

# Samlad bedömning av påverkan på den marina naturmiljön

Underlagsutredning till Heidelberg Materials  
Cement Sverige AB:s ansökan om nytt  
fabrikstillstånd



<b>Sweco Sverige AB</b>	556767-9849
<b>Uppdrag</b>	CCS Slite
	Vattenrecipientbedömning
<b>Uppdragsnummer</b>	30052100-001
<b>Kund</b>	Heidelberg Materials Cement
<b>Rapportansvarig</b>	Therese Eklund
<b>Upprättad av</b>	Andréa Rietz, Johan Martinsson, Dan Wilhelmsson, Geraldine Thiere
<b>Granskad av</b>	Therese Eklund
<b>Datum</b>	2024-05-20
<b>Ver</b>	1.0
<b>Dokumentreferens</b>	Samlad bedömning av påverkan på naturmiljön 240520

## Sammanfattning

Heidelberg Materials Cement Sverige AB (hädanefter "bolaget") ansöker om tillstånd enligt 9 och 11 kapitlet miljöbalken, för fortsatt och utökad verksamhet vid den befintliga cementfabriken i Slite. Ansökan omfattar både fabriksverksamheten och bolagets hamn.

Bolaget avser att ställa om verksamheten i Slite för att år 2030 producera cement med ett lägre klimatavtryck. För att åstadkomma detta kommer bolaget att ställa om bränsleanvändningen, öka mängden ersättningsmaterial för kalksten och förse verksamheten i Slite med infrastruktur för att avskilja och fånga in koldioxid från fabriken rökgas, som sedan transporteras bort och lagras – så kallad Carbon Capture and Storage, CCS.

Ansökt verksamhet omfattar bland annat ett ökat kylvattenutsläpp, uppförande av pir, muddringsarbeten och dumpning av muddermassor, ändring av dagvattenutsläpp, tillkommande kondensatutsläpp, ökad fartygstrafik och atmosfärisk deponering av aminblandningar. I föreliggande utredning med tillhörande bilagor görs en bedömning av effekter och konsekvenser på den marina miljön kopplat till ovan aktiviteter.

Sammanfattningsvis medför den ansökta verksamheten fysisk påverkan från muddring, spridning av sediment som både skapar grumling i vattenkolumnen och pålagring på havsbotten, förändring i havstemperatur samt spridning av undervattensbuller.

Utredningen konstaterar att ansökt verksamhet kommer orsaka en försumbar till, som störst, en liten negativ konsekvens på den marina naturmiljön i närområdet (undantaget dumpningen i det västra området som bedöms medföra måttlig negativ konsekvens). Majoriteten av konsekvenserna uppkommer i anläggningsskedet.

### *Kort om verksamheten och dess påverkan*

Ansökta arbeten i vattenområdet tillsammans med bland annat ökat kylvattenutsläpp, förändrad dagvattenhantering, utsläpp av kondensat och ökad fartygstrafik påverkar vattenområdet utanför verksamheten. Efter en detaljerad utredning av områdets bottenflora och -fauna, marina habitat, fisksamhälle och marina däggdjur, kan det konstateras att havsmiljön redan är påverkad av tidigare muddring, befintlig fartygstrafik och naturligt förekommande vindar, vilket gör den, i viss mån, mindre känslig för ytterligare störningar.

Med implementering av skyddsåtgärder som dubbel bubbelgardin vid pålning förväntas emellertid de negativa effekterna på naturmiljön i form av buller- och sedimentspridning bli försumbara till små. Om skyddsåtgärder som dubbel bubbelgardin inte används (vid pålning), kan beteendet hos fiskar och marina däggdjur påverkas negativt inom ett större område. Heidelberg Material har därför åtagit sig att använda dubbel bubbelgardin vid pålning och spontningsarbeten för bärande strukturer i hamnen. I samband med muddringsarbeten åtar sig Heidelberg Material även att använda sig av någon av teknikerna siltgardin, bubbelgardin, eller dubbel bubbelgardin. Vilken teknik som är lämpligast att använda kommer att utvärderas i utförandefasen. Genom att implementera dessa skyddsåtgärder kommer beskrivna effekter på naturmiljön bli mindre än beskrivet i föreliggande utredning.

Vidare har det konstaterats att det östra dumpningsområdet är att föredra framför det västra, på grund av närvaron av biogena rev i det västra området som skyddas av miljökvalitetsnormer i havsmiljöförordningen.

Med dessa aspekter i åtanke, bedöms den ansökta verksamheten vara tillåtlig under förutsättning att nödvändiga skyddsåtgärder vidtas.

### *Kort om konsekvenserna för:*

#### *Marina miljöer*

Effekterna från ansökt verksamhet på marina bottenorganismer och deras livsmiljöer bedöms vara begränsade. Temporära och permanenta effekter på habitat kan uppstå genom

sedimentspridning, respektive vid fysisk bortgrävning samt dumpning. Ålgräs växer i recipienten och är känsligt för grumling. Ålgräset förväntas ha goda möjligheter att återhämta sig i de delar där beståndet blir påverkat. I viss utsträckning bedöms bestånden även tillfälligt tolerera de högre grumlingsnivåer som kan komma att uppstå. Den förväntade sedimentpålagring som sker vid muddring är låg utanför arbetsområdet. Buller kommer inte skada bottenfloran och kylvattenutsläpp bedöms inte påverka bottenfaunan negativt i stort, även om viss påverkan sker intill utsläppspunkten.

Ökade fartygstransporter kan påverka botten genom svall, dock bedöms vågor som resultat av naturliga vindförhållanden få större betydelse för påverkan på till exempel närliggande stränder.

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra försumbara till små negativa konsekvenser för identifierade marina habitat.

#### *Marint djurliv*

Grumling kan komma att påverka känsliga fiskarter, konsekvenserna anses dock vara försumbar på grund av ansökta åtgärders begränsade omfattning och varaktighet. Sedimentpålagring påverkar främst hamnområdet med liten spridning av föroreningar..

Tumlare och säl, som är marina däggdjur, är känsliga för störningar som exempelvis buller, och kan visa beteendeförändringar såsom att undvika områden där bullrande aktiviteter som muddring och pålning äger rum. Ett undvikande kan orsaka en onaturlig störning i det naturliga beteendemönstret, inklusive försämrad förmåga till födosök, parning och säker uppväxt av deras ungar.

Dubbel bubbelgardin minskar avståndet för beteendeförändringar avseende säl och avståndet för tillfällig hörselnedsättning. Beräkning och modellering av undervattenljud visar dock att med föreslagna försiktighetsåtgärder bedöms konsekvenserna för både säl och tumlare som försumbara.

Även fiskar är känsliga för buller. Dubbel bubbelgardin minskar emellertid risken för död kraftigt. Används inte dubbel bubbelgardin kan fiskleken i större utsträckning påverkas negativt och minska populationsdensiteten med hänsyn till årskullar.

Vad gäller utsläpp av kylvatten kommer det marina djurlivet påverkas precis vid utsläppspunkten men påverkan bedöms som mycket lokal. Kylvattenutsläpp kan attrahera fisk men har liten påverkan på deras lek och tillväxt.

Sammanfattningsvis bedöms den ansökta verksamheten, med skyddsåtgärden dubbel bubbelgardin vid pålning, medföra försumbara till små effekter på marint djurliv (fisk och marina däggdjur).

#### *Riksintressen och skyddade områden*

Vattenaktiviteter som bad och fritidsbåtstrafik bedöms påverkas endast temporärt och i liten omfattning av ansökt verksamhet. Någon påtaglig störning eller risk för påtaglig störning bedöms emellertid inte uppstå för något av de förekommande riksintressena. Vad gäller Natura 2000-områden och naturreservat kommer viss sedimentspridning att ske in i dessa områden. Bedömningen är dock att de skyddsvärda miljöerna samt bevarandevärdena inte påverkas negativt av ansökt verksamhet.

#### *Badplatser, småbåtshamnar och fartygstrafik*

En hamnverksamhet kan vara en möjlig spridningsväg för invasiva arter och svartmunnad smörbult förekommer i området. Den ökade fartygstrafiken till följd av ansökt verksamhet bedöms dock medföra en försumbar ökning av en eventuell spridning. Ökad fartygstrafik kan även öka vågenergin mot stränder, beräkningar visar dock att erosionen till följd av ökningen förväntas vara begränsad. Den dominerande vågkraften i området härstammar från naturliga vindförhållanden.

Under byggtiden kommer viss påverkan (liten negativ konsekvens) att uppstå på båttrafik och bad. Farleden kommer dock att vara farbar även under arbetstiden och den grumling som eventuellt kommer att vara synlig för badande uppstår under korta perioder och endast under arbetstiden.

#### *Dumpning*

Då effekter från dumpning på omgivande miljö är beroende av de olika ämnenas toxicitet förordas, i föreliggande utredning, att bedömning av påverkan (och en eventuell villkorsskrivning) utgår ifrån de norska bedömningsgrunderna som är baserade på ett klassificeringssystem där varje klassgräns representerar en förväntad ökande grad av skada på djurlivet. Gränserna är baserade på tillgänglig information från laboratorietester, riskvärderingar och halter då akut och kronisk toxicitet erhålls på organismer.

Baserat på dessa effektbaserade halter görs bedömningen att massor inom klass 1 till och med klass 2 kan dumpas till havs.

Det västra dumpningsområdet innehåller biogena rev, som är skyddade enligt miljökvalitetsnormer i havsmiljödirektivet. Miljökvalitetsnormen lyder *Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka*. De biogena reven inom området kommer vid dumpning, övertäckas med runt fem meter muddrat sediment. Sett till hela havsområdet är det dock tveksamt om förlusten av de biogena reven kommer vara mätbar. Dumpning i det västra området bedöms medföra måttligt negativa konsekvenser kopplat till förlust av biogena rev och musselbankar.

Det östra dumpningsområdet innehåller i större utsträckning mjukbotten och endast mindre bestånd av små juvenila musslor utan uppbyggda revstrukturer, övertäckningen leder till en trolig förlust av bottenfaunan men återkoloniseringen av förekommande marina liv bedöms som god då bottenstrukturen blir likvärdig med dagens förutsättningar. Konsekvensen av ansökt verksamhet vid dumpning i det östra området bedöms som försumbar ur ett långsiktigt perspektiv. Mindre negativa konsekvenser i form av sedimentspridning kommer att uppstå under en anläggningsfas.

#### *Miljökvalitetsnormer*

Sammanfattningsvis bedöms ansökt verksamhet inte medföra någon otillåten statusförsämring eller äventyra möjligheten att uppnå, för vattenförekomsten, beslutade kvalitetskrav avseende ekologisk och kemisk status.

Ansökt verksamhet bedöms vara tillåtlig enligt 5 kap. 4 § miljöbalken.

# Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	3
1 Inledning och syfte .....	8
2 Verksamheten .....	9
2.1 Nuläge – befintlig verksamhet .....	9
2.2 Nollalternativ – <i>nuvarande tillstånd tas i anspråk fullt ut</i> .....	11
2.3 Ansökt verksamhet .....	11
2.3.1 Anläggningsarbeten i marin miljö .....	12
2.3.2 Muddring .....	13
2.3.3 Dumpning .....	14
2.3.4 Havsvatten/kylvatten .....	15
2.3.5 Utsläpp till vatten .....	17
2.3.6 Fartygstransporter .....	19
3 Ingående utredningar – en sammanfattning .....	20
4 Metod för bedömning av påverkan .....	21
5 Omgivningsbeskrivning .....	23
5.1.1 Temperatur och salthalt .....	23
5.1.2 Sediment.....	25
5.1.3 Batymetri.....	25
5.1.4 Föroreningar .....	26
5.2 Riksidressen .....	30
5.3 Skyddade områden .....	31
5.3.1 Natura 2000-områden .....	31
5.3.2 Naturreservat.....	33
5.3.3 Strandskydd.....	33
5.4 Badplatser och småbåtshamnar .....	33
6 Hydrodynamisk modellering .....	35
6.1 Kylvatten .....	35
6.2 Strömningsmönster.....	38
6.3 Sedimentspridning .....	41
6.4 Dumpning av muddermassor .....	47
7 Bullerutredning .....	51
8 Fartygsvågor .....	52
9 Naturvärden.....	53
9.1 Bottenflora.....	53
9.2 Bottenfauna.....	54
9.3 Identifierade marina habitat .....	56
9.4 Fisksamhälle .....	58
9.4.1 Arter, förstudie .....	58
9.4.2 Arter, marin naturvärdesinventering 2023 .....	60

9.4.3	Fisklek och rekrytering .....	62
9.5	Marina däggdjur .....	63
9.5.1	Gråsäl .....	63
9.5.2	Vikare.....	64
9.5.3	Knubbsäl.....	65
9.5.4	Östersjötumlare .....	65
10	Påverkansanalys av marina miljöer .....	68
10.1	Bottenflora .....	68
10.2	Bottenfauna och infauna.....	79
10.3	Identifierade marina habitat .....	82
11	Påverkansanalys marint djurliv .....	86
11.1	Fisksamhälle.....	86
11.2	Marina däggdjur.....	93
11.2.1	Säl (Gråsäl, vikare och knubbsäl) .....	93
11.2.2	Östersjötumlare .....	95
12	Påverkansanalys riksintressen och skyddade områden .....	98
12.1	Riksintressen .....	98
12.2	Natura 2000 .....	99
12.3	Naturreservat.....	99
13	Påverkansanalys badplatser och småbåtshamnar .....	102
14	Påverkansanalys avseende dumpning .....	104
15	Påverkansanalys fartygstrafik .....	108
16	Påverkansanalys miljö kvalitetsnormer och utsläpp till vatten .....	109
16.1	Utsläpp till vatten allmänt.....	109
16.2	Påverkansanalys Vattendirektivet .....	109
16.3	Påverkansanalys Havsmiljödirektivet .....	112
	Avslutande slutsatser .....	116
	Referenser .....	118
	Bilageförteckning .....	123

# 1 Inledning och syfte

Heidelberg Materials Cement Sverige AB (hädanefter "bolaget") ansöker om tillstånd enligt 9 och 11 kapitlet miljöbalken, för fortsatt och utökad verksamhet vid den befintliga cementfabriken i Slite. Ansökan omfattar både fabriksverksamheten och bolagets hamn.

Bolaget avser att ställa om verksamheten i Slite för att år 2030 producera cement med ett lägre klimatavtryck. Förändringarna omfattar bland annat utökad cementproduktion, uppförande av en anläggning för avskiljning och infångning av koldioxid från rökgaser samt ökad användning av alternativa bränslen och råvaror. Därtill omfattas den ansökta verksamheten av ombyggnad av bolagets hamn i Slite samt muddring av hamnområdet och farleden för att möjliggöra angöring av större fartyg. Detta kommer att innebära ett ökat antal fartygsanlöp till bolagets hamn, huvudsakligen till följd av uttransport av infångad koldioxid men också på grund av fartygstransporter till och från verksamheten kopplade till ökad cementproduktion och ökad användning av alternativa råvaror och bränslen.

Vidare medför den ansökta verksamheten en större utbredning av hårdgjorda ytor när CCS-anläggningen uppförs, samt ett ökat behov av kylning med havsvatten i samband med en ökad cementproduktion. Kylning med havsvatten kan också komma att tillämpas i olika utsträckning för att kyla CCS-anläggningen vilket föranleder ökat utsläpp av kylvatten. Kylvatten kommer antingen att släppas från ångturbinens befintliga utsläppspunkt, eller släppas ut från en diffusor i ny utsläppspunkt i anslutning till den nya pir som planeras att uppföras.

Föreliggande utredning med tillhörande bilagor syftar till att analysera, utvärdera och bedöma effekter på och konsekvenser för den marina naturmiljön från ansökt verksamhet.



## 2 Verksamheten

Verksamheten beskrivs för tre olika scenarier: nuläget, nollalternativet och ansökt verksamhet. Nuläget motsvaras av den befintliga verksamheten. Nollalternativet innebär att verksamhetens *befintliga* tillstånd nyttjas fullt ut (vilket inte är fallet för den befintliga verksamheten) och ansökt verksamhet motsvaras av fullt nyttjande av det *ansökta* tillståndet.

### 2.1 Nuläge – befintlig verksamhet

Heidelbergers Materials fabrik består i huvudsak av råkvarnar, cyklontorn, ugnar, kylare, cementverk, filter och rökgasrening samt tillhörande infrastruktur för lagring och distribution av råvaror och produkter (till exempel cisterner, silos, lagerhallar och bandtransporter). Det finns även byggnader som inrymmer till exempel kontor, laboratorie- och utvecklingsverksamhet, lagerlokaler, verkstäder med mera.

I Östra brottet lagras krossad kalksten från de intilliggande täkterna. I brottet lagras även bränslen som till exempel kol och FAB (förädlad avfallsbränsle) och olika tillsatsmaterial med mera. En översiktskarta över verksamhetsområdet visas i Figur 2-1.

Bolagets hamn ligger i anslutning till fabriksområdet och består av bland annat två pirar och en kaj; Oceankajen, Cementpiren och Oljepiren, se Figur 2-2. I hamnen sker utlastning av produkter (klinker och cement) samt införsel av bränslen och olika råmaterial med mera.

Trafiken *till* hamnen består i huvudsak av fraktfartyg som levererar bränslen och råmaterial till cementfabriken. Trafiken *från* hamnen utgörs till största delen av utleverans av cement med bulkfartyg.

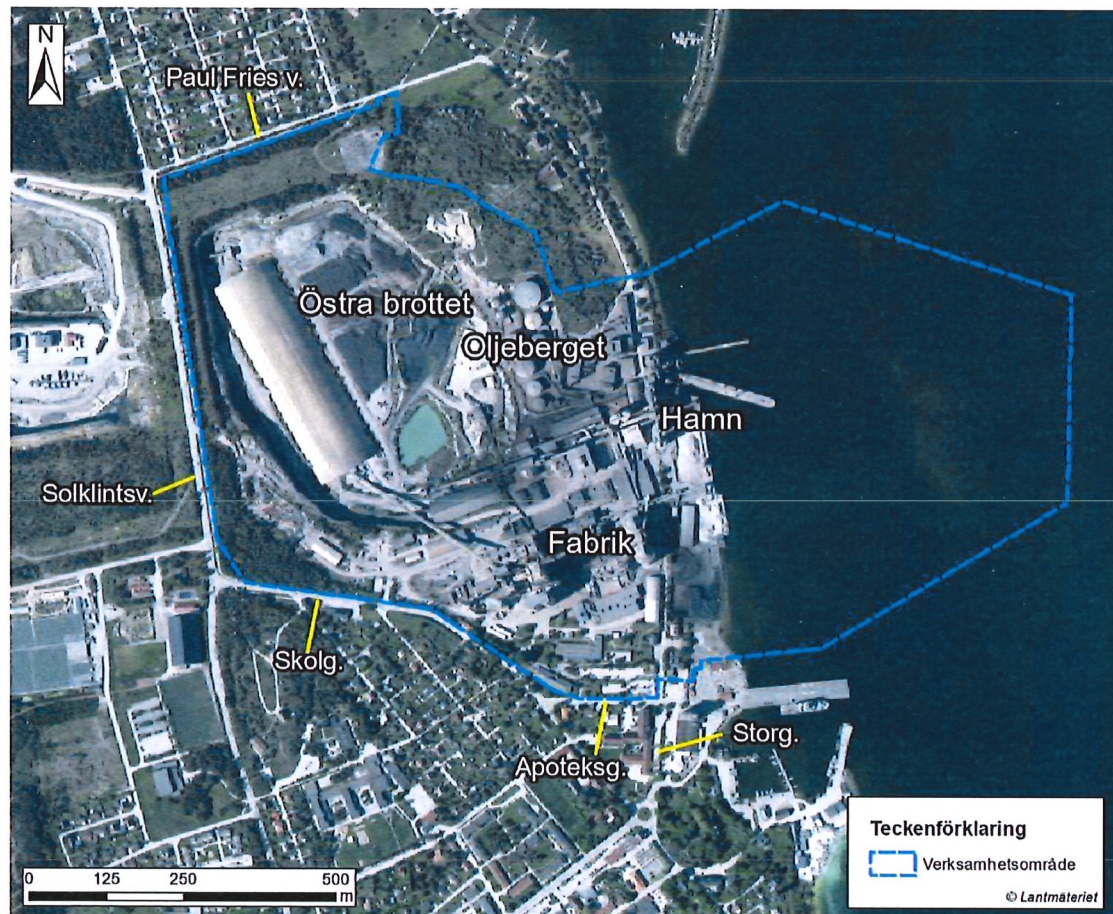
Hamnverksamheten inkluderar förutom lossning och lastning av gods också leverans av bränsle och förnödenheter till fartygen samt hantering av restprodukter och avfall från fartygen. Antalet årliga anlöp varierar beroende av produktionstakt men beräknas till ungefär 790 transporter per år. Detta inkluderar även de fartyg som lossar oljeprodukter till Vattenfall/GEAB:s verksamhet vid Oljepiren.

I befintlig verksamhet sker utsläpp av uppsamlat dagvatten från verksamhetsområdet till havet. De föroreningar som följer med dagvatten och som släpps ut från verksamheten härrör antingen från de markytor där det sker ytavrinning (till exempel takytor, industrimark, transportvägar med mera), eller återfinns som bakgrundshalter i det vatten (nederbörd, grundvatten) som utgör utsläppt dagvatten. Delar av vattnet behandlas dels i en sedimentationsbassäng i Östra brottet, dels i en sedimentationsbassäng i hamnen. Därutöver finns oljeavskiljare installerade, samt dagvattenbrunnar är utrustade med sandfång. Dessa reningsutrustningar minskar föroreningshalten i det dagvatten som släpps ut.

I verksamheten används havsvatten som kylvatten i vissa processer. Vattnet tas från havet och släpps sedan tillbaka igen efter användning. Kylvattnet distribueras i slutna system och kommer inte i kontakt med något material som kan medföra tillkomst av föroreningar innan det släpps ut igen jämfört med vid intaget. Det utsläppta kylvattnet håller däremot en högre temperatur än det vatten som tas in, se Tabell 2-1. Placering av de olika delarna visas i Figur 2-6.

Tabell 2-1 Sammanfattning av kylvattenutsläpp i nuläget

Intag/utsläpp	Namn	Flöde (m <sup>3</sup> /h)	Temperatur
Intag	Ångturbin	1250	-
	Fabrik	530	-
Utsläpp	Ångturbin	1250	8°C + temperatur vid intaget
	Utlopp 3	429	24,4°C (sommar) 10,7°C (vinter)
	Utlopp 4	101	23,2



Figur 2-1 Översiktskarta över verksamhetsområdet.



Figur 2-2 Befintliga pirar och kaj inom verksamhetsområdet.

## 2.2 Nollalternativ – nuvarande tillstånd tas i anspråk fullt ut

Nollalternativet innebär att verksamheten under överskådlig framtid bedrivs i enlighet med befintligt miljötillstånd från 2007. Det innebär fortsatta utsläpp av koldioxid från cementproduktionen då CCS-anläggningen inte kommer byggas. Till följd av att fabriksområdet förblir oförändrat kommer det inte vara någon skillnad i utsläpp av dagvatten. Hamnen byggs inte ut, men antalet anlöp beräknas öka från dagens ca 790 till ca 980 anlöp per år.

Nollalternativet innebär att utsläppet av kylvatten från ångturbinen uppgår till 1250 m<sup>3</sup>/h.

## 2.3 Ansökt verksamhet

Den löpande verksamheten i bolagets hamn kommer i stora drag att vara densamma som idag, med tillägget att även koldioxid kommer att lastas ut i hamnen. Bolaget avser riva Oljepiren och anlägga en ny, större pir för utlastning av koldioxid och lossning av bränslen samt kemiska produkter. Därutöver kan det bli aktuellt att anpassa befintlig utlastning av cement vid Cementpiren för att hantera ökade volymer samt att förlänga den befintliga Oceankajen.

I samband med anläggande av ny pir och för att möjliggöra anlöp av större fartyg behöver hamnen och inseglingsrännan muddras.

Merparten av arbetena med utbyggnaden av hamnen samt muddringen bedöms pågå under upp till cirka två års tid, varav arbeten som omfattar pålning och spontning bedöms pågå under cirka nio månader. Arbetena kan komma att delas upp under flera perioder av praktiska skäl såsom exempelvis väder och vind.

### 2.3.1 Anläggningsarbeten i marin miljö

#### *Oljepiren*

Oljepiren ligger i den norra delen av verksamhetens område, se Figur 2-2. I befintlig verksamhet används oljepiren för att ta emot flytande material och bränslen. Kajen är 110 m lång och vattendjupet är 7,2 m.

Utöver transporter till och från Slitefabriken, används Oljepiren av GEAB/Vattenfall för intransport av bränsle till deras verksamhet.

Bolaget avser riva Oljepiren och anlägga en ny, större pir för utlastning av koldioxid och lossning av bränslen och kemiska produkter (Norra piren). Norra piren kommer även nyttjas av GEAB/Vattenfall för intransport av bränsle.

#### *Norra piren*

I den planerade verksamheten avser bolaget riva Oljepiren och anlägga en ny, större pir, benämnd Norra piren (se principskiss i Figur 2-3, anläggning A), vilken kommer att användas för utlastning av koldioxid och lossning av bränslen samt kemiska produkter. Det kan också bli aktuellt att använda den Norra piren för lossning av material (till exempel vulkanisk aska (VPI) och flygaska) och lastning av cement.

Piren planeras att stå på pålar vilket innebär fritt vattenflöde under. Undantag för detta gäller dock för den plats där det sker utlastning och lossning av material (cement, med mera), vilket föranleder att denna del behöver vara spontad (turkos rektangel i Figur 2-3). Det kan även bli aktuellt att anlägga kylvattenledningar som löper parallellt med delar av den Norra piren.

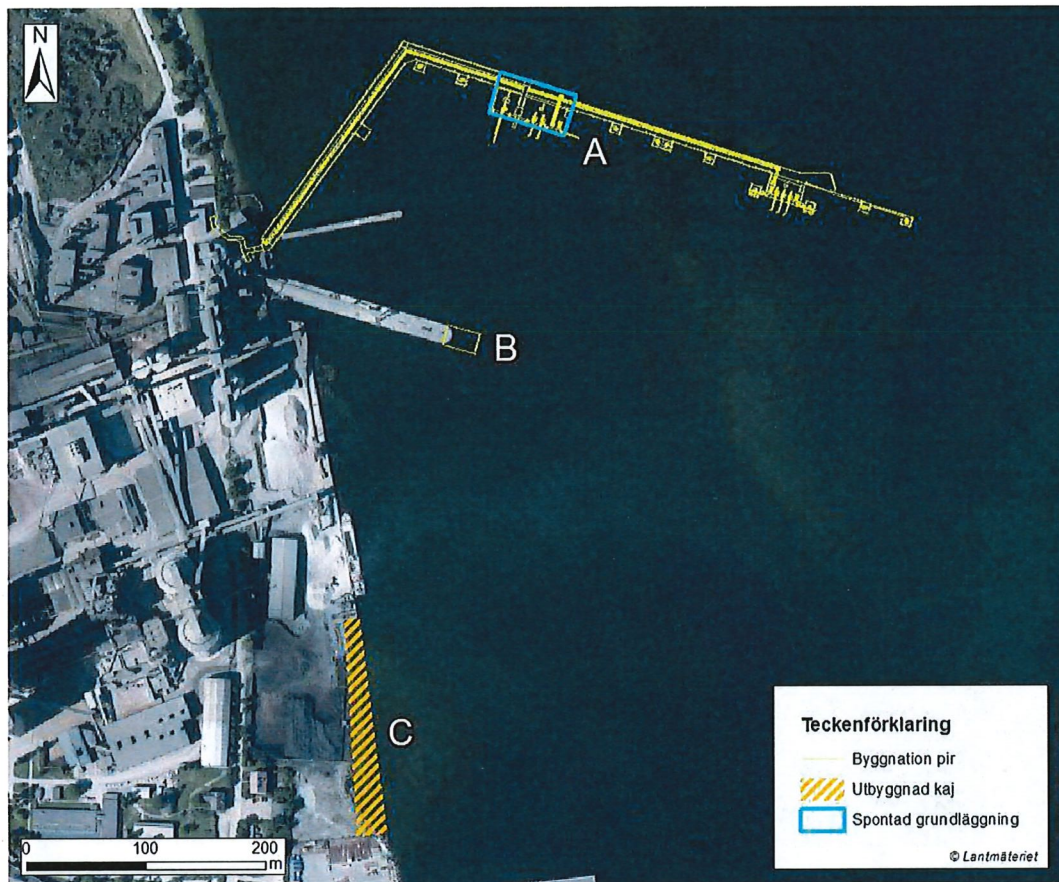
#### *Cementpiren*

Cementpiren ligger mellan Oceankajen och oljepiren, se Figur 2-2. Cementpiren används för utlastning av färdiga produkter (cement) och intransport av råmaterial med mera. Båda sidorna av piren kan användas för lastning/lossning. Vattendjupet är 6,8 m.

Cementpiren kan komma att anpassas för att möjliggöra att större fartyg tas emot än vad som är fallet i dagsläget samt för öka utlastningskapaciteten, se principskiss område B i Figur 2-3.

#### *Oceankajen*

Ombyggnaden av hamnen kan komma att omfatta en förlängning av Oceankajen söderut, dels för att möjliggöra lastning av produkter under driftskedet (klinker), dels för att lossa material under anläggningskedet. En förlängning av Oceankajen innebär att det behöver muddras i anslutning till den sträcka där förlängningen kommer att utföras, se principskiss område C i Figur 2-3.



Figur 2-3 Principskiss av Norra piren (A) där turkos rektangel indikerar spontning av pir. Observera att Oljepiren (som avses rivats) syns i figuren.

### 2.3.2 Muddring

För att i framtiden möjliggöra uppförandet av en ny pir (Norra piren) och att större fartyg skall kunna angöra denna, behöver det för hamnbassängen både ske en fördjupning och en utökning av hamnbassängens yta. Djupgåendet i befintlig hamnbassäng och i farleden in till hamnen är idag begränsat till mindre än 8 m och för att större fartyg ska kunna angöra hamnen planeras muddring ned till ett djup på omkring 10 m i hamnbassäng och farled. Utöver fördjupning planeras det även en förändrad sträckning av farleden in till hamn vilken är anpassad för en större fartygsstorlek.

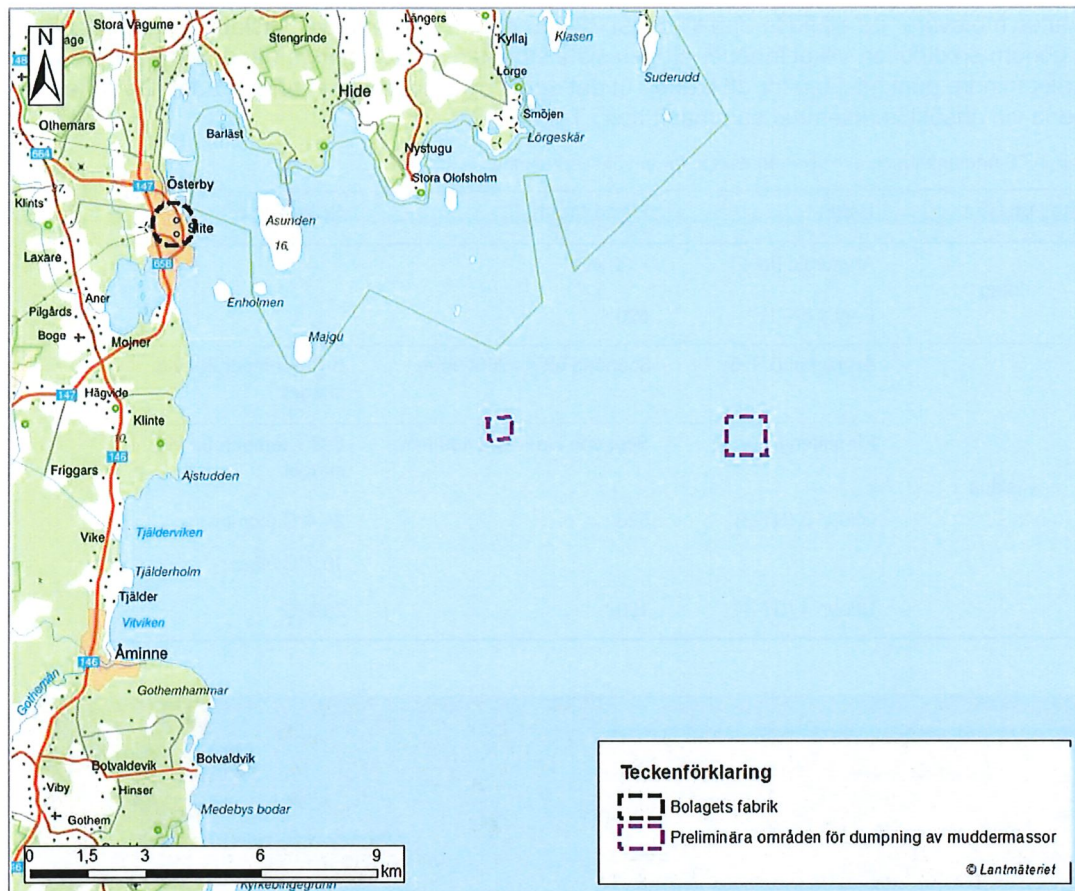
Det område där det kan komma att ske muddring för den planerade verksamheten framgår av Figur 2-4. Den orange linjen utgör den yttre gräns för det område inom vilken muddring kan förekomma. Området inkluderar också avsläntning från befintligt bottendjup ned till muddrat djup.



Figur 2-4 Ansökt område för muddring av hamn och farled.

### 2.3.3 Dumpning

Vid muddringen uppstår muddermassor. Två potentiella dumpningsplatser har identifierats av bolaget (se Figur 2-5). Se vidare avsnitt 14 för en påverkansbedömning av de två platserna. Påverkansbedömningen baseras på detaljerad information om de två platserna, som redovisas i Bilaga B och E.



Figur 2-5 Ungefärliga ytor för de två utredda områdena för dumpning av muddermassor.

### 2.3.4 Havsvatten/kylvatten

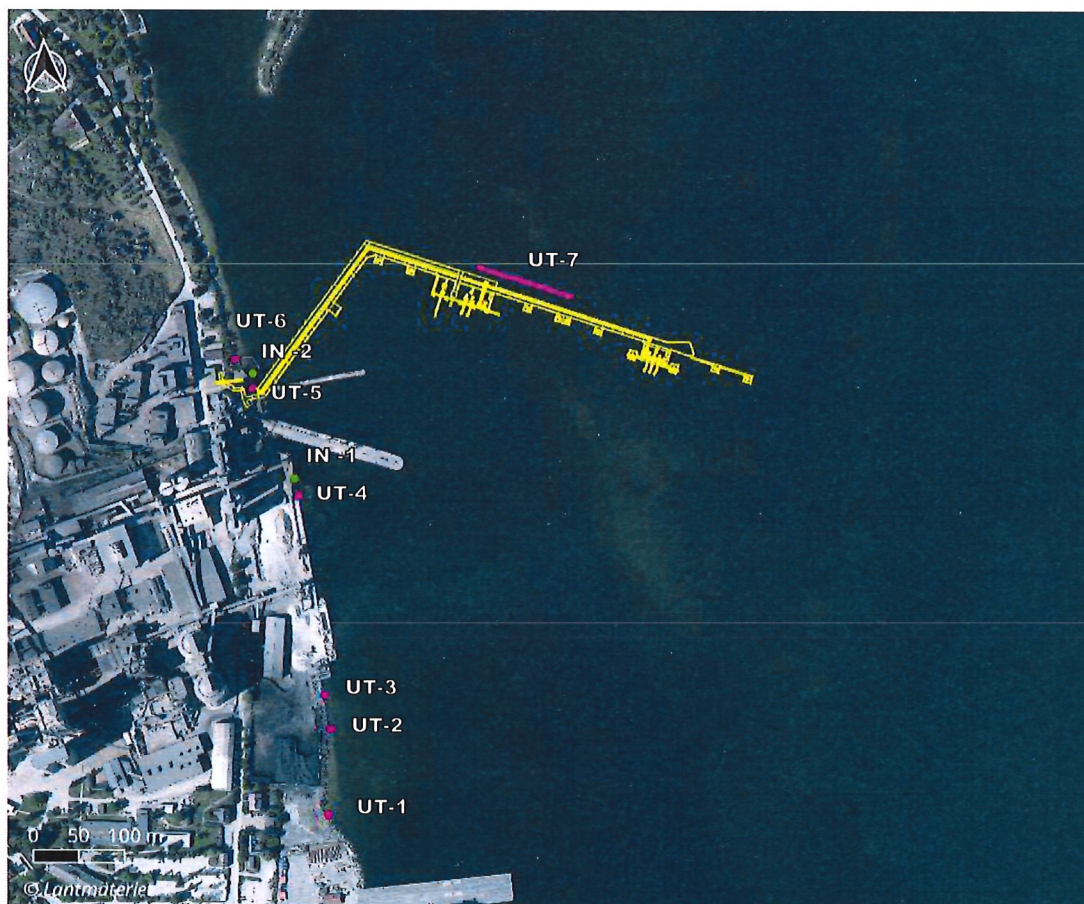
I befintlig verksamhet används havsvatten från Vägummeviken. Havsvattnet behövs till kylning av utrustning till exempel, cementkylare, kompressorer, med mera samt till vissa brandposter. Kylvatten används också för ångturbinen. I alla kylprocesser som använder havsvatten släpps vattnet tillbaka till Vägummeviken efter kylning. Kylsystemen är så kallade "one way through" och vattnet kommer inte i kontakt med något material i processen. Till följd av detta sker ingen kontaminering av vattnet. I och med att vattnet används som kylvatten har dock vattnets temperatur ökat jämfört med temperaturen vid intaget från Vägummeviken. Den ökade cementproduktionen föranleder en mindre ökning av intaget av kylvatten till cementfabriken. Intaget av havsvatten ökar där från 530 m<sup>3</sup>/h till 620 m<sup>3</sup>/h, se punkten IN-1 i Figur 2-6. Dessa utsläpp fördelas därefter på de två utloppen 3 och 4, se punkterna UT-3 och UT-4 i Figur 2-6.

CCS-anläggningen har ett kylbehov som kan komma att uppgå till 200 MW. Den planerade utformningen av CCS-anläggningen innebär att havsvatten kommer att användas för att täcka en begränsad del av kylbehovet (ca 20 %). Den slutgiltiga utformningen är dock inte avgjord och det är tänkbart att kylningen kan komma att göras med betydligt större andel eller enbart havsvatten. Denna utredning omfattar två olika scenarier avseende utsläpp av kylvatten från den ansökta verksamheten. Vid användning av havsvatten för kylning av upp till ca 70 MW, motsvarande ett flöde av 7 650 m<sup>3</sup>/h – scenario ett, kommer ångturbinens befintliga intags- och utsläppspunkt att nyttjas, se punkterna IN-2 och UT-6 i Figur 2-6. Även i det fall där kylning med havsvatten överstiger 70 MW, kommer ångturbinens befintliga intagsposition att nyttjas, däremot kommer utsläppspunkten att anläggas längs med den Norra piren, se punkt UT-7 i Figur 2-6. Utsläppet av

kylvatten motsvarar då ett flöde upp till högst 22 400 m<sup>3</sup>/h – scenario två. Utsläppet kommer att ske genom en diffusor, vilket innebär att den sista sträckan av rörledningen är utformad med flertalet mindre punktutsläpp för att blanda ut det uppvärmda kylvattnet i närområdet. De olika flödena vid ansökt verksamhet sammanfattas i Tabell 2-2.

Tabell 2-2 Sammanfattning av kylvattenutsläpp för ansökt verksamhet.

Intag / utsläpp	Namn	Flöde (m <sup>3</sup> /h)	Temperatur
Intag	Ångturbin (IN-2)	< 22 400	-
	Fabrik (IN-1)	620	-
Utsläpp	Ångturbin (UT-6)	Scenario ett <= 7650 m <sup>3</sup> /h	8°C + temperatur vid intaget
	Pir mitten (UT-7)	Scenario två <= 22 400 m <sup>3</sup> /h	8°C + temperatur vid intaget
	Utlopp 3 (UT-3)	520	24,4°C (sommar) 10,7°C (vinter)
	Utlopp 4 (UT-4)	100	23,2°C



Figur 2-6 Placering av intags- och utsläppspunkter för kylvatten och dagvatten.



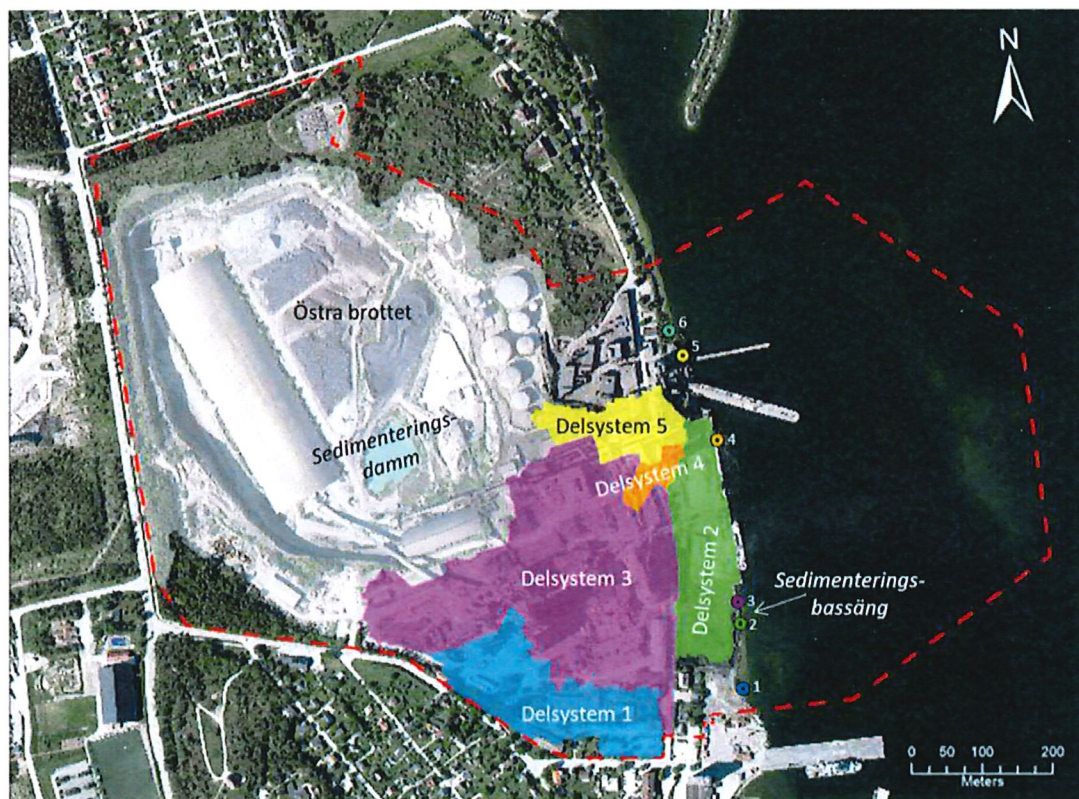
### 2.3.5 Utsläpp till vatten

#### Dagvatten

Dagvatten är vatten som rinner på markytan och uppstår tillfälligt efter regn, snösmältning eller när grundvattnet tränger upp till ytan. Ansökt verksamhet innebär inga tillägg av ytor som avvattnas till recipient. Däremot planeras byggnader uppföras inom nuvarande delavrinningsområden vilket främst påverkar mängden och sammansättningen av föroreningar i dagvattnet.

Avrinningsområdet för dagvatten är idag 47 ha stort och omfattar ytor av industrimark, parkering, grönområde och tak (Figur 2-7). I nollalternativet sker ingen förändring av avrinningsområdet. Inte heller vid ansökt verksamhet kommer arean på avrinningsområdet att ändras. En stor del av markanvändning i Östra brottet kommer dock att omvandlas från bergschakt till industrimark. Från år 2035 planeras dagvatten från Östra brottet ledas till täktsjön i Västra brottet. I den dagvattenutredning som genomförts har föroreningsbelastningar till recipienten modellerats utifrån kända schablonhalter för industrimark i dagvattenmodellen Stormtac. Resultatet från denna modellering visar att föroreningsmängder från delavrinningsområdet Östra brottet ökar för samtliga ämnen vid ansökt verksamhet, undantaget kväve som minskar. Denna modellerade ökning har använts som underlag i efterföljande bedömning, dock ska denna ses som konservativ mot bakgrund av de åtgärder och åtaganden för dagvattenhanteringen i Östra brottet som presenteras i Heidelberg Materials tekniska beskrivning (Bilaga A till ansökan). I genomsnitt förväntas ett dagvattenflöde om 7,3 l/s att släppas till recipienten vid ansökt verksamhet, att jämföra mot nuvarande uppskattade flöde om 7,2 l/s.

För mer detaljerad information se ansökans bilaga A3 – *Dagvattenutredning* samt föreliggande utrednings bilaga A – *Recipientutredning – miljö kvalitetsnormer*.



Figur 2-7. Områden som omfattas av dagvattenutsläpp till recipient från nuvarande verksamhet. Källa: Bilaga A3.

### *Rökgaskondensat*

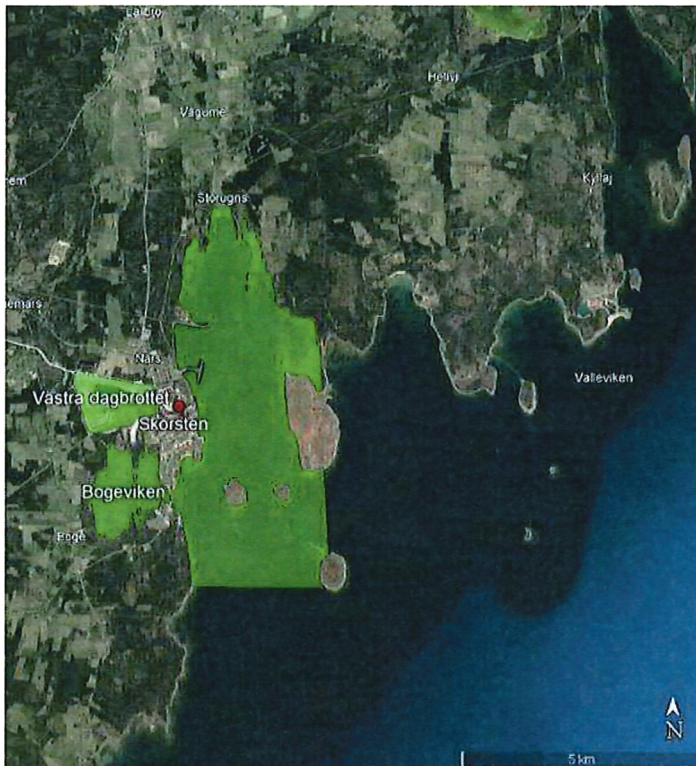
Vid ansökt verksamhet kan det tidvis förekomma utsläpp av renat rökgaskondensat till recipienten. Utsläppet kommer ske stötvist med ett flöde upp till 100 m<sup>3</sup>/h. Under ett år uppskattas det totala utsläppet av kondensat till 200 000 m<sup>3</sup>. Rökgaskondensatet kommer att släppas tillsammans med kylvattnet och innehåller diverse föroreningar vars påverkan på gällande miljökvalitetsnormer redovisas i sin helhet i bilaga A – Recipientutredning - miljökvalitetsnormer.

### *Aminer*

I processen för koldioxidavskiljning av rökgaser kommer en aminskrubber användas. Denna teknik medför ett mindre utsläpp av kommersiella aminblandningar, nitrosamin och nitramin. Kommersiella aminblandningar som släpps ut kan i atmosfären brytas ner till nitrosamin och nitramin. Genom användning av en spridningsmodell har utsläppen och den atmosfäriska spridningen av aminer, nitrosaminer och nitraminer kunnat beräknas. I den modell som använts har även deponering av dessa ämnen kunnat kvantifieras. Från framtagna depositionskartor har nedfallet över recipienten kunnat kvantifieras och haltbidraget i vatten kunnat beräknas. Deponeringen och efterföljande påverkansanalys har avgränsats enligt de gröna fälten i Figur 2-8, där endast påverkan på Bogeviden och Sliteviden (det större gröna fältet) kommer att bedömas.

Det finns flera olika aminer som kan användas för att avskilja koldioxid. Den aminblandning som är aktuell för denna utredning är en blandning av Piperazin (CAS nr. 110-85-0) och 2-amino-2-metylpropanol (AMP, CAS nr. 124-68-5). Båda dessa aminer kan i atmosfären ombildas till nitramin. Piperazin kan även ombildas till nitrosamin, medan AMP inte ombildas till stabila nitrosaminer. Varken AMP eller Piperazin bedöms vara persistenta och bryts ned både i sötvatten och havsvatten. Båda dessa aminer bryts även ned i närvaro av solljus.

Påverkansanalysen kommer endast fokusera på AMP och Piperazin då det finns ekotoxikologiska data gällande påverkan på fisk och evertetrater för dessa ämnen. Koncentrationer av AMP och Piperazin i ytvatten regleras inte genom vattendirektivet, men då påverkansanalys och bedömning av dessa ämnen liknar den för reglerade ämnen återges påverkansanalysen och bedömningen av AMP och Piperazine i kapitel 16.2. I ansökans Bilaga B2 (bilaga till miljökonsekvensbeskrivningen) beskrivs spridningsmodellering och deponering av dessa ämnen till vattenförekomsten.



Figur 2-8 Karta som visar de områden för vilka deponering och resulterande halt av AMP och Piperazin beräknats. För Boge Viken är hela ytan och volymen beaktad, medan endast Sliteviken har beaktats för Ö Gotlands n kustvatten. Källa: Bilaga A4.

Påverkan från utsläpp till vatten behandlas i kapitel 16.

### 2.3.6 Fartygstransporter

Antalet fartygsanlöp beräknas öka till ca 1200 per år när den ansökta verksamheten är i full drift. Under konstruktionsfasen av den nya anläggningen beräknas grovt cirka 50 extra anlöp krävas för till exempel leverans av större utrustning. Antalet externa transporter till havs i befintligt, för nollalternativ och ansökt verksamhet presenteras i Tabell 2-3.

Tabell 2-3 Antalet (avrundat) externa transporter till havs i befintlig verksamhet, vid nollalternativ och planerad verksamhet.

	Befintlig verksamhet	Nollalternativet	Ansökt verksamhet
Totalt Verksamhet (exkl. Externt)	780	970	1 200
Totalt Verksamhet (inkl. Externt)	790	980	1 210 + 50*

\*Anläggningsarbeten innebär behov av leverans med ökat antal anlöp, grov uppskattning av antal.

### 3 Ingående utredningar – en sammanfattning

För att bedöma den ansökta verksamhetens påverkan på vattenmiljön har ett antal underlagsutredningar genomförts. Dessa ligger till grund för den analys och bedömning som redovisas i föreliggande rapport. Nedan görs en kortfattad beskrivning av respektive utredning.

- Bilaga A. Recipientutredning – miljö kvalitetsnormer. Utredningen behandlar tillåtligheten enligt 5 kap 4 § miljöbalken. Det vill säga, utreder påverkan från ansökt verksamhet på aktuell status och uppfyllandet av gällande miljö kvalitetsnormer för recipienten.
- Bilaga B. Modellering av kylvatten – beskriver upprättad hydrodynamisk modell som använts för att simulera nuläge och ansökt verksamhet samt beräkningsresultat.
- Bilaga C. Modellering av sedimenttransport – rapporten redogör för upprättad hydrodynamisk modell som använts för att simulera nuläge, ansökt verksamhet och dumpningsförfarande samt beräkningsresultat.
- Bilaga D. Modellering av undervattensbuller – i rapporten presenteras resultat från modellering av undervattensljud och exponeringsnivåer för att bedöma hur marint liv, såsom tumlare, sälar och fiskar, kan påverkas.
- Bilaga E. Litteraturstudie – fisk och marina däggdjur – I studien sammanställs befintliga vetenskapliga data och fältstudier för att identifiera arter, deras populationsstatus och ekologiska krav i det undersökta området.
- Bilaga F. Sedimentutredning – rapporten baseras på provtagningar i fält och analyser av proverna för att beskriva förekomsten av föroreningar i sediment, bilaga F.
- Bilaga G. Marinbiologisk undersökning – i rapporten redogörs för förekommande bottenflora- och fauna i havsområdet utanför bolagets fabrik.
- Bilaga H. Utredning av fartygsvågor – påverkansanalys av ansökt verksamhet och nollalternativ. Utredningen beskriver förekommande fartygsvågor och dess effekter på omgivningen, samt förväntade effekter vid ökad fartygstrafik.

## 4 Metod för bedömning av påverkan

Föreliggande utredning är en analys och bedömning av potentiella effekter som den ansökta verksamheten kan ha på den marina miljön.

Den ansökta verksamheten medför i huvudsak lokala förändringar i havsmiljön kopplade till förändringar i vattentemperatur, sedimentförflyttning och fysisk påverkan på marint liv och hydromorfologin. Följande punkter listar de ansökta åtgärderna och de förändringar/effekter som kan medföra konsekvenser för vattenmiljön:

- Ökat utsläpp av kylvatten som medför förhöjd temperatur i recipienten.
- Muddring av bolagets hamn och inseglingensrännan till hamnen i syfte att möjliggöra insegling av båtar för utförsel av infångad CO<sub>2</sub>. Åtgärden medför spridning av sediment och grumling samt fysisk påverkan på botten.
- Dumpning av muddermassor vid föreslagen dumpningsplats cirka 9–14 km sydost om bolagets hamn, medför sedimentspridning och påverkan på botten.
- Utsläpp till vatten med potentiell påverkan på marint djur- och växtliv i form av:
  - Förändring i dagvattenkvalité men med marginell ökning av utsläpp av dagvatten till recipienten.
  - Utsläpp av renat kondensat till recipienten via returledningen för kylvatten.
  - Utsläpp av kommersiella aminblandningar som används i CCS-tekniken till luft med efterföljande deponering i ytvattenförekomst.
- Utbyggnad av pir, arbete i vatten som innebär bland annat grumling och ljud under vatten.
- Utbyggnad av kaj, arbete i vatten som innebär bland annat grumling och ljud under vatten.
- Ökad mängd fartygstrafik till bolagets hamn. Fartygstrafiken kan medföra påverkan på botten och strandlinjen.

För att analysera hur ovan påverkar miljön har hydrodynamiska modeller använts för att simulera utsläpp av kylvatten och spridning av sediment. En bullerutredning har genomförts för att kartlägga ljudspridning under vattenytan från aktiviteter som pålning och muddring. Vidare har en utvärdering av hur fartygstrafiken påverkar omgivningen utförts. Därutöver har en recipientutredning tagits fram för att utreda påverkan på miljö kvalitetsnormer och verksamhetens tillåtlighet i enlighet med 5 kap. 4 § miljöbalken. I recipientutredningen utreds påverkan från utsläpp av dagvatten och renat rökgaskondensat samt även eventuell påverkan på hydromorfologin.

För att bestämma vilka delar av miljön som blir påverkade har omfattande studier av sedimentets egenskaper, den marina bottenfaunan och floran, fiskpopulationer och annat marint djurliv genomförts. För att öka kunskapen om tumlarförekomster öster om Gotland har F-pods (akustiska detektorer) placerats inom verksamhetsområdet eller i direkt angränsande området för att kartlägga förekomst. Resultaten från dessa är färdiga först hösten 2024.

Observera att den totala ytan som inventerats täcker, hela Sliteviken med områden innanför och utanför öarna Grunnet och Enholmen inklusive dess anslutande inlopp (Storloppet, Djuploppet, Smällhulet), samt två avgränsade områden utomskärs där Heidelberg Materials planerar dumpning av muddermassor (inre, västra, respektive yttre, östra, dumpningsområdet). Utöver ovanstående inkluderar inventeringarna också en yta (Korridoren, Triangeln) som sträcker sig i sydostlig riktning ut till ett större område lokaliserat nedanför planerade platser för dumpning, se exempelvis Figur 5-4.

Området som inventerats och som presenteras i den marina naturvärdesrapporten är stort. Skälet till detta är dels att redovisa inventeringsresultat från marina områden som omfattats av Heidelberg Materials planerade verksamhet, dels att redovisa inventeringsresultat från marina områden som omfattats av de tekniska förstudier som genomförts. Heidelberg Materials har i en förstudie av projektet undersökt förutsättningar för att anlägga delar av CCS-anläggningens infrastruktur utomskärs. Sådan infrastruktur omfattade bl.a. ledningar på havsbotten och

anläggning för utlastning av koldioxid till fartyg. Inventerade områden som kopplar samman med denna förstudie har tagits med i rapporten som referensunderlag. I rapportens efterföljande delar benämns dessa inventerade områden som Korridoren (ledningskorridoren) och Triangeln (Off-shore området).

Med denna kunskap om den befintliga miljön och den påverkan som verksamheten kan medföra kan en bedömning av effekter på och konsekvenser för den marina omgivningen göras.

Metodiken för de ingående underutredningarna beskrivs i respektive utredning. I följande kapitel beskrivs resultaten från utförda utredningar/undersökningar. Därefter följer en bedömning av den ansökta verksamhets påverkan på den marina miljön och konsekvenserna av ansökt verksamhet jämförs med nuläget och nollalternativet.

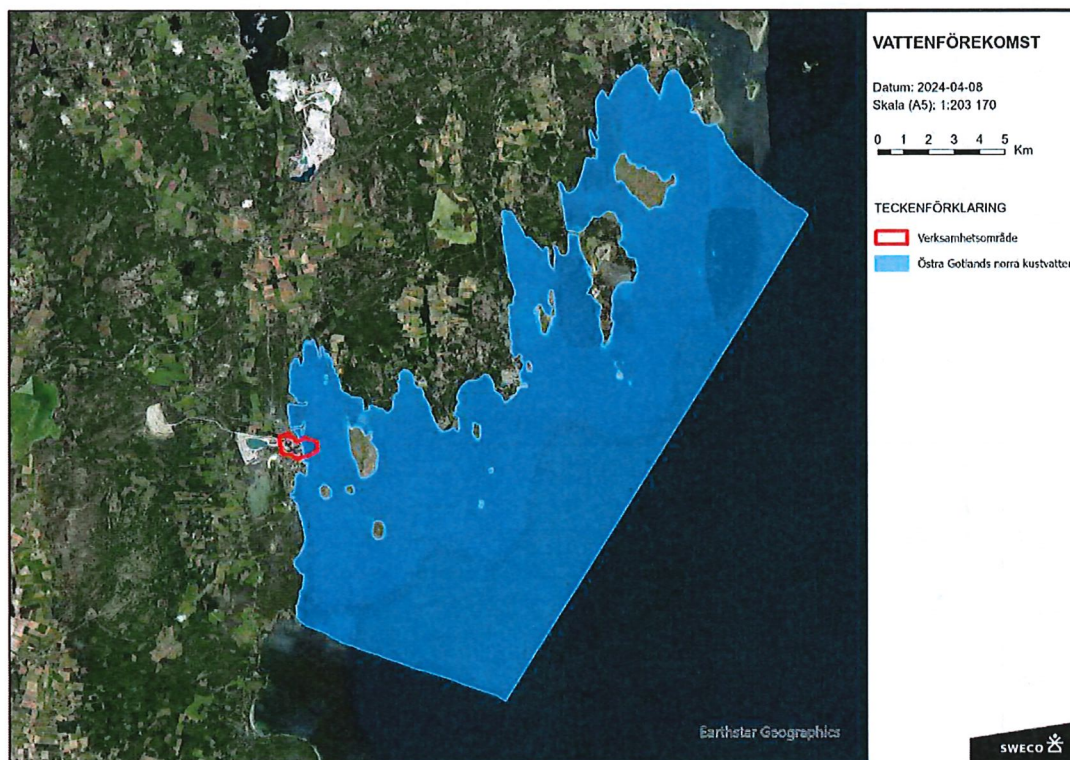
## 5 Omgivningsbeskrivning

Bolagets verksamhet bedrivs i Slite på östra Gotland. Strax norr om fabriksområdet finns Vägumeviken och i östlig riktning finns naturreservatet Slite skärgård. Skärgårdsområdet hyser höga naturvärden och inrymmer en viktig transportled för bolaget. Vidare bedrivs det aktivt friluftsliv och yrkesfiske i skärgården.

Recipienten tillhör den geografiskt indelade vattenförekomsten *Östra Gotlands norra kustvatten* (WA87715877, Figur 5-1). Vattenförekomsten är naturlig med en area på 215 km<sup>2</sup>. Den har kontakt med land i dess västra del och med utsjövatten (*Del av Östra Gotlandshavets utsjövatten*) i öster, omblandningen beskrivs som permanent fullt omblandad och bottenstrukturer är blandat sediment (VISS, u.d). Vattenförekomsten är utsatt för vågor, har ett högt vattenutbyte och uppvisar mesohalin salthalt (6–18 PSU). Till följd av kontakt med land och öar är botten djupet kraftigt varierande med grunda vikar vid land och djupa delar mot utsjövattnet.

Recipienten tillhör även havsbassängen *Östra Gotlandshavet*, med en area på cirka 23 000 km<sup>2</sup>.

För en mer ingående beskrivning av vattenförekomsten och dess statusklassificering hänvisas till bilaga A.



Figur 5-1 Vattenförekomst och bolagets verksamhetsområde för hamnen.

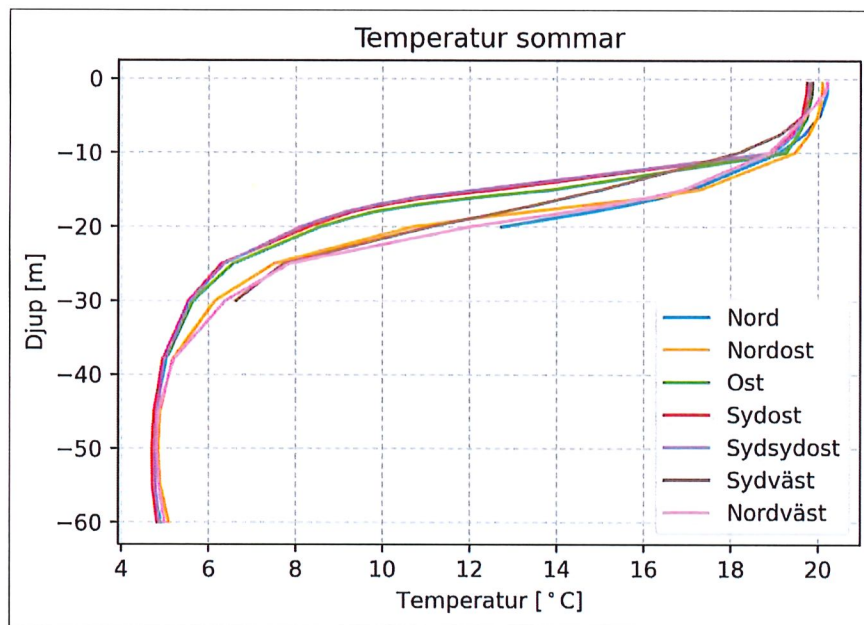
### 5.1.1 Temperatur och salthalt

Vid arbetet med att ta fram den hydromorfologiska modellen har temperatur och salthaltprofiler analyserats med hjälp av data från NEMO-Nordic (oceanografisk modell). Modellen beskriver olika fysikaliska parametrar. Tidsserier hämtades från sju punkter i modellen där avståndet mellan punkterna är cirka 20 km, för närmre beskrivning se bilaga B.

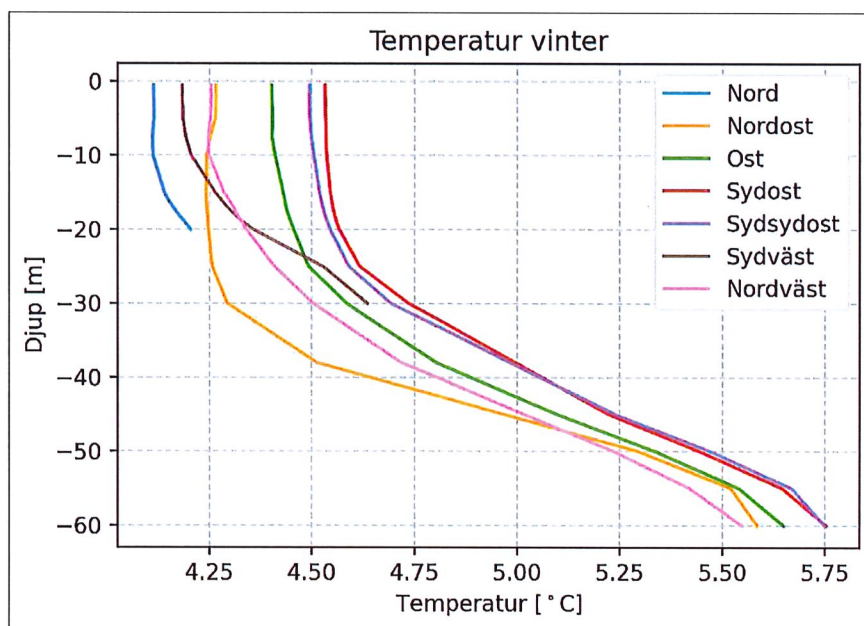
Temperaturanalysen visar att under sommaren 2022 syns en tydlig termoklin som ligger på cirka 15 m – 25 m djup (Figur 5-2). Vintertid, 2022–2023, var skiktningen dels svagare, dels förskjuten

till ett större djup, på cirka 30 m – 50 m (Figur 5-3). Temperaturen var cirka 1,5 °C högre vid ytan än vid botten under vintern. Detta faktum kan härledas till att omblandningen generellt är låg.

Precis som för temperaturprofilerna visar salthaltsprofilerna en tydligare och grundare skiktning på sommaren jämfört med vintern. Saliniteten uppvisar dessutom en dubbel skiktning på sommaren, med en grundare haloklin vid 15 m – 25 m som sammanfaller med termoklinen, samt en djupare haloklin vid ett djup på cirka 50 m – 70 m.



Figur 5-2 Temperaturprofiler i havsränderna under sommaren. Källa: Bilaga B.



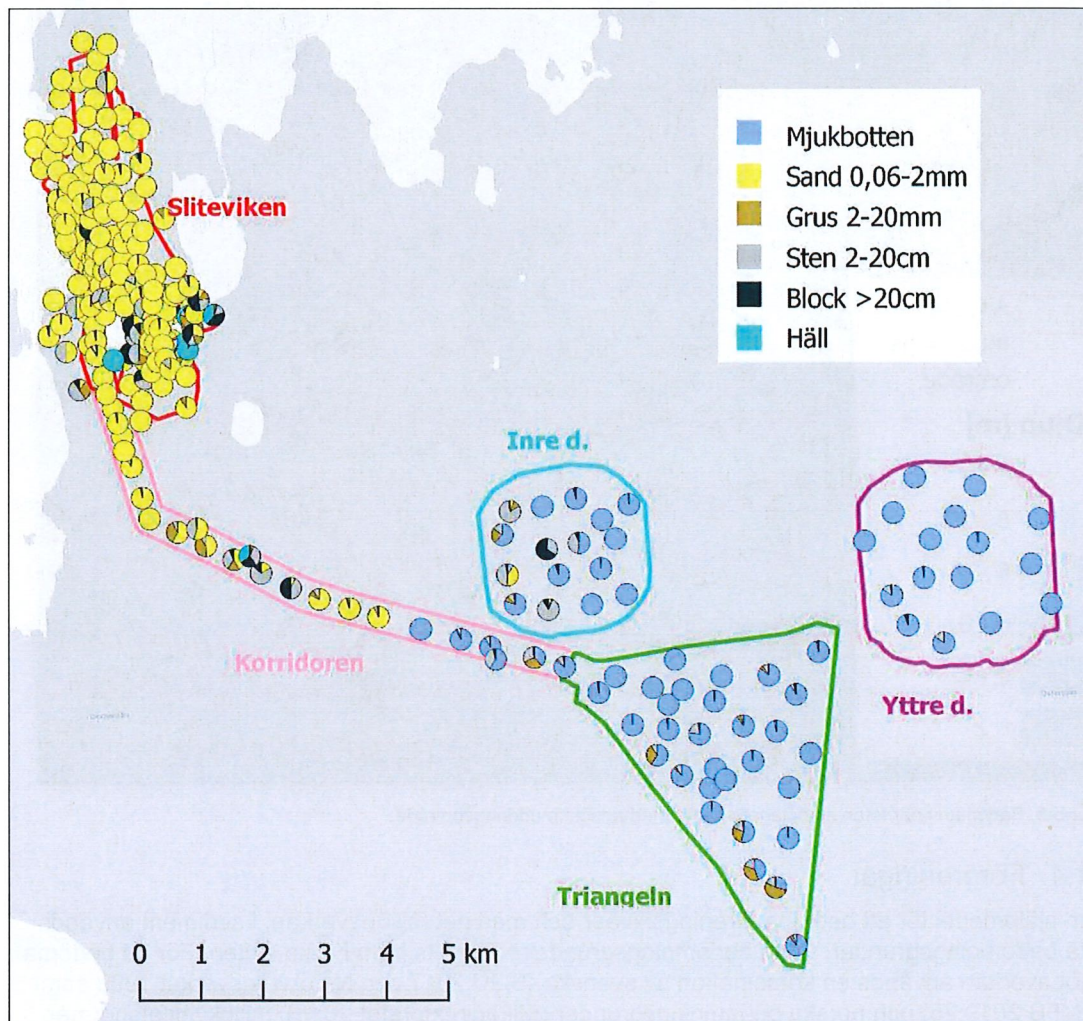
Figur 5-3 Temperaturprofiler i havsränderna under vintern. Källa: Bilaga B.



### 5.1.2 Sediment

I samband med provtagning av sediment för analys av föroreningar klassificerades även det oorganiska innehållet, bilaga F. Resultaten (inom ansökt muddringsområde) visar att finkornigt material som silt och lera dominerar i området. I vissa prov dominerade sand, framför allt i provpunkter längre ut från land, i inseglingstrännan och i de undersökta dumpningsområdena.

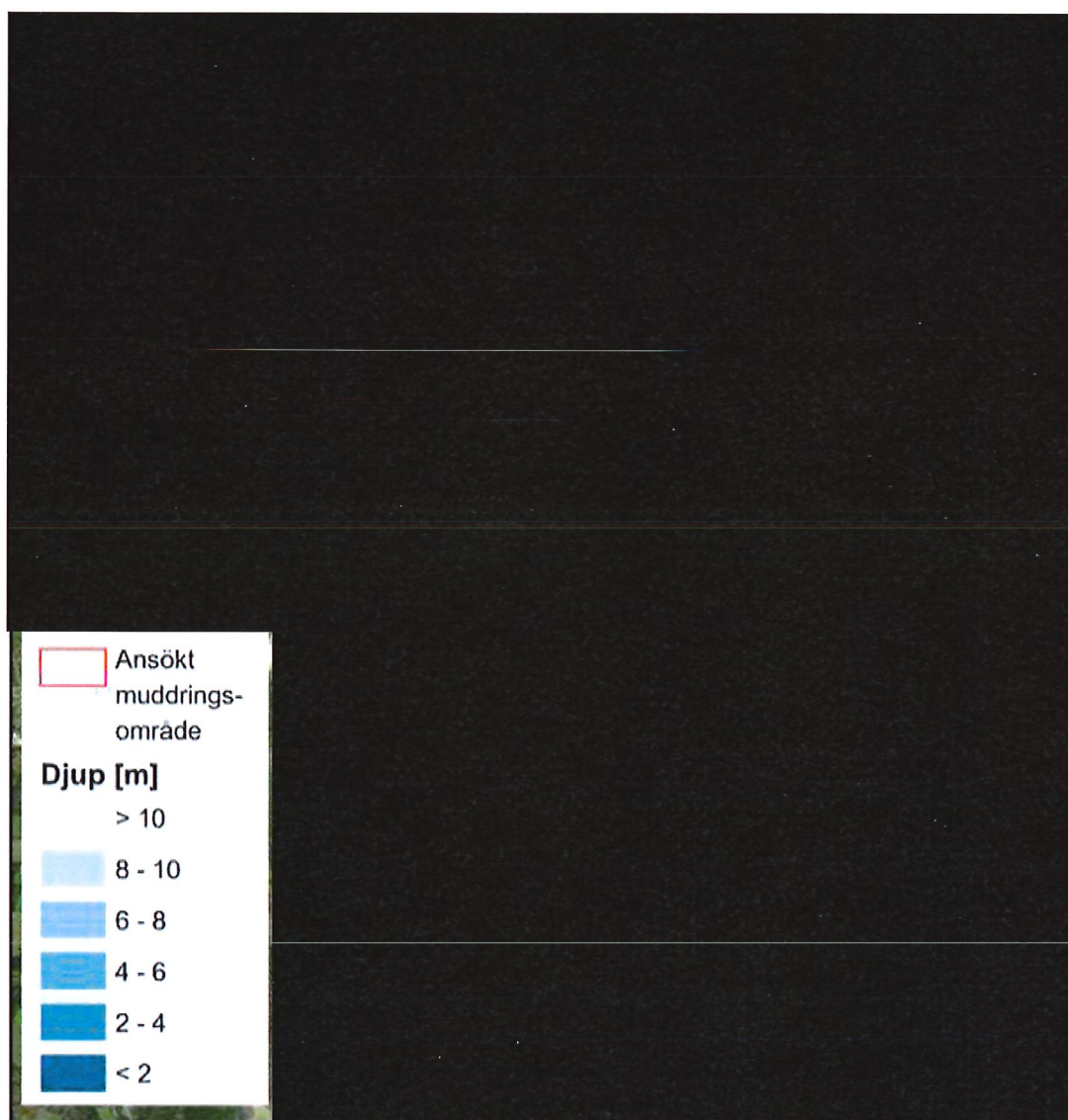
Vid naturvärdesinventeringen klassificerades bottensubstratet baserat på kartläggning med video. Resultaten stämmer överens med de sedimentprover som analyserats, men visar områden med grus, sten, block och håll. I Figur 5-4 syns en tydlig fördelning där sand är vanligt förekommande närmare kusten medan mjukbotten med inslag av block och grus är vanliga på de djupare områdena.



Figur 5-4 Visuellt bottensubstrat från videoprover. Källa: Bilaga G.

### 5.1.3 Batymetri

Batymetri är topografins motsvarighet under vattenytan och är således en beskrivning av djupförhållanden i ett område. I samband med framtagande av den hydrologiska modellen skapades en batymetrisk modell (visualiserad i Figur 5-5, för mer information om tillvägagångssätt hänvisas till Bilaga B).



Figur 5-5. Batymetri i närheten av bolagets hamn med ansökt muddringsområde.

#### 5.1.4 Föroreningar

Som hjälpmedel för att bedöma föreningsnivåer och med det miljöpåverkan, i sediment används olika bedömningsgrunder. Olika bedömningsgrunder har tagits fram i olika syften. För att bedöma miljöpåverkan används en kombination av svenska (SGU 2017 och Naturvårdsverket 1999 samt HVMFS 2019:25) och norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2016), miljö kvalitetsnormer och indikativa värden, samt jämförelser med data från nationell miljöövervakning. Bedömningsgrunden från SGU för till exempel organiska miljöföroreningar i sediment är framtagna utan relation till effekter på sedimentlevande organismer. De definieras som hög eller låg i ett nationellt perspektiv.

De norska kriterierna baseras på ekotoxikologiska undersökningar och beskriver effekter och risker för ekosystem. En jämförelse mellan svenska (SGU och HVMFS 2019:25) och norska bedömningsgrunder visar att de svenska kriterierna tenderade att ge en högre bedömning av

föroreningshalten (Bilaga F) det vill säga riktvärdena/bedömningsgrunderna/gränsvärdena är lägre än de norska.

Nedan följer en utökad beskrivning av hur de olika riktvärdena är framtagna.

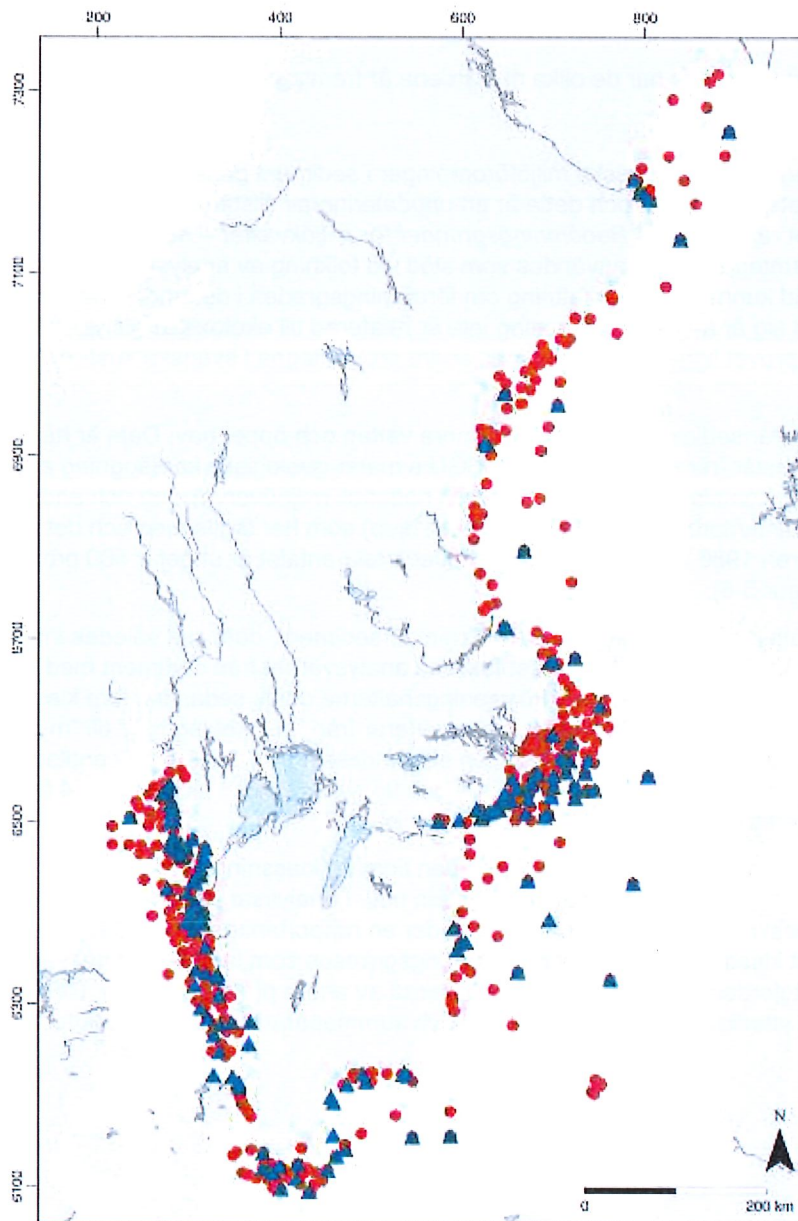
#### *SGU 2017 och Naturvårdsverket 1999*

SGU har genomfört en klassning av organiska miljöföroreningar i sediment baserat på uppmätta halter i svenska kust- och utsjösediment, och detta är en uppdatering av tillståndklassningen i tabell 30 i Naturvårdsverket rapport 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav* från år 1999. Klassningen är framtagen för att användas som stöd vid tolkning av analysresultat för sedimentprover och därmed kunna få en uppfattning om föroreningsgraden i det undersökta området. Viktigt att ha med sig är att denna klassning inte är relaterad till ekotoxikologiska effekter utan beskriver hur halten i provet ligger i förhållande till andra prover tagna i svenska kust- och utsjöområden.

Underlagsmaterialet inkluderar sediment från både kustnära vatten och öppet hav. Data är hämtad från SGU:s databas, som består främst av prover från SGU:s marin-geologiska kartläggning av svenska havsområden, men kompletteras med prover från nationell miljöövervakning och andra projekt. Det är endast ytsedimentprover (vanligtvis 0 – 1 cm djup) som har tagits med och det är prover som tagits mellan åren 1986 och 2014 som ingår. Det totala antalet är ungefär 500 prover från cirka 480 stationer (Figur 5-6).

Klassningen baseras på halter normaliserade mot torrvikten på sediment, data ska således inte normaliseras mot organisk kol (TOC) utan det är det faktiska analysvärdet från sediment med en kornstorleksfraktion <63 µm som ska användas. Föroreningshalterna delas sedan in i fem klasser utifrån fördelningen av halter i dataunderlaget. Klasserna varierar från "mycket låg halt" till "mycket hög halt" och är bestämda av percentiler: 5:e percentilen skiljer klass 1 från 2, 25:e percentilen skiljer klass 2 från 3, 75:e percentilen skiljer klass 3 från 4 och 95:e percentilen skiljer klass 4 från 5. Detta innebär att de mittersta 50 % av värdena ligger inom klass 3.

Skillnaden mellan den nya klassningen (SGU 2017) och den tidigare klassningen från Naturvårdsverket 1999 är att klass 1 tidigare sattes till halten noll. I analysammanhang kan inte nollvärde uppmätas utan beskriver endast om halten är under en rapporteringsgräns. Det går därmed inte att automatiskt klassa en halt under rapporteringsgränsen som låg eller ett nollvärde. I den tidigare klassningen utgjordes gränserna mellan klasserna av andra percentilvärden. Den nya klassningen omfattar även ytterligare några PAH-ämnen och summaparametrar och utesluter total PCB.



Figur 5-6 Karta över Sveriges omgivande havsområden med röda punkter (ca 500) för de prover som ingår i dataunderlaget för bedömningsgrunder för organiska miljöföreningar, med undantag för organiska tennföreningar där blå trianglar istället markerar de prover som ingår i dataunderlaget (ca 300). Källa: SGU, 2017

*HVMFS 2019:25*

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) innehåller bedömningsgrunder och gränsvärden för ett antal olika ämnen. Bedömningsgrunderna och gränsvärdena gäller i juridisk mening endast i klassade ytvattenförekomster. Bedömningsgrunderna används för att klassificera statusen för kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen och tas fram av respektive land inom EU. Gränsvärdena används för att klassa kemisk ytvattenstatus och är EU-gemensamma.

De olika halterna för de olika ämnena är framtagna på lite olika sätt men grunden är att de är avsedda att skydda akvatiskt liv både på lång och på kort sikt. Vanligen bygger halten på ekotoxikologiska studier med en säkerhetsfaktor beroende på hur omfattande dataunderlaget är.

Gränsvärdena för kemisk ytvattenstatus tas i huvudsak fram enligt europeisk vägledning (EC 2011). Värdena bygger på en uppskattning av vilka koncentrationer som inte innebär någon oacceptabel risk för effekter i eller via vattenmiljön. Värdena beaktar inte biologin vid själva klassificeringen. Gränsvärdena för sediment är framtagna för några av de substanser som kan ackumuleras i sediment eller biota. De är framtagna för att skydda bottenlevande organismer, men de värden som ingår i föreskrifterna bedöms också ge minst eller ungefär samma skyddsnivå som motsvarande vattenvärdena.

#### Norska bedömningsgrunder

Gränsvärdena och klassgränserna i de norska kriterierna är utarbetad av Aquateam (rapport TA-3001/2012) och kvalitetssäkrat av NIVA i samarbete med NGI (rapport M-241, 2014). Kriterierna för klassgränserna är baserade på internationella etablerade system för miljö kvalitetsstandarder och riskvärdering av kemikalier i EU. Gränsvärden är utarbetade i enlighet med Technical Guidande Document for Deriving Environmental Quality Standards (TGD. No. 27).

I klassificeringssystemet representerar klassgränserna (Figur 5-7) en förväntad ökande grad av skada på djurlivet. Gränserna är baserade på tillgänglig information från laborietester, riskvärderingar och halter då akut och kronisk toxicitet erhålls på organismer. Klassificeringssystemet för sediment ska användas på (är mest representativt för) finkornigt sediment bestående av lera och silt.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svårt dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC <sub>akutt</sub>	Øvre grense: PNEC <sub>akutt</sub> * AF <sup>1)</sup>	

Figur 5-7 Klassificeringssystem för vatten och sediment enligt norska bedömningsgrunder. 1) AF: säkerhetsfaktor

#### Provtagning i recipienten

Under försommaren 2023 utfördes undersökningar av föroreningar i sediment nära Slite (se Bilaga F). Totalt 20 platser valdes ut för provtagning och 25 sedimentprover samlades in och sändes till laboratorium för analyseras av bland annat metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), tennorganiska ämnen, per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), oljeindex och bekämpningsmedel. Proverna kom från tre områden: bolagets hamn/inseglingsränna och de två undersökta dumpningsområdena.

Sedimenten är mestadels finkorniga med hög torrsubstanshalt och låga halter av organiskt material. Vid en sammantagen bedömning baserad på svenska bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25) och norska effektbaserade kriterier av föroreningsnivåerna visar resultaten på låga till måttligt höga halter av föroreningar i sedimenten, med högre halter av PAH inne i bolagets hamn. För fördjupad jämförelse mot respektive bedömningsgrund hänvisas till bilaga F. Den vertikala fördelningen av föroreningar visar att djupare lager (30–60 cm) har liknande eller högre halter av

PAH jämfört med de övre lagren (0–30 cm), men med en tendens till minskande halter i ännu djupare skikt.

Sammanfattningsvis visar undersökningen att även om vissa ämnen överskrider tillämplade riktvärden/gränsvärden, är de övergripande föroreningsnivåerna i området låga till måttliga (Tabell 5-1).

Tabell 5-1 Sammantagen bedömning av halter av föroreningar i sedimenten baserat på svenska bedömningsgrunder och norska effektbaserade kriterier. Sammanställt från bilaga F.

	Bolagets hamn	Inseglingrännan	Dumpningsområden
Metaller	låga	låga	låga
PAH	låga-måttliga	låga-måttliga	låga
PCB	låga-höga*	mycket låga-låga	mycket låga-låga
Petroleumprodukter	Ej nämnbar	Ej nämnbar	Ej nämnbar
Tennorganiska ämnen	Måttliga-höga	Låga-måttlig**	låga
PFAS	låga	låga	Låga (västra) Måttliga (östra)
Bekämpningsmedel & halogenerade lösningsmedel	låga	låga	låga

\*måttligt-höga halter lokalt

\*\*endast lokalt, baseras på ett djupt prov

## 5.2 Riksintressen

Området för bolagets fabrik och hamnverksamhet befinner sig inom flera olika utpekade områden av riksintresse. Nedan redovisas de riksintressen som på ett eller annat sätt kan beröras av de delar av den ansökta verksamheten som påverkar havsmiljön, Figur 5-8.

Farleden in till Slite hamn och bolagets hamn utgör riksintresse för **sjöfart** (Boverket, 2023).

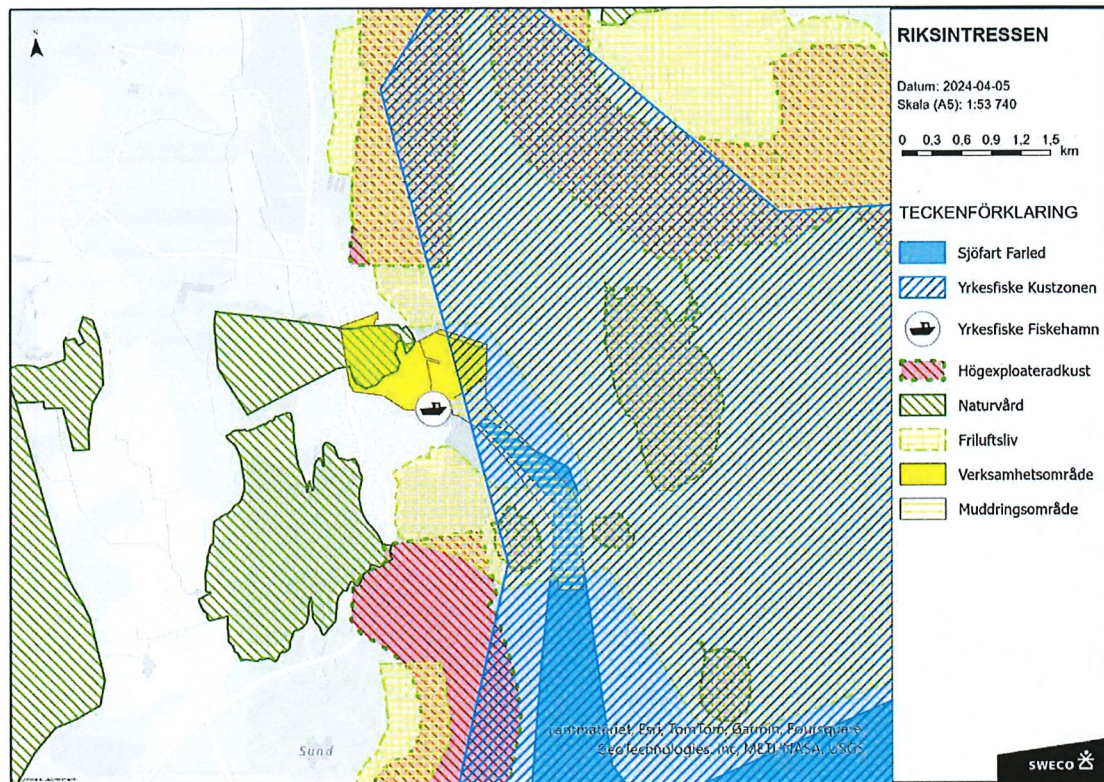
Östersjön utanför Slite är utpekad som riksintresse för **yrkesfiske** då det är ett fångstområde för piggvar, torsk, strömming och skarpsill (Boverket, 2023).

Gotlands kust är utpekad som ett riksintresse för **högexploaterad kust**. Bolagets fabriks- och hamnområde ingår inte i området, men däremot öarna Asunden, Grunnet och Enholmen (Boverket, 2023).

Asunden, Enholmen, Grunnet och Majgu utgör riksintresse för **naturvård** enligt 3 kap. 6 § miljöbalken. Natura 2000-områden är också av riksintresse för naturvård. Natura 2000-områdena redovisas i avsnitt 5.3.1.

Kusten och Östersjön mellan Slite och Fårösund utgör riksintresse för **friluftsliv** på grund av natur- och kulturvärden och de goda förutsättningarna för friluftsliv.

Hela Gotland utgör riksintresse för **rörligt friluftsliv** enligt 4 kapitlet 1–2 §§ miljöbalken.



Figur 5-8 Rikssintressen i närområdet av bolagets verksamhetsområde och ansökt muddringsområde.

## 5.3 Skyddade områden

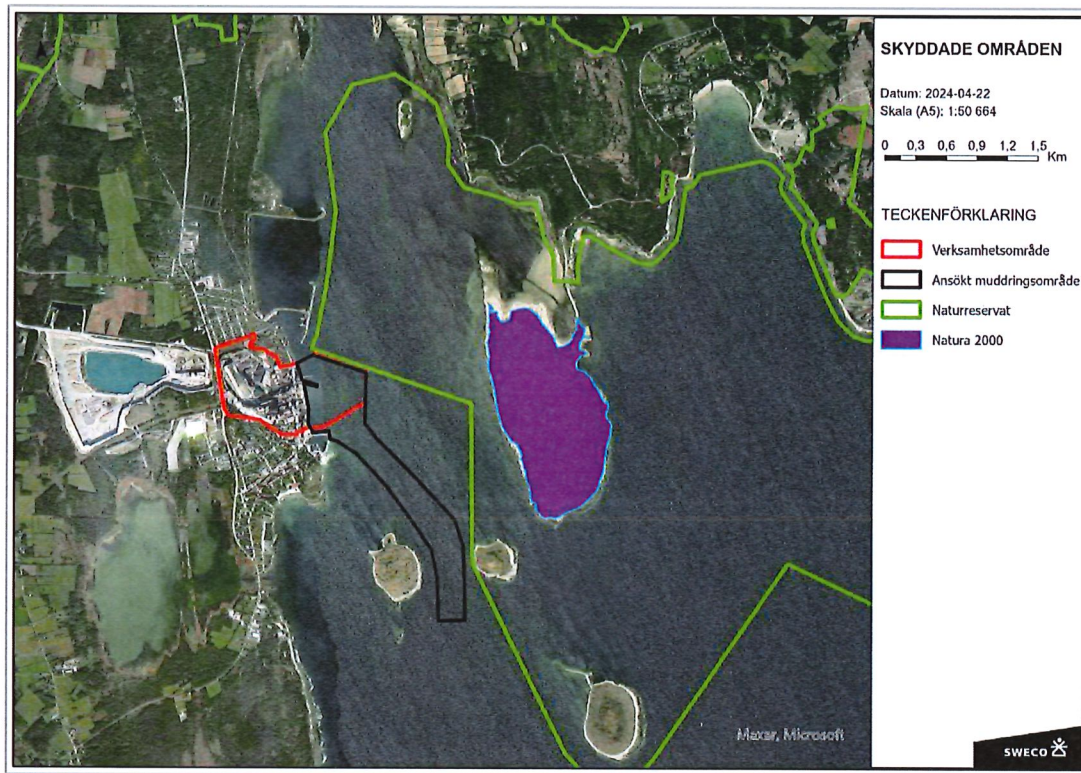
### 5.3.1 Natura 2000-områden

I Slites omgivning finns värdefulla naturområden som skyddas enligt art- och habitatdirektivet<sup>1</sup> respektive fågeldirektivet<sup>2</sup>, så kallade Natura 2000-områden.

Nedan beskrivs det Natura 2000-område, Asunden, som finns utanför verksamhetsområdet. Det ligger ett förslag på ett Natura 2000-område enligt fågeldirektivet längs med kusten, Gotlands östra kust. Även detta beskrivs översiktligt.

<sup>1</sup> Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter

<sup>2</sup> Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar



Figur 5-9 Natura 2000-område och naturreservat.

*Asunden, SE034015 – Natura 2000-område*

Området, som är en ö (Figur 5-9), består av ett öppet, strandnära och våtmarksrikt landskap. Naturtyperna driftvallar, sten- och grusvallar, vegetationsklädda havsklippor, strandängar vid Östersjön, kalkgräsmarker, fuktängar och kalkbranter ligger till grund för utpekandet av Natura 2000-området. Även fågelarterna brushane, fisktärna, silvertärna, skärfläcka, småtärna och sydlig kärrensna ligger till grund för utpekandet (Länsstyrelsen i Gotlands län, 2016).

I bevarandeplanen för Asunden framkommer att det finns risk för störningar av båttrafik, fiske och expanderande friluftsliv på fåglars häckningsperiod. Vidare beskrivs det att miljögifter, utsläpp och övergödning kan skada fågellivet och vattenkvaliteten. Även blåstångens djuputbredning minskar bland annat på grund av övergödning och läckage av näringsämnen fosfor och kväve. För att skydda fåglarna bör häckningsplatser ha en störningsfri zon från 1 april till 31 juli enligt bevarandeplanen. Dessutom beskrivs det att stränderna kan behöva rensas från tång för att förhindra kvävning av vegetation, men tången bör bevaras på vissa driftvallar för ekologins skull. (Länsstyrelsen i Gotlands län, 2016).

*Gotlands östra kust – förslaget Natura 2000-område (Ej beslutat)*

Länsstyrelsen Gotland har, på uppdrag av regeringen, upprättat ett förslag på nya Natura 2000-områden för fåglar i havet runt Gotland. Förslaget är för närvarande föremål för remiss. Ett av områdena i det remitterade förslaget är Gotlands östra kust, IBA-ID 857 (SE050) – ett havsområde som sträcker sig från Fårö i norr längs hela östra kusten av ön. Det består huvudsakligen av hav, men omfattar också öar och vissa strandängar. Området är viktigt för häckande fåglar, varav flera är hotade. Det är också ett mycket viktigt födosöksområde för övervintrande och rastande sjöfåglar, bland annat de hotade arterna alfågel och bergand. Området utgör även ett flyttningsstråk för europeiska sjöfåglar och andra fåglar (Länsstyrelsen i Gotlands Län, 2022).



Området föreslås inkludera havsområdet från strandlinjen ut till minst 25 m djup, öster om Gotland, samt utvalda strandängar. Utpekandet görs bland annat för att skydda (a) havsområden med mycket stora antal övervintrande och rastande sjöfåglar, (b) havsområden som är viktiga födosöksområden under häckningsperioden för hotade arter.

### 5.3.2 Naturresevat

Naturresevatet Slite skärgård (se Figur 5-9) är bildat med syftet att skydda och bevara ett unikt gotländskt skärgårdsområde med höga naturvärden både i vatten och på land, samt att bevara och utveckla ett område av stort värde för det rörliga friluftslivet. Ålgräsängar, blåstångsbälten och blåmusselområden ska skyddas från negativ fysisk påverkan. Inom det utpekade områden ska nya byggnader eller anläggningar i vatten inte tillkomma annat än för vad som kan tillgodose det rörliga friluftslivets behov. Exploatering och annan negativ mänsklig påverkan på områdets vattenmiljö, havsbottnar och undervattensvegetation ska minimeras (Länsstyrelsen i Gotlands Län, 2016).

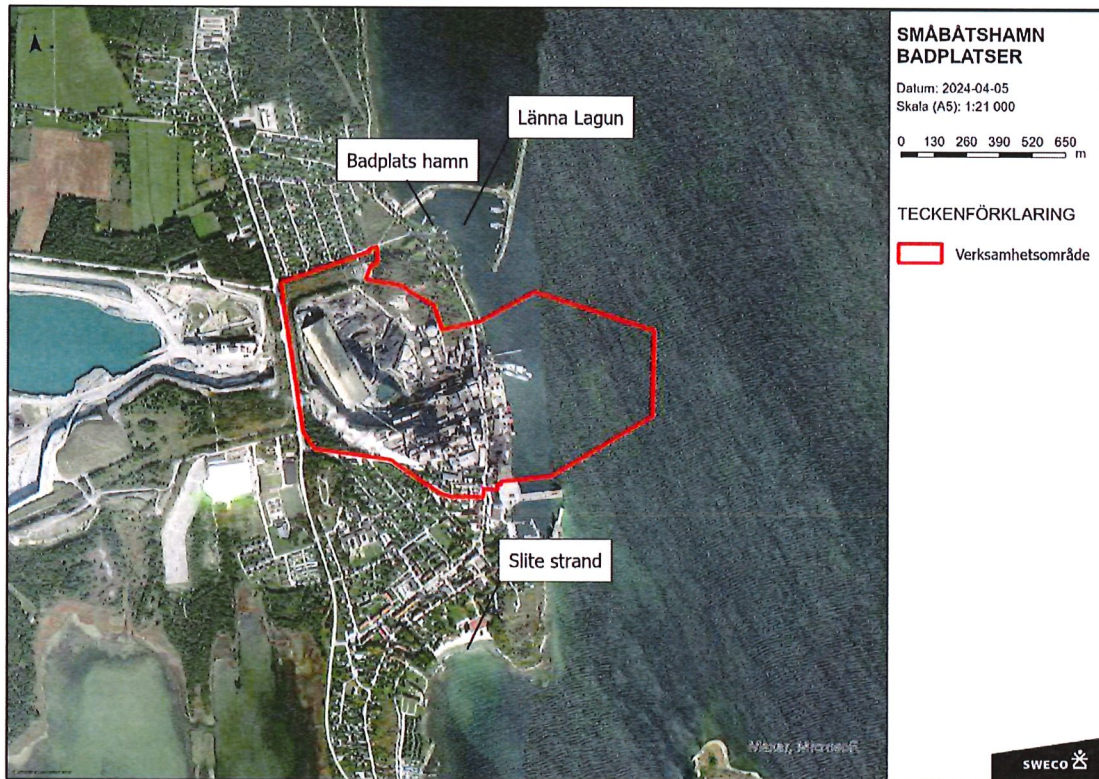
### 5.3.3 Strandskydd

Området som idag är detaljplanelagt för bolagets fabriksverksamhet omfattas inte av strandskydd.

## 5.4 Badplatser och småbåtshamnar

Strax norr om bolagets fabrik finns Länna Lagun, en småbåtshamn med cirka 120 båtplatser (Figur 5-10). I hamnen finns också en mindre badplats.

Söder om fabriksområdet, förbi närmaste udde, finns Slite strand (Figur 5-10). Badplatsen är en cirka 200 m lång sandstrand, omgiven av mindre gräsytor. Provtagning av badvattnets kvalité sker mellan juni och augusti månad, vilken har påvisat tjänligt vatten (förutom 4 augusti 2020 då vattnet var tjänligt med anmärkning) utan algförekomst för de senaste tre åren. Badplatsen är klassificerad som ett EU-bad med utmärkt kvalité.



Figur 5-10 Närliggande badplatser och småbåtshamn med utpekat verksamhetsområde.

## 6 Hydrodynamisk modellering

### 6.1 Kylvatten

En tredimensionell hydrodynamisk modell har upprättats för att simulera hur kylvattenutsläpp vid nuvarande och ansökt verksamhet kan påverka temperaturförhållanden i recipienten. Indata på verksamhetens kylvatten visas i Tabell 2-2. Modellen visar vilka vattentemperaturer som utsläppen från befintlig respektive ansökt verksamhet ger upphov till samt skillnaden dem emellan – den så kallade övertemperaturen. Resultaten presenteras i kartor med faktisk temperatur, kartor med övertemperatur (skillnad mellan nuläge och ansökt verksamhet) och tidsserier samt varaktighetsdiagram av övertemperatur.

Tidsserierna ger en överblick av hur övertemperaturen förändras över tid i en viss punkt medan varaktighetsdiagrammen visar hur stor andel av tiden en viss övertemperatur överskrids.

Strömmarna i havet öster om Gotland ändras med vådret och har inga fasta mönster. Under vintern tenderar strömmarna att röra sig norrut och under sommar söderut, enligt modellsimuleringen. Det finns också perioder när strömvirvlar bildas i bukterna. Strömmarna påverkar kylvattnets spridning i vattnet.

Tre scenarier har simulerats – ett för nuvarande kylvattenutsläpp och två scenarier för ansökt utsläpp. Ansökt verksamhet, scenario ett, omfattar utsläpp vid befintlig utsläppspunkt från Ångturbinen på upp till 7650 m<sup>3</sup>/h (kyleffekt 70 MW). Ansökt verksamhet, scenario två, omfattar utsläpp vid en ny utsläppspunkt med diffusor anlagd vid mitten på Norra piren med ett flöde på upp till 22 400 m<sup>3</sup>/h (kyleffekt 200 MW). Simuleringen med diffusor baseras på en cirka 100 m lång diffusor med 10 st utlopp placerade med cirka 10 m avstånd mellan varandra. Utsläppshastigheten uppgår till cirka 4 m/s vid varje utlopp och riktas i nordostlig riktning. Vattentemperaturen har samma temperaturökning oaktat ansökt utsläpp (8°C).

För att skapa en bild av hur verksamhetens påverkan på recipienten förändras över året har simuleringarna tagit hänsyn till säsongvariationer. Modellen använder parametrar som naturligt varierar, vilket leder till ändringar i de hydrodynamiska förhållandena och spridningsmönstren. Med anledning av detta används två olika scenarier i simuleringarna: ett för sommaren (12 – 26 juli) och ett för vintern (24 dec – 6 jan), var och en med meteorologiska förhållanden som är typiska för den tiden på året.

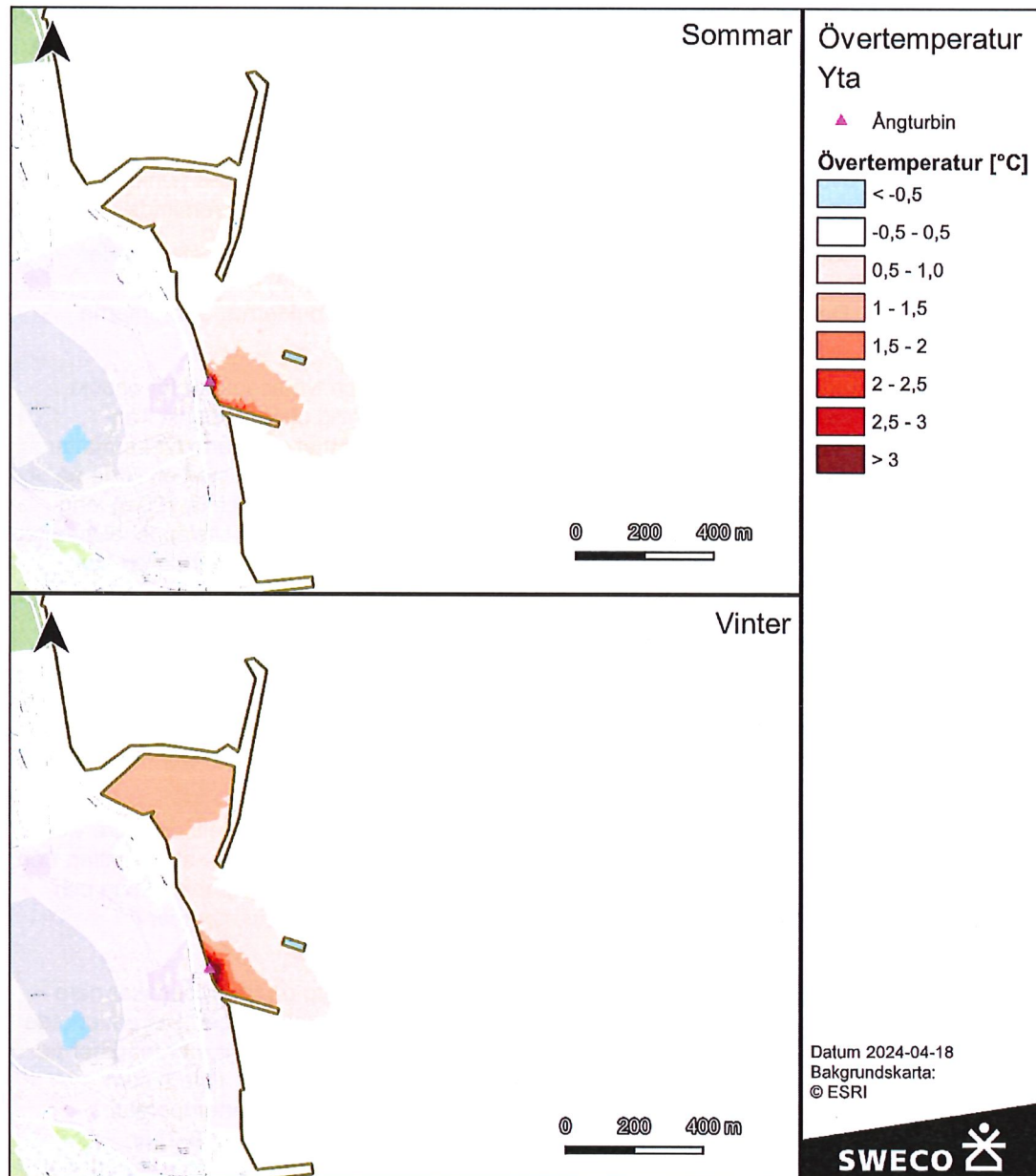
Resultaten från de modellerade scenariona visar att temperaturökningen generellt är högre vid utsläpp från ångturbinen än vid kylvattenutsläpp från diffusorn. Detta förklaras av att kylvatten från diffusorn sprids genom 10 utlopp med hög hastighet, vilket genererar effektiv omblandning och värmeavledning vertikalt i vattnet. Effekten av utsläpp från diffusorn är främst märkbar i Slitebukten.

Vid utsläpp från ångturbinen är den vertikala omblandningen relativt låg då utsläppet sker nära ytan. Detta medför högre temperaturer nära vattenytan jämfört med djupare lager. Det påverkade området sträcker sig ungefär 400 m öster om utloppet, där övertemperaturen är mer märkbar på vintern (Figur 6-1). Trots att temperaturökningen är ungefär densamma under vintern som sommaren vid de undersökta punkterna (Figur 6-2), uppmäts något högre övertemperatur i småbåtshamnen ( $\leq 0,5$  °C). Nära naturreservatets gräns (punkt *Gräns syd*, Figur 6-2) är övertemperaturen över 1°C grader vid ytan cirka 10 – 15 % av tiden på vintern och cirka 30 % av tiden på sommaren. Längre in i naturreservatet tyder tidsserier, varaktighetsdiagram och kartor på att övertemperaturen är i storleksordningen 0 – 0,5 °C, vilket ska tolkas som en försumbar övertemperatur som ligger inom felmarginalen för simuleringarna. Mer om felmarginal och osäkerhet kan läsas i bilaga B.

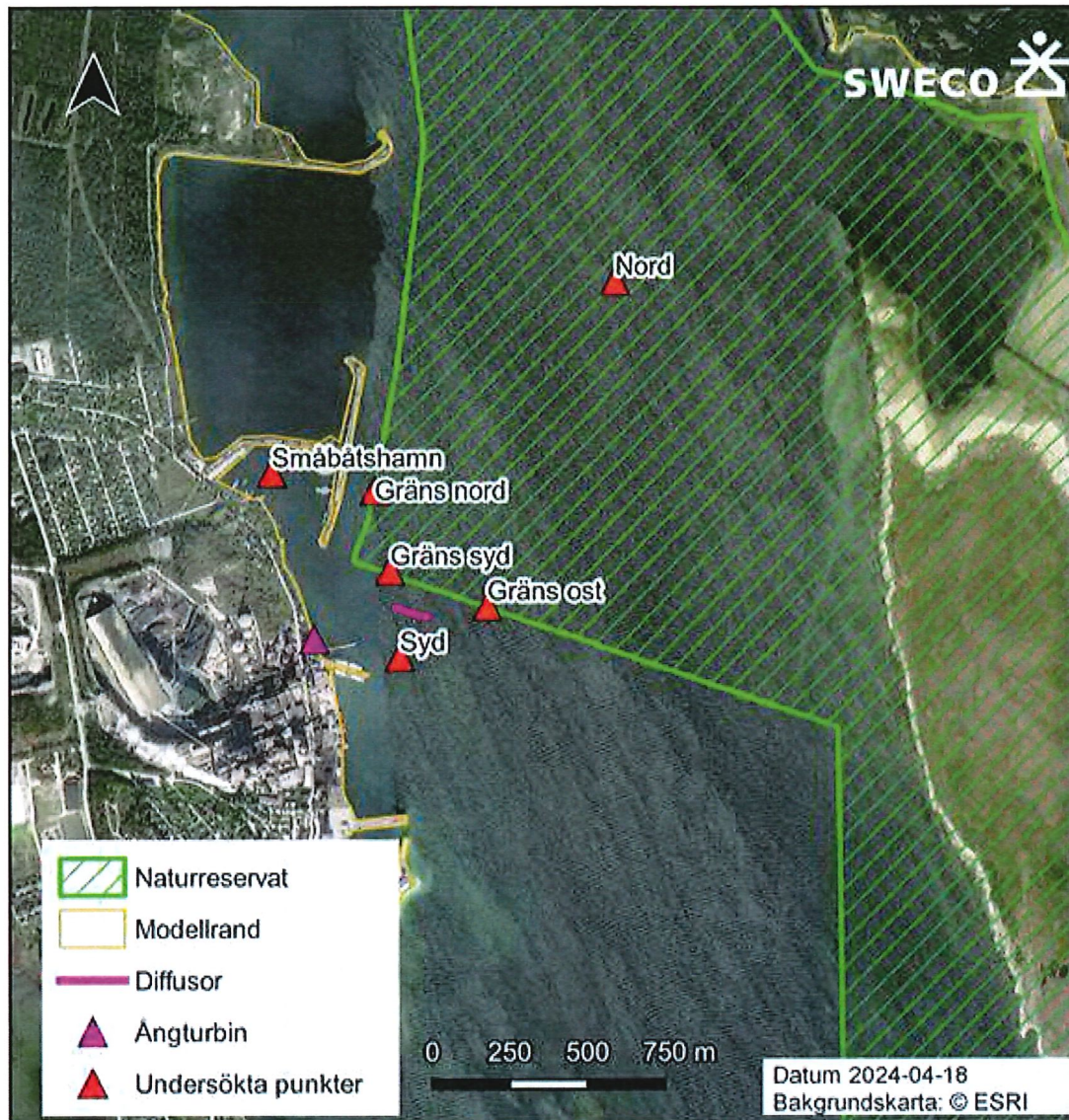
När det gäller kylvattenutsläpp från diffusorn sker en effektiv vertikal omblandning, vilket resulterar i att övertemperaturen oftast håller sig under 1°C. Simuleringarna visar att området som påverkas

av högre temperaturer främst breder ut sig åt nordost från diffusorn. Temperaturökningen är jämförbart låg både under vinter- och sommartid. Övertemperatur som överskrider 1 °C uppstår cirka 5 – 10 % av tiden i de undersökta punkter som ligger närmast diffusorn.

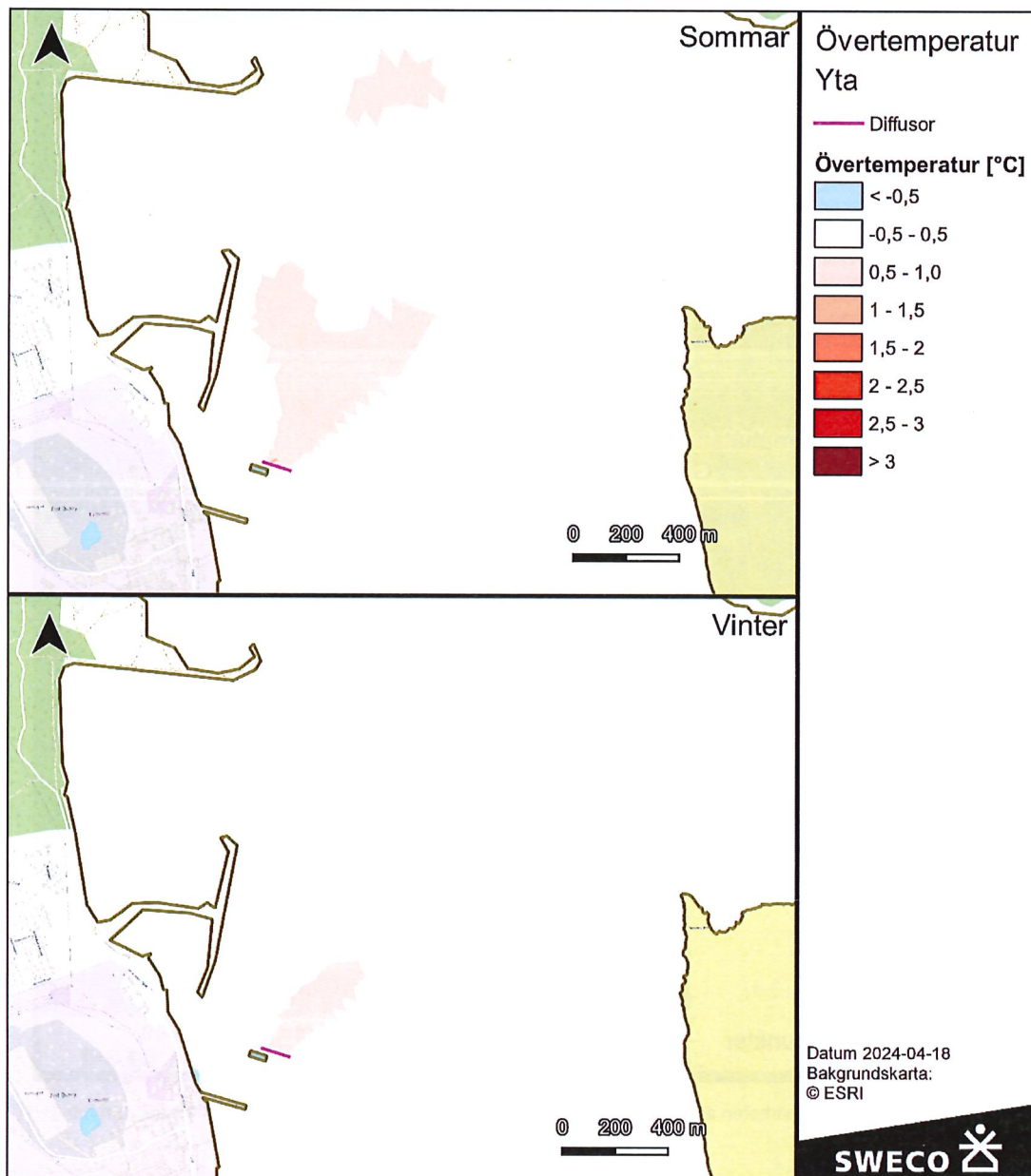
Den fullständiga redovisningen av modell och resultat finns i bilaga B.



Figur 6-1 Övertemperatur i ytan under sommaren (överst) och vintern (nederst) för Ångturbin. Figuren visar skillnaden i medeltemperatur mellan ansökt verksamhet och nuläget. Källa: bilaga B.



Figur 6-2 Undersökta punkter i närheten av verksamhetsområdet för olika tidsserier och där varaktighetsdiagram har producerats. Källa: bilaga B.



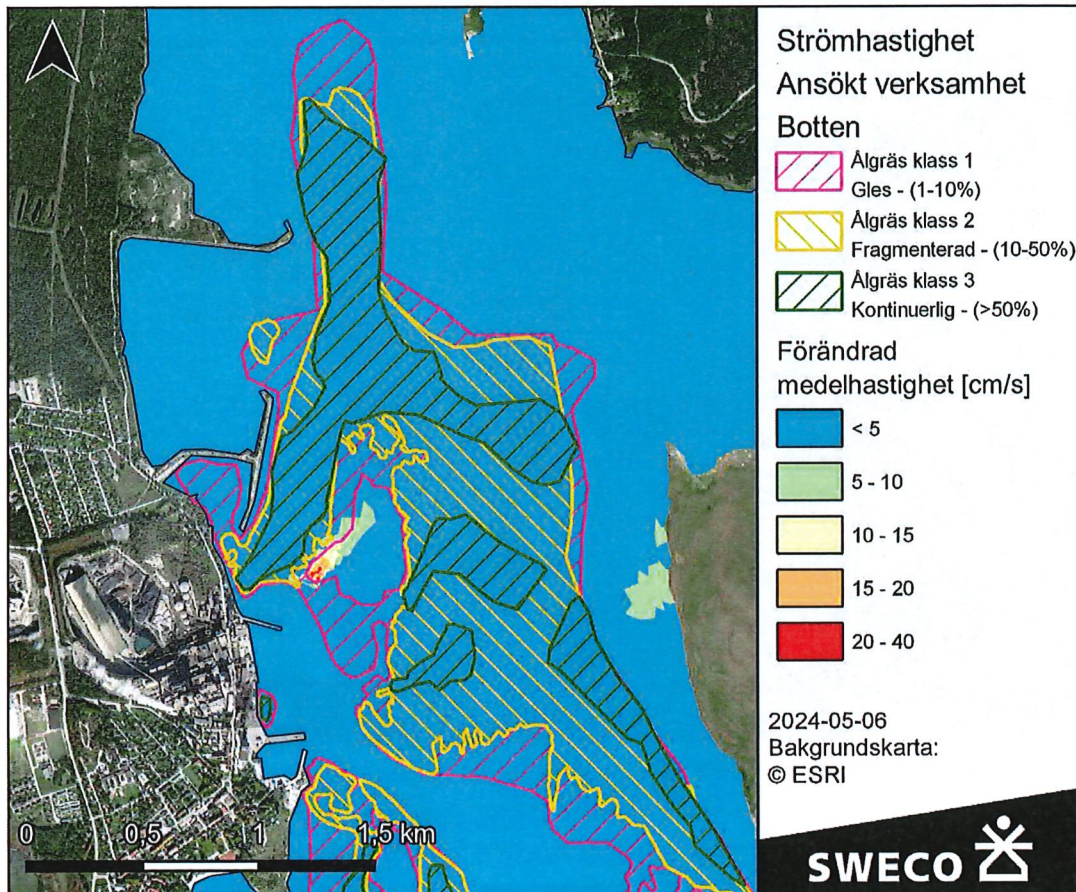
Figur 6-3 Övertemperatur i ytan under sommaren (överst) och vintern (nederst) för Pir mitten. Figuren visar skillnaden i medeltemperatur mellan ansökt verksamhet och nuläget. Källa: bilaga B.

## 6.2 Strömningsmönster

Modelleringen visar att vid utsläpp från diffusorn kan viss påverkan på strömningsmönster i viken förekomma, både vad gäller hastighet och riktning. Förändringar i strömningsmönster kan påverka habitatet i området och därför har förändringen av strömningsmönster analyserats. Analysen är genomförd på botten under sommarperioden för att täcka perioden med störst biologisk aktivitet.

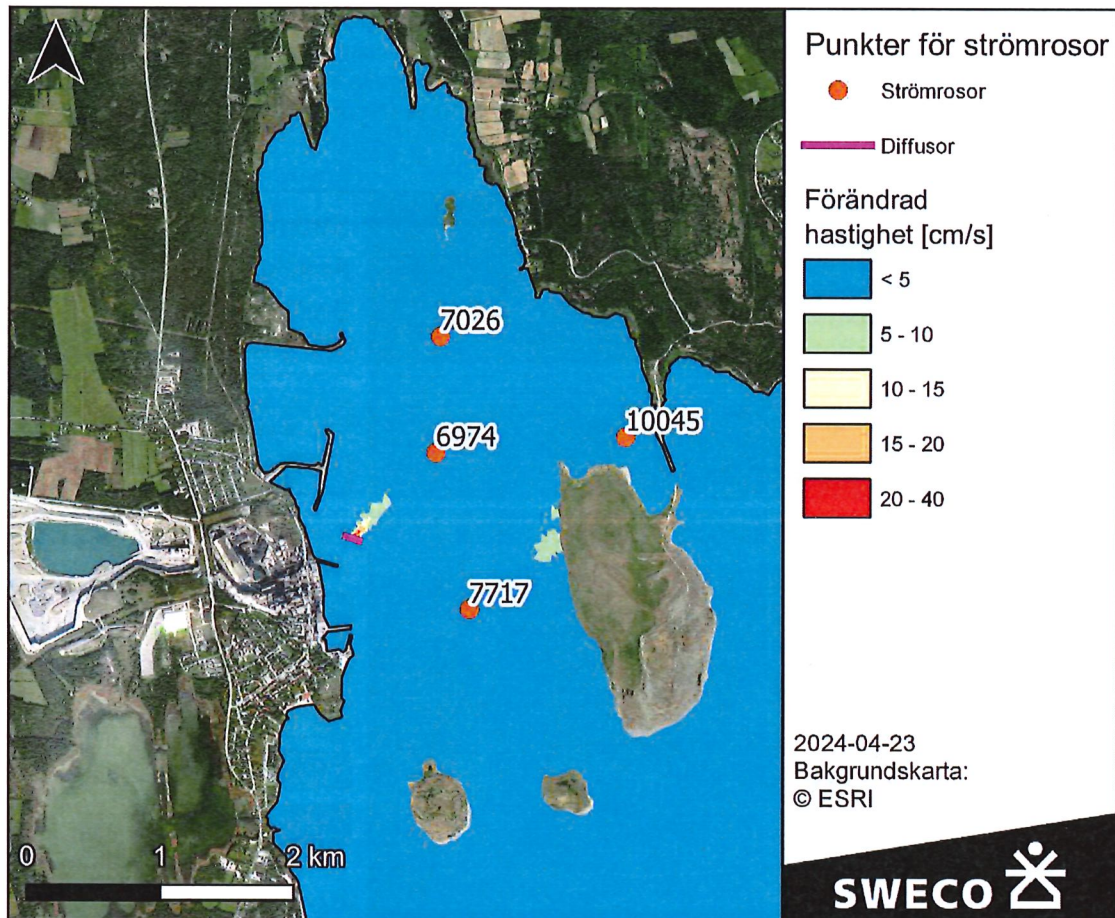
Resultaten visar att strömhastigheten närmast diffusorn är högst, med en genomsnittlig hastighet på cirka 40 cm/s. Det i sig är en stor minskning från utsläppets initiala hastighet på 4 m/s. På ett

avstånd av 200 meter från diffusorn sjunker hastigheten till mellan 10 och 20 cm/s, vilket är en liten ökning (5 – 15 cm/s) jämfört med områdets normala strömhastigheter (normala strömhastigheter beskrivs i bilaga B). Denna förändring från normala strömhastigheter uppträder främst i områden där ålgräset har en täckningsgrad under 10 % (Figur 6-4).

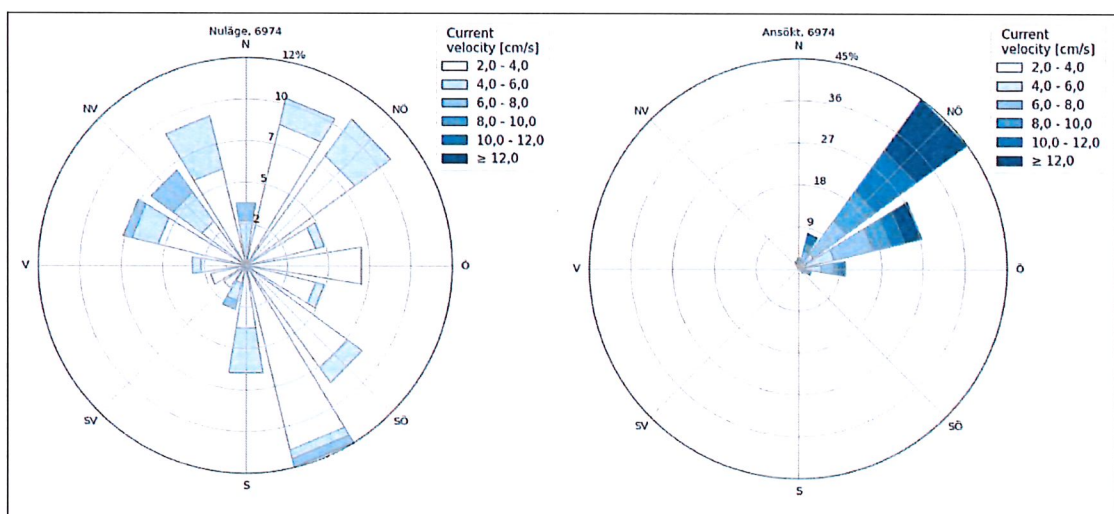


Figur 6-4 Skillnaden i strömhastigheter mellan scenariot med utsläpp vid diffusorn och nuläget. Figuren avser strömhastigheter på botten under simulerad sommarperiod. Källa: Bilaga B.

Vad gäller strömriktning har ett antal punkter i Sliteviken plockats ut (Figur 6-5) där strömrosor plockats ut från modellen. Den största förändringen i variation på strömriktning syns i punkt 6075 (Figur 6-6) och den största förändringen i strömriktning syns i punkt 7026 (Figur 6-7). De andra två punkterna visar ingen signifikant förändring i strömriktning.

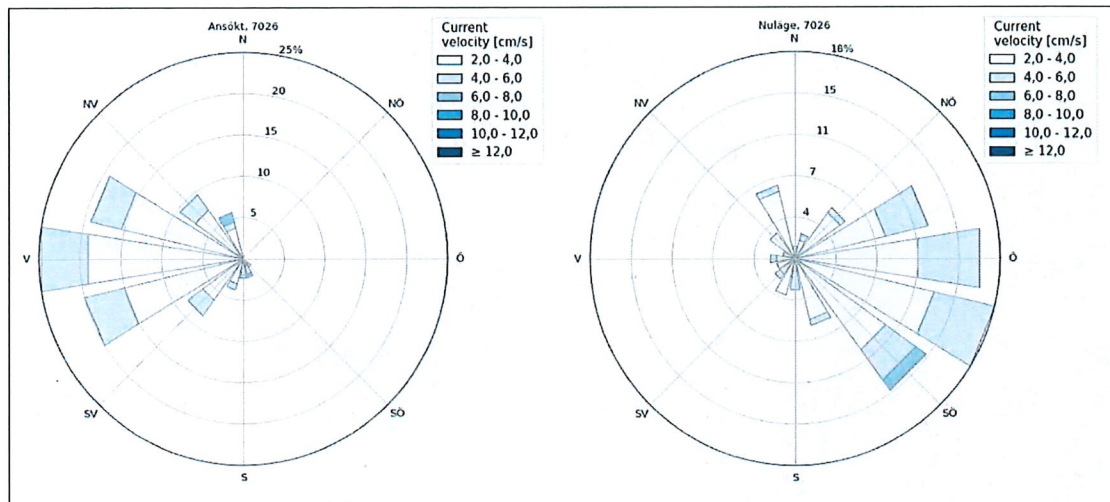


Figur 6-5 Undersökta punkter i närheten av verksamhetsområdet för olika strömriktningar.



Figur 6-6 Strömrosor som visar strömriktning i medel under den simulerade sommarperioden vid punkt 6974. Till vänster visas nuläge och till höger visas ansökt utsläpp med diffusor.





Figur 6-7 Strömrosor som visar strömriktning i medel under den simulerade sommarperioden vid punkt 7026. Till vänster visas nuläge och till höger visas ansökt utsläpp med diffusor.

### 6.3 Sedimentspridning

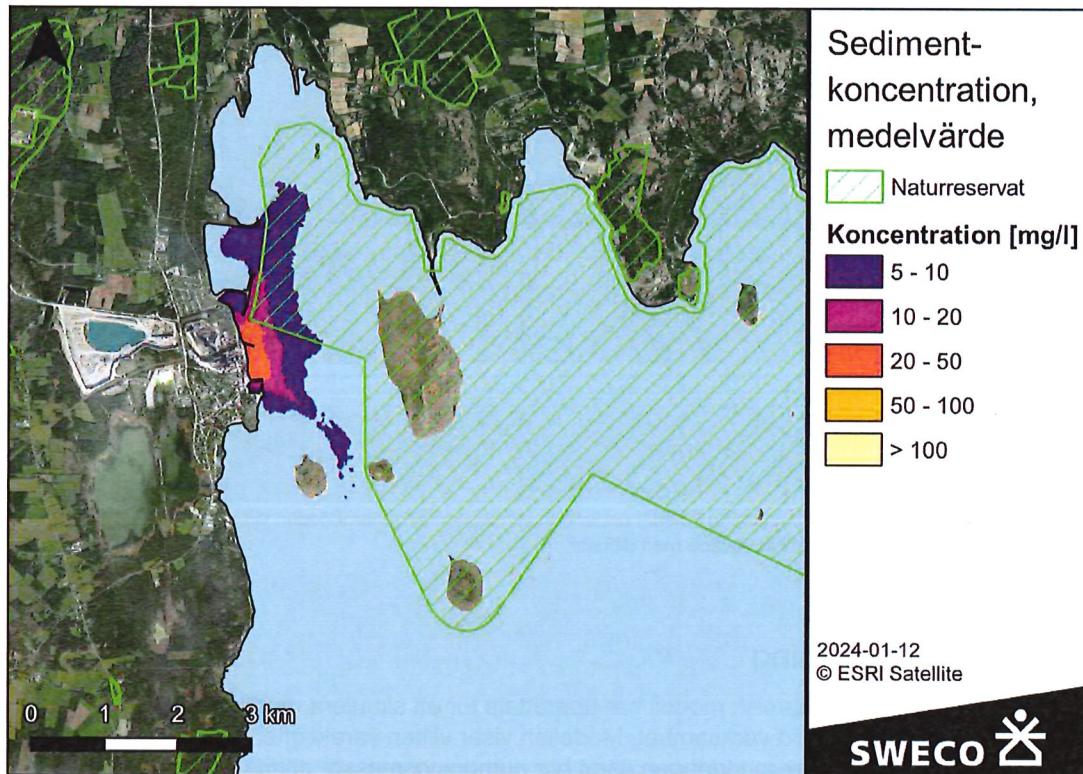
En tredimensionell hydrodynamisk modell har upprättats för att simulera muddrings- och dumpningsförloppet för ansökt verksamhet. Modellen visar vilken varaktighet samt pålagring på botten som uppstår till följd av muddringen samt hur dumpningsmassor sprids vid de två undersökta dumpningsplatserna.

I ansökt verksamhet planeras muddring av hamn och farled till ett djup av 10 m i muddringsområdet. Volymen av resulterande muddermassor uppskattas uppgå till totalt ca 1,5 miljoner m<sup>3</sup>. I området finns både lösa sediment såsom lera, silt och sand, och fast material i form av kalkstensberggrund.

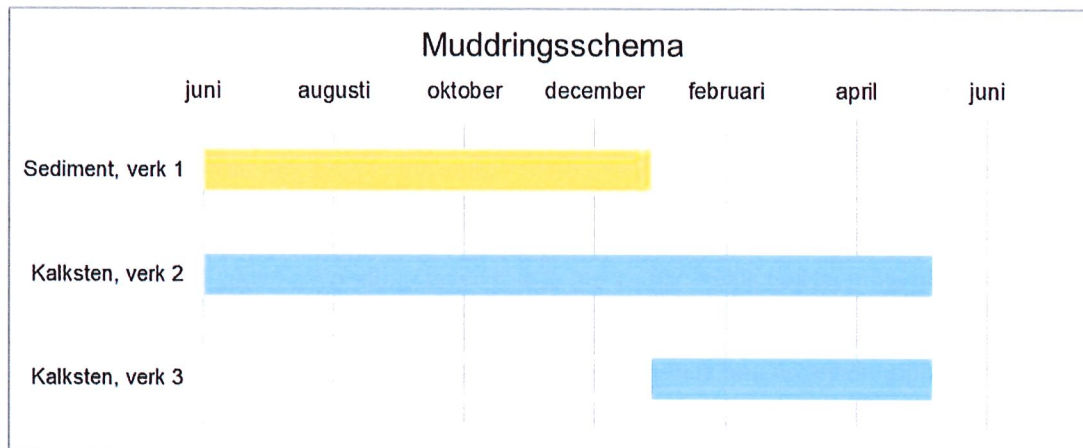
Modelleringen tar endast hänsyn till sediment som uppstår vid planerad muddring och dumpning. Naturliga bakgrundshalter av suspenderat material inkluderas inte i modellen. Samtliga av modellresultatens sedimentkoncentrationer ska därför tolkas som haltpåslag utöver eventuella bakgrundskoncentrationer (Figur 6-8) och inkluderar inte eventuella skyddsåtgärder.

Framdriften av muddringen har i simuleringarna utgått från att två mudderverk arbetar samtidigt och börjar muddra närmast kajkanten och rör sig ut mot havet under cirka ett år. Detta är ett konservativt antagande om att muddringen kan ske kontinuerligt, arbetsperioden bedöms i verkligheten kunna pågå upp till cirka två år. Detta antagande ger att halter och pålagring av sediment visar högre nivåer än vad som faktiskt kommer att förekomma inom området.

Baserat på tidigare muddring i området antas att all kalksten återfinns närmast kajkanten och att resterande del av muddringsområdet endast innehåller lösa sediment. Muddringsschemat visualiseras i Figur 6-9.



Figur 6-8 Koncentration av suspenderat sediment visualiserat som ett medelvärde över ett års modellering. Källa: bilaga B.

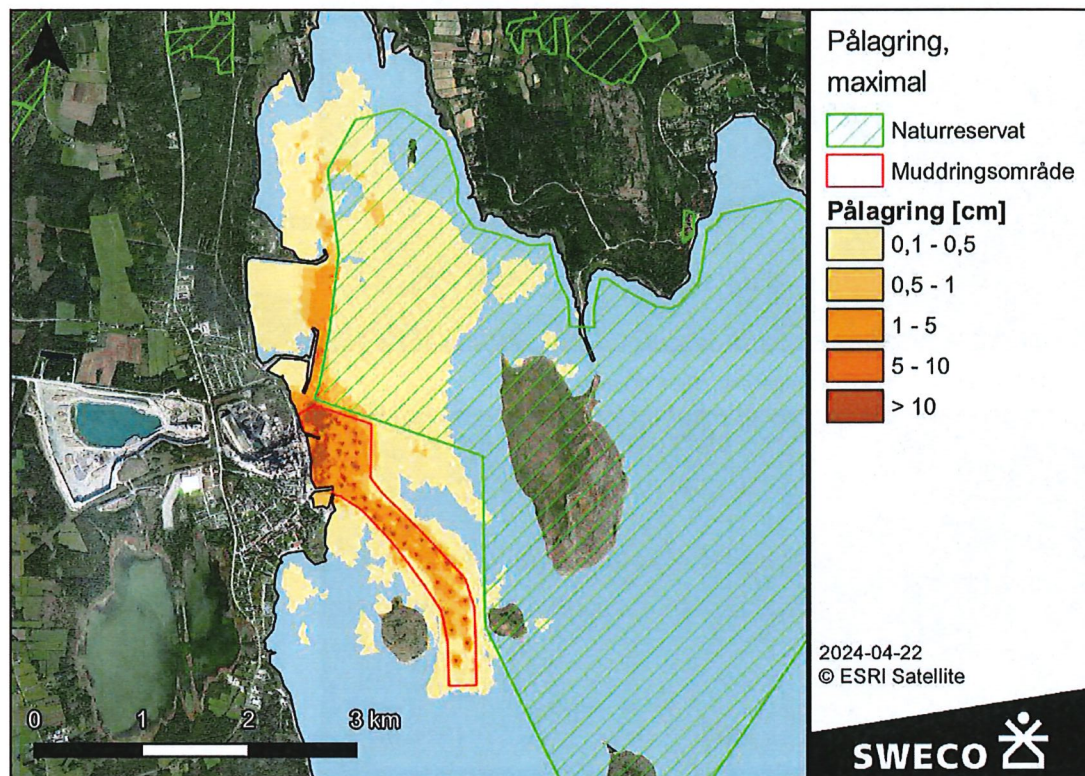


Figur 6-9 Schema över muddringens framdrift, vilket är utgångspunkten för modelleringen. I början arbetar två olika verk, ett som muddrar sediment och ett som muddrar kalksten. När verket som arbetat med sediment är färdigt ersätts det med ett tredje verk som muddrar kalksten. Källa: bilaga C.

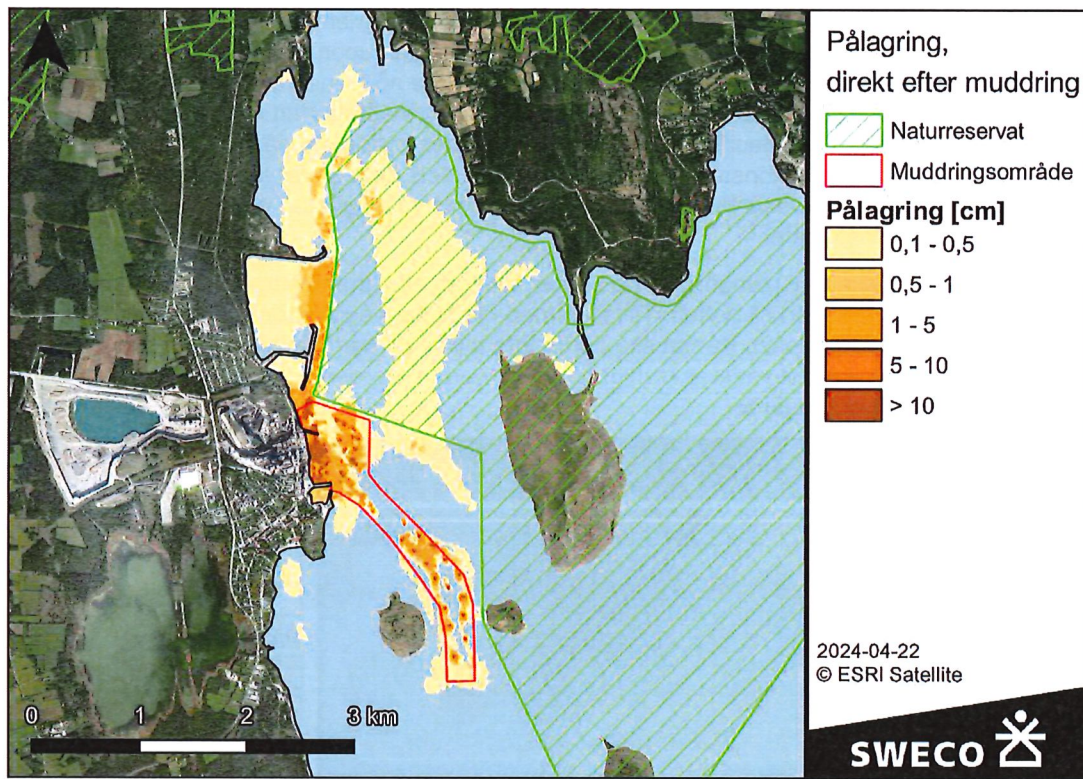
Modellresultaten visar att sedimentpålagringens utbredning och mäktighet varierar under simuleringen. Generellt visar resultaten på halter under 50 mg/l i samtliga utvalda undersökningspunkter (Figur 6-12). Halten varierar dock stort både mellan punkter och inom samma punkt (Figur 6-13 och Figur 6-14). Toppar på uppemot 700 mg/l kan observeras (se punkt 1 i Figur 6-13) dock under en mycket begränsad tidsperiod.

Figur 6-10 illustrerar den teoretiskt maximala utbredningen av sedimentpålagring under hela den simulerade perioden. Detta är en sammanslagning av den högsta uppmätta pålagringen vid varje enskild punkt i modellen, även om dessa maximala värden inte nödvändigtvis inträffar samtidigt. Illustrationen i Figur 6-10 är således konservativ. Då modellen innefattar ett mycket stort antal punkter, är det inte rimligt att specificera exakt hur lång tid den maximala pålagringen upprätthålls vid varje punkt. Det kan dock konstateras att utbredningen dels ökar under simuleringen i takt med att muddringsarbetet fortgår, dels förändras utbredningen och mäktigheten under tiden på grund av höga bottenströmhastigheter

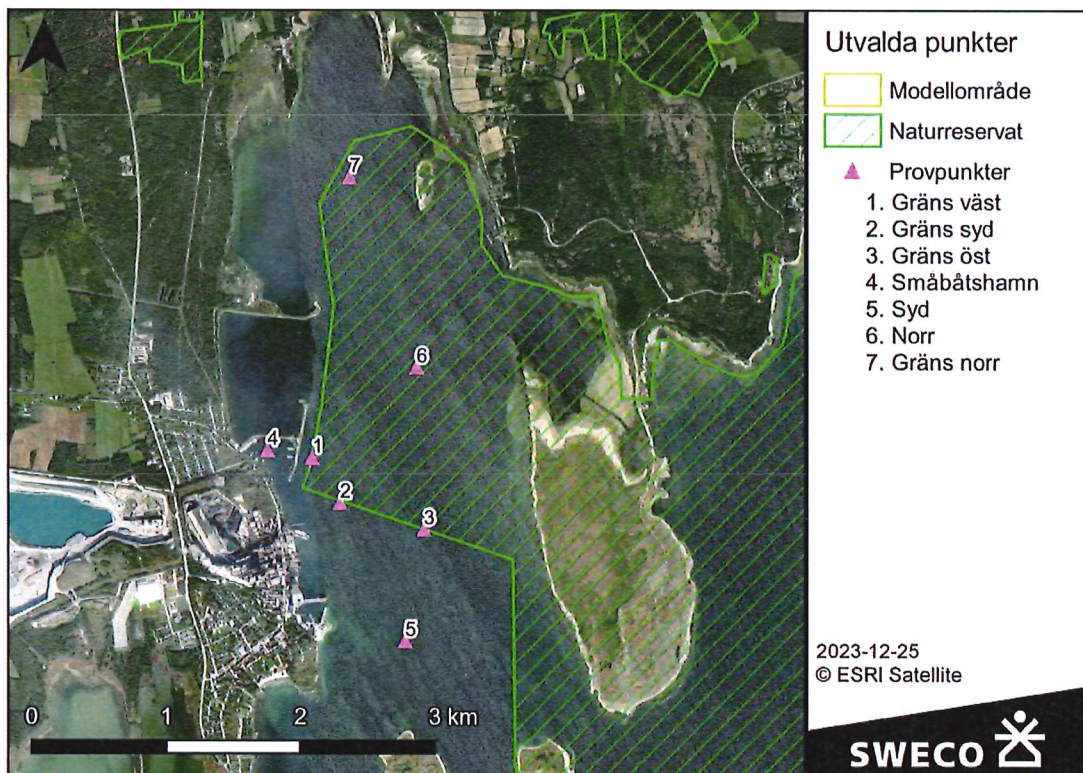
Figur 6-11 visar tjockleken av pålagringen på botten, efter att alla grumlande arbeten slutförts och suspenderat material fallit ned till botten. Tillfällen med kraftigare vågor/strömmar som inträffar senare kan orsaka resuspension. Kartan ska därför inte tolkas som en definitiv slutlig bild, då sedimentdynamiken i området varierar kraftigt naturligt. Kartan representerar den direkta påverkan från muddring utan skyddsåtgärder



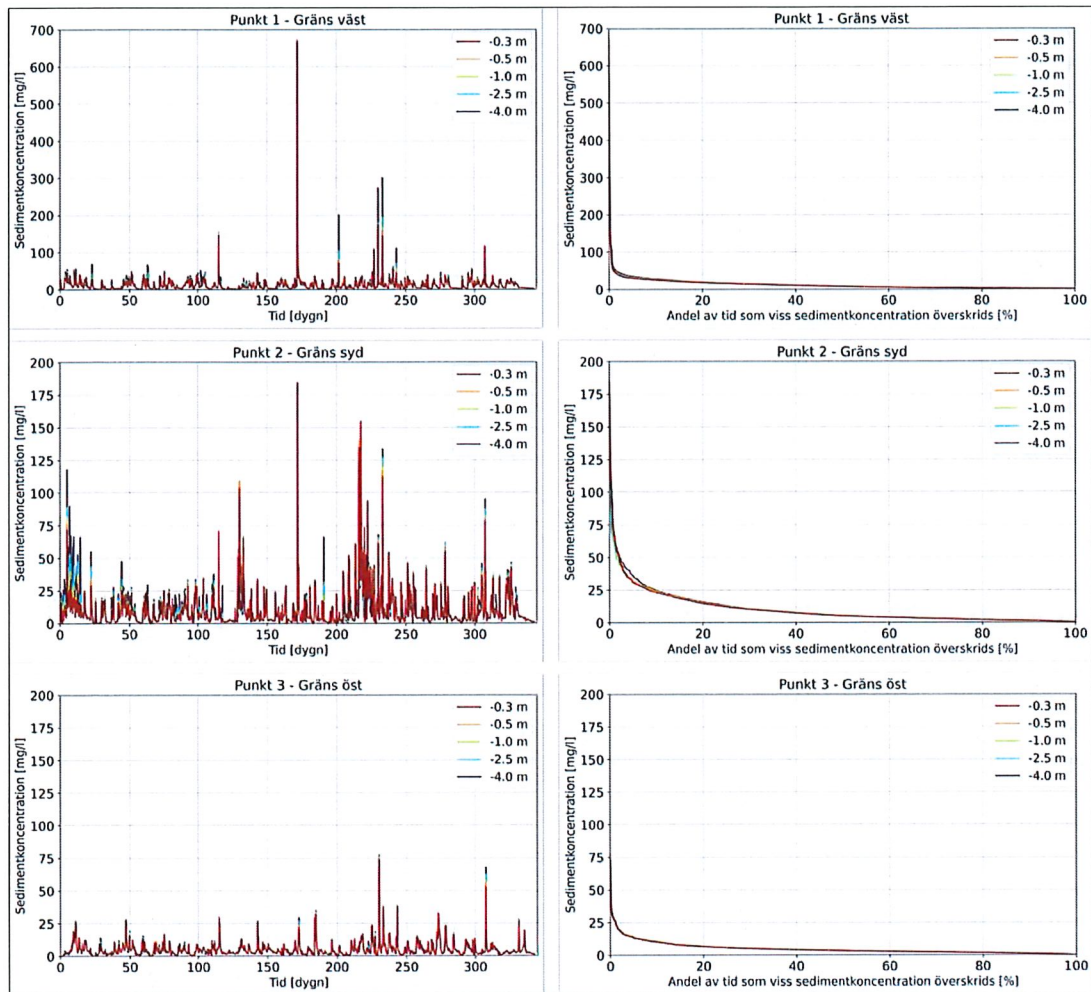
Figur 6-10 Maximal pålagring som kan komma att uppstå under den simulerade perioden. Källa: bilaga C.



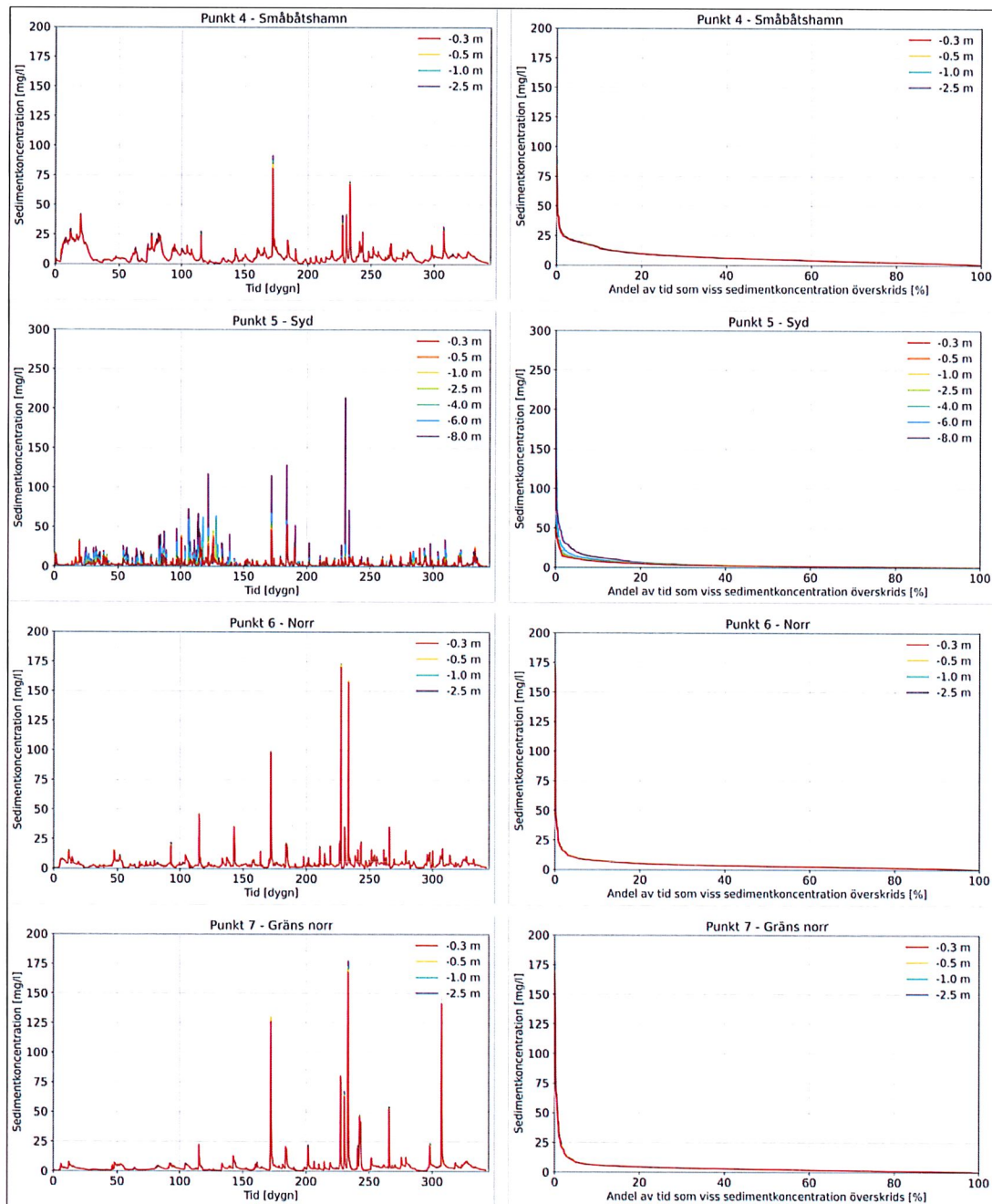
Figur 6-11 Pålagring efter avslutad muddring. Källa: bilaga C.



Figur 6-12 Utvalda punkter i området för vilka tidsserier och varaktighetsdiagram har producerats. Källa: bilaga C.



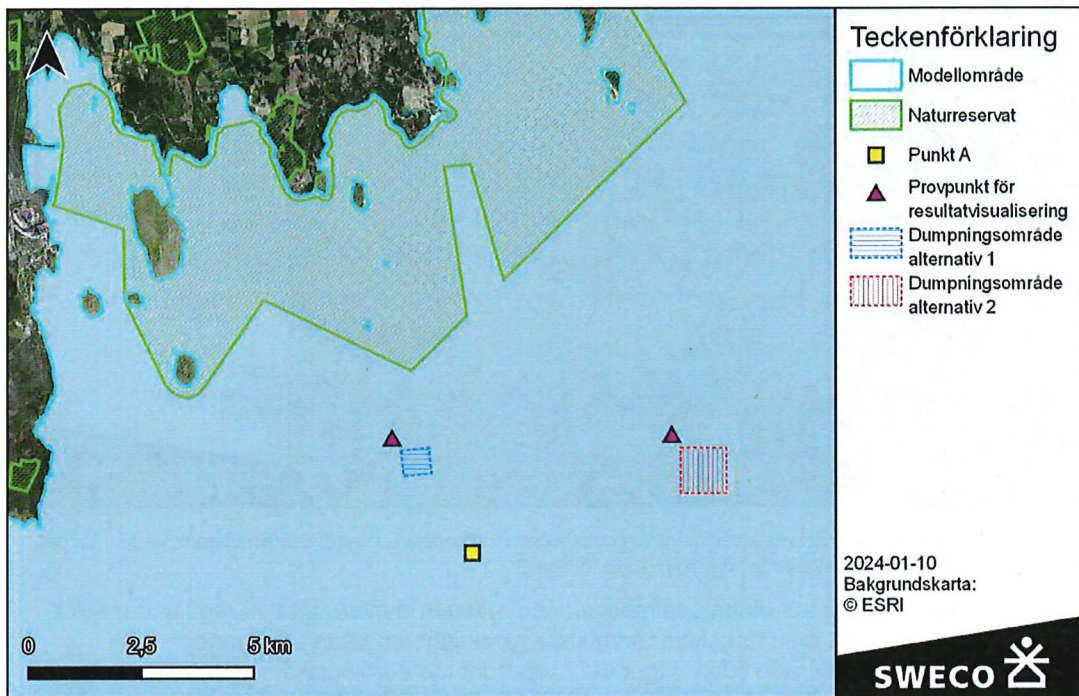
Figur 6-13 Tidsserier och varaktighetsdiagram i punkterna 1 - 3. Källa: bilaga C.



Figur 6-14 Tidsserier och varaktighetsdiagram i punkterna 4 - 7. Notera att den vertikala skalan för Punkt 5 skiljer sig från övriga punkter. Källa: bilaga C.

## 6.4 Dumpning av muddermassor

Bolaget planerar att dumpa majoriteten av det muddrade materialet till havs. Vid dumpning sker, precis som vid muddring, sedimentspill när delar av de dumpade massorna blir suspenderade i vattenkolumnen och rör sig med strömmarna. Två alternativa dumpningsområden har undersökts, se Figur 6-15.

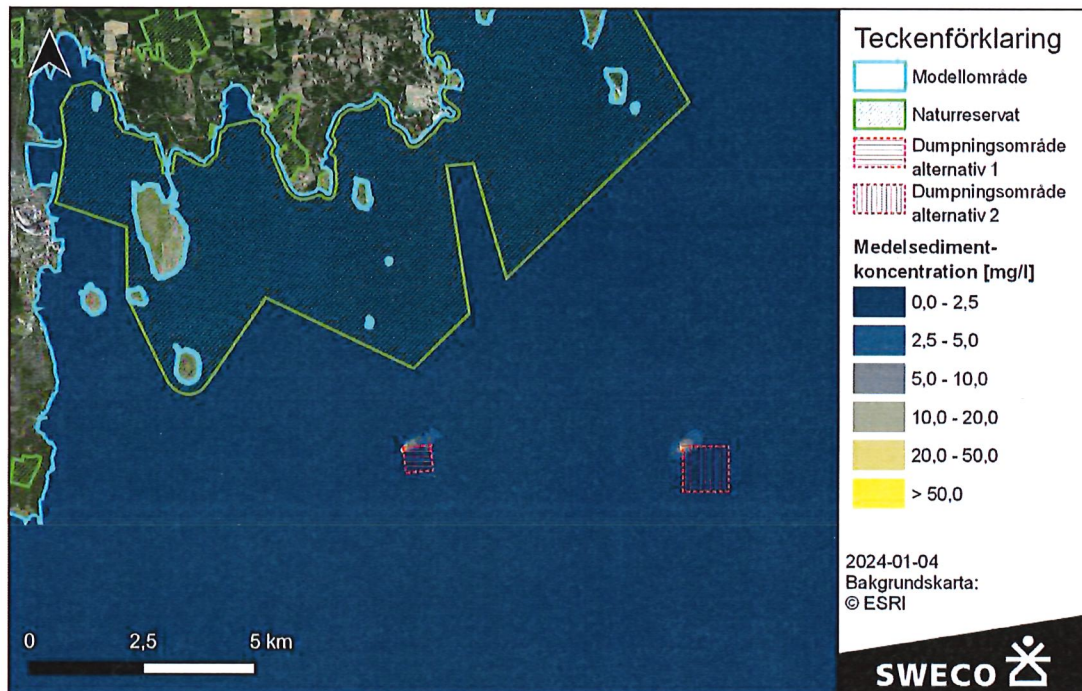


Figur 6-15 Översiktsskarta över dumpningsområdena. I kartan visas även naturreservat i närheten av dumpningsområdena samt *Punkt A* som har använts för analys av strömförhållandena. Källa: bilaga C.

Dumpningen planeras ske med botten tömmande pråmar. Ett dumpningstillfälle antas vara i 10 minuter och ske längs en cirka 50 m lång linje 2 m under havsytan. 10 % av allt dumpat sediment antas bli suspenderat och kan röra sig med strömmarna, det är denna del som är medtagen i modelleringen. Dumpningshastigheten förväntas vara samma som muddringshastigheten, den blir således olika beroende på om kalkberg eller sediment muddras. Därför har två olika dumpningsperioder (tid mellan två på varandra följande dumpningstillfällen) om cirka 5 respektive 25 timmar antagits. Dumpningsscenarioet sker därför med simultan dumpning av muddermassor från både berg och lösa sediment.

Eftersom dumpningen sker stötvis har fem olika veckor med olika representativa strömförhållanden simulerats. Strömmarna i området är i huvudsak sydvästliga och nordostliga. Nordvästgående ström sker endast i undantagsfall, men vid dessa förhållanden kan sedimentspill från dumpningen transporteras mot naturreservatet närmare kusten. För en mer ingående beskrivning om simulering och antagande hänvisas till bilaga C.

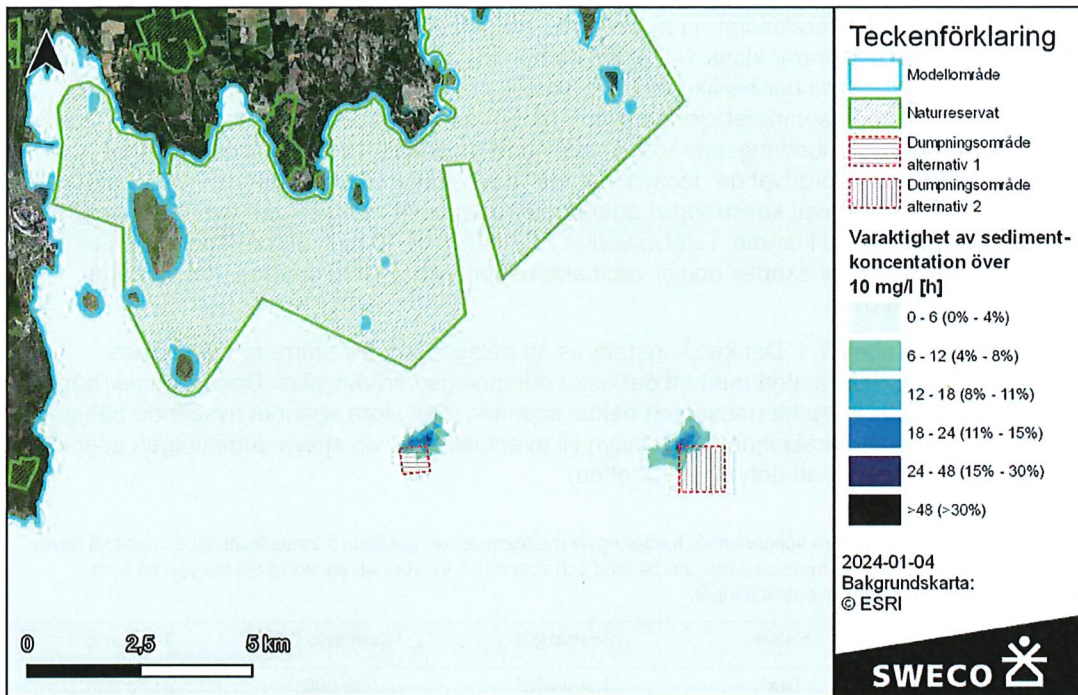
För både nordost- och sydvästgående strömmar vid hög- och låghavsström visar resultaten att lågströmsscenarioerna ger högre sedimentkoncentrationer jämfört med högströmsscenarioerna, på grund av mindre utspädning. Vid högströmsscenarioerna är spridningsområdena större, även om koncentrationerna är mycket låga (Figur 6-16).



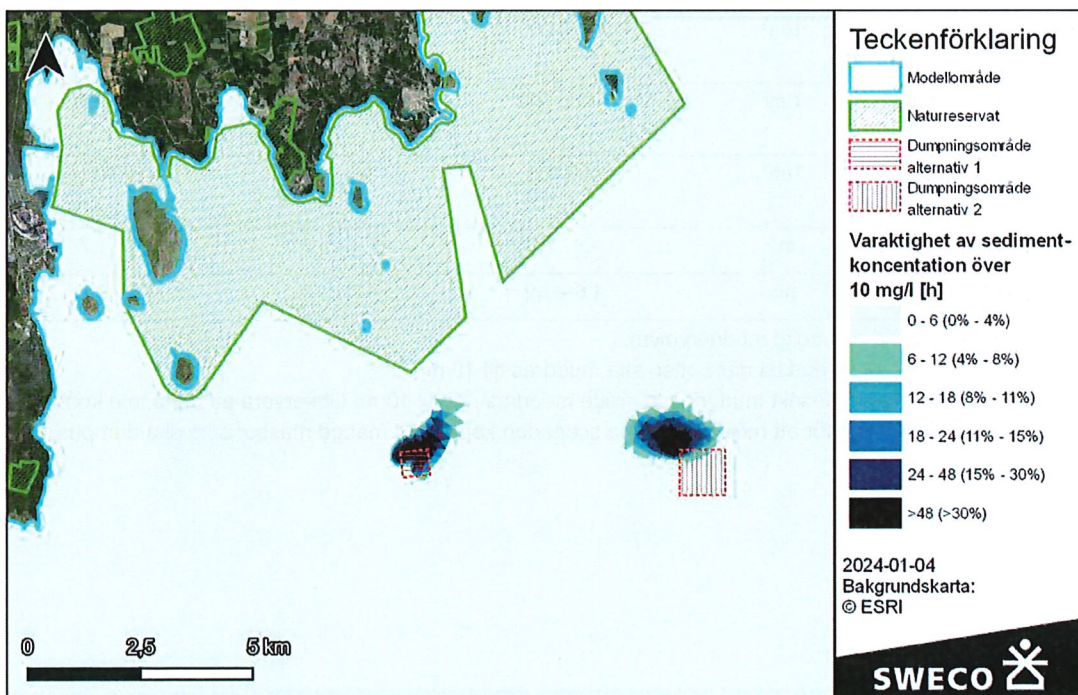
Figur 6-16 Medelvärde av den maximala sedimentkoncentrationen i vattenpelaren under den simulerade veckan för det meteorologiska scenariot nordostgående högström. Källa: bilaga C

Varaktighetskartorna visar hur länge sedimentkoncentrationerna överstiger 10 mg/l under olika meteorologiska scenarier, med färgskalor som visar varaktigheten både i timmar och som procentandel av den simulerade tiden. Figur 6-17 visar det meteorologiska scenariot med nordostgående ström och Figur 6-18 visar det meteorologiska scenariot nordostgående lågström. Dessa kartor visar de båda områdenas exponeringstid för en ökad koncentration av suspenderat material i vattenkolumnen.





Figur 6-17 Varaktighet av sedimentkoncentrationer över 10 mg/l för det meteorologiska scenariot nordostgående högström. Källa: bilaga C.



Figur 6-18 Varaktighet av sedimentkoncentrationer över 10 mg/l för det meteorologiska scenariot nordostgående lågström. Källa: bilaga C

Pålagring på botten inom respektive område har beräknats baserat på volym muddermassor som uppstår vid ansökt verksamhet. Beräkningen är utförd med svällfaktor för tre olika scenarion: (i) att allt muddrat material dumpas till havs, (ii) att en mindre volym tas upp på land och (iii) att en större

volym tas upp på land<sup>3</sup>. Beräkningarna av volymerna som tas upp på land utgår ifrån att muddermassor som motsvarar klass 1–2 enligt de norska bedömningsgrunderna, se 5.1.4, kan dumpas i havet. Volymerna har beräknats givet två olika utföranden av muddringen; ett där en avgränsning av muddringsområdet gjorts baserat på området som ska muddras ner till 10 m och ett där hela det ansökta muddringsområdet antas muddras ned till 10 m. Observera att det sistnämnda är mycket överdrivet då hänsyn inte tas till att slänterna ska rymmas inom samma område. Detta är för att få ett konservativt antagande rörande de massor som eventuellt behöver tas upp på land. Muddring kommer i själva verket att ske ner till 10 m inom området i scenario 2 och sedan kommer slänter skapas upp till ordinarie bottennivå (ansökt område, det vill säga gränsen för scenario 3).

Resultaten visas i Tabell 6-1. Det kan konstateras att pålagringen blir större om det västra dumpningsområdet väljs jämfört med att det östra dumpningsområdet väljs. Dock kommer båda ytorna att täckas helt av muddermassorna oaktat scenario. Det stora spannet avseende pålagring i Tabell 6-1 beror på om beräkningen tar hänsyn till eventuellt spill vid själva dumpningen eller inte (spridning av sediment innan det når havsbotten).

Tabell 6-1 Beskrivning av tre olika scenarion för hantering av muddermassor, scenario 1 innebär att allt dumpas till havs, scenario 2 innebär att en del av massorna tas upp på land och scenario 3 innebär att en större del tas upp på land. Observera att samtliga siffror är uppskattningar.

	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Total muddrad volym	Tfm <sup>3</sup>	1 500 000*	1 208 000**	2 073 000***
Volym som hanteras på land	Tfm <sup>3</sup>	0	83 000	101 000
Total volym som dumpas till havs	Tfm <sup>3</sup>	1 500 000	1 125 000	1 972 000
Sediment som dumpas till havs	Tfm <sup>3</sup>	1 050 000	758 000	1 623 000
Berg som dumpas till havs	Tfm <sup>3</sup>	450 000	450 000	450 000
Pålagring väster	m <sup>3</sup>	4,8 - 5,6	3,8 - 4,5	6,6 - 7,7
Pålagring öster	m <sup>3</sup>	1,6 - 1,9	1,3 - 1,5	2,3 - 2,7

\* Baserat på modellerad och trolig muddervolym.

\*\* Baserat på muddervolym endast där botten ska muddras till 10 m.

\*\*\* Baserat på att allt inom ansökt muddringsområde muddras ner till 10 m. Observera att detta inte kommer att ske. Det är en förenkling för att möjliggöra olika scenarion kopplat till mängd massor som ska dumpas respektive tas upp på land.

<sup>3</sup> Den totala volymen muddermassor är större i detta scenario. Observera att denna volym inte kommer att muddras upp. Beräkningen är utförd för att kunna bedöma behov av exempelvis utrymme för att hantera eventuella massor på land samt pålagring inom dumpningsområdena.

## 7 Bullerutredning

Ramboll har genomfört en akustisk modellering för att utreda undervattensbuller och bedöma dess påverkan på marint liv i samband med ansökt hamnutbyggnad, bilaga D. Modellen tar hänsyn till olika källnivåer, frekvensspektrum och miljöparametrar för att fastställa den maximala påverkan på olika djurgrupper under både sommar- och vinterförhållanden.

De analyserade ljudkällorna inkluderar pålning, pålning med DBBC (Double Big Bubble Curtain), grävning med grävsropa, TSHD (Trailing Suction Hopper Dredger) och fartygstrafik, vilka bidrar till både impulsiva och icke-impulsiva ljudnivåer i undervattensmiljön. Modelleringen tar också hänsyn till scenarier där två närliggande pålningsaktiviteter kan samverka och potentiellt fördubbla källnivån.

Riktvärden för bedömning av undervattensbullrets påverkan på marina djur såsom fisk, tumlare och sälar, har specificerats och inkluderar tröskelgränser för både tillfällig (TTS) och permanent (PTS) hörselskada samt beteendeförändringar. Dessa värden används som grund för att bedöma potentialen för negativ inverkan på djuren. Tröskelvärdena har bedömts och fastställts utifrån den senaste vetenskapliga litteraturen och accepterade gränsvärden.

Resultaten visar att pålning utan bullerdämpande åtgärder kan orsaka hörselskador på tumlare inom avstånd upp till 95 m under vinterförhållanden och beteendepåverkan kan ske upp till 2 km. Användningen av DBBC vid pålning reducerar dessa avstånd betydligt. För sälar är motsvarande påverkansavstånd för TTS upp till 510 m och för beteendepåverkan upp till 900 m. Icke-impulsiva ljudkällor, såsom TSHD, påverkar tumlare på avstånd upp till 10,2 km för beteendeförändringar. Under driftsfasen är påverkan från fartygstrafik begränsad och inga avstånd för hörselskador rapporteras för sälar och fiskar, medan tumlares beteende kan påverkas på kortare avstånd. Mer om resultatet finns under bedömning av respektive art.

## 8 Fartygsvågor

Ett fartyg som rör sig framåt skapar två huvudtyper av vågor: primära vågor, också kända som avsänkingsvågor, och sekundära vågor, som inkluderar bogvågor framför fartyget och häckvågor bakom det. Avsänkingsvågen är relaterad till den mängd vatten som fartyget flyttar och dess längd är vanligtvis lika med fartygets längd. Dessa vågor är av betydelse i trånga farvatten men försumbar i öppet hav. Sekundära vågor, där bogvågorna är starkare än häckvågorna, breder ut sig i en vinkel på ungefär 35 grader från fartygets kurs och deras spridningshastighet beror på fartygets hastighet. Bogvågorna avtar långsammare än häckvågorna ju längre bort de kommer från fartyget. För att beräkna vågor som skapas av fartyg används analytiska formler för enkla bedömningar och numeriska modeller för mer detaljerade analyser. I bilaga I har vedertagna formler använts för att uppskatta våghöjd och avklingning av både primära vågor och sekundära vågor.

Viktiga faktorer för vågberäkning är fartygets hastighet, vattendjup och fartygets storlek i förhållande till farleden. Bogvågens höjd påverkas starkt av fartygets hastighet och minskad hastighet leder till markant lägre våghöjd.

Den ansökta verksamheten innebär en ökning av sjötransporter till Heidelberg Materials anläggning i Slite, vilket kommer resultera i fler och större fartyg som i sin tur kommer att generera större fartygsvågor. Dessa vågor har analyserats med avseende på storlek och den potentiella effekten de kan ha på stränder i närheten.

Studien visar att fartygsvågorna förväntas ha en begränsad påverkan på de omkringliggande stränderna.

Avsänkingsvågorna är endast av betydelse mellan öarna Enholmen och Grunnet, medan bogvågorna varierar i höjd beroende på fartygets hastighet i de olika zonerna. För den ansökta verksamheten ökar avsänkingsvågens höjd något, men det är framför allt vindvågorna som dominerar över de fartygsgenererade vågorna när det gäller energitransport och påverkan på omgivande stränder. Vindvågorna är både större och mer frekventa än fartygsvågorna och är aktiva året runt, medan fartygsvågorna har en mycket kortare varaktighet. Effekten av avsänkingsvågorna bedöms dessutom vara ännu lägre jämfört med vindvågorna, även om deras längre period potentiellt kan mobilisera fina sediment mer effektivt än kortperiodiga vågor. Muddring av farleden förväntas leda till lägre avsänkings- och bogvågor vilket i sin tur minskar påverkan på omgivande stränder.

Ovan ger att stränderna inte bedöms bli signifikant påverkade av den ökning av sjötransporter med större fartyg som ansökt verksamhet innebär.

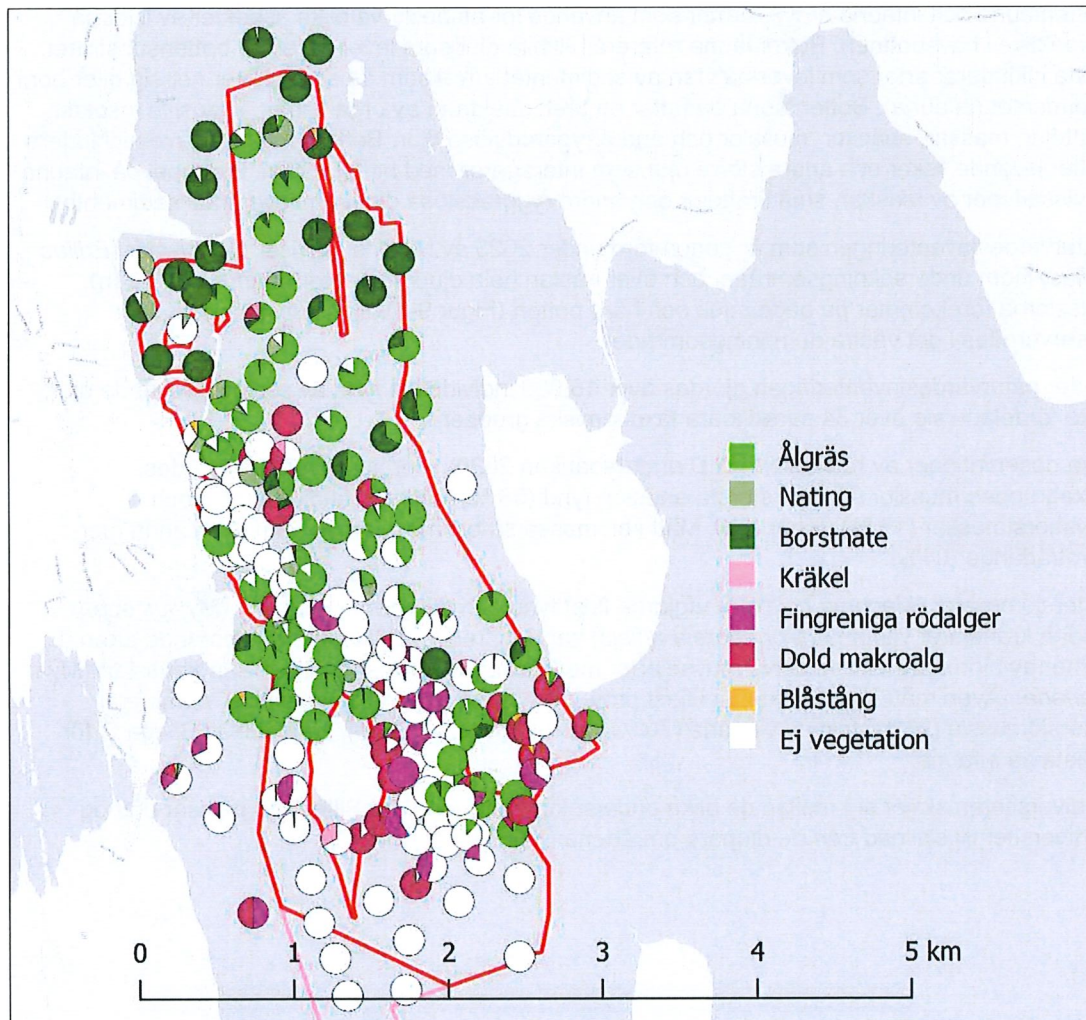
Den fullständiga uppskattningen av fartygsvågor vid insegling till bolagets hamn och deras inverkan på omgivande stränder finns i bilaga H.

## 9 Naturvärden

### 9.1 Bottenflora

Medins Havs och Vattenkonsulter har utfört en översiktlig naturvärdesinventering i havsområdet utanför Slite sommaren 2023, se Bilaga F. Studien inkluderar metoder som dropvideo, sidoseende sonar och infaunaprovtagning.

Resultaten från undersökningen av bottenflora i Sliteviken visar på en typisk Östersjömiljö med grunda vegetationstäckta sandbottnar. Ålgräsängarna, som är Gotlands största (Emanuelsson & Werner, 2022), anses ha höga naturvärden och utgör livskraftiga bestånd. Inom undersökningsområdet finns en centralt belägen ålgräsäng omgiven av borstnate på grundare vatten i viken och med algsamhällen på hårbottnar runt öarna längre ut i arkipelagen (Figur 9-1 & Tabell 9-1).



Figur 9-1 Vegetationsfördelning inom det undersökte området i Sliteviken, röd linje visar gräns för undersökt område (resten av området saknade vegetation). Källa: bilaga G

Tabell 9-1 Sammanfattning av observationer av ålgräs och marina kärlväxter. Förekomst visas som antal provtransekter och andel provtransekter med minst en räknad individ samt medeltäckningsgrad vid förekomst.

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Förekomst		Medeltäckningsgrad (vid förekomst)
<i>Zostera marina</i>	Ålgräs	82	30 %	14,7 %
<i>Stuckenia pectinata</i>	Borstnate	51	19 %	7,6 %
<i>Ruppia spp.</i>	Nating	24	9 %	1,6 %
<i>Myriophyllum sp.</i>	Slingor	1	0 %	0,1 %

## 9.2 Bottenfauna

Bottenfauna och infauna är två termer som används för att beskriva olika aspekter av livet på respektive i havsbotten. Bottenfauna refererar till alla djur som lever på eller i bottenstratum. Detta inkluderar arter som lever på ytan av sedimentet såväl som de som gräver ner sig eller bor i sedimentet (infauna). Bottenfauna omfattar ett brett spektrum av organismer, inklusive insekter, kräftdjur, maskar, snäckor, musslor och andra ryggradslösa djur. Bottenfauna kan även inkludera bottenlevande fiskar och andra större djur som interagerar med bottenmiljön. Exempel på infauna är vissa typer av maskar, små kräftdjur och andra ryggradslösa djur som lever inuti sedimentet.

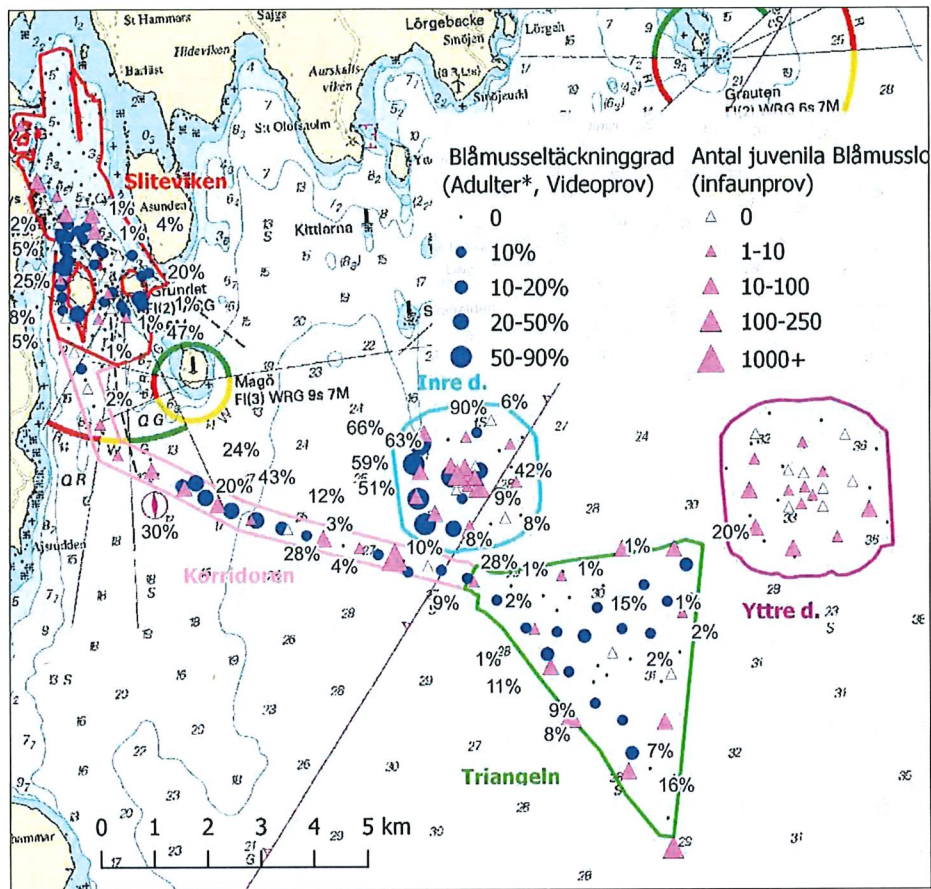
Naturvärdesinventeringen som är genomförd under 2023 av Medins, påvisar blåmusslor (*Edilus edilus*) inom undersökningsområdet och över nästan hela djupgradienten (från 2,5 till 32 m). Musslorna förekommer på både mjuk och hård botten (Figur 9-2). Högst täckningsgrad observerades i det västra dumpningsområdet.

Under naturvärdesinventeringen gjordes över 16 000 individuella fynd av sedimentlevande djur, vilka fördelade sig över 34 särskiljbara taxonomiska grupper.

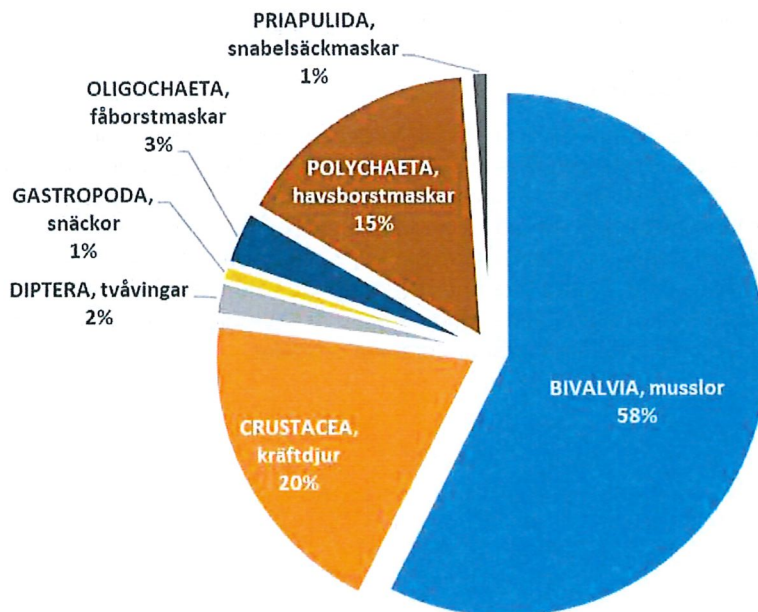
Inga observationer av rödlistade (SLU artdatabanken 2020) eller invasiva arter gjordes. Taxagruppen musslor stod för största andelen fynd (58 %) följt av kräftdjur (20 %) och havsborstmaskar (15 %) (Figur 9-3). Mätt i biomassa så blir musslornas dominans ännu mer framträdande (94%).

Östersjömusslor (*Macoma balthica*) utgjorde flest fynd och därefter blåmusslor (*Mytilus spp.*) medan kräftdjuret vitmärta (*Monoporeia affinis*) var den tredje vanligast förekommande arten. I termer av biomassa är dessa två musselarter mest framträdande efterföljt av sandmusslan (*Mya arenaria*). Även mätt som förekomst i flest prov, dvs. störst geografisk spridning, dominerar östersjömussla (96 %) följt av vitmärta (70 %) och blåmusslor (69 %), se tabell 9 i Bilaga G för artlista på infauna.

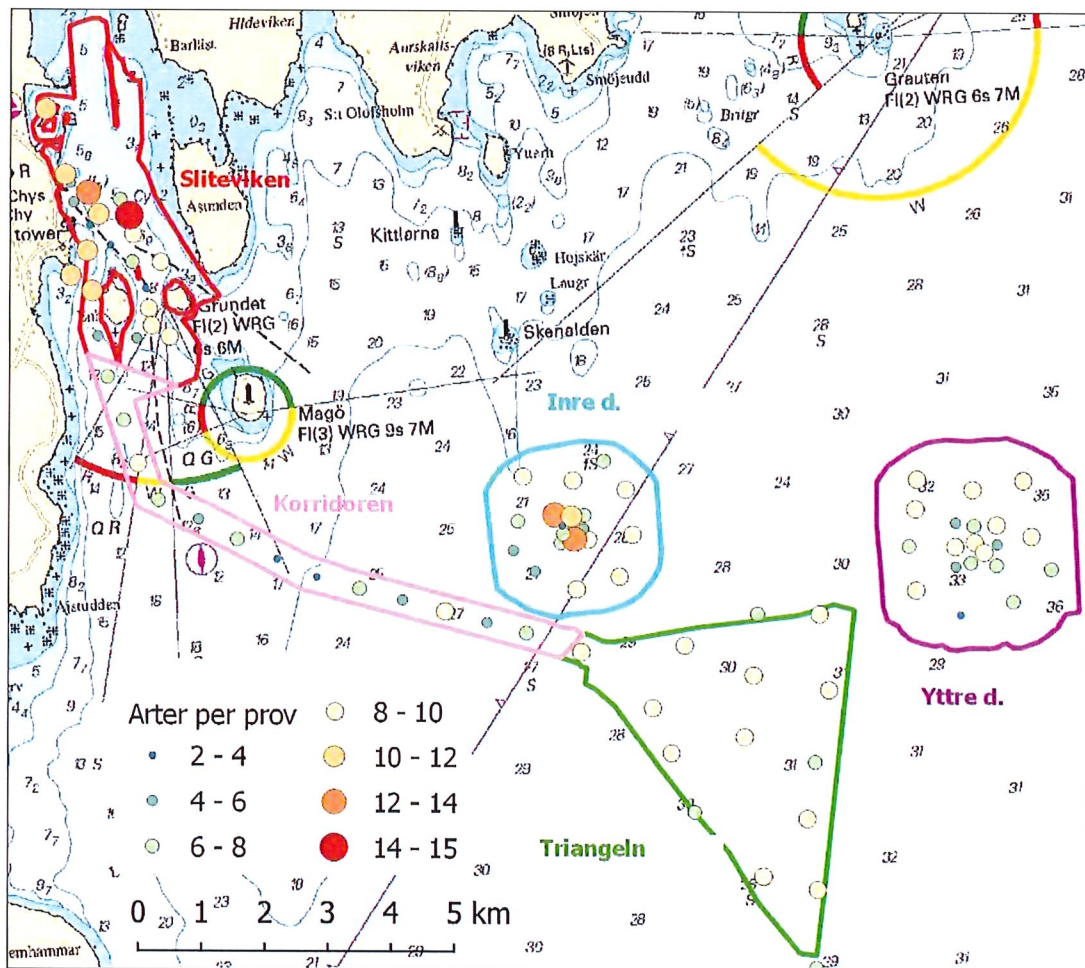
Artdiversiteten skiljer sig mellan de olika undersökta områdena där Sliteviken påvisar en hög artdiversitet till skillnad från de djupare områdena (Figur 9-4).



Figur 9-2 Blåmusselförekomster i både dropvideo (blå cirkel) och infauna (rosa triangel). Källa: bilaga G.



Figur 9-3. Andel djurobservationer i infaunaprovtagning 2023. Källa: bilaga G.

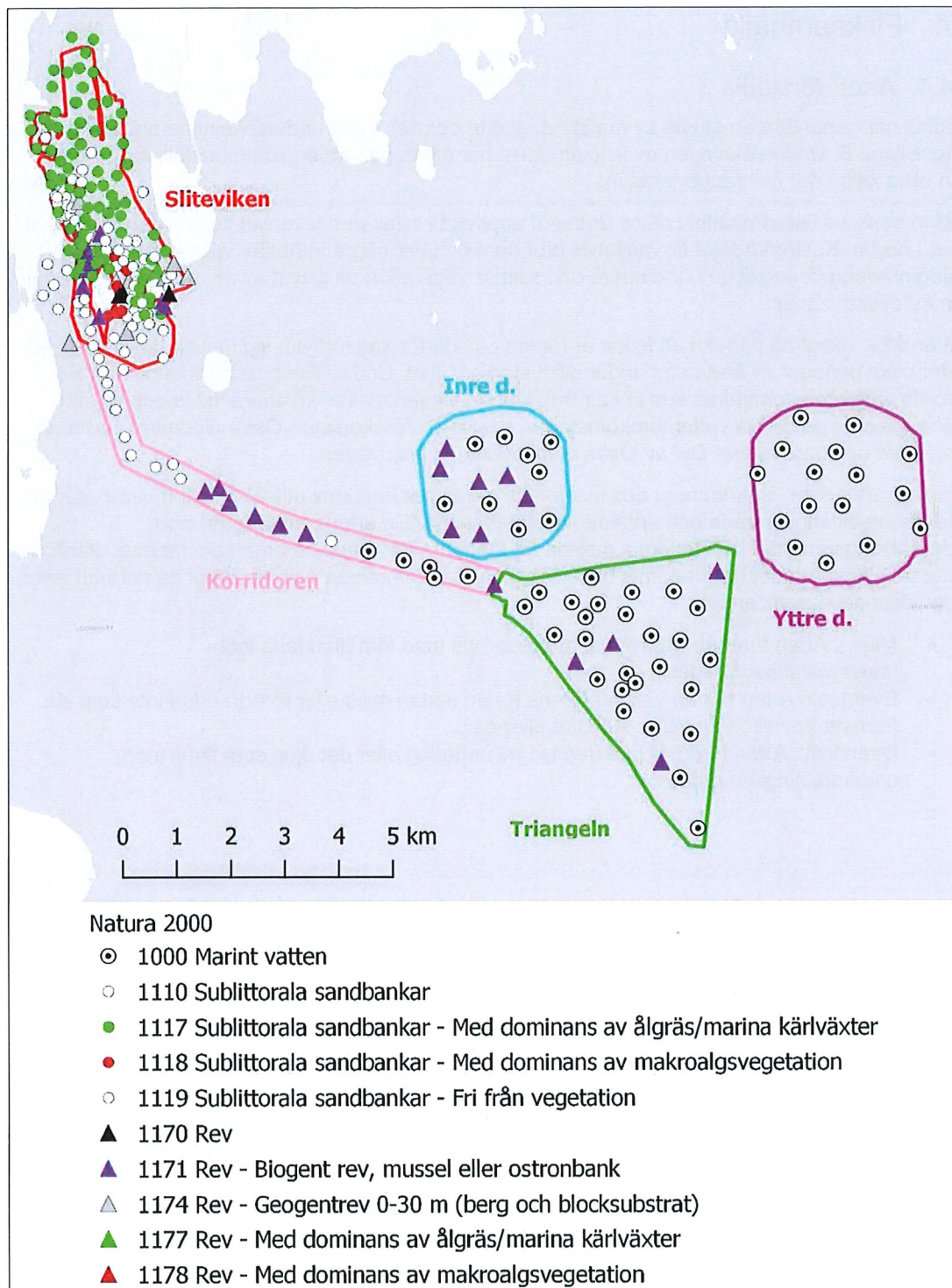


Figur 9-4 Artdiversitet av infauna (antal arter per prov) fördelat över delområden. Källa: bilaga G.

### 9.3 Identifierade marina habitat

I den marina naturvärdesinventeringen (bilaga G), som genomfördes år 2023, klassificerades identifierade habitat enligt Natura 2000-systemet. Dessa områden utgör inte Natura 2000-områden utan omfattas av generella koder som används för att beskriva typ av habitat. På de grunda områdena förekommer sublittorala sandbankar och på större djup ersätts dessa av marint hav (större djup än 30 m). Utspritt mellan dessa två habitat förekommer biogena rev, det vill säga blandbottnar med mer än 10 % blåmusslor. Dessa biogena rev består av cirka 0,5 m block av sten. Det är troligt att denna fördelning av habitat, beroende på djup, är likvärdig för hela området. I Figur 9-5 visas de olika förekommande habitaterna i det undersökta området.





Figur 9-5. Övergripande fördelning av videoprovtransekter med identifierade habitat, klassificerade enligt Natura 2000-systemet. Källa: bilaga G.

## 9.4 Fisksamhälle

### 9.4.1 Arter, förstudie

Medins har genomfört en studie av marina däggdjur och fisk inom undersökningsområdet kring Slite, Bilaga E. Undersökningen av fisksamhället har gjorts genom en sammanställning av data från olika källor där fisk rapporteras in.

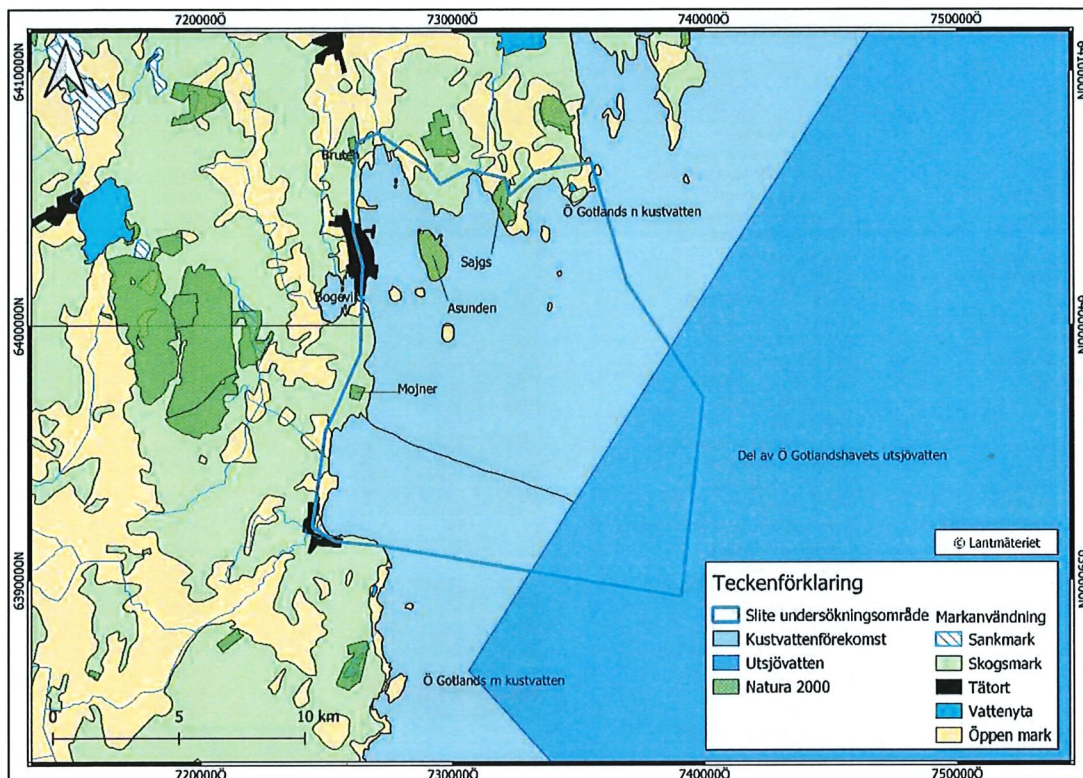
Nedan beskrivs fisksamhället i östra Gotland, uppdelat i arter som lever vid kusten och arter som lever i utsjön. Kustområdena är vanligtvis grundare och har högre täthet av vegetation, medan utsjöområdena generellt sett är djupare och saknar vegetation på grund av att de ofta ligger under den eufotiska<sup>4</sup> zonen.

Det är dock viktigt att påpeka att fiskar är rörliga och därför kan förflytta sig mellan kust och utsjö under olika perioder av året samt under olika stadier i livet. Undersökningsområdet och de två berörda vattenförekomsterna ses i Figur 9-6. Uppdelningen mellan kustnära fiskar och fiskar i utsjön baseras på de två vattenförekomsterna, kustvattenförekomsten *Östra Gotlands mellersta kustvatten* och utsjövattnet *Del av Östra Gotlandshavet utsjövatten*.

Samtliga arter som förekommer i den insamlade datan har bedömts utifrån position i eller utanför Slite undersökningsområde och artfakta i Artdatabanken. De arter som fångats inom undersökningsområdet har bedömts möjliga att återfinna där igen. De arter som fångats utanför undersökningsområdet har bedömts baserat på habitatpreferenser och hur djupt de normalt lever, enligt följande klassificeringar:

- Möjlig: Arten föredrar en miljö som passar väl med förhållandena inom undersökningsområdet.
- Eventuell: Arten har en viss preferens för en sådan miljö eller föredrar den inte som sin främsta livsmiljö vad gäller substrat eller djup.
- Osannolik: Arten föredrar inte den typ av underlag eller det djup som finns inom undersökningsområdet.

<sup>4</sup> Eufotiska zonen är det djup i vattenmassan där tillräckligt med solljus tränger ned för att fotosyntes ska kunna ske, inom zonen finns de vegetationsklädda bottnarna.



Figur 9-6 Undersökningsområdet kring Slite inringat med blå linje. Vattenförekomster markerade i olika blå färg. Källa: bilaga E.

### Kusten

De vanligaste arterna (flest antal noteringar i källor) vid kusten inom vattenförekomsten är abborre, svartmunnad smörbult och fånglake. Den art med flest antal noterade individer är storspigg följt av abborre och svartmunnad smörbult. Baserat på genomsökta källor har 49 arter noterats längs med kusten. För fem av dessa arter, elritsa, kantrålsfisk, laxfiskar, sikfiskar i havet, stubb, har ingen bedömning av om de förekommer inom undersökningsområdet gjorts, se resterande i Tabell 9-2.

Tabell 9-2 Fiskarter vid kusten kring Slite undersökningsområde och bedömning gällande förekomst inom undersökningsområdet. Siffrorna är totalt antal per data-set. Tabell modifierad från Bilaga E.

Art	Vetenskapligt namn	Rödlistad	Bedömning gällande förekomst inom Slite undersökningsområde
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>	LC	Möjlig
Elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>	LC	Eventuell**
Flodnejonöga	<i>Lampetra fluviatilis</i>	LC	Möjlig
Fyrtömmad skärlånga	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	NT	Möjlig
Gädda	<i>Esox lucius</i>	LC	Möjlig
Gärs	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	LC	Möjlig
Hornsimp	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>	LC	Möjlig
Id	<i>Leuciscus idus</i>	LC	Möjlig
Kantrålsfisk obestämd	<i>Syngnathidae</i>	-	-
Kusttobis	<i>Ammodytes tobianus</i>	LC	Möjlig
Lax	<i>Salmo salar</i>	LC	Möjlig
Laxfiskar	<i>Salmonidae</i>	LC	-
Lerstub	<i>Pomatoschistus microps</i>	LC	Möjlig
Löja	<i>Alburnus alburnus</i>	LC	Möjlig
Mindre havsnål	<i>Nerophis ophidion</i>	LC	Möjlig
Mört	<i>Rutilus rutilus</i>	LC	Möjlig
Näbbgädda	<i>Belone belone</i>	LC	Möjlig
Oxsimp	<i>Taurulus bubalis</i>	LC	Möjlig
Pigvar	<i>Scophthalmus maximus</i>	LC	Möjlig

Art	Vetenskapligt namn	Rödlistad	Bedömning gällande förekomst inom Slite undersökningsområde
Ringbuk	<i>Liparis liparis</i>	LC	Möjlig
Ruda	<i>Carassius carassius</i>	LC	Möjlig
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	LC	Möjlig
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	LC	Möjlig
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	LC	Möjlig
Sik	<i>Coregonus maraena</i>	LC	Möjlig
Sikfiskar (havs-)	<i>Coregoninae</i>	-	-
Simpa obestämd	<i>Cottidae</i>	-	Möjlig
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	LC	Möjlig
Sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>	LC	Möjlig
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	LC	Möjlig
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	LC	Möjlig
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	LC	Möjlig
Spiggfisk	<i>Gasterosteidae</i>	LC	Möjlig
Staksill	<i>Alosa fallax</i>	NA	Möjlig
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC	Möjlig
Strömming	<i>Clupea harengus</i>	LC	Möjlig
Stubb (sand/ler)	<i>Pomatoschistus</i>	LC	-
Svart smörbult	<i>Gobius niger</i>	LC	Möjlig
Svartmunnad smörbult*	<i>Neogobius melanostomus</i>	NA	Möjlig
Tejstefisk	<i>Pholis gunnellus</i>	LC	Möjlig
Tobis	<i>Ammodytidae</i>	-	Möjlig
Tobiskung	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	LC	Möjlig
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	VU	Möjlig
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	LC	Möjlig
Tångsnälla	<i>Syngnathus typhle</i>	LC	Möjlig
Tångspigg	<i>Spinachia spinachia</i>	LC	Möjlig
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	CR	Möjlig
Öring	<i>Salmo trutta</i>	LC	Möjlig
Östersjöflundra	<i>Platichthys solemdali</i>	-	Möjlig

\* Invasiv art

\*\* Elritsa är en typisk sötvattensart och har hittats i Bogeviden, därför klassas den som eventuell då dess föredragna habitat inte är marin miljö, även om den ibland kan finnas i brackvatten.

Längs med kusten inom undersökningsområdet förekommer det i huvudsak tre arter upptagna på rödlistan: fyrtömmad skärlånga, som klassificeras som nära hotad (NT), torsk, som anses vara sårbar (VU) och ål, som är akut hotad (CR). Både torsk och ål har fångats i provfiskenät inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet. När det gäller fyrtömmad skärlånga, baseras uppgifterna om dess förekomst på information från Lektidsportalen, vilket innebär att det finns en högre grad av osäkerhet om arten verkligen finns i området. Denna fiskart lever vanligtvis på djup mellan 20 och 250 m. Dessa djupområden finns en bit utanför kusten, i zoner där inget provfiske har utförts, vilket förstärker osäkerheten om artens närvaro i just undersökningsområdet för ansökt verksamhet.

#### Utsjön

Baserat på genomsökta källor har 27 fiskarter noterats i utsjön inom undersökningsområdet för Slite, se Tabell 9-3. För stubb har ingen bedömning av om de förekommer inom undersökningsområdet gjorts, se resterande i Tabell 9-3.

I utsjön förekommer de rödlistade arterna fyrtömmad skärlånga som klassificeras som nära hotad (NT) och torsk som anses vara sårbar (VU). Dessa båda arter har fångats i provfisken vilket visar att de finns i utsjövattnet. Den invasiva arten svartmunnad smörbult har påträffats i området. Strömning och skarpsill är viktiga kommersiella arter enligt data från ICES rektangel 44G9 och fångsterna i utsjön är mycket större än längs med kusten.

#### 9.4.2 Arter, marin naturvärdesinventering 2023

Medins utförde en omfattande marin naturvärdesinventering under 2023, se bilaga G. Under inventeringen observerades stora mängder av fiskyngel som kategoriserades som "Odefinierade yngel över mjukbotten" (cirka 3 500 individer) och "Yngel vid vegetation" (omkring 500 individer) då de var för små för artbestämning via video. Dessa yngel tros vara sandstubb respektive sjustråliga

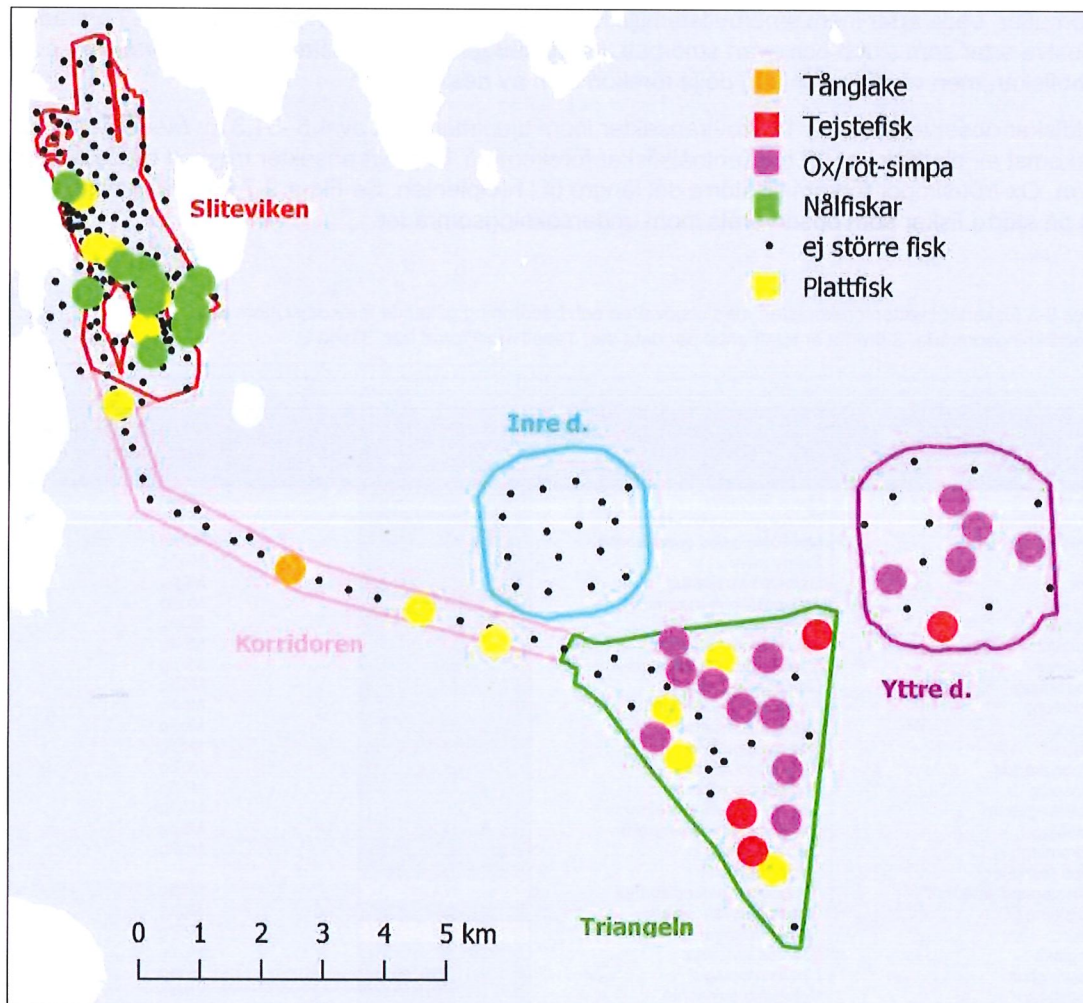
smörbultar, båda arter inom smörbultsfamiljen. Vuxna smörbultsfiskar var också vanliga i området, inklusive arter som stubb och svart smörbult. I ålgräsängar gjordes nästan inga observationer av stubbfiskar, men växtligheten kan dölja förekomsten av dessa fiskar.

Plattfiskar observerades vid 14 provtransekter inom djupintervallet av 4,5–31,3 m. Medeldjupet för förekomst av plattfisk var 20 m. Kantnälsfiskar förekom på 13 provtransekter med ett medeldjup på 6,5 m. Ox-/röt-simpor förkom till större del längre ut i recipienten. Se Figur 9-7 för en översiktlig bild på större fiskar som observerats inom undersökningsområdet.

Tabell 9-3 Fiskarter i vattenförekomsten med utsjövatten och bedömning gällande förekomst inom Slite undersökningsområde. Siffrorna är totalt antal per data-set. Tabell modifierad från Bilaga E.

Arter i utsjön	Vetenskapligt namn	Rödlistad	Bedömning gällande förekomst inom Slite undersökningsområde
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>	LC	Möjlig
Fyrtömmad skärlånga	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	NT	Möjlig
Hornsimpå	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>	LC	Möjlig
Lax	<i>Salmo salar</i>	LC	Möjlig
Nors	<i>Osmerus eperlanus</i>	LC	Möjlig
Piggvar	<i>Scophthalmus maximus</i>	LC	Möjlig
Ringbuk	<i>Liparis liparis</i>	LC	Möjlig
Rödspätta	<i>Pleuronectes platessa</i>	LC	Möjlig
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	LC	Möjlig
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	LC	Möjlig
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	LC	Möjlig
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	LC	Möjlig
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	LC	Möjlig
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	LC	Möjlig
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	LC	Möjlig
Spetslångebarn	<i>Lumpenus lamprætaeformis</i>	LC	Möjlig
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC	Möjlig
Strömming	<i>Clupea harengus</i>	LC	Möjlig
Stubb (sand/ler)	<i>Pomatoschistus</i>	LC	-
Svartmunnad smörbult*	<i>Neogobius melanostomus</i>	NA	Möjlig
Tobiskung	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	LC	Möjlig
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	VU	Möjlig
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	LC	Möjlig
Tångringbuk	<i>Liparis montagui</i>	LC	Möjlig
Tångspigg	<i>Spinachia spinachia</i>	LC	Möjlig
Öring	<i>Salmo trutta</i>	LC	Möjlig
Östersjöflundra	<i>Platichthys solemdali</i>	-	Möjlig

\*=invasiv art



Figur 9-7. Större fiskar som observerades i dropvideo. Källa: Bilaga E.

### 9.4.3 Fisklek och rekrytering

Information om potential för lekogråden för fisk inom det aktuella undersökningsområdet har hämtats från HELCOM:s modellering och Lektidsportalen. Detaljer om vad som krävs för att fiskar ska kunna leka framgångsrikt – exempelvis lämpligt djup, habitat och tidpunkt för leken – har också tagits fram, liksom information om den tid på året då arterna är som mest känsliga. Fiskarterna har delats in i de som leker i områden nära kusten och de som leker i områden längre ut till havs, utsjön.

Samtliga fiskarter som identifierats har inkluderats i undersökningen av möjliga lekogråden. Utvärderingen av lekplatser är gjord för enskilda arter, snarare än för arter grupperade ihop, med undantag för sikfiskar. För fullständig redovisning hänvisas till bilaga E.

#### *Kusten*

Inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet bedöms 39 arter leka i området och ytterligare tre arter tros lekvandra genom det (se tabell 5 i Bilaga E). Två arter, elritsa och id, bedöms inte leka där då de föredrar sötvatten. Fiskar i kustområdet leker i olika miljöer inklusive hårbotten, mjukbotten och pelagialen (det fria vattenlagret), utan någon uttalad preferens för vegetation eller

vegetationsfria området. Dock är området kring Slite särskilt gynnsamt för arter som kräver vegetation för lek, eftersom området domineras av ålgräs och borstnate.

Sett till summan av all lek baserat på information från Lekportalen, är området som mest känsligt för störningar under april till juli. Rekryteringen av gädda och abborre runt Gotland har observerats minska sedan år 2000.

Yngelinventering är ett nyckelverktyg för att bedöma rekryteringen av fisk och sådan inventering har påvisat förekomst av abborre och spigg i Bogeviden och Vägumviken. Under 2021 hittades flera arter, inklusive abborre och gädda, i närheten av Asunden och Bogeviden. Inventeringen 2022 visade att abborre, storspigg och småspigg förekom i Bogeviden samt att abborre, storspigg, stubb och gädda hittades i Vägumviken.

#### *Utsjön*

Inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet som omfattas av utsjön bedöms 14 arter ha möjlighet till lek (se tabell 6 i bilaga E). Dessutom antas tre arter lekvandra genom området. Vissa arter som abborre, rötsimpa, sandstubb, småspigg, storspigg och svartmunnad smörbult anses osannolika att leka i utsjön på grund av det djupa vattnet och deras preferens att leka nära kusten. Nors leker i sötvatten och strömning samt tånglake behöver vegetationstäta bottnar som inte finns i den delen av undersökningsområdet som definieras som utsjö.

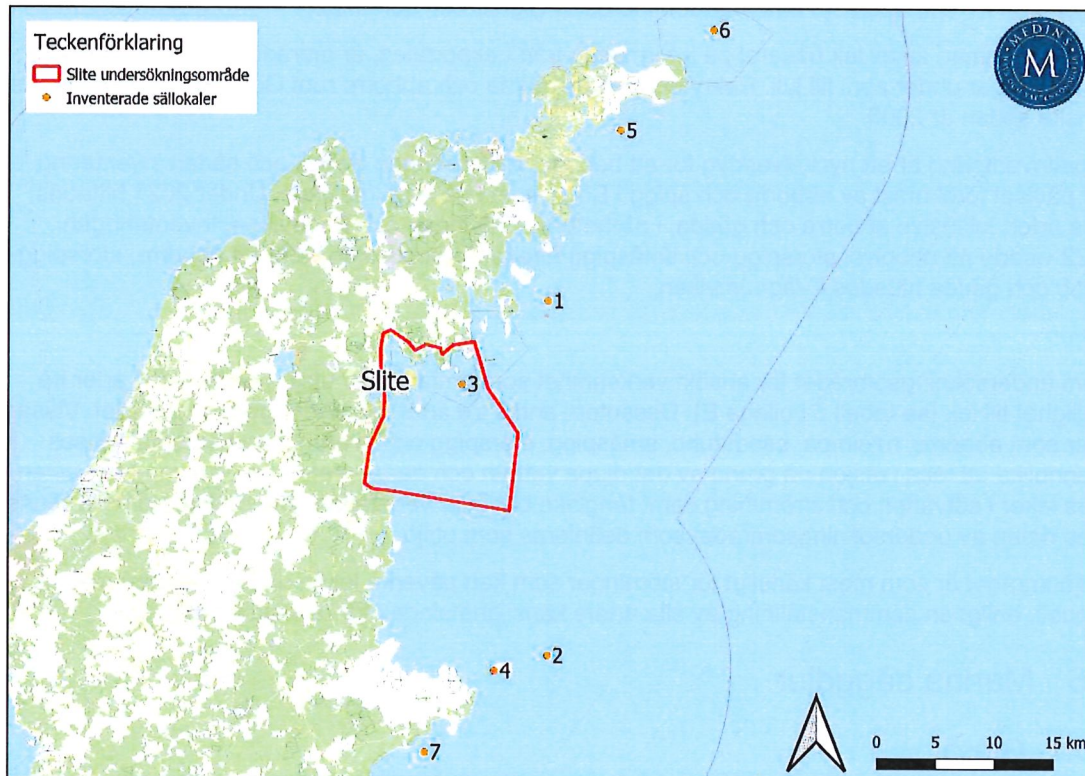
Utsjöområdet är som mest känsligt för störningar som kan påverka leken under perioden maj till augusti, enligt en sammanställning av alla arters känslighetsindex för respektive månad.

## 9.5 Marina däggdjur

### 9.5.1 Gråsäl

Gråsäl (*Halichoerus grypus*) är känsligast för störningar under februari till mars när dess kutar föds samt under pålsbytet som sker mellan maj och juni. Inom undersökningsområdet (Figur 9-8) för ansökt verksamhet samt inom 50 km från undersökningsområdets yttre gränser finns sju platser (sältillhåll) där gråsälens befinner sig under sina känsliga perioder. Under gråsälens känsliga perioder hittas sälarna på land eller på is, beroende på isens utbredning. Antalet säl varierar lite från år till år, men medianen för de senaste nio åren ligger på 160 säl vid sältillhållen inom 50 km radie runt undersökningsområdet.

Det sältillhåll inom området som besöks av flest säl är Rute Misslauper som ligger cirka 8 km från den yttre gränsen av undersökningsområdet (se punkt 1 i Figur 9-8). Sältillhåll Hojskär (se punkt 3 i Figur 9-8) ligger inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet. Vid Hojskär har endast en säl observerats mellan åren 2012 och 2020. Det bedöms troligt att gråsäl rör sig inom undersökningsområdet då flera sältillhåll finns utpekade i "närheten".



Figur 9-8 Inventerade sällokaler för gråsäl från den nationella miljöövervakningen av säl som presenteras i Bilaga E. Figur hämtad från Bilaga E.

Sälarna spenderar generellt större delen av tiden i närheten av sina sältillhåll; 75% av tiden inom 50 km och 90% av tiden inom 75 km avstånd. De kan dock vid parningstillfällen simma längre sträckor, upp till 850 km från sältillhållet.

Undersökningsområdet för Slite bedöms inte ha någon stor betydelse för gråsälen i Östersjön. Antalet gråsäl som noterats vid sältillhållen bedöms vara försumbart i jämförelse med hela Östersjöpopulationen. De flesta sältillhållen (se Figur 9-8) finns på mer än 20 km avstånd från undersökningsområdet.

Majoriteten av gråsälar föder sina kutar från norra Bottenviken ned till Stockholms skärgård. Detta gör att sannolikheten är låg för att sältillhållen runt Slite skulle vara av stor betydelse för Östersjöpopulationen. Under pälsbytet, som pågår under perioden maj-juni, kan dock sältillhållen runt Slite vara av betydelse för individer som förekommer i området. Det finns också en möjlighet att gråsäl regelbundet uppehåller sig inom undersökningsområdet under andra perioder i samband med till exempel jakt.

### 9.5.2 Vikare

Vikare påträffas främst i Bottniska viken, Finska viken och Rigabukten året om. Både under parning och när kutarna är små kräver vikare stabil is som ofta återfinns inom dessa områden under vintern. Eftersom arten kan simma långa sträckor kan de dock även påträffas i andra delar av Östersjön. Östersjöpopulationen av arten är fridlyst och förtecknad i EU:s habitatdirektiv Bilaga 2. Arten hotas av fiske (bifångst), miljögifter, fartygst trafik (exempelvis isbrytare som förstör isen) samt klimatförändringar som leder till minskad isutbredning.



Vikare kan tillfälligt och undantagsvis förekomma i undersökningsområdet runt Slite, men området bedöms inte vara av stor betydelse för arten. Detta då vikaren under sina känsliga perioder (pälsbyte och födsel av kutar) befinner sig på andra platser. Två fynd av vikare har registrerats i Artportalen, det ena 2013 och det andra 2018. Vikare förväntas förekomma oregelbundet i området kring Slite och då i samband med migration, men bedöms inte ha några permanenta tillhåll i området. Arten kan röra sig över stora områden, en studie har visat på att vikare simmade i medeltal 392 km från märkningstillhåll.

### 9.5.3 Knubbsäl

Det finns flera olika populationer av knubbsäl runt Sveriges kust. De flesta knubbsälar hittas vid västkusten och klassas som livskraftiga (LC), men runt Kalmarsund finns också en mindre population som är klassad som sårbar (VU).

Knubbsäl hotas av överfiske, bifångst, bottendöd, föroreningar och av störningar på deras reproduktionsplatser.

Parningen sker i juni–juli och kutarna föds i maj–juni året därpå. Knubbsälens kutar föds på land och de nordligaste platserna för reproduktion för östersjöpopulationen ligger i Kalmarsund. Pälsbytet, som tar flera veckor, sker också på land från slutet av juni till slutet av augusti.

Olika studier har visat att knubbsälar rör sig olika långt från sina tillhåll, allt från max 50 km upp till 250 km. Generellt håller knubbsälen sig alltså i närhet av sitt tillhåll.

Undersökningsområdet ligger norr om det nordligaste tillhåll för knubbsälar i Östersjön. Med anledning av detta förväntas ingen regelbunden förekomst av knubbsälar kring Slite. Enstaka knubbsälar kan dock röra sig inom området och ett fåtal fynd av knubbsäl har rapporterats till Artportalen i närheten av undersökningsområdet.

Inom undersökningsområdet för Slite finns inga tillhåll för knubbsäl och individer av arten förekommer endast sporadiskt på platsen. Därför bedöms området kring Slite inte vara ett område av stor betydelse för knubbsäl.

### 9.5.4 Östersjötumlare

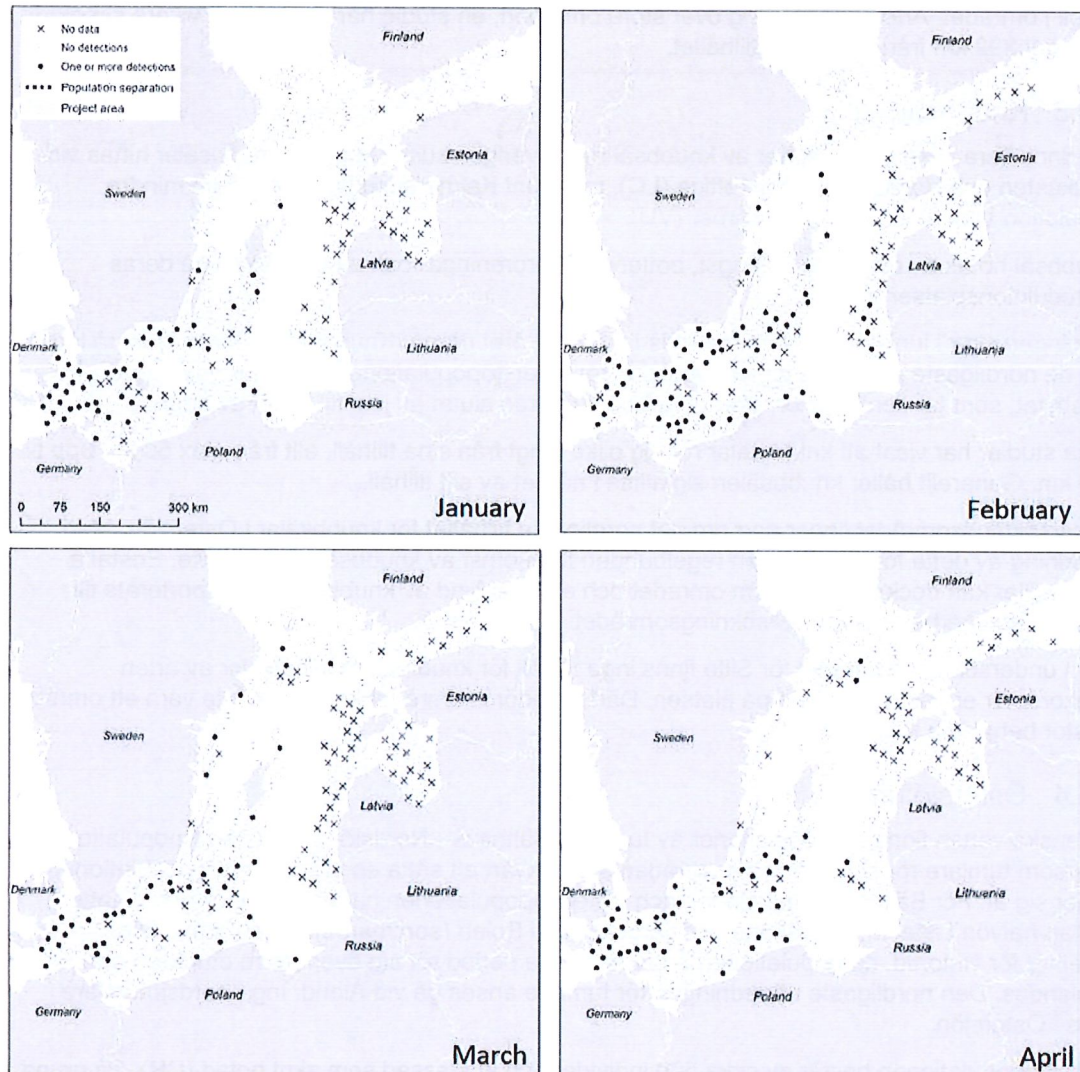
I svenska vatten finns tre populationer av tumlare: Bälthavs-, Nordsjö- och Östersjöpopulationen. Eftersom tumlare rör sig över stora områden är det svårt att sätta en gräns för där populationerna skiljer sig åt. För Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen har en imaginär gräns satts mellan halvön Listerlandet i Skåne och Jarosławiec i Polen (sommartid). Ingen gräns finns däremot för vintertid, då populationerna under denna period rör sig över större områden och beblandas. Den nordligaste utbredningen för tumlare anses gå vid Åland. Inga nordsjötumlare finns i Östersjön.

Östersjöpopulationen består av cirka 500 individer och är klassad som akut hotad (CR). På grund det låga antalet klarar populationen endast av en årlig förlust, orsakad av människor, på 0,7 tumlare per år. Tumlare hotas av miljögifter, bifångst och buller.

I skandinaviska vatten sker parningen mellan juli och augusti och kalvarna föds i maj–juni året därpå. Under reproduktionsperioden (maj–augusti) påträffas de flesta Östersjötumlare kring utsjöbankarna söder om Gotland och öster om Öland.

På sommaren, mellan maj och oktober, befinner sig tumlare från Östersjöpopulationen vanligtvis öster om Öland och söder om Gotland, samt söder om Blekinge. Under vintermånaderna, mellan november och april, sprider Östersjöpopulationen ut sig och sträcker sig ända till Åland, men koncentreras fortfarande främst kring Öland och Blekinge. Figur 9-9 visar tätheten av tumlare indelat i sommarmånader (maj-oktober) och vintermånader (november-april). Storleken på pricken visar medelvärdet av antalet tumlarklick per 1000 sekunder av mätning.

Utanför Slite har tumlare detekterats i medelhöga tätheter under februari och utanför östra Gotland har tumlare detekterats i låga tätheter från november till april (Figur 9-9). Observera att "medelhöga tätheter" baseras på *en* detektion i februari månad.



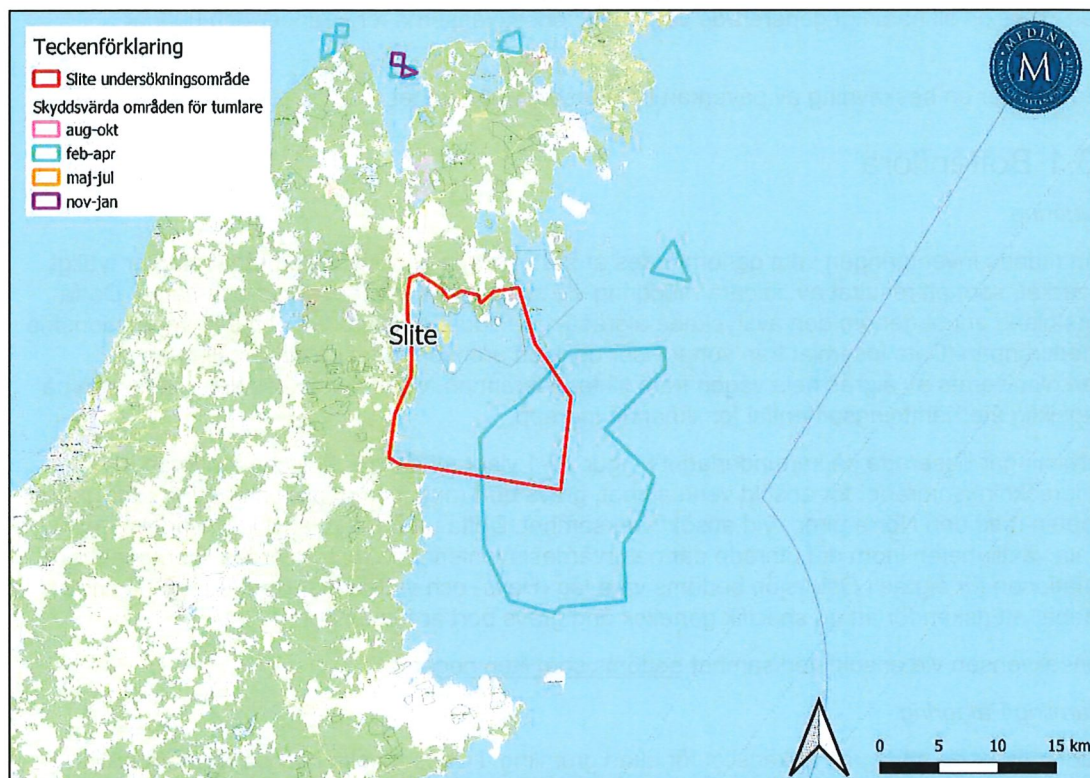
Figur 9-9. Detektioner av tumlare månadsvis, januari, februari, mars och april, vid respektive station inom det tvååriga SAMBAH-projektet. Källa: Carlén m.fl. 2018.

I en utredning baserad på studier av tumlares ekolokalisering inom SAMBAH-studien (Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise) och modellerad sannolikhet för förekomst av tumlare per månad, har fyra särskilt viktiga och skyddsvärda områden för Östersjöpopulationen identifierats. Dessa områden är Hanöbukten, söder om Öland, norra Öland, samt Midsjöbankarna och Hoburgs bank (Carlström och Carlén, 2016).

SAMBAH var ett internationellt projekt som involverade flera EU-länder runt Östersjön. Syftet med studien var att uppskatta populationsstorleken hos östersjötumlares genom att sätta ut akustiska detektorer (C-PODs) under perioden 2011–2013. C-POD:s kan detektera sonar ljud från tumlare på en radie av 400 m.

Utöver dessa fyra huvudområden har flera mindre områden längs Sveriges kust blivit utpekade som viktiga för tumlaren, särskilt under november till april då tumlaren är mer rörlig. De fyra större områdena används dock året runt och innehåller större antal individer. De mindre områdena har identifierats som viktiga genom att kombinera data om tumlarens ekolokalisering med miljövariabler såsom bottenens lutning, djup, lutningsriktning och bottenkomplexitet, vilket resulterar i flera viktiga, men spridda områden längs Östersjökusten.

Inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet finns ett av dessa mindre viktiga områden för tumlare. Enligt Figur 9-10 överlappar detta område delvis det aktuella undersökningsområdet. Det utpekade mindre viktiga området för tumlare har bedömts viktigt under perioden februari till april baserat på detektionerna gjorda i SAMBAH-studien.



Figur 9-10 Karta över områden som bedömts vara skyddsvärda för tumlare i närheten av Slite. Blåmarkerade områden är skyddsvärda under perioden februari–april och lila områden under perioden november–januari. Områdena är baserade på data från SAMBAH och sammanställda av Carlström och Carlén 2016. Källa: bilaga E.

## 10 Påverkansanalys av marina miljöer

Påverkansanalysen av marina miljöer är uppdelad i bottenflora, bottenfauna och identifierade habitat. Påverkan bedöms baserat på påverkansfaktorerna muddring, grumling, buller, kylvatten och förändrade strömningsmönster. Bedömning görs endast för de faktorer som anses påverka respektive undergrupp av den marina miljön.

Vad gäller skillnaden mellan ansökt verksamhet, nuläget och nollalternativet så kan det konstateras att för marina miljöer är det mycket liten skillnad mellan nollalternativet och nuläget. Utsläpp av kylvatten är oförändrad mellan nuläge och nollalternativ men mängden fartygstransporter ökar. Den ökade mängden transporter medför en mindre ökning i vågenergi men i relation till naturligt genererade vågor blir konsekvenserna för stränder och bottnar försumbar.

Nedan följer en beskrivning av påverkan från ansökt verksamhet.

### 10.1 Bottenflora

#### *Muddring*

Den marina inventeringen som genomfördes år 2023, bilaga G, visar att området idag är tydligt påverkat, som ett resultat av tidigare muddring vid skapande av farledsränna och hamn. Detta syns bland annat genom den avstyckade ålgräsängen söder om farleden och den vegetationsfria farledsrännan. Data insamlat från sonar visar dock att gränsområdet på flera ställen har återkoloniserats av ålgräs hela vägen fram till farledsrännan, vilket kan tolkas som ett tecken på långsiktig återhämtningspotential för liknande ingrepp.

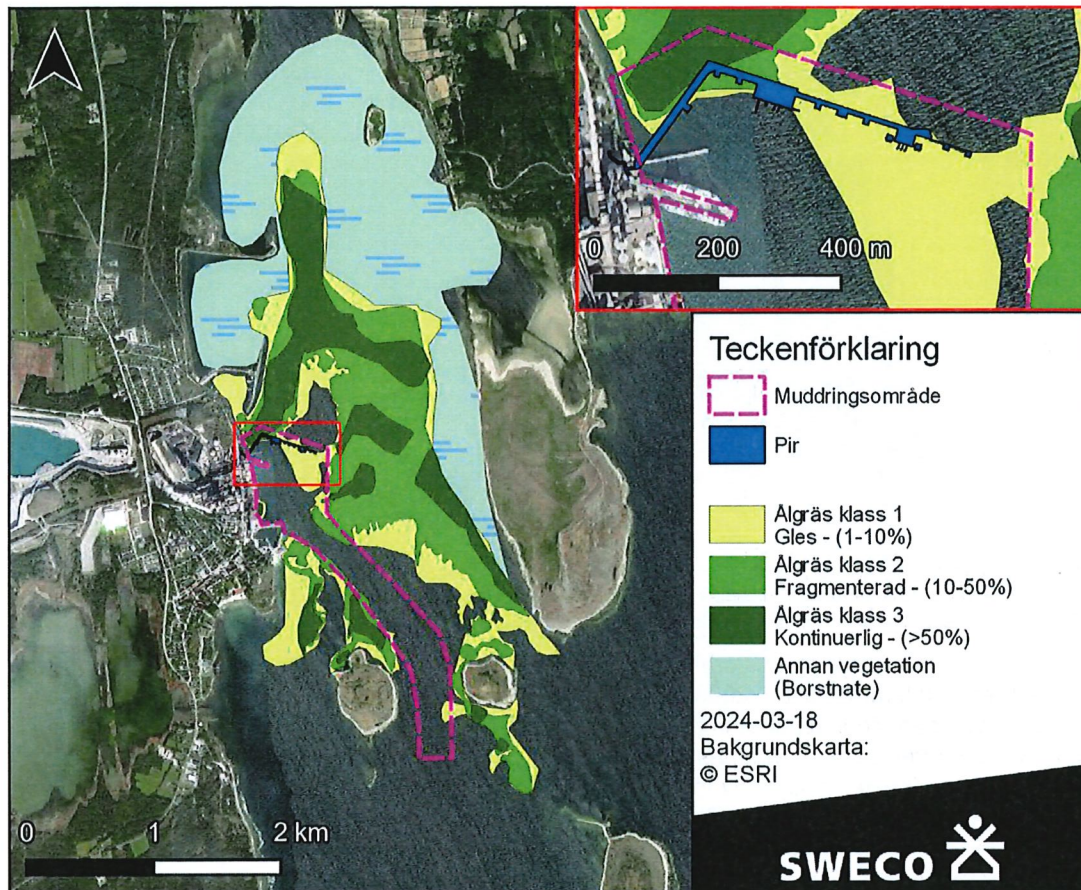
Beräkningar baserade på kartunderlaget i Figur 10-1 visar att cirka 5 % av bottenfloran inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet, grävs bort (antingen genom muddring eller genom arbeten med den Norra piren) vid ansökt verksamhet. Detta utgör en relativt liten andel av den totala växtligheten inom det område där naturvärdesinventeringen genomfördes. Den genetiska variationen för ålgräs i Östersjön bedöms vara låg (Havs- och vattenmyndigheten, 2017), vilket innebär att risken för att en specifik genetisk äng grävs bort är försumbar.

Konsekvensen vid ansökt verksamhet bedöms som liten negativ.

#### *Grumling/Pålagring*

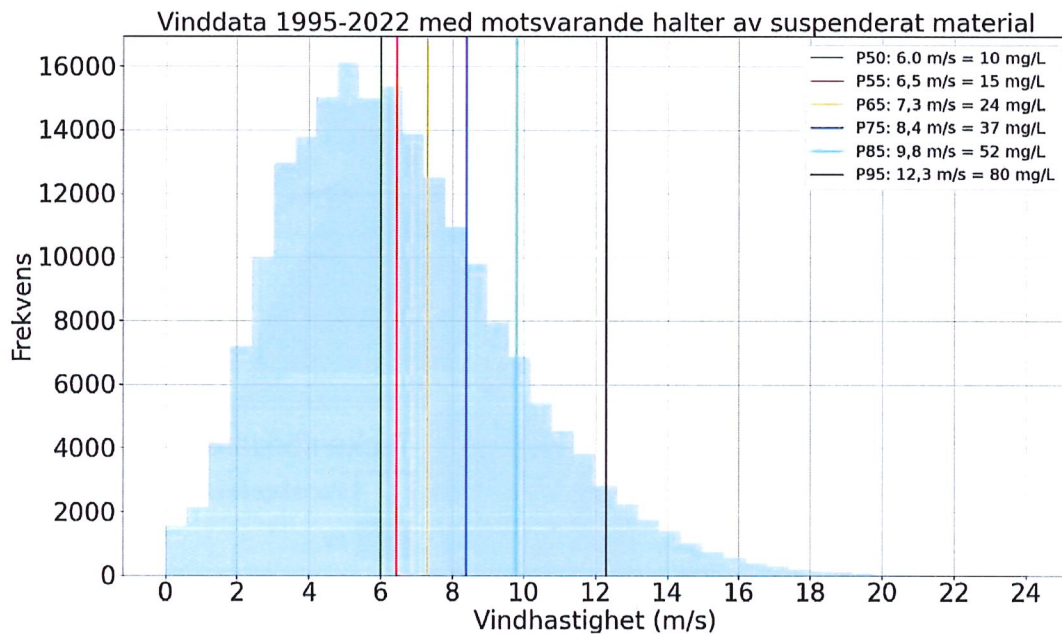
Studier tyder på att ålgräs är känsligt för ökad grumling. I Chesapeake Bay på Nordamerikas östkust visade en storskalig inventering av ålgräsängar tillsammans med mätningar av suspenderat material under åren 1984–1990 att en koncentration på cirka 15 mg/l suspenderat material motsvarar en övre gräns för förekomst av ålgräsängar (Dennison, et al. 1993). På de lokaler där medianvärdet 15 mg/l suspenderat material överstegs under tillväxtperioden maj-oktober förekom inga, eller i undantagsfall endast fluktuerande utbredningar av ålgräsängar. Överlevnaden eller den s.k. ekologiska fitnessen (livsduglighet) skulle alltså minska vid halter över 15 mg/l. Det finns dock inga studier som indikerar hur länge ålgräs tål halter av suspenderat material över 15 mg/l.

I Östersjön förekommer naturlig grumling till följd av vind, vågor och strömmar, i en storleksordning på upp till 10 mg/l (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Grumlingshalter som kan uppstå naturligt vid hårt väder i kustnära områden uppgår vid måttlig bris (5–8 m/s) till cirka 50 mg/l och vid storm (17–20 m/s) upp till 200 mg/l (Last et al., 2011). Även Zhao et al. (2023) fann korrelationer mellan vindhastighet och grumlingshalter. Under förutsättning att relationen mellan vindhastighet och grumlingshalter är linjär visar sammantaget resultaten från Last et al., (2011) och Zhao et al., (2023) på en genomsnittlig ökning av grumlingshalten med 11,1 mg/l per m/s. Med hjälp av dessa referenser och tillsammans med data över vindhastigheten går det att få en indikation hur mycket vindgenererad grumling som kan uppstå naturligt i området.



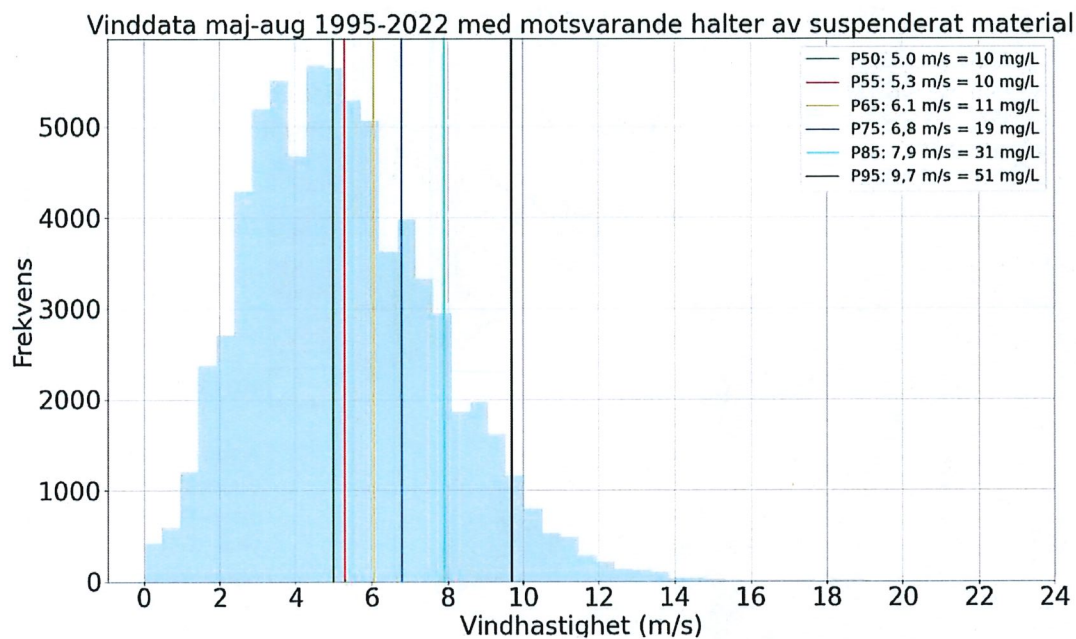
Figur 10-1 Översiktskarta med muddringsområde, ansökt pir och resultatet från naturvärdesinventeringen som utfördes i området under år 2023.

Figur 10-2 nedan visar vindhastighetsdata för Östergarnsholm mellan 1995 och 2022. Mätstationen är belägen cirka 30 km söder om Slite och bedöms som representativ för vindförhållandena omkring Slite. Med utgångspunkt från Karlsson et al. (2020) antas att bakgrundshalten av grumlande ämnen är 10 mg/l vid medianvindförhållanden (50:e percentilen: 6 m/s). Med hjälp av vindgrumlingsfaktorn hämtad från Last et al., (2011) och Zhao et al., (2023) fås att toleransnivån på 15 mg/l för ålgräs uppnås redan vid 6,45 m/s samt att vindhastigheter över denna vindstyrka förekommer vid 45 % av tiden i området. Det innebär således att bakgrundshalter över 15 mg/l förekommer vid 45 % av tiden i området. Detta resultat indikerar att ålgräsängarna kan ha en betydligt högre tolerans än 15 mg/l i Sliteviken.



Figur 10-2 Vindhastighetsdata från Östergarnsholm (timvärden från 1995–2022, N=201 169) med percentiler (50-95:e) för vindhastigheten med motsvarande grumlingshalt beräknad genom vindgrumlingsfaktor från Last et al., (2011) samt Zhao et al., (2023). Vindhastigheter under 6 m/s antas motsvara grumlingshalter på 10 mg/l som en lägsta bakgrundshalt.

Ålgräs bedöms vara känsligt för störning under perioden maj till augusti då arten blommar och har sin tillväxtperiod (Hammar et al., 2009). Vindhastighetsdata under perioden maj till augusti under 1995–2022 visar att vindhastigheten är något lägre under denna period jämfört med helårsdata (Figur 10-3). Figuren visar att vindhastigheter som motsvarar 15 mg/l överskrids vid 6,45 m/s, vilket motsvarar 70:e percentilen av förekommande vindhastigheter. Vindhastigheter över 6,45 m/s förekommer således under 30 % av tiden under perioden maj till augusti, vilket motsvarar cirka 36 dygn. Utifrån detta resonemang går det att hävda att ålgräsängarna i Sliteviken sannolikt har en betydligt högre toleransnivå än 15 mg/l, då denna halt sannolikt överskrids ofta även under ålgräsets mer känsliga tillväxtperiod.



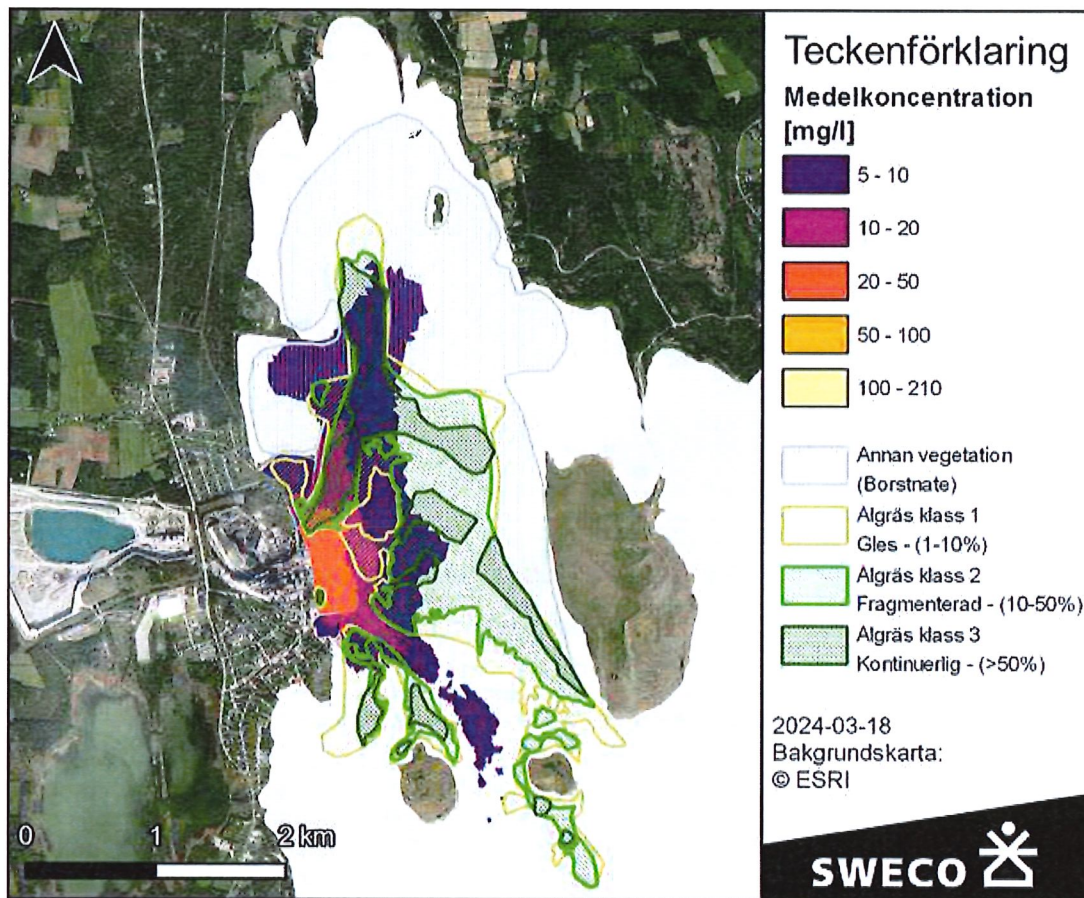
Figur 10-3 Vindhastighetsdata från Östergarnsholm (timvärden från 1995–2022 under maj-augusti, N=71 929) med percentiler (50-95:e) för vindhastigheten med motsvarande grumlingshalt beräknad genom vindgrumlingsfaktor från Last et al., (2011) samt Zhao et al., (2023). Vindhastigheter under 6 m/s antas motsvara grumlingshalter på 10 mg/l som en lägsta bakgrundshalt.

Figur 10-4 nedan visar medelvärdet av sedimentkoncentrationen som uppstår till följd av muddring under hela muddringsperioden. Adderas den antagna bakgrundskoncentrationen på 10 mg/l erhålls ett större område med totalhalter upp till 20 mg/l (mörklila) samt ett mindre område närmast bolagets hamn med totalhalter mellan 20–60 mg/l. Baserat på vindanalysen ovan kan konstateras att grumlingshalter över 20 mg/l (motsvarar vindhastigheter över 6,9 m/s) sannolikt är relativt vanliga under ett helt år och förekommer vid cirka 39 % av tiden. Med liknande analys går det att fastslå att under ålgrässets känsliga period förekommer grumlingshalter över 20 mg/l vid cirka 24 % av tiden.

Totalhalter över 60 mg/l (motsvarar vindhastigheter över 10,5 m/s) erhålls enligt vindanalysen vid cirka 11 % av tiden för helåret och vid 3 % av tiden under den känsliga perioden.

Baserat på relationen mellan vindhastighet och grumlingshalt kan det antas att ålgräsängarna i Sliteviken idag är toleranta mot grumlingshalter över 15 mg/l. En större andel av ålgräsängarna skulle vid muddringen bli exponerade för en totalhalt upp till 20 mg/l, en grumlingshalt som de sannolikt kan tolerera då den förekommer naturligt under stora delar av året. Grumlingshalter över 60 mg/l är enligt vindanalysen dock mindre vanligt förekommande och det går inte att utesluta att den mindre areal av ålgräs som vid ansökt verksamhet kommer exponeras för dessa halter inte kommer påverkas negativt.

Baserat på antagen toleransnivå för ålgräsbeståndet i Sliteviken bedöms att en majoritet av beståndet kan tolerera en tillfällig haltökning på 5–10 mg/l och konsekvensen blir försumbar. För den mindre andelen av beståndet som exponeras för totala grumlingshalter mellan 20–60 mg/l (cirka 0,016 km<sup>2</sup>) kan negativa konsekvenser inte uteslutas. Dessa konsekvenser är direkt kopplade till grumlingen som uppstår till följd av själva muddringsarbetet. När arbetet är slutfört förväntas grumlingen avta och ålgräset bedöms kunna återkolonisera området fram till farleden.



Figur 10-4 Medelvärde av sedimentkoncentration som uppstår till följd av muddring vid ansökt verksamhet. Koncentrationen som visas i kartan är exklusive bakgrundskoncentration.

Skyddsåtgärden dubbel bubbelgardin som effektivt kan användas för att minska utbredning av undervattensbuller, kan även användas som skydd mot sedimentspridning (också enkel bubbelgardin alternativt siltgardin) även om effekten för detta ej är väl utforskad. Cheng et al., (2021) kunde i fältexperiment visa att skyddsåtgärden (enkel bubbelgardin) kunde förhindra en spridning av grumlat material. Inom det område som skyddades av en enkel bubbelgardin var grumlingen cirka 33 % lägre än i det oskyddade området. Dock saknas bakgrundshalter från studien vilket gör att den totala effektiviteten av åtgärden inte går att fastslå. Vid en muddring av Haminas hamn i sydöstra Finland visade resultaten från ett fältexperiment att ett med enkel bubbelgardin avgränsat område uppvisade 78 % lägre halter av suspenderat material jämfört med det oskyddade området (11 och 50 mg/l, Boskalis, 2012). Med tillämpning av enkel- eller dubbel bubbelgardin bedöms eventuella konsekvenser av sedimentspridning på ålgräsbeståndet bli mindre än om ingen skyddsåtgärd tillämpas.

De av muddringen spridda sedimenten pålagras efter en tid på botten. Denna pålagring kan inverka negativt på ålgräsbeståndet. Studier har visat att en pålagring motsvarande en fjärdedel av höjden av ett ålgräsbestånd leder till att hälften av plantorna i beståndet dör (Hammar et al., 2009). Modellresultaten tyder på att sedimentpålagringens utbredning och mäktighet varierar under den simulerade perioden. Variationen beror på att inverkan av bottenströmshastigheter och tenderar att bli högre i takt med att muddringsarbetet fortgår.

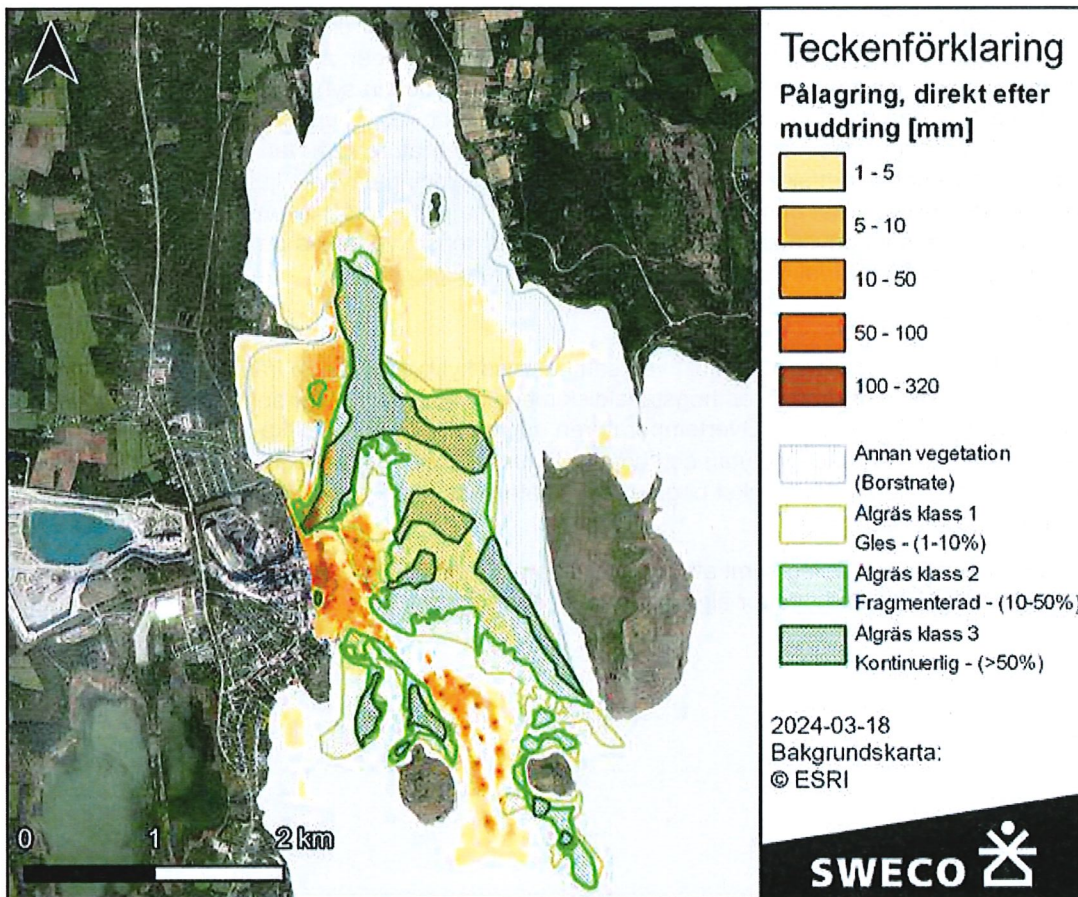
Vid avslutat muddringsarbete (modellerat 344 dygn) har bottenströmmar fördelat sedimentpålagringen enligt Figur 10-5. Generellt blir pålagringen högst inom muddringsområdet vilket förklaras av att grovkornigt material sedimenterar relativt snabbt. Finare material sprids över



större områden. Det innebär att pålagringens mäktighet blir lägre än i muddringsområdet, men spridd över en större yta.

Det framgår av Figur 10-5 att ålgräs med hög täckningsgrad till största delen befinner sig norr och öster om befintligt hamnområde, samt att dessa områden till största del får en pålagring på 1–5 mm. Då ålgräs kan nå en höjd på över 1 m är det därmed osannolikt att ålgräsbeståndet kommer pålagras med över en fjärdedel av dess höjd.

Konsekvensen för bottenflora till följd av sedimentpålagring från ansökt verksamhet bedöms bli liten negativ. Bedömningen grundar sig på att konsekvenserna för ålgräs bedöms som försumbar för en majoritet av beståndet, vilken exponeras för upp till 10 cm pålagring. En negativ konsekvens kan emellertid inte uteslutas för den mindre andel av bestånden som förväntas bli exponerade för en pålagring över 10 cm. Som redan nämnts ovan bedöms ålgräset kunna återkolonisera området när arbetet är slutfört. Med tillämpning av skyddsåtgärder såsom bubbelgardin bedöms eventuella konsekvenser på ålgräsbeståndet kunna bli mindre än om ingen skyddsåtgärd tillämpas.



Figur 10-5 Ålgrästäckning inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet förväntad pålagring av sediment direkt efter avslutat muddring.

#### Kylvatten - Ångturbin

Temperaturhöjning i recipienten på grund av kylvatten kan påverka artsammansättningen av makrofytter i närområdet. Detta har påvisats bland annat i studier utförda utanför kärnkraftverk. Dessa visar att utbredningen av grönalger och rödalger kan öka, medan mängden brunalger kan minska, dock är detta i de flesta fall påvisat mycket nära ett kylvattenutsläpp (Ehlin, Lindahl, Neuman, Sandström, & Svensson, 2009). Samma studie visar att vid några områden utanför

kylvattenutsläpp från kärnkraftverk hade mängden kransalger minskat, medan vissa fröväxter (inkl. ålgräs i ett fall) hade ökat i utbredning (Ehlin, Lindahl, Neuman, Sandström, & Svensson, 2009).

Ålgräs är generellt adapterad för temperaturer mellan  $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$  på vintern och  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  på sommaren (Borum, Duarte, Krause-Jensen, & TM, 2004) och tycks ha ett temperaturoptimum på mellan  $10$  och  $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Däremot kan indirekta effekter av förhöjda temperaturer, såsom ökad påväxt av alger och minskade syrehalter, påverka ålgräset negativt (Moksnes, 2009). Mer direkta effekter av temperatur kan också uppstå. Till exempel har ökad mortalitet och lägre täthet av skott vid ihållande temperaturer över  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  grader påvisats i flera studier, inklusive i Östersjön.

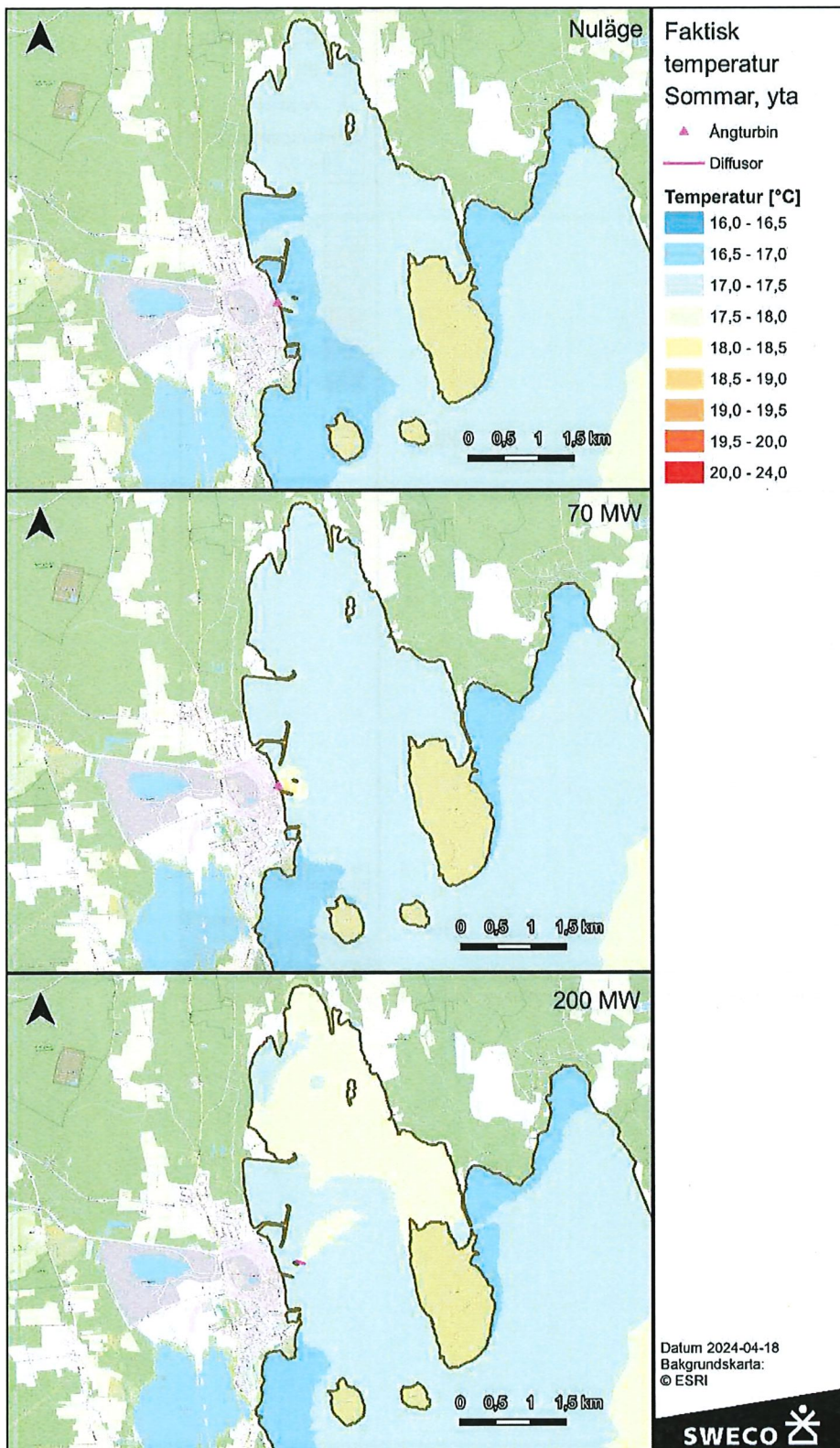
Genomförd modellering visar att ansökt verksamhet med kylvattenutsläpp från ångturbinen innebär att vid ytan och under sommaren förväntas den högsta faktiska medeltemperaturen som mest uppnå cirka  $19\text{ }^{\circ}\text{C}$  inom ett litet område nära utsläppspunkten (Figur 10-6). Detta trots att vattnet som tas in ökar med  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Den initiala omblandningen är således god. Observera att maximal medeltemperatur uppgår till  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  men då precis i utloppsröret.

Ansökt kylvattenutsläpp från ångturbinen medför en övertemperatur om cirka  $3\text{ }^{\circ}\text{C}$  på ytan under sommaren inom ett mycket begränsat område (Figur 6-1). Skillnaden är beräknad i medeltemperatur mellan ansökt verksamhet och nuläget. På botten syns ett mycket begränsat område med övertemperaturer upp  $1\text{ }^{\circ}\text{C}$  under sommaren och  $1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  under vintern (Figur 10-7). Eftersom ålgräs är en bottenlevande växt bedöms övertemperaturen på ytan inte direkt påverka beståndet. Däremot kan effekter som eventuell ökad algblomning påverka ljusinträngningen till bottenlevande växter, vilket därmed teoretiskt skulle kunna påverka ålgräsens fotosyntes. Men eftersom området som påverkas är mycket litet, bedöms konsekvenserna på ålgräsbeståndet inom undersökningsområdet för ansökt verksamhet bli försumbara.

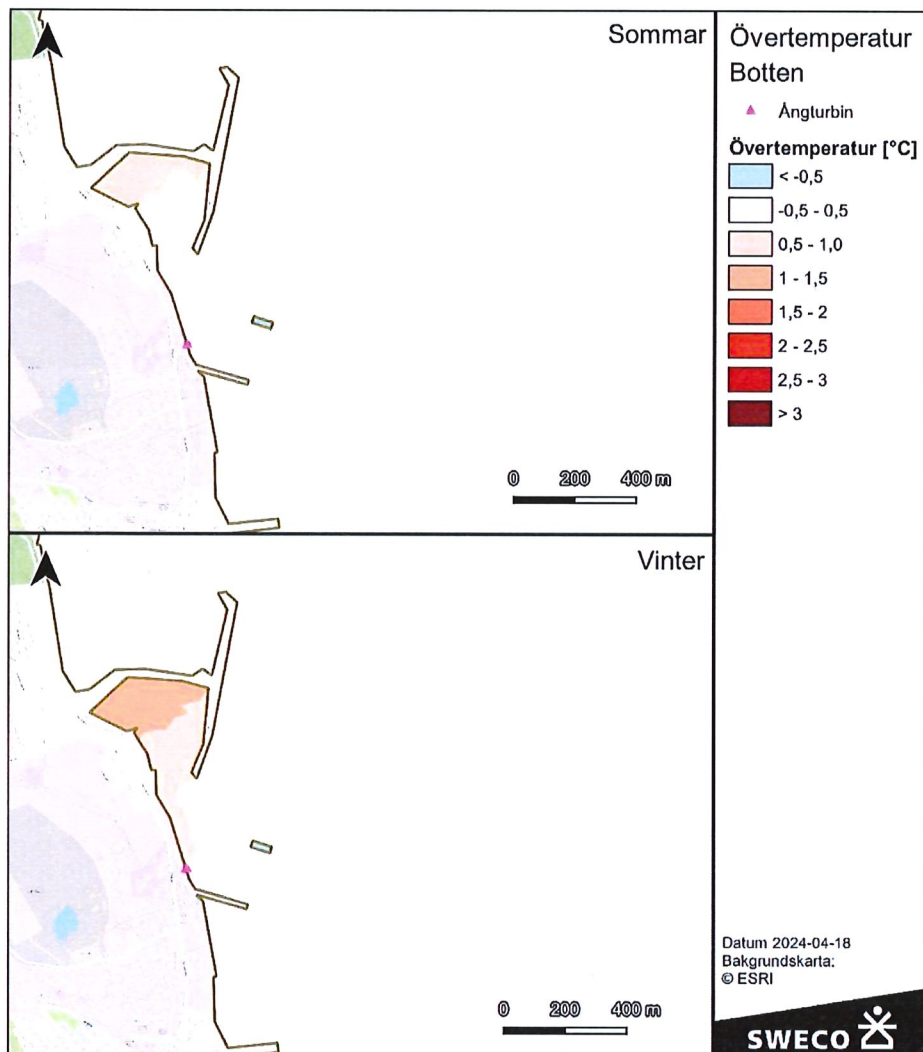
#### *Kylvatten – Pir mitten*

Genomförd modellering visar att ansökt verksamhet med kylvattenutsläpp från diffusor vid mitten av Norra piren förväntas leda till en högsta faktisk medeltemperatur under sommaren vid ytan på upp till cirka  $18\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Figur 10-6). Övertemperaturen uppgår som mest till cirka  $1\text{ }^{\circ}\text{C}$  under både sommar och vinter och både vid ytan och botten (Figur 10-8 och Figur 10-9). Utbredningsområdet för denna övertemperatur är mycket begränsat och återfinns i huvudsak i flödesriktningen från diffusorn.

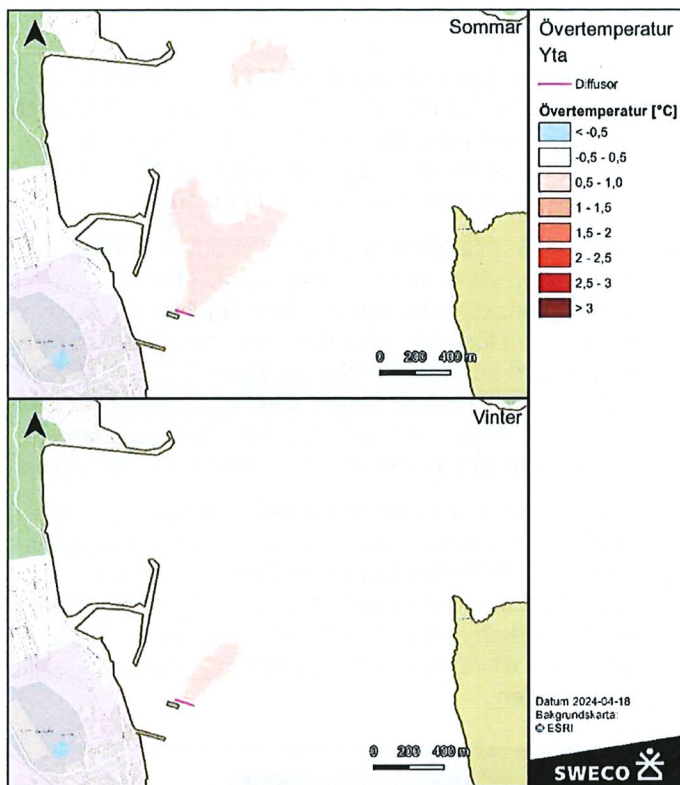
Då övertemperaturen är låg samt att utbredningsområdet för temperaturpåverkan är litet bedöms påverkan och konsekvenserna för ålgräsbeståndet som försumbara.



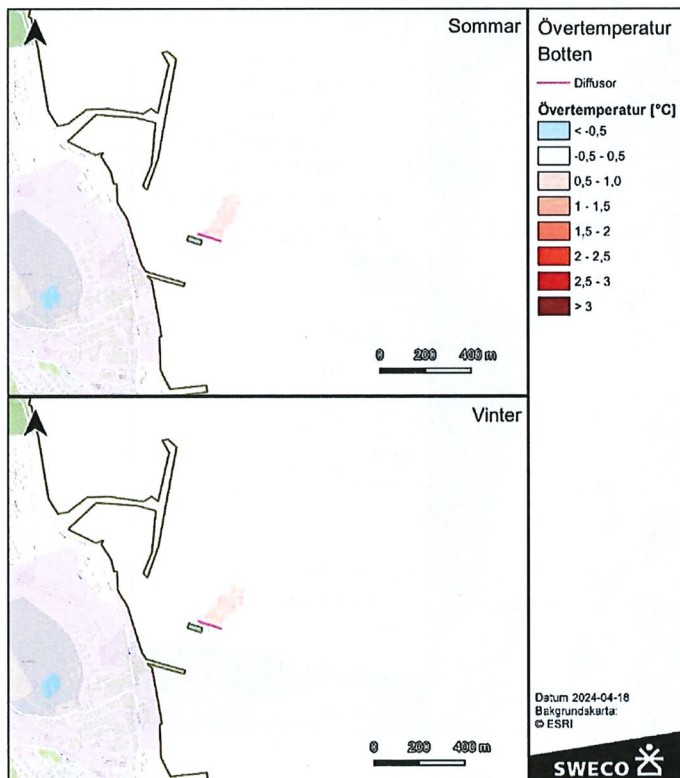
Figur 10-6. Faktisk temperatur för nuläge samt utsläpp av kylvatten från ångturbinen (70 MW) och utsläpp av kylvatten via diffusor (200 MW) under sommaren.



Figur 10-7. Övertemperaturen vid botten för sommar och vinter vid utsläpp av kylvatten från ångturbinen.



Figur 10-8. Övertemperaturen vid ytan för sommar och vinter vid utsläpp av kylvatten från diffusorn.



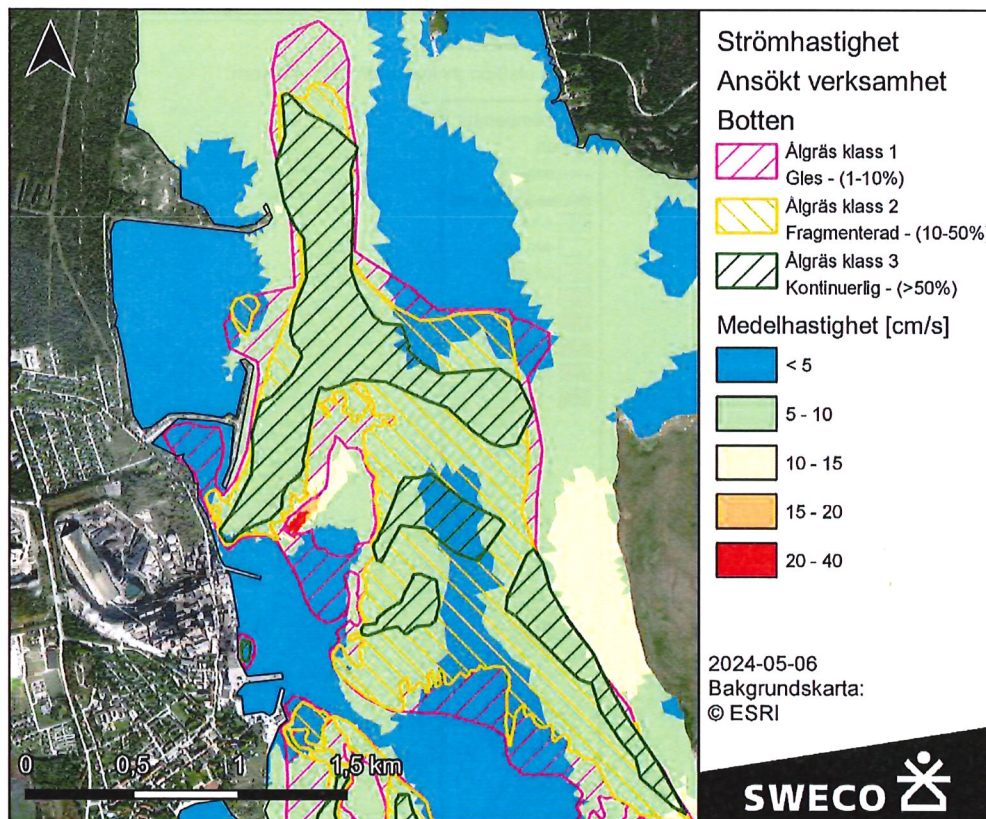
Figur 10-9. Övertemperaturen vid botten för sommar och vinter vid utsläpp av kylvatten från diffusorn.

### Förändrade strömningsmönster

Vid alternativet att släppa kylvatten via diffusor med ett flöde på upp till 22 400 m<sup>3</sup>/h fås en lokal ström i nordostgående riktning. Över ålgräsängarna (klass I-III) kan strömhastigheterna då komma att öka med upp till 5–15 cm/s, se Figur 6-4 för skillnader i strömhastighet mellan nuläge och ansökt verksamhet (utsläpp med diffusor). Resultande strömhastigheter på upp till 10–20 cm/s kan därmed förväntas över mindre delar av ålgräsängarna av klass I och II (Figur 10-10).

Studier har dock visat att ålgräs har en betydligt högre toleransnivå gällande strömhastigheter än vad som kan förväntas uppstå vid utsläpp av kylvatten via diffusor. Fonseca et al. (1983) studerade ålgräsängar vid tre lokaler på den amerikanska östkusten och fann ålgräsbestånd bli exponerade för 110 cm/s som mest varefter författarna föreslog 120–150 cm/s som den maximala strömhastigheten som ålgräs kan tolerera. I ett senare arbete konstaterade Fonseca och Bell (1998) att strömhastigheter på cirka 25 cm/s är en tröskelnivå för ålgräs. Studien visade att ålgräs förekommer i områden med strömhastigheter över 25 cm/s, vilket är i linje med observationerna från Fonseca et al. (1983), men att täckningsgraden av ålgräs minskar över denna strömhastighet.

Resultaten från den hydrodynamiska spridningsmodellen visar att strömhastigheter över 25 cm/s endast förväntas förekomma närmast utsläppet och inte över några ålgräsängar av klass II och III (Figur 10-10). De områden av ålgräsäng med klass I där strömhastigheter över 25 cm/s kan förekomma bedöms som försumbara i förhållande till den totala utbredningen av ålgräsängar klass I-III (Figur 10-10). Sammanfattningsvis bedöms påverkan av förändrade strömningsmönster på ålgräsbeståndet inom undersökningsområdet av ansökt verksamhet som liten med försumbara till små negativa konsekvenser precis vid utsläppspunkten.



Figur 10-10 Resultande strömhastigheter vid ansökt verksamhet med utsläpp av kylvatten via diffusor.

### *Sammanfattande bedömning av bottenflora*

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra små negativa konsekvenser för bottenflora med god möjlighet till återkolonisering. Direkt vid diffusorns utsläpp (om detta alternativ väljs) finns det troligen inte samma möjlighet till återkolonisering. Den del av ålgräsängen som skulle kunna bli påverkad är klassificerad som gles och utgör en mycket liten del av det befintliga beståndet. I nollalternativet och nuläget sker ingen fysisk inverkan på bottnen varför konsekvenserna av grumling och sedimentpålagring helt uteblir. Avseende kylvatten innebär nollalternativet och nuläget att befintlig ålgräsäng inte blir påverkad, varken av de små övertemperaturerna eller förändring i strömningsmönster, konsekvensen är då istället försumbar.

## 10.2 Bottenfauna och infauna

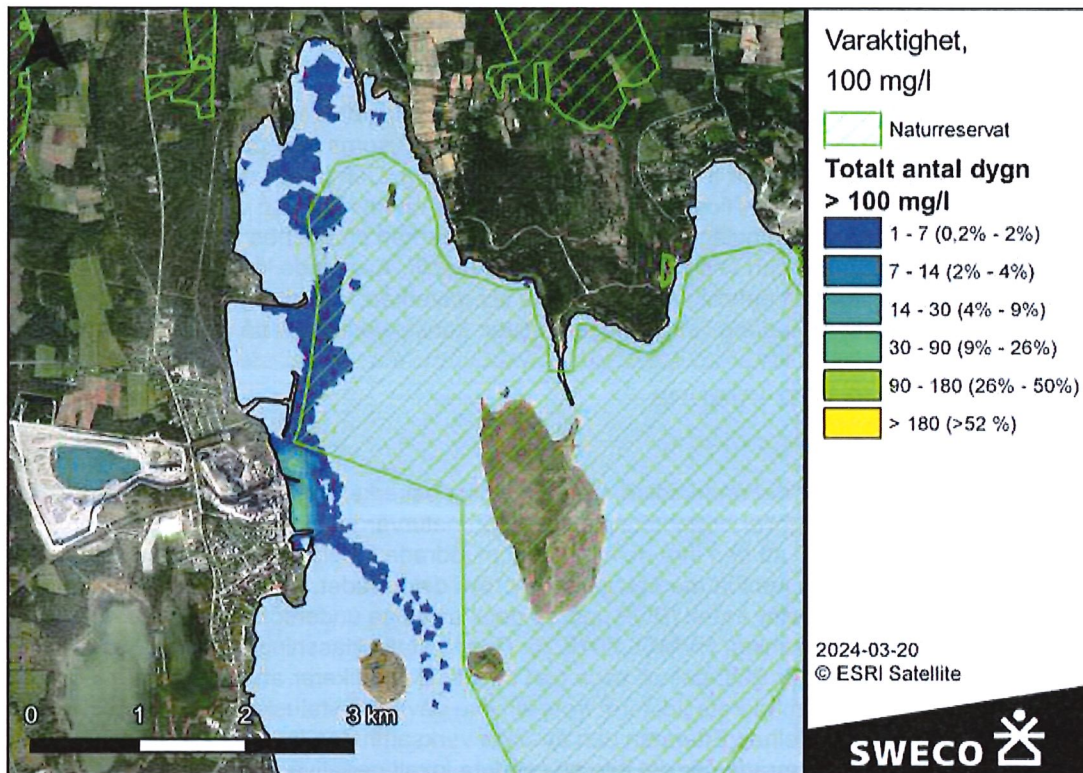
### *Muddring*

Som nämnts i avsnitt 10.1 är det undersökta området tydligt påverkat av tidigare muddringar vid skapandet av farleden. Vad gäller bottenfauna visade den naturvärdesinventering som genomfördes i området 2023 att den inre delen av den muddrade farleden har noterbart låga värden på 2–4 arter per prov jämfört med omgivande prov i delområdet. Vid beräkningar på 20 percentilvärdet av Benthic Quality Index (BQI) uppnår dock samtliga undersökta områden god status, enligt metodik för klassning, HVMFS 2019:25. Denna statusklassning stämmer överens med den som anges i VISS för BQI, det vill säga god status. Det indikerar att de noterbart låga värdena inom området som muddrats tidigare, trots allt inte påverkar statuskategorin (god status) för vattenförekomsten som helhet. Eftersom den ansökta verksamheten innebär en utökning av idag påverkat och muddrat område går det inte att utesluta lokalt negativa effekter på bottenfauna och infauna. Däremot bedöms det endast uppstå försumbara konsekvenser på populationsnivå och ingen ändrad statusklassning av vattenförekomsten avseende kvalitetsfaktorn bottenfauna.

### *Grumling/Pålagring*

Grumling kan medföra negativa konsekvenser på bottenfauna. I Östersjön förekommer naturlig grumling till följd av vind, vågor och strömmar, i en storleksordning på upp till 10 mg/l (Karlsson et al. 2020).

Kraftig grumling på upp till 700 mg/l har visats medföra tydliga förändringar av bottenfauna gällande artsammansättning och förekomst (Naturvårdsverket, 2009). Modellresultaten visar dock på halter av suspenderat material långt under 700 mg/l och att de från modellresultaten högre förekommande halterna på 50–100 mg/l är koncentrerade till ett förhållandevis litet område vid bolagets hamn (Figur 6-8). Längst total varaktighet av sedimentkoncentrationer över 100 mg/l är upp till 7 dygn under ett år i små delar av det undersökta området samt upp till 30 dygn per år i ett litet område nära muddringen i bolagets hamn (Figur 10-11). Tillfällena med höga sedimentkoncentrationer till följd av muddringen är dessutom utspridda under året och det finns därmed god chans för återhämtning för all eventuell påverkad biota i området. Konsekvensen för bottenfauna på grund av förhöjd sedimentkoncentration till följd av muddring och dumpning bedöms som försumbar.



Figur 10-11 Totalt antal dagar av simulerad period då sedimentkoncentrationen överstiger 100 mg/l. Färgskalan visar både på varaktigheten i dygn under den simulerade perioden samt i procentuell andel av simulerad tid.

Ytterligare en påverkansfaktor är spridning av sedimentbundna miljögifter i samband med grumling. Utifrån utförda undersökningar av sedimenten är bedömningen att det är en mindre del av sedimenten som har föroreningshalter (antracen och tributyltenn) som överskrider gränsvärdena i HVMFS 2019:25 samt de norska effektbaserade riktvärdena. Spridningen och varaktigheten av grumlingen av dessa sediment bedöms som begränsad. Bottenfaunan utsätts redan nu för de miljögifter som finns i sedimentet och det är endast en liten del av miljögifterna i de suspenderade sedimenten som frigörs till vattenmassan. Sedimentspridningen bedöms dessutom bli relativt kortvarig och begränsad i utbredning. Pålagringen inom större delen av området är mellan 1–5 mm, se Figur 6-10 och Figur 6-11. Innehållet i från muddringen tillkommande sediment kommer således att få en underordnad betydelse. För utökad resonemang se bilaga A – Recipientutredning - miljö kvalitetsnormer. Bottenfaunan bedöms inte påverkas nämnvärt av de halter av ämnen som kan komma att frigöras.

Marin mobil bottenfauna har visat sig motståndskraftig mot övertäckning av sediment om cirka 10 cm, detta eftersom djuren kan gräva sig uppåt (Hammar et al., 2009). Förutom vid dumpningsplatsen är det en mycket liten area närmast bolagets hamn som förväntas få en pålagring av 10 cm eller mer (se figurer i bilaga C samt Figur 6-10 och Figur 6-11).

Med stöd av resonemangen ovan samt att påverkan av grumling och pålagring sker i ett mycket begränsat område och med temporär karaktär bedöms påverkan på bottenfaunan som liten med försumbara konsekvenser.

#### Buller

Det högtintensiva ljudet från muddring av sediment samt pålning vid anläggandet av pir skulle kunna påverka bottenlevande ryggradslösa djur (evertebrater). Få studier har genomförts och påverkan skiljer sig signifikant mellan artgrupper och typer av buller.



Påverkan av buller på marina evertetrater är ett relativt outforskat område (Hawkins m.fl. 2021). Evertetrater omfattar många olika djurgrupper och generaliseringar kring effekter av buller behöver göras med varsamhet. Även inom en och samma klass av djur, till exempel kräftdjur, har stora skillnader vad gäller tolerans för buller och lågfrekventa ljud observerats, från att inga effekter har noterats till att ökad dödlighet, minskad tillväxt eller försämrade reproduktion har påvisats (Lagardere 1982, Moriyasu 2004). De få och i sammanhanget relevanta studier som finns tyder på att höga ljud inte påverkar blåmusslor (Bergström m.fl. 2022).

Vid ansökt verksamhet bedöms en eventuell påverkan av buller på marina evertetrater vara temporär och geografiskt avgränsad, även om vetenskapligt underlag till stor del saknas. Inga effekter på populationsnivå bedöms uppstå.

Sammantaget bedöms konsekvensen av bullret från muddring och pålning för marina evertetrater som liten negativ för marina evertetrater generellt och som försumbar för blåmusslor.

Med skyddsåtgärder, som till exempel dubbel bubbeldardin, är det möjligt att ytterligare minska konsekvensen för marina evertetrater.

#### Kylvatten - Ångturbin

I bilaga B presenteras resultaten från den hydrodynamiska spridningsberäkningen avseende kylvattenutsläpp från ansökt verksamhet. Genomförd modellering visar att vid ytan, under sommaren förväntas den högsta faktiska medeltemperaturen som mest uppnå cirka 19 °C inom ett litet område nära utsläppspunkten vid ansökt verksamhet med kylvattenutsläpp från ångturbinen (Figur 10-6).

På botten, där faunan förekommer, syns ett mycket begränsat område med övertemperaturer upp 1 °C under sommaren och 1,5 °C under vintern (Figur 10-7).

Tabell 10-1 visar de förekommande arterna i undersökningsområdet för ansökt verksamhet (närmast kylvattenutloppet) med känd temperaturpreferens eller övre gräns för letal temperatur. Ingen modellerad faktisk medeltemperatur vid ansökt verksamhet förväntas överstiga 25 °C som är den lägsta övre letala temperaturgränsen för den mest känsliga arten, blåmussla (Tabell 10-1).

Då medeltemperaturen i vattnet som mest beräknas bli cirka 25 °C vid ytan precis vid utloppspunkten förväntas ingen av arterna med känd temperaturkänslighet påverkas negativt då samtliga arter har högre letal temperaturkänslighet (Tabell 10-1). Undantaget är blåmussla vars lägsta letala temperaturkänslighet är 25 °C. Redan efter cirka 5 m från utloppet har temperaturen sjunkit till cirka 21 °C vilket antyder en ytterst lokal påverkan på eventuellt förekommande blåmussla vid utloppet. Kylvattenutsläppet från ångturbinen vid ansökt verksamhet bedöms ha ingen/försumbar konsekvens på bottenfauna.

Tabell 10-1. Förekommande arter i Sliteviken (närmast kylvattenutsläppet) med preferenstemperaturer eller övre gräns för letaltemperatur. Förekomsten av arter är hämtad från bilaga G. Temperaturkänsligheten är hämtad från litteratursammanställningen i Ehlin et al. (2012).

Grupp	Art svenska	Art latin	Antal	Preferens T (°C)	Övre letal T (°C)
Bivalvia, musslor	Östersjömussla	<i>Macoma balthica</i>	476	0–15	30–31
Bivalvia, musslor	Blåmussla	<i>Mytilus spp.</i>	153	-	25–29
Crustacea, kräftdjur	Slammärla	<i>Corophium volutator</i>	193	15–20	37,5
Crustacea, kräftdjur	Märla	<i>Gammarus sp.</i>	33	-	36–39
Crustacea, kräftdjur	Pungräka	<i>Mysidae</i>	1	5–9	-
Gastropoda, snäckor	Nyzeeländsk tusensnäcka	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	5	-	28

### *Kylvatten – Pir mitten*

Genomförd modellering vid ytan och under sommaren visar att den högsta faktiska medeltemperaturen som mest uppnå cirka 18 °C inom ett litet område i diffusorns strömriktning (Figur 10-6). På botten, där faunan förekommer, syns ett mycket begränsat område med övertemperaturer upp 1 °C under sommaren och vintern (Figur 10-9).

Med liknande resonemang och argument som för utsläppet av kylvatten från ångturbinen bedöms kylvattenutsläppet via diffusorn leda till ingen/försumbar konsekvens på bottenfauna.

### *Förändrade strömningsmönster*

Vid kylvattenutsläpp via diffusor utgår vattnet med en begynnelsehastighet på 4 m/s. Redan efter någon meter har strömhastigheten bromsats till 40 cm/s. På ett avstånd av 200 meter från diffusorn sjunker hastigheten till mellan 10 och 20 cm/s, vilket är en liten ökning med cirka (5 – 15 cm/s) jämfört med områdets normala strömhastigheter. Jämfört med bottenflora som exempelvis ålgräs har bottenfauna och infauna möjligheten att flytta sig i de fall organismerna inte trivs i den ström som mycket lokalt uppstår (Figur 10-10). På grund av denna mobilitet bedöms bottenfauna som betydligt mer resistent mot förändrade strömningsmönster än ålgräs. Förändrade strömningsmönster till följd av kylvattenutsläpp via diffusor bedöms ha försumbar konsekvens på bottenfauna.

### *Sammanfattande bedömning av bottenfauna och infauna*

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra försumbara till små negativa konsekvenser för bottenfauna och infauna med god möjlighet till återkolonisering. I nollalternativet och nuläget sker emellertid ingen fysisk inverkan på botten varför konsekvenserna av grumling och sedimentpålagring helt uteblir. Avseende kylvatten bedöms nollalternativet och nuläget inte påverka vare sig bottenfauna eller infauna i någon stor utsträckning, konsekvenserna bedöms som försumbara.

## 10.3 Identifierade marina habitat

Inom det undersökta området förekommer ett antal olika habitat som klassificerats enligt Natura 2000 systemet, se Figur 10-12. Nedan beskrivs konsekvenserna på respektive habitat av ansökt verksamhet.

### *Muddring*

Inom muddringsområdet förekommer i huvudsak sublittorala sandbankar (i huvudsak utan vegetation men även med exempelvis ålgräs och markoalger). Som hotbild för bevarandestatusen av sublittorala sandbankar anges bland annat muddringsverksamheter som påverkar ålgräsängar och dess artsammansättning. Området för ansökt verksamhet är sedan tidigare påverkat av muddring och vid naturvärdesinventeringen framkommer det att befintlig ålgräsäng har återhämtat sig, förutom direkt i farleden. Med anledning av detta bedöms den ansökta verksamheten generera temporär påverkan på förekommande sublittorala sandbankar.

Inom området som ska muddras har ett biogent rev noterats precis i utkanten av muddringsområdet, Figur 10-12. Biogena rev byggs framför allt upp av musslor. Muddringen kan medföra att revet fysiskt tas bort. Det förekommer dock fler biogena rev inom det undersökta området, men utanför det område som ska muddras. De livsmiljöer som är knutna till biogena rev kommer således fortsatt förekomma inom området och den del som kan komma att påverkas av muddringen är förhållandevis liten.

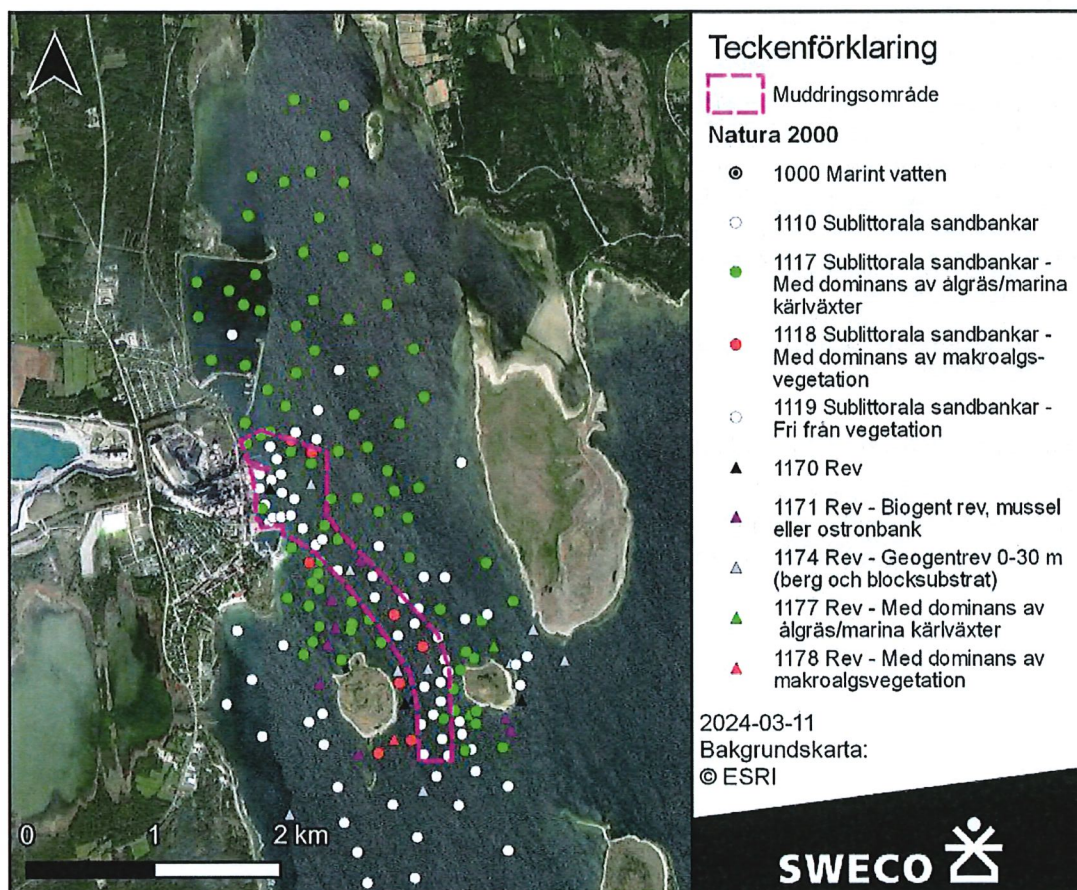
Konsekvenserna för habitaterna bedöms som liten negativ.

### Grumling/pålagring

En förutsättning för bevarande av sublitorala sandbankar är att sedimentationen bör vara mycket begränsad, detta eftersom klart vatten gynnar till exempel ålgräs, makroalger och filtrerande djurarter. Den ansökta verksamheten innebär en ökning av suspenderade partiklar i vattenmiljön. Dock bedöms konsekvenserna för förekommande sublitorala sandbankar som små då den ökade grumlingen är temporär, se resonemang i avsnitt 10.1.

### Buller

De förekommande habitatet bedöms inte bli direkt påverkade av buller. Däremot kan livsmiljön, som habitatet ger förutsättningar för, bli påverkat av buller. Se specifika bedömningar för marint djurliv i avsnitt 11 (exklusive fåglar som utreds i separat bilaga).



Figur 10-12 Identifierade Natura 2000-habitat vid naturvärdesinventeringen genomförd 2023 tillsammans med ansökt muddringsområde.

### Kylvatten - Ångturbin

Den hydrodynamiska modelleringen för kylvattenutsläpp vid ångturbinen påvisar en förändring i temperatur i ett mindre geografiskt område, vilket överlappar förekomsten av sublitorala sandbankar. En förutsättning för bevarande av habitatet är att vattenkvaliteten ska vara god och antropogen belastning i form av utsläpp av övergödande näringsämnen ska vara försumbar.

Då medeltemperaturen i vattnet som mest beräknas bli cirka 25 °C precis vid utloppspunkten förväntas ingen av de arterna med känd temperaturkänslighet påverkas negativt då samtliga arter

har högre letal temperaturkänslighet. Undantaget är blåmussla vars lägsta letala temperaturkänslighet är 25 °C. Kylvattenutsläppet från ansökt verksamhet bedöms ha mycket liten påverkan på identifierade marina habitat såsom sublitorala sandbankar varvid konsekvensen bedöms som försumbar.

#### *Kylvatten – Pir mitten*

Vid modellering av kylvattenutsläpp från diffusor noteras en mycket liten förändring i de faktiska temperaturerna i recipienten, cirka 0,5 - 1 °C (Figur 10-13). Det framgår av resultaten att värmeavgången är mycket effektiv när utsläppen sker från diffusorn, vilket förklaras dels av att utsläppet fördelas på 10 separata utsläppspunkter, dels av att utsläppshastigheten initialt är mycket hög. Utsläppet från diffusorn har samma temperaturökning jämfört med intaget som nuläget och scenario för ångturbinen. Kylvattenutsläppets temperaturpåverkan från ansökt verksamhet bedöms ha mycket liten påverkan på marina habitat såsom sublitorala sandbankar med försumbara konsekvenser.

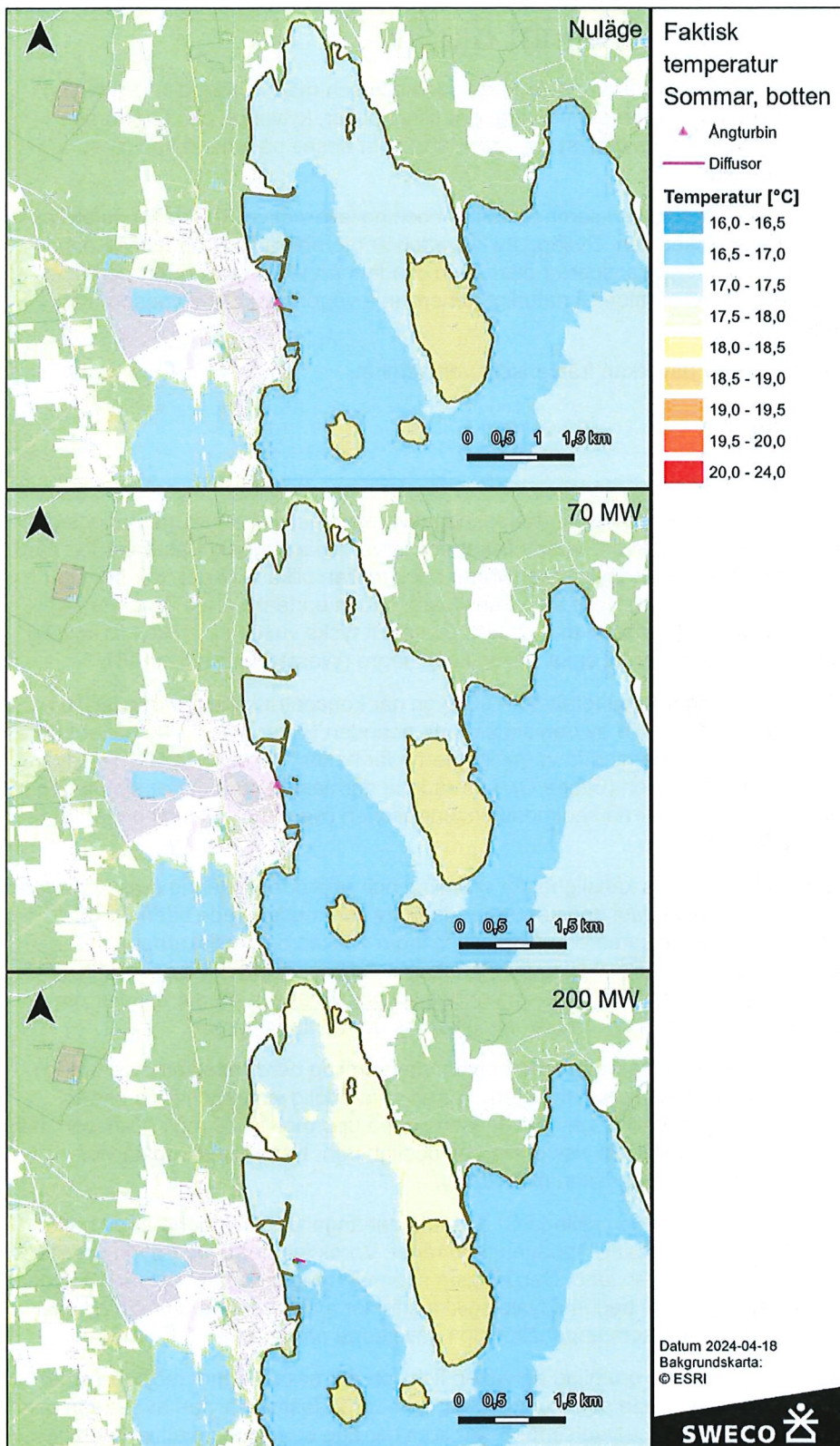
#### *Förändrade strömningsmönster*

Eftersom diffusorn anläggs för att erhålla en snabb omblandning av kylvattenutsläppet har utsläppet en hög hastighet ut i nordostgående riktning (4 m/s). Det innebär att det naturliga strömningsmönstret kan bli påverkat både genom förändrad hastighet och riktning. Enligt analysen i 10.1 gällande påverkan på ålgräs visas att ålgräs är toleranta mot höga strömhastigheter. Ansökt kylvattenutsläpp med diffusor bedöms därmed ha en liten påverkan på befintligt ålgräsbestånd. Därmed bedöms även konsekvensen för förekommande sublitorala sandbankar bestående av ålgräs som liten negativ.

Den sammantagna bedömningen av kylvattenutsläpp från diffusorn är små negativa konsekvenser för marina habitat.

#### *Sammanfattande bedömning av identifierade marina habitat*

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra försumbara till små negativa konsekvenser för identifierade marina habitat. I nollalternativet och nuläget sker ingen fysisk inverkan på botten varför konsekvenserna av grumling och sedimentpålagring helt uteblir.



Figur 10-13 Faktiskt temperatur vid botten för sommarsimuleringarna. Källa: bilaga B

## 11 Påverkansanalys marint djurliv

Påverkansanalysen av marint djurliv är uppdelad i fiskssamhälle och marina däggdjur. Påverkan bedöms baserat på påverkansfaktorerna muddring, grumling, buller, kylvatten och förändrade strömningsmönster. Bedömning görs endast för de faktorer som anses påverka respektive undergrupp av det marina djurlivet.

Vad gäller skillnaden mellan ansökt verksamhet, nuläget och nollalternativet kan det konstateras att för marint djurliv är den mycket liten. Utsläpp av kylvatten är oförändrad mellan nuläge och nollalternativ men mängden fartygstransporter ökar. Den ökade mängden transporter medför en mindre ökning i vågenergi men i relation till naturligt genererade vågor blir konsekvenserna för stränder och botten försumbar.

Nedan följer en beskrivning av påverkan från ansökt verksamhet.

### 11.1 Fisksamhälle

#### *Muddring och grumling*

Grumling kan påverka fiskars beteende och fysiologi negativt, exempelvis genom igentäppning av membran och minskad andningsfunktion. Vuxna fiskar och larver avlägsnar sig från områden med hög grumling (Karlsson m.fl. 2020). Känsligheten varierar dock mellan olika fiskarter, där sillfiskar (i aktuellt område; sill, skarpsill, staksill) tycks vara känsligast medan bottenlevande fiskar generellt tål högre nivåer än pelagisk fisk (Karlsson m.fl. 2020). Generellt tycks vuxen sill, vilken är känslig för grumling, undvika grumlingshalter på cirka 10 mg/l och högre (Westerberg m.fl. 1996).

I hela Sliteviken visar simuleringarna på totalt 30 – 90 dygn där koncentrationen överstiger 10 mg/l, vilket motsvarar cirka 9 % – 26 % av den simulerade perioden (Figur 11-1). Vad gäller större delen av Sliteviken är de sammanhängande varaktigheterna för halter >10 mg/l endast 1–7 dygn och som mest runt 58 dygn nära kajen (Bilaga C). I områdena närmast hamnen visar simuleringen på mellan 90 – 180 samt >180 dagar då sedimentkoncentrationen överstiger 10 mg/l under 26 % - 52 % av den modellerade tiden.

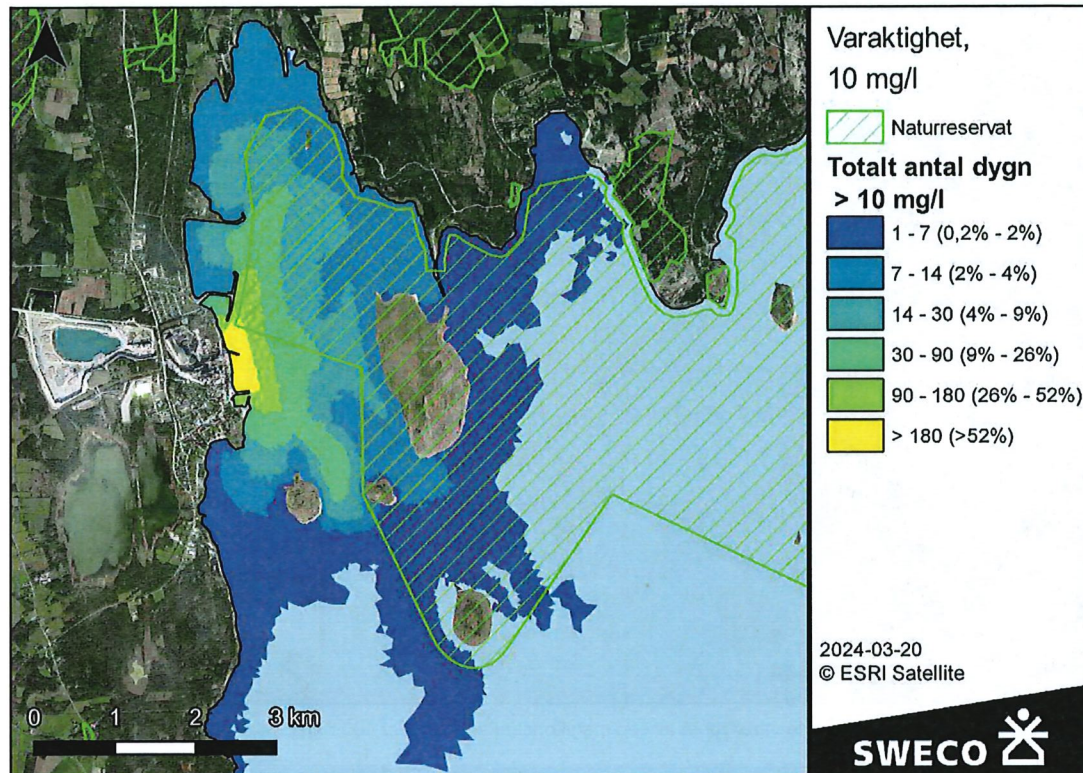
Baserat på förekommande fiskarters känslighet för grumling och utförd modellering dras slutsatsen att grumlingshalter av betydelse endast uppstår under delar av den modellerade tiden (vilket bedöms vara den tid som muddringsarbetena pågår) och inom en liten del av fiskarnas utbredningsområde. Perioder av habitatförlust, för att fiskarna lämnar ett påverkat område med störning av fisklek som följd, bedöms medföra små negativa konsekvenser, då det handlar om kortare tidsperioder och endast inom en liten del av fiskarnas utbredningsområde.

I de fall fisk trots allt stannar kvar i områden med betydande grumling beror effekten av grumling främst på halterna i kombination med varaktigheten. För att vara dödlig vid exponering under kortare tid än 14 dagar krävs generellt höga grumlingsnivåer på upp mot 1 000 mg/l (Karlsson m.fl. 2020). Fysiologiska effekter, inklusive en viss ökning av dödligheten, tycks börja uppstå vid grumling >100 mg/l i över 2 veckor (Karlsson m.fl. 2020).

Enligt sedimentsprijningsmodelleringen (Bilaga C) är sammanhängande varaktigheter av halter >100 mg/l på mer än 1 dygn begränsat till muddringsområdet. Varaktigheter över 7 dygn uppstår i ett begränsat område inom 200 m från land. Den längsta sammanhängande perioden är 13 dygn lång, se Figur 11-2. Baserat på ovan bedöms fysiologiska effekter av betydande omfattning eller ökad dödlighet inte uppstå hos fisk som uppehåller sig i påverkade områden.

Fisklarver är generellt känsligare för grumling än vuxen fisk och har också sämre möjligheter att lämna sedimentplymer. Suspenderade sedimentpartiklar kan också fastna på ytan av fiskägg och tynga ner dem. Detta är av särskild betydelse för fiskar som har ägg som flyter i vattnet (pelagiska ägg), eftersom den ökade vikten som suspenderade partiklar tillför kan medföra att äggen sjunker

ned till havsbotten eller till djup med ogynnsamma förhållanden. Liksom för vuxen fisk bedöms dock ägg och larver från de flesta arter tåla 100 mg/l under två veckor (Karlsson m.fl. 2020).



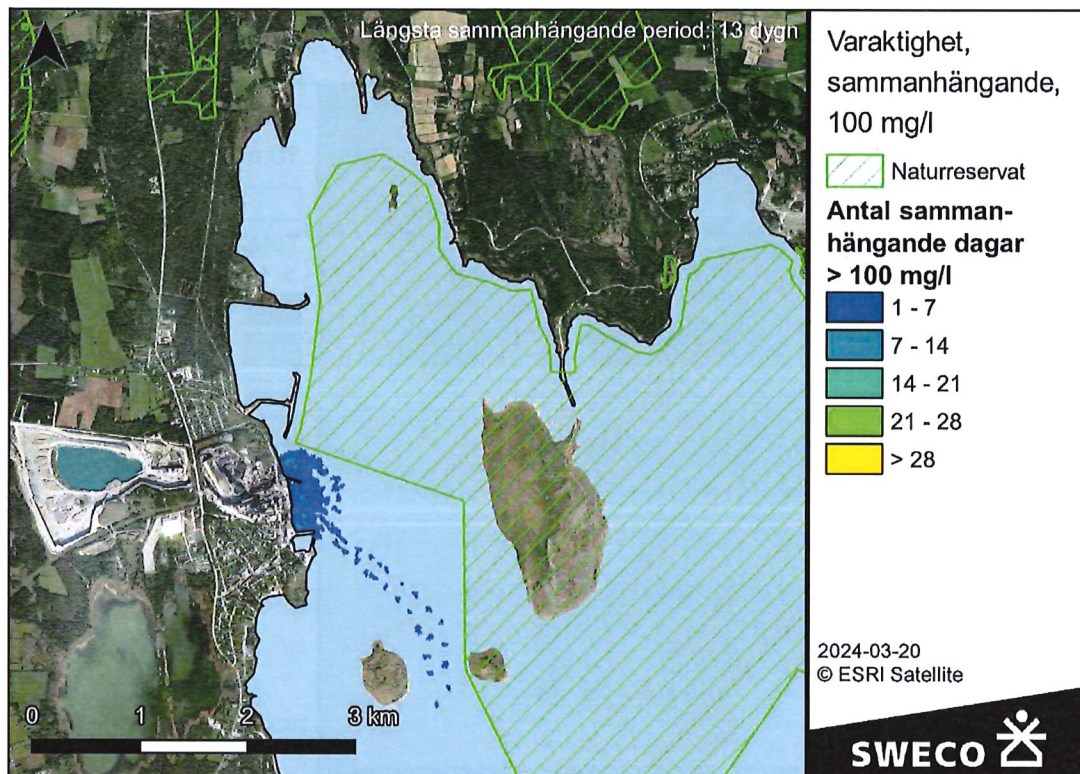
Figur 11-1 Totalt antal dagar av simulerad period då sedimentkoncentrationen överstiger 10 mg/l. Färgskalan visar både varaktigheten i dygn under den simulerade perioden samt i procentuell andel av simulerad tid. Källa: bilaga C.

Fysiologiska effekter av grumling, inklusive ökad dödlighet, av betydelse bedöms inte uppstå för fisk, larver och ägg.

Sedimentpålagring kan övertäcka och minska överlevanden för fiskägg på botten. I större delen av det påverkade området beräknas den maximala sedimentpålagringen endast vara 0,1–0,5 cm (Figur 6-10), med återkommande resuspension till vattenmassan. Den högre maximala pålagringen beräknas ske endast i begränsade områden, främst i hamnens närområde och i fartygsrännan.

Ytterligare en påverkansfaktor är spridning av sedimentbundna miljögifter i samband med grumling. Utifrån utförda undersökningar av sedimenten är bedömningen att det är en mindre del av sedimenten som har föroreningshalter (antracen och tributyltenn) som överskrider miljökvalitetsnormerna och de norska effektbaserade riktvärdena. Spridningen och varaktigheten av grumlingen av dessa sediment bedöms som begränsad och det är endast en liten del av miljögifterna i de suspenderade sedimenten som frigörs till vattenmassan. Sedimentspridningen bedöms dessutom bli relativt kortvarig och begränsad i utbredning. Fisk bedöms inte påverkas nämnvärt av de halter som kan komma att frigöras. Se vidare i 10.2 och Bilaga A – Recipientutredning - miljökvalitetsnormer.

Sammantaget bedöms konsekvenserna av grumling och sedimentpålagring för fisk vid ansökt verksamhet som försumbara på populationsnivå.



Figur 11-2 Längst sammanhängande varaktighet av sedimentkoncentrationer över 100 mg/l. Källa: bilaga C.

### Buller

Hörselspannet varierar stort mellan fiskarter men för de flesta fiskar ligger det mellan 10 Hz och 1000 Hz (Kasumyan, 2005). Fiskar med simblåsa, och särskilt de arter där simblåsan är inblandad i ljuduppfattningen (exempelvis sillartade fiskar) är känsligast för ljud.

Undervattensbuller kan orsaka fysisk skada, och i värsta fall död, samt permanent (PTS) eller tillfällig hörselnedsättning (TTS) hos fisk. Det kan också ge upphov till beteendeförändringar, såsom undvikande av det påverkade området, och störning av lek och födosök. Buller kan också hindra fiskarna att höra andra ljud i sin omgivning, eller ge upphov till stress (Gilham & Baker 1985).

Fiskägg, och även larver i viss grad, tycks vara relativt tåliga mot undervattenbuller (Booman m.fl. 1996, Kolden & Aimone-Martin 2013, Bolle m.fl. 2016), även om höga impulsiva ljud kan orsaka skador på ägg på korta avstånd (till exempel Hasting och Popper 2005).

De flesta fiskarterna som kan förekomma inom det påverkade området har simblåsa. Sillfiskarna strömming, skarpsill och staksill är särskilt känsliga för ljudtryck (exempelvis Andersson 2016). Plattfiskarna (Östersjöflundra, skrubbskädda, sandskädda, piggvar), simporna (rötsimpa, oxsimpa), samt tånglake, saknar simblåsa och är därmed betydligt mindre känsliga.

Enligt ljudutbredningsmodelleringen (bilaga D) kan pålning, både vinter- och sommartid, påverka fisk och fisklarver. Påverkan är bedömd baserad på tröskelvärden som är fastställda utifrån den senaste vetenskapliga litteraturen och accepterade gränsvärden, för mer ingående beskrivning hänvisas till Bilaga D.

Avståndet för påverkan sommartid ligger på mellan 210–570 m, medan ljudet sprids längre vintertid, då påverkan kan ske på mellan 350–830 m. Befinner sig fisk och fisklarver på mycket nära avstånd vid pålning, 5–35 m, finns det risk för dödlig skada. Genom att använda



bullerreducerande system som dubbel bubbelgardin vid pålning försvinner de ljudnivåer som påverkar fisk, förutom fisklarver som befinner sig inom 5 m där risk för dödlig utgång fortsatt föreligger. Se Tabell 11-1 för sammanställning av aktiviteter och deras ljudutbredning samt Figur 11-3 för bullerlinje baserat på pålningsområde vid Norra piren. Observera att bullerlinjen är konservativ då den inte tar hänsyn till exempelvis hur ljudet bryts/förändras vid påträffande av eventuella bankar på botten. Betydelsen av ansökt verksamhets upphov till undervattensbuller bedöms som försumbar med obetydliga konsekvenser på populationsnivå vid användande av dubbel bubbelgardin.

Används inte dubbel bubbelgardin kan fisk som befinner sig inom 570 m sommartid och 830 m vintertid bli påverkade med kort- eller långvarig förändring i hörselkänslighet vilket kan påverka individens livsduglighet (fitness). Inom det undersökta området bedöms 39 arter leka och ytterligare tre arter tros lekvandra genom det, området är även särskilt gynnsamt för arter som kräver vegetation för lek eftersom området domineras av ålgräs och borstnate. En försämring av fitness hos fisken innebär en försämring av fiskelek och rekrytering. Det går därmed inte att utesluta lokala negativa konsekvenser för fisksamhället, dock handlar det om små negativa konsekvenser på populationsnivå då den ökade ljudnivån sker under anläggningsfas men inte under driftfas,

Tabell 11-1 Sammanfattning av analyserade aktiviteter utan skyddsåtgärd samt pålning med dubbel bubbelgardin och deras respektive maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (PTS, TTS och beteendeförändring), för fisk och fisklarver, över alla årstider (modifierad efter tabeller i Bilaga D)

Aktivitet	Årsperiod	TTS	Dödlig skada
Pålning	Sommar	210 - 570 m	5 - 30 m
	Vinter	350 - 830 m	5 - 35 m
Pålning + DBBC	Sommar	N/A - 0 m	0 - 5 m
	Vinter	N/A - 0 m	0 - 5 m
Grävning / Grävskopa	Helår	N/A - 0 m	N/A - 0 m
TSHD	Helår	N/A - 0 m	N/A - 0 m
Fartygstrafik	Helår	N/A - 0 m	N/A - 0 m



Figur 11-3 Översiktskarta med muddringsområde och linje som indikerar beteendeförändring (dödlig skada) hos fisk vid pålning med dubbel bubbelgardin. Observera att figuren är en förenkling av den fördjupade utredningen av undervattensbuller.

### Kylvatten - Ångturbin

Fiskar har olika föredragna spann av vattentemperaturer för att optimera födotillgång, ämnesomsättning och tillväxt. Marina arter som torsk och strömming, vilka kan förekomma i området, föredrar generellt kalla vatten. Juvenila plattfiskar som växer upp i kustområden kan missgynnas av förhöjda temperaturer, medan vuxna plattfiskar i stället tycks kunna gynnas (HELCOM 2018).

Temperaturer utanför fiskarters fysiologiska gränser kan utesluta fisken från områden (HELCOM, 2018) eller påverka födointag och lek. Torsk förekommer exempelvis i vatten med temperaturer på  $-1-19\text{ }^{\circ}\text{C}$ , med en medeltemperatur på  $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Torskens temperaturoptimum har föreslagits vara  $8-15\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Righton m.fl. 2010). Sill tycks undvika och äter inte i temperaturer under  $1-2\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Volkenandt m.fl. 2015, Arula m.fl. 2019). I Östersjön leker sillen vid temperaturer mellan  $4$  och  $16\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Saskov m.fl. 2014).

Tidvis kan fisk visa undvikande beteende i närområdet kring kylvattenutsläpp. Fiskar kan också lockas till kylvattenutsläpp i stråvan efter optimi- och preferenstemperaturer. Fiskars tillväxthastighet kan öka genom den högre temperaturen (Ehlin m.fl. 2009).

Tidpunkten för lek kan tidigareläggas på grund av höjda temperaturer (Ehlin m.fl. 2009), vilket kan påverka överlevnaden hos larver och juvenil fisk om det leder till förändrade förhållanden vad gäller exempelvis födotillgång och predation, vid tiden för kläckning (till exempel Rivinoja, 2007).

Även utvecklingen av ägg och larver påverkas av temperaturen. I vilken grad beror även på andra omgivningsfaktorer och varierar mellan arter. Exempelvis kan det i svenska vatten ta 17 dagar för sillägg att utvecklas i 7,5 °C medan det kan ta 6–8 dagar i vattentemperaturer på 14–19 °C (Fiskbasen 2023). Vid experiment på skarpsillsägg och larver från Östersjön kläcktes inte äggen vid temperaturer över cirka 15 °C (Petereit, 2009). Vid temperaturer under 3,4 °C minskade överlevnaden efter kläckning. Larvutvecklingen tog hälften så lång tid vid 10 °C jämfört med vid 3,8 °C. En förkortad tid för äggutveckling kan ge mindre larver vid kläckning, men förhöjda temperaturer kan också leda till större larver (Pepin m.fl. 1997). Storleken på larverna påverkar överlevnaden, särskilt vid dåliga födoförhållanden och predatornärväro (Millet m.fl., 1988, Rivinoja, 1997).

Som vägledning vad gäller magnituden av temperaturökningarna i det aktuella fallet kan förordningen (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk och musselvatten nämnas, även om förordningen inte gäller i förekommande vattenförekomster. För fiskvatten (med undantag för laxfiskvatten) får temperaturen inte vara mer än 3 °C över det normala och inte överstiga 28 °C. Detta gäller utanför blandningszonens gräns, vilket innebär att innanför denna gräns kan temperaturen vara högre om inga skadliga konsekvenser sker på fiskpopulationen. Temperaturen får överskridas 2 % av tiden som utsläppet sker samt vid exceptionell väderlek.

Övertemperaturen visar skillnaden i medeltemperatur mellan den simulerade perioden för den ansökta verksamheten jämfört med nuläget. Beräknade maximala övertemperaturer vid ytan är högre under vintern än under sommaren, med upp till 8 °C på vintern och 5–6 °C på sommaren (Figur 6-1).

Övertemperaturerna vid botten är i medel mycket små. I småbåtshamnen är övertemperaturen ungefär 0,5–1 °C under sommarperioden och 1–2 °C under vinterperioden (Figur 10-7). Precis vid utsläppspunkten går det inte, sommarperioden botten, att se någon tydlig skillnad i övertemperatur mellan ansökt verksamhet och nuläget. Under vinterperioden botten uppgår övertemperaturen till 0,5–1 °C.

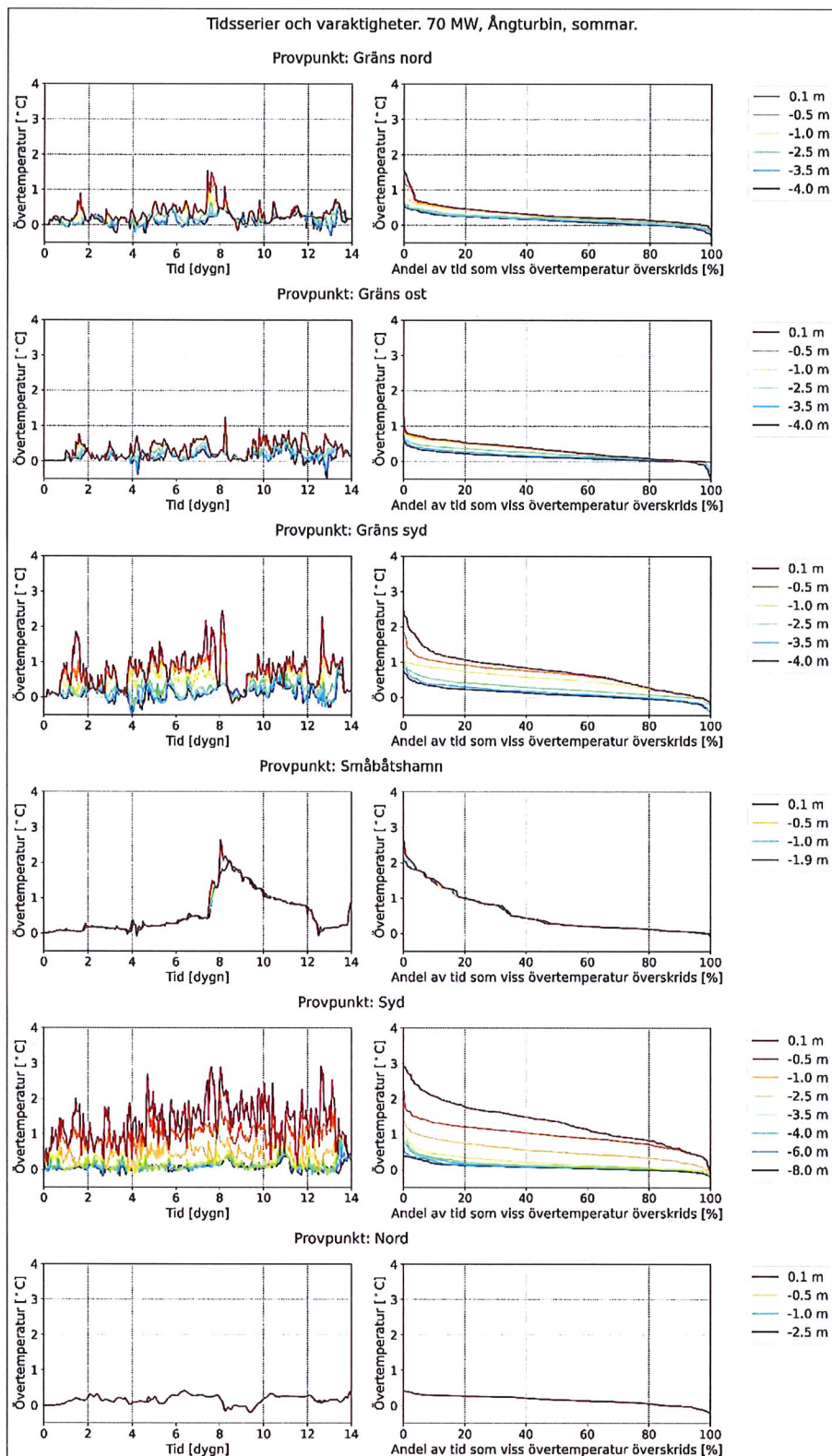
Temperaturskillnaden beräknas för samtliga modellerade scenarier att uppstå inom små till mycket små områden och i utsläppspunktens närhet.

Vid analys av beräknad övertemperatur i recipienten erhålls i flera fall en tydlig skillnad där ytvattnet är påverkat i större utsträckning än djupare vatten (Figur 11-4). Det indikerar att kylvattenutsläppet stannar vid ytan med begränsad vertikal omblandning. Störst övertemperatur syns i punkten Syd, där övertemperaturen som mest uppgår till strax under 3 °C. Tidsserien för denna punkt visar även en tydlig vertikal variation, där övertemperaturen är som högst nära ytan och lägre längre ner i vattenkolumnen. Kylvattenutsläppet kyls således av snabbt.

I förhållande till fiskars spann vad gäller opti- och preferenstemperaturer är temperaturförändringarna som ansökt verksamhet ger upphov till små. Även om det inom ett mindre område kommer att uppstå temperaturer över en del av förekommande fiskarters toleransnivå, framförallt under eventuella värmeböljor sommartid, bedöms konsekvenserna för fisk som försumbara, se Tabell 10-1 och Figur 10-6 och Figur 10-13. Om ett sådant område uppstår undviker fisken området, och då detta område är litet och knutet till utsläppspunkten bedöms inga negativa effekter på lek eller födosök för förekommande arter uppstå.

Eventuell påverkan på ägg- och larvutvecklingen bedöms bli liten med tanke på den ringa temperaturhöjningen som uppstår endast inom begränsade områden.

Sammantaget bedöms konsekvenserna av kylvattenutsläpp från ångturbinen på fiskpopulationen som försumbara.



Figur 11-4 Tidsserier till vänster och varaktighetsdiagram till höger för ansökt verksamhet med kyleffekt på 70 MW med utsläpp vid Ångturbinen analyserat för sommarscenariot.

### Kylvatten – Pir mitten

Vid alternativet med att släppa kylvatten via diffusor observeras en snabb spridning av kylvattnet och inga större skillnader i övertemperatur på olika djup noteras i modellresultaten. Det indikerar att den vertikala omblandningen är hög. Det innebär att kylvattenutsläppets temperaturpåverkan från ansökt verksamhet med kyleffekt på 200 MW bedöms ha försumbar påverkan på förekommande fisksamhälle och därmed generera försumbara konsekvenser.

#### Sammanfattande bedömning av fisksamhället

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra små negativa konsekvenser för fisksamhället med försumbara konsekvenser på populationsnivå. I nollalternativet och nuläget sker emellertid ingen fysisk inverkan på botten varför konsekvenserna kopplade till grumling och sedimentpålagring helt uteblir.

## 11.2 Marina däggdjur

### 11.2.1 Säl (Gråsäl, vikare och knobbsäl)

De påverkansfaktorer, kopplade till arbeten i vatten under ansökt verksamhet, som bedöms kunna påverka säl utgörs av buller och grumling. Indirekta effekter på sälars födotillgång genom att fisk påverkas av buller och grumling kan också uppstå. Påverkan från buller och grumling sker inte för nollalternativet eller nuläget.

#### Grumling

Grumling under muddringsarbeten kan försämra sälarnas jaktförmåga och därmed även orsaka undvikandebeteende (till exempel Todd m.fl. 2015, Hanke & Dehnhardt 2018). Grumling av sådan magnitud som kan orsaka undvikandebeteende bedöms dock endast uppstå lokalt eftersom den största andelen sediment sprider sig norrut mot Vägeumviken och inte vidare ut i skärgården. Påverkansområdet under muddringsperioden är begränsat i tid och effekten av grumling varierar beroende på bottenströmmar och skyddsåtgärder som bubbelgardin.

Konsekvenserna för säl av grumling under muddringsarbeten bedöms som försumbara.

#### Buller

Pålning är det moment som ger högst ljudnivåer och därmed störst påverkansavstånd, se Tabell 11-2. Övriga moment och tekniker ger inget påverkansområde alls, varken avseende permanent (PTS), tillfällig hörselnedsättning (TTS) eller beteendeförändring.

Tabell 11-2. Sammanfattning av analyserade aktiviteter utan skyddsåtgärd samt pålning med dubbel bubbelgardin och deras respektive maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (PTS, TTS och beteendeförändring), för säl, över alla årstider (Från Bilaga D).

Aktivitet	PTS	TTS	Beteendeförändring
Pålning	5 m	510 m	900 m
Pålning + DBBC	0 m	0 m	215 m
Grävning / Grävskopa	0 m	0 m	N/A
TSHD	0 m	0 m	N/A
Fartygstrafik	0 m	0 m	N/A

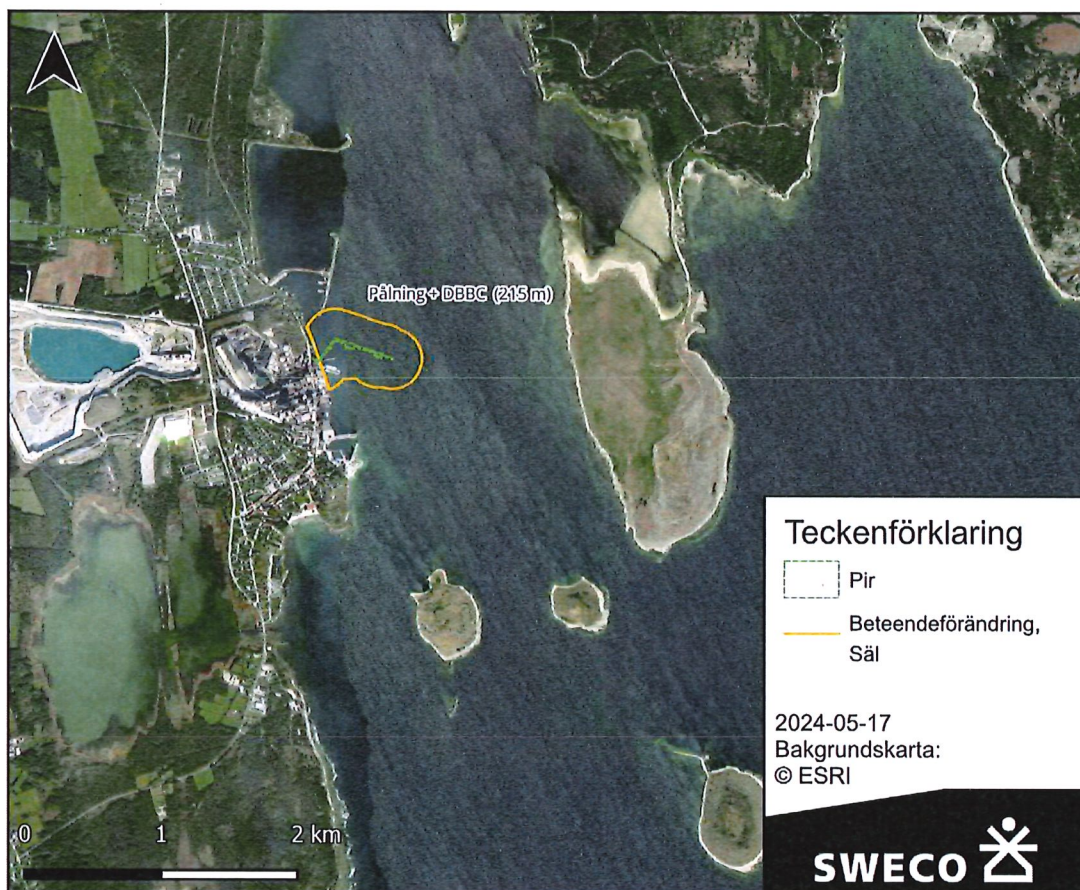
Pålning utan skyddsåtgärder genererar en beteendeförändring hos säl på avstånd av 900 m och TTS på 510 m. Befinner det sig en säl på 5 m avstånd från pålningen förväntas ljudnivåer som ger permanenta skador.

Med dubbel bubbelgardin (DBBC) som skyddsåtgärd vid pålning uppstår ingen risk för permanent (PTS) eller tillfällig hörselnedsättning (TTS) hos säl under något moment i ansökt verksamhet. Beteendepåverkan beräknas kunna uppstå inom 215 m vid pålning även om dubbel bubbelgardin används, Figur 11-5, Tabell 11-2.

Ingen tröskel för beteendepåverkan har fastställts för kontinuerliga bullerkällor, i detta fall muddring, grävning och fartygstrafik, varför inga påverkansavstånd anges för dessa.

Säljar förväntas undvika området inom vilket buller orsakar beteendeförändringar.

Sporadisk förekomst av enstaka födosökande knobbsälar och vikare kan inte uteslutas. Dessa arter använder inte området utanför Slite för parning eller kutning och högst sannolikt ej heller för pälsbyte. Regelbunden förekomst av gråsäl inom området som påverkas av buller är sannolik, då ett antal tillhåll, det vill säga platser som periodvis är viktiga, för gråsäl finns längs nordöstra Gotland. Det närmaste identifierade tillhålet för gråsäl, ligger med stort avstånd från verksamheten (nummer 3 i Figur 9-8). Buller från pålningen påverkar inte detta område, men störning från de kontinuerliga ljuden under muddring och grävning kan inte uteslutas. Under perioden 2012–2020 observerades dock endast en säl vid tillhålet.



Figur 11-5 Översiktsskarta med muddringsområde och linjer som indikerar beteendeförändring hos säl vid pålning med dubbel bubbelgardin. Observera att figuren är en förenkling av den fördjupade utredningen av undervattensbuller.

Undvikande av området under pålningsarbetena innebär en habitatförlust, dock inom ett mycket litet område (Figur 11-5). Undvikande på större avstånd kan inte uteslutas vid grävning, som orsakar icke-impulsivt buller eftersom ingen definition av påverkansavstånd finns för den typen av

ljud. Sälar rör sig över relativt stora områden till havs för att födosöka (exempelvis Dietz m.fl. 2003). Det påverkade området bedöms inte vara av särskild vikt för gråsäl, knobbsäl eller vikare. Vidare så kommer de att kunna nyttja området mellan arbetena, då säl har visats återkomma till ett påverkat område mycket kort efter att även kraftiga bullerstörningar har upphört (Edrén m.fl. 2010, Russel m.fl. 2016).

Vad gäller påverkan på sälars födotillgång på längre sikt bedöms konsekvenserna för fisk av grumling och buller vara försumbara (se avsnitt 11.1).

Konsekvenserna för säl av undervattensbuller från pålning, muddring, fyllning och grävning i samband med ansökt verksamhet bedöms som försumbara vid användande av dubbel bubbelgardin. Om inte dubbel bubbelgardin används blir det beräknade påverkansavståndet för beteendeförändring 900 m.

### 11.2.2 Östersjötumlare

De faktorer, kopplade till arbeten i vatten vid ansökt verksamhet, som bedöms kunna påverka Östersjötumlare utgörs av buller. Indirekta effekter på tumlares födotillgång genom att fisk påverkas bedöms som försumbara, baserat på redovisningen av påverkan på fisksamhället i avsnitt 11.1.

Enligt ljudutbredningsmodelleringen kan muddring med TSHD (*Trailing Suction Hopper Dredging*) medföra beteendepåverkan på tumlare inom en radie av drygt 10 km, vilket sträcker sig in i det område som är viktigt för tumlare under perioden februari–april, Tabell 11-3. TSHD är dock inte en av de muddringsmetoder som redovisas i Heidelberg Materials tekniska beskrivning. Bedömningarna i föreliggande utredning utgår ifrån att metoden inte används. För arbeten med muddring och grävning är motsvarande avstånd 1,1 km. Den beteendepåverkan som kan uppkomma för tumlare som befinner sig inom området, är att dessa individer tillfälligt förflyttar sig från ljudutbredningsområdet, alternativt håller avstånd under den tid som arbetena pågår. Observera att det i nuläget inte finns någon information som tyder på att tumlare skulle förekomma så långt in i Sliteviken.

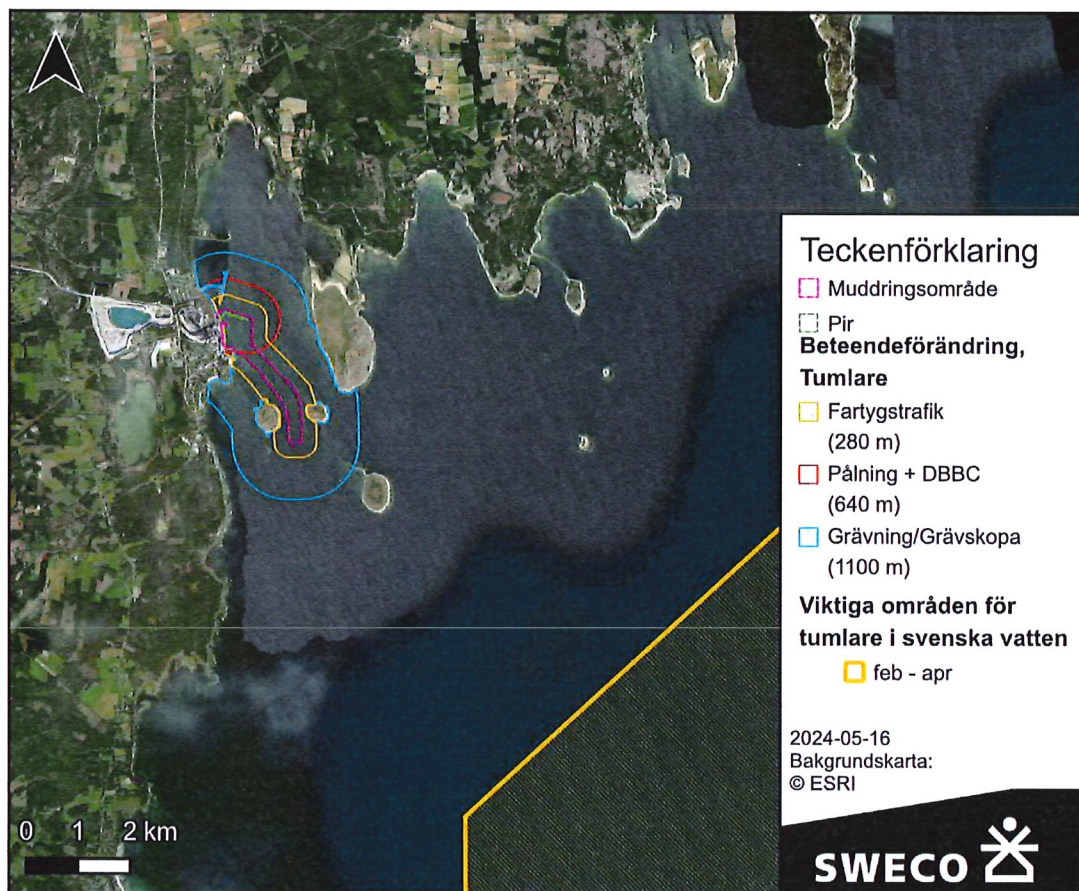
Tabell 11-3 Sammanfattning av analyserade aktiviteter utan skyddsåtgärd samt pålning med dubbel bubbelgardin och deras respektive maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (PTS, TTS och beteendeförändring), för tumlare, över alla årstider (Modifierat efter Bilaga D).

Aktivitet	PTS	TTS	Beteendeförändring
Pålning	5 m	95 m	2 km
Pålning + DBBC	0 m	5 m	640 m
Grävning / Grävskopa	0 m	0 m	1,1 km
Muddring (TSHD)	0 m	180 m	10,2 km
Fartygstrafik	0 m	0 m	280 m

Utöver TSHD är det pålning som medför störst risk för påverkan på tumlare. Det beräknade avståndet för beteendepåverkan från pålning är 2 km men reduceras till 640 m om pålning sker med dubbel bubbelgardin. Dubbel bubbelgardin kommer att användas vid pålning, se även 11.1 och 11.2.1.

Det beräknas inte finnas risk för permanent hörselnedsättning hos tumlare under något moment i ansökt verksamhet. Tröskelvärdet för tillfällig hörselnedsättning beräknas kunna överskridas endast i ljudkällans absoluta närhet vid pålning. Tumlare förväntas inte förekomma inom dessa avstånd från verksamheten. Farleden in till Slite hamn och bolagets hamn är väl trafikerad och fartygsljud har beräknats ge beteendeförändringar inom 280 m från källan (Tabell 11-3). Tumlare beskrivs oftast som skygga och det är därför inte troligt att de förekommer inne i Vägumeviken.

Den förmodade förekomsten av tumlare inom undersökningsområdet är mycket låg. Tumlare detekterades vid en av stationerna utanför nordöstra Gotland en eller flera gånger under februari månad under de två år (2011–2013) som undersökningar genomfördes inom SAMBAH-projektet (Carlén m.fl. 2018). Vid en modellering, teoretiskt baserad på resultaten från SAMBAH-projektet i sin helhet, angavs ett område utanför Slite som ett viktigt område för tumlare under senvintern och våren (Carlström & Carlén 2016, Figur 11-6). Områdets västra gräns ligger på relativt stort avstånd från muddringverksamheten (cirka 10 km). Vid grävning med grävskopa och vid pålning förväntas ljudutbredningen sträcka sig som längst till ön Majgu, tumlare bedöms därmed kunna passera förbi påverkansområdet fritt vid passage mellan de viktiga områdena i utsjön som visas i Figur 11-6 och Figur 9-10.



Figur 11-6. Översiktsskarta på muddringsområde och uppskattade bullerlinjer för fartygstrafik, pålning + DBBC och grävning med grävskopa. Området är ungefärligt inritat i underlaget. Observera att figuren är en förenkling av den fördjupade utredningen av undervattensbuller och ett konservativt antagande.

Tumlare är mobila arter, som kan tillryggalägga flera mil per dygn (se Carlén 2022 för referenser). Vid ljudutbredningsmodelleringen antogs att eventuella tumlare lämnar området med ökad bullerexponering i en, lågt räknad (Kastelein m.fl., 2018), hastighet av 4,3 km/h när tröskelvärdet för beteendepåverkan överskrids. Som mest skulle det alltså ta knappt 2,5 timmar för en tumlare att lämna området som påverkas av ökad bullerexponering. Den förmodade förekomsten av tumlare inom undersökningsområdet är mycket låg, men det går inte att helt utesluta förekomst av enstaka individer inom det område som tidvis kan påverkas av buller. I de fall tumlare befinner sig inom detta område kan ljudbilden medföra en förflyttning ifrån eller undvikande av området. Denna



möjliga konsekvens bedöms som liten, tillfällig (koncentrerad till arbetsperioden) och därmed försumbar. Det rör sig dessutom om ett förhållandevis mycket litet område.

Vad gäller påverkan på tumlarnas födotillgång på längre sikt bedöms konsekvenserna bli försumbara, eftersom konsekvenserna för fisksamhället bedömts som små (se avsnitt 11.1).

Sammantaget bedöms den ansökt verksamheten medföra försumbara konsekvenser för tumlare på såväl individnivå som populationsnivå förutsatt att muddring inte sker med TDSH.

#### *Sammanfattande bedömning av marina däggdjur*

Ansökt verksamhet bedöms sammanfattningsvis medföra försumbara konsekvenser för marina däggdjur om dubbel bubbelgardin används som försiktighetsåtgärd med hänsyn till att säl kan förekomma inom påverkansområdet för undervattensbuller. Skillnaden mellan ansökt verksamhet samt nollalternativet och nuläget blir därför också mycket liten även om inga bullrande eller grumlande arbeten genomförs varken i nollalternativet eller i nuläget.

Observera att påverkan på säl och östersjötumlare från ansökt verksamhet i huvudsak är kopplad till anläggningskedet. Under driftskedet återstår endast eventuella konsekvenser kopplade till utsläpp av kylvatten och fartygstransporter. Utsläpp av kylvatten bedöms endast medföra mindre konsekvenser för fisk och försumbara konsekvenser på populationsnivå.

## 12 Påverkansanalys riksintressen och skyddade områden

Vad gäller skillnaden mellan ansökt verksamhet, nuläget och nollalternativet kan det konstateras att för de flesta riksintressena och skyddade områdena är denna liten. Mängden fartygstransporter ökar för nollalternativet i jämförelse med nuläget, annars sker ingen förändring i påverkan dem emellan. Den ökade mängden transporter medför en mindre ökning i vågenergi men i relation till naturligt genererade vågor blir konsekvenserna för stränder och botten försumbar.

Nedan följer en beskrivning av påverkan från ansökt verksamhet.

### 12.1 Riksintressen

Området för bolagets fabrik och hamnverksamhet omfattas av flera olika utpekade riksintressen. Den ansökta verksamhetens påverkan på naturmiljön till havs berör dock inte samtliga. Nedan redogörs för de riksintressen som specifikt rör naturmiljön till havs samt eventuell påverkan på dessa från ansökt verksamhet. Riksintresse enligt Natura 2000 redovisas i ett eget avsnitt.

Kylvattenutsläppet är både i nollalternativet, nuläget och ansökt verksamhet, relativt riksintresseområdenas utbredning, mycket litet och bedöms inte generera en påtaglig skada på något förekommande riksintresse. Nedan redogörs påverkansfaktorerna muddring, grumling och buller där det är relevant för respektive berört riksintresse.

#### *Sjöfart*

Arbetet med muddringen innebär att två mudderverk samtidigt befinner sig i hamnen och i inseglingrännan, samt att pråmar trafikerar mellan mudderverken och dumpningsplatserna. Trots den ökade trafiken i området bedöms farleden vara farbar och den ökade trafiken bedöms därmed inte påverka vare sig riksintressen för totalförsvaret, sjöfarten eller friluftslivet (den sistnämnda med avseende på fritidsbåtar).

#### *Yrkesfiske*

Enligt påverkansbedömningen i avsnitt 11.1 bedöms ansökt verksamhet orsaka perioder av habitatförlust då fiskar periodvis lämnar områden de upplever som ogynnsamma. Konsekvensen av detta bedöms dock som liten eftersom habitatförlusten är koncentrerad till kortare tidsperioder och relativt små områden. Fisken bedöms inte bli påverkad på populationsnivå. Eftersom fisken lokalt kan undvika området och påverkan på yngel bedöms uppstå inom ett begränsat område och en begränsad tidsperiod, bedöms den ansökta verksamheten inte medföra någon påtaglig skada på riksintresset för yrkesfiske.

De undersökta dumpningsplatserna befinner sig inom riksintresseområde för yrkesfiske. På Gotlands östra kust finns ett så kallat inflyttningsområde där trålning medges innanför 4 nautiska mil. Trålning medges emellertid endast efter pelagisk fisk vilket oftast görs med flyttrål. Det är dock tillåtet att använda bottentrål. Dumpning av sediment inom område där bottentrålning är tillåtet innebär att sedimentet kan spridas med hjälp av trålarna. Dumpningsmassorna som sådana kommer inte att hindra bottentrålning. Det är inte heller troligt att bottentrålning används inom området. Den planerade dumpningen av muddermassor bedöms därför inte innebära att riksintresset för yrkesfiske blir påtagligt påverkat.

#### *Högexploaterad kust*

Gotlands kust med öarna Asunden, Grunnet och Enholmen är områden med stora natur- och kulturvärden. Ansökt verksamhet innebär inte exploatering inom detta område och turismen och friluftslivet inom riksintresset beskrivs närmre under avsnittet om friluftsliv. Ansökt verksamhet bedöms inte medföra påtaglig skada på riksintresset högexploaterad kust.

### *Naturvård*

Öarna Asunden, Enholmen, Grunnet har omfattande strandvallar och Majgu är utsatt för intensiv svallning och karakteriseras av strandvallsformationer. Ansökt verksamhet innebär ett ökat antal anlöp till bolagets hamn, resultatet från analysen av fartygsvågor visar dock att det framför allt är de vinddrivna vågorna som påverkar närliggande strandlinjer. Ansökt verksamhet innebär därmed ingen negativ inverkan på de specifika naturtyperna eller någon påverkan på närliggande strandlinjer. Därmed bedöms ansökt verksamhet inte påtagligt skada riksintresset för naturvård. Öarna har även ett rikt fågelliv vilket bedöms i separat utredning bifogad miljökonsekvensbeskrivningen.

### *Friluftsliv och rörligt friluftsliv*

Arbetet med pålning och muddring innebär en förändrad ljudbild i omgivningen. Förändringen kan vara märkbar för friluftslivet. Däremot är området redan präglad av farleden och industrin vilket innebär att känsligheten i miljön är relativt låg. Det kommer vara fortsatt möjligt att röra sig på allmänhetens landområden och nyttja farleden för fritidsbåtar, se även 13 för bedömning av påverkan på badplatser och småbåtshamnar. Fritidsfiske kommer kunna genomföras och med skyddsåtgärder som bubbelgardin bedöms fisksamhället bli försumbart påverkat på populationsnivå. Riksintressena friluftsliv och rörligt friluftsliv bedöms därmed inte bli påtagligt skadade.

## 12.2 Natura 2000

Ansökt verksamhet ligger i närheten av ett beslutat Natura 2000-område, Asunden (SE034015), och ett föreslaget men ännu ej beslutat område, Gotlands östra kust (SE050). I föreliggande utredning är det endast påverkan som kan uppstå på naturmiljön till havs som bedöms. Indirekta effekter och konsekvenser för exempelvis fåglar är inte bedömda i föreliggande utredning.

### **Asunden (SE034015)**

Den ansökta verksamheten bedöms inte påverka Natura 2000-området Asunden. Förändring i vattentemperatur mellan nuläget och ansökt verksamhet berör inte Asunden. Sedimentspridningen berör ön i högst begränsad omfattning (se Figur 6-10 och Figur 6-11). Den ansökta verksamheten bedöms inte medföra några negativa konsekvenser för förekommande naturtyper såsom *strandängar vid Östersjön* och *fuktängar*.

### *Gotlands östra kust, IBA-ID 857 (SE050) (obs, ej beslutat)*

Den ansökta verksamheten genomförs delvis inom det föreslagna Natura 2000-området och kan ha en begränsad påverkan på de föreslagna skyddade fågelarterna, vilket utreds närmare i ansökan bilaga B8.2.

## 12.3 Naturreservat

Det närliggande naturreservatet Slite skärgård är bildat för att skydda och bevara höga naturvärden både i vatten och på land. Föreliggande påverkansbedömning är avgränsad till effekter och konsekvenser på vattenmiljön. Eventuella störningar som kan generera påverkan på land hanteras i miljökonsekvensbeskrivningen.

Vattenmiljön i naturreservatet omfattas av ålgräsängar, blåstångsbälten och blåmusselområden, vilka ska skyddas från negativ fysisk påverkan alternativt ska sådan påverkan minimeras.

### *Muddring*

Det kommer inte ske någon muddring inom naturreservatets gränser.

### Grumling och pålagring

De hydrodynamiska modelleringarna visar att ett område i naturreservatets västra delar kan beröras av ökade halter suspenderat material under muddringsperioden, Figur 6-8. Maximal pålagring under den simulerade perioden täcker en stor del av det undersökta området inom naturreservatet. Pålagringen beräknas bli liten, cirka 0,1–0,5 cm, Figur 6-10.

Som framgår av redovisningen i avsnitt 6.2 blir påverkan i form av grumling och pålagring inom naturreservatet kortvarig och begränsad, vilket bedöms medföra försumbara konsekvenser för de värdes som avses skyddas.

Med resonemanget ovan och analyserna kring effekt på ålgräsängar och blåmusslor i avsnitt 10 bedöms konsekvensen som liten till försumbar på naturreservatet i stort. Konsekvensen av grumling och sedimentspridning kan minimeras ytterligare genom att använda bubbelgardin norr om arbetsområdet. Detta minskar spridningen in i naturreservatet. Modelleringen avseende sedimentspridning och pålagring är utförd utan skyddsåtgärder.

### Buller

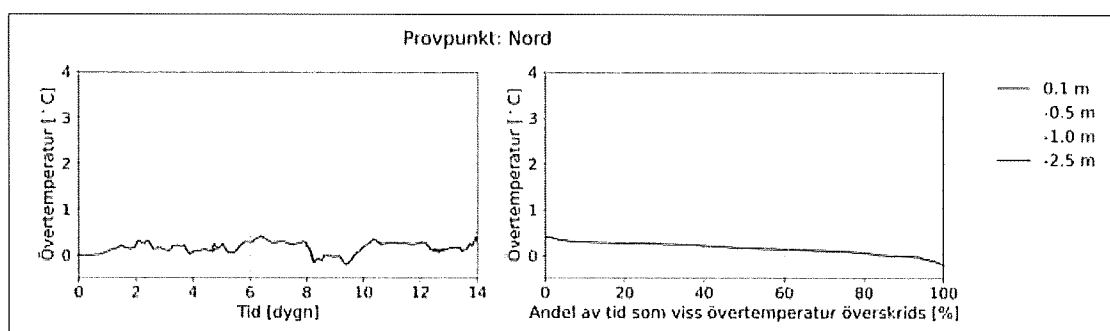
Enligt den ljudutbredningsmodellering som genomförts kan ökade ljudnivåer under vatten uppstå inom området för naturreservatet.

Vid ansökt verksamhet bedöms eventuella konsekvenser från buller på marina evertebrater vara temporär och geografiskt avgränsad, även om vetenskapligt underlag till stor del saknas. Inga effekter på populationsnivå bedöms uppstå.

Sammantaget bedöms konsekvensen av bullret från muddring och pålning på det marina livet inom naturreservatet som försumbar.

### Kylvatten – Ångturbin

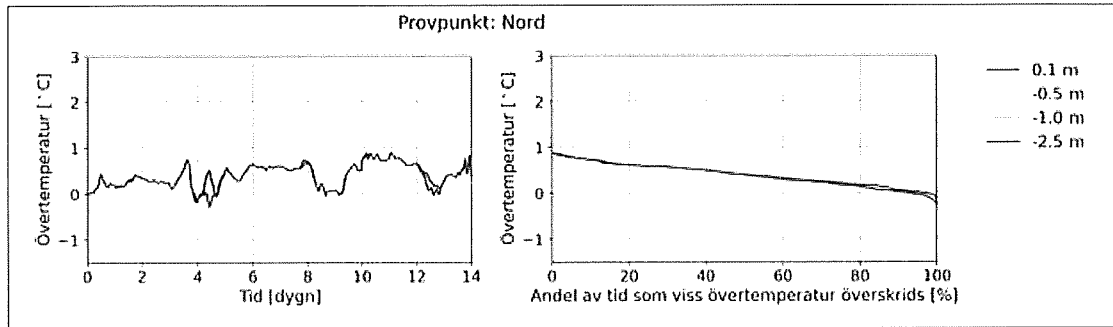
Den hydrodynamiska modelleringen visar en förändring i temperatur i ett mindre geografiskt område. I studier utförda utanför kärnkraftverk visas att en temperaturhöjning kan påverka brunalger negativt (Ehlin, Lindahl, Neuman, Sandström, & Svensson, 2009). Den effekten syntes dock endast mycket nära själva kylvattenutsläppet. Vid punkten *Nord* som ligger inuti naturreservatet (Figur 6-2) är övertemperaturen försumbar jämfört med övriga punkter och överstiger aldrig 0,5°C under den modellerade tidperioden (Figur 12-1). Övertemperaturen bedöms inte vara tillräckligt hög för att påverka brunalger negativt. Konsekvensen av kylvattenutsläppet från Ångturbinen bedöms därmed som försumbar inom naturreservatet.



Figur 12-1 Tidsserie (vänster) och varaktighetsdiagram (höger) av övertemperaturen i provpunkten *Nord* för sommarscenario med kylvattenutsläpp från Ångturbinen.

*Kylvatten – Pir mitten*

Genom att använda en diffusor sprids kylvattenutsläppet snabbt i recipienten men över en större yta. Det innebär att ansökt verksamhets påverkan från kylvatten vid punkten *Nord* aldrig överstiger 1 °C under simuleringsperioden (Figur 12-2). Övertemperaturen bedöms inte vara tillräckligt hög för att påverka vattenmiljön inom naturreservatet negativt och konsekvensen av kylvattenutsläppet från Pir mitten bedöms därmed som försumbar.

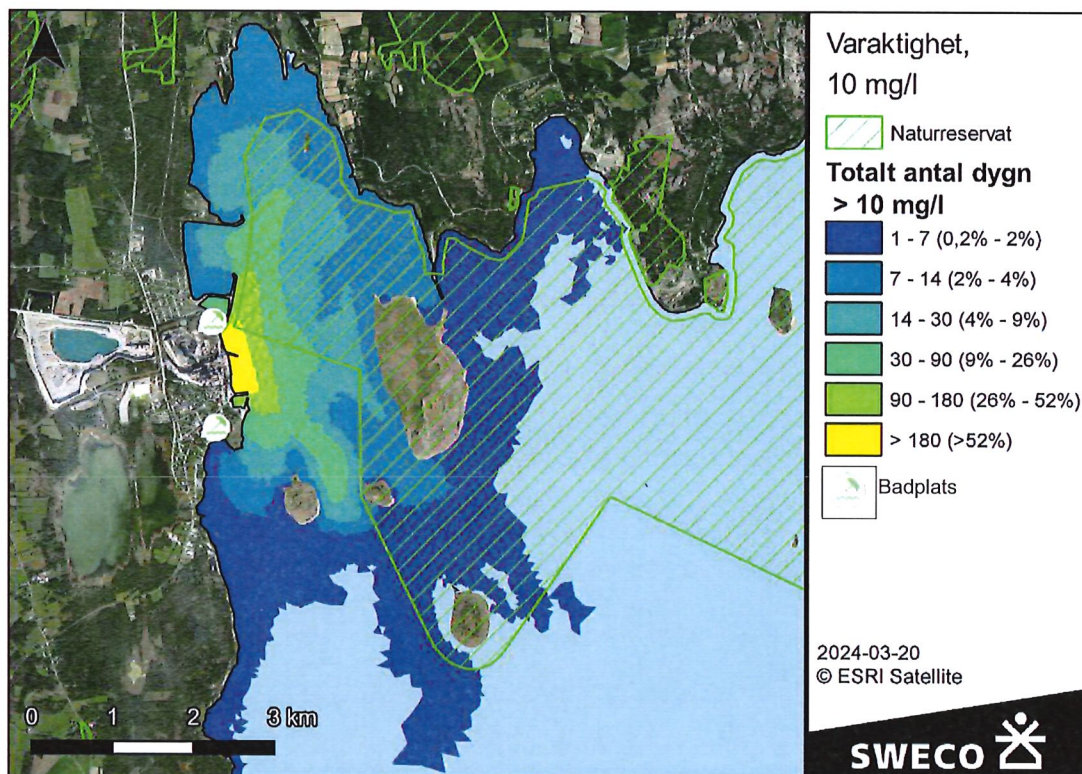


Figur 12-2 Tidserie (vänster) och varaktighetsdiagram (höger) av övertemperaturen i provpunkten Nord för sommarscenario med kylvattenutsläpp från Pir mitten.

## 13 Påverkansanalys badplatser och småbåtshamnar

Påverkansbedömningen på närliggande badplatser är avgränsad till effekter i vattenmiljön. Eventuella störningar i form av buller på land hanteras i miljökonsekvensbeskrivningen.

Baserat på den hydrodynamiska modelleringen av sedimentation till följd av muddring ses en spridning av suspenderat material i området. Vid EU-badet söder om fabriksområdet, Slite strand, ses en ökning mellan 10–50 mg/l under maximalt 2 % av tiden, Figur 13-1. Observera att resultaten från modelleringen presenteras utan användande av skyddsåtgärder som till exempel bubbeldäcken, vilken kan minska spridningen av sediment. Halter under 20 mg/l uppfattas av ögat som klart vatten, halter över 40 mg/l kan göra att vattnet ser grumligt ut (Hickin, 1995). Halter över 50 mg/l når inte Slite strand men beräknas kunna uppstå vid badplatsen i Länna lagun under 0,2–2 % av den modellerade tidsperioden (Figur 13-2). Den modellerade tidsperioden innefattar ett år vilket motsvarar ett konservativt scenario med avseende på sedimentspridning, eftersom muddringsperioden teoretiskt kan uppgå till två år totalt.

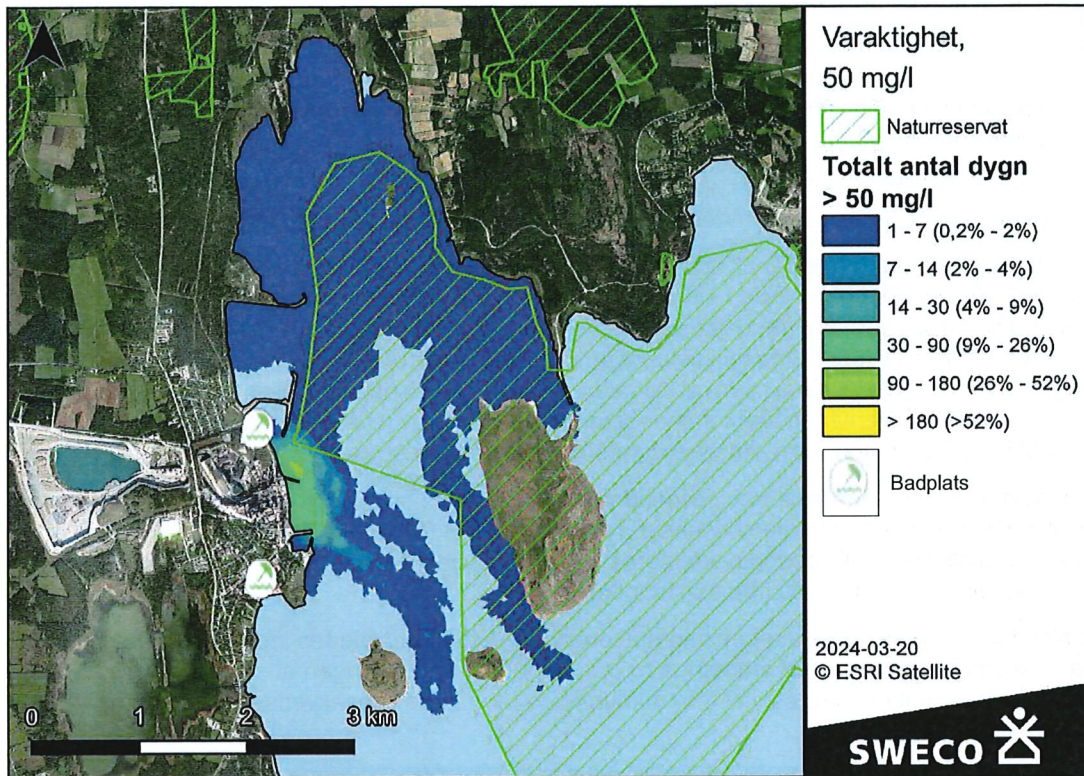


Figur 13-1 Totalt antal dagar av simulerad period då sedimentkoncentrationen överstiger 10 mg/l. Färgskalan visar både varaktigheten i dygn under den simulerade perioden samt i procentuell andel av simulerad tid. I kartan visas även närliggande badplatser.

Kylvattenutsläpp från Ångturbinen kan generera en övertemperatur på 0,5 – 1 °C inom småbåtshamnen Länna lagun och därmed även vid badplatsen i hamnen (Figur 6-1). Övertemperaturen är relativt liten och ligger inom den naturliga variationen av temperaturfluktuation. Släpps kylvattnet via diffusor vid Pir mitten noteras ingen förändring i temperatur inne i hamnen.

Den ansökta verksamheten innebär en högre fartygstrafik i området, farleden kommer dock fortsatt att vara passerbar. Småbåtshamnen Länna lagun kommer därmed fortsatt kunna trafikeras.

Konsekvenserna för badplatser och småbåtshamn bedöms under arbetsperioden som små negativa och under driftsfasen som försumbara.



Figur 13-2 Totalt antal dagar av simulerad period då sedimentkoncentrationen överstiger 50 mg/l. Färgskalan visar både varaktigheten i dygn under den simulerade perioden samt i procentuell andel av simulerad tid.

## 14 Påverkansanalys avseende dumpning

Den ansökta verksamheten omfattar dumpning av muddermassor till havs. Två olika dumpningsområden har utretts (Figur 14-1).

Den marina flora och fauna som lever på botten inom dumpningsplatserna kommer att bli övertäckt av dumpat, muddrat sediment. Muddermassorna beräknas täcka den västra dumpningsplatsen med cirka 5 m och det östra med cirka 2 m beroende på mängden muddermassor (Observera att spannet är stort, se Tabell 6-1).

Det östra dumpningsområdet förefaller ha en hög andel mjukbotten och lägre naturvärden än det västra. I det östra dumpningsområdet förekommer juvenila blåmusslor och en del fisk.

Även det västra området består till stor del av mjukbotten men här förekommer i större utsträckning sten, grus och block. I stora delar har området en täckningsgrad av adult blåmussla på 50–90 %, till skillnad mot det östra som helt saknar adult blåmussla. Här förekommer även så kallat biogena rev, inkluderande musselbankar. Biogena rev är upptagna i havsmiljödirektivet där en miljökvalitetsnorm definieras som att arealen av dessa ska bibehållas eller öka. Baserat på utförd naturvärdesinventering förekommer biogena rev i form av musselbankar i samtliga undersökta områden, förutom i det yttre dumpningsområdet (västra).

Dumpningen medför låga halter av suspenderat material inom ett mindre område. Inte vid något modellerat scenario når sedimentplymen in i naturreservatet (Figur 14-1). Oaktat vilken dumpningsplats som väljs bedöms effekterna på omgivningen utanför närområdet vid dumpningsplatserna som små från sedimentspridningen.

Det ska dock noteras att baserat på informationen om bottenförhållanden inom respektive område med i det västra området förekommande biogena rev görs bedömningen att spridning och pålagring av sediment som resultat från dumpningen får mindre konsekvenser för närområdet om det östra alternativet väljs.

Dumpningen innebär att förekommande biogena rev i den västra dumpningsplatsen helt kommer att täckas av muddermassor. Därmed skapas ett nytt bottenförhållande i form av mjukbotten. Sett till effekter på populationsnivå (musslor) bedöms en övertäckning av den västra dumpningsplatsen medföra små negativa konsekvenser. Detta då det är troligt att musselbankar förekommer även runt dumpningsområdet.

Det västra området har tidigare använts för dumpning och de biogena reven har byggts upp på tidigare muddringsmassor. En återkolonisering av biogena rev i området bedöms ta mycket lång tid och det är osäkert om det är möjligt på cirka 5 m muddermassor. I havsmiljödirektivet finns en särskild miljökvalitetsnorm kopplad till biogena rev "Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka" (D.1.2, HVMFS 2018:18). En dumpning i det västra området riskerar att motverka denna norm. Konsekvenserna av att dumpa i det västra området bedöms med avseende på den förekommande habitattypen som måttligt negativa.

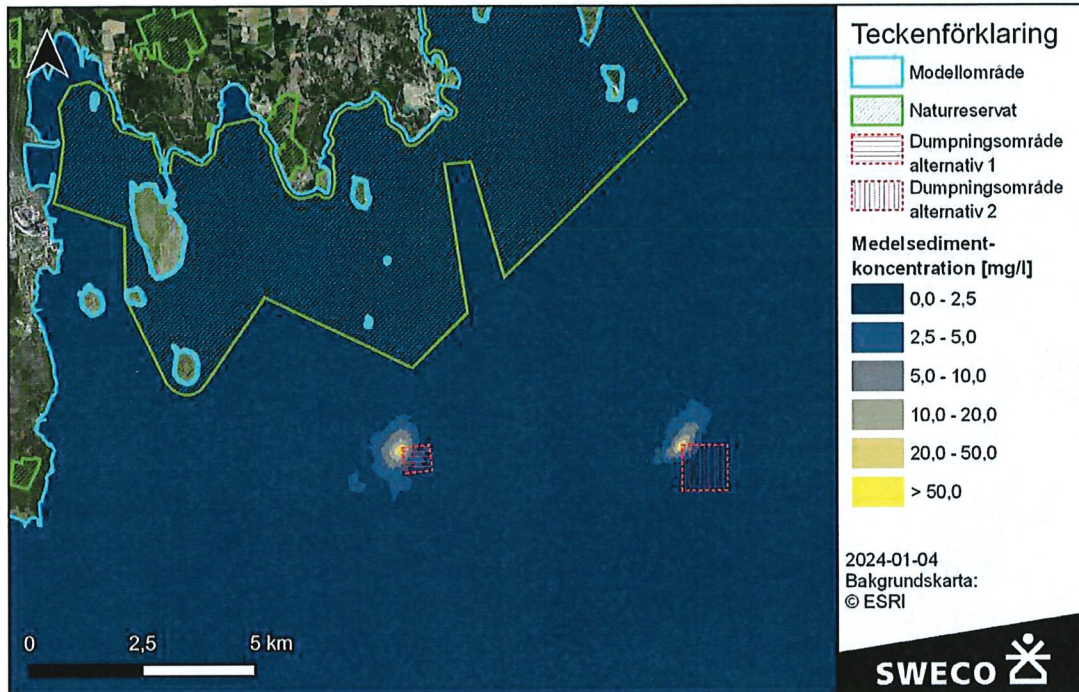
Dumpning i det östra området innebär övertäckning av små juvenila musslor utan uppbyggda revstrukturer, övertäckningen leder till en trolig förlust av bottenfaunan men återkoloniseringen av förekommande marint liv bedöms som god då bottenstrukturen blir likvärdig med dagens förutsättningar. De ytor som påverkas av dumpningen i det östra området är relativt sett små och konsekvensen för bottenfaunan (både sett till populationsnivå och habitatnivå) bedöms som försumbar i ett långsiktigt perspektiv.

Sammanfattningsvis bedöms konsekvensen av ansökt verksamhet som försumbar ur ett långsiktigt perspektiv vid val av den östra dumpningsplatsen. Mindre negativa konsekvenser kommer att uppstå under en anläggningsfas.

Val av dumpningsplats behöver ställas i relation till den ökade transportsträckan av materialet, dess kostnad, tidsåtgång och eventuella ökade utsläpp av fossilt bränsle. Både vad gäller val



mellan de två undersökta dumpningsplatserna och med hänsyn till alternativ hantering på land. Denna värdering ingår dock inte i föreliggande dokument.



Figur 14-1 Medelvärde av den maximala sedimentkoncentrationen i vattenpelaren under den simulerade perioden för det meteorologiska scenariot nordvästgående ström.

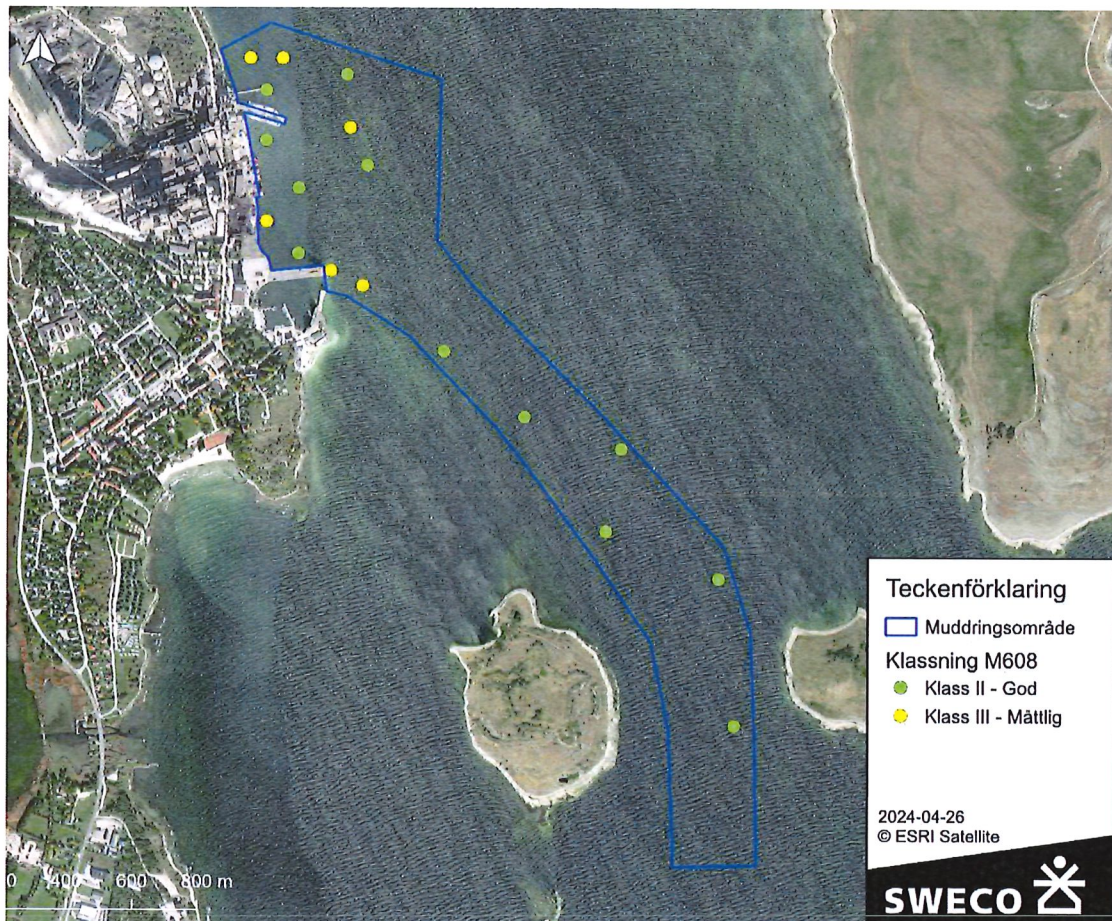
### Föroreningsanalys

Vid utvärdering av effekter och konsekvenser på den marina miljön från dumpning görs även en bedömning av påverkan från föroreningsinnehållet i massorna. I avsnitt 5.1.4 görs en genomgång av olika bedömningsgrunder som finns att tillgå vid bedömning. Då effekten på miljön är beroende av de olika ämnens toxicitet har, i föreliggande utredning, utgångspunkten för bedömning varit de norska bedömningsgrunderna som är baserade på ett klassificeringssystem där varje klassgräns representerar (Figur 5-7) en förväntad ökande grad av skada på djurlivet. Gränserna är baserade på tillgänglig information från laboratorietester, riskvärderingar och halter då akut och kronisk toxicitet erhålls på organismer. De olika klasserna med haltintervall visas i bilaga I.

Baserat på dessa effektbaserade halter görs bedömningen att massor inom klass 1 till och med klass 2 kan dumpas till havs. Figur 14-2 visar vilka provtagningspunkter som har något ämne som ligger i klass 3 och över samt i vilka provtagningspunkter samtliga ämnen är under klass 2.

Bedömningen i föreliggande utredning utgår alltså ifrån att endast massor motsvarande klass 1 och 2 dumpas, se även beräkningen i Tabell 6-1 avseende olika mängder. Värt att nämna är att vad gäller TBT föreslås ett så kallat förvaltningsvärde.

I norska Miljødirektoratets vägledning *M-409 Risikovurdering av forurenset sediment* konstateras att de effektbaserade gränsvärdena för TBT är mycket låga, så låga att de är svåra att analysera och att halter i den storleksordningen finns i princip överallt. Miljødirektoratet har därför föreslagit en förvaltningsmässig klassning av TBT, där klassgränsen mellan II och III (god och moderat) uppgår till 5 µg/kg TS. Vidare konstaterar vägledning *M-409* att man ännu ej helt har kontroll över källorna till TBT i den marina miljön och att det i många fall är liten nytta med att sanera sediment enbart på grund av TBT (Miljødirektoratet, 2015).



Figur 14-2 Ansökt muddringsområde med provpunkter bedömda enligt norska effektbaserade kriterier.

I bilaga F redogörs för utförd sedimentprovtagning och resultat från sedimentanalys med avseende på föroreningar. Analyserna avsåg metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyl (PCB), olja, tennorganiska ämnen, PFAS, bekämpningsmedel och halogenerade lösningsmedel.

TBT återfinns endast i ett av åtta prover i bolagets hamn inom klass III av de norska effektbaserade bedömningsgrunderna, övriga sju är i klass I eller II (bakgrunn respektive god).

För TBT i sediment finns PNEC-värden (predicted no effect concentration) på 15 µg/kg TS för dagsländerlarver (Environment Canada, 2009). Det finns även två NOEC-värden (no observed effect concentration) för TBT i sediment för slammärla och hjärtsjöborre (2 746 µg/kg TS för båda arter, OSPAR, 2020).

Halten av TBT som maximalt kommer att dumpas till havs är 5 µg/kg TS, normaliserat för 1 % kolinnehåll. För att få den faktiska halten i sedimentet (de ekotoxikologiskt baserade riktvärdena ska jämföras mot faktisk halt) har beräkning utförts baserat på olika representativa halter av TOC, se tabell 2 i bilaga F. Då fås ett spann av halter där majoriteten av dessa underskrider ovan presenterade ekotoxikologiska data.

Baserat på ovan resonemang om att tillämpa de norska effektbaserade riktvärdena vid dumpning så kommer vissa massor som dumpas innehålla halter överstigande halterna i befintligt sediment

inom dumpningsområdet. Andra massor kommer i stället att innehålla halter understigande befintliga halter inom dumpningsområdet.

Enligt vägledning från Havs- och vattenmyndigheten ska som utgångspunkt en "lika på lika"-princip beaktas vid dumpning, vilket innebär att dumpade massor ska ha likvärdig sammansättning som bottensedimenten på dumpningsplatsen. I föreliggande utredning rekommenderas till viss del ett avsteg från detta tillvägagångssätt då bedömningen är att föroreningarna i de massor som dumpas inte kommer att medföra negativa konsekvenser för det marina livet.

Den sammantagna bedömningen av föroreningsinnehållet i dumpade massor är att klass 1 och 2 enligt de norska effektbaserade riktvärdena, med ett förvaltningsmässigt värde för TBT, kan dumpas i det västra eller östra området utan betydande negativ påverkan på området runt dumpningsplatserna. Det ska dock noteras att musselbankarna som troligen förekommer även utanför det västra området (och inte bara inom) gör att påverkan på omkringliggande habitat vid detta alternativ bedöms som större även om halterna i det material som sedimenterar kommer att vara inom och under klass 1 och 2.

## 15 Påverkansanalys fartygstrafik

Nollalternativet innebär fler transporter än nuläget och för nollalternativet blir vågorna av samma storlek som för nuläget. Men eftersom antalet anlöp ökar kommer även en ökning av transporten av vågenergi till omgivande stränder öka med knappt 25 %.

De vågor som genereras av fartygstrafik är starkt kopplade till fartygets hastighet och farleden in till bolagets hamn är indelad i olika hastighetszoner. Från 10 knop ute i öppet vatten till <4 knop närmre hamnen, fartygen håller således låg fart i farleden.

Den ökning av fartygstrafik som ansökt verksamhet medför, förväntas leda till 53 % ökning i energitransport till kustområdena, en ökning som huvudsakligen är kopplad till bildandet av fler vågor på grund av mer trafik samt större fartyg. Även om det blir en ökning i energi från fartygsvågor mot stränderna, bedöms denna vågenergi vara förhållandevis obetydlig jämfört med den vågenergi som skapas av vinden. Vindvågorna vid undersökningsområdet för ansökt verksamhet är lika stora, om inte större, än vågorna som genereras av fartygen.

Muddringsarbetet kan bidra till att reducera våghöjden genom att fördjupa vattenområdet. Vid ansökt verksamhet beräknas varaktigheten för fartygsvågornas påverkan vara 500 gånger kortare än tiden för vindgenererade vågor.

Strandområdena, som i huvudsak utgörs av klippor, sand och grus, bedöms tåla erosion från fartygsvågor väl. Sammantaget bedöms fartygsvågornas inverkan på strandlinjen vara begränsad, med vindens vågor som den dominerande energitillförseln.

## 16 Påverkansanalys miljökvalitetsnormer och utsläpp till vatten

### 16.1 Utsläpp till vatten allmänt

Förutom kylvatten släpper ansökt verksamhet ut ett renat rökgaskondensat, dagvatten och aminblandningar via atmosfärisk deponering till vatten. Vad gäller kondensatet och dagvattnet så redogörs dessa utsläpp för i detalj i bilaga A – Recipientutredning - miljökvalitetsnormer. I bilagan görs beräkningar av haltbidrag till vattenförekomsten baserat på volym och halt ut från verksamheten. Därefter görs en analys och bedömning av utsläppens påverkan på miljökvalitetsnormerna för vatten. En sammanfattning av denna görs nedan i 16.2 och 16.3.

Vad gäller aminblandningarna så finns det inga bedömningsgrunder eller gränsvärden i HVMFS 2019:25 som omfattar dessa ämnen. Inte heller finns det en direkt koppling till andra kvalitetsfaktorer. Med anledning av detta görs en separat bedömning av aminblandningarna nedan.

Den årliga atmosfäriska deponeringen av aminblandningarna AMP och Piperazin i vattenförekomsterna (Bogeviken och delar av Ö Gotlands n kustvatten, Figur 2-8) resulterar i ett haltbidrag av AMP och Piperazin som visas i Tabell 16-1. Dessa haltbidrag är långt under de ekotoxikologiska gränsvärden som indikerar ingen påverkan på fisk och evertebrater (Tabell 16-2). Haltbidragen ska ses som mycket konservativa då dessa antar att den totala årliga deponeringen späds i hela vattenvolymen utan något vattenutbyte med omgivande vatten. Påverkan av deponering av AMP och Piperazin i vattenförekomsterna bedöms därmed ha en försumbar påverkan på de akvatiska organismerna i Bogeviken och Sliteviken.

Tabell 16-1. Halter av AMP och Piperazin i vatten i respektive vattenförekomst efter deponering.

Vattenförekomst	AMP (ng/l)	Piperazin (ng/l)
Ö Gotlands n kustvatten	445	138
Bogeviken	557	173

Tabell 16-2. NOEC-värden (No Observed Effect Concentration) för AMP och Piperazin. Gränserna för respektive ämne avser fisk och evertebrater. Värdena är hämtade från European Chemical Agency (ECHA, 2024).

Parameter	NOEC <sub>Fisk</sub> (mg/l)	NOEC <sub>Evertibrat</sub> (mg/l)
AMP	95	95
Piperazin	>1	12,5

### 16.2 Påverkansanalys Vattendirektivet

EU:s ramdirektiv för vatten (eller vattendirektivet) (2000/60/EG) och dotterdirektivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG), definierar de svenska (och europeiska) målen för förvaltning av alla former av vatten. Målen har införlivats i svensk lagstiftning genom 5 kap. i miljöbalken, förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (vattenförvaltningsförordningen) liksom förordningen (2017:868) med länsstyrelseinstruktion.

Sveriges ytvatten är idag indelade i geografiska delområden som kallas vattenförekomster och fem vattendelagningar (även benämnda vattenmyndigheter) har tagit beslut om kvalitetskrav (miljökvalitetsnormer) för ekologisk status och kemisk ytvattenstatus för vattenförekomsterna inom respektive distrikt. Aktuell status i förekomsterna bedöms och uppdateras fortlöpande.

Syftet med miljö kvalitetsnormerna är att tillståndet i våra vatten inte ska försämrats och att alla vatten ska uppnå en bestämd miljö kvalitet. Grundregeln är att miljö kvalitetsnormen ska fastställas till "god status", och att normen ska uppnås innan aktuell förvaltningscykel är slut. Beroende på vattenförekomstens nuvarande status kan vattendelegationerna fastställa kvalitetskrav på en nivå som är lägre än god status alternativt att tiden för när god status ska vara uppnådd skjuts fram. Ett beslut om tidsfrist fram till 2027 är bara aktuellt i de fall det inte varit tekniskt möjligt eller att det inneburit orimliga samhällsekonomiska kostnader att uppnå god status till 2021. Tidsfrist till 2033, 2039 eller 2045 kan beslutas när åtgärder i vattnet är genomförda och då naturens egen återhämtning tar tid.

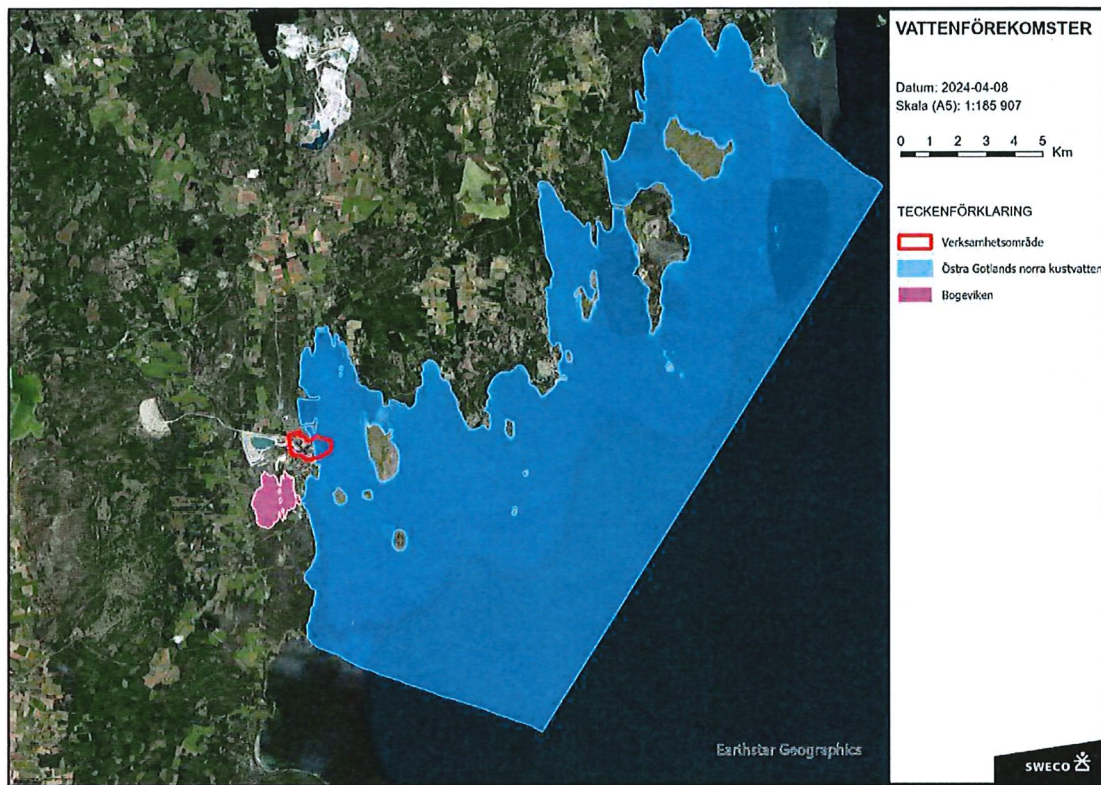
Nedan sammanfattas ansökt verksamhets påverkan på relevanta kvalitetsfaktorer för vattenförekomsten *Östra Gotlands norra kustvatten (WA87715877)* med avseende på miljö kvalitetsnormer för ytvatten. En sammanfattande bedömning görs även av påverkan på kvalitetskraven (miljö kvalitetsnormerna) för ekologisk och kemisk status samt tillåtligheten enligt 5 kap. 4 § miljö balken. Nuvarande ekologisk och kemisk status är måttlig respektive uppnår ej god. Kvalitetskraven är god ekologisk status till 2027 samt god kemisk ytvattenstatus. För mer detaljerad information hänvisas till bilaga A.

För vattenförekomsten *Bogeviken (WA57365178)* görs en översiktlig bedömning i recipientutredningen (bilaga A). Ansökt verksamhets påverkan på denna vattenförekomst avser dock endast nedfall av aminblandningar som härstammar från CCS-tekniken, vilket bedöms nedan. I övrigt bedöms Bogeviken ej påverkas och utreds inte vidare i föreliggande utredning. De två vattenförekomsterna visas i Figur 16-1.

Idag är kvalitetsfaktorn för **växtplankton** klassad med måttlig status i VISS. Ansökt verksamhet, bedöms inte medföra någon otillåten försämring av kvalitetsfaktorn. Bedömningen baseras på att de påverkande faktorerna, såsom muddring och dumping, endast är tillfälliga, samt att de områden som påverkas av dessa aktiviteter och av kylvattenutsläpp är relativt små jämfört med den totala ytan av vattenförekomsten. Haltbidragen av näringsämnen från dagvatten och kondensat bedöms som försumbara och kommer inte medföra någon otillåten påverkan på kvalitetsfaktorn växtplankton.

Kvalitetsfaktorn **ljusförhållande** är idag, i VISS, klassad med måttlig status. Samma resonemang och slutsats som för växtplankton kan tillämpas på kvalitetsfaktorn ljusförhållanden. Det vill säga att endast ett mindre område bedöms påverkas av muddring och dumpning.

När det gäller status för kvalitetsfaktorn **särskilda förorenande ämnen**, är denna för närvarande klassad som god. Ansökt verksamhet förväntas bidra med en ökning av utsläppen av dessa ämnen jämfört med den nuvarande verksamhet. Utsläppen behöver dock en i sammanhanget mycket marginell spädning för att bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25 ska innehållas. De resulterande haltbidragen i vattenförekomsten bedöms som försumbara. De sediment som planeras att muddras visar på låga halter, under bedömningsgrunderna för klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten i HVMFS 2019:25. Ansökt verksamhet bedöms därmed inte leda till någon otillåten försämring av denna kvalitetsfaktor.



Figur 16-1 Karta över vattenförekomsterna Östra Gotlands norra kustvatten och Bogevisken med verksamhetsområdet utpekade.

De **hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna** har idag hög eller god status och förväntas endast påverkas marginellt genom att nya områden kommer att muddras eller påverkas på andra sätt vid ansökt verksamhet. De påverkade områdena är små i förhållande till vattenförekomstens storlek. Muddring och dumpning är tillfälliga påverkansfaktorer som redan idag påverkar bottenstrukturen. Den pir som planeras uppföras ska konstrueras på pålar med en spontning mitt på, vilket innebär att vatten kan flöda fritt under piren innanför och utanför spontningen. Ingen otillåten försämring bedöms ske för någon kvalitetsfaktor.

Sammanfattningsvis bedöms ansökt verksamhet inte medföra någon otillåten statusförsämring eller äventyra möjligheten att uppnå, för vattenförekomsten, beslutat kvalitetskrav avseende ekologisk status.

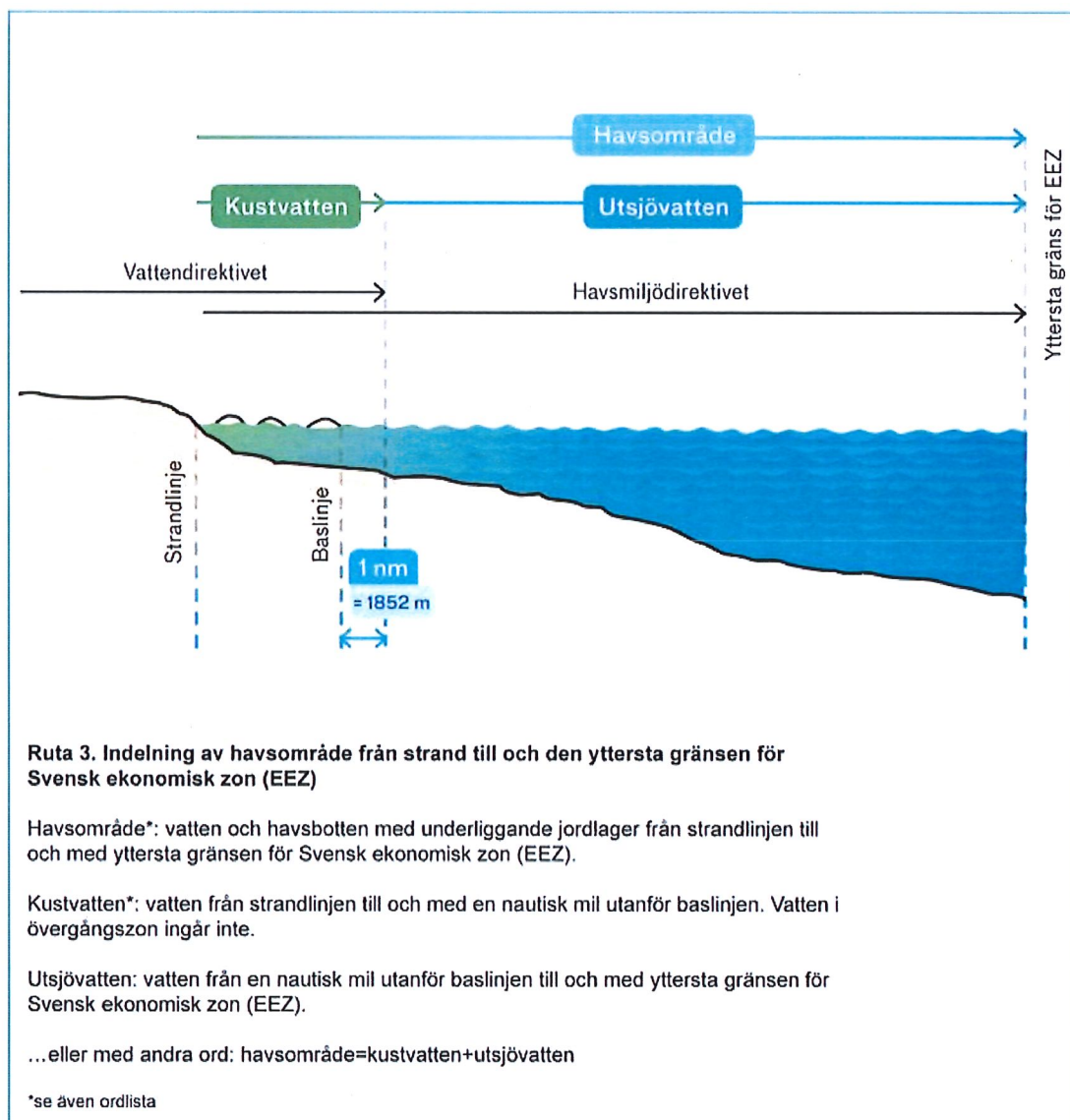
Status för de **prioriterade ämnena** bedöms som "uppnår ej god status" i VISS, då kvicksilver och PBDE överskrider respektive gränsvärde i biota. Den ansökta verksamheten förväntas bidra till ökade utsläpp av kvicksilver i vattenförekomsten då sammansättningen av dagvatten förändras samt på grund av utsläpp av kondensat. Haltbidragen av kvicksilver från dessa källor är dock inte mätbara i recipienten efter omblandning. Den föreslagna verksamheten påverkar inte halterna av PBDE. Sedimentprov från bolagets hamn har visat på halter av antracen och tributyltenn som överskrider respektive gränsvärde. Dessa överskridanden anses dock inte vara representativa för hela vattenförekomsten. Det bedöms troligt att dessa ämnen kommer att spädas ut avsevärt vid eventuell spridning under muddring och dumpning och att de slutliga halterna i sedimenten kommer att ligga under gränsvärdena. Den ansökta verksamheten bedöms inte resultera i en otillåten försämring med avseende på de prioriterade ämnena.

Sammanfattningsvis bedöms ansökt verksamhet inte medföra någon otillåten statusförsämring eller äventyra möjligheten att uppnå, för vattenförekomsten, beslutat kvalitetskrav avseende kemisk status.

Ansökt verksamhet bedöms vara tillåtlig enligt 5 kap. 4 § miljöbalken.

### 16.3 Påverkansanalys Havsmiljödirektivet

EU:s havsmiljödirektiv (2008/56/EU) är unionens gemensamma ramverk för havsmiljön, vars syfte är att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav. Direktivet införlivades år 2010 i svensk lagstiftning via havsmiljöförordningen (2010:1341). Direktivet omfattar havsområdet från strandlinjen till yttersta gränsen för ekonomisk zon, det vill säga vattenkategorierna kustvatten och utsjövatten Figur 16-2.

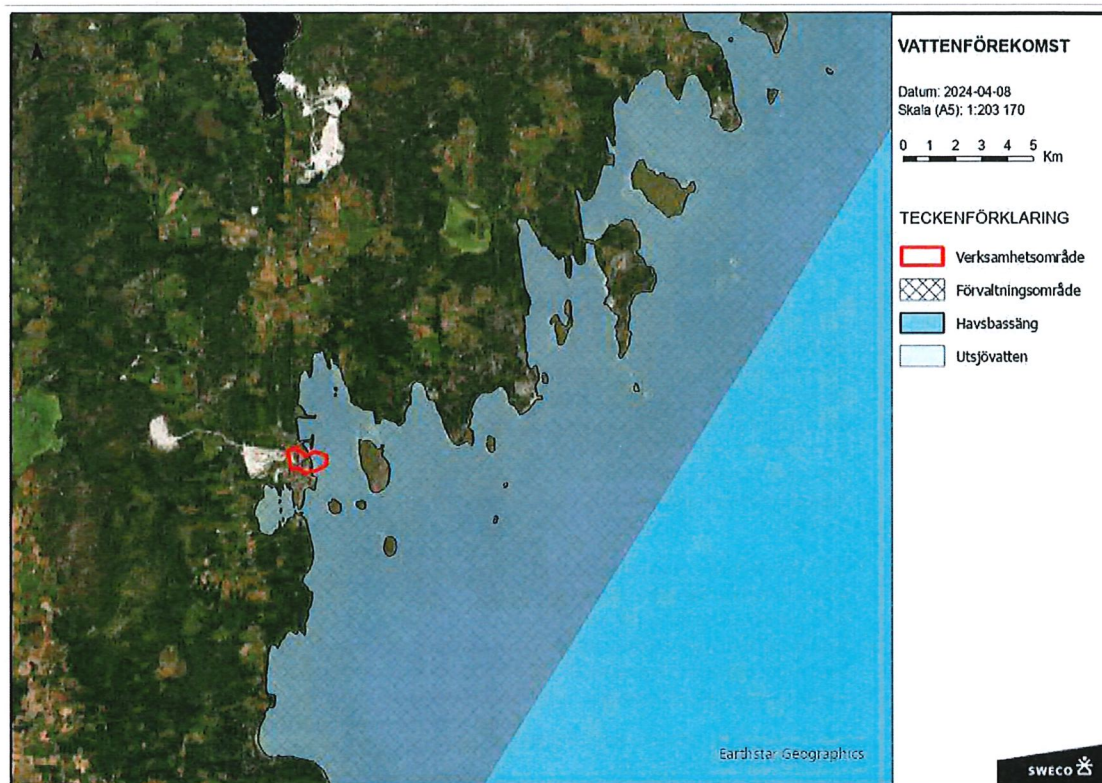


Figur 16-2 Havsmiljödirektivet och vattendirektivet överlappar varandra i kustzonen. Källa: HaV 2014



Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön (HVMFS 2012:18) fastslår vad som kännetecknar god miljöstatus för Nordsjön och Östersjön. Föreskrifterna fastställer även miljö kvalitetsnormer och indikatorer. Miljö kvalitetsnormerna är de mål som är beslutade och som ska säkerställa att god miljöstatus uppnås eller upprätthålls i havsmiljön. Till miljö kvalitetsnormerna kopplas indikatorer, som visar aktuell status i havsmiljön.

Föreskrifterna delar in Sveriges havsområden i bedömningsområden, som skiljer sig åt beroende på vad som bedöms. Undersökningsområdet för ansökt verksamhet ligger inom (i stigande detaljeringsgrad) förvaltningsområde Östersjön, havsbassängen Östra Gotlandshavet, samt utsjövattnet Östra Gotlandshavets utsjövatten. Se nedan Figur 16-3.



Figur 16-3 Karta över bedömningsområden indelade enligt havsmiljödirektivet.

Elva miljö kvalitetsnormer med tillhörande indikatorer har fastställts för havsmiljön utanför kustvatten, dvs. utsjövattnet. Miljö kvalitetsnormerna och hur den planerade verksamheten bedöms påverka möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormerna redovisas i Tabell 16-3.

Tabell 16-3 Miljö kvalitetsnormerna för utsjövatten enligt HVMFS 2012:18 och bedömd påverkan från den ansökte verksamheten på möjligheterna att uppnå dem.

Belastning på miljön	Miljö kvalitetsnorm	Bedömd påverkan på måluppfyllelse
A Tillförsel av näringsämnen och organiskt material	A1. Tillförsel av näringsämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar koncentrationer av kväve och fosfor i havsmiljön	Den planerade verksamheten medför ett totalt sett ökat direktutsläpp av kväve och fosfor via utsläpp av kondensat och dagvatten. Då haltbidragen i recipienten är försumbara påverkar inte ansökt verksamhet möjligheterna att uppnå MKN A.1. En viss indirekt tillförsel av näringsämnen sker genom

		<p>som förhindrar att god miljöstatus uppnås.</p>	<p>uppgrumling av sediment, men tillförseln bedöms vara obetydlig i sammanhanget.</p>
B	Tillförsel av farliga ämnen	<p>B1. Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås.</p> <p>B2. Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem.</p>	<p>Den ansökta verksamhetens direktutsläpp av miljöfarliga ämnen via utsläpp av kondensat och dagvatten förväntas öka jämfört med dagens haltbidrag. De resulterande haltbidragen är försumbara och bedöms inte påverka möjligheten att nå god miljöstatus.</p> <p>Under anläggningsarbeten som stör botten sedimentet, kan ämnen släppas ut i vattnet, omfattningen är begränsad till ett mindre område. Provtagning av sediment visar på generellt låga föroreningsnivåer i området, spridning av farliga ämnen kommer att ske i och med muddringen men konsekvensen på marina bottenar bedöms bli liten. Arbetet förväntas inte hindra uppnåendet av miljö kvalitetsnormerna MKN B.1 och B.2</p> <p>Sammantaget bedöms den ansökta verksamheten inte tillföra farliga ämnen till havsmiljön i nivåer som kan ha negativa effekter på den biologiska mångfalden och ekosystemet. Därför påverkas inte möjligheterna att uppnå MKN B.1 och B.2.</p>
C	Biologisk störning	<p>C1. Havsmiljön ska vara fri från avsiktligt nyutsatta eller flyttade främmande arter och stammar, samt främmande arter spridda på annat sätt genom mänsklig verksamhet, som riskerar att negativt påverka den genetiska eller biologiska mångfalden eller ekosystemets funktion.</p> <p>C3. Populationerna av alla naturligt förekommande fiskarter och skaldjur som påverkas av fiske har en ålders- och storleksstruktur samt beståndsstorlek som garanterar deras långsiktiga hållbarhet.</p> <p>C4. Förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fisksamhället ska möjliggöra att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls.</p>	<p>En hamnverksamhet utgör en möjlig spridningsväg för invasiva arter. Den genomförda naturvärdesinventeringen påvisar inga invasiva arter i området. Litteraturstudien bekräftar att svartmunnad smörbult förekommer. Det går inte att utesluta att den ökade trafiken <u>oavsiktligt</u> kan sprida invasiva arter. Förändringen mot nuläget bedöms dock som försumbar. Eftersom MKN C.1. betonas att det är avseende <u>avsiktlig</u> nyutsättning eller förflyttning av främmande arter och stammar bedöms möjligheten att uppnå MKN C.1 som god men med risk för liten påverkan.</p> <p>Grumlingshalter av betydelse uppstår endast delar av tiden och inom en liten del av fiskarnas utbredningsområde. Perioderna av habitatförlust för fiskar som lämnar påverkade områden, vilket även kan innebära störning av fisklek, bedöms medföra <u>små konsekvenser</u>, då det handlar om delar av tiden och inom en liten del av fiskarnas utbredningsområde. Inte heller bedöms konsekvenserna för fisksamhället i stort inklusive möjligheterna att upprätthålla viktiga funktioner i näringsväven påverkas. Möjligheten att uppnå MKN C.3 och C.4 bedöms inte påverkas av planerad verksamhet.</p>
D	Fysisk störning	<p>D1. Den av mänsklig verksamhet opåverkade havsbottenarealen ska ha en omfattning som ger förutsättningar för att upprätthålla bottenarnas struktur och funktion för respektive livsmiljötyp.</p> <p>D2. Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka.</p>	<p>Den ansökta verksamheten innebär att delar av botten substratet muddras bort, men till största delen inom redan påverkat område. Dumpningen medför mindre bortfall av förekommande flora och fauna inom det dumpade området. Någon påverkan på bottenarnas struktur och funktion i stort bedöms emellertid inte uppstå. Möjligheten att uppnå D.1 bedöms inte påverkas av ansökt verksamhet.</p> <p>Vid val av den västra dumpningsplatsen kommer förekommande biogena rev övertäckas av muddermassor. I enlighet med D2 ska arealen av biogena substrat bibehållas eller öka. Om den östra dumpningsplatsen väljs påverkas inte normen i D2 då</p>

		<p>D3. Permanenta förändringar av hydrografiska förhållanden som beror på storskaliga verksamheter, enskilda eller samverkande, får inte påverka biologisk mångfald och ekosystem negativt.</p>	<p>här inte förekommer biogena rev. Vid val av den östra dumpningsplatsen bedöms verksamheten vara förenlig med miljö kvalitetsnormen.</p> <p>Någon permanent förändring av hydrografiska förhållanden bedöms inte uppstå. De ansökta verksamheterna i vattenmiljön bedöms inte påverka den biologiska mångfalden och ekosystemet negativt i ett långsiktigt perspektiv, möjligheten att uppnå D.3 bedöms inte påverkas av planerad verksamhet.</p>
E	Skräp och buller	<p>E1. Havsmiljön ska så långt som möjligt vara fri från skräp.</p> <p>E2. Mänskliga verksamheter ska inte orsaka skadligt impulsivt ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning.</p>	<p>Den planerade verksamheten tillför inget skräp till havsmiljön och påverkar därmed inte möjligheterna att uppnå MKN E.1.</p> <p>Impulsiva ljud förekommer under en mycket kort period under anläggningsfasen. I driftsfasen uppkommer undervattensljud i huvudsak från fartygstrafik.</p> <p>Med skyddsåtgärden dubbel bubbelgardin bedöms påverkansområdet vara lokalt och koncentrerat till anläggningsperioden. Även under känsliga perioder bedöms ljudutbredningen i anläggningsperioden inte påverka de utpekade viktiga områdena för tumlare. Med föreslagna skyddsåtgärder bedöms det därför inte uppstå någon permanent påverkan på möjligheten att uppnå MKN E.2.</p>

## Avslutande slutsatser

- Heidelberg Materials ansöker om att göra omfattande förändringar i sin verksamhet i Slite för att fram till år 2030 kunna producera cement med ett lägre klimatavtryck.
- Förändringarna innebär en påverkan på den marina naturmiljön i området i form av ökat kylvattenutsläpp, uppförande av pir, ändring av dagvattenutsläpp, tillkommande kondensatutsläpp, atmosfärisk deponering av aminer till vatten, muddringsarbeten, dumpning av muddermassor och ändring av fartygstrafiken.
- Naturmiljön består av livskraftiga ålgräsängar, hög biodiversitet av bottenfauna och är en livsmiljö där fisklek och yngeltillväxt sker. I de yttre delarna av undersökningsområdet är det troligt att gråsäl rör sig och undantagsvis även vikare samt knobbsäl. Ännu längre ut i utsjövattnet har områden utpekats som viktiga för Östersjötumlare.
- Naturmiljön omfattas även av olika skydd så som Asunden som är ett Natura 2000-område och Slite skärgård som är ett naturreservat samt diverse riksintressen. Påverkan på dessa områden från ansökt verksamhet bedöms som liten till försumbar.
- För att minimera sedimentspridning och buller i undervattensmiljön kan skyddsåtgärder som till exempel bubbelgardin användas. Effekterna på den livskraftiga och höga biodiversiteten i recipienten minskas därmed ytterligare, noteras bör att effekterna minskas från redan små negativa konsekvenser.
- Påverkan och konsekvenser på den marina naturmiljön från ökat kylvattenutsläpp från Ångturbinen bedöms som försumbar.
- Påverkan och konsekvenser på den marina naturmiljön från ökat kylvattenutsläpp från utsläppspunkten Pir mitten, och med detta även förändringar i strömningsmönster, bedöms som försumbara till små negativa.
- Då effekter från dumpning på omgivande miljö är beroende av de olika ämnenas toxicitet förordas, i föreliggande utredning, att bedömning av påverkan (och en eventuell villkorsskrivning) utgår ifrån de norska bedömningsgrunderna som är baserade på ett klassificeringssystem där varje klassgräns representerar en förväntad ökande grad av skada på djurlivet. Baserat på dessa effektbaserade halter görs bedömningen att massor inom klass 1 till och med klass 2 kan dumpas till havs.
- Dumpning i det västra området innebär en större miljöpåverkan än dumpning i det östra området eftersom det här förekommer både biogena rev och större andel fisk. Biogena rev är skyddade enligt miljö kvalitetsnormer i havsmiljödirektivet. Miljö kvalitetsnormen lyder *Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka*. De biogena reven inom området kommer vid dumpning, övertäckas med runt fem meter muddrat sediment. Sett till hela havsområdet är det dock tveksamt om förlusten av de biogena reven kommer vara mätbar.
- Muddringen kan innebära att en mindre del av ett biogent rev kommer att grävas bort, se Figur 10-12. Det biogena revet förekommer precis i utkanten av muddringsområdet och det är inte säkert att revet påverkas. Det förekommer också biogena rev på flera platser utspritt inom det undersökta området och utanför det område som enligt ansökan kan komma att muddras. De livsmiljöer som är knutna till biogena rev kommer således fortsatt förekomma inom området och den del som kan komma att påverkas av muddringen är förhållandevis liten.

- Den samlade bedömningen av konsekvenserna för marina miljöer och marint djurliv är att små negativa konsekvenser kan uppstå i områden i direkt anslutning till exempelvis utsläppspunkten för kylvatten eller muddringsområdet. För flera av de undersökta värdena är konsekvenserna försumbara sett till påverkan på populationsnivå eller bevarandestatus.
- Förändringar av fartygstrafiken bedöms leda till försumbar påverkan och konsekvens avseende kusterosion. Vågenergin från fartygstrafiken vid ansökt verksamhet är försumbar i jämförelse med vågenergin från de naturliga vindförhållandena.
- Förändrat utsläpp av dagvatten, tillkommande utsläpp av kondensat samt atmosfärisk deponering i vattnet av kommersiella aminblandningar visar på försumbara haltbidrag av föroreningar från respektive källa. För de ämnen som regleras i vattendirektivet sker ingen otillåten försämring. Resultterande haltbidrag av aminblandningarna i vattnet är långt under empiriska ekotoxikologiska gränsvärden.

Baserat på ovanstående slutsatser är den samlade bedömningen från föreliggande utredning att ansökt verksamhet kommer orsaka en försumbar till, som störst, en liten negativ konsekvens på den marina naturmiljön i närområdet. Observera att de effekter och konsekvenser som uppstår i huvudsak är knutna till anläggningsfasen och såldes temporära. I driftskedet är det endast utsläpp av kylvatten, dagvatten, kondensat, deponering av aminer och fartygstrafik som genererar omgivningspåverkan.

## Referenser

Andersson, R. (1969). Temperature and rooted aquatic plants. *Chesapeake Science*, 157-164.

Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigraý, (Miljødirektoratet, 2015) P., & Wikström, A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. *Naturvårdsverket, rapport 6723*.

Bole, L.J., de Jong, C.A.F., Bierman, S.M., et al. (2016). Effect of pile-driving sounds on the survival of larval fish. In A. N. Popper & A. Hawkins (Eds.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (pp. 91-100). Springer-Verlag.

Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., et al. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. *Havforskningsinstituttet, Bergen. Fisken og Havet*, nr. 3, 83.

Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., & TM, G. (2004). *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses. The M & MS project.

Boverket. (2023). Kartor riksintressen. Hämtat från <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/teman/riksintressen/kartor/>

Bergström, L., Öhman, M., Berkström, C., Isæus, M., et al. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. *Naturvårdsverket. Rapport No. 7049*.

Boskalis. (2012). Capability sheet. Environmental mitigation measures. Air bubble screen. Hämtad från [https://boskalis.com/media/oysloak0/air\\_bubble\\_screen\\_-\\_capability\\_sheet.pdf](https://boskalis.com/media/oysloak0/air_bubble_screen_-_capability_sheet.pdf) den 2024-03-06.

Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J. C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L. A., Ljungqvist, C. T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K. E., & Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*, 226, 42–53.

Carlén, I. (2022). Ecology and Conservation of the Baltic Proper Harbour Porpoise. *Doctoral thesis*. Stockholm University. ISBN 978-91-7911-942-3.

Carlström, J. & Carlén, I. (2016). Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *AquaBiota Report 2016:04*, 90 pp.

Cheng, Y., Zhao, N., Zhang, K., & Wei, W. (2021). Research on the plume stability of air bubble curtains under low transverse flow velocity environment in dredging engineering. *Ocean Engineering*, 232, 109133.

Daniell, J., Chappell, W., & Couch, H. (1969). Effect of Sublethal and Lethal Temperatures on Plant Cells'. *Plant Physiology*.

Dennison, W. C., Orth, R. J., Moore, K. A., Court Stevenson, J., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P. W., Batiuk, R. A. (1993). Assessing Water Quality with Submersed Aquatic Vegetation. *BioScience*, 43, 86-94.

Dietz, R., Teilmann, J., & Damsgaard Hanriksen, O. (2003). Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. *NERI Technical Report* 429.

ECHA. (2024). Hämtad från <https://chem.echa.europa.eu/>

Edrén, S. M. C., Andersen, S. M., Teilman, J., Carstensen, J., Harders, P. B., Dietz, R., & Miller, L. A. (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behaviour. *Marine Mammal Science*, 26(3), 614-634.

Ehlers, A., Worm, B., & Reusch, T. (u.d.). Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series*.

Ehlin, U., Lindahl, S., Neuman, E., Sandström, O., & Svensson, J. (2009). Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp - Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk.

Ehlin, U., Borenäs, K., Neuman, E., & Sandström, O. (2012). Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp i ett varmare klimat. *Elforsk rapport* nr. 12:26.

Emanuelsson, A., & Werner, K. (2022). Ålgräskartering runt Gotland 2019-2021 - Videokartering med stöd av akustiska metoder. Visby: *Länsstyrelsen i Gotlands län*.

Fonseca, M. S., & Bell, S. S. (1998). Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 109-121.

Fonseca, M. S., Zieman, J. C., Thayer, G. W., & Fisher, J. S. (1983). The Role of Current Velocity in Structuring Eelgrass (*Zostera marina* L.) Meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17, 367-380.

Försvarsmakten. (2022). FM2022-23088:1 Bilaga 5 Riksintressen för Totalförsvarets militära del I Gotlands län 2023. Hämtat från

<https://www.forsvarsmakten.se/siteassets/4-om-myndigheten/samhallsplanering/riksintressen/bilaga-5-gotlands-lan.pdf>

Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., & Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning. *Naturvårdsverket*. Rapport 5999.

Hanke, F. D., & Dehnhardt, G. (2018). On route with harbor seals – how their senses contribute to orientation, navigation and foraging. *Neuroforum*, 24(4), A183–A195. <https://doi.org/10.1515/nf-2018-A012>

Havs- och vattenmyndigheten. (2014). Havsmiljödirektivet – EU:s gemensamma väg mot friska hav. Hämtat från <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/havsmiljodirektivet.html>

Havs- och vattenmyndigheten. (2017). Åtgärdsprogram för ålgräsängar, *Zostera* spp. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:24*.

Havs- och vattenmyndigheten. (2021). Åtgärdsprogram för tumlare, *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758). *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:11*.

Hawkins, A. D., Hazelwood, R. A., Arthur, N., et al. (2021). Substrate Vibrations and Their Potential Effects upon Fishes and Invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 149(4), 2782–2790.

Hickin, E. J. (1995) *River Geomorphology*. Chichester: Wiley.

Karlsson, M., Kraufvelin, P., & Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. *Aqua reports 2020:1*.

Kastelein, R. A., Van de Voorde, S., & Jennings, N. (2018). Swimming Speed of a Harbor Porpoise (*Phocoena phocoena*) During Playbacks of Offshore Pile Driving Sounds. *Aquatic Mammals*, 44(1), 92-99.

Kasumyan, A. O. (2005). Structure and Function of the Auditory System in Fishes. *Journal of Ichthyology*, Vol. 45, Suppl. 2, S223–S270.

Lagardère, J. P. (1982). Effects of noise on growth and reproduction of Crangon in rearing tanks. *Marine Biology*, 71, 177-185.

Last, K., Hendrick, V., Beveridge, C., & Davies, A. J. (2011). Measuring the effects of suspended particulate matter and burial on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. *Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund*.



Länsstyrelsen i Gotlands Län. (2016, December 21). Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0340154 Asunden. Visby: *Länsstyrelsen i Gotlands län*.

Länsstyrelsen i Gotlands Län. (2016, November 25). Bildande av naturreservatet Slite skärgård, Othem, Hellvi, Rute och Lärbro socknar, Gotlands kommun. Visby: *Länsstyrelsen i Gotlands län*.

Länsstyrelsen i Gotlands Län. (2022). Underlag till uppdrag att bedöma marina IBA-områden och vid behov lämna förslag på nya SPA-områden enligt EU:s fågeldirektiv. Visby: *Länsstyrelsen i Gotlands län*.

Länsstyrelserna - digital miljöatlas. (2023). Kartverktyg. Hämtat från <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=e00b68a27e474926930a2197683733ea>

Miljødirektoratet. 2015. Risikovurdering av forurenset sediment. M-409.

Miljødirektoratet. 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota –revidert 30.10.2020. M-608.

Moksnes, P. (2009). Restaurera ålgräsängar. *Västra Götalands län*. doi:1403-168X

Moriyasu, M., Allain, R., Benhalima, K., & Claytor, R. (2004). Effects of seismic and marine noise on invertebrates: A literature Review. Ottawa: *Canadian Science Advisory Secretariat*.

Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. (2022). Cementverksamhet på Gotland viktig för totalförsvaret. Hämtat från <https://www.msb.se/sv/aktuellt/nyheter/2022/december/cementverksamhet-pa-gotland-viktig-for-totalforsvaret/>

Naturvårdsverket - Skyddad Natur. (2023). Kartverktyg. Hämtat från <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

Nejrup, L., & Pedersen, M. (2008). Effects of Salinity and Water Temperature on the Ecological Performance of *Zostera Marina*. *Aquatic Botany*. doi:10.1016/j.aquabot.2007.10.006

OSPAR. 2020. Background document on Tributyltin (TBT) in sediment, Swedish Quality Standard. ISBN: 978-1-913840-01-3.

Russell, D.J.F., Hastie, G.D., Thompson, D., Janik, V.M., Hammond, P.S., Scott-Hayward, L.A.S., Matthiopoulos, J., Jones, E.L. & McConnell, B.J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J Appl Ecol*, 53, 1642-1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>

Saskov, A., Siaulys, A., & Bucas, M. (2014). Baltic herring (*Clupea harengus* membras) spawning grounds on the Lithuanian coast: current status and shaping factors. *Oceanologia*, 56, 789-804.

Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A., & Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 328–340. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu187>

Zhao, L., Song, C., Fang, C., Xu, Y., Xin, Z., Liu, Z. & Zhang, C. (2023). Spatiotemporal variation of long-term surface and vertical suspended particulate matter in the Liaohe estuary, China. *Ecological Indicators*, 151, 110288.

Westerberg, H., Rönnbäck, P., & Frimansson, H. (1996). Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES E:26*

# Bilageförteckning

Bilaga A – Recipientutredning - miljö kvalitetsnormer

Bilaga B - Modellering av kylvatten

Bilaga C - Modellering av sedimentspridning

Bilaga D - Modellering av undervattensbuller

Bilaga E - Litteraturstudie – fisk och marina däggdjur

Bilaga F - Sedimentutredning

Bilaga G – Marinbiologisk undersökning

Bilaga H – Fartygsvågor vid insegling till bolagets hamn och deras inverkan på omgivande stränder

Bilaga I – Klassgränser enligt norska bedömningsgrunder