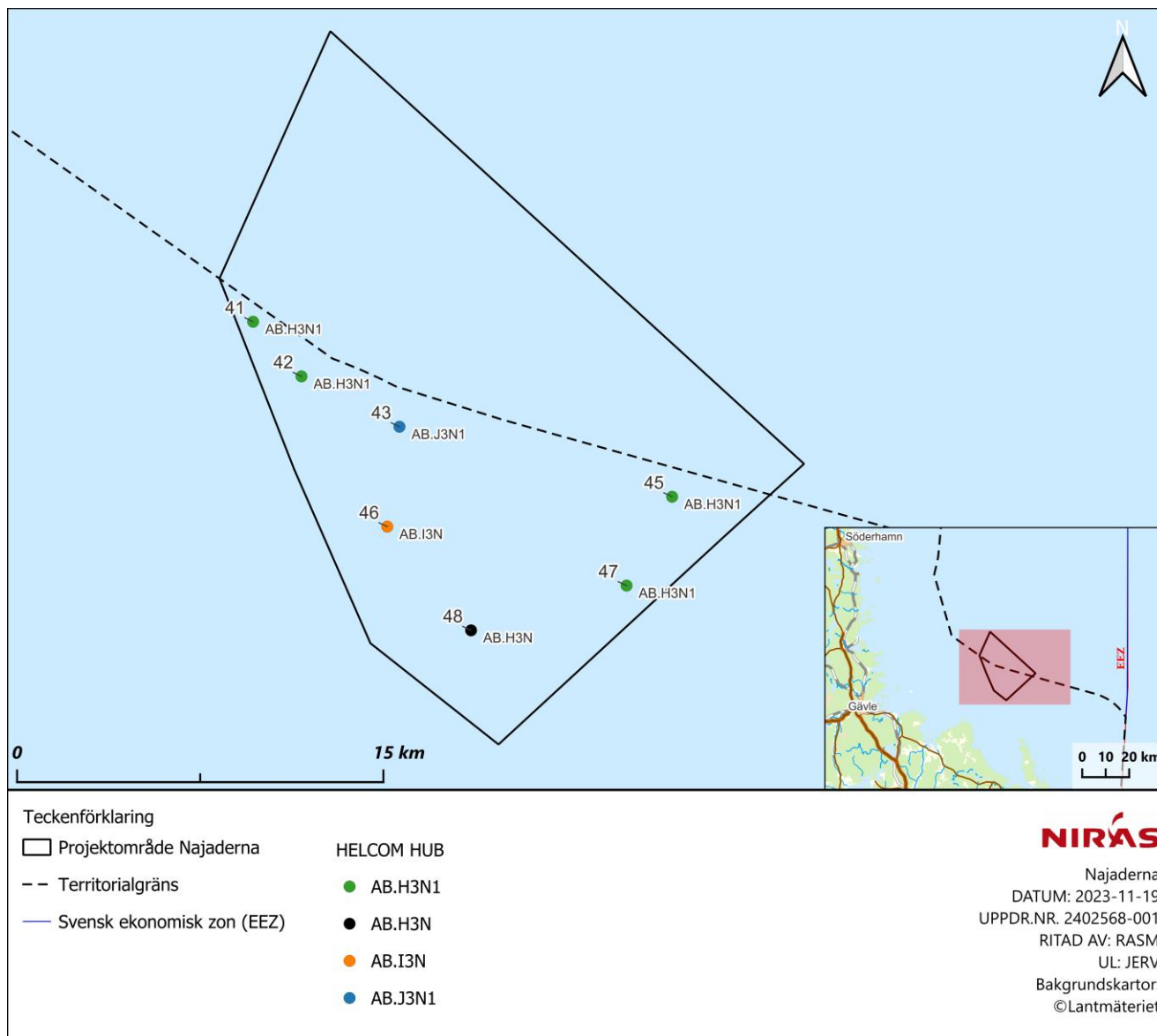
I bottenfaunaprover från totalt sju stationer inom projektområdet utförda av NIRAS i juni 2023 hittades totalt åtta taxa varav fem arter, två släkten och en understam. Ingen taxa som hittats genom provtagningen är klassad som hotad eller sårbar på den svenska rödlistan (SLU artdatabanken 2020). Av de fem arterna bedöms fyra som livskraftiga (LC); vitmärla, skorv, östersjömussla (*Macoma balthica*), och vitmärlan *Pontoporeia femorata*. Den femte arten, korvmask (*Halicryptus spinulosus*), bedöms inte alls enligt den svenska rödlistan. I samtliga bottenfaunaprover var abundansen högst hos vitmärla, följt av *P. femorata* och/eller nordamerikansk havsborstmask. Med avseende på våtvikt dominerade vitmärla på fyra stationer, skorv vid en station medan resterande två stationer hade ungefär lika stor vikt av skorv respektive vitmärla och nordamerikansk

havsborstmask. I de videoundersökningar från 20 stationer (Figur 2.2) som NIRAS utförde i augusti 2023, hittades endast fyra taxa tillhörande bentisk fauna; nässeldjur (Hydroida), blötdjur (Mollusca), skorv och pungräkor (Mysidae).

De arter av bottenfauna som identifierats i NIRAS undersökningar inom projektområdet är vanliga i Bottenhavet och i övriga delar av Östersjön. I jämförelse med inventeringarna inom projektområdet och miljöövervakningsdata från SHARK och ICES, har färre arter hittats inom projektområdet än i angränsande områden av jämförbar karaktär.

3.4.3 Biotopklassificering enligt Helcom HUB

Klassificering enligt Helcom Underwater Biotope and habitat classification (HUB) (Helcom 2013a) gjordes utifrån data insamlad av NIRAS i augusti 2023. Resultaten visade på förekomst av fyra biotoper, varav alla afotiska: mjukbotten dominerad av vitmärla (*M. affinis*) och/eller *P. femorata* (AB-H3N1, fyra stationer), mjukbotten dominerad av sedimentlevande kräftdjur (AB.H3N, en station), grovsubstrat dominerat av sedimentlevande kräftdjur (AB.I3N, en station) och sandbotten dominerad av vitmärla (*M. affinis*) och skorv (*S. entomon*) (AB.J3N1, en station) (Figur 3.2). Att alla biotoper var i afotiska zonen innebär att biotoperna saknade förekomst av flora. Ingen av dessa tre arter (skorv, vitmärla och *P. femorata*) är rödlistade enligt Helcom (2013a). Två av de fyra HUB-biotoperna, AB.H3N och AB.I3N är klassade som NE (kunskapsbrist), medan biotopen AB.I3N är klassad som LC (Livskraftig). Den fjärde biotopen är AB.H3N1, eller afotisk mjukbotten som dominerat av vitmärla (*M. affinis*) och/eller *P. femorata*. Denna biotop är klassad som NT (nära hotad) enligt Helcoms rödlista för hotade biotoper och livsmiljöer (Helcom 2013b). En av de nyare främmande arterna i Östersjön är havsborstmasken *Marenzelleria* spp. som har ökat kraftigt i antal under de senaste årtiondena. Det finns nu en biotop som kallas 'afotiska leriga sediment dominerade av *Marenzelleria* spp' (AB.H3M3) där den biotopen har tagit över områden som tidigare var AB.H3N1 och kan ha bidragit till att den biotopen har minskat så att den har hamnat på rödlistan (Helcom 2013b).



Figur 3.2. Bottenfaunastationer biotopklassificerade enligt Helcom HUB.

Baserat på informationen om de vanligt förekommande arterna samt habitatstyperna inom projektområdet Najaderna, förväntas inte skyddsvärda (enligt SLU Artdatabanken 2023) arter förekomma i någon betydande utsträckning. Det vill säga, de arter som har hittats i inventeringarna beskrivna ovan är vanligt förekommande inom större delar av Östersjön och är inte klassade som hotade eller rödlistade enligt den nationella rödlistan. Habitaterna och biotoperna som hittats inom projektområdet är vanligt förekommande i Bottenhavet, men där en av fyra biotoper anses vara nära hotad enligt Helcoms rödlista för hotade biotoper och livsmiljöer (Helcom 2013b).

4. Påverkansfaktorer och konsekvensbedömningar

I det kommande avsnittet beskrivs potentiell påverkan som kan uppstå på bottenflora och bottenfauna i samband med anläggning, drift och avveckling av Najaderna vindkraftpark. De bedömda påverkansfaktorerna har valts ut baserat på NIRAS egna bedömningar som är specifika för projektområdet och för vindkraftparkens lokala förhållanden. I Tabell 4.1 presenteras de identifierade påverkansfaktorerna som tas upp i denna rapport och vilket skede de berör.

Tabell 4.1. Bedömda påverkansfaktorer för bentiska habitat och arter för respektive fas av Najadernas vindkraftsprojekt.

Påverkansfaktor	Anläggning	Drift	Avveckling
Sedimentspridning och sedimentation	X		X
Fysisk förändring av havsbotten	X	X	X
Spridning av främmande arter	X	X	X
Förändringar i strömmar		X	
Organiska föroreningar och metaller	X		X
Elektromagnetiska fält		X	

4.1 Bedömningsgrunder

För att bedöma den planerade verksamhetens potentiella konsekvenser för bentisk flora och fauna har en trestegsmetod (DGE 2023) använts, vilken utgår ifrån en bedömningsmatris (Figur 4.1). Matrisen utgår ifrån en bedömning av mottagarens värde/känslighet och de potentiella effekter som verksamheten väntas medföra i storlek och omfattning. Dessa två parametrar vägs samman till en konsekvens för varje påverkansfaktor. Mottagaren i detta fall består av bottenhabitat tillsammans med bottenlevande arter. Konsekvensen kan delas in i sex värdeklasser från positiva till stora, se Figur 4.1.

Matris för bedömning av miljökonsekvenser		Effekter				
		positiva	obetydliga	små	måttliga	stora
Värden och känslighet	Obetydliga	positiva	obetydliga	obetydliga	mycket små	mycket små
	Små	positiva	obetydliga	mycket små	små	måttliga
	Måttliga	positiva	mycket små	små	måttliga	stora
	Stora	positiva	mycket små	måttliga	stora	stora

Figur 4.1 Bedömningsgrunder från DGE (2023) "Bedömningsmetodik MKB vindkraftsprojekt".

4.1.1 Worst case

Inom havsbaserad vindkraft sker det i dagsläget en ständig förändring när det gäller metoder och tekniker. För Najaderna kommer det slutliga valet av teknik inte att fastställas förrän efter detaljprojekteringen och inför slutligt byggnadsbeslut. Bedömningarna av miljökonsekvensen kommer därför att utföras utifrån största möjliga påverkan för de alternativ som exemplifierar det spann som etableringen kan hamna inom. Dessa "worst case" presenteras närmare i följande stycken och utgår från de scenarier som förväntas ha störst påverkan på bottensamhällen och habitat.

För sedimentering och sedimentspridning anses anläggandet av monopiles vara worst case eftersom detta eventuellt medför borrhning som kan innebära att ökade volymer sediment förflyttas. För anläggning av kablar är worst case att nedspolning kommer användas eftersom detta bedöms ge högre grad av spill än plogning. För kabelnedläggningen i Najaderna bedöms 20 % spill kunna förekomma. Utsläppet av överflödigt sediment kommer att ske fem meter ovanför havsbotten. Sedimentspridning på halter upp till 10 mg/l förväntas breda ut sig maximalt 12,5 km från borrhning av monopiles och maximalt 4 km för nedspolning av kablar. Vid borrhning och

nedspolning av kablar kan koncentrationerna på 100 mg/l förekomma på ett avstånd på 1 000 meter från dessa, maximalt i 6 dygn i sträck (AFRY 2023).

Gällande påverkansfaktorn fysisk förändring av havsbotten utgår worst case från att det maximala bottenanspråket för 67 vindkraftverk, en transformatorplattform samt att det interna kabelnätet är 0,79 km², vilket motsvarar ca 0,2 % av projektområdets area.

Gällande elektromagnetiska fält bedöms worst case vara att cirka 135 km kabel anläggs med magnetfältets styrka som når upp till maximalt 0,042 mT 0,5 meter under sedimentytan. Magnetfältets magnitud beror på styrkan av strömmen och spänningen i internkablar. Worst case styrka av magnetfält kommer endast förekomma under några timmar per år då det genereras som mest ström. Worst case scenariot förekommer endast i de delar av internkabelnätet där strömmen är som störst (COWI 2023).

4.2 Avgränsningar

4.2.1 Förändrad isutbredning

Isbildning inträffar endast väldigt sporadiskt inom projektområdet enligt SMHI:s isutbredningskartor. Isbildning kan ha en störande påverkan på flora, där isen kan skrapa bort befintlig växtlighet från hårda ytor. Eftersom det inte finns någon växtlighet inom projektområdet på grund av de stora djupen, och där isutbredning förekommer sällan, bedöms inte förändringar i isutbredning kunna medföra några miljöeffekter på bentisk flora eller fauna.

4.2.2 Skuggning

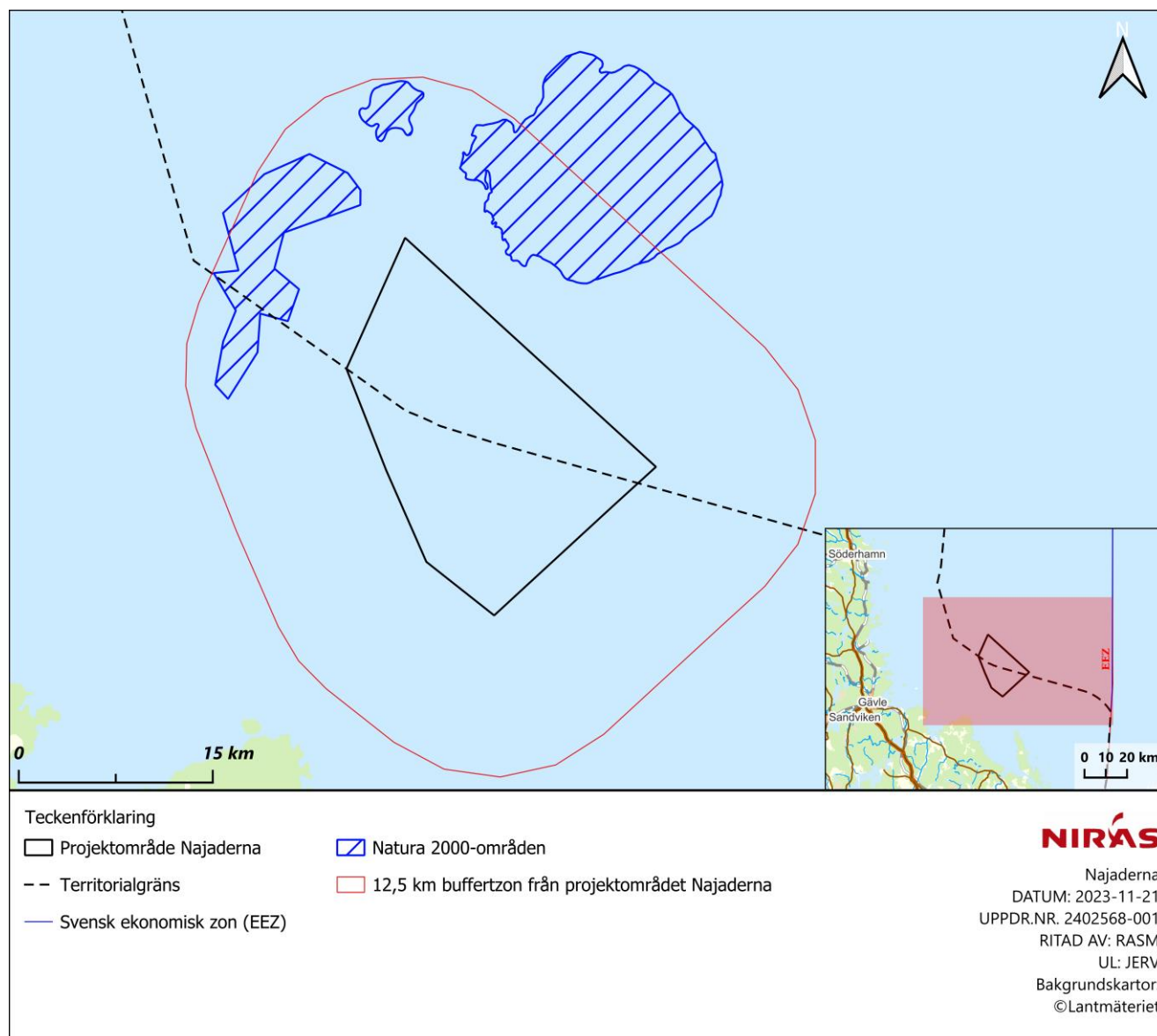
I denna rapport inkluderas inte bedömningar av skuggning från vindkraftverken. Detta beror på att bottenmiljön befinner sig under fotiska zonen och det finns ingen växtlighet inom de områden som kan skuggas av vindkraftverken i Najaderna. Skuggning påverkar således inte bentisk fauna och därmed uppkommer inte någon miljöeffekt från skuggning.

4.3 Anläggningsfas

4.3.1 Sedimentspridning och sedimentation

Vid installation av fundament och kabeldragning uppstår en spridning av sediment med tillfälligt ökade halter av suspenderat material i vattnet. Enligt AFRY (2023) kan anläggandet av Najaderna, i ett worst case scenario, ge upphov till en ökning av suspenderat sediment i vattenkolumnen med en varaktighet upp till 30 h vid nedspolning av kabel. AFRY:s utredning (2023) visar på halter av sediment om 500 mg/l vid ett avstånd på 100 meter vid nedspolning av kabel. Vid ett avstånd på 1 km har koncentrationerna sjunkit till 100 mg/l. Sedimentkoncentrationer på halter över 10 mg/l förväntas maximalt breda ut sig 12,5 km från varje arbetsposition för fundament, och 4 km från nedspolning av kabel. Eftersom placeringen av fundament och internkablar inte är bestämd har en buffertzona kring hela projektområdet använts för att visualisera det potentiella påverkansområdet (Figur 4.2). Vid borrhning av monopiles kan koncentrationer av suspenderat sediment uppgå till en maximal nivå på omkring 100 mg/l under ca 3 dygn, per vindkraftverk. Sedimentplymer från anläggning av flera vindkraftverk kan komma att överlappa. Sannolikheten för att fler än två plymer överlappar är dock låg, men i det fall det inträffar kan koncentrationer av suspenderat sediment vara 100 mg/l och uppkomma under mer än 6 dygn i sträck. Området med höga halter suspenderat sediment (över 1 000 mg/l) kommer, i ett extremfall, att sträcka sig till omkring 400 meter från arbetspositionen och tiden som det mest finkorniga sedimentet uppehåller sig i vattenmassan beräknas bli som mest mellan 30 och 70 h, beroende på strömhastigheten och typ av arbete som

utförs. Vid en borring av monopiles för samtliga 67 fundament skulle den genomsnittliga pålagringen bli mindre än 5,0 mm, om allt material skulle sedimentera på botten inom projektområdet (AFRY 2023).



Figur 4.2. Buffertzoon på 12,5 km från projektområdet som visar maximala spridningen av sediment med halter upp till 10 mg/l tillsammans med närliggande Natura 2000-områden.

Suspenderade partiklar i vattenkolumnen och överlagring av sediment (sedimentation) har generellt sett en mer begränsad påverkan på djur på mjukbotten i jämförelse med djur på botten av hårdare sediment, då sedimentation och grumling är naturliga processer i områden med sand och lera. Större djup innebär generellt en lägre naturlig grumling och sedimentspridning jämfört med grundare botten där större krafter från vågor och strömmar kan göra att sedimentet på botten sprids upp i vattenkolumnen. Najadernas projektområde består, som beskrivits tidigare, av blandat sediment med både grövre och finare material.

En ökad sedimentation kan bidra till olika effekt på bottenlevande organismer beroende på vilken art som blir berörd, samt exponeringstiden som organismerna blir utsatta för sedimentationen (Wilber & Clarke 2001). Även

känsligheten för suspenderat material varierar mellan olika arter och livsstadier samt exponeringstiden av det suspenderade materialet (Karlsson m.fl. 2020). De flesta arter av bottenlevande fauna är toleranta för tillfälliga höga halter av suspenderat sediment, medan vissa arter kan påverkas negativt vid långvarig exponering av höga koncentrationer. Bottenlevande djur som är nedgrävda i havsbotten (infauna) klarar sig vanligtvis bättre vid en ökad sedimentation än de djur som lever ovanpå bottenarna (epifauna). Sessila (fastsittande) organismer och djur med begränsad förmåga att ta sig igenom det nedfallna sedimentet kan riskera kvävning vid långvarig övertäckning. En ökad uppblandning av organiskt material kan dock gynna vissa filtrerande djurgrupper då det kan ge en högre tillgång av föda.

Musslor tillhör de filtrerande organismer som kan gynnas av en ökad suspension av organiskt material, genom en ökad födotillgång i vattnet. Musslor klarar vanligtvis halter upp mot 100 mg/l under en månads tid utan att bli direkt påverkade av suspenderat material (Budd & Rayment 2001). Vid högre halter eller längre exponeringstid kan musslorna påverkas negativt eftersom deras filtreringsmekanism riskerar att täppas igen, vilket kan leda till en ökad energiförbrukning, nedsatt födointag och minskad tillväxt hos denna djurgrupp (Lisbjerg m.fl. 2002, Velasco & Navarro 2002). Östersjömusslor och sandmusslor (*Mya arenaria*) är relativt resistent mot övertäckning och klarar en sedimentation upp till 400 mm (Powilleit m.fl. 2008). De två arterna av musslor växlar mellan att gräva ned sig i sedimentet för att söka skydd från predation och förflytta sig upp till ytan för att söka föda. Östersjömusslors födostrategi varierar mellan filtrering och genom att suga upp dött material från sedimentbotten (depositionsätare). Genom att ändra sin födostrategi är östersjömusslor mer toleranta för grumling och sedimentspridning än andra musselarter. Eftersom musselarterna som förekommer i Najaderna är toleranta för den halt suspenderade material, sedimentationen samt de varaktigheter sedimentspridning som anläggningen av Najaderna förväntas ge upphov till bedöms deras känslighet som obetydlig. Effekten som sedimentationen och sedimentspridningen har på musslorna bedöms också som obetydlig eftersom halterna förväntas vara låga och med en kort varaktighet.

Både ringmaskar och märkräftar är grävande organismer som lever i sedimenten och kan röra sig upp och ner i dem. Ringmaskar, som *Marenzelleria* spp. och korvmask, kan gräva ned sig ca 200 mm i sedimenten (Powilleit m.fl. 2008). Märkräftar, som vitmärla och *P. femorata*, återfinns oftast i de översta 50 mm av sedimentet, men kan röra sig ned till mer än 100 mm om syrehalten är tillräcklig (Hill & Elmgren 1987). På grund av detta bedöms både deras känslighet för och effekten av sedimentspridning och sedimentation i Najaderna vara obetydlig.

Inom Najadernas projektområde består epifaunan framför allt av skorv och pungräka. Skorv är en predator som lever på mjukbotten där den vandrar över sedimentet för att söka föda. Arten kan även simma i vattenpelaren eller gräva ned sig för att undvika predatorer (Haahtela 1990). På grund av att skorven kan förflytta sig, både spatialt över områden samt gräva upp och ned sig i sedimentet, bedöms den inte vara känslig för sedimentation. Skorv förväntas inte begränsas eller påverkas av tillfälligt förhöjda halter av sediment i vattenkolumnen eller av sedimentation. Både deras känslighet och effekten av sedimentspridningen och sedimentationen bedöms därför vara obetydliga.

Ett annat kräftdjur som också är vanligt förekommande inom projektområdet är pungräka, där studier visar på en dödlighet hos pungräkor på 40 % vid en exponering av grumlingshalt på 230 mg/l under en 28 dagars period. Vid en grumlingshalt på 1 000 mg/l under samma period ökar dödligheten för pungräkor till 60–80 %. Vid ett korttidsexperiment under fyra dagar för samma grumlingshalter förekom ingen dödlighet hos pungräkor (Wilber & Clarke 2001). Sedimentspridning av de halter som förväntas uppkomma under anläggningen av Najaderna, i ett worst case-scenario, är lägre än vad som bedöms påverka dödlighet hos pungräkor. Eftersom varaktigheten

av sedimentspridningen är begränsad, sedimentationen är relativt låg och lokal samt att pungräkor är vanligt förekommande i stora kvantiteter i hela Bottenhavet med stora kvantiteter bedöms känsligheten och effekterna för pungräkor som obetydliga.

Om hårdare sediment, i form av sten och håll, täcks över med fint sediment från sedimentspridningen kan det försvåra fortplantningen av arter vars larver behöver hårda ytor att fästa sig på. NIRAS videoundersökning inom projektområdet (avsnitt 3.4.2) visade på låga förekomster av arter som sitter fästa på hårbotten. Endast arter av hydrozoer har hittats sporadisk inom projektområdet (NIRAS 2023). Hydrozoer utgör en kolonibildande grupp inom stammen av nässeldjur. Dessa filtrerare försörjer sig genom att konsumera små djur eller partiklar som finns i vattnet. Det finns begränsad forskning om vilka naturvärden som kopplas till hydrozoer, där naturvärden varierar beroende på vilka arter och strukturer som finns närvarande. Hydrozoer kan fungera som föda för en rad olika organismer, men de kan också hindra kolonisationen av andra faunaelement på hårda strukturer genom att filtrera bort settlande larver (larver som sätter sig fast på strukturer) (Gili & Hughes 1995). På liknande sätt som musslor kan hydrozoer påverkas både positivt och negativt vid en ökad spridning av sediment. Om sedimentet innehåller höga halter av organiskt material ökar tillgängligheten av föda för hydrozoerna. Om det istället innehåller höga halter av oorganiskt material, kan sedimentet i stället täcka och begrava dessa organismer. För hårbottenmiljöerna inom Najaderna bedöms effekterna av sedimentation till följd av Najadernas anläggande som obetydliga eftersom det endast blir en genomsnittlig sedimentering med 5,0 mm inom projektområdet. Dessutom har endast en sessil bentisk grupp hittats i samband med detta habitat och en sedimentering bedöms inte ha en betydande effekt på utbredningen av hydrozoer. Känsligheten för hydrozoer bedöms vara liten. Hydrozoer är en väl etablerad klass i Bottenhavet och en sedimentation från sedimentspridningen utgör inte en påverkan för utbredningen av hydrozoer i stort.

Inom Najadernas projektområde har ingen vegetation hittats, men på de närmast liggande Natura 2000-områdena, Finngrund, förekommer många olika vegetationsarter (se avsnitt 3.4.1), bland annat brunalger, rödalger, en art av grönalger samt stenhinnor. Alger är habitatbildande och kan skapa reveffekter som många olika arter kan gynnas av, genom att skapa skydd och en tillgång till föda. En ökad spridning av sediment kan påverka ljusförhållanden negativt i vattnet och därigenom hämma fotosyntesen hos bottenflora. Denna försämring kan i sin tur ha konsekvenser för tillväxt och överlevnad hos algerna (Lyngby & Mortensen 1996, Davison & Hughes 1998). Vid en kraftig uppgrumling av sediment finns risken för betydande sedimentation där vegetationen täcks över. Denna övertäckning kan orsaka skador på algerna, dels genom att tynga ned algerna från det sedimenterade materialet, dels genom en försämrad fotosyntes. Om sedimentationen är mycket stor och helt täcker algerna ökar risken för att floran dör. Rödalger är den grupp av primärproducenter som är mest tåliga för låga ljusnivåer, eftersom de kan fotosyntetisera vid sämre ljusförhållanden än grön- och brunalger. Sedimentspridningen från borring av monopiles i Najaderna kan, i ett worst-case scenario, sträcka sig upp till 12,5 km, med halter upp till 10 mg/l. Detta innebär att Najaderna kan ge upphov till en viss temporär grumling av vattnet på Finngrund, som ligger på 4,3 km (Västra banken), 6,5 km (Östra banken) respektive 7,7 km (Mittbanken) från utkanten av Najadernas projektområde (Figur 4.2). Algernas känslighet för sedimentsuspension bedöms dock som måttlig eftersom alger kan påverkas negativt av sämre ljusstillgång men klarar av halter av en naturligt förekommande grumling. Effekterna från en sedimentspridning och sedimentation bedöms som obetydliga, då sedimenthalterna är låga och i samma proportion som naturligt förekommande halter. Miljökonsekvenserna av sedimentspridning och sedimentation på hårbottenarter på Finngrund bedöms därför som mycket små.

4.3.1.1 Konsekvensbedömning

Värdena hos de vanligast förekommande arterna inom och vid Najadernas projektområde bedöms som obetydliga eftersom de är vanligt förekommande inom stora delar av Östersjön och inte är klassade som hotade eller rödlistade enligt den nationella rödlistan. Effekterna av sedimentspridningen bedöms som obetydliga på grund av att sedimenthalterna generellt är relativt låga och varaktigheten är kort. De högre halterna av sedimentspridningen är lokala och påverkar endast väldigt små ytor i proportion till hela projektområdet. Spridningsavståndet varar maximalt 12,5 km med lägre halter än 10 mg/l, vilket är densamma som den naturliga grumligheten under sommarperioden i Östersjön (Kyriliuk 2014, Karlsson m.fl. 2020). En spridning av sedimentkoncentrationer med 100 mg/l i kortare perioder kommer inte att utgöra en negativ påverkan på närliggande bottensamhällen. Men med en förekomst av olika arter av alger som förekommer i närliggande områden till projektområdet Najaderna finns det högre värden och känslighet mot sedimentspridning och sedimentering än för andra bentiska arter. Miljökonsekvenserna av den potentiella sedimentspridning och sedimentation som Najaderna kan ge upphov till, i ett worst case-scenario, under anläggningsfasen bedöms för bottensamhällen därmed vara mycket små.

4.3.2 Fysisk förändring av havsbotten

En fysisk förändring av havsbotten uppkommer vid anläggande av vindkraftsfundament, där det utförs både borrhning och pålning, beroende på sedimenttyp. En fysisk förändring uppkommer även vid botten med anläggning av erosionsskydd och jack-up fartyg som används under anläggningsfasen.

Det planeras för att maximalt 67 vindkraftverk anläggs inom projektområdet för Najaderna. Dessa vindkraftverk kommer ta maximalt 87 000 m² av bottenytan i anspråk, där vardera vindkraftverket upptar en bottenyta mellan 60 och 1 300 m² beroende på vilken typ av fundament som kommer att användas. Beräknat med högsta möjliga anspråk av bottenytan för 67 vindkraftverk, kommer fundamenten att uppta cirka 0,02 % av den totala bottenytan inom Najadernas projektområde. Förutom fundamenten för vindkraftverken tillkommer ytan för transformatorplattformen som är beräknad till totalt ca 2 000 m². Det interna kabelnätet beräknas ha en total längd på maximalt 135 km, med en bredd på 5 meter av påverkad bottenyta, vilket ger en total påverkad yta från kabelnätet på 0,7 km². Worst case-scenariot för totalt anspråkstagen yta inom projektområdet blir 0,79 km², vilket är 0,2 % av det totala projektområdet (Eolus 2023).

En fysisk påverkan från anläggningandet av fundament och kablar påverkar framför allt sessil bottenfauna som inte kan förflytta sig från platsen. Dessa bottenlevande djur kommer då att skadas av det pågående anläggningsarbetet. I de fall kabelanläggningen orsakar en störning på botten kommer miljön att återskapas genom att sediment läggs tillbaka när kabeln installerats och lagts på plats. Kabeldragning kan anses som en kortvarig temporär fysisk störning på bottensubstratet.

Helcom HUB biotopen som utgörs av afotiska leriga sediment dominerade av *Monoporeia affinis* och/eller *Pontoporeia femorata* (AB.H3N1) är rödlistad som NT (Nära hotad) (Helcom 2013b). Troligen är biotopens nedgång beroende av övertaget och spridningen av *Marenzelleria spp.* Dessa två arter av märkräftor som hittades inom projektområdet från NIRAS (2023) inventeringen är inte rödlistade. Märkräftorna förekommer med en hög förekomst och abundans i projektområdet och generellt i Bottenhavet. Inom projektområdet finns en mix med både hårt och mjukt substrat. En fysisk förändring av havsbotten kan förekomma inom projektområdet där mjukbottenssubstrat byts ut till hårda fundament.

4.3.2.1 Konsekvensbedömning

På grund av att projektområdet inte hyser några särskilt känsliga eller rödlistade arter, utan i huvudsak består av de vanligaste förekommande arterna i Bottenhavet, bedöms bottenfaunans känslighet för fysisk störning på botten som obetydlig. Det finns en möjlig minskning av den rödlistade biotopen AB.H3N1, främst på grund av den snabba spridningen av *Marenzelleria* spp., som riskerar att konkurrera ut märkräfforna. Najaderna innebär en viss minskning av mjukbottenytan. Denna minskning är dock relativt liten i proportion till projektområdet och bedöms inte påverka populationsutveckling eller utbredning av bentiska arter negativt. Effekten bedöms därför som obetydlig. Konsekvensen för en fysisk påverkan på bottenmiljöerna bedöms därmed som obetydlig.

4.3.3 Organiska föroreningar och metaller

Vissa organiska föroreningar liksom metaller kan vara skadliga för bentiska organismer om organismerna utsätts för höga halter under längre tid. Många arter i Östersjön är inte fullständigt anpassade till salthalten vilket innebär att de lever under s.k. osmotisk stress. Hantering av denna stress tar extra energi vilket skulle kunna innebära ökad känslighet för föroreningar.

För att vindkraftsparken under anläggningsfasen ska kunna påverka spridningen av föroreningar och få några konsekvenser för bottenmiljöerna inom och i vindkraftsparkens närhet krävs det att föroreningar förekommer i förhöjda nivåer och att anläggningsskedet medför en ökad spridning och exponering.

I princip berörs föroreningar på två sätt under anläggningsskedet:

- sediment sprids och ackumulerar på botten i omgivningen
- en temporärt ökad exponering skulle kunna ske i samband med att vattnet grumlats.

PÅVERKAN PÅ OMGIVANDE BOTTNAR

För att omgivande bottenmiljöns miljöstatus ska påverkas negativt förutsätts att de partiklar som sprids och deponeras är mer förorenade än under nuvarande förhållanden. Uppmätta halter av metaller och organiska föroreningar i sediment under år 2023 (NIRAS 2023) där sedimentprover togs i projektområdet jämfördes med bedömningsgrunder enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket 1999) samt enligt rapport 2017:12 från Sveriges geologiska undersökning (SGU, 2017). Resultatet visade generellt på låga halter i förhållande till bedömningsgrunderna (med några undantag) och ligger i nivå med vad som tidigare uppmätts i utsjösediment i Bottenhavet (SGU 2022). Förhöjda halter av bland annat krom har noterats men bedöms bero på naturliga geologiska orsaker. Inga prover har kunnat tas i den ekonomiska zonen på grund av att inget tillstånd enligt kontinentalsockellagen (KSL-tillstånd) erhållits när fältundersökningen genomfördes, dock bedöms föroreningssituationen vara likartad som i den undersökta delen av parken. Enligt sedimentspridningsanalysen för Najaderna (AFRY 2023) är det dessutom främst transportbotten med blandade sedimenttyper som förekommer inom projektområdet. Föroreningar ansamlas inte på transportbotten på samma sätt som de gör på ackumulationsbotten, vilket bekräftas av NIRAS fältundersökning. Då dessa sediment återdeponeras på botten i omgivningen bedöms således risken för att bottenmiljöerna skulle förorenas som låg. Någon betydande förändring i föroreningsgrad kan inte förväntas och därmed inte heller att bentiska organismer i en ökad grad skulle exponeras för föroreningar.

PÅVERKAN GENOM GRUMLING

Eftersom grumling av vattenmassan uppstår under anläggningsskedet skulle det också kunna innebära viss föroreningsexponering via sedimentburna föroreningar. Såsom framgår av avsnitt 4.3.1 är området med högre grumlingsnivåer geografiskt begränsat och grumlingen kortvarig. En något ökad exponering under denna korta tid kan inte uteslutas, men då föroreningshalterna är relativt låga och påverkan kortvarig bedöms det inte vara av större betydelse.

I ett större område inom samt utanför projektområdet bedöms grumlingen bli låg och kortvarig. Sammanvägt med den låga föroreningsgraden i sedimentpartiklarna bedöms risken för ökad föroreningsexponering för bentisk fauna som låg.

4.3.3.1 Konsekvensbedömning

Det förekommer arter som kan vara känsliga för förhöjda halter av metaller och organiska föroreningar inom och i närheten av projektområdet. Baserat på de arter med högst känslighet (främst olika arter av kräftdjur och musslor) bedöms känsligheten som liten, där ingen påverkan på populationsnivå förväntas. Under anläggningsfasen sprids sedimentet i vattenkolumnen genom grumling, men då den är begränsad och de föroreningshalter som uppmäts inom projektområdet inte är av betydande storlek bedöms risken för föroreningsgenerande effekter som mycket låga. Eftersom återdepositionen sker i områden med samma föroreningssituation förväntas inte heller föroreningsnivåerna i bottenarna inom eller i vindkraftsparkens närhet påverkas. De sammantagna konsekvenserna under anläggningsfasen bedöms därmed vara små.

4.3.4 Spridning av främmande arter

Under anläggningsfasen krävs installations- och fraktfartyg för att anlägga bland annat vindkraftverkens fundament och kablar. En vanlig orsak till spridning av främmande arter är från barlastvatten som transporteras mellan olika hamnar av fartyg som kommer från andra havsområden och kan föra med sig främmande arter för Östersjön. Främmande arter är de arter som, till följd av mänsklig aktivitet, sprids från sitt naturliga utbredningsområde. Där dessa arter kan utgöra ett hot för den befintliga miljön i området, blir arten klassad som invasiv. För att motverka detta har en barlastkonvention upprättats med målet att förhindra spridning av främmande arter. Inom svensk lagstiftning fastställs krav och gränsvärden för antalet levande organismer som får släppas ut. Förutom via ballastvatten kan främmande arter etablera sig på nya ytor, så som hårda ytor som uppstår i och med fundament och erosionsskydd som installeras.

I Östersjön, där biodiversiteten är låg, utgör invasiva arter en betydande risk för ekosystemet. Införandet av nya arter kan skapa kaskadeffekter genom hela ekosystemet vilket kan påverka olika trofiska nivåer. Dessa förändringar kan omfatta predation, konkurrens om resurser och störa balansen inom näringskedjan. På grund av den rådande låga biodiversiteten i Östersjön finns det nischer i ekosystemet där nya arter snabbt och utan betydande konkurrens kan etablera sig, öka kraftigt i antal och tränga undan inhemska arter (Andersson 2014). Inom projektområdet finns den vanligt förekommande invasiva nordamerikanska havsborstmasken som redan har etablerat sig i Bottenhavet. Arten lever endast i mjukbotten och risken för ytterligare spridning av arten är minimal från ballastvatten då den redan är vanligt förekommande inom hela Bottenhavet.

4.3.4.1 Konsekvensbedömning

Östersjön har ett sårbart ekosystem med en begränsad mångfald av arter, vilket gör att en förändring i artsammansättningen kan ha långtgående påverkan på hela ekosystemet. Därför bedöms känsligheten för

spridning av främmande arter som måttlig. Med tanke på att en introduktion av främmande arter inte helt kan uteslutas bedöms effekterna av denna spridning som små. Sammanfattningsvis bedöms de potentiella miljökonsekvenserna för spridning av främmande arter till följd av Najaderna som små.

4.4 Driftsfas

4.4.1 Fysisk förändring av havsbotten

Fysiska förändringar av havsbotten under driftsfasen består i huvudsak av en tillförsel av hård yta inom projektområdet. Anläggning av vindkraftverk i Najaderna innebär att arealen hårbottenytor som finns tillgänglig för arter att fästa sig på ökar, men även att hårbotten görs tillgänglig på nya djup, hela vägen från ytan ned till botten. De arter som kan fästa sig på hårda ytor, och kolonisera dessa strukturer, kan i sin tur bilda artificiella rev vilket kan locka andra arter till området och öka biodiversiteten. Dessa arter är bland annat olika alger som fäster sig inom fotiska zonen, men även filtrerande blåmusslor, hydrozoer och havstulpaner som kan fästa sig på fundamenten både inom den fotiska och den afotiska zonen, i synnerhet till vertikala ytor. En ny utbredning av alger kan skapa nya habitat där många olika arter kan söka skydd och föda.

Studier utförda vid vindkraftverk och bropelare av Wilhelmsson och Malm (2008) samt av Qvarfordt m.fl. (2006) indikerar att vertikala ytor kan erbjuda nya förankringsplatser för fastsittande organismer, såsom fleråriga alger och kräftdjur. Dessa nytillkomna platser skapar habitat som oftast skiljer sig från naturliga hårda bottenar. I södra delen av Kalmarsund har blåmusslor observerats på monopilefundament (Qvarfordt m.fl. 2006). Inga blåmusslor har noterats i projektområdet inom NIRAS undersökningar (NIRAS 2023). Däremot förekommer blåmusslor på grundare hårda bottenar i områden närliggande till projektområdet (avsnitt 3.4.2). Den tillökning av hårda ytor som vindkraftverken bidrar med, ökar chansen för att blåmusslor etablerar sig inom projektområdet. Musslor och kräftdjur kan locka till sig andra arter som kan livnära sig på dessa och bildar på så vis reveffekter. Musslor är filtrerare som också bidrar till en bättre vattenkvalité lokalt. På grund av den låga artdiversiteten som förekommer inom området och långa avstånd mellan fundamenten kommer nya hårda ytor troligtvis inte öka biodiversiteten signifikant i hela projektområdet. Skillnader kan dock uppstå mer lokalt intill fundamenten.

4.4.1.1 Konsekvensbedömning

Bottensamhällets känslighet bedöms som liten på grund av den låga biodiversiteten i hela Bottenhavet. Effekterna från en fysisk förändring under driftfasen bedöms till obetydliga eftersom ytan som tas i anspråk av fundamenten endast utgör 0,02% av hela projektområdet samt att hårbotten är vanligt förekommande i Bottenhavet. De sammantagna konsekvenserna av den fysiska förändringen av havsbotten bedöms som obetydliga för bentisk fauna.

4.4.2 Förändring i strömmar

En vindkraftpark kan påverka strömmar inom projektområdet. Turbulens kan uppstå i vattenmassan kring vindkraftverken och strömhastigheten kan reduceras lokalt. Det är främst den vinddrivna ytströmmen som förändras och tillsammans med förhöjt strömningsmotstånd från fundamenten kan det ge upphov till en lokal ökning av bottenströmshastigheter (Hammar m.fl. 2009, AFRY 2023). Ökad strömshastighet kan resultera i att finare sediment eroderas runtomkring fundamenten vilket förändrar lokala bottenförhållanden (Schröder m.fl. 2006). Generellt består projektområdet av blandat sediment av block, stenar och grus samt mjuk lera. Grövre sediment påverkas inte lika mycket som finare sediment av en ökning av strömshastighet.

Många av de bentiska arterna som har hittats i projektområdet är mobila arter som kan förflytta sig från områden och miljöer som inte passar dem. För arter som är begränsade till att leva i mjukt substrat, så som märlor, havsborstmaskar och musslor, blir påverkan högre än för de mobila arterna.

Syreförhållandena inom projektområdet är goda, utan tecken på vare sig syrefattiga eller syrefria områden (NIRAS 2023). En förändring i strömmar, vare sig av ökad eller minskad omblandning, bedöms inte påverka syresättningen i området (AFRY 2023).

4.4.2.1 Konsekvensbedömning

På grund av att mjukbottenlevande organisms förutsättningar kan förändras så bedöms känsligheten för en strömförändring som liten (små). Effekterna av förändrade strömförhållanden bedöms som obetydliga då strömhastighetsförändringarna är låga, lokala till fundamenten och utan att påverka syreförhållanden i området. Miljökonsekvenserna av förändrade strömmar orsakade av vindkraftverken bedöms som obetydliga för bentisk flora och fauna.

4.4.1 Elektromagnetiska fält

Runt strömsatta internkablar uppstår ett elektromagnetiskt fält. Styrkan på det elektromagnetiska fältet är direkt kopplad till strömstyrkan i kabeln, och denna varierar beroende på den genererade effekten från vindkraftverken. Fältets egenskaper påverkas också av hur internkablar installeras, antingen genom nedgrävning eller placering på havsbotten med eventuell övertäckning, på grund av att styrkan av elektromagnetiska fält minskar med avstånd från kabeln.

Det finns få och begränsade studier om påverkan från elektromagnetiska fält på bentiska arter. De flesta vetenskapliga studier som undersökt påverkan av elektromagnetiska fält på bentisk fauna använder betydligt högre styrkor än vad som kan förekomma kring Najadernas internkabelnät. En litteratursammanställning av påverkan från elektromagnetiska fält på olika arter av bottenfauna från bland annat Östersjön (Albert m.fl. 2020) visade en effekt, vid styrkor kring 1 mT och uppåt hos marina evertetrater, främst på cellnivå. Blåmusslor, östersjömusslor, bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*), och skorv uppvisar inga påvisbara effekter för överlevnadschanser vid höga elektromagnetiska nivåer. Under längre exponeringsperioder har endast små och begränsade fysiologiska effekter observerats och det är först vid högre styrkor där märkbara effekter på arterna framträder (Bochert & Zettler 2006, Jakubowska m.fl. 2019, Stankevičiūtė m.fl. 2019).

Förväntade nivåer av magnetiska fält från internkablar från projektområdet Najaderna, i ett extremfall, kan uppnå till 0,042 mT vid 0,5 meter under sedimentytan. Vid sedimentytan har nivån sjunkit till under 0,008 mT, och vid 1 meter ifrån sedimentytan är nivåerna nere på under 0,002 mT (COWI 2023). Djupet för kabelnedläggningen kommer att beslutas vid projekteringen av vindkraftsparken. Jordens magnetfält som observerats i Östersjön har en styrka på omkring 0,05 mT (Bochert m.fl. 2006). En meter ifrån de nedgrävda internkablarna kommer internkablarnas magnetfält alltså att vara lägre än jordens magnetfält.

4.4.1.1 Konsekvensbedömning

Eftersom det saknas indikationer på att bottenfaunan påverkas negativt av magnetiska fält som alstras av sjökablar bedöms bottenfaunans känslighet som obetydlig. Magnetiska fält avtar med avstånd till kabeln, vilket gör att påverkan är begränsad till där kabeln är anlagd. Effekterna av påverkan från magnetiska fält bedöms därför som obetydliga. Konsekvensen från elektromagnetiska fält bedöms som obetydlig för bottenlevande organismer.

4.4.2 Spridning av främmande arter

Tillkomna ytor från vindkraftverken kan fungera som nya livsmiljöer för inhemska arter, men kan även skapa ytor där främmande arter kan etablera sig. Det förekommer hårbottenstrukturer inom och i närheten av det planerade projektområdet. De hårda ytor som Najaderna tillför förväntas därför inte medföra någon ökad risk för en ökad spridning av främmande arter.

4.4.2.1 Konsekvensbedömning

Risken för ökad spridning av främmande arter på grund av de hårda ytor som Najaderna tillför bedöms som liten. Med tanke på att hårbottenhabitat redan finns inom och i närliggande områden, som Finngrundan, bidrar inte de nya hårda ytorna med en ny unik miljö i området. Östersjön har dock ett sårbart ekosystem med en begränsad mångfald av arter, vilket gör att en förändring i artsammansättningen kan ha långtgående påverkan på hela ekosystemet. Därför bedöms värdet och känsligheten för spridning av främmande arter som måttlig. Eftersom avstånden mellan varje vindkraftverk är stora, och de hårda ytorna inte är en ny miljö inom projektområdet, bedöms effekterna av en potentiell spridning av främmande arter som obetydlig. Sammanfattningsvis bedöms de potentiella miljökonsekvenserna för denna påverkansfaktor som mycket små.

4.5 Avvecklingsfas

4.5.1 Sedimentspridning och sedimentation

Avvecklingsfasen för vindkraftparken medför en liknande påverkan som under anläggningsfasen, men kan även innefatta lägre påverkan än anläggningsfasen beroende på vilka metoder som används samt till vilken grad verksamheten avvecklas. Avveckling av hela fundament, erosionsskydd samt uppgrävning av kablar resulterar i spridning av sediment liknande den vid anläggningen. Om vissa delar av fundament och kablar lämnas kvar, i stället för att avlägsnas, kan sedimentspridningen begränsas vid avvecklingen. Som tidigare beskrivits (avsnitt 4.3.1) är de högsta halterna av sedimentationen lokalt kring påverkningsytan, och med en generellt låg koncentration över hela projektområdet.

4.5.1.1 Konsekvensbedömning

Påverkan anses likartad som under anläggningsskedet och konsekvenserna av sedimentation och sedimentspridning under avvecklingsfasen bedöms därmed som mycket små.

4.5.2 Organiska föroreningar och metaller

Liksom för sedimentspridning och sedimentation (avsnitt 4.5.1 ovan) medför avvecklingsfasen för vindkraftparken en liknande påverkan som under anläggningsfasen, men kan även innefatta lägre påverkan än anläggningsfasen. Påverkan är beroende av till vilken grad verksamheten avvecklas (se avsnitt 4.5.1). Om delar av fundament och kablar lämnas kvar istället för att avlägsnas, blir mängden sediment som sprids mindre i avvecklingsfasen än under anläggningsfasen och därmed minskar även potentiell påverkan och spridning av organiska föroreningar och metaller.

4.5.2.1 Konsekvensbedömning

Påverkan anses likartad som under anläggningsskedet och konsekvenserna av spridning av föroreningar under avvecklingsfasen bedöms därmed som små.

4.5.3 Spridning av främmande arter

Spridning av främmande arter kan ske under avvecklingsfasen, med fartyg som kan föra med sig nya arter med barlastvattnet. Fartygen används vid frakt under avveckling av vindkraftverken. Vindkraftverken skapar hårda ytor som nya arter kan etablera sig på, men i och med avvecklingen av vindkraftparken försvinner dessa hårda ytor, vilket minimerar riskerna för ytterligare artspridning.

4.5.3.1 Konsekvensbedömning

Liksom vid anläggningsfasen bedöms bottenfaunans känslighet vara måttlig för en påverkan av spridning av främmande arter. Effekterna, och även konsekvenserna, för spridning av främmande arter under avvecklingsfasen bedöms som små.

4.5.4 Fysisk förändring av havsbotten

Vid avveckling av vindkraftverk med tillhörande fundament kommer den fysiska förändringen som uppstod i anläggningsfasen att försvinna och miljön återgå till ett ursprungstillstånd. Avvecklingen kan medföra habitatförlust för hårbottenlevande arter när de reveffekter som potentiellt skapats under driftfasen upphör. Ett alternativ för att bevara vissa av dessa habitat är att bevara delar av fundamenten efter avvecklingen. Dock kan en undersökning genomföras för att fastställa om en positiv påverkan kan uppnås genom att behålla delar av till exempel fundament och erosionsskydd i området. För platser med tidigare mjukbottensubstrat, kommer ytorna öka och återgå till tidigare substrat.

4.5.4.1 Konsekvensbedömning

Under avvecklingsfasen kommer bottenlevande arter och habitat inte att påverkas nämnvärt av den fysiska förändringen av havsbotten där värde och känsligheten bedöms som obetydlig. Effekterna från avvecklingen av vindkraftverken förväntas vara mindre än påverkan vid anläggning och bedöms därför som obetydliga. Konsekvenserna av en fysisk förändring av havsbotten under avvecklingsfasen bedöms till obetydliga.

4.6 Samlad bedömning

Bedömningar av bottenmiljöns värde och känslighet, påverkansfaktorernas effekter samt miljökonsekvenserna under vindkraftparkens olika faser som beskrivits mellan avsnitt 4.3 och 4.5 sammanfattas i Tabell 4.2.

Tabell 4.2 Sammanfattande bedömningsmatris för värde och känslighet, effekt och slutgiltiga miljöbedömningen.

Fas	Påverkansfaktor	Värden/känslighet	Effekt	Miljökonsekvens
Anläggning	Sedimentspridning	Måttliga	Obetydliga	Mycket små
	Fysisk förändring av havsbotten	Små	Obetydliga	Obetydliga
	Föroreningar och metaller	Små	Obetydliga	Obetydliga
	Spridning av främmande arter	Måttliga	Små	Små
Drift	Fysisk förändring av havsbotten	Små	Obetydliga	Obetydliga
	Förändringar i strömmar	Obetydliga	Obetydliga	Obetydliga

Fas	Påverkansfaktor	Värden/känslighet	Effekt	Miljökonsekvens
	Elektromagnetiska fält	Obetydliga	Obetydliga	Obetydliga
	Spridning av främmande arter	Måttlig	Obetydliga	Mycket små
Avveckling	Sedimentspridning	Måttlig	Obetydliga	Mycket små
	Föroreningar och metaller	Små	Obetydliga	Obetydliga
	Spridning av främmande arter	Måttliga	Små	Små
	Fysisk förändring av havsbotten	Obetydliga	Obetydliga	Obetydliga

4.7 Kumulativa effekter

Kumulativa effekter är de sammanlagda effekterna från den planerade vindkraftparken Najaderna i kombination med den påverkan som skulle kunna uppstå från en eller flera andra verksamheter. De kumulativa effekter som bedöms för Najaderna är vindkraftsprojekt som antingen är tillståndsgivna eller för vilka en ansökan har lämnats in. Dessa projekt, deras status samt avstånd till Najaderna är redovisade i Tabell 4.3.

Tabell 4.3. Tillståndsgivna och planerade vindkraftparker närmast angränsande av Najaderna för vilka kumulativa effekter bedöms.

Projekt	Projektets status	Avstånd till Najaderna (km)
Fyrskeppet	Ansökan inskickad	Ca 15 km
Storgrundet	Tillståndsgiven	Ca 38 km
Eystrasalt	Ansökan inskickad	Ca 84 km

För bottensamhällen och habitat inom Najaderna vindkraftpark bedöms kumulativa effekter uppstå där andra projekt ger upphov till en påverkan som överlappar med påverkan från Najaderna. Sedimentation samt spridning av sediment, miljögifter och främmande arter är de faktorer som kan leda till kumulativa effekter på bottenlevande arter och habitat under anläggnings-, drift- och avvecklingsfasen.

Sedimentspridningen med koncentrationer på upp till 10 mg/l förväntas breda ut sig maximalt drygt 12,5 km från Najaderna (AFRY 2023). Den vindkraftpark som planeras närmast Najaderna (Fyrskeppet) planeras på 15 km avstånd från Najadernas projektområde (Tabell 4.3). Om vindkraftparkerna blir anlagda samtidigt, kan det uppstå en kumulativ effekt från sedimentspridningen i det fall plymerna från respektive vindkraftpark skulle mötas, då förhöjda halter av suspenderat sediment skulle förekomma. De kumulativa effekterna för bottenlevande arter och habitat till följd av sedimentspridning bedöms dock till obetydliga.

Det finns en risk för att spridning av föroreningar som är bundna till sediment från olika vindkraftsparker kan ske till samma områden. Då det generellt är låga halter samt då de förekommande föroreningarna späds ut vid uppgrumling då sedimentet blandas med vatten bedöms dock den kumulativa effekten av spridning mellan vindkraftparker som obetydlig, eftersom det inte förväntas påverka bottensamhällena.

Det finns en risk att främmande arter sprids under driftfasen av vindkraftparker, eftersom nya hårdytor skapar möjliga habitat där nya arter kan etablera sig. I områden där flera vindkraftparker anläggs kan de hårda ytorna agera som länkar som underlättar spridningen av arter. De vindkraftparker för vilka kumulativa effekter bedöms ligger dock på stora avstånd från Najaderna och risken för att främmande arter gynnas av dessa bedöms därför vara osannolik. Miljökonsekvenserna för kumulativa effekter från spridning av främmande arter bedöms som mycket små.

5. Referenser

- Andersson, A. (2014). Ett ekosystem i ständig förändring. Havsutsikt 2/2014. Skapad: 9 december, 2014. Senast uppdaterad: 11 mars, 2023 <https://www.havet.nu/havsutsikt/artikel/ett-ekosystem-i-standing-forandring>
- Andersson, S. & Kautsky, L. (1996). Copper effects on reproductive stages of Baltic Sea *Fucus vesiculosus*. *Marine Biology* 125, 171–176. <https://doi.org/10.1007/BF00350771>
- AFRY. (2023). Bedömning av Najaderna vindkraftspark påverkan på omblandning, strömmar, vågor och sedimentspridning.
- 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>
- Budd, G.C. & Rayment, W.J. (2001). *Limecola balthica* Baltic tellin. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [online]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.
- Bochert, R. & Zettler, M. (2006). Effect of electromagnetic fields on marine organisms. In: Koller, J., Koppel, J., Peters, W. (Eds.), *Offshore Wind Energy*. Springer, Berlin, Heidelberg (Germany), pp. 223–234.
- COWI. (2023). Najaderna vindkraftspark – Magnetfält från internkabelnät för havsbaserad vindkraft. Rapport.
- Davison, D.M. & Hughes, D.J. (1998). *Zostera* biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Vol. 1. Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project).
- DGE. (2023). Bedömningsmetodik MKB vindkraftsprojekt. PM.
- EMODnet Bathymetry Consortium (2022). EMODnet Digital Bathymetry. (DTM 2022). <https://doi.org/10.12770/ff3aff8a-cff1-44a3-a2c8-1910bf109f85>
- Eolus. (2023). Tekniska Beskrivning för Najaderna Vindkraftspark. PM.
- Gili, J.M. & Hughes, R.G. (1995). The ecology of marine benthic hydroids. *Oceanography and Marine Biology* 33, 351–426.
- Haahtela, I. (1990). What do Baltic studies tell us about the isopod *Saduria entomon* (L.)? In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 269–278). Finnish Zoological Publishing Board, formed by the Finnish Academy of Sciences, *Societas Scientiarum Fennica*, *Societas Biologica Fennica Vanamo* and *Societas pro Fauna et Flora Fennica*.
- Hall, L.W. Jr & Anderson, R.D- (1995). The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Crit Rev Toxicol.* 1995;25(4):281–346. doi: 10.3109/10408449509021613. PMID: 7576155.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Naturvårdsverket. Rapport 5999. 71 sid.

Hammar, L., Andersson, S. & Asplund, M. (2007). Bentisk inventering - underlagsrapport för vindkraftsprojektering vid Finngrund, Marine Monitoring AB.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV). (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.

Helcom. (2013a). Helcom HUB – Technical Report on the Helcom Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.

Helcom. (2013b). Baltic Sea Environment Proceedings No. 138. Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission.

Hill, C. & Elmgren, R. (1987). Vertical distribution in the sediment in the co-occurring benthic amphipods *Pontoporeia affinis* and *P. femorata*. *Oikos*, 221-229.

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>.

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. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s.

Kyryliuk, D. (2014). Total suspended matter derived from MERIS data as an indicator of coastal processes in the Baltic Sea. Stockholm University, Department of Ecology. Environmental and Plant Sciences.

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.

Lisbjerg, D., Petersen, J.K., & Dahl, K. (2002). Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Danmarks Miljøundersøgelser. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 391

Lyngby, J.E., & Mortensen, S.M. (1996). Effects of Dredging Activities on Growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17: 345-354. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1996.tb00513.x>

Länsstyrelsen Gävleborg. (2018). Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0630260 Finngrundet-Östra banken.

Magnusson, K. & Norén, K. (2012). The sensitivity of the Baltic Sea ecosystem to hazardous compounds - the BaltSens project, in PM, Kemikalieinspektionen, Editor. 2012.

Naturvårdsverket. (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport/Naturvårdsverket 4914. ISBN 91-620-4914-3. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. (2006). Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576. ISBN 91-620-5576-3.

Naturvårdsverket. (2008). Utbredning av arter och naturtyper på utsjögrund i Östersjön, En modelleringsstudie. Rapport 5817. ISBN 91-620-5817-3.pdf

Olsson, B., Bradley, B.P., Gilek, M. et al. (2004) Physiological and proteomic responses in *Mytilus edulis* exposed to PCBs and PAHs extracted from Baltic Sea sediments. *Hydrobiologia* 514, 15–27 .
<https://doi.org/10.1023/B:hydr.0000018203.90350.8e>

Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmuller, R., Stockmann, K., Wetzels, M.A. & Koop, J.H.E. (2008). 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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67: 618-628.

NIRAS. (2023). Fältundersökningar inom vindpark Najaderna. NIRAS Sweden AB.

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.

Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2022). Maringeologi 1:25 000. Karttjänst. <https://apps.sgu.se/geolag-ret/GetMetaDataById?id=9a85ef52-cf4a-4408-8ee5-40ed9f9c3345>

Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2017). Josefsson, S. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12. Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2022). Josefsson, S. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021. SGU-rapport 2022:08.

Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2019). Josefsson, S. & Apler, A. Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender. SGU-rapport 2019:06.

Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2023). Josefsson, S. Organiska föroreningar i kust- och utsjösediment i Egentliga Östersjön. SGU-rapport 2023:04.

SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.

SLU Artdatabanken. (2023). EU:s art- och habitatdirektiv. Uppdaterad 2023-06-26, hämtad 2023-11-20.
<https://artfakta.se/artinformation/taxa/100105/detaljer>

Snoeijs-Leijonmalm, P., Schubert, H., & Radziejewska, T. (Eds.). (2017). Biological oceanography of the Baltic Sea. Springer Science & Business Media.

Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pazusienė, 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>.

Velasco, L.V. & Navarro, J.M. (2002). Feeding physiology of infaunal (*Mulinia edulis*) and epifaunal (*Mytilus chilensis*) bivalves under a wide range of concentrations and qualities of seston. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 240: 143–155.

Viklund, K. (2019). Miljögifter i Östersjön – en exposé. Rapport 1/2019. Stockholms universitet Östersjöcentrum.

Wilber, D.H. & Clark, 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.

Wilhelmsson D. & Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. Estuar. Coast. Shelf Sci. 79: 459-466.

Witt, G. (2002). Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water bodies of the Baltic Sea. Marine Chemistry, 2002. 79(2): p. 49-66.

Wpd. (2009). Vindkraftpark Finngrund, Miljökonsekvensbeskrivning.

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.

Östersjöcentrum, Stockholms universitet. (2022). Farliga ämnen som påverkar livet i Östersjön. Uppdaterad: 2022-06-03, hämtad: 2023-10-22. <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/webbmagasinet-baltic-eye/farliga-%C3%A4mnen/farliga-%C3%A4mnen-som-p%C3%A5verkar-livet-i-%C3%B6stersj%C3%B6n-1.596140#l%C3%A4smer>