



PELAGIA

Rapport 2024-01-12

VINDPARK SYLEN - MARINBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR OCH KONSEKVENSBEDÖMNING

På uppdrag av Svea Vind Offshore

VINDPARK SYLEN - MARINBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR OCH KONSEKVENSBEDÖMNING

Författare:

Direkt:

Kvalitetsgranskat av:

Annelie Lagesson
Johan Lidman
Johanna Nadmyr
Kenneth Karlsson
Madelene Fridell
Peder Larsson
Rickard Degerman
Tobias Österberg

peder.larsson@pelagia.se
090 702 174

Annelie Lagesson
Kenneth Karlsson
Peder Larsson

Kartor:

Publicerade med tillstånd av Metria AB, Se Sverigeavtal samt Lantmäteriets öppna data



Akrediterade metoder i denna rapport avser:
Provtagning och utvärdering av sediment.
Provtagning, analys och utvärdering av bottenfauna.

Laboratorier ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i ISO/IEC 17025:2017.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

Innehållsförteckning

RAPPORT 2024-01-12

PÅ UPPDRAG AV SVEA VIND OFFSHORE

1	INLEDNING	4
1.1	Bakgrund och syfte.....	4
1.2	Rapportupplägg.....	4
1.3	Projektområde.....	4
2	MARINBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR	5
2.1	Genomförande och metoder.....	5
2.1.1	Miljögifter i sediment.....	5
2.1.2	Marina däggdjur.....	10
2.1.3	Fisk.....	13
2.1.4	Bottenfauna.....	14
2.1.5	Videokartering och bottenvegetation.....	15
2.2	Resultat och diskussion.....	19
2.2.1	Miljögifter i sediment.....	19
2.2.2	Marina däggdjur.....	27
2.2.3	Fisk.....	33
2.2.4	Bottenfauna.....	44
2.2.5	Videokartering och bottenvegetation.....	47
2.3	Sammanfattande slutsatser.....	55
2.3.1	Miljögifter i sediment.....	55
2.3.2	Marina däggdjur.....	56
2.3.3	Fisk.....	56
2.3.4	Bottenfauna.....	57
2.3.5	Videokartering och bottenvegetation.....	58
3	KONSEKVENSBEDÖMNING	60
3.1	Påverkansfaktorer.....	60
3.1.1	Habitatförändring.....	60
3.1.2	Suspenderat material och sedimentation.....	60
3.1.3	Miljögifter.....	63
3.1.4	Reveffekt.....	63
3.1.5	Skuggning.....	64
3.1.6	Undervattensljud.....	64
3.1.7	Elektriska och magnetiska fält.....	64
3.2	Bedömningskriterier.....	66
3.3	Konsekvensbedömning.....	67
3.3.1	Marina däggdjur.....	67
3.3.2	Fisk.....	75
3.3.3	Bottenfauna.....	86
3.3.4	Bottenvegetation.....	95
3.4	Kumulativa effekter.....	107
3.4.1	Påverkansfaktorer och aktuella verksamheter.....	107

3.4.2	Bedömning	109
3.5	Natura 2000	111
4	STATUSKLASSIFICERING OCH MILJÖKVALITETSNORMER	114
4.1	Bakgrund till bedömningarna	114
4.2	Projektområde	114
4.3	Statusklassificering enligt VISS, vattenförekomster	115
4.4	Bedömning av påverkan på miljöstatus.....	116
4.5	Bedömning av påverkan på miljökvalitetsnormer	121
5	REFERENSER	129
	BILAGA 1. SEDIMENTANALYSER	140
	BILAGA 2. SEDIMENTPROTOKOLL	162
	BILAGA 3 ANALYSRAPPORT EDNA	163
	BILAGA 4. BOTTENFAUNA ANALYSROTOKOLL	165
	BILAGA 5. FÖRDELNING AV BOTTENSUBSTRAT	166
	BILAGA 6. FÖRDELNING AV OBSERVERAD BIOTA	167
	BILAGA 7. SUMMERAD BOTTENFAUNA FRÅN BOTTENFAUNAUNDERSÖKNING	170
	BILAGA 8. FÖRDELNING AV HABITAT ENLIGT HELCOM HUB	171
	BILAGA 9. UPPSKATTNING AV BOTTENSUBSTRAT SAMT OBSERVATIONER	172

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Svea Vind Offshore AB avser att undersöka möjligheterna att etablera en havsbaserad vindkraftspark, Vindpark Sylen i Bottenhavet, öster om Söderhamns och Hudiksvalls kommuns kustområden. I samband med kommande tillståndsprövning har Pelagia Nature & Environment AB (fortsättningsvis Pelagia) fått i uppdrag att utreda miljöförhållandena i projektområdet.

Mer specifikt har syftet med utredningen varit att genomföra marinbiologiska undersökningar i det planerade parkområdet för Vindpark Sylen, samt att utifrån genomförda undersökningar och rådande kunskapsläge göra en konsekvensbedömning för den sökta verksamhetens påverkan på biologin i området, både under anläggnings- och driftsfas. Vidare har den sökta verksamhetens påverkan på miljöstatus och miljökvalitetsnormer bedömts, det vill säga, huruvida aktuella åtgärder riskerar att bidra till försvårande omständigheter att upprätthålla eller uppnå God miljöstatus i aktuellt bedömningsområde.

1.2 Rapportupplägg

Rapporten är uppdelad i fyra delar.

Del 1, beskriver syftet med utredningen samt det aktuella projektområdet.

Del 2, presenterar de utredningar som har genomförts, gällande miljögifter i sediment, marina däggdjur, fisk, bottenfauna, videokartering av botten, samt erhållna resultat från dessa.

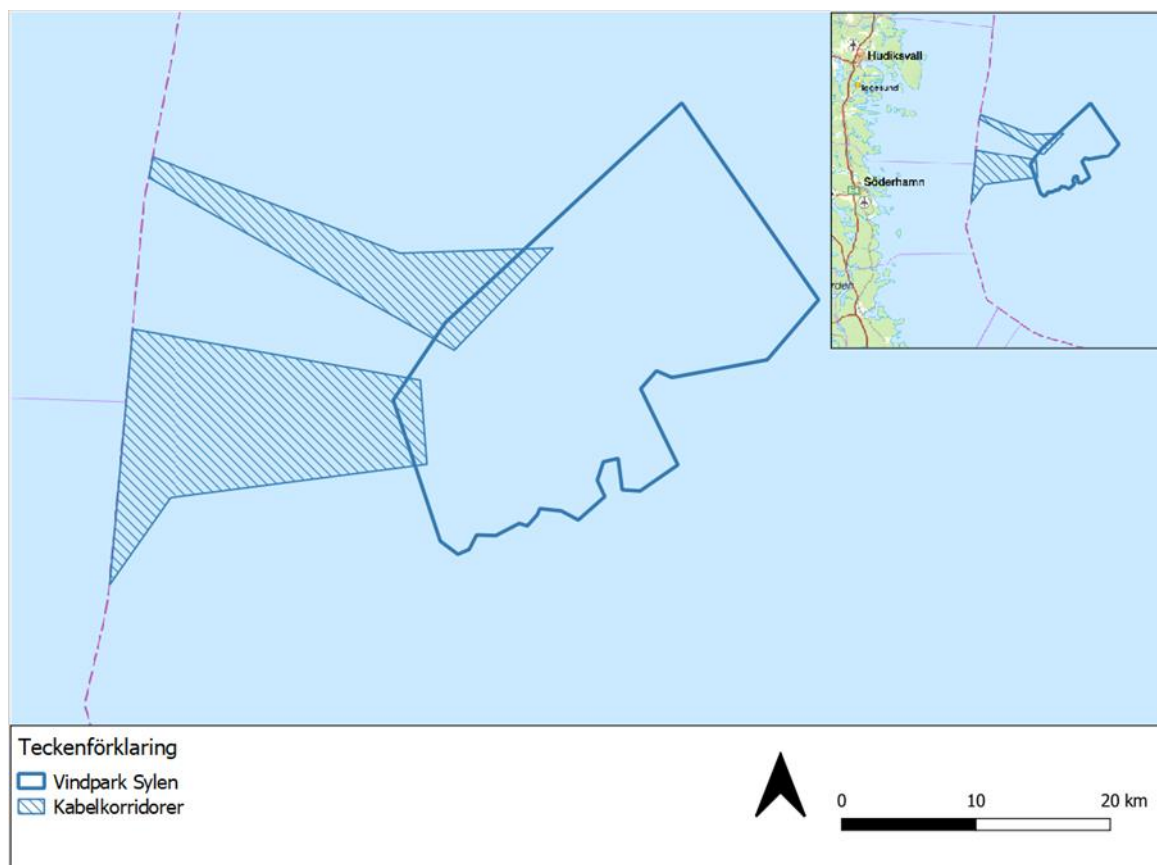
Del 3, presenterar konsekvensbedömningar för sökt verksamhets påverkan på marina däggdjur, fisk, bottenfauna och bottenvegetation. Vidare görs en bedömning gällande kumulativ påverkan samt bedömd påverkan på närliggande N2000-områden.

Del 4, presenterar bedömning av sökt verksamhets påverkan på god miljöstatus och miljökvalitetsnormer.

1.3 Projektområde

Det planerade parkområdet (Figur 1.1) ligger cirka 50 km respektive 60 km utanför Hudiksvalls och Söderhamns kustområden samt omkring 45 km till närmaste ö. Parkområdet ligger i Sveriges ekonomiska zon (SEZ), utanför territorialgränsen. Därtill inkluderar projektet två alternativa kabelkorridorer i SEZ fram till territorialgränsen. Landanslutningsalternativ och kabelkorridorer utanför SEZ behandlas inom separat tillståndsprövning och omfattas därför inte av denna rapport. Fortsättningsvis benämns hela projektområdet i Figur 1.1 (parkområde och kabelkorridorer) Vindpark Sylen.

Parkområdet utgör en yta på totalt 524 km² med maximalt 347 st vindkraftverk. Beroende på val av fundament kommer varje vindkraftverk leda till ett bottenavtryck på ungefär 5 700–11 300 m² (85–120 m i diameter) och en sammanlagd yta på 2,0–4,2 km². Fundament och erosionsskydd kommer således maximalt att uppta cirka 0,8 % av parkområdet. Varje kabel påverkar en bredd på, som mest, initialt vid nedläggning 15 m och efter övertäckning 3 m. Sammantaget beräknas kablarna utgöra cirka 0,27% av parkområdets yta. Parkområdet beräknas i sin tur utgöra cirka 2 % av bedömningsområdet Bottenhavets utsjövatten.



Figur 1.1. Vindpark Sylen. Blå markering indikerar det planerade området för vindkraftsparken och streckade områden alternativ för kabelkorridorer. Streckad lila linje anger territorialgränsen.

2 Marinbiologiska undersökningar

Pelagia har under år 2023 genomfört undersökningar i parkområdet för Vindpark Sylen i form av provtagning och analys av sediment och bottenfauna samt videokartering med analys av bottensubstrat, flora (bottenvegetation) och fauna (djurliv). Vidare har projektområdets fisksamhälle utretts med hjälp av en litteraturstudie samt eDNA-analys. En litteraturstudie har även genomförts för att utreda områdets marina däggdjur. Resultaten från undersökningarna presenteras i denna del (Del 2) och resultaten är i sin tur underlag för de konsekvensbedömningarna som följer i Del 3.

2.1 Genomförande och metoder

2.1.1 Miljögifter i sediment

Källor till föroreningar i havssediment kan bestå av dels punktkällor som släpper ut föroreningen direkt till en recipient, dels kan källorna vara diffusa varför källan blir ospecifik. För havssediment kan källan till föroreningar dessutom vara från landbaserade (utsläpp till luft och vatten) och vattenbaserade (båttrafik, hamnar) verksamheter.

Utsläpp av föroreningar till vatten kan resultera i inlagring av föroreningarna i sediment. Ofta sprids föroreningen över stora ytor, vilket resulterar i låg variation i halt mellan områden, men högre halter förekommer ofta i områden med högre organisk halt i sedimenten eller där sediment med hög andel lerpartiklar förekommer (Dang m.fl. 2015; Remeikaitė-Nikienė m.fl. 2015). Inom projektområdet Vindpark Sylen förväntas därför en relativt låg variation mellan provtagningsstationer med liknande sediment. Detta då avsaknaden av punktkällor gör att eventuella föroreningar sprids över stora ytor och

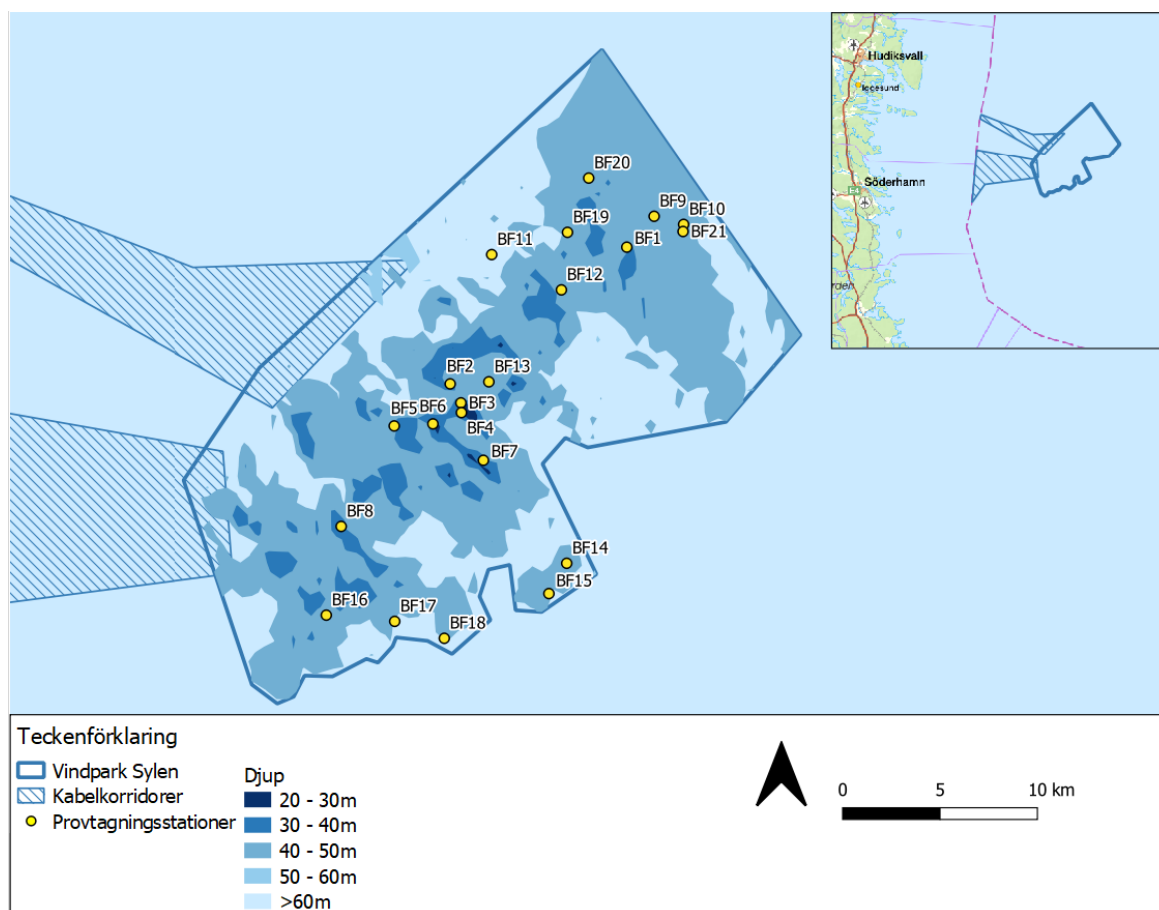
föroreningshalten främst då är kopplad till sedimentets fysikaliska egenskaper, dvs organisk halt och partikelstorlek.

Spridning av inlagrade föroreningar i sedimenten riskerar att uppstå vid förändring av de kemiska förutsättningarna, exempelvis syretillgång, vilket kan komma att ske under anläggningsfasen av vindkraftsparken då sediment grumlans upp. Syftet med denna utredning var att få en överblick över eventuell föroreningsproblematik i sediment inom projektområdet.

2.1.1.1 Sedimentprovtagning

Provtagningen utfördes av Arvid Ros och Robin Olsson (Pelagia) 9–10 juni 2023 och genomfördes i enlighet med Naturvårdsverkets handledning *Undersökningstyp – Metaller i sediment Version 1:2* (Naturvårdsverket 2017) och *Undersökningstyp – Sediment basundersökning* (HaV 2016a).

Sedimentprovtagningen utfördes vid 21 olika provtagningsstationer inom parkområdet. Stationernas position slumpades ut så provtagningsstationer fördelades mellan havsdjup på över 40 m och under 40 m. Anledningen till uppdelningen var att säkerställa provtagning av både ackumulationsbottnar och erosionsbottnar i området (Figur 2.1).



Figur 2.1. Karta över undersökningsområdet (blå polygon) och provtagningsstationer för sedimentprovtagning.

För provtagning användes van Veen-provtagare då de grovkorniga och hårda sedimenten inte möjliggjorde provtagning med rörprovtagare. Inom varje provtagningsstation togs ett sedimentprov inom en radie på 100 m. Om sediment ej erhöles, på grund av avsaknad eller för kompakta sediment, avbröts provtagningen efter sex provtagningsförsök och provpunkten uteslöts från vidare undersökning. Från varje erhållet prov uttogs ett ytsedimentprov från de översta 0–5 cm, och om möjligt ett prov från sedimentdjup > 5 cm. Proverna förvarades i kylbag i fält och i 8°C innan vidare analyser. Kemiska och fysikaliska analyser utfördes på samlingsprov innehållande sediment från två till tre

provtagningsstationer, där lika volym sediment från respektive provstation blandades till ett homogent prov. Fördelen att använda samlingsprov är att det ger en översiktlig bild över föroreningshalter inom det område där proverna tagits och ger en överblick över eventuell föroreningsproblematik i parkområdet.

2.1.1.2 Kemiska analyser

Analyserade parametrar inkluderar dels de ämnen som ingår i kriterierna för bedömning av God miljöstatus enligt HVMFS 2012:18 (HaV 2019a). Dessutom inkluderade de kemiska analyserna ämnen som ingår i SGU's övervakning av belastning och trender av miljöföroreningar i uthavssediment (Josefsson 2022) och ämnen som kan kopplas till sjöfart och verksamheter vid angränsande kustområde, så som pappers- och massaindustrin, metallindustrin och sågverk (SWECO 2023). Sjöfart är bland annat en källa till ämnen som läcker från båtfärg, så som tributyltenn, och rester av oljeutsläpp som sedan lagras in i sediment (Jägerbrand m.fl. 2019). Utsläpp från pappers- och massaindustrin, metallindustrin och sågverk har historisk lett till att metaller och dioxiner släppts ut till miljön och på grund av att metaller inte bryts ned och den långa nedbrytningstiden för dioxiner finns de fortsatt kvar i miljön (Lager 2013).

En översikt över analyserade parametrar kan ses i Tabell 2.1. Samtliga analyser (Bilaga 1) utfördes av Eurofins Environment Sweden AB (ackrediteringsnummer 1125). Resultaten från de kemiska analyserna är uttryckt som mängd/kg torrsbstans (TS).

Tabell 2.1. Översikt över analyserade parametrar i provtagna sediment.

Parametrar	Analys
Fysikaliska	Torrsubstans
	Glödförlust
	Beräknad TOC
Kemiska	Polyaromatiska kolväten (PAH)
	Polyklorerade bifenyler (PCB)
	Pesticider och tennorganiska föreningar
	Petroleumprodukter
	Dioxiner och furaner
	Biocider och nedbrytningsprodukter
	Extraherbara organiska halogenföreningar
	Metaller

2.1.1.3 Utvärdering av analysresultat - Fysikaliska parametrar

Sedimentprovets fysikaliska egenskaper har utvärderats enligt handledningsdokumentet *Undersökningstyp – Sediment basundersökning* (HaV 2016a).

2.1.1.4 Utvärdering av analysresultat - Kemiska parametrar

Resultaten från metallanalyserna och analyserna av organiska föreningar har utvärderats enligt *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön* (HVMFS 2012:18, HaV 2019a) utifrån gällande tröskelvärden för utsjösediment (Tabell 2.2) som återfinns i HVMFS 2019:25: Bilaga 5 (Kapitel 4: *Särskilda förorenande ämnen (SFÅ) i kustvatten och vatten i övergångszon*), samt Bilaga 6 (*Kemisk*

ytvattenstatus, prioriterade ämnen) (HaV 2019b). Uppmätta halter av fluoranten, tributyltennföreningar och koppar har i enlighet med HVMFS 2019:25 normaliserat mot organisk kolhalt (TOC) i de prover där TOC-halten översteg 5 %.

Tabell 2.2. Tröskelvärden (µg/kg TS) för organiska föreningar och metaller i sediment enligt HVMSF 2019:25 (HaV 2019b).

Ämne	Tröskelvärde
Organiska föreningar (µg/kg TS)	
Antracen	24
Fluoranten ^a	2,0
Tributyltennföreningar (Tributyltenn- katjon) ^a	1,6
Metaller (mg/kg TS)	
Kadmium (Cd)	2,3
Koppar (Cu) ^{a,b}	52
Bly (Bp)	120

^a Miljö kvalitetsnormen avser sediment med 5 % organiskt kol. Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med [5/(aktuell organisk kolhalt i %)] före jämförelsen (HVMFS 2019:25).

^b Miljö kvalitetsnorm är framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrund, om den naturliga bakgrunden hindrar efterlevnad av miljö kvalitetsnormen (HVMFS 2019:25).

2.1.1.4.1 Organiska föreningar utan tröskelvärden

För de PAH:er och dioxiner som saknar tröskelvärden har uppmätta halter som överskrider rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering klassificerats enligt norska klassificeringsgränser (Tabell 2.3) för föroreningar i sediment (Miljødirektoratet 2016). Klassificeringen är baserad på internationellt etablerade tester för miljö kvalitetsstandarder och riskutvärdering av kemikalier som används inom EU (Miljødirektoratet 2016). Gränsvärdena för klassificeringen grundar sig i *Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards* (TGD. No. 27). För halter som klassificeras till Klass 1 eller Klass 2 förväntas inga ekotoxikologiska effekter ske, för Klass 3 finns risk för kroniska effekter vid långtidsexponering och halter som klassificeras till Klass 4 och Klass 5 finns risk för toxiska effekter vid korttidsexponering.

Vid utvärdering av dioxinhalter i sediment redovisas utöver de faktiskt uppmätta halterna av sju ton undersökta dioxiner även summan av dioxin i provet omräknat till toxiska ekvivalenter (WHO 2005 TEQ och I-TEQ (NATO/CCMS)). Dessa summeringar har utförts av Eurofins och beräknas både som TEQ Lower bound och TEQ Upper bound.

TEQ Lower bound beräknas enligt följande:

- De dioxiner som uppmätts i halter under respektive rapporteringsgräns för laboratoriets ackreditering har ersatts med "0" vid summering.
- TEQ Lower bound består därmed av summan av uppmätta halter över respektive rapporteringsgräns.

TEQ Upper bound har beräknats enligt följande:

- För dioxiner som uppmätts under rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering, har respektive rapporteringsgräns använts vid summering.
- TEQ Upper bound består därmed av summan av uppmätta halter över respektive rapporteringsgräns samt, i de fall halten underskridit rapporteringsgränsen, även summan av respektive rapporteringsgräns.

Tabell 2.3. Klassindelning av halter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av organiska föreningar i sediment enligt Miljødirektoratet (2016).

Ämne	Halt ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)				
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Bakgrund	God	Moderat	Dålig	Mycket dålig
PAH					
Naftalen	0–2	2–27	27–1 754	1 754–8 796	>8 796
Acenaftilen	0–1,6	16–33	33–85	85–8 500	>8 500
Acenaften	0–2,4	2,4–96	96–195	195–19 500	>19 500
Fluoren	0–6,8	6,8–150	150–694	694–34 700	>34 700
Fenantren	0–6,8	6,8–780	780–2 500	2 500–25 000	>25 000
Antracen	0–1,2	1,2–4,8	4,8–30	30–295	>295
Fluoranten	0–8	8–400		400–2 000	>2 000
Pyren	0–5,2	5,2–84	84–840	840–8 400	>8 400
Bens(a)antracen	0–3,6	3,6–60	60–501	501–501 000	>50 1000
Krysen	0–4,4	4,4–280		2,80–2 800	>2 800
Bens(b)fluoranten	0–90	90–140		140–10 600	>10 600
Bens(k)fluoranten	0–90	90–135		135–7400	>7 400
Bens(a)pyren	0–6	6–183	183–230	230–13 100	>13 100
Dibens(ah)antracen	0–12	12–27	27–273	273–2 730	>2 730
Bens(ghi)perylene	0–18	18–84		84–1 400	>1 400
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0–20	20–63		63–2 300	>2 300
Summa PAH16	0–300	300–2000	2000–6000	6 000–20 000	>20 000
Dioxiner (ng/kg TEQ TS)		0–0,86	0,86–3,6	3,6–500	>500

För de tennföreningar och PCB-kongener som saknar tröskelvärde har en klassificering av uppmätta halter över rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering gjorts enligt *Klassning av halter av organiska föreningar i sediment* (Josefsson 2017, Tabell 2.4). Det bör dock poängteras att klassningen ej är effektbaserad och ska därmed inte användas för att utvärdera effekter utan bara ge en indikation om uppmätta halter är höga eller låga utifrån ett nationellt perspektiv.

Tabell 2.4. Klassindelning av halter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av organiska föreningar i sediment enligt Josefsson (2017).

Ämne	Halt ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)				
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Mycket låg	Låg	Medelhög	Hög	Mycket hög
Tennföreningar					
MBT		<1 000	1 000–10 000	10 000–20 000	\geq 20 000
DBT		<1 000	1 000–10 000	10 000–26 000	\geq 26 000
PCB					
PCB 28		<0,066	0,066–0,3	0,3–1,3	\geq 1,3
PCB 52		<0,12	0,12–0,40	0,40–1,9	\geq 1,9
PCB 101	<0,1	0,1–0,34	0,34–1,1	1,1–5,5	\geq 5,5
PCB 118	<0,084	0,084–0,31	0,31–0,84	0,84–3,6	\geq 3,6
PCB 138	<0,21	0,21–0,67	0,67–2,0	2,0–9,1	\geq 9,1
PCB 153	<0,2	0,2–0,61	0,61–2,0	2,0–7,9	\geq 7,9
PCB 180	<0,081	0,081–0,29	0,29–0,9	0,9–4,9	\geq 4,9
Summa PCB7	<0,81	0,81–2,5	2,5–7,6	7,6–34	\geq 34

Uppmätta halter av extraherbara halogener (EOX) har jämförts mot klassificeringen för förorenade havssediment i förorenade områden: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata* (Naturvårdsverket 2002). Likt Naturvårdsverket (1999) ger detta ingen indikation på påverkan utan bara en indikation om eventuell förorening.

För övriga organiska föroreningar där det saknas jämförvärden, samt för de prover där halter klassificeras som Höga-Mycket höga, har en jämförelse gjorts mot referensdata från sediment från Bottenhavet som ingår i SGU:s miljöövervakning (SGU 2023).

Halter av organiska föroreningar under rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering anses inte orsaka påverkan av betydelse på ekosystemet och har därför inte utvärderats vidare.

2.1.1.4.2 Metaller utan tröskelvärden

Metaller som saknar miljö kvalitetsnormer har utvärderats enligt norska klassificeringsgränser (Tabell 2.5) för föroreningar i sediment (Miljødirektoratet 2016).

Tabell 2.5. Jämförelsevärden (mg/kg TS) för metaller i marina sediment och klassindelning av avvikelser (kvoten) från jämförvärdet i uppmätta halter enligt norska klassificeringsgränser för föroreningar i sediment (Miljødirektoratet 2016).

Metall	Halt (mg/kg TS)				
	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Bakgrund	God	Moderat	Dålig	Mycket dålig
Arsenik	0–15	15–18	18–71	71–580	>580
Krom	0–60	60–620	620–6 000	6 000–15 500	>15 500
Kvicksilver	0–0,05	0,05–0,52	0,52–0,75	0,75–1,45	>1,45
Nickel	0–30	30–42	42–271	271–533	>533
Zink	0–90	90–139	139–750	2 750–6 690	>6 690

För barium, kobolt och vanadin saknas jämförvärden varför uppmätta halter har jämförts mot referensdata från sediment från Bottenhavet som ingår i SGU:s miljöövervakning (SGU 2023).

2.1.2 Marina däggdjur

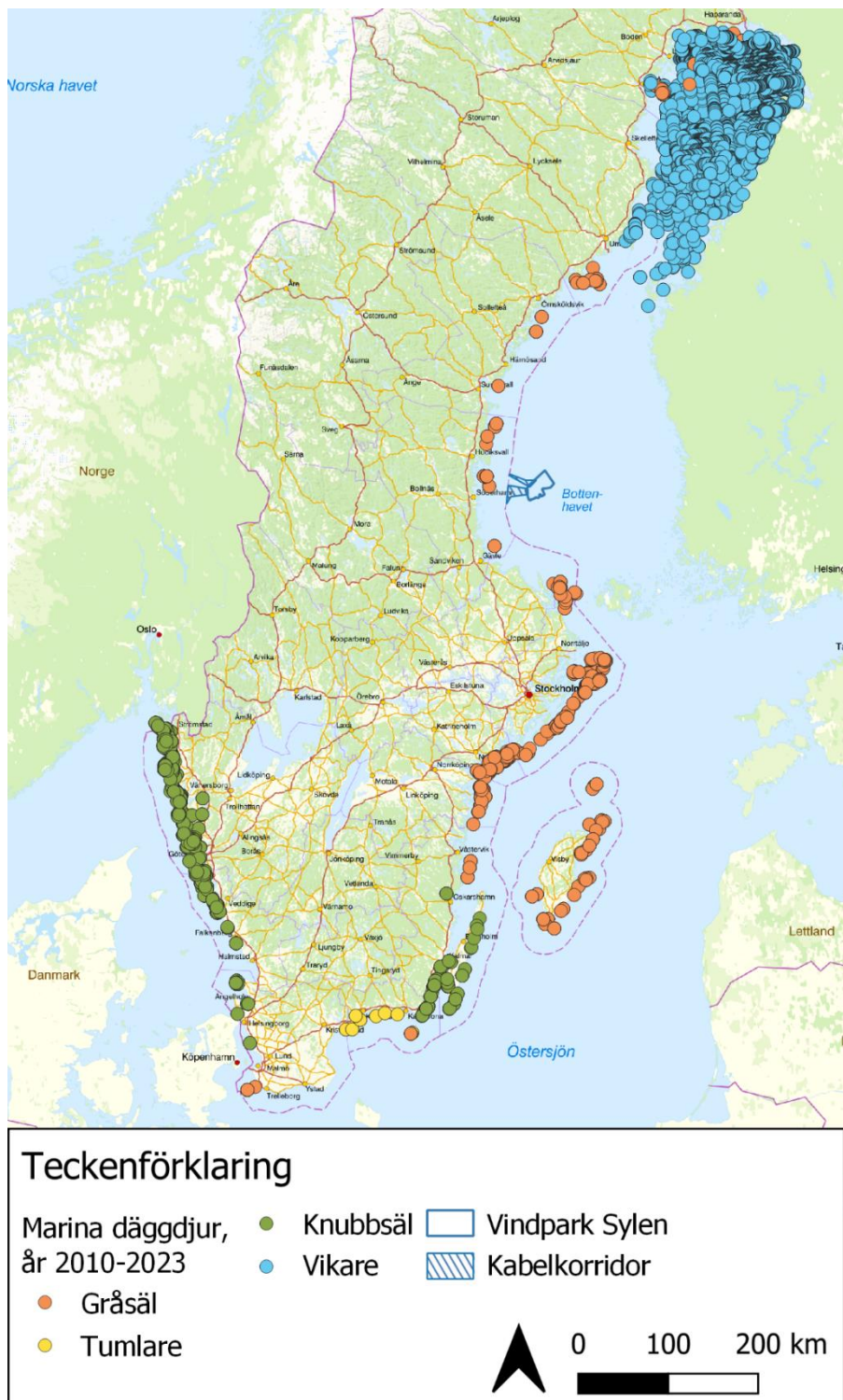
Undersökningen baseras i stor utsträckning på information från den nationella miljöövervakningen där gråsäl och vikare har undersökts avseende bestånd och patologisk övervakning relaterat till miljögifter sedan 1970-talet, och i form av nationell miljöövervakning sedan 1989 för gråsäl och sedan 1995 för vikare (Naturvårdsverket 2009). Inventeringarna utförs av Naturhistoriska Riksmuseet och insamlat offentligt data tillhandahålls av SMHI (dataportalen SHARKweb; SMHI 2023). Ytterligare data över sälobservationer har hämtats från Artportalen (SLU Artportalen 2023).

Andra kunskapskällor för sammanställningen över de marina däggdjurens aktuella status samt relationen till havsbaserad vindkraft är i stor utsträckning hämtade från forskningsprogrammet Vindval, om vindkraftens påverkan på människor, natur och miljö, som drevs av Naturvårdsverket på uppdrag av Energimyndigheten.

2.1.2.1 Marina däggdjur relevanta för projektet

Inom ramen för projektet Vindpark Sylen och dess geografiska fokusområde är vikaren men särskilt gråsäl av intresse med avseende på befintliga marina däggdjur som lever i Bottenhavet. Andra arter som knubbsäl och tumlare uppehåller sig främst i sydliga delar av Östersjön och kommer därför inte

beröras i denna litteraturstudie, I Figur 2.2 redovisas utbredningen av knubbsäl, tumlare, vikare och gråsäl, enligt data från den nationella miljöövervakningen, inrapporterat till SHARKweb (SMHI 2023). Vikare och gråsäl har observerats (SLU Artportalen 2023) vid kustområdet i höjd med den planerade Vindpark Sylen under den period som denna skrivbordsstudie berör (2010–2023) men gråsälen bedöms vara den art som främst uppehåller sig och berörs inom eller i närområdet av Vindpark Sylen.



Figur 2.2 Utbredning av knubbsäl, vikare, tumlare och gråsäl enligt nationella inventeringar av Naturhistoriska riksmuseet, inrapporterade till SHARKweb (SMHI 2023) mellan åren 2010–2023. Data inhämtat från SHARKweb 2023-10-12.

2.1.2.1.1 Gråsäl

Gråsälerna är kategoriserad som livskraftig (SLU Artdatabanken 2020) och förekommer över stora områden i svenska vatten längs hela Östersjökusten och upp till norra Bottenviken.

Gråsälarna kan röra sig över mycket stora ytor, upp mot eller över 10 000 km², och de kan därmed förflytta sig mellan kustområden i svenska, finska och estniska vatten (Naturvårdsverket 2011a). Även om de kan röra sig över stora områden visar många på en "hemortstrohet" som varar över längre perioder (HaV 2019c). Merparten av gråsälsbeståndet uppehåller sig under sommaren i norra delen av egentliga Östersjön, men söker sig norrut till drivisarna i Bottenhavet, Bottenviken samt Finska viken då det är dags att föda. Med de milda vintrar som varit har det blivit vanligare att sälhonor föder sina kutar på land, vilket oftast sker inom väl definierade områden både i Sverige, Finland och Estland (HaV 2019c). Den nationella miljöövervakningen som görs täcker in samtliga kända gråsälstillhåll, vilket är ett 30-tal längs med den svenska Östersjökusten och nya lokaler adderas till inventeringarna då de upptäcks (HaV 2016b). Detta gör att de lokaler som är inventerade också är områden som är viktiga och återkommande används av gråsäl.

Under februari-mars pågår perioden då gråsälarna föder sina ungar ute på drivisen eller på land. En hona föder ofta en kut per år och blir könsmogen normalt under det femte eller sjätte levnadsåret. Ungen diar normalt cirka tre veckor på födelseplatsen. I slutet av digivningsperioden sker nästa parning. Senare under maj-juni sker pälsbytet, som beroende på isförhållanden, sker antingen på isen eller uppe på skär (Naturvårdsverket 2011a). Överlevnaden hos de kutar som föds på land är lägre än de som föds på isen. Bland annat på grund av ökad stress och ökad risk att drabbas av infektioner till följd av höga tätheter i kolonin. Den genomsnittliga vikten hos kutar som föds på land är lägre än de som föds på isen vilket påverkar överlevnadsmöjligheterna inför vintern. Efter perioden av pälsbyte påbörjas en längre födosöksperiod som pågår fram till vinterns början (HaV 2019c).

Hos unga individer är kräftdjur, mollusker och mindre fisk vanlig föda medan äldre sälar främst äter stim- och bottenlevande fisk, så som strömming, torsk, sik och mört. Vad de främst äter beror dock mycket på vad som finns tillgängligt. Under digivningen förlorar honan 40–50 % av sin totala vikt och de lägger mycket energi på att bygga upp späcklagren inför vintern (HaV 2019c).

2.1.2.1.2 Vikare

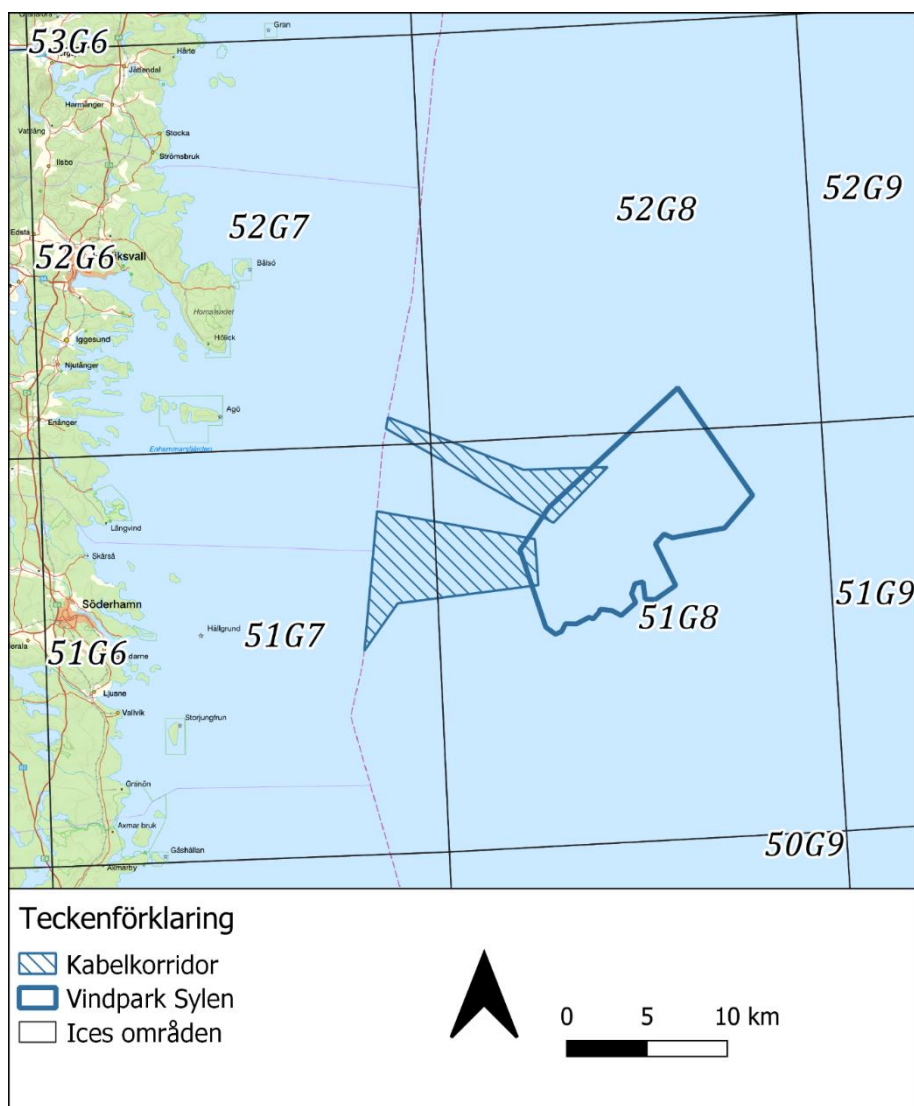
Vikaren är kategoriserad som livskraftig (Artdatabanken 2020) och förekommer i Norra Kvarken och Bottniska viken. De är helt beroende av stabil havsis för att klara sig. Havsisen är ett avgörande element både under födsel och digivningen, under februari-mars, och för de vuxna vikarnas pälsbyte under april-maj (Naturvårdsverket 2011b). Vikarens geografiska spridning i Sverige har högst populationskoncentrationer i Bottenviken, men de förekommer även utanför Sverige i Finska viken och i Rigabukten. Under årets isfria perioder spenderar vikaren 80–90 % av tiden ute till havs, och resterande tid spenderas vid skär och på stenar i kustnära grundare vattenområden, då inte begränsat till Bottenviken. Vikaren kan färdas långa sträckor, omkring 30–50 mil (Naturvårdsverket 2011b).

Honan föder sin unge på havsisen i snö- och isgrottor under perioden februari-mars. Kutens päls är värmeisolerande på land men klarar inte av de kalla temperaturerna i vattnet vilket gör att havsisen är helt avgörande för kutens överlevnad. När isen bryts upp innan pälsbytet sker överlever inte kuten i det kalla vattnet. Milda vintrar, sämre havsis tillsammans med drunkning i fiskeredskap är de vanligaste dödsorsakerna hos yngre vikare (Naturvårdsverket 2011b).

Huvudsakligen äter de yngre vikarna mindre kräftdjur (så som skorv) och spigg. Senare när de är något äldre äter vikaren huvudsakligen simpbor, skarpsill och strömming i storleksordningen 15–20 cm. Vintertid äter även de äldre vikarna mycket skorv (Naturvårdsverket 2011b).

2.1.3 Fisk

Fiskfaunan beskrivs här baserat på data från provfisken genomförda inom nationella och regionala miljöövervakningsprogram (SLU Aqua), Naturvårdsverkets undersökningar av utsjöbankar (Naturvårdsverket 2010) och från yrkesfiskets fångstrapporter (HaV 2023a). Fångstrapporter har hämtats utifrån fyra ICES-rektanglar, varav två är kustnära och två är i utsjön men samtliga berör det planerade projektområdet för Vindpark Sylen (Figur 2.3).



Figur 2.3. Fångstrapporter från ICES-rektanglar utgår från område 51G7, 52G7, 51G8 samt 52G8. Vindpark Sylens planerade lokalisering inklusive kabelkorridorer i ekonomisk zon framgår av blå polygoner.

Därtill har en litteraturstudie genomförts för att finna kompletterande uppgifter. Exempel på litteratur, utöver vetenskaplig dito, är relevanta undersökningar utförda i aktuellt område kopplat till andra havsvindprojekt. Vidare har även lektidsportalen (HaV 2023b) och SLU Artdatabanken (2020) använts.

För att ytterligare validera förekommande fiskarter i Vindpark Sylen har provtagning och analys av eDNA utförts. Provtagningen utfördes av Johanna Nadmyr och Rickard Linderot (Pelagia) den 24 september 2023, medan analysen genomfördes av IVL Svenska Miljöinstitutet. För att erhålla en god spatiell spridning togs prover vid fyra stationer, inom Vindpark Sylen. Vid varje station togs ett vattenprov, med Ruttnerhämtare, cirka 1 m under ytan, samt ett prov cirka 5 m ovanför botten. Vattenproverna, bestående av två liter vatten, filterades, varefter filtren skickades till IVL Svenska Miljöinstitutet för analys.

2.1.4 Bottenfauna

Pelagia, genom Arvid Ros och Robin Olofsson, utförde bottenfaunaprovtagning inom projektområdet för Vindpark Sylén den 9–10 juni 2023. Provtagningen utfördes med hjälp av en van Veen-huggare, vilken har en yta på 0,1 m² (Figur 2.4). Totalt undersöktes 21 stationer, i möjligaste mån slumpade över mjukbotten, inom projektområdet (Figur 2.5). Vid fyra av stationerna erhöles inget sediment på grund av avsaknad av detsamma eller ett för kompakt sediment varför dessa stationer utslöts från undersökningen.



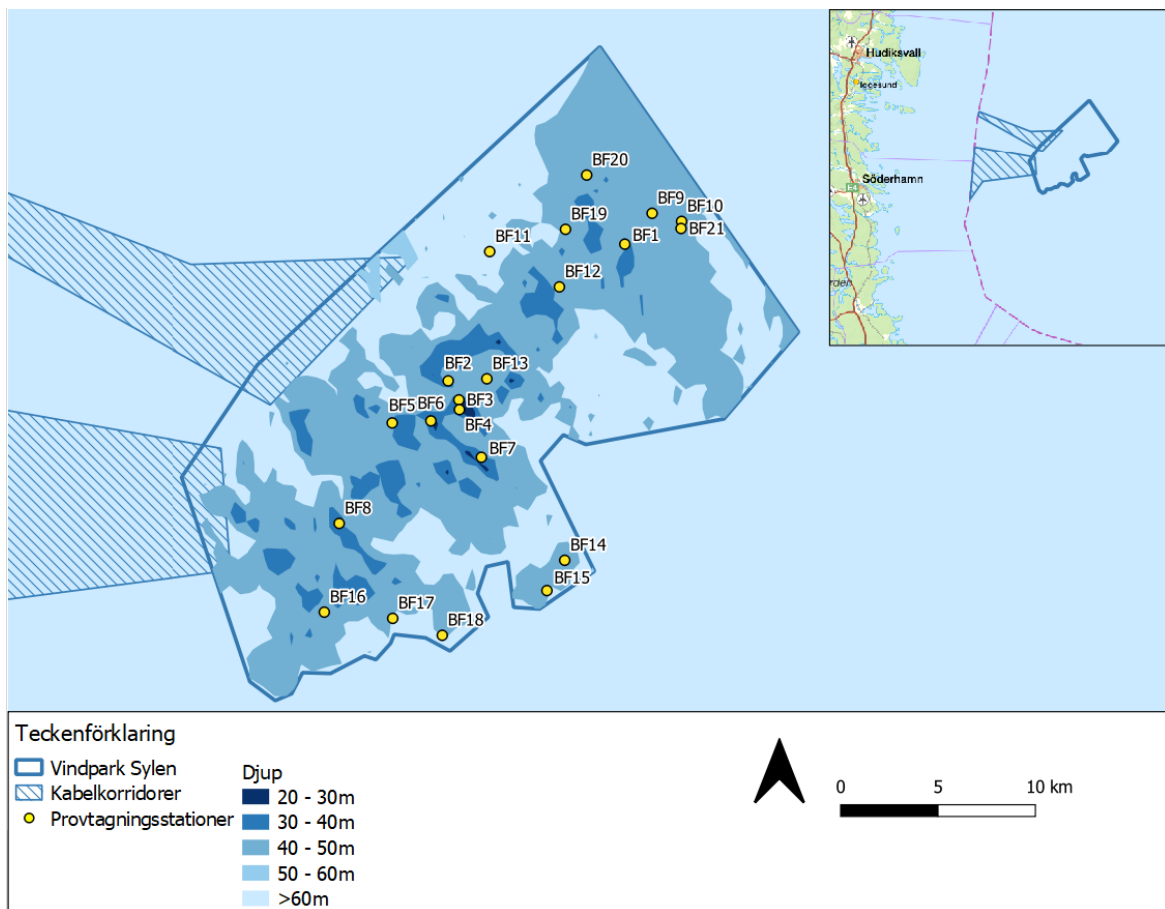
Figur 2.4. Provtagning med van Veen inom projektområdet för Vindpark Sylén.

De 17 bottenfaunahuggen med sediment sållades i såll med maskstorleken 1 mm. Efter sållning konserverades provmaterialet i etanol till en koncentration av minst 70 %. Provtagning, urplockning, analys, vägning och indexberäkning utfördes av personal från Pelagia. Pelagia är ett av SWEDAC

ackrediterat organ för provtagning, urplockning, analys och indexberäkning av bottenfaunaprover (ackrediteringsnummer 1846).

Provtagning och klassificering utfördes i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18, HaV 2019a) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt standardiserade metoder för bottenfaunaprovtagning i kustvatten, SS-EN 16665:2013 (SIS 2013).

I marina miljöer, i detta fall havsbassängers utsjövatten, beräknas bottenfaunaindex (BQIm, Benthic Quality Index) utifrån bottenfaunans artsammansättning (proportionen känsliga kontra toleranta arter), artantal samt abundans. Detta används vid bedömning av vattnets kvalitet och bottenfaunans livsbetingelser (HaV 2019a). Ett BQIm-index beräknas för varje provtagningslokal varefter 20 %-percentilen, det vill säga det värde vilket 20 procent av indexvärdena underskrider, beräknas för hela området. Användandet av 20 %-percentilen bygger på försiktighetsprincipen med avsikt att den beräknade gränsen med större säkerhet ska ligga under områdets sanna medelvärde.



Figur 2.5. Stationernas lägen för provtagning av bottenfauna.

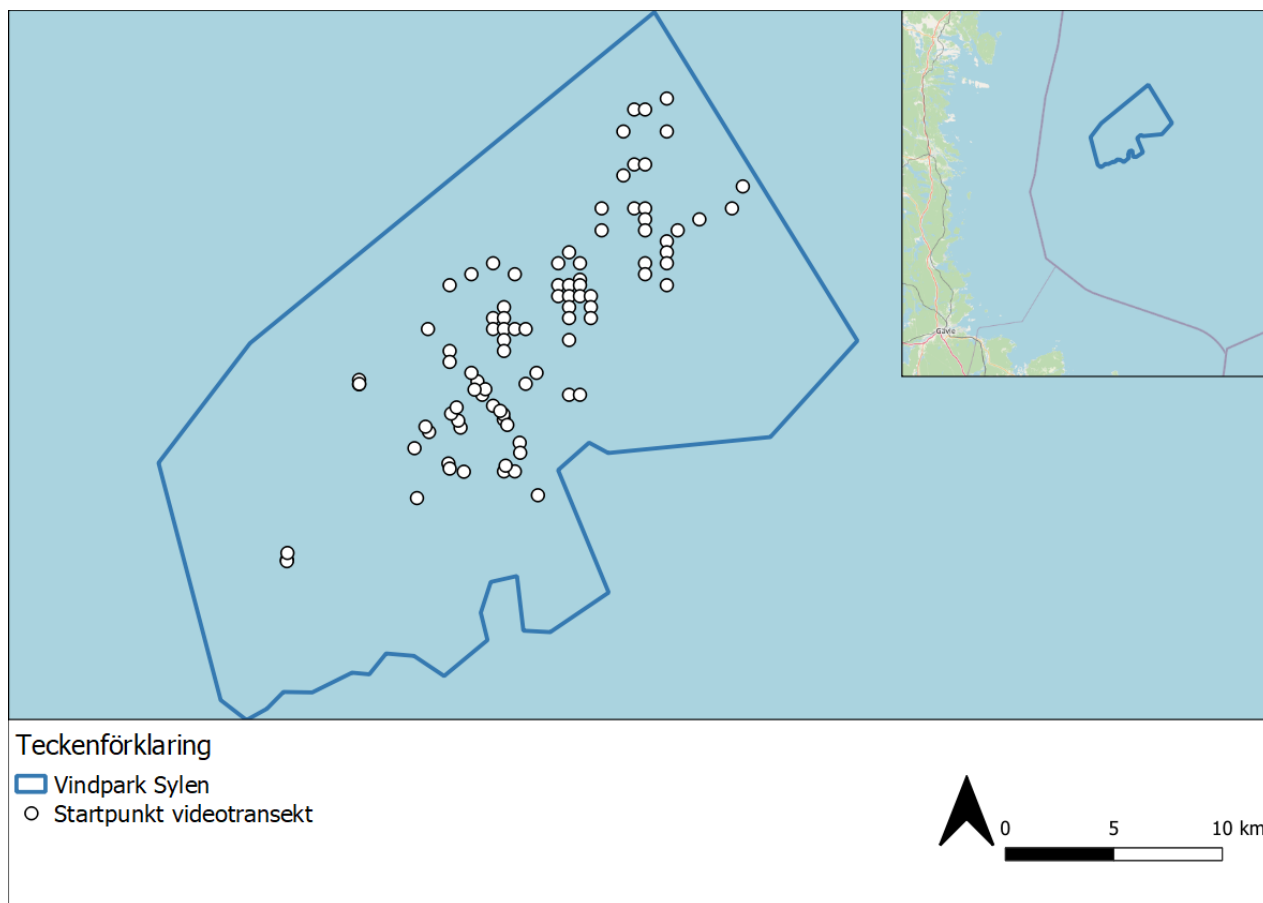
2.1.5 Videokartering och bottenvegetation

2.1.5.1 Fältarbete

Pelagia utförde under september och oktober månad år 2023 videokartering inom projektområdet för Vindpark Sylén där 94 transekter filmades (Figur 2.6). Undersökningen utfördes av Johanna Nadmyr, Ed Westwood och Rickard Linderot. Dataanalys utfördes av Johanna Nadmyr.

Inledningsvis var startpunkterna för transekterna slumpvis genererade. Därefter gjordes ett urval av punkter där grundare områden (20–30 m djup) prioriterades då det är mer sannolikt för höga naturvärden inom dessa områden. Det är även större sannolikhet att hitta biota, primärt växter men även

djurliv inom grundare områden, då detta är av stort intresse för undersökningen och kan vara avgörande i framtida bedömningar. Vidare är även biota en viktig nyckel i bedömningen av habitat enligt HELCOM HUB.



Figur 2.6. Översiktskarta för Vindpark Sylen där området är markerat som en blå polygon. Startpunkten för samtliga transekter är markerade med en vit punkt på kartan.

Undersökningen utfördes med en dropvideoutrustning, med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter för undersökningstypen (*Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter* (2017)) som riktlinje. Metoden går ut på att en så kallad dropvideokamera sänks ned från en båt vid transektens startpunkt (Figur 2.7). Vid botten startas videoinspelningen, och båten körs långsamt från startpunkten i en slumpvis vald riktning i cirka 0,5 knop (0,26 m/s). Enligt standarden skall minst 5 m² filmas längs varje transekt för att täckningsgrad ska kunna bedömas på ett representativt sätt. Förutsatt att båten färdades i rätt hastighet och kameran befann sig på rätt avstånd från botten så uppskattades det således att kameran filmade 0,26 m²/s och därmed 5 m² på cirka 20 s, enligt formeln nedan.

$$0,26 \text{ m}^2/\text{s} \cdot 20 \text{ s} = 5 \text{ m}^2$$

$$\textit{Area filmad per sekund} \cdot \textit{Sekunder filmat} = \textit{Area filmad}$$

För att säkerställa att tillräckligt med videomaterial spelades in beslutades det att filma cirka en minut per transekt, vilket motsvarar ungefär 15 m². Vid varje transekt antecknades djup, botten typ, samt övriga intressanta noteringar, såsom observerad flora eller fauna. Dataanalysen av det inspelade material utfördes i efterhand på laboratoriet.



Figur 2.7. Dropvideoutrustning för videokartering.

2.1.5.2 Dataanalys

Allt inspelat videomaterial analyserades i efterhand, där en kvalitativ skattning gjordes av bottensubstrat, eventuell biota (i form av flora eller fauna) samt övriga observationer (så som mänsklig påverkan av botten eller dylikt).

Bottensubstrat delades först upp i hård- och mjukbotten, och därefter i substratkategorierna sten- och blockbotten, grus, grov sand, sand och finkornigt sediment. Transekter där flertalet bottensubstrat dominerade stundvis genom videon klassades som "blandat bottensubstrat".

Observerad biota delades först upp i flora ("växtlighet") eller fauna ("djur"), och därefter gjordes artbestämning i möjligaste mån utifrån det filmade materialet, kontext och lokalkännedom.

Vidare klassificerades även varje transekt enligt *HELCOM Underwater biotope and habitat classification system* (HELCOM HUB 2013), ett ramverk för att definiera och standardisera habitat i Östersjön. Vid användning av HELCOM HUB så analyseras följande parametrar inom habitatet i fråga (i detta fall inom varje transekt) för att fastställa habitat:

- Nivå 1: Östersjön
- Nivå 2: Vart i den vertikala zonen är habitatet?
- Nivå 3: Vilket är det dominerande substratet i habitatet?
- Nivå 4: Har habitatet något samhälle i form av biota (både växtlighet och djurliv rymt i "biota")?
- Nivå 5: Finns det något karaktäriserande samhälle för habitatet?
- Nivå 6: Vilken är den dominerande taxa för habitatet?

Utifrån detta tillskrivs varje transekt ett habitat samt en tillhörande kod. Enligt standarden för HELCOM HUB skall alla habitat klassificeras så långt som möjligt, men minst till Nivå 5 då habitat utan biota ej kan fastställas längre än Nivå 5. Ett habitat enligt egenskaperna nedan får exempelvis koden "AB.J3N1 - Baltic aphotic sand dominated by *Monoporeia affinis* and *Saduria entomon*" om HELCOM HUBs ramverk följs:

- Nivå 1: A – Östersjön
- Nivå 2: B – Utanför ljuszonen inom den vertikala zonen
- Nivå 3: J – Sandbotten

- Nivå 4: 3 – Samhällen av makroskopisk infauna, ingen epibentisk makrofauna
- Nivå 5: N – Samhällen karakteriserade av infauna kräftdjur
- Nivå 6: 1 – Mer än 50 % av biomassan består av *Monoporeia affinis* och *Saduria entomon*

Vidare klassades även utbredningen av naturtyp enligt Natura 2000. Natura 2000 är ett europeiskt incitament som innefattar skyddsvärda naturområden där antingen arter eller naturtyper anses särskilt skyddsvärda, och klassningen utförs enligt Naturvårdsverkets direktiv (Naturvårdsverket 2016 & 2011c).

Slutligen gjordes en uppskattning av utbredningen av bottensubstrat över hela parkområdet, baserat på de observationer och trender som setts i undersökningen. Utbredningen av substrat enligt Natura 2000 samt HELCOM HUB uppskattades även, dock endast till Nivå 5 då.

2.2 Resultat och diskussion

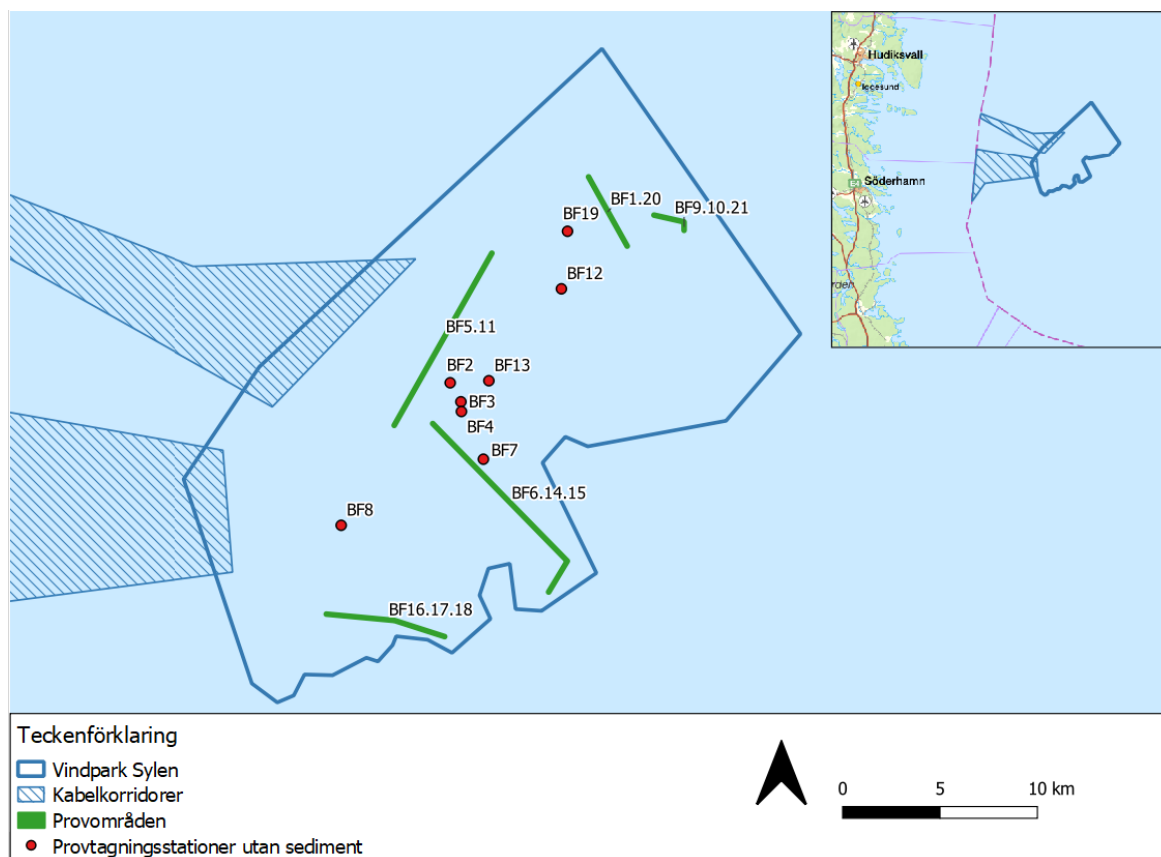
2.2.1 Miljögifter i sediment

Resultaten för samtliga utförda analyser återfinns i Bilaga 1. För proverna BF1.20 och BF5.11 saknas analysvar för tennorganiska föreningar, dioxiner, biocider och extraherbara halogener varför bedömning av föroreningsgrad och klassificering enbart görs på resterande prover.

Trots en stor provtagningsyta vid varje provtagningsstation kunde sediment endast erhållas från 13 av stationerna. Vid resterande provstationer bestod botten av hårbotten eller så erhöles endast sten och grus (Bilaga 2). Endast vid en provtagningsstation fanns sediment för analys även på sedimentdjup >5 cm. Avsaknaden av sediment från >5 cm djup på resterande lokaler resulterade i att sediment från det sedimentdjupet exkluderades från vidare analys. Totalt ingick sediment från totalt 13 lokaler fördelat på fem samlingsprover (Tabell 2.6). Avsaknaden av sediment från flertalet provtagningsstationer renderade i att samlingsproverna bestod av sediment med olika avstånd mellan ingående provtagningsstationer. Storleken på området som proven representerar varierar därför mellan 43 och 237 ha (Figur 2.8).

Tabell 2.6. Översikt över ingående provtagningsstationer och sedimentdjup (cm) för analyserade prover.

Prov	Ingående provtagningsstationer	Sedimentdjup (cm)
BF1.20	BF1, BF20	0–5
BF5.11	BF5, BF11	0–5
BF9.10.21	BF9, BF10, BF21	0–5
BF6.14.15	BF6, BF14, BF15	0–5
BF16.17.18	BF16, BF17, BF18	0–5



Figur 2.8. Karta över undersökningsområdet och de områden (grön markering) där sediment för respektive analyserat prov hämtats från. Röd markering markerar provstationer utan sediment.

2.2.1.1 Fysikaliska parametrar

Majoriteten av de tagna sedimentproverna hade en brunfärgad yta bestående av grus och sand som sedan övergick i finare material och dominerades då av silt- och lerpartiklar (Figur 2.9, Bilaga 2).



Figur 2.9. Sediment från Vindpark Sylen med en brunfärgad sedimentyta som övergår till gråfärgad silt- och lerdominerat sediment.

Torrsubstanshalten (TS) i de analyserade proverna varierade mellan 67,5–83,3 % (Tabell 2.7). Glödförlusten var i regel liten och varierade mellan 0,8–2,0 % TS.

Baserat på glödförlusten klassificerades majoriteten av de analyserade proverna till *Gyttjefria sediment* (HaV 2016a) vilket innebär att sedimenten innehöll låga koncentrationer av organiskt material. Den beräknade TOC-halten varierade mellan 0,46–1,1 % TS i samtliga prover, varvid uppmätta halter av fluoranten, TBT och koppar ej behövde normaliseras innan jämförelse mot respektive ämnes tröskelvärde (Tabell 2.7).

Tabell 2.7. Andelen torrsubstans (%), glödförlust (% TS) och beräknat TOC (% TS) i analyserat sediment samt klassificering av sedimenten baserat på glödförlust.

Prov	Torrsubstans (%)	Glödförlust (% Ts)	TOC beräknat (% Ts)	Klassificering
BF1.20	83,3	0,8	0,46	Gyttjefria sediment
BF5.11	67,5	2,0	1,1	Gyttjefria sediment
BF9.10.21	75,9	1,2	0,68	Gyttjefria sediment
BF6.14.15	80,5	1,0	0,57	Gyttjefria sediment
BF16.17.18	73,5	1,3	0,74	Gyttjefria sediment

2.2.1.2 Organiska föreningar

Majoriteten av de uppmätta halterna av organiska föreningar låg under rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering (Bilaga 1).

2.2.1.2.1 Polyaromatiska kolväten (PAH)

Halten av antracen och fluoranten underskred rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering i samtliga analyserade prover och underskred därmed även tröskelvärdet för respektive ämne (Tabell 2.8).

Tabell 2.8. Halten antracen och fluoranten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i analyserade sedimentprov. Grön färg indikerar halter under respektive ämnes tröskelvärdet. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)	
		Antracen	Fluoranten
BF1.20	0–5	<10	<10
BF5.11	0–5	<10	<10
BF9.10.21	0–5	<10	<10
BF6.14.15	0–5	<10	<10
BF16.17.18	0–5	<10	<10

För övriga analyserade PAH:er var samtliga uppmätta halter i de analyserade sedimenten under laboratoriets rapporteringsgräns (Tabell 2.9–2.11).

Tabell 2.9. Halten av olika PAH:er ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)					
		Acenaften	Acenaftilen	Bens(a)-antracen	Benso(b,k)-fluoranten	Benso(a)-pyren	Benso(g,h,i)-perylene
BF1.20	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF5.11	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF9.10.21	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF6.14.15	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF16.17.18	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Tabell 2.10. Halten av olika PAH:er ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)					
		Dibens(a,h)-antracen	Fenantren	Fluoren	Fluoranten	Indeno(1,2,3-cd)-pyren	Krysen
BF1.20	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF5.11	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF9.10.21	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF6.14.15	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10
BF16.17.18	0–5	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Den totala halten av PAH:er som klassificeras som cancerogena och den totala halten av resterande PAH underskred rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering (Tabell 2.11).

Tabell 2.11. Halten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av olika PAH:er samt den sammanlagda halten av PAH:er som klassificeras och ej klassificeras som i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet

Prov	Sediment-djup (cm)	Halt PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)			
		Naftalen	Pyren	Summa cancerogena PAH	Summa övriga PAH
BF1.20	0–5	<10	<10	<30	<45
BF5.11	0–5	<10	<10	<30	<45
BF9.10.21	0–5	<10	<10	<30	<45
BF6.14.15	0–5	<10	<10	<30	<45
BF16.17.18	0–5	<10	<10	<30	<45

Halten av samtliga fraktioner av PAH med olika molekylvikt samt summan av samtliga analyserade PAH:er underskred rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering (Tabell 2.12).

Tabell 2.12. Den sammanlagda halten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av PAH:er med medelhög molekylvikt, hög molekylvikt och samtliga analyserade PAH:er i analyserat sediment. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet.

Prov	Sediment-djup (cm)	Halt PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)			
		Summa PAH Låg molekylvikt	Summa PAH Hög molekylvikt	Summa PAH medelhög molekylvikt	Summa totala PAH16
BF1.20	0–5	<15	<35	<25	<75
BF5.11	0–5	<15	<35	<25	<75
BF9.10.21	0–5	<15	<35	<25	<75
BF6.14.15	0–5	<15	<35	<25	<75
BF16.17.18	0–5	<15	<35	<25	<75

2.2.1.2.2 Polyklorerade bifenyl (PCB)

Halterna av samtliga analyserade kongener av PCB underskred laboratoriets rapporteringsgräns i samtliga prover (Bilaga 1). Klassificeringen av PCB gjordes därför på summan av samtliga analyserade kongener (PCB7). Även halten av PCB7 underskred rapporteringsgränsen i samtliga prover (Tabell 2.13).

Tabell 2.13. Totalhalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av samtliga analyserade kongener av PCB (PCB7) i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet

Prov	Sedimentdjup (cm)	Summa PCB7 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)
BF1.20	0–5	<5,3
BF5.11	0–5	<5,3
BF9.10.21	0–5	<5,3
BF6.14.15	0–5	<5,3
BF16.17.18	0–5	<5,3

2.2.1.2.3 Tennorganiska föreningar

Av analyserade tennorganiska föreningar har monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT) och tributyltenn (TBT) utvärderats då bedömningsgrunder och referensvärden finns för dessa ämnen. Övriga analysresultat återfinns i Bilaga 1.

Samtliga halter av TBT i de analyserade sedimentproven underskred rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering och även tröskelvärde för God status på 1,6 µg/kg TS (Tabell 2.14).

Tabell 2.14. Halten av tributyltenn (TBT) (µg/kg TS) i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet. Grön färg indikerar halter under tröskelvärde för TBT i sediment.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Tributyltenn (TBT) (µg/kg TS)
BF9.10.21	0–5	<0,64
BF6.14.15	0–5	<0,62
BF16.17.18	0–5	<0,68

Uppmätta halter av MBT i de analyserade sedimentproven klassades som *Mycket låga – Låga* (Tabell 2.15). För DBT var samtliga halter under laboratoriets rapporteringsgräns, vilket även gällde för MBT i sediment från BF6.14.15.

Tabell 2.15. Halten (µg/kg TS) Monobutyltenn (MBT) och Dibutyltenn (DBT) i analyserade sedimentprov. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet. Blå färg indikerar *Mycket låga* halter och grön färg *Låga* halter i jämförelse med referensvärden. Halter under rapporteringsgränsen har ej klassificerats.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt (µg/kg TS)	
		Monobutyltenn (MBT)	Dibutyltenn (DBT)
BF9.10.21	0–5	2,4	<0,64
BF6.14.15	0–5	<0,62	<0,62
BF16.17.18	0–5	0,71	<0,68

2.2.1.2.4 Petroleumprodukter

2.2.1.2.4.1 Alifatiska och aromatiska kolväten

För analyserade alifatiska kolväten uppmättes en koncentration på 11 µg/kg TS och 16 µg/kg TS av alifater med en kollängd på >C16-C35 i proven BF1.20 respektive BF5.11. För resterande prover och för samtliga analyserade parametrar var uppmätta halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet (Bilaga 1). För alifatiska och aromatiska kolväten saknas jämför- och referensvärden varför endast en intern jämförelse har gjorts.

2.2.1.2.4.2 BTEX

Halten bensen i prov BF5.11 uppgick till 3,5 µg/kg TS (Tabell 2.16). I resterande analyserade ämnen och prover underskred halterna av bensen, toluen, etylbensen och xylen rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering. Uppmätt halt bensen är högre än referensdata från sediment från Bottenhavet, på 1,22 µg/kg TS, som ingår i SGU:s miljöövervakning. Risker för toxiska effekter bedöms dock som låg då akuttoxiska effekter för sedimentlevande organismer har observerats först vid 136 µg/kg TS (Roth 2017).

Tabell 2.16. Halten BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylen) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) i analyserade sediment. < indikerar värden under laboratoriets rapporteringsgräns.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt BTEX ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)			
		Bensen	Toluen	Etylbensen	Xylen
BF1.20	0–5	<3,5	<100	<100	<100
BF5.11	0–5	3,5	<100	<100	<100
BF9.10.21	0–5	<3,5	<100	<100	<100
BF6.14.15	0–5	<3,5	<100	<100	<100
BF16.17.18	0–5	<3,5	<100	<100	<100

2.2.1.2.5 Dioxiner

Den totala toxiska ekvivalenten (TEQ) för analyserade dioxinkongener varierade mellan 0,013–0,44 ng/kg TS för TEQ Lower bound och mellan 0,87–0,93 ng/kg TS för TEQ Upper bound. Variationen mellan de två metoderna för beräkning av TEQ var låg (Tabell 2.17).

Vid klassificering av TEQ klassificerades halterna TEQ Lower bound som God för samtliga analyserade sedimentprover. För TEQ Upper bound klassificerades majoriteten av uppmätta halter som Moderat (Tabell 2.17). Eftersom TEQ Upper bound baseras på en konservativ bedömning av uppmätta halter och då halterna är nära gränsvärdet för Moderat på 0,86 ng/kg TS, bedöms de faktiska halterna i analyserat sediment att klassificeras som God.

Tabell 2.17. Halten (ng/kg TS) av beräknad toxisk ekvivalent (TEQ) i analyserat sediment med metoderna WHO(2005)-PCDD/F TEQ och I-TEQ(NATO/CCMS) exklusive (Lower bound) och inklusive < värden (Upper bound) från analyserna av dioxinkongener. ND indikerar TEQ där data över laboratoriets rapporteringsgräns saknas. Grön färg indikerar halter klassificerade till *God* och gul färg indikerar halter klassificerade till *Moderat* enligt Miljødirektoratet (2016).

Prov	Sedimentdjup (cm)	Toxisk ekvivalent (TEQ) (ng/kg TS)			
		WHO (2005)-PCDD/F TEQ		I-TEQ (NATO/CCMS)	
		Lower bound	Upper bound	Lower bound	Upper bound
BF9.10.21	0–5	0,013	0,90	0,013	0,88
BF6.14.15	0–5	0,35	0,93	0,44	0,92
BF16.17.18	0–5	0,23	0,87	0,34	0,88

2.2.1.2.6 Biocider

Halten diuron och irgarol, samt nedbrytningsprodukterna 1-(3,4-Dichlorophenyl)-3-methylurea och 1-(3,4-Dichlorophenyl)-urea underskred rapporteringsgränsen för laboratoriet i samtliga analyserade prov (Tabell 2.18).

Tabell 2.18. Halter av biociderna diuron och irgarol samt dess nedbrytningsprodukter i analyserade sedimentprover. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Halt ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)			
		Diuron	Irgarol	1-(3,4-Dichlorophenyl)-3-methylurea	1-(3,4-Dichlorophenyl)-urea
BF9.10.21	0–5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
BF6.14.15	0–5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
BF16.17.18	0–5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

2.2.1.2.7 Extraherbara halogener (EOX)

Resultaten från analysen av EOX i sedimentproverna visade att samtliga analyserade prov innehöll halter under laboratoriets rapporteringsgräns (Tabell 2.19).

Tabell 2.19. Uppmätta halter (mg/kg TS) av EOX i analyserade sedimentprover. < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriets ackreditering.

Prov	Sedimentdjup (cm)	EOX (mg/kg TS)
BF9.10.21	0–5	<0,50
BF6.14.15	0–5	<0,50
BF16.17.18	0–5	<0,50

2.2.1.2.8 Metaller

Samtliga analyserade prov underskred tröskelvärdet på 120 mg/kg TS för bly, 2,3 mg/kg TS för kadmium och 52 mg/kg TS för koppar i samtliga analyserade prov (Tabell 2.20).

Tabell 2.20. Halten (mg/kg TS) av bly, kadmium och koppar i sediment från undersökningsområdet. Grön färg indikerar halter under tröskelvärdet för respektive ämne.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Metallhalt (mg/kg TS)		
		Bly (Pb)	Kadmium (Cd)	Koppar (Cu)
BF1.20	0–5	4,2	<0,091	5,1
BF5.11	0–5	17	0,30	16
BF9.10.21	0–5	6,3	<0,091	11
BF6.14.15	0–5	6,5	0,13	4,3
BF16.17.18	0–5	5,0	<0,091	4,5

Uppmätta halter av krom, kvicksilver, nickel och zink klassificerades alla som Klass 1 (*Bakgrund*) eller Klass 2 (*God*) enligt Miljødirektoratet (2016). Arsenikhalten i två prover, BF5.11 och BF6.14.15 klassificerades till Klass 3 (*Moderat*) medan övriga klassificerades till Klass 1 (Tabell 2.21). Att moderata arsenikhalter uppmätts i området beror troligen på att arsenikhalten i berggrunden för avrinningsområdet innehåller höga halter av arsenik (Josefsson 2022). I jämförelse med halter som tidigare uppmätts i Bottenviken (Josefsson 2022) är uppmätta arsenikhalter i nivå eller lägre.

Tabell 2.21. Metallhalter (mg/kg TS) i analyserade sedimentprover samt klassificering baserat på jämförvärden från Naturvårdsverket (1999). Blå färg indikerar Bakgrundshalter, grön färg indikerar klass God och gul indikerar klass Moderat enligt Miljødirektoratet (2016). Vit färg indikerar halter utan jämförvärden eller klassificering.

Prov	Sedimentdjup (cm)	Metallhalt (mg/kg TS)							
		Arsenik (As)	Barium (Ba)	Kobolt (Co)	Krom (Cr)	Kvicksilver (Hg)	Nickel (Ni)	Vanadin (V)	Zink (Zn)
BF1.20	0–5	2,7	280	3,6	38	<0,046	9,0	17	22
BF5.11	0–5	25	720	25	31	<0,046	33	33	73
BF9.10.21	0–5	3,4	280	6,9	35	<0,046	13	25	34
BF6.14.15	0–5	20	360	5,4	38	<0,046	9,2	18	34
BF16.17.18	0–5	3,2	160	4,0	35	<0,046	7,5	13	36

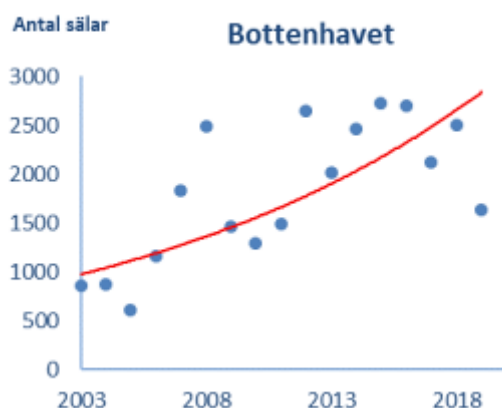
För uppmätta halter av metallerna barium, kobolt och vanadin, för vilka klassificering saknas, har en jämförelse gjorts mot inrapporterat data till SGU från Bottenhavet. Uppmätta halter av barium, kobolt och vanadin i analyserat sediment var alla i nivå med eller lägre än inrapporterade halter på 573–646 mg/kg TS för barium, 0,0075–27 mg/kg TS för kobolt och 89–1 800 mg/kg TS för vanadin.

2.2.2 Marina däggdjur

I resultatet redovisas data från den nationella miljöövervakningen av säl utförd av Naturhistoriska Riksmuseet av gråsäl från åren 2010–2020, data från senare års övervakning finns inte tillgängliga. Resultat från den nationella miljöövervakningen av vikare redovisas inte då ingen inventering skett i eller omkring Vindpark Sylen utan endast i Bottniska viken. Data för inrapporterade observationer av gråsäl och vikare, som samlats in under hela åren under perioden 2010–2023, har hämtats från SLU Artportalen (2023). Detta för att se på kända tillhåll och observationer i kustbandet vid Vindpark Sylen eller i det direkta påverkansområdet av Vindpark Sylen. Det ska noteras att Artportalens observationer är övervägande överifierade observationer och en viss förväxlingsrisk av arter kan förekomma i inrapporterade observationer och därmed i redovisade resultat. Det finns heller ingen metodik eller ansvar att rapportera observationer till Artportalen utan de observationer som redovisas i denna rapport finns med för att presentera rumslig och tidsmässig spridning av gråsäl och vikare utöver data från den nationella miljöövervakningen som endast sker under begränsade perioder på året. Att det saknas registrerade observationer inom projektområdet betyder inte att marina däggdjur inte finns där utan kan bero på färre potentiella observatörer inom och runt Vindpark Sylen jämfört med närmre kusten.

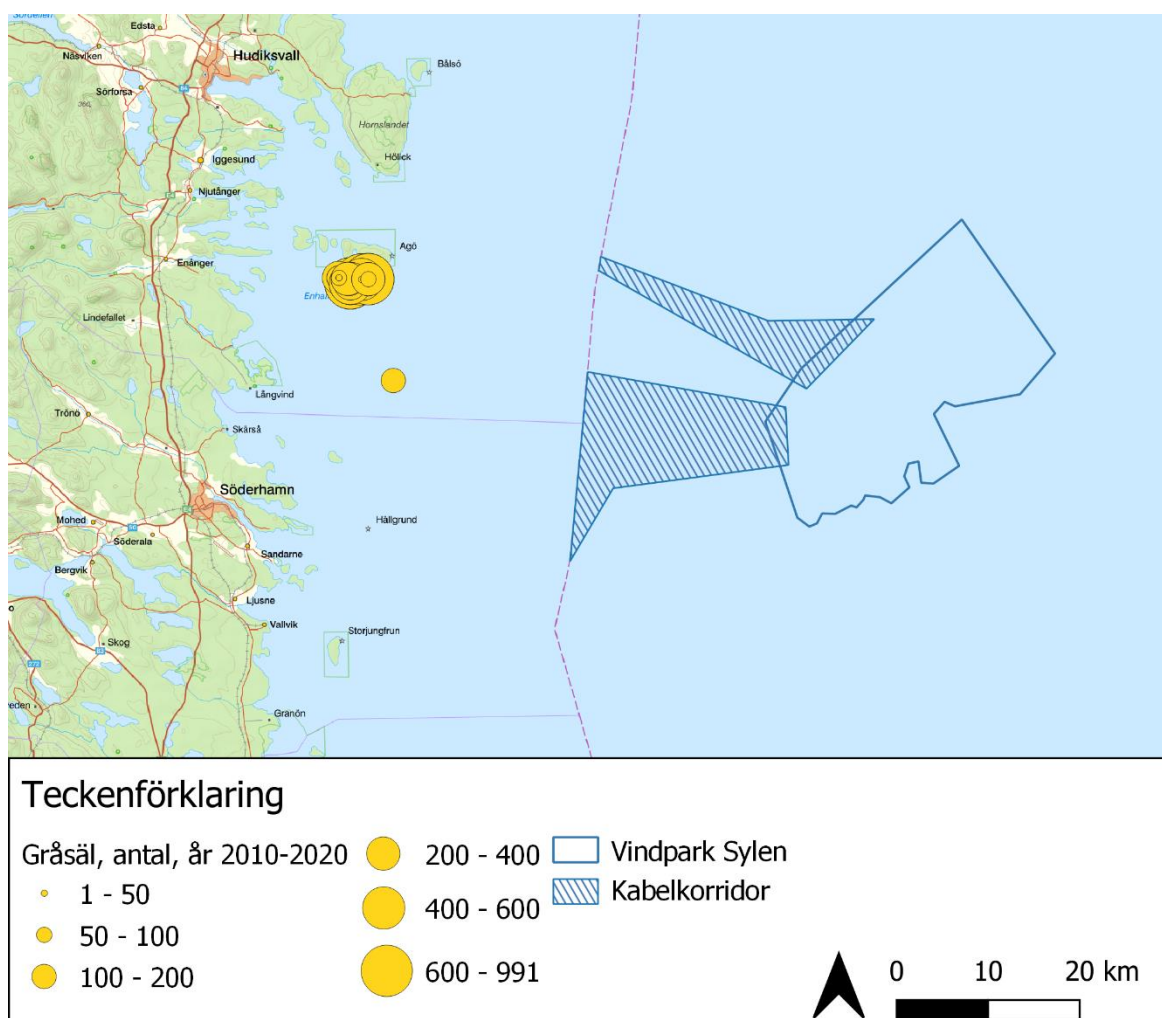
2.2.2.1 Gråsäl

Den nationella miljöövervakningen av gråsäl sker genom kontroller av utpekade kända traditionella tillhåll från Skåne till Norrbotten. Övervakningen sker under maj/juni vilket är tiden för pälsbytet, där en viss andel av beståndet (minimumantal, då flertalet sälar kan befinna sig i vattnet vid fotograferingstillfället) årligen räknas. Detta sker samordnat mellan Sverige, Finland och Estland där överflygningar med helikopter görs och fotografier tas. Individantal räknas sedan utifrån bilderna. Utöver dessa sker också viss inventering från land eller från båt. Övervakningen och inventeringarna började samordnas mer mellan Sverige, Finland och Estland under början av 2000-talet och sedan år 2009 är både metod och övervakningsperiod samordnad mellan länderna. Tack vare samordningen erhålls en mer heltäckande bedömning på antalet individer och vilka populationstrender som finns i Östersjön (Hav 2019c). Trenden antyder en generell positiv populationsökning mellan åren 2003–2019 enligt en sammanställning från nationella handlingsplanen för gråsäl publicerad 2019. Inventeringarna har uppvisat tydliga geografiska variationer och där senast publicerade data för Bottenhavet visar att trenden för antal räknade sälar är positiv (Figur 2.10) (HaV 2019c).



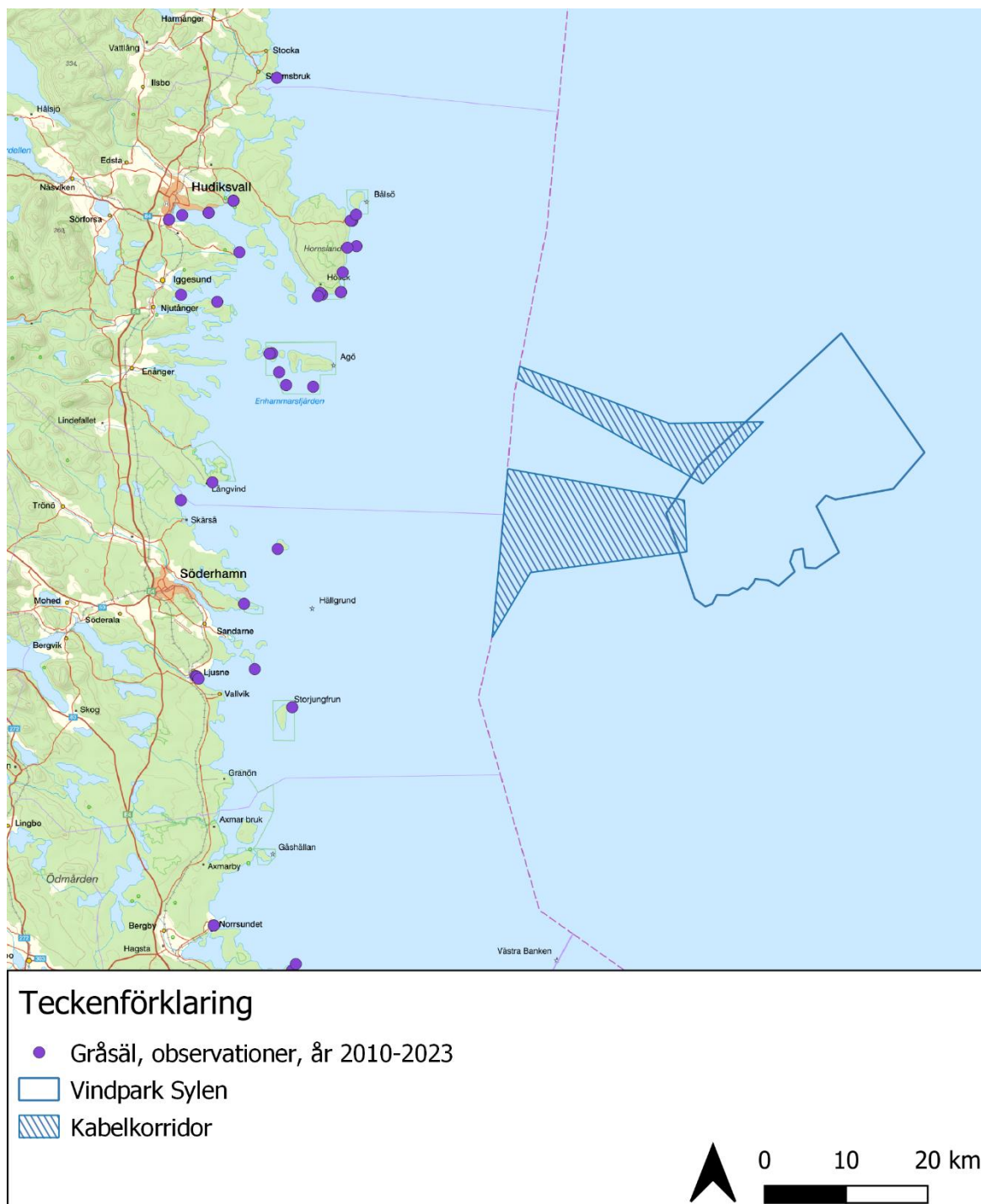
Figur 2.10. Antalet räknade gråsäl för Bottenhavet (blå punkter) och trendlinje (röd linje) för tidsperioden 2003–2019 (HaV, 2019).

Resultatet för området i och omkring Vindpark Sylen visar på förekomst av gråsäl längs med kusten samt vid öar och skär (Figur 2.11). Då övervakningsdata endast visar minimumantal från specifika inventeringsplatser, ger resultatet inte en total bild av gråsälarnas antal eller tillhåll över tid. Resultatet indikerar dock att viktiga tillhåll finns i kustnära områden innanför territorialgränsen, men publicerade data från den nationella miljöövervakningen visar inte några kända tillhåll inom Vindkraftsparken Sylens projektområde. Data från inventeringar inom den nationella miljöövervakningen visar förekomst av gråsäl på Tihällan och tillhörande skär söder om ön Agön, vilket också är en del av Agön-Kråkön naturreservat (Figur 2.11). Naturreservatet och salskyddsområdet Tihällan ligger cirka 24 km från gränsen till den ekonomiska zonen i anslutning till område för den norra kabelkorridoren. Även vid Lövgrunds rabbar utanför Gävle, cirka 54 km från den södra kabelkorridorens gräns mot ekonomisk zon, har det vid inventeringarna noterats förekomst av gråsäl. Båda områden är salskyddsområden med tillträdesförbud under en del av året.

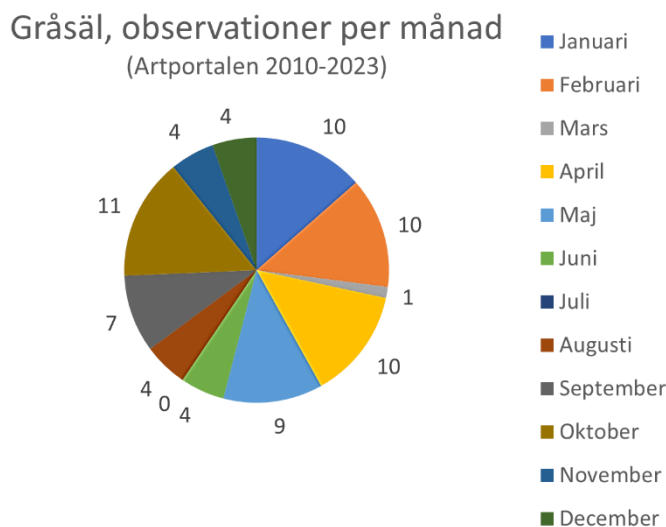


Figur 2.11. Inventerade gråsäl, mellan 2010–2020 (senaste tillgänglig data 2020) visat i antal räknade sälar vid inventeringstillfället. Data från nationella miljöövervakningsprogrammet för gråsäl (HaV, genom Naturhistoriska riksmuseet, hämtat från SHARKweb (SMHI 2023-09-04).

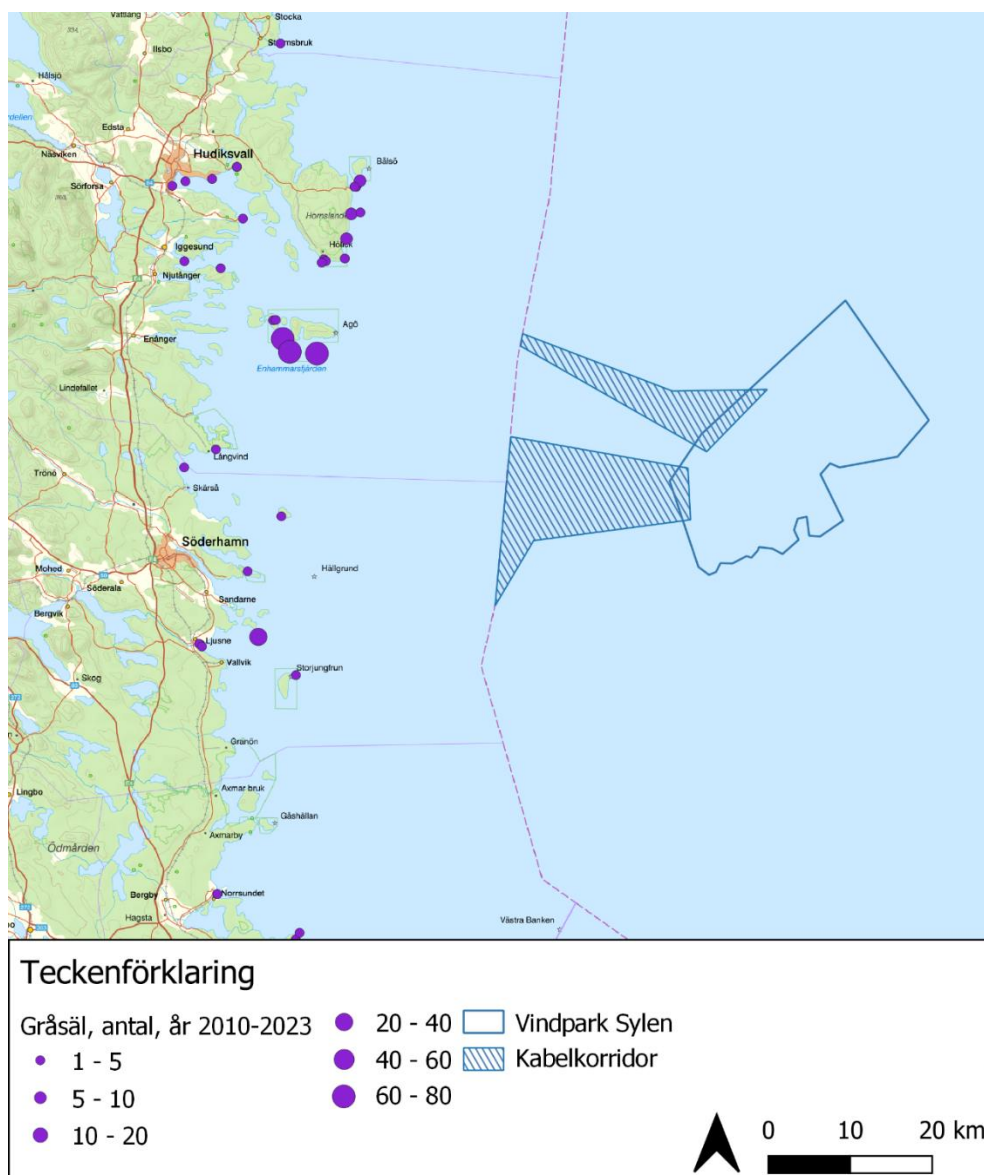
Resultat från Artportalen (Artportalen 2023-11-14), för tidsperioden år 2010–2023, visar observationer (76 inrapporterade) av gråsäl (Figur 2.12). Flest inrapporterade observationer har gjorts under perioden januari-maj och oktober (Figur 2.13). Antal individer vid observationstillfället har oftast varit enstaka individer men har uppgått till 80 individer vid en och samma tidpunkt (Figur 2.14). Sammantaget ger dessa resultat en bild av var, när och hur många individer av gråsäl har observerats i kustnära områden i höjd med projektområdet för Vindpark Sylen (Figur 2.12–2.14). Det finns inga dokumenterade observationer inom Vindpark Sylen. De inrapporterade data som finns att tillgå från Artportalen kommer från frivilliga och spontana observationer och ger en bild av var och när gråsäl har observerats.



Figur 2.12. Rapporterade observationer av gråsäl mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Bilden visar var observationerna har gjorts i förhållande till Vindpark Sylene.



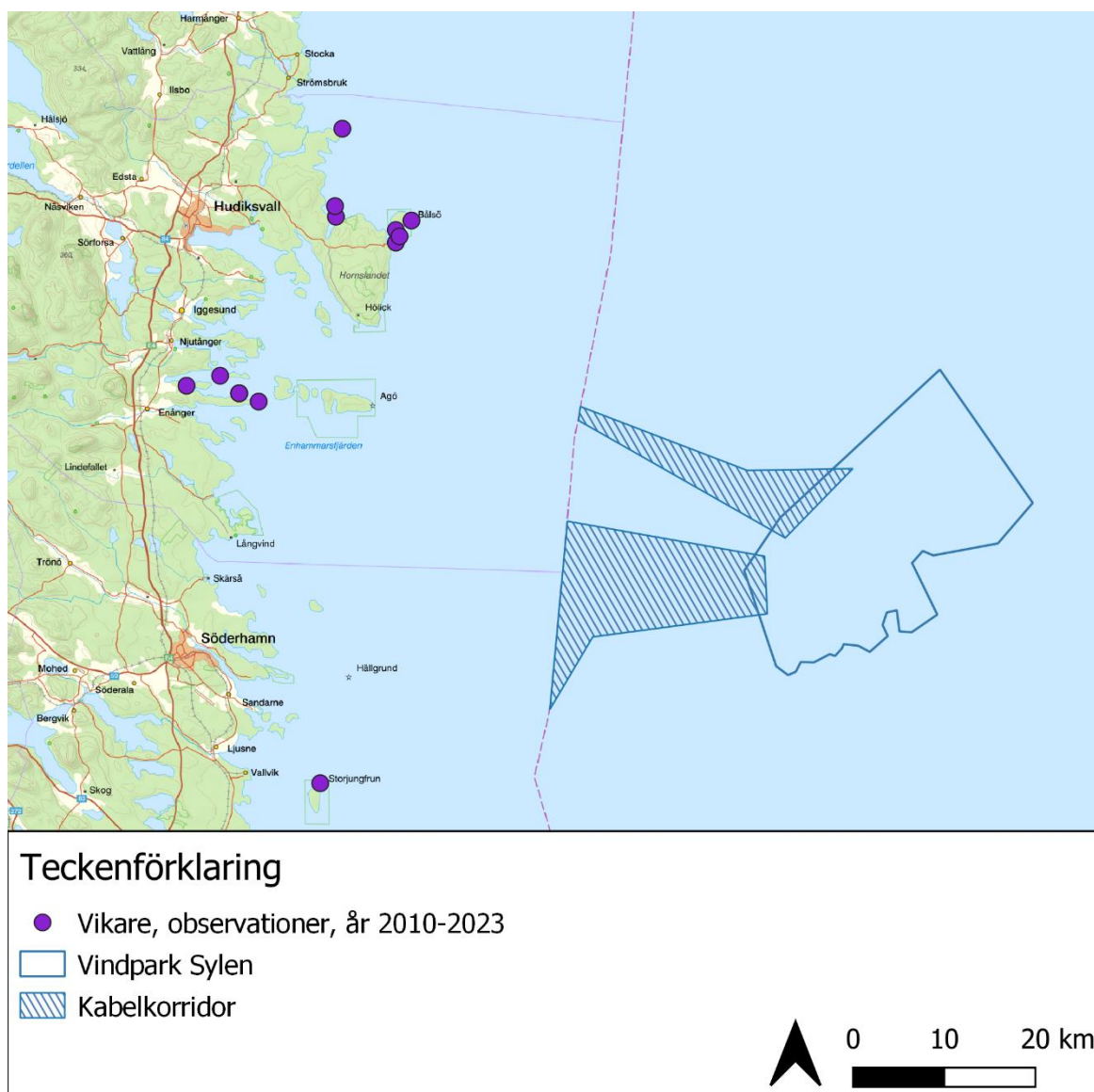
Figur 2.13. Rapporterade observationer av gräsäl mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Antal observationer visualiseras utifrån tidpunkt (månad) för observation.



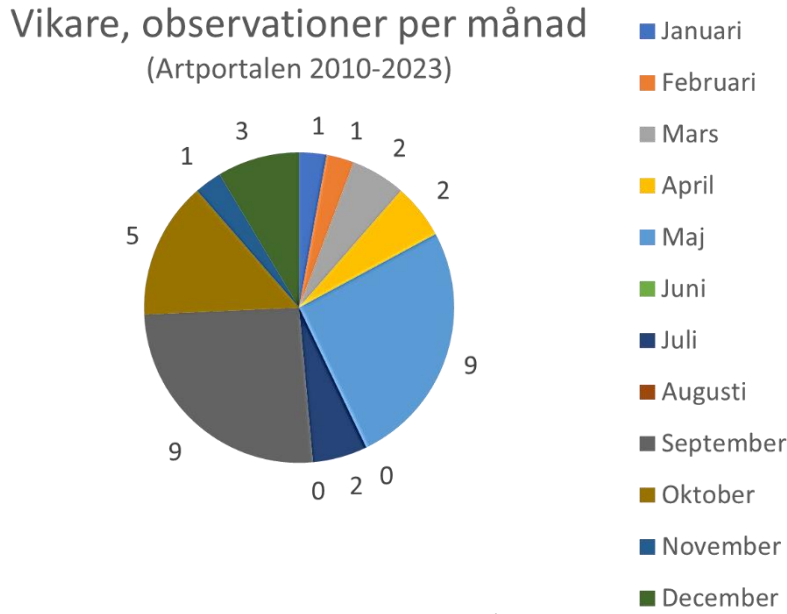
Figur 2.14. Rapporterade observationer av gräsäl mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Bilden visualiseras utifrån antal individer per observation.

2.2.2.2 Vikare

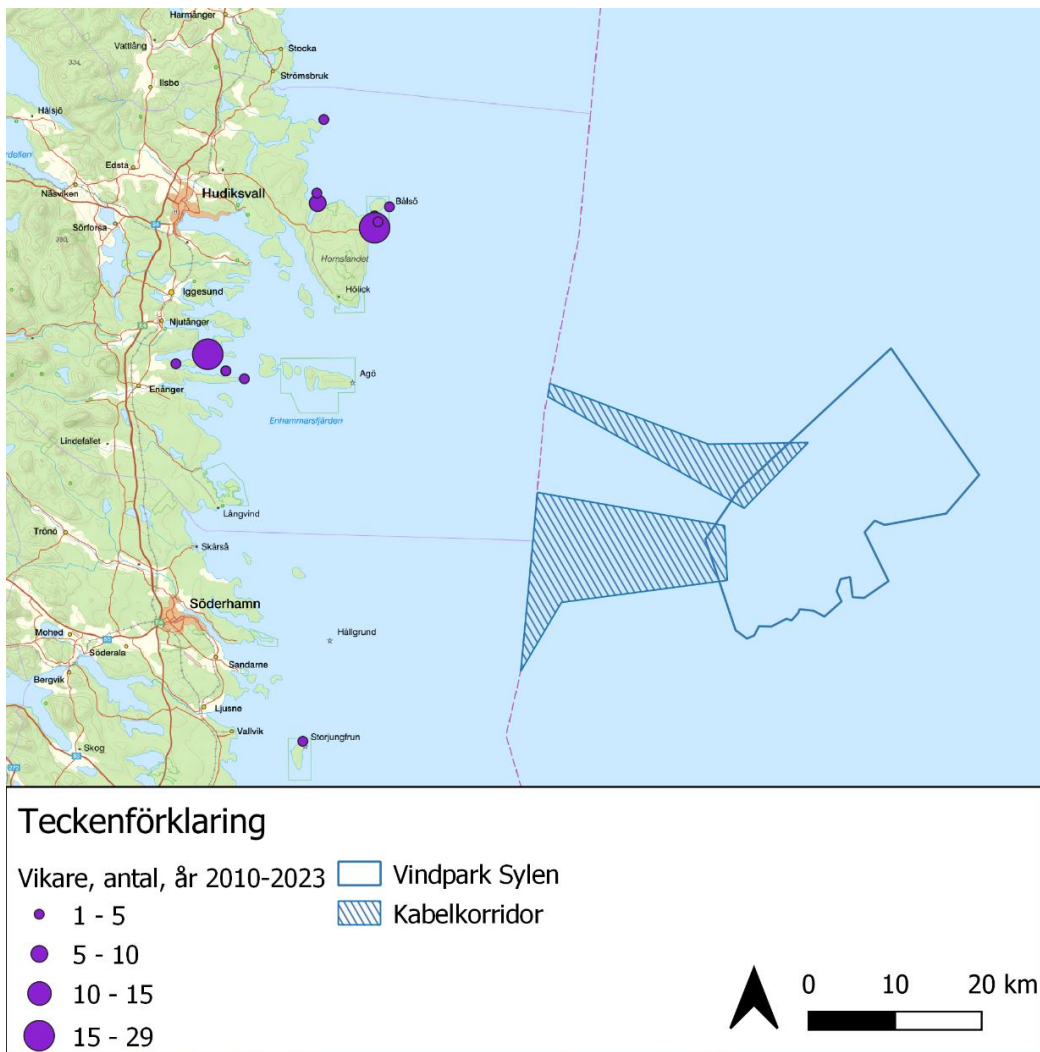
Den nationella miljöövervakningen som görs av Naturhistoriska riksmuseet av vikarens utbredning under isläggning sker endast i Bottniska viken och ingen övervakningsdata finns från Vindpark Sylen och dess närområde. Resultat från Artportalen (SLU Artportalen 2023-11-14) för tidsperioden, år 2010–2023, visar observationer (35 inrapporterade) av vikare längs med kusten (Figur 2.15). Flest inrapporterade observationer har gjorts under maj, september och oktober (Figur 2.16) och antal individer vid observationstillfället har oftast varit enstaka individer men har uppgått till 28 individer vid samma tidpunkt (Figur 2.17). Sammantaget ger dessa resultat en bild av var, när och hur många individer av vikare har observerats i kustnära områden i höjd med området för Vindpark Sylen (Figur 2.15–2.17). Det finns inga dokumenterade observationer inom Vindpark Sylen.



Figur 2.15. Rapporterade observationer av vikare mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Observationerna visualiseras utifrån var de har observerats.



Figur 2.16. Rapporterade observationer av vikare mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Antal observationer visualiseras utifrån tidpunkt (månad) för observation.



Figur 2.17 Rapporterade observationer av vikare mellan åren 2010–2023 genom SLU – Artportalen (hämtat 2023-11-14). Observationerna visualiseras utifrån antal individer per observation.

2.2.3 Fisk

2.2.3.1 Fisksammansättning i projektområdets närhet

Från databasen KUL (SLU Aqua 2023) har resultat från provfisken med översiktsnät, genomförda mellan 2002–2022, hämtats (Tabell 2.22). Aktuellt datauttag härrör från 30 fångstområden, vars lokalisering framgår av Figur 2.18; i varje fångstområde har en nätansträngning utförts. Genomförda fisken är utförda under månaderna maj, juni, juli, augusti, september, oktober och november vilket således representerar både kall- och varmvattenförhållanden. Merparten av fångstområdena är kustnära men i dataunderlaget ingår även Finngrundets västra och östra bankar, belägna cirka 50 km sydost om Vindpark Sylén.

Under miljöövervakningens provfisken har det totalt fångats 40 arter (Tabell 2.22). Den enda art som inte fångats i kustnära provfisken är torsk, som endast har fångats på Finngrundets västra och östra bankar. Övriga datakällor kompletterar listan med ytterligare sju arter (Tabell 2.23). Yrkesfiskets inrapporterade fångstdata (HaV 2023a) bidrar med tre arter; lax, ål och regnbåge. Den sistnämnda har fångats i mycket blygsam omfattning och det rör sig troligen om förrymd fisk från odling. Vid utsjöbanksinventeringen (Naturvårdsverket 2010) påvisades förekomst av spetslågebarn vid Finngrundet. Inför miljöprovningen av andra havsbaserade vindkraftsobjekt i Gävlebukten har flertalet fiskfaunaundersökningar genomförts. Vid Storgrundet genomfördes ett provfiske 2007 (MKB Storgrundet) som tyder på att arten oxsimpa också förekommer. Nejonöga och lerstubb har vidare också detekterats i kustnära eDNA-prover (Hernvall m.fl. 2022).

2.2.3.2 eDNA

Analyserna med avseende på eDNA utfördes vid IVL (Svenska Miljöinstitutets Laboratorium). Vid analysen extraherades en relativt stor mängd DNA. Av detta DNA noterades dock inte något DNA härrörande från fisk. Detta är ett förvånande resultat med tanke på de kända fiskförekomsterna i området. En PCR-analys av proverna vid det externa analyslaboratoriet Novogen gav också vid handen att DNA härrörande från fisk saknades i proverna. Anledningen till avsaknaden av fisk-DNA är oklar, speciellt eftersom en relativt stor mängd DNA (som då härstammar från andra organismer) noterades i proven. Teoretiskt skulle eventuellt strömbilden kunna påverka spridningen av DNA så att inget fisk-DNA fanns vid provpunkterna. Likaså finns en eventuell teoretisk möjlighet att fiskarna vid tillfället inte släppte några mätbara mängder DNA. Med tanke på den kända fiskförekomsten i området, samt att proverna togs på två djup och på fyra olika geografiska lägen inom Vindpark Sylén bedöms det osannolikt att fisk-DNA skulle saknats vid provtagningstillfället.

Pelagias bedömning är att det är en artefakt kopplad till analysmetoden som gör att resultat inte gick att erhålla, snarare än att det har något med fiskförekomsten i området att göra. Analysrapport återfinns i Bilaga 3.

2.2.3.3 Arter

Arterna i Tabell 2.22 och 2.23 listas enligt rödlistan (SLU Artdatabanken 2020) som LC, det vill säga livskraftiga, förutom några undantag. Dessa är bergsimpa (NT, nära hotad), lake (VU, sårbar), torsk (VU, sårbar), vimma (NT, nära hotad) och ål (CR akut hotad). Dessutom noterades invasiva arter som svartmunnad smörbult (SE, mycket hög risk invasivitet) samt regnbåge (HI, hög risk invasivitet)

Tabell 2.22. Artlista från miljöövervakningens provfisken (SLU Aqua 2023) under åren 2002–2022 vid stationerna som redovisas i Figur 2.18.

Art					
Abborre	Gärs	Mindre havsnål	Sarv	Stensimpa	Tobiskung
Bergsimpa	Gös	Mindre kantnål	Sik	Storspigg	Torsk
Björkna	Hornsimpa	Mört	Siklöja	Stäm	Tånglake
Braxen	Id	Nors	Skarpsill	Strömming	Vimma
Elritsa	Kusttobis	Ruda	Skrubbskädda	Större ringbuk	Öring
Färna	Lake	Rötsimpa	Småspigg	Svart smörbult	
Gädda	Löja	Sandstubb	Sutare	Svartmunnad smörbult	

Tabell 2.23. Arter påvisade med stöd av övriga källor, se Kapitel 2.2.3.1.

Art	Art
Flodnejonöga	Spetslångebarn
Lax	Regnbåge
Lerstubb	Ål
Oxsimpa	

Baserat på ovanstående noterade arter görs i Tabell 2.24 en artvis bedömning om förekomst och lek inom projektområdet för Vindpark Sylén, samt ges en kortfattad förklaring till bedömningen i kolumnen krav/habitatpreferens. Notera att arter som förekommer i fångstrapporter från området, exempelvis abborre, bedöms som sannolikt inte förekommande. Detta eftersom arterna i fråga har fångats i mycket liten omfattning, och med hänsyn till att deras biologi och ekologi talar för att utsjön inte är artens egentliga utbredningsområde.

Tabell 2.24. Artvisa bedömningar gällande förekomst och lek inom Vindpark Sylén (SLU Artfakta).

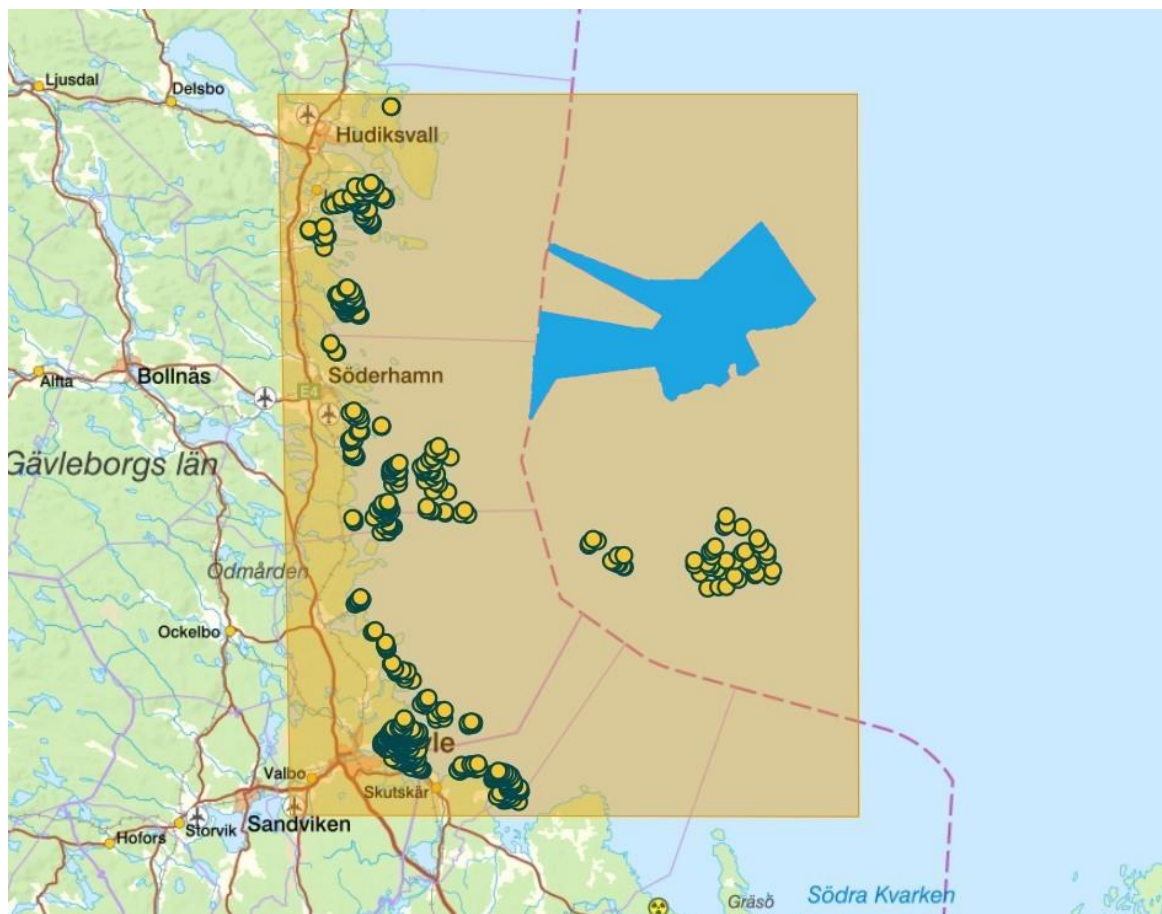
Art	Bedöms finnas inom Sylén?	Leker inom Sylén?	Krav/habitatpreferens
Abborre	Sannolikt inte	Nej, leker grunt i sötvatten	Sötvatten/kustnära brackvatten
Bergsimpa	Sannolikt inte	Nej	Tolererar brackvatten, lever då strandnära
Björkna	Sannolikt inte	Nej	Strandzonens vegetationsbälte i sjöar och åar, även i liknande kustnära biotoper
Braxen	Sannolikt inte	Nej	Se björkna
Elritsa	Sannolikt inte	Nej	Sötvattensart men förekommer strandnära i brackvatten
Flodnejonöga	Sannolikt inte, eventuellt som vandrande (på laxfisk)	Nej	Lever i regel kustnära, leker i sötvatten
Färna	Sannolikt inte	Nej	Huvudsakligen strömmande vatten men klarar brackvatten, lever då strandnära
Gädda	Sannolikt inte	Nej	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Gärs	Sannolikt inte	Nej	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Gös	Sannolikt inte	Nej	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Hornsimpa	Sannolikt	Osäkert, anses leka grunt men finns bevisligen rikligt i utsjö	Sötvattensart, förekommer i utsötade kustnära områden
Id	Sannolikt inte	Nej, leker i strömmande vatten	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Kusttobis	Sannolikt	Sannolikt	Salt och brackvatten, 0–40 m, sandbottnar
Lerstubb	Sannolikt inte	Nej	Sand och dybottnar huvudsakligen längs kust 0–5 m djupt
Lake	Sannolikt inte	Nej, leker grunt 0,5–3m	Sötvattensart som tolererar brackvatten, bottenlevande 0,5–100 m
Lax	Sannolikt	Nej, leker i älvar	Lever som vuxen i salt-bräckt vatten
Löja	Sannolikt inte	Nej, leker grunt	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Mindre havsnål	Sannolikt inte	Nej	Huvudsakligen marin art, förekommer sparsamt i Bottenhavet. Kustnära 2–15 m djup, vegetationsrika botten

Fortsättning Tabell 2.24.

Art	Bedöms finnas inom Sylen?	Leker inom Sylen?	Krav/habitatpreferens
Mindre kantnål	Sannolikt inte	Nej	Lever i strandbältets vegetation på 1–18 m djup över sand- eller dybottnar, i ålgräsängar och bland flytande tång
Mört	Sannolikt inte	Nej, leker i sötvatten	Sötvattensart som tolererar brackvatten, lever då kustnära
Nors	Sannolikt	Nej, kustlevande bestånd leker i strömmande vatten	Lever i pelagiska stim ner till 50 m
Oxsimpa	Sannolikt	Sannolikt	Huvudsakligen marin art, tolererar brackt vatten. Trivs på tångbevuxna klippbottnar på 10–15 m djup
Regnbåge	Sannolikt	Nej, leker i strömmande vatten	Invasiv art, förrymd odlad fisk
Ruda	Sannolikt inte	Nej, strandnära i tät vegetation	Dammar, sjöar, åar, skärgårdsvikar
Rötsimpa	Sannolikt	Sannolikt	Huvudsakligen marin art, trivs i brackvatten bottenlevande ned till 60 m
Sandstubb	Sannolikt	Nej, yngel hittas i estuarier (vid kust)	Sand- och lerbottnar ner till 20 m ibland djupare
Sarv	Sannolikt inte	Nej	Grunda och näringsrika miljöer, både i sött och bräckt vatten, utsjö
Sik	Sannolikt inte	Nej, leker strandnära eller i strömmande vatten	Ev. vandrande sk. älvsik
Siklöja	Sannolikt inte	Nej, i Östersjön lek endast i nordligaste Bottenviken	Sötvattensart, tolererar svagt bräckt vatten
Skarpsill	Sannolikt	Eventuellt, leker ute till havs	Södra Bottenhavets salthalt är på gränsen för reproduktion
Skrubbskädda	Sannolikt	Eventuellt. I Östersjön utsjölekande med pelagiska ägg vid minst 6 ‰ salthalt eller kustlekande vid lägre salinitet, då med sjunkande ägg vid djup ned till 20 m	Marin art. Sällsynt i bottniska viken. Både mjuka och hårda bottnar
Småspigg	Sannolikt inte	Nej, leker i strandvegetation	Söt, brack och saltvatten ej pelagiskt i havet
Spetslångebarn	Sannolikt	Sannolikt	Marin art, på mjukbottnar 40–100 m
Stensimpa	Sannolikt inte	Nej, leker strandnära	Sötvattensart, tolererar brackvatten kustnära. Föredrar svalt, strömmande vatten över steniga bottnar ner till 10 m
Storspigg	Sannolikt	Nej, leker grunt	Om vintern ofta i fria vatten långt från kusten
Strömring	Sannolikt	Sannolikt, leker kustnära eller på grundflak	Vintertid i utsjö på djup som finns inom Sylen
Stäm	Sannolikt inte	Nej, leker i strömmande vatten	Sötvattensart, finns kustnära i bottniska viken i utsötat vatten
Större ringbuk	Sannolikt	Sannolikt	Marin art finns i utsötat vatten i östersjön Bottenlevande 5–300 m
Sutare	Sannolikt inte	Nej, leker strandnära i tät vegetation	Näringsrika sjöar, åar och skärgårdsvikar
Svart smörbult	Sannolikt inte	Nej, leker strandnära	Marin art, lever kustnära som mest ned till 75 m
Svartmunnad smörbult	Sannolikt inte	Leker grunt	Lever huvudsakligen grunt ned till 20 m
Tobiskung	Sannolikt	Sannolikt	Allmän i östersjöns utsötade vatten, sommartid kustnära sandbottnar ner till 60 m, vintertid längre ut och djupare 150 m
Torsk	Sannolikt men i ringa omfattning	Nej	Sällsynt norr om Åland, kräver högre salinitet för lek
Tånglake	Sannolikt	Sannolikt	Salt och bräckt vatten ned till 40 m djup, steniga bottnar

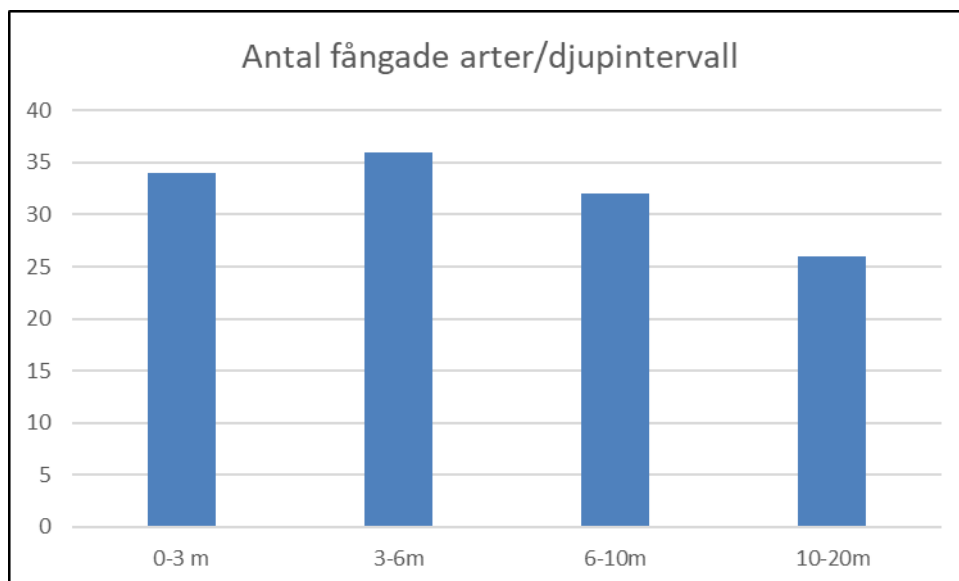
Fortsättning Tabell 2.24.

Art	Bedöms finnas inom Sylen?	Leker inom Sylen?	Krav/habitatpreferens
Vimma	Sannolikt inte	Nej	Sötvattensart, förekommer i Östersjöns grunda skärgårdsvikar
Ål	Sannolikt	Nej	Leker ej i Östersjön
Öring	Sannolikt	Nej	Leker i strömmande vatten men lever i utsjö



Figur 2.18. Tillgängliga data från databasen KUL (data från provfiske vid kusten). Ljusbrun polygon anger söksområdet från databasen. Blå polygon markerar lokalisering av Vindpark Sylen med kabelkorridorer i ekonomisk zon.

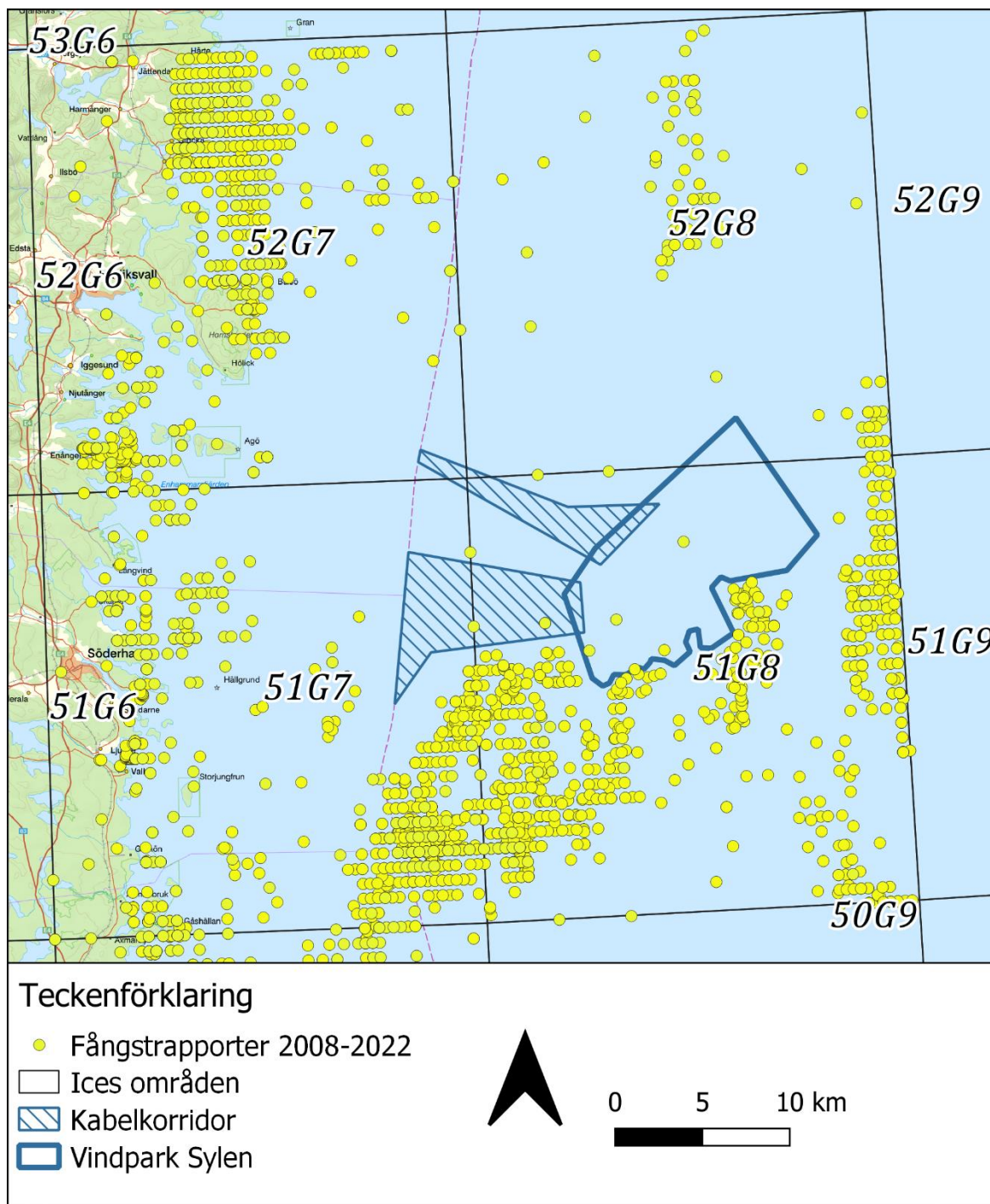
Figur 2.19 illustrerar sambandet mellan djup och artrikedom. Flest arter fångades i intervallet 3–6 m och grundare (0–3 m) medan antalet fångade arter sedan minskade med ökat djup.



Figur 2.19. Antal fångade arter/djupintervall från utförda nätprovfisken, från KUL-databas (SLU Aqua 2023).

2.2.3.4 Fångstrappor yrkesfisket

I Figur 2.20 framgår var yrkesfisket har rapporterat sina fångster under perioden 2008–2022. Av fångstrapporerna (Tabell 2.25) framgår att strömming är den dominerande målarten för yrkesfisket i ICES-områdena nära kusten, sett till fångstens omfattning. Dock landas årligen cirka 20 ton abborre samt lax, sik och öring i mer varierande mängder. I utsjöområdena 51G8 och 52G8 förefaller strömming var den enda kommersiellt viktiga målarten för yrkesfisket.



Figur 2.20. Yrkesfiskets platser för fångstrappor (gula cirklar) för kustnära ICES rutor (51G7, 52G7) och utsjörutorna 51G8 och 52G8 samt Vindpark Sylen med kabelkorridorer (blå polygoner). Uppgifterna kommer från Havs- och Vattenmyndigheten och representerar perioden 2008–2022 (HaV 2023a).

Tabell 2.25. Yrkesfiskets fångstrapporter (fångster i kg, årsmedel för femårsperioder) levererade till Havs- och vattenmyndigheten mellan åren 2008 – 2022 från tre kustnära ICES-områden samt utsjöområdet 51G8, vari Vindpark Sylen huvudsakligen är planerad samt område 52G8 norr om vindkraftsparken.

ICES	Art	Kvantitet (kg)		
		2008–2012	2013–2017	2018–2022
51G7 & 52G7 Kustnära	Abborre	10 990	6 112	3 292
	Gädda	250	203	72
	Gös	41	64	34
	Hornsimpa	0	245	4 172
	Lake	54	28	7
	Lax	11 541	15 918	9 049
	Mört	0	21	7
	Regnbåge	0	2	3
	Sikfiskar	10 851	7 554	4 028
	Siklöja	0	0	4
	Strömming	399 788	1 461 142	2 319 655
	Skarpsill	4 032	3 738	2 137
	Spiggar, familj	0	5 574	32 878
	Torsk	0	40	2
	Ål	289	138	85
	Öring	4 968	2 825	1 153
51G8 & 52G8 Utsjö	Abborre	0	0	12
	Braxen	0	0	1
	Gädda	0	0	3
	Gös	0	0	3
	Hornsimpa	0	4	6 123
	Sikfiskar	0	0	4
	Strömming	260 646	1 263 293	3 422 009
	Skarpsill	348	10 734	11 793
	Spiggar, familj	0	8 743	55 393
	Torsk	0	47	64
	Öring	0	0	2

2.2.3.5 Lek- och uppväxtområde för fisk

Det finns inga heltäckande uppgifter för lek- och uppväxtområden för alla förekommande arter. Generellt kan sägas att grunda miljöer utgör viktiga reproduktionsområden för de flesta av de förekommande arterna. Den kommersiellt viktiga strömmingen är troligen den art med starkast vetenskapligt kunskapsläge även om det finns brister. I en intervjustudie utförd av dåvarande Fiskeriverket år 2011 kartlades kommersiella fiskarters lek- och uppväxtområden (Figur 2.22) och övriga lek- och uppväxtområden längs ostkusten (Gunnartz m.fl. 2011). För Gävleborgs läns räkning intervjuades 18 yrkesfiskare samt länsfiskekonsulenten. Vad gäller sik angavs att leken sker i oktober-november, på botten med substraten sand, sten och grus och på djup mellan 0–10 m. Vidare rapporterades iakttagelser att siken, sedan sälens återkomst i större antal, har börjat leka allt närmare fastlandskusten på platser som sälerna skyggar för. Områden med siklek har angetts i princip längs hela länets kust. Andra

källor framhåller att för sikyngel kan uppväxtområdets avsaknad av organisk pålagring så som långtrådiga alger vara av större vikt än bottenstratumet (Länsstyrelsen Gävleborg; Hudd m.fl. 2013). Notera att de intervjuade personerna inte kunde peka ut lekströmråden för siklöja i Gävleborg trots att arten förekommer. I Västernorrland pekas ett flertal relativt stora lekströmråden ut. Ej heller lämnades några uppgifter om skrubbskäddans lek för Gävleborg.

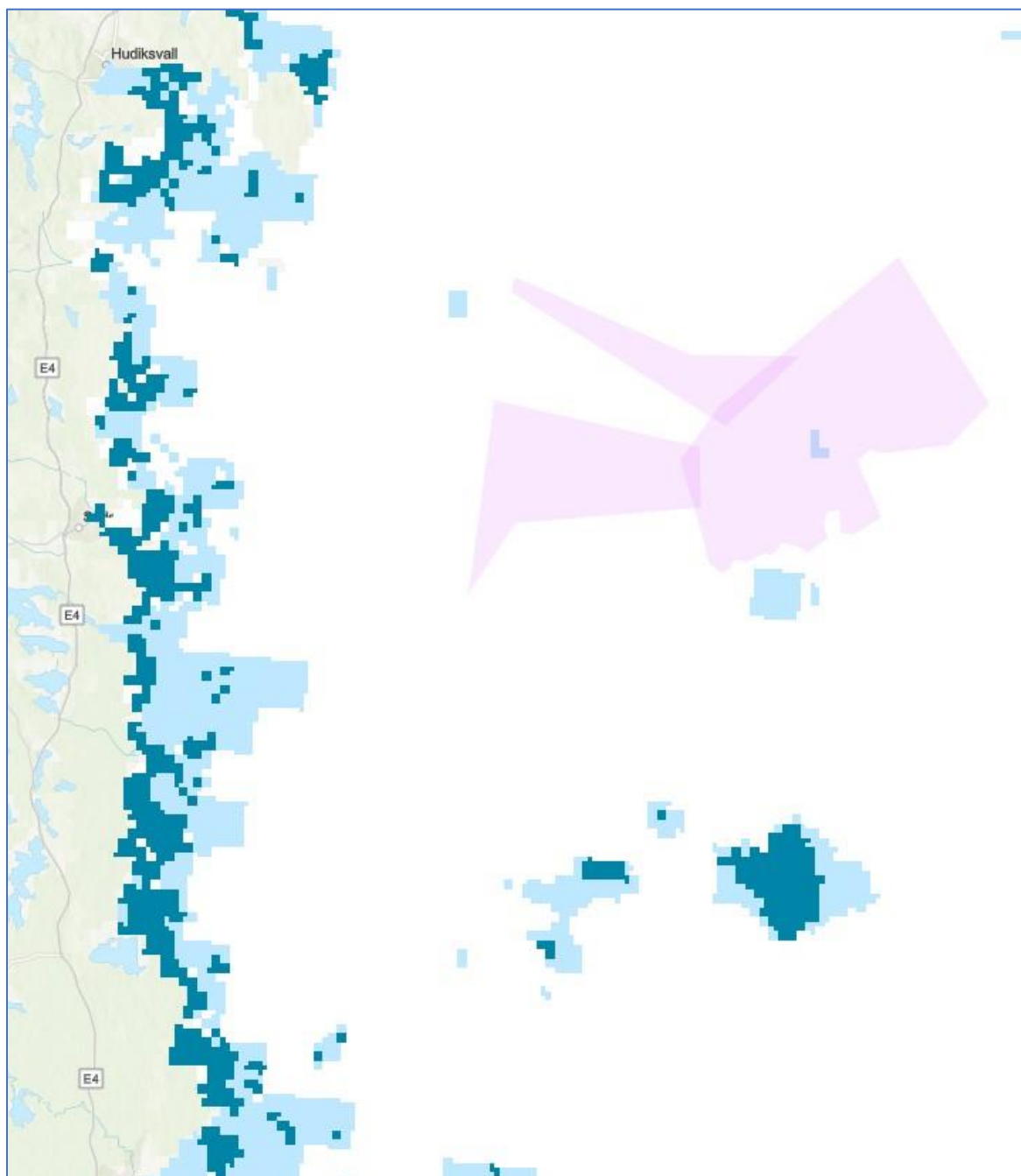
Strömning i Östersjön och Bottniska viken har en komplex populationsgenetisk struktur och kunskapen om migration omfattar främst generella mönster (Wennerström m.fl. 2023). Märkningsstudier i Bottenhavet under senare halvan av 1900-talet har visat på ett hemortstroget beteende hos arten. Den återkommer till samma lekströmråde vilket ger förutsättningar för lokala populationer med unikt genetiskt mönster (Wennerström m.fl. 2023). Flertalet sentida studier av strömning har identifierat genetiska skillnader mellan strömning från olika delområden och lektider (höst-, vår- och sommarlekande) (Wennerström m.fl. 2023). De genetiska skillnaderna kopplat till lektid är större än mellan rumsligt skilda bestånd. Att det finns både höst- och vårlekande strömning är känt sedan länge (Ojaveer 1981). I intervjustudien uppges att höstlekande strömning "försvann" i Bottniska viken på 1940-talet men att den på senare tid har visat en ökande trend (Gunnartz m.fl. 2011). Det förefaller inte finnas någon riktigt klar uppfattning om populationstrender i Bottniska viken varken för vår- eller höstlekande strömning. Hösten 2021 fångades lekmogen strömning strax utanför Gävle och den har även påvisats i närheten av Bornholm (Wennerström m.fl. 2022). Höstlekande strömning i Gävlebukten kunde även bekräftas under Pelagias riktade fångstinsatser kopplat till strömning inom Vindpark Sylens projektområde i september 2023. Insatsen var en del i ett samarbete mellan Svea Vind Offshore och bland annat Sveriges Lantbruksuniversitet. Svea Vind Offshores del i samarbetet bestod i att leverera material i syfte att identifiera lokala bestånd av strömning och kartlägga deras migrationsmönster. Infångad strömning noterades vara lekmogen (R. Linderot, Pelagia, personlig kommunikation 9 oktober 2023).

För arten gäller ett generellt migrationsmönster där den som adult spenderar vintern på djupt vatten (50–60 m), vilket i Bottniska viken innebär utsjöområden. Juvenil strömning lever i kustnära stim under 1–3 år innan de ansluter till det adulta migrationsmönstret. Ett prov taget sent på hösten från Eggegrund i Södra Bottenhavet visade att höst- och vårlekande strömning uppehåller sig i samma område, det vill säga bestånden kan blandas utanför lektid (Wennerström m.fl. 2023). Framåt våren migrerar strömningen till grundare och mer kustnära vatten för födosök och/eller lek och där kan vårlekande strömning forma stora lekstim. Vid provfiske på Finngrundets östra och västra bankar i maj 2007 konstaterades att i stort sett all fångad strömning var lekmogen (Naturvårdsverket 2010). I Gävlebukten finns även den så kallade slättersillen, en särskilt storvuxen strömning som är genetiskt skild från övriga vårlekande och vars lek sker något senare.

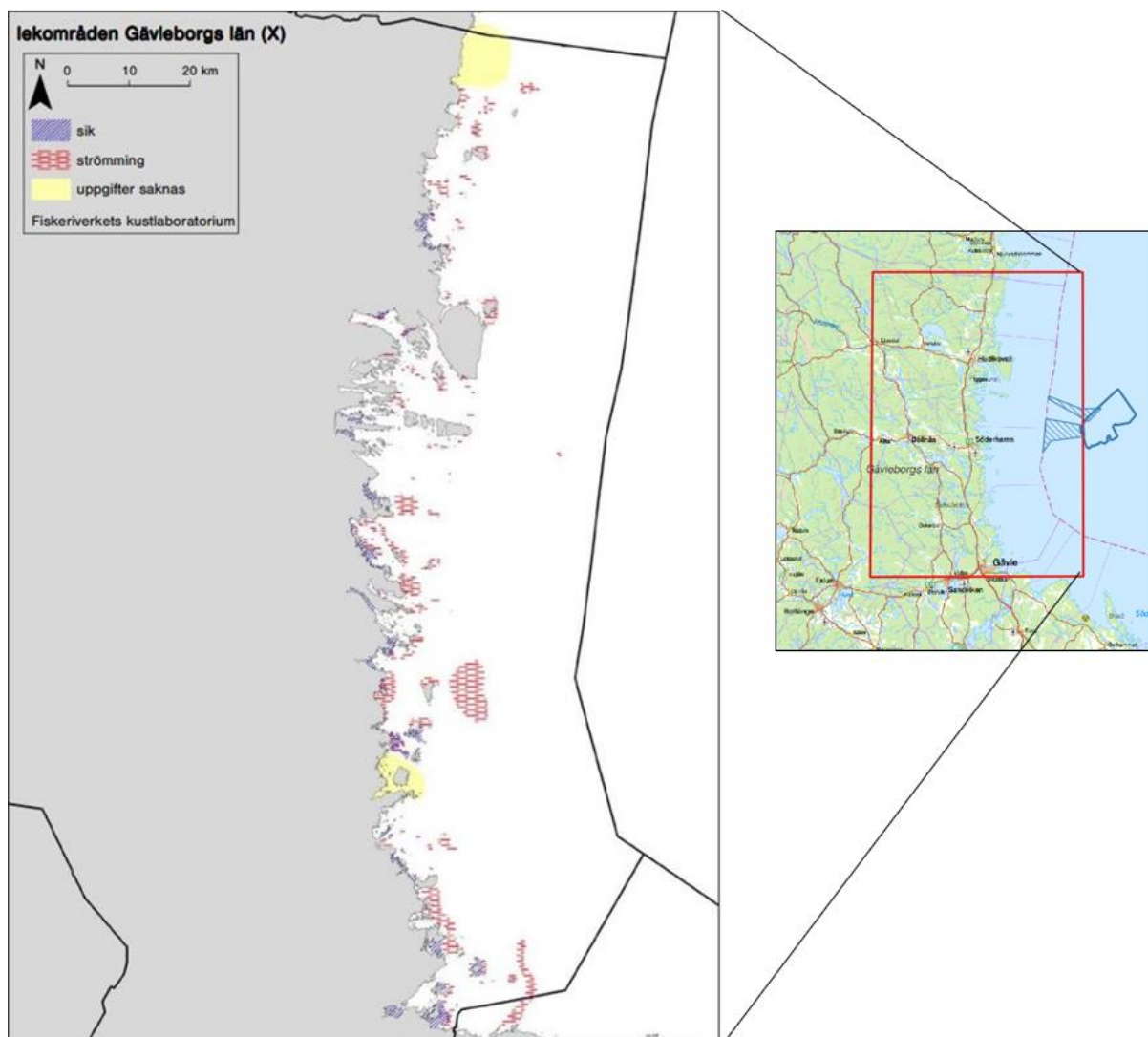
Strömning anses flexibel gällande lekhabitat, längs ostkusten sker lek både längs exponerade kuststräckor och långt inne i innerskärgårdsvikar (Wennerström m.fl. 2023). Dock anses höstlekande strömning vanligen leka i ytterskärgård eller på utsjögrund (Gunnartz m.fl. 2011), men kunskapsläget om dessa bestånd är bristfälligt (Wennerström m.fl. 2023). Tidpunkt för strömningens höstlek anges i intervjustudien som september-oktober. De intervjuade personerna i nämnd intervjustudie påtalade att lek sker längs hela kusten på grynnor och klackar med substraten sand, sten, grus och tång, samt att det finns fler kända lekströmråden än vad som märkts ut i kartan (Figur 2.22) (Gunnartz m.fl. 2011). Västra banken (Finngrundet) nämndes som ett viktigt tillväxtområde där också vårlek (april-juni) sker på ner till 15 m djup. Flera studier pekar på att strömningen tycks föredra att leka på hårdbottnar grundare än 10 m i områden i nära anslutning till djupare vatten (Aneer 1989, Kääriä m.fl. 1997, Gunnartz m.fl. 2011). Yngel av strömning använder olika habitat under olika livsstadier och förefaller ha mindre specifika krav på lek- och uppväxtområden än många andra östersjöarter (Erlandsson m.fl. 2021).

Helsingforskonventionen är en regional miljökonvention för Östersjöområdet framtagna i syfte att förbättra Östersjöns miljötillstånd. Arbetet samordnas av Helsingforskommissionen, även kallad HELCOM. HELCOM består av representanter för konventionens parter, vilka är: Danmark, Estland, Finland, Lettland, Litauen, Polen, Sverige, Tyskland, Ryska Federationen och EU (HaV 2023c). I en webbaserad visningstjänst (HELCOM 2023) tillhandahålls modellerad information om olika fiskarters sannolika och potentiella lekströmråden. Vad gäller modelleringens resultat för strömningens sannolika lekströmråden så bygger dessa på faktiska observationer av lek. Det samma gäller inte för områden som faller ut som potentiella lekströmråden, dessa baseras på datakällor kopplat till respektive arts habitatpreferenser. Datakategorier som modellen använder i det här fallet är ljusstillgång (djup),

vegetation och bottenstruktur. I tillhörande metadata framhålls att resultatet bör betraktas som en grov uppskattning. Vad gäller strömning i Gävlebukten (Figur 2.21) visar modellen sannolika lekrområden längs kusten och kring utsjöbankarna, i god överensstämmelse med andra källor. I Vindpark Sylen visar modellen ett litet L-format potentiellt strömmingslekrområde.



Figur 2.21. Sannolika (mörkblå) och potentiella lekrområden för strömning (ljusblå) enligt HELCOM visningstjänst (<https://maps.helcom.fi/website/mapservice/>). Centralt i Vindpark Sylen ses ett litet L-format potentiellt lekrområde samt ett något större söder om vindkraftsparken.



Figur 2.22. Lekområden för strömning och sik i Gävleborgs län enligt intervjuade yrkesfiskare (karta hämtad från rapporten Gunnartz m.fl. 2011). Röd markering visar kartutsnittets position i förhållande till parkområdet.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har tagit fram ett verktyg (Lektidsportalen, HaV 2023b) för att illustrera när under året olika arter är som mest känsliga för störning. I Tabell 2.26-2.28 ges en bild av kustnära områden och Tabell 2.28 visar utsjöförhållanden, det vill säga relevanta sökkriterier för Vindpark Sylen. Högre indexvärde och röd färg anger mer känsliga månader, lägre indexvärde och grön färg anger mindre känsliga månader.

I Tabell 2.26 har följande sökkriterierna angivits: *Gävleborgs län*, *Södra Bottenhavets inre kustvatten*, *lekdjup 0–10 m* och *alla lekhabitat*. Detta i syfte att illustrera grunda kustnära vatten. Antal arter som lektidsportalen anger med dessa sökkriterier är 36.

Tabell 2.26. Känslighetsindex för Södra Bottenhavets inre kustvatten utifrån Lektidsportalen.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
*KÄNSLIGHETSINDEX	12	15	21	25	42	43	32	25	15	12	16	11

I Tabell 2.27 nedan har följande sökkriterier angivits: *Gävleborgs län, Södra Bottenhavets yttre kustvatten, lekdjup 0–100 m och alla lekhabitat*. Detta i syfte att illustrera yttre kustvatten och djupare vattenområden. Antal arter som lektidsportalen anger med dessa sökkriterier är 29.

Tabell 2.27. Känslighetsindex för Södra Bottenhavets yttre kustvatten utifrån Lektidsportalen.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
*KÄNSLIGHETSINDEX	16	19	21	23	29	29	24	18	15	12	20	15

I Tabell 2.28 har följande sökkriterier angivits: *Gävleborgs län, vattentyp Utsjö, lekdjup 0–100 m och alla lekhabitat*. Detta i syfte att illustrera utsjöförhållanden. Antal arter som lektidsportalen tar upp med dessa sökkriterier är nio, inklusive sjurygg (*Cyclopterus lumpus*). Sjurygg finns dock inte rapporterad i Artdatabanken norr om Södra Kvarnen ej heller i något provfiske. Enligt lektidsportalen sammanfaller lektiden för sjurygg (maj månad) med den vårlekande strömmingen och tobiskung, varför index för maj månad egentligen bör vara lägre än vad som anges i Tabell 2.28. Övriga arter som ligger till grund för indexberäkning är lax och öring (på grund av lekvandring), ringbuk, höstlekande strömming, skarpsill, spetslångebarn, tånglake.

Tabell 2.28. Känslighetsindex för Gävleborgs utsjövatten utifrån Lektidsportalen.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
*KÄNSLIGHETSINDEX	7	6	5	4	9	7	9	9	7	6	6	5

2.2.4 Bottenfauna

Sammansättningen av bottenfaunaarter visade överlag på en normal bottenfauna för brackvattenområden liknande det aktuella projektområdet, även om variationen mellan stationer var stor.

Samtliga bottenfaunaprover innehöll det i Sverige invasiva havsborstmasksläktet *Marenzelleria*, vilket är vanligt förekommande i Östersjön, medan vitmärla (*Monoporeia affinis*) förekom i alla prover utom ett och noterades dessutom i höga abundanser i ett par prover (Bilaga 4). Även ishavsgråsuggan *Saduria entomon* (Figur 2.23) noterades i majoriteten av proven. Vid stationerna BF12 och BF17 återfanns det lägsta antalet taxa då båda endast innehöll två taxa, medan stationerna BF8 och BF9 båda uppvisade sju taxa, vilket var det högsta antal som noterades i denna undersökning. Bottenfaunaindex (BQIm) vid de olika stationerna spände mellan 1,30 (i station BF12) till 8,28 (i station BF18). Tröskelvärdet för God status för aktuellt utsjövatten, Bottenhavet, är BQIm $\geq 4,0$ (HVMFS 2012:18, HaV 2019a), vilket gav att majoriteten av de undersökta stationerna bedömdes ha God status. Den sammanvägda statusen för projektområdet Vindpark Sylen bedömdes således vara God (Tabell 2.29) baserat på det för utsjöområdet gällande tröskelvärde.



Figur 2.23. Ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) i ett nysållat prov.

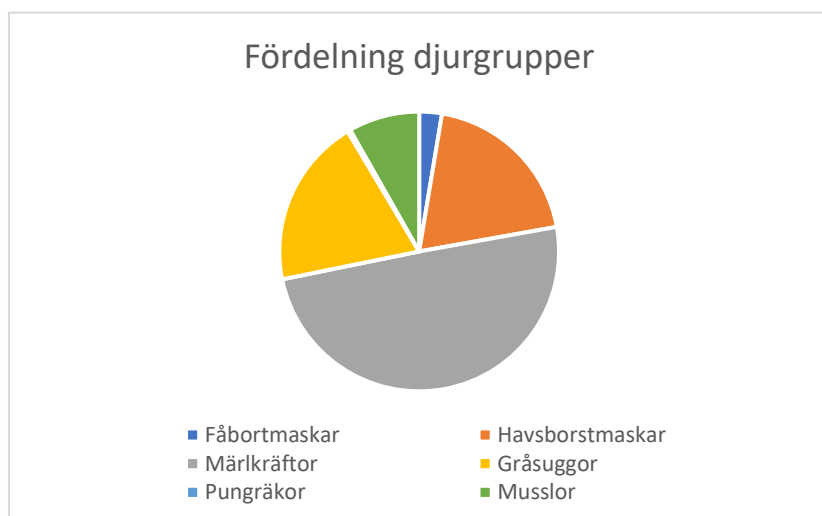
Tabell 2.29. Antal individer och taxa av bottenfauna samt BQIm för respektive lokal i projektområdet för Vindpark Sylén år 2023. 20%-percentil och statusklassificering för området utifrån bottenfaunaindexen BQIm. Status enligt följande färger: Grön = God status, Röd = Ej god status.

Lokal	Ant. Ind.	Ant. taxa	BQIm	Ant. BQIm	Median	80-percentil	20-percentil
BF1	34	5	3,93	17	5,16	5,54	4,76
BF5	56	4	4,64				
BF6	175	5	7,15				
BF7	35	4	3,49				
BF8	43	7	5,12				
BF9	71	7	7,56				
BF10	15	4	2,83				
BF11	37	6	5,94				
BF12	6	2	1,30				
BF13	70	5	6,21				
BF14	42	4	3,87				
BF15	20	6	7,33				
BF16	14	3	5,07				
BF17	453	2	6,96				
BF18	67	5	8,28				
BF19	14	5	3,15				
BF20	29	4	4,83				

Totalt återfanns sju taxa (Tabell 2.30) fördelade över sex djurgrupper (Figur 2.24) i bottenfaunaproven från de 20 stationerna.

Tabell 2.30. Taxa samt det totala antalet individer återfunna vid provtagning av projektområde Vindpark Sylén.

Taxa	Svenskt namn	Totalt antal
<i>Oligochaeta</i>	Fåborstmaskar	31
<i>Marenzelleria sp.</i>	Amerikansk havsbortsmask	231
<i>Gammarus sp.</i>	Tångmärla	9
<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärla	577
<i>Saduria entomon</i>	Ishavsgråsugga (skorv)	232
<i>Mysida</i>	Pungräkor	4
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	97



Figur 2.24. Fördelningen av de återfunna djurgrupperna vid provtagning av projektområdet Vindpark Sylén

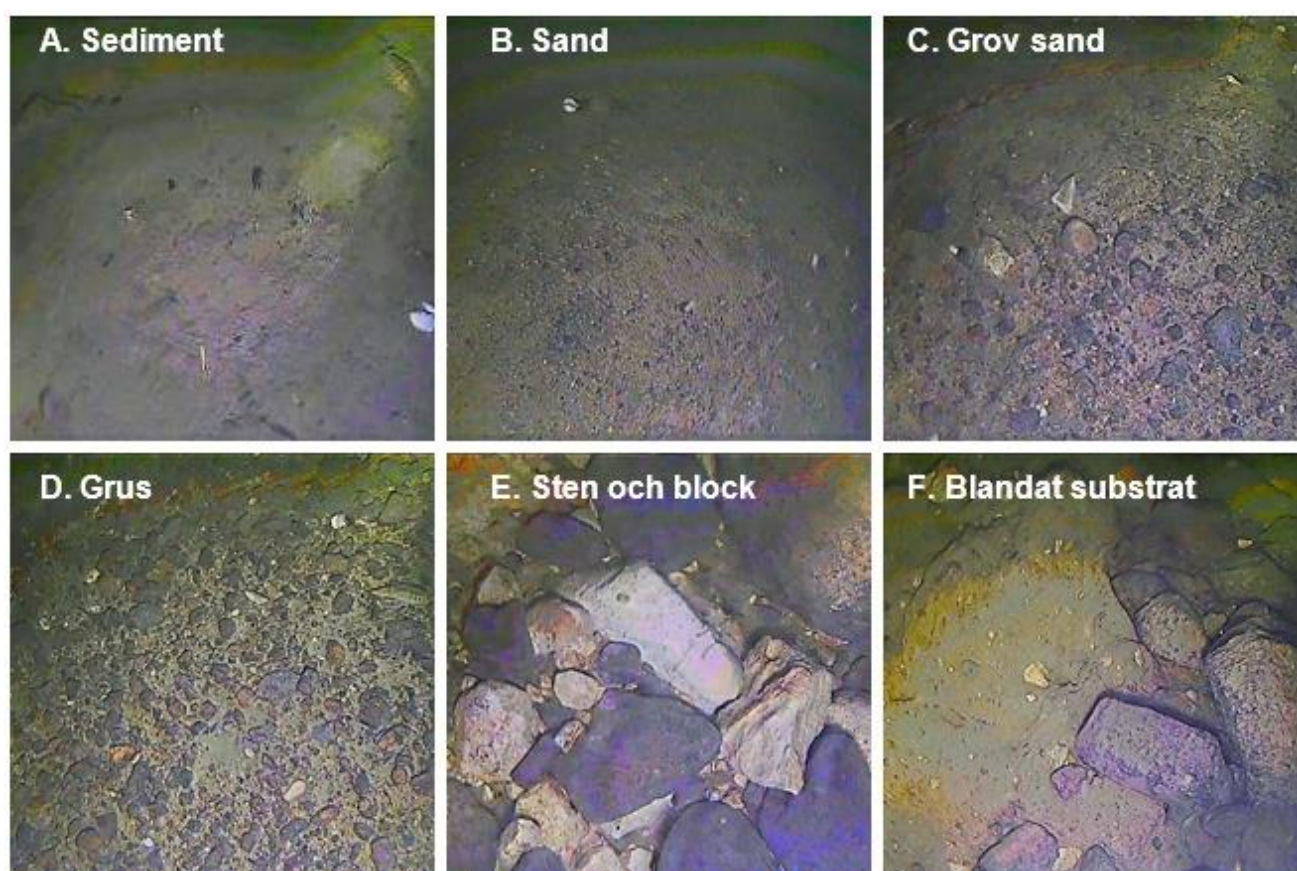
2.2.5 Videokartering och bottenvegetation

2.2.5.1 Bottensubstrat

De analyserade transekterna dominerades av hårbotten (83 % av samtliga transekter), och då var sten- och blockbotten vanligast med 59 transekter (62 % av samtliga transekter) (Tabell 2.31; Figur 2.25).

Mjukbotten observerades endast vid 14 transekter (15 % av samtliga transekter), där sand och finkornigt sediment var lika vanliga bottenstrat (Tabell 2.31).

Blandat substrat observerades vid två transekter (2 % av samtliga transekter), där sand först observerades genom halva videomaterialet vid en av transekterna, varvid det sedan övergick till sten- och blockbotten (Tabell 2.31). Vid den andra transekten med blandat substrat observerades sten- och blockbotten, dock med tydliga partier av sand och finkornigt sediment, i en sådan utsträckning av det ej tydligt kunde fastställas vilken av substrattyperna som var dominant (Figur 2.25, F).



Figur 2.25 Exempelbilder av bottenstrat från transekterna, där A. visar finkornigt sedimentbotten, B. sandbotten, C. botten med grov sand, D. grusbotten, E. sten- och blockbotten och F. botten med blandat substrat, med mjukt sediment till vänster i bild, och sten och block till höger i bild.

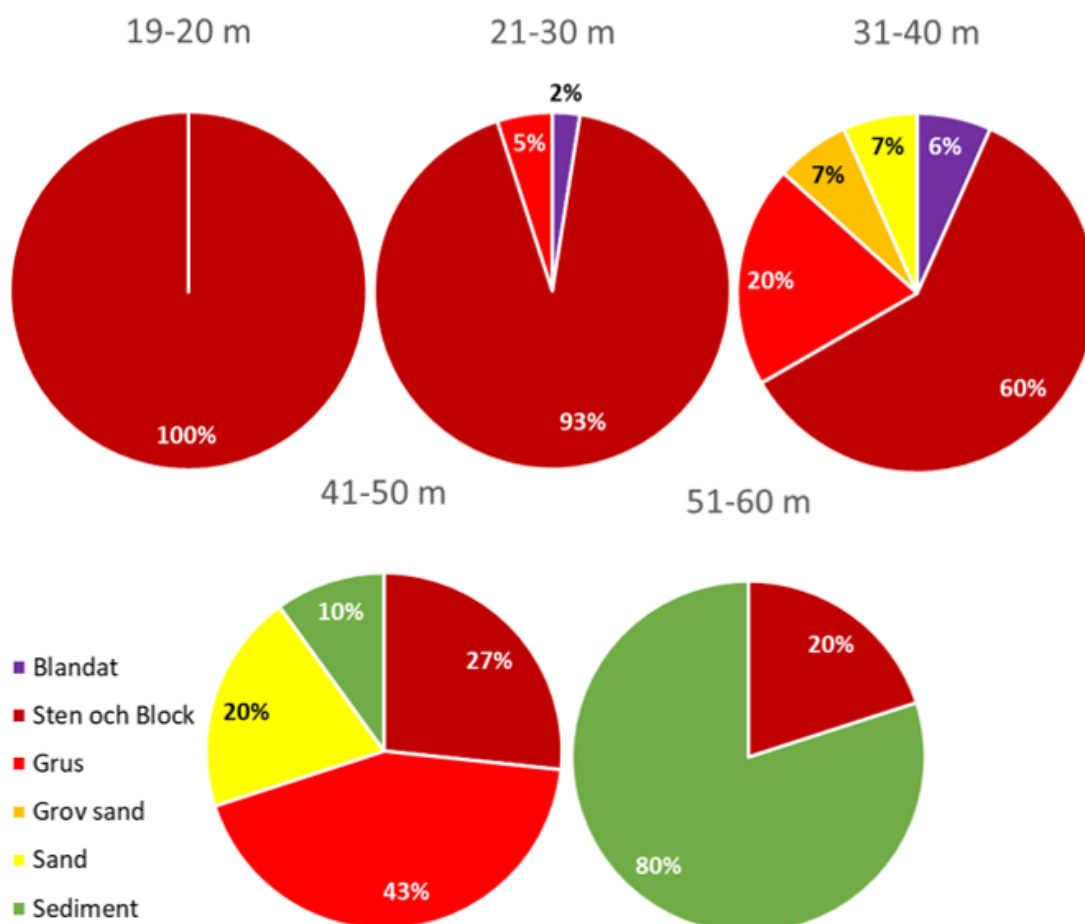
Den observerade överrepresentationen av hårbotten kan vara ett resultat av urvalet av transekter då grundare områden prioriterades. Erosion från vattenrörelse tenderar till att vara kraftigare i grundare områden, vilket i sin tur oftast resulterar i hårbotten då mjukare substrat eroderas bort av vattnet och endast tyngre material som sten och block blir kvar. När medeldjupet för substrattyperna beräknades så kunde det även ses att medeldjupet för hårda substrat var grundare än medeldjupet för mjukare substrat, vilket vidare stärker teorin (Tabell 2.31).

En översiktskarta av varje transekts specifika substrattyp återfinns i Bilaga 5.

Tabell 2.31. Fördelning av observerat bottensubstrat vid de analyserade transekterna, uppdelat efter blandat substrat, hård- eller mjukbotten. Procent av totalt antal transekter samt medeldjup (m) för substraten i fråga är även presenterat. Avrundning till heltal kan bidra till att totalsumman blir olika.

Typ av botten	Substrat	Antal transekter (av 94)	Procent (%)	Medeldjup (m)
Blandat substrat	Totalt	2	2	31,7
Hårdbotten	Sten och block	59	63	30,4
	Grus	18	19	41,6
	Grov sand	1	1	40,0
	Totalt	78	83	33,1
Mjukbotten	Sand	7	7	44,4
	Finkornigt sediment	7	7	51,9
	Totalt	14	15	48,1

När transekterna delades upp efter djupintervall och procent av bottensubstrat beräknades inom varje intervall kunde samma trend observeras, där hårda substrat var överrepresenterade vid grundare djupintervall, och djupare transekter hade högre andel mjuka substrat (Figur 2.26).



Figur 2.26. Cirkeldiagram över procentuell fördelning av bottensubstrat, uppdelat efter djupintervall.

2.2.5.2 Biota

Vid drygt hälften av transekterna observerades ingen biota (Tabell 2.32). Fauna observerades vid 37,2 % av transekterna och flora observerades vid 7,4 %. Både fauna och flora observerades aldrig samtidigt vid någon transekt.

En översiktskarta av fördelningen av den observerade biotan kan ses i Bilaga 6.

Tabell 2.32. Biotans fastställda taxonomi samt fördelning av observerad biota och procent av totalt antal transekter där biotan i fråga observerades. Vidare redovisas medel-, min- och maxdjup för observationerna.

Typ av biota	Taxa (latinskt namn)	Antal transekter (av 94)	Procent (%)	Medeldjup (m)	Min. djup (m)	Maxdjup (m)
Ingen biota	-	57	55,3	31,5	19,0	52,4
Fauna	Mindre kräftdjur (<i>Crustacea</i>)	30	31,9	44,0	23,0	57,1
	Ishavsgråsugga (<i>Saduria entomon</i>)	22	23,4	45,9	34,5	57,1
	Totalt	35	37,2	44,0	23,0	57,1
Flora	Fintrådig påväxtalg	7	7,4	20,8	19,0	22,5
	Totalt	7	7,4	20,8	19,0	22,5

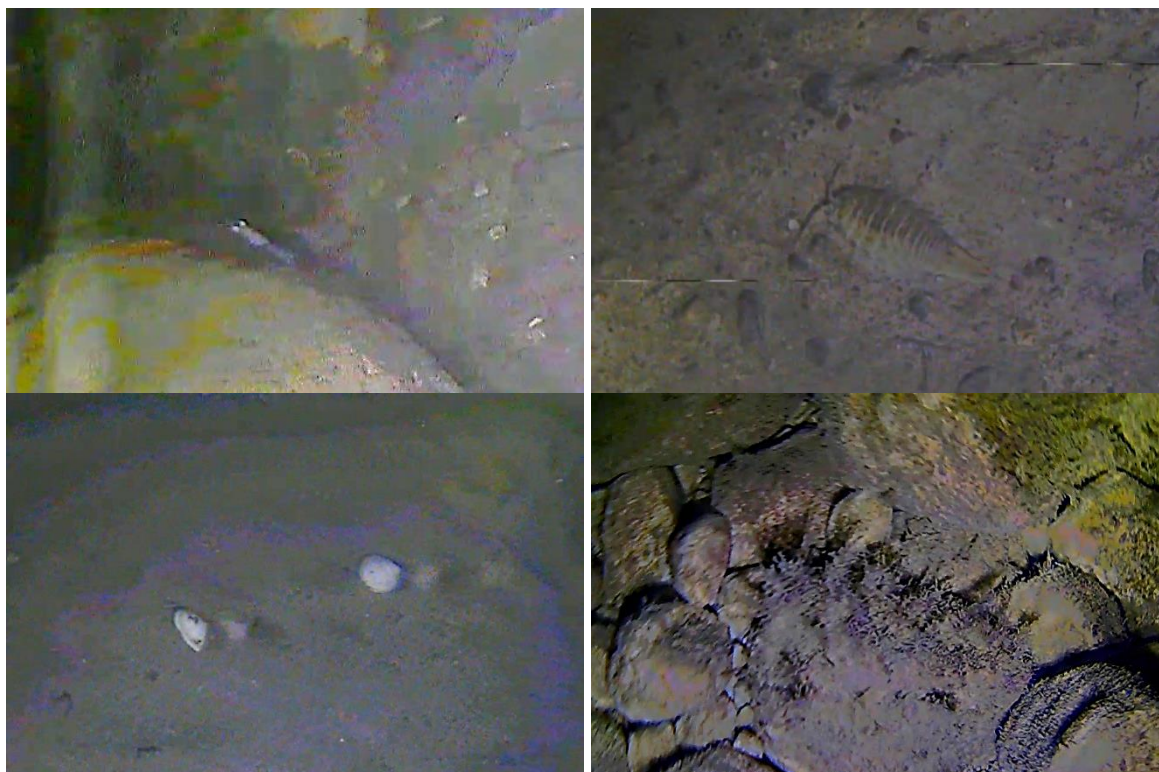
Vad beträffar fastställandet av art så kunde endast en art fastställas, ishavsgråsugga (*Saduria entomon*), då denna är väldigt arttypisk och ej har några förväxlingsarter i Östersjön (Figur 2.27, upp till höger). Många arter är svåra att fastställa utan att en taxonom kunnat analysera individen i en laboriemiljö.

De mindre kräftdjuren som simmade strax ovanför botten var troligen primärt kräftdjur av ordningen pungräkor (*Mysida*) (Figur 2.27, upp till vänster). De kan även ha varit någon form av märkräfta (Amphipoda), troligen arten vitmärla (*Monoporeia affinis*) om så är fallet då dessa var vanligt förekommande i bottenfaunananalysen (kapitel 2.2.4) som utfördes i samma område (Bilaga 6). Märkräftar lever dock primärt nedgrävda i bottensubstratet och simmar endast stundvis upp i det öppna vattnet, medan individer från ordningen pungräkor lever majoriteten av sitt liv i det öppna vattnet, precis som de kräftdjur som observerades på det filmade materialet (Livet i havet 2022a och Livet i havet 2022b).

Vid flertalet transekter observerades vita stängda bivalver på botten, men dessa var av låga tätheter och inkluderades ej i resultatet då det inte säkert kunde fastställas att de observerade individerna var vid liv i och med att bivalver kan förbli stängda även efter de har dött. Det är dock inte osannolikt att en del av dem var vid liv, speciellt då bivalver återfanns i undersökning av bottenfauna (Bilaga 4, Kapitel 2.2.4), då som observationer av arten östersjömussla (*Macoma balthica*). Östersjömusslan är ej en skyddad art och har inga kända förväxlingsarter i området kring Vindpark Sylen. Inga observationer av blåmusslor (*Mytilus edulis*) gjordes, varken levande eller döda.

Vad beträffar den observerade floran så kunde ingen art fastställas utan samtliga sju observationer klassades som fintrådig påväxtalg, och då troligen någon form av brun- eller rödalga (Figur 2.27, ned höger). Dessa kan dock inte heller säkert artbestämmas utan en närmare undersökning av en taxonom i en laboriemiljö.

Den observerade floran kunde ses växa som tuvor på stenar, och vid samtliga transekter hade floran en sparsam täckningsgrad där endast en handfull tuvor kunde observeras genom hela transekten.



Figur 2.27. Exempelbilder från videomaterial av den observerade biotan, där mindre kräftdjur kan ses uppe till vänster och ishavsråsugga uppe till höger. Nere till vänster kan exempel på de bivalver som observerats ses, och nere till höger kan fintrådig påväxtalg ses i bild som tussar på stenarna.

Medeldjupet där den observerade biotan noterades följde en trend där fauna observerades vid djupare transekter (Tabell 2.32). Det kan finnas många anledningar till detta, men en trolig anledning är att djuren undviker den kraftigare vattenrörelsen som finns vid grundare vatten. Vidare har både ishavsråsugga och märkräfta en preferens för mjukbotten som habitat, och då dessa habitat observerades vid djupare områden är det rimligt att även dessa arter påträffas där (Tabell 2.33). Flora observerades primärt vid grundare transekter, troligen som en följd av både preferensen för hårda substrat och behovet av ett ökat ljusinsläpp genom vattenkolumnen.

Tabell 2.33. Fördelning av observerad biota bland de olika substrattyperna. Notera att flera typer av biota kan observeras vid samma transekt, därav är "Totalt antal transekter" ej en addition av de individuella observationerna, utan bör tolkas som totalt antal transekter där antingen fauna eller flora observerades.

Bottentyp	Botten-substrat	Ingen biota	Fauna			Flora	
			Mindre kräftdjur	Ishavsgråsugga	Totalt antal transekter	Fintrådig påväxtalg	Totalt antal transekter
Blandat	Totalt	1	1	1	1	-	-
Hårdbotten	Sten	45	8	-	8	7	7
	Grus	4	10	11	14	-	-
	Grov sand	1	-	-	-	-	-
	Totalt	50	18	11	22	7	7
Mjukbotten	Sand	1	5	5	6	-	-
	Finkornigt sediment	-	6	5	7	-	-
	Totalt	1	11	10	13	-	-

Ingen observerad biota är klassad som rödlistad eller övrigt skyddsvärd. Förutsatt att den fintrådiga påväxten som observerades var någon form av alger, så är det även osannolikt att dessa hör till någon

rödlistad eller övrigt skyddsvärd art då det endast är familjen sträfsar (*Characeae*) som innefattar rödlistade arter bland alger, och dessa har helt andra preferenser för habitat och levnadssätt än vad som noterats i denna undersökning.

2.2.5.3 HELCOM HUB

Den vanligaste typen av habitat enligt HELCOM HUB var "AB.A4U - Baltic aphotic rock and boulders characterized by no macro community" med 46 transekter (48,9 % av samtliga transekter) (Tabell 2.34). Därefter var "AB.A2T - Baltic aphotic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macro community" näst vanligast med 21 transekter (22,3 % av samtliga transekter). Övriga fastställda habitat överskred aldrig mer än sju transekter per habitat (7,4 %).

Tabell 2.34. Översiktlig tabell av fördelningen av observerade habitat enligt HELCOM HUB (HELCOM HUB. 2013). Ej inkluderat är Nivå 1 och 2, där samtliga transekter är klassade som "A – Östersjön" vid nivå 1 och alla transekter vid nivå 2 var utanför den fotiska zonen (B – Afotiska zonen) med undantag för kategorin "Rocks and boulders", där tio transekter klassades som inom den fotiska zonen och därmed får beteckningen A i stället för B.

Nivå 3	Nivå 4	Nivå 5 och 6 (Kod - Beskrivning)	Antal	Procent (%)	Medel- djup (m)
Mixed substrate	0> <10 % coverage of epi-fauna or vegetation	AB.M2T - Baltic aphotic mixed substrate characterized by sparse epibenthic macro community	1	1,1	34,5
	No vegetation or macrofauna present	AB.M4U - Baltic aphotic mixed substrate characterized by no macro community	1	1,1	28,9
	Totalt:		2	2,1	31,7
Rocks and boulders	0> <10 % coverage of epi-fauna or vegetation	AA.A2T - Baltic photic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macro community	7	7,4	20,8
		AB.A2T - Baltic aphotic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macro community	21	22,3	41,3
	No vegetation or macrofauna present	AA.A4U - Baltic photic rock and boulders characterized by no macro community	3	3,2	20,8
		AB.A4U - Baltic aphotic rock and boulders characterized by no macro community	46	48,9	31,9
	Totalt:		77	81,9	33,0
Sand	Macrofauna present	AB.J3N - Baltic aphotic sand characterized by infaunal crustacea	1	1,1	47,0
		AB.J3N1 - Baltic aphotic sand dominated by <i>Monoporeia affinis</i> and <i>Saduria entomon</i>	5	5,3	45,4
	No vegetation or macrofauna present	AB.J4U - Baltic aphotic sand characterized by no macro community	2	2,1	38,3
	Totalt:		8	8,5	43,8
Coarse sediment	Macrofauna present	AB.I3N - Baltic aphotic coarse sediment characterized by infaunal crustaceans	2	2,1	48,3
	No vegetation or macrofauna present	AB.I4U - Baltic aphotic coarse sediment characterized by no macro community	1	1,1	48,2
	Totalt:		3	3,2	48,3
Muddy sediment	Macroscopic infauna present, no epibenthic macrofauna	AB.H3N - Baltic aphotic muddy sediment characterized by infaunal crustaceans	4	4,3	54,6
	Totalt:		4	4,3	54,6

Tio av de 94 transekterna klassades som fotiska, det vill säga vara så grunda att vattenpelaren släpper ner tillräckligt med solljus för att det ska förekomma fotosyntes vid botten (Tabell 2.34). Samtliga av dessa transekter återfanns vid botten typen "Rocks and Boulders", där epibentiska makrosamhällen observerades vid tre av de tio transekterna ("AA.A2T - Baltic photic rock and boulders characterized by sparse epibenthic macro community"), och inga makrosamhällen kunde konstateras vid de sju

resterande transekterna ("AA.A4U - *Baltic photic rock and boulders characterized by no macro community*"). Det maximala fotiska djupet klassades ner till 22,5 m djup, vilket baserades på videomaterialet (observerat ljusgenomsläpp samt närvaron av fotosyntetiserande växter).

Endast sex transekter kunde klassas till Nivå 6, i detta fall "AB.J3N1 - *Baltic aphotic sand dominated by Monoporeia affinis and Saduria entomon*" då arten Ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) kunde fastställas vid samtliga av dessa transekter (Tabell 2.34).

Vid samtliga av de fyra transekter som klassades som "*Muddy sediment*" observerades infauna, det vill säga fauna vilken primärt lever i bottensubstratet, där *Saduria entomon* observerades vid alla fyra transekter och mindre kräftdjur observerades vid tre (Tabell 2.34).

Den geografiska fördelningen av habitaterna enligt HELCOM HUB kan ses i Bilaga 8.

2.2.5.4 Natura 2000

Området för Vindpark Sylen bestod primärt av två naturtyper, samt två underkategorier enligt Natura 2000 (Naturvårdsverket 2016):

- **Rev (1170)** domineras av mer än 50 % hårda bottensubstrat som kan förekomma på både mjuk- och hårbotten. De är topografiskt upphöjda från omgivande botten.
 - **Rev (1174)** Geogent rev 0–30 meter (berg/blocksubstrat)
 - **Rev (1175)** Geogent rev >30 meter (berg/blocksubstrat)
- **Marint vatten (1000)** är ingen naturtyp utan en residualkategori inom Natura 2000s habitatklasser som används för all typ av marint vatten som inte kan kategoriseras till någon av de naturtyper som redan finns. Hela Östersjön anses vara marint vatten (Naturvårdsverket 2016).

Fördelningen av naturtyperna för de analyserade transekternas kan ses i Tabell 2.35, där Rev (1170) var vanligast med 82% av samtliga transekter, och inom denna var Geogent rev 0–30 meter vanligast (47%). Detta går även i linje med hur området för Vindpark Sylen oftast beskrivs som en upphöjd hårbotten ur ett område som i övrigt domineras av mjukbotten.

Tabell 2.35. Fördelning av naturtyper enligt Natura 2000.

Naturtyper enligt Natura 2000	Antal av samtliga transekter	Procent av samtliga transekter (%)
Rev (1170)	79	84
Rev (1174) Geogent rev 0–30 meter (berg/blocksubstrat)	44	47
Rev (1175) Geogent rev >30 meter (berg/blocksubstrat)	35	37
Marint vatten (1000)	15	16

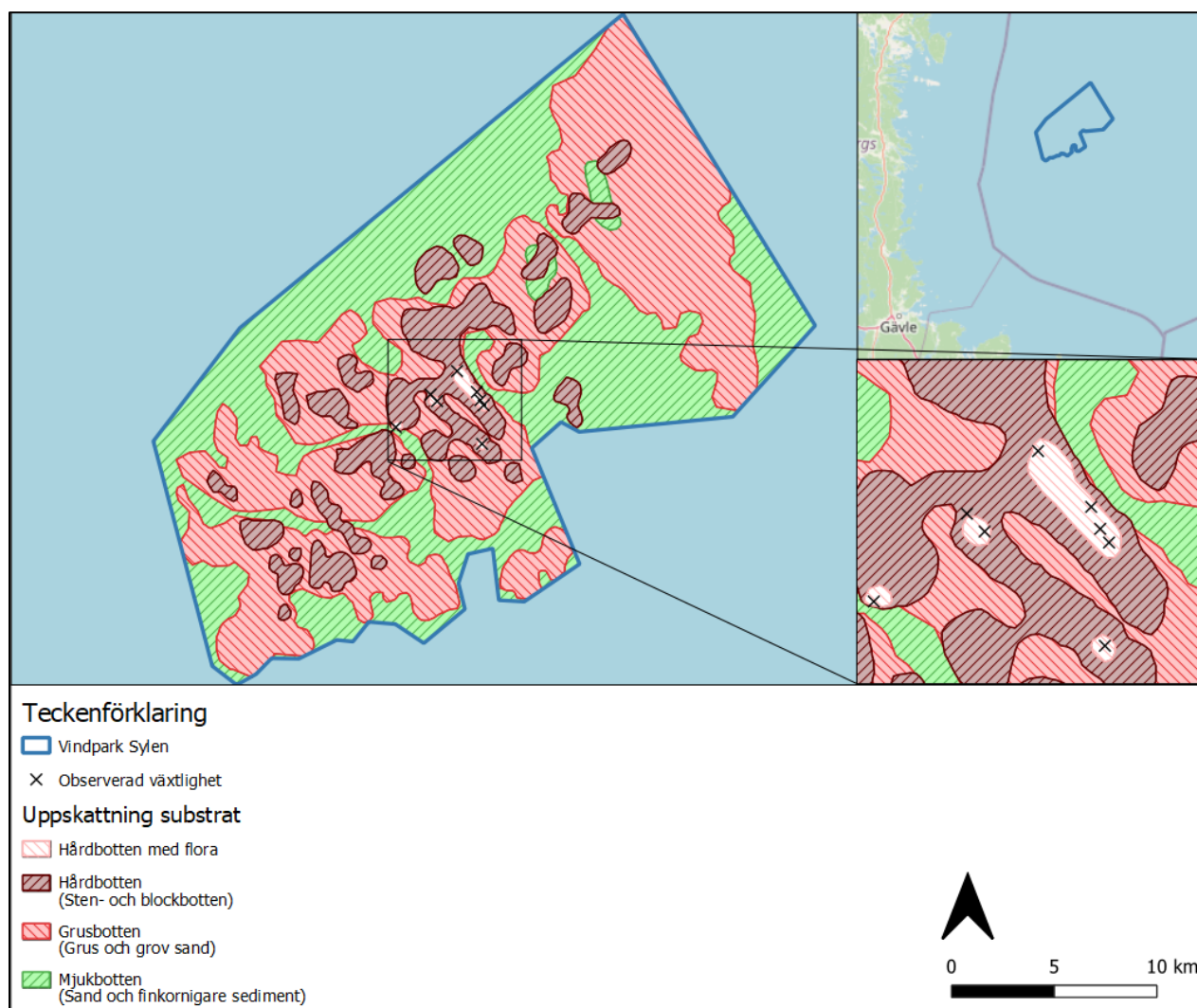
Ingen biota dominerade någon transekt till en sådan grad att transekten kunde klassas som biogent rev.

2.2.5.5 Uppskattning av bottensubstrat samt biota

Baserat på de observationer och trender som setts i undersökningen, i kombination med topografin i området, uppskattas utbredningen av bottensubstrat enligt Figur 2.28. För uppskattningen grupperades de fem observerade substraten i tre kategorier; hårbotten (sten- och blockbotten), grusbotten (grus och grov sand) samt mjukbotten (sand och finkornigt sediment). Botten med blandade substrat (vilket observerades vid två transekter) har inte inkluderats.

Utöver bottensubstrat uppskattades även utbredningen av området där växtlighet troligen kan finnas, vilket baserades på den fotiska zonen, djupet av området samt de transekter där växtlighet redan har kunnat konstaterats.

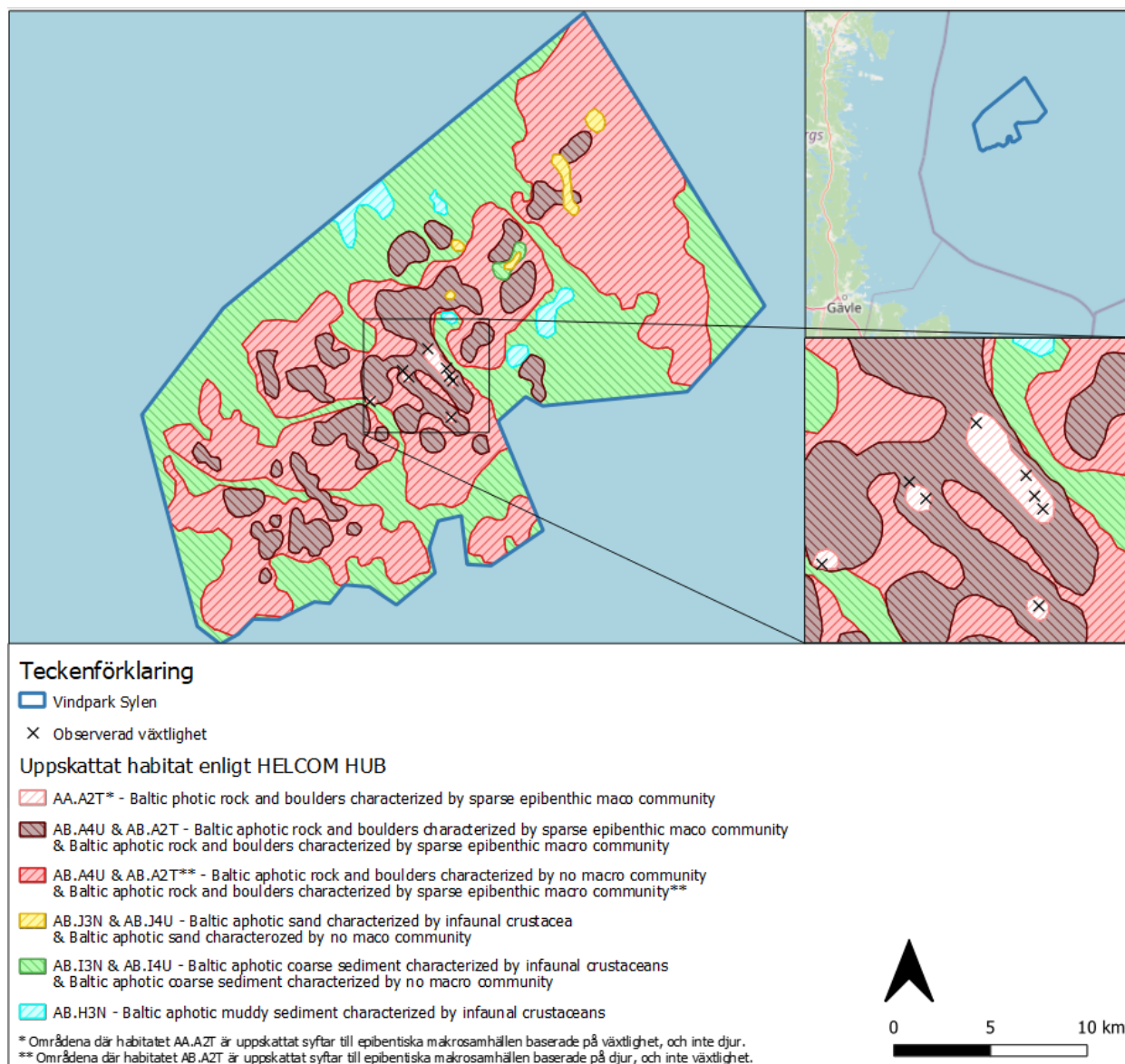
Utbredningen av områden där djur troligen kan finnas uppskattades inte utav flera anledningar. De djur som observerades är rörliga arter, vilket leder till att det alltid kommer med en viss osäkerhet vad gäller habitat. Vissa arter migrerar även till olika platser i vattenkolumnen, både under årets olika säsonger samt under dygnets cykler. Vidare observerades djur vid samtliga substrat, med undantag för grov sand (detta substrat representerades dock endast av en transekt). Djupet för alla djurobserveringar var mellan 23–57 m djup, vilket gör det relativt sannolikt att observera djur över hela området i fråga, med eventuellt undantag inom den fotiska zonen där inga djur observerades (vilket diskuterades tidigare i Kapitel 2.2.5.2 Biota).



Figur 2.28. Uppskattning av utbredningen av substrat inom Vindpark Sylen. Den flora som har observerats har inkluderats i form av kryss, för att vidare motivera det rosa området där hårdbotten med flora har estimerats.

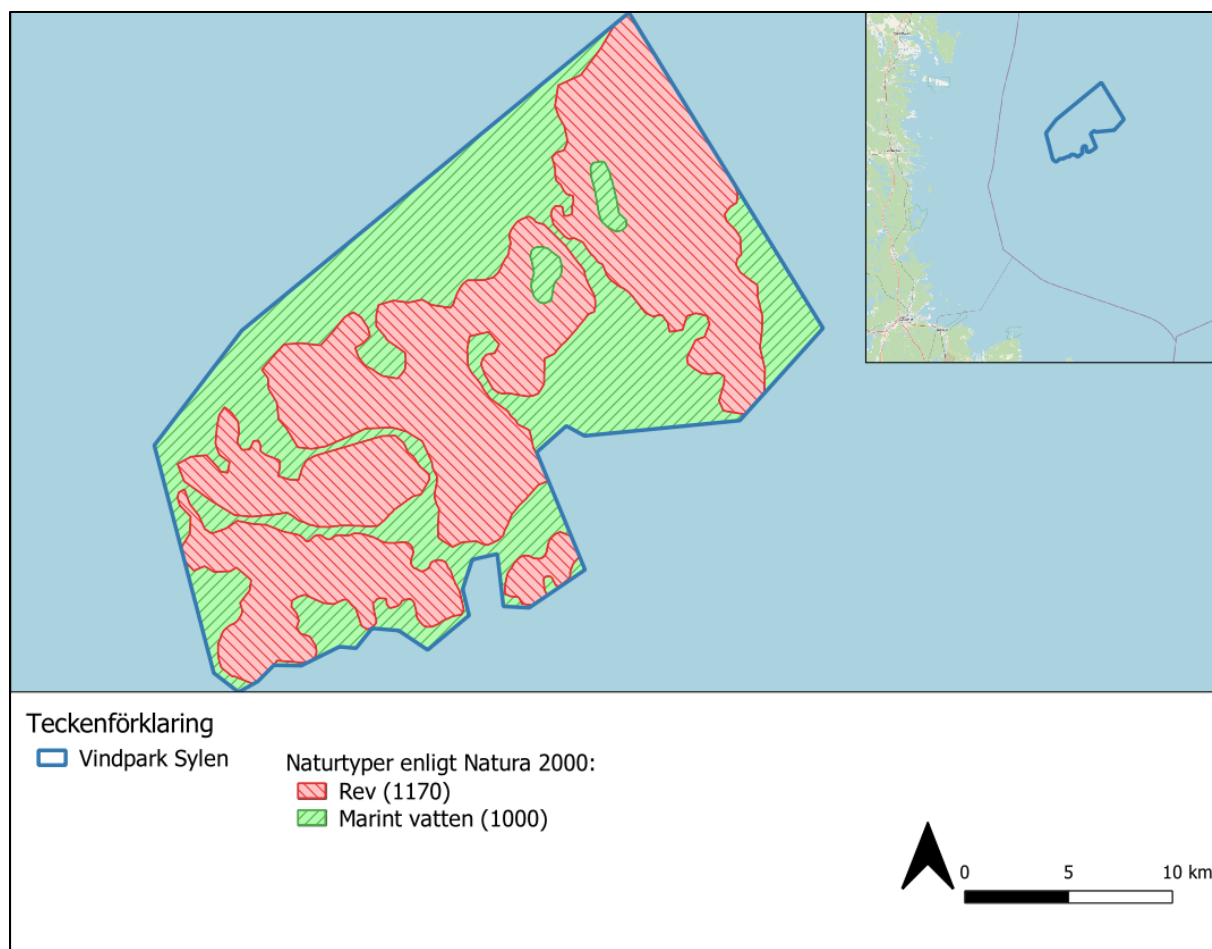
Uppskattningen av utbredningen av habitat enligt HELCOM HUB kan ses i Figur 2.29. Endast habitat upp till Nivå 5 inkluderades då osäkerheten är för stor för att fastställa habitat till en högre nivå än så. Vidare grupperades habitat där den enda skillnaden mellan habitaterna var närvaron av makrosamhällen. Som nämnt tidigare är det sannolikt att påträffa djur (och därmed eventuellt makrosamhällen) över hela området.

I Bilaga 9 kan fördelningen av bottensubstrat (även enligt HELCOM HUB) ses, kompletterat med de observationer som gjorts vid samtliga transekter.



Figur 2.29. Uppskattning av utbredningen av bottenstrukturer inom Vindpark Sylen, enligt HELCOM HUB.

Uppskattningen av utbredningen av naturtyper enligt Natura 2000 kan ses i Figur 2.30. dock endast definierat till antingen Rev (1170) eller Marint vatten (1000).



Figur 2.30. Uppskattning av utbredning av naturtyper inom Vindpark Sylén.

2.3 Sammanfattande slutsatser

2.3.1 Miljögifter i sediment

Vid en stor del av provstationerna misslyckades det att få upp sediment för analys. Detta i sig indikerar att stora delar av undersökningsområdet har relativt tunt sedimentlager.

Samtliga analyserade sediment innehöll låg organisk halt vilket indikerar att risken för exponering av föroreningar bundna till organiskt kol är lågt. Sedimentets egenskaper var i övrigt även det liknande i majoriteten av prover vilket indikerar att analyserade prover representerar vanligt förekommande sediment i området.

Sammanställningen av de kemiska analyserna visar på generellt låga halter och halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet i de undersökta sedimentproverna. Befintliga tröskelvärden och gränsvärden, som indikerar risk för påverkan, underskreds i samtliga analyserade prover med ett undantag. Långtidsexponering för arsenikhalten i två analyserade prov riskerar att orsaka kroniska effekter. Risken för påverkan av betydelse på ekosystemet bedöms ändå som låg då arsenikhalten naturligt är förhöjd, arseniken i sedimentet delvis kommer vara bundet till partiklar även vid uppgrumling av sedimenten samt att risken för exponering endast gäller för en del av projektområdet och under en begränsad tid. För övriga analyserade ämnen indikerar uppmätta halter att risken för påverkan på ekosystemet är försumbar.

2.3.2 Marina däggdjur

Inga sälar finns rapporterade inom Vindpark Sylen eller i kabelkorridorer. De observationer som finns dokumenterade visar på sälförekomst, både gråsäl och vikare, längs med kusten. Där har gråsäl observerats under hela året men det är särskilt under den första delen av året, februari - juni, då kutarna föds och växer samt vid tiden för parning och då pälsbyte sker. För gråsäl är det särskilt två områden som är utpekade som viktiga tillhåll enligt de nationella inventeringarna: Tihällan och Lövgunds rabbar. Båda områdena är även klassade som sälskyddsområden. Det närmsta alternativet för kabelkorridoren ligger cirka 24 km från Tihällan. Vikare har dokumenterats längs med kusten men Vindpark Sylen ligger inte inom vikarens kärnområde eller reproduktionsområde. Vikare har observerats i kustområdet, främst runt norra Hornslandet, men också vid Störjungfrun och i Siviksfjärden och Hålsängesfjärden belägna mot kusten innanför Agön-Kråköns naturreservat. Att sälar observeras främst längst kusten har sin förklaring i sälarnas beteende, inventeringsmetodik samt antalet personer som har möjlighet att rapportera in observationer.

Forskning kring havsbaserad vindkraft och dess effekter på sälar visar att ingen övergripande negativ påverkan förväntas av havsbaserad vindkraft med tidsperspektivet avseende vindkraftsparkens hela livslängd.

Även om gråsäl och vikare inte finns dokumenterad inom Vindpark Sylen utesluter det inte att sälar kan uppehålla sig, födosöka eller passera inom eller omkring Vindpark Sylen under hela eller delar av året. Detta då sälar kan röra sig över stora områden. Baserat på vikarens utbredning och levnadssätt bedöms inte Vindpark Sylen utgöra ett område av särskild betydelse för populationen av vikare. Gråsälerna återanvänder ofta sina födosöksområden och om Vindpark Sylen utgör ett sådant område för enstaka individer är det av mindre betydelse för populationen. På populationsnivå utgör Vindpark Sylen inte ett område av särskild betydelse för gråsäl då de främst födosöker i grunda områden nära kusten.

2.3.3 Fisk

Sammanfattningsvis kan konstateras att 40 fiskarters förekomst finns belagda i databasen KUL samt att övriga tillgängliga datakällor påvisar förekomst om ytterligare sju arter. Av såväl provfiskedata som Lektidsportalen framkommer att det är i de grunda kustnära vattnen som merparten av dessa arter förekommer. Intervjustudien med yrkesfiskare pekar inte ut havsområdet där Vindpark Sylen planeras ligga som lekområde för någon art (Gunnartz m.fl. 2011). Om de indikativa resultat som ges av Lektidsportalen kan sägas generellt att grunda kustnära vattenområden är mer störningskänsliga än utsjövatten. Detta beror på en markant lägre artförekomst i utsjövatten samt att förekommande arter i de kustnära vattnen i de flera fall är rödlistade vilket renderar ett högre känslighetsindex. I kustvattenområdena anger Lektidsportalen ett index i spannet 29–43 för de känsligaste perioderna. I utsjövatten ges en annan bild, där känslighetsindex är som högst 9.

Miljöövervakningens nätprovfisker illustrerar artrikedomen över olika djupzoner. Den visar på hög och jämn artrikedomen i de grundare vattnen ner till 10 m, där det noterades mellan 32 och 36 arter. Således var nästan hela artsammansättningen representerad i det grundare kustnära provfisket. I den djupaste zonen 10–20 m minskade antalet fångade arter till 26. Detta följer det förväntade, en minskning av arter längre ut från kusten, mot ökat havsdjup och stigande salthalt. Mönstret, med färre arter längre från kusten, tydliggörs ytterligare av resultaten från utsjöbanksinventeringarna, vid Finngrundets Östra och Västra bank, där endast sju respektive fem arter noterades. Arterna fångade vid bankarna var strömming, rötsimpa, skrubbskädda, hornsimpa, nors, torsk och tånglake.

Den planerade Vindpark Sylen är belägen i ett utsjöområde där således endast en mindre del av, i denna studie, påvisade arter kan förväntas vara vanligt förekommande. Djupet inom projektområdet ligger i huvudsak mellan 30–65 m förutom ett mindre grundflak med djup kring 15 m. Grus, sten och block är de dominerande bottenstrukturer, förutom i de djupaste områdena där finkornigt sediment dominerar (Kapitel 2.2.5). Det finns endast ett fåtal fångstrapporter från den del av ICES-ruta 51G8 där Vindpark Sylen planeras, dock har det trålats frekvent i närområdet under perioden 2003–2022.

Således ger fångstrappor en uppfattning om vilka arter som kan förväntas i projektområdet, även om det inte är troligt att yrkesfisket rapporterar enstaka fångster av ovanliga och dessutom till storleken mycket små arter.

Konsekvensbedömningen som görs i Del 3, Kapitel 3.3.2 görs enligt försiktighetsprincipen, det vill säga alla arter som med ett rimligt mått av sannolikhet bedöms finnas inom påverkansområdet beaktas, även om en specifik arts förekomst inte har påvisats genom exempelvis provfiske eller på annat sätt. Denna bedömning, gällande förekomst, återfinns i Tabell 2.24 och sammanfattas nedan.

Elva arter bedöms som *sannolikt förekommande och sannolikt/eventuellt lekande* i området; hornsimpa, kusttobis, skarpsill, skrubbskädda, spetslångebarn, strömming, större ringbuk, tobiskung, tånglake, rötsimpa och oxsimpa. Hornsimpa är en sötvattensart som anses leka på grunt vatten, dock tas arten i betydande mängder som bifångst vid trålning i utsjö. Om lek förekommer inom Vindpark Sylen är osäkert, möjligen sker en lekvandring till grundare områden. Notera att HELCOMs visningstjänst för lek områden inte visar att skrubbskädda eller skarpsill leker i Bottenhavet, dock torde Södra Bottenhavets salthalt (~5–6 ‰) medge lek för båda. Den i Östersjön förekommande skrubbskäddan *Platichthys flesus* leker på 20–100 m djup, men leken sker grundare för den i Bottenhavet förekommande varianten *Platichthys solemdali*, som anpassat sig till lägre salthalt och har sjunkande ägg. Lek inom Vindpark Sylen kan inte uteslutas men får sett till grundområdets storlek ses som ej troligt.

Åtta arter bedöms som *sannolikt förekommande, ej lekande* i området; flodnejonöga (som parasit på laxfisk), lax, nors, sandstubb, storspigg, torsk, ål och öring. Torsk förekommer i ringa mängder i fångstrapporerna, men salthalten i Bottenhavet medger ej reproduktion.

Fem arter som vanligen föredrar grundare vatten har fångsterapporaterats i mycket liten omfattning från ICES-område 51G8; abborre, braxen, gädda, gös och sik. Dessa bedöms som *sporadiskt förekommande, ej lekande*. Även lake bedöms tillhöra den sistnämnda kategorin. Lake har inte påvisats annat än kustnära men kan tidvis gå ner till stora djup och skulle därför teoretiskt kunna förekomma, dock leker arten på grundare vatten än vad som förekommer i Vindpark Sylen.

Resterande arter i Tabell 2.24 bedöms ej relevant för konsekvensbedömning.

Denna litteraturstudie baseras på provfisken, data från yrkesfisket, information om lek och uppgifter hämtade från liknande undersökningar som gjorts i det aktuella området. Studien bedöms tillsammans med övriga analyser av djupförhållanden, bottensubstrat och vegetation vara tillräckligt för att ge en god uppfattning av i området förekommande fiskarter.

2.3.4 Bottenfauna

Bottenfaunan består av arter med olika känslighet mot påverkansfaktorer samt relativt stationära arter, vilket gör den väl lämpad som indikator för vattnets miljö kvalitet. Bottenfaunasamhället inom det undersökta parkområdet är normal för det aktuella havsområdet, vilket innebär ett relativt lågt antal arter. Samtliga arter som påträffades är allmänt förekommande i Bottenhavet och inga av arterna har heller något formellt skydd enligt artskyddsförordningen eller är rödlistade (SLU Artdatabanken 2020). De stationer med lägre BQIm-värden är de som innehåller ett lågt antal taxa och/eller domineras av taxa med ett lägre känslighetsvärde, såsom *Marenzelleria* sp. På motsvarande sätt domineras många stationer med högre BQIm-värden av *Monoporeia affinis* vilket är en art med högt känslighetsvärde (Figur 2.31).



Figur 2.31. Individ av havsborstmasksläktet Marenzelleria till vänster och vitmärla (*Monoporeia affinis*) till höger.

Av de 20 provtagna stationerna erhöles sediment från 17 stationer och majoriteten av dessa hade ett BQIm-värde som låg över tröskelvärdet för God status för utsjövattnet Bottenhavet. Den sammanvägda statusen med avseende på bottenfauna blir för parkområdet Vindpark Sylen således God. Fyra av de fem stationerna med lägst BQIm-värde, vilka samtliga underskrider tröskelvärdet för God status, ligger i den nordligaste delen av parkområdet Vindpark Sylen.

2.3.5 Videokartering och bottenvegetation

Hårda substrat var de mest vanligt förekommande bottenstrukturer observerade i denna undersökning (78 transekter, 83 % av samtliga transekter), och då primärt sten- och blockbotten (59 transekter, 62 % av samtliga transekter). Mjukbotten (sand eller finkornigare sediment) observerades vid 15 % av samtliga transekter. Resterande 2 % var botten med blandat substrat. Substrattyperna verkade följa en trend där grundare transekter tenderade att ha hårdare substrat, medan djupare transekter hade mjukare substrat.

Biota observerades vid 42 transekter, där djur observerades vid 35 transekter (37,2 %) och växtlighet vid sju transekter (7,4 %). Bland faunan kunde endast arten ishavsgåsugga säkert fastställas till artnivå. Dock var övrig observerad taxa troligen pungräka och vitmärla. Vidare observerades sannolikt även östersjömussla (*Macoma balthica*) sporadiskt men då det inte säkert går att säga om individerna var vid liv eller endast tomma skal så inkluderades dessa observationer inte i denna del av undersökningen. Förekomsten av östersjömusslan behandlas vidare i Kapitel 2.2.4 Bottenfauna, där förekomsten bekräftades.

Flora kunde inte fastställas till artnivå utan lämnades som "fintrådig påväxtalg", det rör sig troligen om antingen filamentösa brun- eller rödalger. Floran som observerades växte relativt glest i tuvor på stenar vid grundare transekter, och endast en handfull tuvor observerades vid varje transekt.

Den observerade biotan indikerade en trend där fauna observerades vid djupare transekter (medeldjup 44,0 m, maxdjup 57,1 m), och flora observerades vid grundare transekter (medeldjup 20,8 m, maxdjup 22,5 m). Trenden kan vara ett resultat av både abiotiska faktorer, som ljusgenomsläpp och vattenrörelser, samt preferens av habitat av den observerade faunan.

Det bedöms högst osannolikt att någon av den observerade biotan är rödlistad eller skyddsvärd i övrigt.

Klassningen av habitat enligt HELCOM HUB visade att habitatet AB.A4U var det mest vanligt förekommande habitatet (46 transekter, 48,9 % av samtliga transekter). Habitatet är definierat som *afotisk sten- och blockbotten, utan något makrosamhälle*. Därefter var habitatet AB.A2T näst mest vanligast (21 transekter, 22,3 % av samtliga transekter), vilken var definierad som *afotisk sten- och blockbotten, karaktäriserat av ett sparsamt epibentiskt makrosamhälle*.

Tio av 94 transekterna var inom den fotiska zonen.

Endast fem transekter kunde klassas till Nivå 6 (AB.J3N1 i detta fall), då dessa habitat karakteriserades av bland annat ishavsgråsugga.

Inga av de observerade habitaterna enligt HELCOM HUB är klassade som rödlistade.

Som en följd av ganska varierande djup inom området så visade uppskattningen av bottensubstrat på relativt varierande substrattyper, där grundare områden hade hårdare substrat och djupare hade mjukare substrat.

Sammanfattningsvis visar undersökningen att området Vindpark Sylen är dominerat av hårda substrat vid grundare områden, som sedan övergår i finkornigare substrat med ett ökat djup. Vad beträffar biota observerades djurliv primärt vid djupare transekter medan växtlighet vid grundare. Majoriteten av den observerade biotan var olika typer av leddjur (ishavsgråsugga och mindre kräftdjur), och den observerade växtligheten var fintrådiga påväxtalger. Inga rödlistade arter kunde observeras. Baserat på undersökningen så innefattar Vindpark Sylen inga områden av höga naturvärden eller särskilt skyddsvärda habitat eller djur.

3 Konsekvensbedömning

De påverkansfaktorer som kan uppkomma vid etablering av Vindpark Sylen är delvis olika vid anläggningsfasen, under driftsfasen samt under avvecklingsfasen. Under anläggningsfasen uppstår framför allt ljud, vibrationer samt grumling till följd av pålning/grävning av monopilefundament, markförberedning vid gravitationsfundament samt kabelförläggning. Även båttrafik genererar undervattensljud under anläggningsfasen samt utsläpp och eventuella läckage. Vidare kan grumlingen bidra till att frigöra eventuellt farliga ämnen som varit lagrade i sedimentet. Under driftsfasen uppstår lågfrekventa ljud och vibrationer från vindkraftverken, samt störning från båttrafik för underhållsarbeten. Vidare tillkommer både elektriska- och magnetiska fält som uppstår kring kablar för elöverföring under driftsfasen. Vindkraftsparken leder även till störning av havsbotten och habitatförändringar då bottenyta, som tidigare varit habitat för bottenlevande organismer, tas i anspråk, men kan också leda till så kallade reveffekter. Reveffekter innebär att strukturer, så som vindkraftsverkens fundament, potentiellt kan leda till nya livsmiljöer och födosöksområden. I samband med avvecklingen av vindkraftverk kan undervattensljud och sedimentspridning och störning av bottenhabitat åter uppstå. Omfattningen beror på vald metod. En påtaglig effekt vid avveckling kan vara att de artificiella reven försvinner, i och med att fundament, erosionsskydd och kablar avlägsnas från havsbotten.

Nedan beskrivs de för denna utredning aktuella påverkansfaktorer mer i detalj.

3.1 Påverkansfaktorer

3.1.1 Habitatförändring

Vid etablering av vindkraftverk i marin miljö tas bottenyta i anspråk som tidigare varit habitat för bottenlevande organismer. Denna yta utgör vanligen 85–120 m i diameter/vindkraftverk där fundament och erosionsskydd ersätter ursprungligt habitat inom parkområdet. Beroende på vilken typ av fundament och hur många vindkraftverk som tillståndsges så motsvarar det totalt en yta mellan cirka 2 km² (monopile inklusive erosionsskydd) och 4,2 km² (fackverksfundament inklusive erosionsskydd) som tas i anspråk, vilket i sin tur motsvarar maximalt 0,8 % av sökt parkområde (524 km²). Varje kabel påverkar en bredd på, som mest initialt vid nedläggning, 15 m och vid övertäckning cirka 3 m. Markanspråket från kablar kommer som mest att uppta 0,27% av parkområdet. Sammanlagt är det maximalt cirka 1,1 % av parkområdets bottenyta som tas i anspråk.

3.1.2 Suspenderat material och sedimentation

Grumling i vattenmassan kommer att uppstå under anläggningsfasen, vid etablering av fundamenten för vindkraftverken och vid nedläggning av kablar för elöverföring. Grumlingseffekten beror till stor del på bottensubstratet, där finkorniga sediment grumlar i större omfattning och under längre tid än grovkorniga sediment. Inom parkområdet återfinns områden med finkorniga sediment, som silt och lera, men parkområdet domineras av botten med grövre material som grus, block och sten (Kapitel 2.2.5.1). Effekten av grumling beror till stor del på vilka arter som exponeras och när grumlingen sker. Exempelvis är fiskars lekperiod en känslig del av livscykeln där grumling kan försämra överlevnaden för ägg och larver i bottensubstratet genom att ägg och larver överlagras av sediment och sedermera dör av syrebrist (Karlsson m.fl. 2020). För filtrerande bottenfaunaarter kan grumling innebära en ökad påfrestning (Hammar m.fl. 2009). En ökad grumling innebär också att ljustillgången för bottenlevande makrofyter och alger minskar. Även om det finns skillnader mellan hur tåliga arter är har en koncentration på 100 mg/l suspenderat material under en exponeringstid på upp till 14 dygn eller en exponering på upp till 1 000 mg/l under maximalt 24 timmar generellt en låg direkt påverkan på exponerade organismer (Karlsson m.fl. 2020).

Under anläggningsfasen kommer sediment som grumlats upp sprida sig till nya områden. För aktuell verksamhet beräknas spridning av sediment främst ske vid vattenytan och vid botten. Anläggningsarbetet beräknas pågå under två olika årstider och spridningen av sediment i vattnet varierar beroende på salinitet, strömriktning och strömmens styrka vilket varierar mellan årstider. Under vintern är spridningspotentialen för sediment högre än under sommaren vilket används i

modellberäkning och beskrivs som säsong 1 och säsong 2. Utöver säsong beror också spridningen på vilken typ av arbete som genomförs (NIRAS 2023).

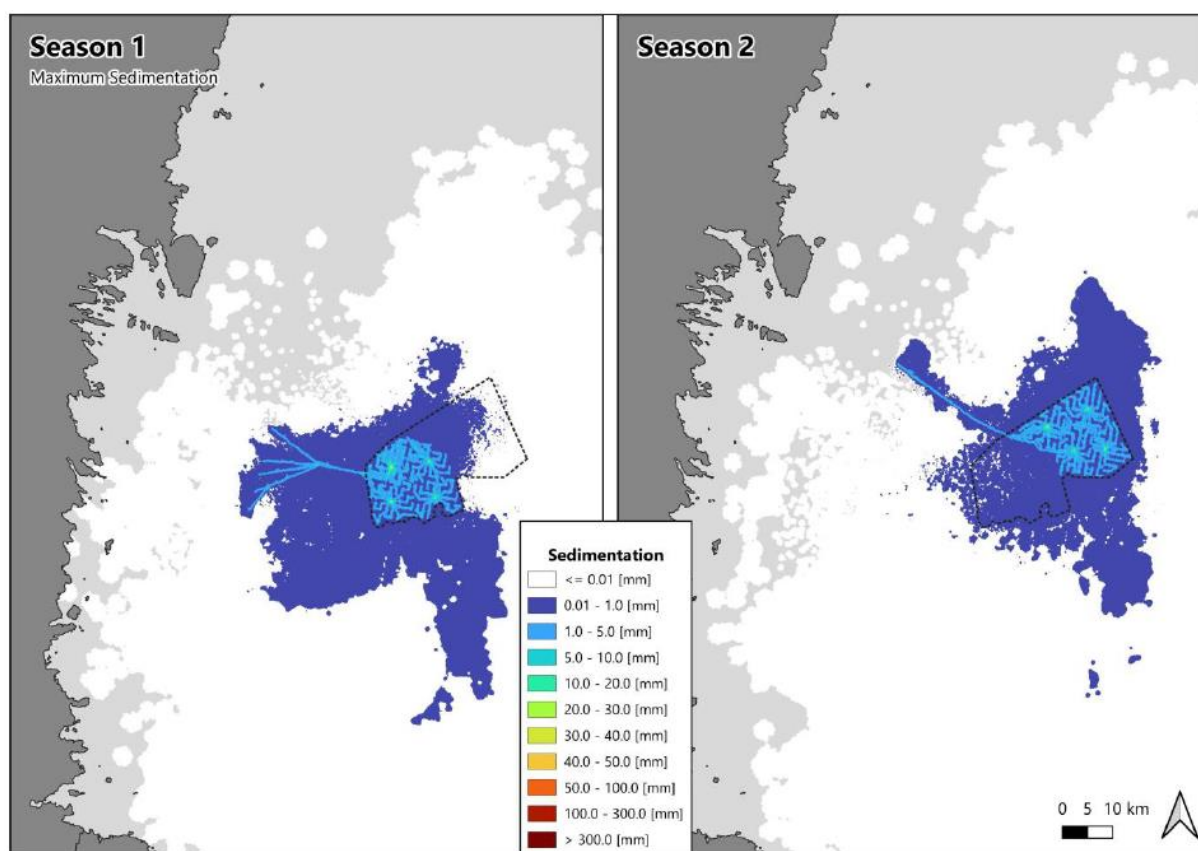
Grumling vid vattenytan uppstår vid muddringen för fundamenten när vatten med bottenmaterial pumpas upp. Vid ytan (ned till 10 m vattendjup) förväntas en halt av 10 mg/l suspenderat material uppstå under maximalt två dygn efter avslutad aktivitet under vilket partiklarna sjunker mot botten. Som mest kommer halter på 100–500 mg/l uppstå i ytvattnet, med en maximal utbredning på 379 ha under som mest 6 timmar. Efter drygt 24 timmar har halterna sjunkit under 100 mg/l. Observera att påverkan inte kommer ske samtidigt över hela området utan främst i det område där anläggningsarbete pågår. På vattendjup 20–30 m sker en utspädning av partiklarna varvid eventuella effekter är lägre än vid vattenytan (NIRAS 2023).

Störst grumling av sedimentpartiklar sker vid botten under muddringsarbete och arbete med fundament. Den största andelen av de uppgrumlade partiklarna kommer spridas närmast havsbotten. Totalt beräknas halter på >10 mg/l suspenderat material uppnås under maximalt 15 dygn efter att påbörjad aktivitet och halterna beräknas förekomma på en yta på cirka 43 000 ha på vattendjup 0–5 m över havsbotten under säsong 1 och 39 000 ha under säsong 2. Halter på >100 mg/l suspenderat material beräknas uppstå på en maximal yta på cirka 12 300 ha och 11 400 ha säsong 1 respektive säsong 2 under maximalt två dygn efter avslutad aktivitet. Dock kommer grumlingen inte ske simultant över hela området utan grumlingen kommer främst ske vid pågående aktivitet (Figur 3.1).



Figur 3.1 Varaktighet av en sedimentkoncentration på 10 mg/l (överst) och 100 mg/l (botten), vilket nås eller överskrids de lägsta 5 m av vattenpelaren (5 m över havsbotten) under säsong 1 (vänster) och säsong 2 (höger) av anläggningen. Havsbotten visas i ljusgrått, vilket indikerar de områden där inga utspillda sediment observeras). Hämtad från NIRAS 2023.

Bottenområdet som påverkas av sedimentering av uppgrulande sedimentpartiklar, med en pålagring av < 0,01–1 mm sediment, beräknas år 1 att uppgå till 19 365 ha och år 2 till 18 139 ha. Störst pålagring sker i närheten av elkablarna (upp till 30 mm) där även den mesta av grumlingen sker (Figur 3.2).



Figur 3.2 Maximal registrerad sedimentation (10 minuters värde, 1 650 kg/m³) till följd av säsong 1 (vänster) och säsong 2 (höger) av anläggningen. Hämtad från NIRAS 2023.

3.1.3 Miljögifter

Ingång i sediment där det förekommer föroreningar kan innebära en risk för frigörande av miljöfarliga ämnen som organiska föroreningar och metaller. Denna risk är mer påtaglig i de delar av parkområdet med sediment som innehåller silt och lera till vilka föroreningarna binder till. Frigörandet av miljöfarliga ämnen innebär att ämnena återigen bli tillgängligt för den biologiska näringsväven. Beroende på ämne och dess giftighet kan en etablering av vindkraftverk få större eller mindre påverkan på omgivande områden och där förekommande biologi.

3.1.4 Reveffekt

Reveffekter uppstår av vindkraftverkens fundament och erosionsskydd. Reveffekten innebär att arter kan etablera sig på nya livsmiljöer som vertikala ytor som inte finns naturligt i många havsmiljöer. I områden med mjukbotten tillförs hårda substrat vilket kan vara gynnsamt för biologisk mångfald där arter kan etableras på olika djup, från botten till vattenytan. De hårdgjorda vertikala ytorna per vindkraftverk beror på djup, typ av vindkraftsverk och vilken diameter dessa har. Reveffekter har även noterats för rörliga arter som fisk och kräddjur där de artificiella reven fungerat som skydd-, födosök- och/eller uppväxtområden.

3.1.5 Skuggning

Skuggning förekommer under driftsfasen av rotorblad och torn. Tornen skapar skuggor som följer solens ljusriktning under dagen medan rotorbladen ger rörliga skuggor. Området som påverkas av skuggor kring ett vindkraftverk beror på solens vinkel över horisonten. Störst beskuggning förväntas uppkomma i närområdet av vindkraftverket och avtar med sträckan från detsamma. Den yta som påverkas av beskuggning kring ett vindkraftverk bedöms i ytterområdet bli mycket svag. Skuggningen från tornen påverkar främst ovan vattenytan men kan i vissa lägen tränga ned i vattenpelaren genom hela den fotiska zonen, vilken i förekommande fall är uppskattad till maximalt 22,5 m djup (Kapitel 2.2.5.2), och då särskilt närmast vindkraftverket. Rörliga skuggor från rotorblad förväntas inte påverka på djupare nivåer men kan skapa flyktbeteenden hos fisk som kan uppfatta dessa skuggor som rovdjur (Öhman 2023). För fisk anses frågan om skuggning vara av mindre betydelse vilket motiveras med att fisk bevisligen uppehåller sig kring vindkraftverk och att fisk har en förmåga att anpassa sig (habituering) (Öhman 2023).

3.1.6 Undervattensljud

Undervattensljud från havsbaserad vindkraft alstras främst under anläggningsfasen men också under driftsfasen. Beroende på frekvens, styrka och varaktighet kan det påverka marina organismer på olika sätt. Ljudet kan skrämja bort individer, ändra naturliga beteenden, maskera kommunikation och i vissa fall fysiskt skada eller döda individer (Isæus m. fl. 2022). Ljudspridningsmodeller och beräkningar har, specifikt för området Vindpark Sylen, utförts av Efterklang (2023). Det saknas svenska riktlinjer för undervattensljud och tröskelvärden varvid Efterklang använt tröskelvärden från den danska Energistyrelsen, Vindval och det amerikanska vetenskapliga organet NOAA.

Genomförda beräkningar tar hänsyn till platsens specifika batymetri, typ av botten, hastighetsprofil, salinitet med mera. Även säsongsvariationer har tagits med i beräkningarna då hastighetsprofilen för undervattensljud skiljer sig mellan säsonger. Beräkningarna visar att det föreligger ett djupdämpningsbehov av pålningen för att inte överskrida angivna tröskelvärden för ljudexponering under 24 timmar (Efterklang 2023) motsvarande effekten av kombinerade Hydro Sound Damper (HSD) och Double Big Bubble Curtain (DBBC).

3.1.6.1 Anläggningsljud

Det är främst under anläggningsfasen och i synnerhet från pålning, som det alstras höga och impulsiva ljud, vilka har en risk att orsaka skada framför allt hos marina däggdjur och fisk. Även ljuden från en ökad fartygstrafik, inom samt till och från Vindpark Sylen, förväntas öka under anläggningsfasen vilket bidrar till en ökning av undervattensljud.

3.1.6.2 Driftsljud

Ljud under driftsfasen alstras på två olika sätt, dels vid vattenytan genom tryckfluktuationer som uppstår vid rotorbladens passage, dels via vibrationer genom torn och fundament. Det är främst vibrationer alstrade i vindkraftverkets torn som påverkar undervattensljudet (Kikuchi 2010; Pangerc m.fl. 2016; Tougaard m.fl. 2020). Det luftburna ljudet från rotorerna reflekteras i stor utsträckning i vattenytan och har därmed mindre betydelse för undervattensljud (Andersson m.fl. 2016). Ljudnivåerna varierar med vindhastigheten, men ligger avsevärt under de som avges under anläggningsfasen och även under de nivåer som större fartyg normalt genererar (Tougaard m.fl. 2020). Ljud från fartygstrafik överstiger ofta driftsljuden från vindkraftverk i drift (Bergström m.fl. 2022).

3.1.7 Elektriska och magnetiska fält

Elektriska och magnetiska fält uppkommer när alstrad el transporteras genom kablar internt mellan vindkraftverken och från vindkraftsparken till transformatorstationer samt via exportkablar mot land.

Styrkan hos dessa fält avtar dock snabbt, både horisontellt och vertikalt, med avståndet från kablarna (Tricas & Gill 2011). Således kan påverkan på organismer reduceras genom att kablarna grävs ned i sedimentet.

3.1.7.1 Elektriska fält

De inducerade elektriska fälten förväntas inte påverka några fiskar i utsjöområdet då arter med elektroreceptorer (lorenziska ampuller) saknas i detta område. Studier på övriga organismgrupper fokuserar antingen på påverkan från elektromagnetiska fält och särskiljer således inte på de två, eller enbart på magnetiska fält.

3.1.7.2 Magnetiska fält

Vissa fiskar har organ som känner av magnetiska fält och framför allt migrerande fiskar har studerats med avseende på påverkan från magnetiska fält. Ett flertal olika laxfiskar har undersökts från yngelstadiet till vuxna fiskar utan att effekter från magnetiska fält kunnat påvisas (Kavet m.fl. 2016; CSA 2019; Wyman m.fl. 2018; Fey m.fl. 2019). Viss påverkan har dock konstaterats på de tidiga utvecklingsstadierna hos laxfiskar (Fey m.fl. 2019; Formicki m.fl. 2021). Studier inriktade mot ål (*Anguilla anguilla* och *Anguilla rostrata*) har uppvisat något divergerande resultat där somliga inte noterat någon effekt av magnetiska fält (Westerberg m.fl. 2006; CSA 2019; Dunlop m.fl. 2016) medan andra påvisat en viss fördröjning vid passage av aktiv kabel samt fler kabelpassager (Lagenfelt m.fl. 2012; Westerberg & Lagenfelt 2008; Öhman m.fl. 2007). En studie av havstobis (*Ammodytes marinus*) visade att magnetfält (50–150 μ T) inte hade någon effekt på denna art (Cresci m.fl. 2022).

Bland däggdjuren är det bara tummlaren (*Phocoena phocoena*) som förmodas kunna påverkas av magnetiska fält, baserat på teorier kring strandade valar (bland annat Vanselow m.fl. 2018). Inga studier har gjorts på dessa, men då tummlarens utbredningsområde inte sträcker sig norr om Åland och endast enstaka individer vid sällsynta tillfällen siktats norr om utbredningsområdet, samtidigt som de inte lever nära botten och dessutom rör sig över stora avstånd är det i princip uteslutet att kablarna inom- och från vindkraftsparken kommer medföra någon påverkan på arten.

Ryggradslösa organismer som lever på botten och är relativt orörliga är desto mer troliga att påverkas av de elektromagnetiska fälten. Studier på vuxna krabbor och humrar har visat på viss påverkan i form av undvikande av magnetfält med en styrka upp till 350 μ T (Ernst & Lohmann 2018) eller en dragning till magnetfält på 51,6–65,3 μ T (Hutchison m.fl. 2020) medan en annan studie visar på utebliven påverkan i magnetfält med styrka på 46,2–80,0 μ T (Love m.fl. 2015). En tydligare påverkan i form av minskad storlek, sämre förmåga att simma samt fler deformationer har däremot identifierats vid studier av de tidiga utvecklingsstadierna hos dessa organismer när de utsattes för magnetfält med en styrka på 2,8 mT (Scott m.fl. 2018; Harsanyi m.fl. 2022). Hästräka (*Crangon crangon*), vitfingrad brackvattenskrabba (*Rhithropanopeus harrisi*), vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) och ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) uppvisade inga effekter av påverkan från magnetfält med en styrka på 3,7 mT (Bochert & Zettler 2004) medan endast en marginell påverkan identifierades på bakborstig rovmask i magnetfält om 1 mT (*Hediste diversicolor*) (Jakubowska m.fl. 2019). Studier av blåmussla (*Mytilus edulis*) har inte detekterat någon påverkan av magnetiska fält (Bochert & Zettler 2004) medan skev hjärtmussla (*Cerastoderma glaucum*) och östersjömussla (*Macoma balthica*) påverkades signifikant vid 6,4 mT respektive 1 mT (Jakubowska-Lehrmann m.fl. 2022; Stankevičiūtė m.fl. 2019). De flesta av dessa studier är således utförda med magnetfält som vida överskrider de magnetfält som kommer uppstå kring kablarna i Vindpark Sylen vilket beräknats komma ligga kring som mest 40 μ T (Personlig kommunikation, J. Hammar 19 december 2023). De studier som använt relevanta styrkor på magnetfälten har resulterat i utebliven påverkan eller dragning till magnetfältet.

Sammanfattningsvis är sannolikt endast en begränsad påverkan att vänta på de flesta organismer från magnetiska- eller elektromagnetiska fält. Störst och tydligast effekt har identifierats på tidiga utvecklingsstadier samt hos bland annat östersjömussla som finns i det aktuella projektområdet. Det bör dock påpekas att de i studierna undersökta fälten varierar mycket i utformning och styrka och samtliga studier som påvisar negativa effekter har använt magnetiska eller elektromagnetiska fält som är åtminstone 25 gånger starkare än det som beräknats för Vindpark Sylen.

3.2 Bedömningskriterier

För att bedöma konsekvenser för respektive kvalitetsfaktor/påverkansområde har kriterier tagits fram där påverkan beskrivs samt med vilken säkerhet bedömningen görs (Tabell 3.1). Bedömningskriterierna har tagits fram i ett gemensamt arbete mellan Svea Vind Offshore och Pelagia.

Tabell 3.1. Bedömningskriterier för konsekvensbedömning samt nivå av säkerhet i utförda bedömningar.

RUMSLIG OMFATTNING	
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	Liten: 100–1 000 m avstånd.
	Stor: Över 1 000 m.
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
TIDSMÄSSIG OMFATTNING	
	Momentan: Ett tidsspänn på timmar, ex: 1–48 tim.
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	Medel: Har koppling till aktivitet som endast sker under anläggningsfasen men påverkansfaktorn finns kvar 1–2 år efteråt.
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	Mycket lång: Permanent.
GRAD AV PÅVERKAN	
	Positiv: Bidrar till gynnsamma förhållanden för biota.
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enskilda individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
	Medel: Kan till exempel skada individers fysiologiska kapacitet, död av enskilda individer av hotade arter. Risk för ej hotade populationers utveckling men är beroende av sammanhanget.
	Hög: Dödlig effekt på en mängd individer, sannolika negativa effekter på populationers utveckling. Risk för hotade populationers utveckling men är beroende av sammanhanget.
SÄKERHET I BEDÖMNINGEN	
1.	Litteraturen ger god grund för en vetenskaplig grundad bedömning.
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

Fortsättning Tabell 3.1.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN	
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.
4.	Litteratur saknas om det relevanta sambandet och bedömningen baseras på expertbedömning av studier utan direkt koppling till sambandet. Därav förekommer osäkerhet i bedömningen.
5.	Litteratur saknas, och vetenskapligt grundad bedömning går inte att genomföra. Bedömningen baseras på expertbedömning utan stöd av litteratur och studier. Därav förekommer stor osäkerhet i bedömningen.

3.3 Konsekvensbedömning

3.3.1 Marina däggdjur

Under anläggnings- och driftsfasen av en havsbaserad vindkraftspark kan marina däggdjur komma att påverkas. Ett underlag som bedömer förekomst av marina däggdjur har tagits fram specifikt för Vindpark Sylen (Del 2) De marina däggdjur som idag lever i Östersjön är vikare (*Pusa hispida*), knubbsäl (*Phoca vitulina*), gråsäl (*Halichoerus grypus*) och tumlare (*Phocoena phocoena*) men deras utbredningsområden skiljer sig åt.

Tumlarens potentiella utbredning i Bottenhavet från egentliga Östersjön sträcker sig upp till Åland (Amundin m.fl. 2022; Carlén m.fl. 2018). Enstaka individer skulle potentiellt kunna ta sig längre norrut men sannolikheten bedöms som låg och eventuella effekter från Vindpark Sylen bedöms inte ha någon effekt på populationsnivå hos tumlare, och således behandlas inte tumlare vidare i denna konsekvensbedömning. Utbredningen av knubbsäl är begränsad till västkusten och i södra Östersjön upp till Kalmarsund (SLU Artfakta 2023). På grund av dess väl avgränsade utbredning påverkas inte knubbsälpopulationen av Vindpark Sylen, och således ingår inte knubbsäl i konsekvensbedömningen.

Baserat på litteraturstudier, observationer rapporterade till Artportalen (SLU Artportalen 2023) och genom nationell miljöövervakning (SMHI 2023) framgår det att det främst finns gråsäl, men även vikare, längs kustbandet och på öar och skär i höjd med Vindpark Sylen. Särskilt viktig i området är gråsällokalen kring Tihällan som också är ett sälskyddsområde beläget 45 km öster om Vindpark Sylen. Inga rapporterade observationer har gjorts inom projektområdet för Vindpark Sylen (Kapitel 2.2.2).

Studier där gråsäl har spårats med sändare visar på en hemortstrohet för både viloplats och födosöksområden för gråsäl. Dessa studier visar att sälen spenderar en stor del av sin tid inom, och i närheten av, ett fåtal viloplats och gärna återkommer till specifika födosöksplatser. Alla individer följer inte detta mönster utan vissa individer simmar betydligt längre sträckor (Oksanen m.fl. 2014; Sjöberg & Ball 2000; Vincent 2016). Under födsel, digivning, parning (februari-mars) och pälsbyte (maj-juni) spenderar gråsäl mer tid på land jämfört med resten av året och de är under den tiden mer känsliga för störningar (Isæus m.fl. 2022; Kapitel 2.1.2).

Vikare har också studerats med spårsändare som visar att de gärna återvänder till samma födosöksplatser och viloplats som ofta är belägna nära land på grundare områden (Oksanen m.fl. 2015). Under födsel, digivning (februari-mars) och pälsbyte (april-maj) håller sig vikaren mer stationär och är mer knuta till havsisarna i Bottniska viken, Finska viken och Rigabukten än under övriga delar av året då de kan förflytta sig över stora områden (Oksanen m.fl. 2015; Kapitel 2.1.2).

3.3.1.1 Habitatförändring och reveffekter

Området för Vindpark Sylen skulle se något annorlunda ut med en etablerad vindkraftspark i jämförelse med hur det ser ut idag med flertalet vertikala strukturer från botten till ytan och till viss del ändrat bottensubstrat vid erosionsskydden runt varje enskilt vindkraftverk. Vindkraftverken tillsammans med erosionsskydd, vertikala strukturer oberoende av typ av fundament skapar fler möjliga fästytter och gömslen för nya och befintliga organismer att etablera sig på och vertikala strukturer för fisk att aggregeras runt. Den nya miljön bildar mer komplexa strukturer som ger möjlighet för fler arter att samlas i området i ett artificiellt rev (Bergström m.fl. 2022). Dock är denna så kallade reveffekt troligtvis mindre i brackvattenmiljöer i jämförelse med strikt marina system då antalet arter som har potential att frodas och spridas i Bottniska viken är lägre än i mer marina system (Koehler & Bergström 2023). Om det skapas en reveffekt kan detta vara en gynnsam miljö för sälar att jaga i. Detta har bland annat studier från Nederländerna och England visat, där vissa spårningsförsedda individer av gråsäl och knobbsäl setts utnyttja vindkraftsområdet som jaktmarker, där individer simmat mellan och runt tornen i jakt på föda (Russel m.fl. 2014). I studien sågs även hur sälar simmade längs med linjära strukturer som kablar och pipelines under födosök (Russel m.fl. 2014). Längs kusten utanför sydöstra England studerades och jämfördes knobbsälens rörelsemönster från och till sina viloplattor, innan, under och efter en nyetablering av havsbaserad vindkraftspark. I studien framkom ingen markant skillnad mellan användandet av området under dessa perioder, förutom under pålningsarbete då sälarna lämnade området under perioder med mycket ljud. Sälarna återvände till området när ljudet avtagit (Russel m.fl. 2016).

3.3.1.1.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Beroende på hur projektområdet Vindpark Sylen används av sälar i dagsläget kan det bli en viss skillnad i hur sälen nyttjar projektområdet under anläggningsfasen. Tillförsel av nya habitat i form av vertikala strukturer och erosionsskydd är begränsat till ett mindre område omkring varje enskilt vindkraftverk inom parkområdet Vindpark Sylen och hela projektområdet omfattas av viss förändring. Den totala ytan som förändras är liten och habitatförändringen sker kontinuerligt under hela anläggningsfasen. Den rumsliga omfattningen där påverkan på sälens beteende och nyttjande av närområdet under anläggningsfasen är knutet till den aktuella störningen och graden av störning och då särskilt ljud vilket behandlas under ljudavsnittet (Kapitel 3.3.1.3)

Driftsfas

Under driftsfasen är den rumsliga omfattningen av fysisk påverkan på habitatet och eventuella reveffekter begränsad till enskilda vindkraftverken. Om det blir en reveffekt eller aggregering av fisk runt vindkraftverken inom Vindpark Sylen kan sälen nyttja hela vindkraftsparken som födosöksområde och den rumsliga omfattningen blir då stor.

3.3.1.1.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Habitatet är i kontinuerlig förändring från anläggningens början till dess att vindkraftsparken är uppbyggd och förändringarna sker på olika plaster under hela anläggningsperioden till dess att vindkraftsparken blir driftsatt och denna period är kort. Parkområdet kommer att kunna nyttjas av säl under anläggningstiden.

Driftsfas

En potentiell reveffekt förväntas öka under driftsfasens första år och om sälen kommer nyttja parkområdet som födosöksområde beror på mängden tillgängliga byten. Den tidsmässiga omfattningen av driftsfasen på ett förändrat habitat och eventuella reveffekter är lång och fortgår under hela driftsfasen och till dess att området är avvecklat. Lämnas strukturer kvar efter avveckling så är habitatet förändrat permanent.

3.3.1.1.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Påverkan på sälens fysiska habitat i anläggningskedet bedöms vara begränsat. Sälens beteende kan påverkas i anläggningsfasen genom undvikande av projektområdet på grund av störningar. Påverkan på sälpopulationen av ett förändrat habitat väntas inte påverka populationen negativt då säl inte är knuten till parkområdet specifikt för viloplats eller liknande. Baserat på avstånd till land och kända viloplats för sälar är det troligt att individer nyttjar projektområdet för att söka föda men där en påverkan på populationsnivå orsakat av habitatförändring bedöms som försumbar.

Driftsfas

Påverkan på säl med eventuell reveffekt och därtill eventuell ökad mängd tillgängliga bytesdjur kan ha en positiv effekt på individer från den lokala populationen. Graden av påverkan på sälpopulationen bedöms därmed som försumbar.

3.3.1.1.4 Säkerhet i bedömningen

Litteraturunderlag för reveffekter och artificiella rev i marina miljöer finns men litteratur av artificiella rev och effekter av dessa specifikt för Östersjön har inte ett lika brett underlag. Säkerheten i bedömningen blir därför något lägre, Tabell 3.2.

Bedömningen på habitatförändring och reveffekt görs på hela Vindpark Sylen men den direkta habitatförändringen är koncentrerad till ett område omkring varje vindkraftverk, fundament och dess erosionsskydd samt runt kablar som läggs ovanpå botten. Om det blir en positiv effekt för marina däggdjur av det artificiella revet är svårbedömt och bidrar till att sänka säkerheten i bedömningen. Habitatförändringen med ett förändrat bottensubstrat och tillförande av vertikala strukturer förväntas inte ge någon negativ effekt på sälpopulationen.

Tabell 3.2. Bedömning marina däggdjur, habitatförändring och reveffekt.

BEDÖMNING MARINA DÄGGDJUR Habitatförändring och reveffekt	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Stor: Över 1 000 m.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.1.2 Suspenderat material och sediment

Marina däggdjur använder sig ofta av grunda kustområden som utsätts för grumling efter till exempel oväder och är vana vid en viss grumlighet (Bergström m.fl. 2014). Grumlingen som skapas vid anläggningen kommer påverka ett större område (NIRAS 2023) under en kortare tid. Bedömningen är att sälar inte uppehåller sig inom området som omfattas av de högsta koncentrationerna av suspenderat

material då ljudstörningar från arbetet förväntas skrämma bort säl från området. Om sälen uppehåller sig inom spridningsområdet bedöms påverkan från suspenderat material vara mycket kortvarig och sälen har möjlighet att simma bort från det påverkade området.

3.3.1.2.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Tillfällen då koncentrationerna av suspenderat material är som högst är i direkt anslutning till anläggningsarbetet, som till exempel muddring då bottenmaterial pumpas upp till ytan. Vid ytan och ned till tio meters vattendjup förväntas en halt av 10 mg/l suspenderat uppstå i närområdet under maximalt två dygn efter avslutad aktivitet där partiklarna sedan sjunker mot botten. Beräkningar visar att koncentrationer på 10 mg/l kan uppstå i maximalt 15 dygn på en yta av cirka 43 000 hektar på vattendjupet 0–5 meter närmast botten. En viss påverkan på beteende i undvikande av områden med höga koncentrationer kan ske hos individer över ett större område och är omfattande.

Driftsfas

I driftsfasen väntas inte ökade koncentrationer av sediment i vattnet vilket då inte heller påverkar marina däggdjur.

3.3.1.2.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Under den period då vindkraftsparken anläggs ökar koncentrationen av sediment och sedimentation i direkt anslutning till en aktivitet och pågår under maximalt upp till 15 dygn, då i högst koncentrationer närmast botten. Påverkan från grumling med koncentrationer upp till 10 mg/l från varje enskilt tillfälle är momentan (upp till 2 dygn) närmast ytan (10 m från ytan och ned) och sett till hela anläggningsperioden är den tidsmässiga omfattningen kort och begränsad till enskilda aktiviteter under hela perioden för anläggningsarbete. Sälar bedöms inte påverkas då de sannolikt inte befinner sig i området under anläggningsarbetets gång och de har möjlighet att undvika påverkat område.

Driftsfas

Under driftsfasen bedöms inte sälar påverkas av suspenderat material och sedimentation.

3.3.1.2.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Sälar kan uppleva en ökad grumlighet vilket kan påverka individers beteende genom att de förflyttar sig från områden med högre koncentrationer och påverkan bedöms vara försumbar på populationen.

Driftsfas

Under driftsfasen bedöms inte sälar påverkas av suspenderat material och sedimentation.

3.3.1.2.4 Säkerhet i bedömningen

Baserat på modellering av spridning av suspenderat material och det beräknade området för sedimentation samt sälens möjligheter att undvika områden som de anser är ogynnsamma, bedöms inte sälar påverkas negativt. Sälar befinner sig naturligt i grumliga miljöer vilket stödjer bedömningen i att grumling har en försumbara påverkan på populationen, Tabell 3.3

Tabell 3.3. Bedömning marina däggdjur, suspenderat material och sedimentation.

BEDÖMNING MARINA DÄGGDJUR Suspenderat material och sedimentation	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges grund för en vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.1.3 Undervattensljud

Marina däggdjur utsätts för undervattensljud under alla skeden av havsbaserad vindkraft, från undersökningar till avveckling av vindkraftsparken. Det är främst i anläggningskedet som höga ljud förekommer och särskilt under pålningsarbete (Efterklang 2023). I Sverige saknas idag gränsvärden för undervattensljud. I utredningen för undervattensljud, som Efterklang har tagit fram för Vindpark Sylen, används i stället de tröskelvärden som anges av danska Energistyrelsen. Tröskelvärdena är olika för impulsiva ljud (så som pålning) och övriga ljud (så som driftsljud från vindkraftverk) (Tabell 3.4). Dessa undervattensljud kan skapa en fysiologisk påverkan hos säl och kan ge tillfälliga hörselskador (TTS - temporary threshold shift) eller permanenta hörselskador (PTS permanent threshold shift) och där upprepade tillfälliga skador (TTS) kan leda till permanenta skador (PTS) (Efterklang 2023; DEA 2022; Tougaard 2021).

Tabell 3.4. Tröskelvärden för säl avsevärt angivna av den danska Energistyrelsen. Tröskelvärdena är för PTS och TTS är frekvensvägda utifrån djurtypen säl (PCW) och avser både impulsiva ljud och övriga ljud.

Typ av ljud	Mått	PTS	TTS
Impulsartat ljud	SEL24h,PCW	185	170
Övrigt ljud	SEL24h,PCW	201	181

Utöver en fysisk påverkan orsakat av ljud kan även beteenden hos säl störas (Bergström m.fl. 2022; Isæus m.fl. 2022). Hur beteenden påverkar säl beror inte bara på frekvens eller volym på ljudet utan det finns också individuella skillnader. Individuella variationer så som ålder, tidigare erfarenheter, hörsel och eventuella tidigare hörselskador, kön, aktivitet vid ljudstörning kan påverka hur en individ reagerar på ljudstörningar som exempelvis vid pålning (Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018).

Bergström m.fl. (2014) menar att när störningsnivån är låg så är chansen för snabb återkomst hög förutsatt att störningarna inte sker i känsliga perioder eller inom känsliga områden då störningseffekten kan bli högre. Om störningar är återkommande, till exempel att en viktig viloplats störs kan det påverka populationen på sikt (Tougaard 2021). I en studie gjord utanför Danmarks kust på knobbsäl och gråsäl övervakades mängden säl på välanvända viloplats och tillhåll under en period och jämförde dessa innan anläggning, under anläggningsperioden och även under driftsfasen av en havsbaserad vindkraftspark, Nysted Offshore Wind Farm. Den är belägen cirka fyra km från Rødsand sälreservat

som är ett välanvänt tillhåll och viloplats för sälar. Förändringen i antal sälar på land som noterades var en minskad närvaro av säl på land under mer ljudintensiva arbeten, som pålning. Samtidigt användes metoder för att skrämman bort sälar under denna period för att minska risken för skador. Under de övriga perioderna observerades inte någon skillnad i närvaro mellan den närbelägna viloplatsen jämfört med andra viloplats som var längre bort från vindkraftsparken (Edrén m.fl. 2010). Dock var inte pålning den främst använda metoden i anläggningen av denna park men det förekom pålning vid flera tillfällen. Andra studier som gjorts på knubbsälens och gråsälens beteende och rörelsemönster i anläggningsfasen av havsbaserad vindkraftspark visar en påverkan på beteende under den period då pålningsverksamhet genomförts på ett avstånd runt 20–33 km bort (Russel m.fl. 2016; Arts, Brasseur & Kirkwood 2018; Whyte m.fl. 2020). I studien av Russels m.fl. (2016) observerades förändring i beteendet för en individ på ett avstånd upp till 48 km. En reaktion hos de studerade sälarna var att avbryta sitt nuvarande beteendemönster och simma mot grundare och därmed säkrare områden (Aarts, Brasseur & Kirkwood, 2018). I födosöksområden har dock sälen setts återkomma till området efter cirka två timmar och påverkan verkar därmed vara relativt kort (Russel m.fl. 2016).

Ljud som uppstår under driftsfasen uppnår inte de tröskelvärden som krävs för att orsaka fysisk skada, varken TTS eller PTS, hos sälar som uppehåller sig i närheten (Bergström m.fl. 2022; Bergström m.fl. 2014) om de inte uppehåller sig inom några meter från vindkraftverken under 24 timmar i vindhastigheter av 10 m/s (Efterklang 2023). Flera studier visar att driftsljud inte skrämmer bort sälar (Russel m.fl. 2014; Bergström m.fl. 2022).

Under anläggningsfasen och även driftsfasen kommer båttrafik inom, till och från Vindpark Sylen att öka vilket bidrar till ökade ljudstörningar för säl i området i jämförelse med idag. Sälar som lever nära vältrafikerade sjöfartsrutter är invanda vid båt ljud och löper således en lägre risk att påverkas negativt av den ökade trafiken jämfört med sälar i områden med lite bakgrundsljud. Det ökade bakgrundsljudet riskerar också att påverka sälarna genom att maskera ljud som de använder för kommunikation, navigation och vid jakt (Bergström m.fl. 2022).

Vid behov föreslår Efterklang (2023), i deras utredning gällande undervattensljud, ett flertal skyddsåtgärder vid pålning för att risken för PTS och TTS hos säl ska minska. Effekten av ljuddämpning som motsvarande kombinerade metoderna DBBC (Double Big Bubble Curtains) med HSD (Hydro Sound Damper), skulle begränsa risken för säl att utsättas för PTS och TTS till avstånd kortare 100 m från pålning vid full slagstyrka (NIRAS 2023). Om detta kombineras med ramp-up (upprampningssekvens) vid pålning och akustiska system för att skrämman bort säl skulle riskerna för skador begränsas ytterligare.

3.3.1.3.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Under anläggningsfasen beräknas den rumsliga omfattningen av ljud som kan orsaka PTS och TTS hos sälar till mindre än 100 m från pålningen, och den rumsliga påverkan bedöms vara liten, förutsatt att skyddsåtgärder motsvarande effekten av DBBC och HSD används. Utan skyddsåtgärder är säkerhetsavstånden för säl för undvikande av PTS 12–20 km och för TTS 50–>100 km beroende på säsong och pålningsposition.

Beteendet för säl kan störas på längre avstånd som även sträcker sig utanför vindkraftsparkens gränser och är därmed omfattande.

Det undervattensljud som orsakas av ökad båttrafik till, från och inom området är svårt att bedöma generellt vilken påverkan de har då det beror på flera olika faktorer. Trafiken har möjlighet att röra sig över stora områden under relativt kort tid vilket kan ha en omfattande rumslig påverkan med ljud.

Driftsfas

Den rumsliga omfattningen av undervattensljud bedöms vara begränsad för marina däggdjur under driftsfasen. Den ökade trafiken kan potentiellt orsaka beteendeförändringar, särskilt under känsliga perioder, och specifikt om båttrafiken passerar i närheten av viloplats.

3.3.1.3.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Ljudstörningar under anläggningsfasen begränsas till den tid det tar för undersökningar och arbetet med anläggningen, särskilt pålningsljud som ofta pågår under en begränsad tidsperiod (uppskattningsvis 6–8 timmar (personlig kommunikation, Jonatan Hammar)) per dag. Även om sälen blir bortskrämd av anläggningsljudet eller användandet av akustiska system för att skrämman bort sälar visar studier att sälen återkommer när ljudet avtar och påverkan blir då relativt kort.

Driftsfas

Undervattensljud från vindkraftverkens förväntas pågå under hela driftsfasen, det vill säga under lång tid.

3.3.1.3.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

I vilken grad ljud kan störa eller skada sälar beror på flera faktorer. En tillfällig störning av sälens beteende kan vara snabbt övergående och inte orsaka någon skada. Om störningarna är återkommande och stör populationen, till exempel genom att återkommande störa födosök eller vila så kan det påverka populationens utveckling på sikt. Vindpark Sylen är dock inte utpekad att ha särskild betydelse för sälar och det finns heller inga utpekade viktiga lokaler för sälar inom området. Förutsatt att skyddsåtgärder används vid aktiviteter som potentiellt kan orsaka TTS och PTS under anläggningsfasen bedöms påverkan på individnivå uttryckas främst som beteendeförändringar genom undvikande av området. Om metoder för bortskrämmning används i kombination med ljuddämpande åtgärder bedöms påverkan vara låg, främst baserat på individers beteendeförändring. Om skyddsåtgärder som motsvarar effekten av HSD och DBBC i samverkan med akustiska metoder för att skrämman bort säl minskar sannolikheten för PTS och TTS till ett avstånd av och en låg men ej försumbar risk för PTS och TTS under anläggningsfasens pålningsljud.

Driftsfas

Under driftsfasen är ljuden inte kraftiga nog att ge temporära eller permanenta hörselskador hos sälar. Studier visar att driftsljuden från vindkraftsparken inte skrämman bort sälar och att påverkan på sälar är försumbar under driftsfasen. Den beräkning och modellering som gjorts av Efterklang (2023) visar att under driftsfasen skulle sälen behöva uppehålla sig inom några meter från vindkraftverket under 24 timmar och vid en vindhastighet av 10 m/s för att riskera att få TTS vilket bedöms som mycket osannolikt och försumbar.

3.3.1.3.4 Säkerhet i bedömningen

Bedömningen görs med relativt hög säkerhet i underlag att ljud under driftsfasen inte skadar säl och heller inte verkar störa sälens beteende. Litteraturen visar att impulsiva ljud så som pålningsljud under anläggningsfas är den period som har störst potential att skada och störa säl. En modellering av pålningsljud och säkerhetsavstånd för säl har gjorts specifikt för Vindpark Sylen vilket ökar säkerheten i bedömningarna för både anläggningsfasen och driftsfasen (Tabell 3.5; Tabell 3.6).

Tabell 3.5. Bedömning marina däggdjur, undervattensljud - anläggningsfas.

BEDÖMNING MARINA DÄGGDJUR Undervattensljud - Anläggningsfas	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

Tabell 3.6. Bedömning marina däggdjur, undervattensljud – driftsfas.

BEDÖMNING MARINA DÄGGDJUR Undervattensljud - Driftsfas	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.1.4 Samlad bedömning för marina däggdjur

En samlad bedömning för marina däggdjur, i detta fall gråsäl och vikare som är de arter som uppehåller sig i området runt Vindpark Sylén, Tabell 3.7. Under anläggningsfasen bedöms graden av påverkan från ljud vara låg förutsatt att skyddsåtgärder används och där man kan förväntas se beteendeförändring genom undvikande av områden som utsätts för höga ljud.

Graden av påverkan på sälar av sedimentspridning och grumling under anläggningsfasen bedöms vara försumbar. Påverkan av habitatförändring och reveffekt under anläggningsfasen bedöms som försumbar.

Under driftsfasen bedöms påverkan från undervattensljud, grumling och habitatförändring bli försumbar medan reveffekt potentiellt kan få en positiv effekt på marina däggdjur.

Under avvecklingsfasen bedöms påverkan från sedimentation och grumling vara försumbar.

Undervattensljuden som skapas i avvecklingsfasen kan antas likna de vid anläggningsfasen vid användande av skyddsåtgärder. Sammantaget bedöms graden av påverkan på marina däggdjur vara låg under anläggningsfasen. Bedömningen baseras på att skyddsåtgärder används under anläggningsaktiviteter som avger impulsartade och höga ljud, som vid pålning, Särskilt under sälens störningskänsligare perioder, februari-mars och även under maj-juni. Skyddsåtgärder som akustiska metoder och/eller ramp-up (soft start) för att skrämja bort sälar från området innan all pålning i samverkan med de föreslagna tekniska lösningarna vid behov, baserat på beräkningar av Efterklang (2023).

Tabell 3.7. Samlad bedömning marina däggdjur.

BEDÖMNING MARINA DÄGGDJUR	
Samlad bedömning	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt ingen negativ effekt på populationens utveckling.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för en vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.2 Fisk

Under anläggnings- och driftsfasen av en havsbaserad vindkraftspark kan fisk komma att påverkas. Ett underlag som bedömer förekomst av fisk har tagits fram specifikt för Vindpark Sylen (Kapitel 2). Underlaget är framtaget med stöd av tillgängliga datakällor som beskriver fiskfaunan i ett större närområde (södra Bottenhavet) och resulterade i en bruttolista med 47 arter. Sedan har en bedömning gjorts om vilka arter som sannolikt förekommer inom det för Vindpark Sylen aktuella projektområdet. I underlaget bedöms elva arter som *sannolikt förekommande*, *sannolikt/eventuellt lekande* i projektområdet; hornsimpa, kusttobis, skarpsill, skrubbskädda, spetslångebarn, strömming, större ringbuk, tobiskung, tånglake, rötsimpa och oxsimpa.

Åtta arter bedöms som *sannolikt förekommande*, *ej lekande*; flodnejonöga (som parasit på laxfisk), lax, nors, sandstubb, storspigg, torsk, ål och öring. I nämnda underlag beskrivs ett litet potentiellt strömmingslekområde centralt i parkområdet samt ett något större ett antal km söder därom.

Sammanfattningsvis föreslås att dessa 19 arter, som bedöms tillhöra kategorierna *sannolikt förekommande*, *ej lekande* och *sannolikt förekommande*, *sannolikt lekande*, blir föremål för konsekvensbedömningen.

3.3.2.1 Habitatförändring och reveffekt

Svensk marin bottenmiljö kan i huvudsak delas in i två typer; hård- och mjukbotten (Öhman & Wilhelmsson 2005). Hårdbottnar är i princip revmiljöer oavsett om de är uppbyggda av korall, mineral eller artificiellt material (Öhman m.fl. 1997; Öhman & Rajasuriya 1998; Öhman m.fl. 1998). Hårdbottnar är ofta viktiga lek- och uppväxtområden för fisk och har en allmänt hög biologisk mångfald (Pihl m.fl.

1994; Årnio m.fl. 1996; Kääriä & Esko 1997; Malm 1999). Detta nyttjas medvetet vid anläggning av artificiella rev i syfte att skapa fiskvänliga biotoper. Reveffekten definieras som en lokalt ökad fisktäthet (Bohnsack 1996; Hylkema m.fl. 2020). Dock behöver inte ökad fisktäthet på ett artificiellt rev vara ett resultat av ökad produktion utan kan bero på aggregering av befintlig fisk från närområdet (Bohnsack 1996). Vindkraftverk till havs kan fungera som artificiella rev. Anläggning av vindkraftverk i havet inbegriper fysisk omdaning av förhållandena på havsbotten och tillkomst av hårda vertikala ytor upp genom hela vattenkolumnen. Fundamenten och erosionskydden tillför nya ytor och strukturer vilka kan ge upphov till en reveffekt, det vill säga attrahera och gynna arter (Wright m.fl. 2020). Fisk kan till exempel attraheras till dessa fasta strukturer, gynnas av skyddet de ger och därmed leda till en ökad mängd fisk (Bergström m.fl. 2012).

Detta har dock företrädesvis påvisats i utpräglad marina vatten; Danmark (Stenberg m.fl. 2015), Tyskland (Krone m.fl. 2013), Nederländerna (Van Hal m.fl. 2017) och Belgien (De Troch m.fl. 2013; Reubens m.fl. 2011; 2013; 2014a). Svensk havsvattenmiljö har en markant salthaltsgradient från norr till söder med närmast sötvatten i Bottenviken (2–3 promille), cirka 5 promille i Bottenhavet, cirka 10 promille i Öresund och upp mot 30 promille i Skagerrak (Öhman 2023). Av detta följer att fiskartrikedom avtar i takt med sjunkande salthalt längre norrut i Östersjön (Kullander m.fl. 2002; Bergström m.fl. 2022). Studier av reveffekter på havsbaserad vindkraft i Östersjön är utförda på vindkraftsparker i Kalmarsund (Andersson & Öhman 2010) respektive Öresund (Bergström m.fl. 2013). Dessa studier visade att den senare hade en högre reveffekt. Det anses att förklaringen ligger i den högre salthalten i Öresund som därav hyser ett större fisksamhälle. I svenska vatten kan omfattningen av reveffekt förväntas variera beroende på var vindkraftsparken placeras, på grund av skillnader i förekomsten av arter längs olika delar av kusten (Isæus 2022; Andersson 2010; Bergström m.fl. 2022). Utöver artförekomst påverkar en rad andra faktorer om och hur en reveffekt uppstår. Det kan vara val av konstruktion, vilken strömbild som uppstår kring installationer och ljusstillgång (Paine 1974; Knott m.fl. 2004).

Parkområdet utgör en yta på totalt 524 km² med maximalt 347 vindkraftverk. Beroende på val av fundament kommer varje kraftverk leda till ett bottenavtryck på mellan ungefär 5700–11 300 m² (85 – 120 m i diameter) med en sammanlagd yta på 2,0 – 4,2 km². Fundament och erosionskydd kommer således maximalt att uppta cirka 0,8 % av parkområdet. Varje kabel påverkar en bredd på, som mest, initialt vid nedläggning 15 m och efter övertäckning 3 m. Sammantaget beräknas kablarna utgöra cirka 0,27% av parkområdets yta.

I viss mån saknas kunskap om förväntad påverkan, kopplat till habitatförändring och reveffekt. vid anläggning av vindkraft på de djup som finns i Vindpark Sylen och om vindkraftverken står glesare (Bergström m.fl. 2022).

3.3.2.1.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Omfattningen av habitatförändring ökar succesivt under tiden för uppförandet av vindkraftsparken och når sitt maximum när samtliga installationer är på plats. Reveffekten är något som uppstår efter en viss tid eftersom den är en följd av att nya ytor och strukturer koloniserar av växt- och djurliv. Bedömningen är att påverkan på habitatförändring är begränsad under anläggningsfasen.

Driftsfas

Den direkt fysiska påverkan, vilken utgörs av anläggandet av fundamenten inklusive erosionskydd och kabelnät, har beräknats motsvara cirka 0,8 % respektive 0,27 % av vindkraftsparkens totala bottenarea och utgör således en mycket liten del av området. En eventuell reveffekt skulle kunna påverka fiskförekomst i och utanför parkområdet i händelse av att det uppstår en aggregering av fisk runt vindkraftsinstallationer från kringliggande områden. Bedömningen är att rumslig påverkan på habitatet under driftsfasen är liten.

3.3.2.1.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Habitatet är i kontinuerlig förändring från påbörjandet av installation tills dess att vindkraftsparken blir driftsatt. Området kommer att kunna nyttjas av fisk under anläggningstiden. Påverkan från anläggningsfasen bedöms vara kort.

Driftsfas

Efter att installationer på havsbotten är klara sker driftsättning och då inleds en period med stabila habitatförhållanden utan större mänsklig påverkan som kommer att fortgå fram till avveckling. Reveffekten kan sägas vara etablerad när kolonisation av ytor och strukturer har skett. Påverkan på habitatet förväntas pågå under hela driftsfasen till dess att installationerna avvecklas. Den tidsmässiga omfattningen vad gäller habitatförändringar och eventuell reveffekt är från byggstart till avveckling och därmed bedöms den tidsmässiga påverkan bli lång.

3.3.2.1.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Påverkan av habitatförändringar och av reveffekter bedöms som försumbar.

Driftsfas

På grund av den lägre fiskartdiversiteten i Bottenhavet vid Vindpark Sylén jämfört med undersökta vindkraftsparker belägna i mer utpräglat marina områden kan habitatförändringen förväntas resultera i en svag reveffekt. Om en reveffekt uppstår bedöms den vara positiv för fiskfaunan. Graden av habitatpåverkan beror även på hur stor skillnad det är på karaktären av introducerade strukturer och substrat jämfört med ursprungstillståndet. Störst blir påverkan om vindkraftverken placeras på mjukbotten varvid man behöver tillföra mer nytt hårt material än om de anläggs på befintlig hårdbotten. Utestängning av kommersiellt fiske kan ses som en habitatförändring genom förändrad fiskmortalitet, här bedöms en sådan inverkan försumbar baserat på att området inte nyttjas av yrkesfisket i någon betydande utsträckning i nuläget. Bedömningen blir försumbar (Tabell 3.8).

3.3.2.1.4 Säkerhet i bedömningen

Reveffekt kring artificiella strukturer är väl belagt i utpräglat marina havsområden som Nordsjön, där råder konsensus om både ökad attraktion och produktion av fisk. Detsamma kan inte sägas gälla för merparten av Östersjön och i synnerhet inte för Bottenhavet. Reveffekten är förvisso undersökt och påvisad vid vindkraftsparkerna Lillgrund i Öresund och Utgrunden i Kalmarsund men på grund av avsaknad av vindkraftsparker längre norrut i Östersjön så finns heller inga studier av habitatförändringars och reveffektens påverkan på fisk. Flera artiklar och syntesrapporter framhåller att mindre artrikedom kan förväntas ge svagare effekt (Andersson & Öhman 2010; Isæus m.fl. 2022; Langhamer 2012; Öhman 2023).

Tabell 3.8. Bedömning fisk, habitatförändring och reveffekt.

BEDÖMNING FISK Habitatförändring och reveffekt	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Liten: 100 – 1 000 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.2.2 Suspenderat material och sediment

Grumling och sedimentation kan ha direkta och indirekta effekter på fisk. Direkta effekter kan vara mortalitet, fysiska skador på framför allt gälar och ägghinnor orsakade av sedimentpartiklar, psykisk stress och beteendeförändringar (Kjelland m.fl. 2015; Wenger m.fl. 2017). Indirekta effekter kan vara minst lika allvarliga som de direkta (Barbier m.fl. 2011). Exempel på indirekta effekter kan vara minskad bytestillgång (framför allt bottenfauna) och habitatförlust, där t.ex. en reduktion av växtlighet kan innebära minskad möjlighet till skydd för bytesdjur eller reducerad sikt som t.ex. kan påverka predatorers fångstmekanismer och deras födosök. Förändrade förutsättningar för lekplatser (substrat) är ett annat exempel (Kjelland m.fl. 2015; Wenger m.fl. 2017). Risken för allvarliga effekter av grumling på fiskesamhällen beror framför allt på intensitet och varaktighet av exponeringen (Newcombe & MacDonald 1991; Karlsson m.fl. 2020), men även de olika arternas stresstolerans, sedimenttyp samt de naturliga bakgrundshalterna av grumlighet för lokalen (Browne, Tay, & Todd 2015; Erftemeijer & Lewis 2006; Wilber & Clarke 2001).

Fiskars lekperiod är en känslig del av livscykeln där grumling kan försämra överlevnaden för ägg och larver i bottensubstratet genom att de överlagras av sediment och sedermera dör av syrebrist (Karlsson m.fl. 2020). Även pelagiska ägg och larver kan påverkas både letalt och subletalt. Toleransnivåerna är naturligtvis artspecifika och bottenlevande arter som plattfiskarna tål generellt högre koncentrationer. Generellt är adult fisk relativt okänslig för grumling, undvikande beteende hos juvenila och adulta fiskar inträder vid koncentrationer på skalan mg/l, för letala effekter behövs koncentrationer på skalan g/l (Bruton 1985). Hos strömming anses gränsvärde för undvikande beteende vara cirka 10 mg/l (Johnston & Wildish 1981; Westerberg m.fl. 1996). Fiskars ägg och larver saknar alternativet att undvika grumling och är generellt mer känsliga än äldre livsstadier. Undantaget är strömming vars äggutveckling inte visade någon påverkan vid exponering för suspenderat sediment i koncentrationer upp till 300 mg/l (Kiörboe m.fl. 1981). I en dylik studie sågs ingen effekt på strömmingsägg i så höga koncentrationer som 7 000 mg/l (Messieh 1981), dock sågs hög äggmortalitet om de blev övertäckta. Strömmingslarver har uppvisat försvärat födointag vid grumlingshalter kring 20 mg/l (Johnston & Wildish 1981) men klarar kortvarig exponering av halter över 500 mg/l (Messieh m.fl. 1981).

3.3.2.2.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Under första anläggningsfasen kommer, baserat på modelleringar (NIRAS 2023), sedimentkoncentrationen nära botten vara minst 1000 mg/l på en area om 195 ha och minst 10 mg/l på en area om mer än 43 000 ha. Notera att uppgifterna ovan beskriver total påverkan från uppförandet av alla vindkraftverk. I realiteten är påverkan uppdelad i både tid och rum. Den största pålagringen av sediment på upp till 30 mm kommer ske där kablarna dras, men en sedimentpålagring om minst 1 mm väntas påverka 19 365 ha och en sedimentpålagring som överskrider 0,01 mm kan nå så långt som 38 km söderut och 24 km i sydväst. Ovanstående innebär att enligt spridningsberäkningar (NIRAS 2023) kan en mindre del i sydöstra delen av Natura 2000-området Finngrundets Östra bank komma att påverkas av pålagring. Under andra anläggningsfasen väntas 4 ha nära botten påverkas av sedimentkoncentrationer på minst 1 000 mg/l och en sedimentpålagring om minst 1 mm väntas över 18 139 ha. Den rumsliga omfattningen bedöms således bli omfattande.

Driftsfas

Påverkan sker främst i anläggningsfasen och ingen påverkan förväntas under driftsfasen.

3.3.2.2.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Enligt preliminär tidsplan sträcker sig den totala byggtiden över tre år men grumlande arbeten är i huvudsak koncentrerat till år ett och två (fundamentresning) och förväntas ske i mindre omfattning år tre (kabelnedläggning). Enligt framtagen modell uppstår en bottennära grumling med halter på 100 mg/l under 2–6 dygn och halter på 1 000 mg/l under maximalt 12 timmar (NIRAS 2023). Påverkan är därmed kort.

Driftsfas

Påverkan sker främst i anläggningsfasen och ingen påverkan förväntas under driftsfasen.

3.3.2.2.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Grumling av vattenmassan kan påverka fisk genom bland annat försämrade sikt men även genom försämrade respiration. Påverkan kan leda till att fisk undviker de delar av området där grumlingen är för hög. Det har dock visats att fisk är relativt toleranta mot en ökad grumling av vattenmassan och en exponering för en koncentration på 100 mg/l suspenderat material under en exponeringstid på upp till 14 dygn eller en exponering på upp till 1 000 mg/l under maximalt 24 timmar har generellt en låg direkt påverkan på exponerade organismer (Karlsson m.fl. 2020). Detta ska ställas i relation till modellerade halter för Vindpark Sylen där motsvarande modellerade siffror visar på en grumling av 100 mg/l i mellan 2–6 dygn och för halter på 1 000 mg/l under cirka 12 timmar (NIRAS 2023). Detta tillsammans med att ljudstörningar från arbetet sannolikt leder till att adult fisk förflyttar sig gör att påverkan på adult fisk av grumling blir försumbar.

Fiskägg och larver saknar förmåga att välja område. Det förefaller troligt att lekbeteende och/eller lekframgång kommer påverkas i någon mån för någon art av grumling. Eftersom förekommande fiskarters lektider och efterföljande känslighetsperiod för tidiga livsstadier är utspridda över året så kan det egentligen inte pekats ut någon helt riskfri period under året där ingen art potentiellt sett har en känslig period. Samtliga av de beaktade arterna som bedöms kunna leka i aktuellt område är listade som livskraftiga i rödlistan, och har geografiskt stora utbredningsområden. Härav ses ingen risk för dessa arter på populationsnivå även om viss negativ påverkan på lekframgång orsakat av grumling kan

förväntas. Risken för negativ påverkan på lek och lekframgång bedöms bli mindre på populationsnivå om grumlingseffekten är begränsad till ett kalenderår och ökar om två eller fler efterföljande år påverkas. Sannolikheten för att en given yta skall påverkas av grumling två år i rad bedöms dock som försumbar i sammanhanget. Graden av påverkan ökar om strömningen de facto leker i de utpekade potentiella lekområdet inom parkområdet (Figur 2.21), även om dessa områden är små i relation till den totala arealen av sannolika lekområden för strömning i hela Bottenhavet. Grumlingsberäkningar visar att koncentrationerna av suspenderat sediment under den arealmässigt stora grumlingseffekten (43 000 ha) kan förväntas vara under vad strömmingslarver har visats tolerera (10 respektive 20 mg/l). Strömmingsägg har visat sig okänsliga för höga halter av suspenderat sediment men anses känsliga för pålagring som, förutom i nära anslutning till grumlande arbeten även potentiellt kan komma att ske både inom det utpekade potentiella lekområdet och i en mindre del av Natura 2000 området Fingrundets östra bank. Grad av påverkan blir då starkt beroende av exponeringstid och pålagringens omfattning. Exponeringstiden kan för det nämnda potentiella lekområdet och Östra banken förväntas vara kort eftersom finsediment inte förväntas ligga kvar lång tid innan det transporteras bort av strömmar och vågrörelser. Detta tillsammans med de blygsamma sedimentpålagringsmängder som beräknas för de längre spridningssträckorna gör att risken bedöms som försumbar.

Driftsfas

Påverkan sker främst i anläggningsfasen och ingen påverkan bedöms ske under driftsfasen.

3.3.2.2.4 Säkerhet i bedömningen

Kunskapsläge och litteraturens omfattning gällande strömning bedöms vara tillräckligt för en vetenskapligt grundad bedömning, Tabell 3.9.

Tabell 3.9. Bedömning fisk, suspenderat material och sedimentation.

BEDÖMNING FISK Suspenderat material och sedimentation	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
1.	Litteraturen ger god grund för en vetenskaplig grundad bedömning

3.3.2.3 Undervattensljud

Antropogent ljud i havet kan potentiellt ha betydande påverkan på fisk. Högintensiva ljud (ex. pålningsljud) kan leda till mortalitet eller permanenta hörselskador (PTS), men även mildare ljudstörningar kan leda till tillfällig hörselnedsättning (TTS), fysiologiska förändringar inklusive stress effekter, maskering av biologiskt viktiga ljud och beteendeförändringar (Johansson m.fl. 2016; de Jong m.fl. 2016; Mickle & Higgs 2017; Popper & Hawkins 2019). Exempel på sådana är undvikande av föredragen biotop eller migrationsrutt och störd reproduktion (Popper & Hawkins 2019). Tillfälliga hörselnedsättningar (TTS) ger en minskad känslighet för ljud inom vissa frekvenser och försvinner oftast inom några tiotals minuter upp till några timmar (Öhman 2023). Fisk utsätts för undervattensljud under alla faser av havsbaserad vindkraft, från undersökningar till avveckling av vindkraftsparken. Det är

främst i anläggningskedet som höga ljud förekommer och särskilt högt blir det vid pålningsarbeten (Efterklang 2023).

Ljud under driftfasen alstras på två olika sätt, dels vid vattenytan genom tryckfluktuationer som uppstår vid rotorbladens passage, dels via vibrationer genom torn och fundament. Det är främst vibrationer alstrade i vindkraftverkets torn som påverkar undervattensljudet (Kikuchi 2010; Pangerc m.fl. 2016; Tougaard m.fl. 2020). Det luftburna ljudet från rotorerna reflekteras i stor utsträckning i vattenytan och har därmed mindre betydelse för undervattensbullret (Andersson m.fl. 2016). Ljudnivåerna varierar med vindhastigheten, men ligger avsevärt under de som avges under anläggningsfasen och seismiska undersökningar samt även under de nivåer som större fartyg normalt genererar (Tougaard m.fl. 2020). De flesta publicerade ljudmätningar är dock från vindkraftverk som skiljer sig både i storlek och ljudtransmission från de som planeras framöver. Dels blir kraftverken allt större, dels avskaffas ofta växellåda, som påverkar ljudbilden och troligen står för en stor del av de relativt höga frekvenstonerna i undervattensbullret (Bergström m. fl. 2021). Baserat på nuvarande kunskap är det därför något osäkert hur framtida vindkraftsparker kommer att påverka den totala ljudbilden i havet. Efterklang (2023) anger en linjär ökning på 13,6 dB per tiofaldig ökning av vindkraftverkets effekt vilket kan ge en uppfattning om ljudbilden från framtida större vindkraftverk.

Ljudspridning i vatten sker som partikelrörelse ($m \cdot s^{-2}$) och tryck/ljudvågor (dB) (Axenrot & Didrikas 2012). Partikelrörelse avtar snabbt med avstånd från källan medan fisk kan uppfatta tryck på långt avstånd. De flesta arter kan uppfatta båda dessa typer av ljud. Generellt har fiskar god förmåga att uppfatta lågfrekvent ljud (under 100 Hz) (Axenrot & Didrikas 2012; Efterklang 2023). Fiskars ljudkänslighet är dock starkt artberoende. Gasinnehållande organ (så som simblåsa och mag-tarmkanalen) samt hörselsystem är särskilt känsliga för skada. Skador på fisk orsakade av höga ljudnivåer kan i stora drag relateras till huruvida arten har simblåsa samt simblåsans uppbyggnad, medan lägre ljudnivåer kan orsaka liknande skador på olika fiskarter oberoende av förekomsten av simblåsa eller ej (Halvorsen m.fl. 2012). Utöver direkta fysiska skador på fisk i nära anslutning till ljudkällan, handlar det framför allt om subletala effekter så som tillfällig hörselnedsättning och förändrade beteenden. Även mer diffusa effekter, så som beteendeförändringar, kan leda till negativa konsekvenser på både individ- och populationsnivå (Hawkins & Popper, 2019). Popper & Hawkins (2019) och Popper m.fl. (2020) konkluderar att det fortfarande finns stora luckor i vår förståelse för effekterna av antropogena ljud och särskilt deras effekt på populationsnivå och akvatiska ekosystem. Många studier i litteraturen är av begränsad kvalitet och många av experimenten har bland annat utförts på fiskar i fångenskap under laboratorieförhållanden, snarare än på frilevande fiskar. Forskarna menar att det är nästan omöjligt att komma till tydliga slutsatser om vilka typer och nivåer av antropogena ljud som har potential att orsaka förändringar i djurs beteende, eller till och med fysisk skada. Faktorer som har observerats påverka responsen på ljudstimuli inkluderar bland annat livshistoria, storlek i förhållande till ljudets våglängd, anatomiska skillnader och position i vattenpelaren i förhållande till ljudkällan (Hawkins & Popper 2016). Vidare är ljudets och arbetets egenskaper (till exempel tryck-partikelrörelsestyrka, varaktighet, och frekvens under tidsperioden) samt omgivningens egenskaper (så som djup, sediment, vattenegenskaper och topografi) avgörande för utfallet (Suedel m.fl. 2019). I utförd modellering (Efterklang 2023) för Vindpark Sylen finns samtliga nämnda parametrar med som indata. Sverige saknar vedertagna riktlinjer för skadligt undervattensljud för fisk (Andersson m.fl. 2016). I nämnda rapport lämnas förslag till gränsvärden, vilka har använts som beräkningsgrund för Vindpark Sylen utförda undervattensljudutredning (Efterklang 2023).

3.3.2.3.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Under anläggningsfasen alstras högintensiva ljud vid pålning och arbetsfartygen bidrar också med ljud (Bergström m.fl. 2022; Benhemma-Le Gall m.fl. 2021). Av tillgängliga grundläggningstekniker bedöms pålning av monopile-fundament ge upphov till högst nivå av undervattensljud. Utredningen använder därför monopile-fundament som ett worst case scenario och gör beräkningar baserat på att ingen ljuddämpning används samt att ljuddämpningsteknikerna HSD och DBBC används (Efterklang 2023). Strömning kommer att kunna uppfatta pålningsljud på gränsen till de nivåer som kan ge upphov till beteendeförändringar på maximala avstånd i spannet 55–88 km beroende av årstid och väderstreck.

Ljuddämpningen beräknas minska avståndet för tangering av tröskelvärden som ger upphov till mortalitet/skada på fisk från 11 km till 150 m och på ägg/larver från 1,5 km till cirka 100 m.

Under anläggningsfasen bedöms den rumsliga omfattningen av ljudpåverkan på fisk förutsatt att skyddsåtgärder används vara omfattande. Det undervattensljud som orsakas av ökad båttrafik till, från och inom parkområdet bedöms ha en omfattande påverkan.

Driftfas

Under driftfasen alstras undervattensljud framför allt som en följd av vibrationer i undervattensdelarna (Axenrot & Didirikas 2012; Nedwell & Howell 2004; Wahlberg & Westerberg 2005; Sigray m.fl. 2009). Vibrationer som överförs till botten anses ha mindre betydelse liksom ljud från rotorbladen som i huvudsak reflekteras mot vattenytan (Lindell & Rudolphi 2003; Sigray m.fl. 2009). Det ljud som alstras kan variera i frekvens och styrka beroende på en rad faktorer som typ av vindkraftverk och fundament, storlek, botten typ, djup och antal vindkraftverk i vindkraftsparken (Wahlberg & Westerberg 2005). Dessutom kan vindstyrkan påverka genom att kraftöverföring och generatorer, som är de huvudsakliga ljudalstrarna, arbetar i olika hastigheter vid olika vindstyrkor. De frekvenser som kan komma i fråga ligger oftast under 1 000 Hz, med andra ord inom fiskars hörselområde (Lindell & Rudolphi 2003; Wahlberg & Westerberg 2005; Sand m.fl. 2008). Bullerutredningens beräkning bygger på data från befintliga vindkraftsparker med effekter i spannet 0,2–6,15 MW/vindkraftverk, planerad effekt för vindkraftverk i Vindpark Sylen är 25 MW. Beräkningen landar i en driftljudnivå om 124 dB relativt 1 µPa på ett avstånd på 100 m från ett vindkraftverk. Efterklang (2023) anger att vid drift uppkommer ljud som uppnår tröskelvärdet för beteendeförändring hos sill som beräknas kunna överskridas inom cirka 20 m från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. Vidare anges även att detta avstånd är konservativt beräknat då denna effekt uppstår vid impulsiva ljud som inte förväntas under drift. Den rumsliga omfattningen bedöms som liten.

3.3.2.3.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Ljudstörningar under anläggningsfasen begränsas till den tid det tar för undersökningar och arbetet med anläggningen, särskilt pålningsljud. Uppskattad anläggningstid för respektive vindkraftverk inklusive pålning bedöms uppgå till ca 6–8 timmar. Bedömningen är att påverkan av undervattensljud under anläggningsfasen är kort.

Driftfas

Undervattensljud från vindkraftverken förväntas pågå under hela driftfasen fram till avveckling. Påverkan av undervattensljud under driftfasen bedöms till lång.

3.3.2.3.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Under anläggningsfasen uppstår ljud vid en pålningsposition i södra delen av Vindpark Sylen som tangerar tröskelvärdet för mortalitet/skada hos fisk upp till cirka 9 km från pålningsplatsen utan ljuddämpande åtgärder (Efterklang 2023). Om ljuddämpande åtgärder används begränsas avståndet för tangering av gränsvärdet för mortalitet/skada till 150 m från ljudkällan (Efterklang 2023). Inom ett avstånd av cirka 3 km söder om den södra pålningspositionen återfinns ett grundområde som bedöms vara en potentiell lekplats för strömming (Helcom 2023b). Det finns även ett mindre potentiellt lekområde mitt i parkområdet för Vindpark Sylen som kan påverkas under anläggningsfasen (Efterklang 2023). I dessa områden kan strömming som uppehåller sig skadas eller avlida om inte skyddsåtgärder används. Enligt insamlade fiskedata (kapitel 2.2.3.1) fiskas det mest i området söder om Vindpark Sylen men även i området norr om projektområdet vilket indikerar att strömming uppehåller sig i dessa områden.

Om ljudet vid pålning successivt ökas (sk. Ramp-up) kan fisk hinna avlägsna sig från berörda områden och därigenom undvika skada.

Påverkan för ljudnivåer som tangerar tröskelvärden gällande tillfälliga hörselskador (TTS) och beteendeförändringar (flyktbeteende) hos strömming är som beskrivet ovan betydligt större och då framför allt i nordlig och östlig riktning vintertid (Efterklang 2023). TTS är av övergående natur och påverkar inte på populationsnivå då de allra flesta fiskar förväntas ha avlägsnat sig från närområdet. Gällande beteendeförändringar så kan eventuellt bestånden som uppehåller sig inom dessa områden att tillfälligt ändra sitt beteende eller söka sig till områden längre ifrån ljudkällan. Om pålning utförs utom känsliga perioder som vår och höst minskar påverkan ytterligare då strömming inte behöver vistas på grundare områden för lek utan kan förflytta sig. Påverkan från arbeten under anläggningsfasen bedöms som låg.

Driftsfas

Det förväntade driftljudet är med god marginal lägre än tröskelvärdena för mortalitet/skada på fisk, ägg och larver. Tröskelvärden för beteendeförändring hos sill beräknas kunna överskridas inom cirka 20 m från vindkraftverken vid en vindhastighet av 10 m/s. På så pass korta avstånd som cirka 20 m kommer ljudet helt att domineras av det närbelägna vindkraftverket. Det kumulativa ljudet från andra vindkraftverk inom Vindpark Sylen kommer att vara försumbart på så pass korta avstånd. Observera att tröskelvärden för beteendeförändring hos strömming gäller exponering av impulsivt ljud. Det är troligen konservativt att använda detta tröskelvärde för att bedöma påverkan från det kontinuerliga ljudet under driftsfasen. I motsats till impulsivt ljud innebär det kontinuerliga ljudet från vindkraftverkens drift inga plötsliga förändringar av ljudnivån i förhållande till bakgrundsnivån. Ljudnivåerna som genereras under drift varierar med belastningen (det vill säga vindhastigheten) men ligger avsevärt under de som avges under anläggningsfasen samt också under de nivåer som större fartyg normalt genererar. Bedömning från ljud under drift bedöms som försumbar (Tabell 3.10).

3.3.2.3.4 Säkerhet i bedömningen

Kunskapsnivån om och i så fall hur fisk påverkas av havsbaserad vindkraft bedömdes vara låg i början av 2000-talet (Axenrot & Didrikas 2012; Smith & Westerberg 2003; Bergström m.fl. 2007). De studier som gjorts vid befintliga större vindkraftsparker kommer framför allt från Horns rev och Nysted i Danmark (Hvidt m. fl. 2006; Leonard m. fl. 2006). Under senare år har studier av vindkraftens miljöeffekter i svenska vatten varit begränsade, även om en omfattande forskning skett i flera andra länder (Bergström m. fl. 2022). Påverkan av driftljud har studerats vid Utgrunden, men det har senare påpekats att parkens ålder gör att dess teknik och ljudbild inte nödvändigtvis är representativ längre. Detta eftersom dagens tekniska design och storlek på verken antas ge effekter på ljudalstring (Bergström m. fl. 2022). Den samlade forskningen rörande havsbaserad vindkrafts ekologiska påverkan som skett under senare år, i fram för allt Nordsjön (se kapitel 3.3.3.1), talar för att reveffekten är en viktigare faktor än den eventuellt avskräckande effekt som ljudbilden befarades ha initialt. Det finns även forskning som indikerar att fiskars motivation att reproducera sig överstiger motivation att undvika ljud alstrat av fartygstafrik (Bergström m.fl. 2022).

Tabell 3.10. Bedömning fisk, undervattensljud.

BEDÖMNING FISK Undervattensljud	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologin som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning

3.3.2.4 Elektriska och magnetiska fält

Kunskapsläge gällande effekter på fisk sammanfattas i kapitel 3.1.7.

I litteraturen är det vanligt att studier av påverkan från elektromagnetiska fält fokuserar på observation av fiskars beteende vid/över endast en kabel (Dunlop m.fl. 2016, Westerberg & Lagenfelt 2008). Forskarna drog slutsatsen att mer kunskap behövs om effekter av upprepade kabelpassager. Det finns få studier av en vindkraftsparks kumulativa effekt (dess kabelnät som helhet) och resultaten är ofta svårtolkade p.g.a. att fiskars vandring påverkas av många faktorer exempelvis strömmar (Lagenfelt m.fl. 2012).

3.3.2.4.1 Rumslig omfattning

Driftsfas

Eventuell påverkan från elektromagnetiska fält på fisk uppstår inte under anläggningsfasen, kablar blir strömförande vid driftsättning. Potentiell effekt på fisk av elektromagnetiska fält bör ses i två skalar: i närhet av en (1) kabel och hela vindkraftsparkens kabelnät som en helhet, dess utformning och läge i relation till exempelvis lekplatser och migrationsrutter.

Det interna kabelnätet som sammanbinder vindkraftverken med transformatorstationer kommer att ha en samlad längd av cirka 465 km varav exportkablarna omfattar cirka 163 km enligt aktuell ansökan (NIRAS 2023). Bedömningen av rumslig omfattning under driftsfas är omfattande.

3.3.2.4.2 Tidsmässig omfattning

Driftsfas

De elektromagnetiska fält som potentiellt kan ha en påverkan på fisk kommer att existera från driftsättning tills vindkraftsparken tas ur bruk. Således bedöms den tidsmässiga omfattningen som lång.

3.3.2.4.3 Graden av påverkan

Driftsfas

De inducerade elektriska fälten förväntas inte påverka några av fiskarterna i utsjöområdet då arter med elektroreceptorer (lorenzinska ampuller) saknas i detta område, varför konsekvensbedömningen fokuserar på elektromagnetiska fält. Elektromagnetiska fält reduceras av kablers isolering och avtar snabbt med avståndet, varför de anses mycket små eller försumbara (Isæus m.fl. 2022). Påverkan av elektromagnetiska fält förväntas inte på pelagiskt levande arter i betydande omfattning. Påverkan på bentiskt levande arter, i synnerhet icke kommersiellt betydande, förefaller vara ett tämligen utforskat område.

Av i svenska vatten förekommande arter bedöms ål vara en av de känsligaste arterna för påverkan från magnetiska fält (Bergström m.fl. 2012). Ål är upptagen på rödlistan som akut hotad (SLU Artdatabanken 2023). Det går inte med stöd av tillgängliga källor uttala sig med säkerhet om i vilken utsträckning arten förekommer i aktuellt projektområde för Vindpark Sylen, eller om projektområdet sammanfaller med artens migrationsrutt. Ålens vandringsbeteende studerades vid en vindpark bestående av 48 verk samt vid en bottenförlagd kabel i Kalmarsund (Lagenfelt m.fl. 2012). Varken vindkraftsparken eller kabeln var definitiva vandringshinder men man observerade en signifikant fördröjande effekt vid kabeln, som kunde sättas i samband med aktuell strömstyrka i densamma. Förändringarna i vandringsmönster observerades hos enstaka individer i båda studierna, snarare än som ett gemensamt beteende för alla studerade ålar. En telemetristudie av ål i Östersjön gav indikationer på att lekvandringen sker strax under vattenytan (Westerberg m.fl. 2007), vilket talar för möjlig låg påverkan även när en havsbaserad vindkraftspark bedöms som en helhet. Detta motsägs dock av en liknande studie vari påvisas att migration i pelagiska vatten sker på 200–800 meters djup (Durif m.fl. 2021). Grad av påverkan bedöms till låg.

3.3.2.4.4 Säkerhet i bedömningen

I litteraturen hittas relativt starkt stöd för att många fiskarter, i synnerhet de som lever mer pelagiskt, inte påverkas i någon större utsträckning av bottenförlagda kablar. Dock påpekas att det finns kunskapsluckor i synnerhet om en vindkraftspark betraktas som ett potentiellt större vandringshinder bestående av ett stort system av många kablar. Studier i ämnet tenderar att fokusera på observation av fiskars beteende vid/över en kabel. För en korrekt konsekvensbedömning av i synnerhet migrerande fisk bör en vindkraftspark betraktas som en helhet i detta avseende. Då kunskap om effekter från elektromagnetiska fält på fisk för hela vindkraftsparker är bristfällig samt uppvisar något divergerande resultat bedöms säkerheten i bedömningen till 3 (Tabell 3.11).

Tabell 3.11. Bedömning fisk, elektriska och magnetiska fält.

BEDÖMNING FISK Elektriska och magnetiska fält	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.2.5 Samlad bedömning för Fisk

Under anläggningsfasen bedöms graden av påverkan av undervattensljud, sedimentspridning och sedimentation på fisk vara låg. Bedömningen för undervattensljud är baserad på att ljuddämpande åtgärder används vid pålning under april-juni samt september-oktober och att ramp up (soft start) bör användas året om för att skrämja bort fisk från området innan pålning eller liknande arbeten, som medför kraftiga undervattensljud, påbörjas.

Under driftsfasen bedöms påverkan från undervattensljud och magnetiska fält bli låg medan reveffekten kan få en positiv effekt på fisk, Tabell 3.12.

Under avvecklingsfasen bedöms undervattensljud ha en försumbar påverkan på fisk medan graden av påverkan av suspenderat sediment och sedimentation bedöms som låg.

När en vindkraftspark är etablerad och i drift kan den innebära begränsningar för fisket då till exempel bottentråkning ofta inte är förenlig med vindkraftsparken på grund av risker för skador på vindkraftverk, kablar eller fiskeredskap.

Baserat på ovanstående bedömningar fördelade på de olika påverkansfaktorerna anses den sammanfattande konsekvensbedömningen av anläggning, drift och avveckling av Vindpark Sylén på fisk vara låg.

Tabell 3.12 Samlad bedömning, fisk.

BEDÖMNING FISK Samlad bedömning	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.3 Bottenfauna

Vid bottenfaunaundersökningen inom projektområdet (Kapitel 2.2.4) återfanns sju taxa fördelade inom sex djurgrupper. De vanligast förekommande taxa, i fallande ordning, inom proven var *Marenzelleria* sp., vitmärta (*Monoporeia affinis*), ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) samt östersjömussla (*Macoma balthica*). Dessa taxa är mycket vanligt förekommande längs Sveriges kust och uppvisar således stor tolerans för variation i bland annat salthalt. Inga rödlistade arter återfanns vid undersökningen. Under främst anläggningsfaserna, men till viss del även senare under driftsfasen, väntas dock viss påverkan på bottenfaunan.

3.3.3.1 Habitatförändring

Förändringarna börjar med det rent fysiska ingreppet då sediment avlägsnas eller omfördelas. Faunan avlägsnas eller flyttas och riskerar att helt täckas, även om flera av de arter som finns i området är anpassade att klara en viss övertäckning (Bonsdorff & Pearson 1999; Poweilleit m.fl. 2009; Hinchey m.fl. 2006). Trots att denna form av påverkan är den mest fatala för organismerna, är den även begränsad till ett relativt litet område och studier har visat att återkoloniseringen ofta är relativt snabb, från några månader till något enstaka år (Hammar m.fl. 2009; Kraufvelin m.fl. 2021). Vidare kan själva omstruktureringen av bottensedimentet vid etablering av fundamenten leda till förändrade strömförhållanden och därmed ändra förutsättningarna i närområdet. De delar av parkområdet där fundament och erosionsskydd etableras blir helt otillgängliga för bottenfauna fram till att området återställts.

3.3.3.1.1 Rumslig omfattning

Den direkt fysiska påverkan, vilken utgörs av anläggandet av fundamenten inklusive erosionsskydd, har beräknats motsvara omkring 0,8 % av parkområdets totala bottenarea och utgör således en mycket liten del av området. Utöver detta tillkommer den yta som påverkas i och med installationen av kablar vilken beräknats motsvara cirka 0,27 % av parkområdet. Påverkan till följd av ändrade strömförhållanden är mer oklar. Den rumsliga påverkan på bottenfaunan bedöms ändå vara begränsad.

3.3.3.1.2 Tidsmässig omfattning

Habitatförlusten, med avseende på mjukbottenfauna, till följd av etableringen av fundament omfattar vindkraftsparkens livslängd och kan inte återkoloniserats förrän parkområdet återställts. Övrig habitatförändring, främst på grund av nedgrävning av kablar, är temporär och återkoloniseringen av bottenfauna sker relativt snabbt. Baserat på den långa tidsrymd habitatförlusten till följd av fundamenten utgör bedöms den tidsmässiga omfattningen som lång.

3.3.3.1.3 Grad av påverkan

Visserligen kommer delar av parkområdet att påverkas under en lång tid, men då den andel av parkområdet som påverkas är mycket liten och en stor del av det påverkade projektområdet dessutom kan återkoloniserats relativt snabbt, bedöms graden av påverkan vara försumbar

3.3.3.1.4 Säkerhet i bedömningen

Studier och sammanställningar av effekter av muddring och dumpning ger ett bra underlag, men litteraturen anger stor spridning vad gäller återkoloniseringstid och den andra anläggningsfasen kan påverka eventuell återkolonisering. Vidare kan ändrade strömförhållanden till följd av installation av fundament och erosionsskydd ge ändrade förutsättningar, samtidigt berör påverkan endast en bråkdel av området vilket inte är tillräckligt omfattande för att påverka på populationsnivå. Säkerheten blir därför 2, Tabell 3.13.

Tabell 3.13. Bedömning bottenfauna, habitatförändring.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Habitatförändring	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.3.2 Suspenderat material och sedimentation

Det sediment som rörs upp, sprids och sedimenterar, ger för bottenfaunans del framför allt problem för filtrerande samt fastsittande organismer, medan arter som ishavsrått, vitmärla och östersjömussla är bättre anpassade att klara den ökade övertäckningen (Bonsdorff & Pearson 1999; Poweilleit m.fl. 2009; Hinchey m.fl. 2006). Effekten av dessa förändringar beror till stor del på exponeringstiden; en kortvarig påverkan är troligtvis försumbar då majoriteten av bottenfaunan inom det undersökta parkområdet är relativt mobil eller anpassad att klara viss övertäckning. Återhämtning och eventuell återkolonisering kan avbrytas vid upprepad påverkan (Boyd m.fl. 2003), men även om viss upprepad påverkan kan förekomma, framförallt till följd av anläggningsfas 2, förväntas denna bli relativt liten och påverkan på bottenfaunan därav utebli eller blir försumbar.

3.3.3.2.1 Rumslig omfattning

Under första anläggningsfasen kommer, baserat på modelleringar (NIRAS 2023), sedimentkoncentrationen nära botten vara minst 1 000 mg/l på en area om 195 ha och minst 10 mg/l på en area om mer än 43 000 ha. Dock kommer dessa ytor vara spridda över olika delar av projektområdet varför påverkan inte kommer ske på ett stort sammanhängande område. Dessutom kommer anläggningsfaserna pågå under en längre tid vilket leder till att påverkan är spridd såväl rumsligt som i tid. Den största pålagringen av sediment på upp till 30 mm kommer ske där kablarna dras, men en sedimentpålagring om minst 1 mm väntas påverka 19 365 ha och en sedimentpålagring som överskrider 0,01 mm kan nå så långt som 38 km söderut och 24 km i sydväst. Under andra anläggningsfasen väntas 4 ha nära botten påverkas av sedimentkoncentrationer på minst 1 000 mg/l och en sedimentpålagring om minst 1 mm väntas över 18 139 ha. Den rumsliga omfattningen skattas således bli omfattande.

3.3.3.2.2 Tidsmässig omfattning

Den högsta sedimentkoncentrationen (1 000 mg/l) väntas under första anläggningsfasen kvarstå i omkring sex timmar medan en koncentration kring 10 mg/l kan kvarstå upp till 15 dygn. Emellertid kommer grumlingen och sedimentationen vara spridd över tid. Den tidsmässiga omfattningen bedöms bli kort.

3.3.3.2.3 Grad av påverkan

Sedimentspridningen och sedimentationen väntas påverka ett stort område, men är samtidigt begränsat till kortare perioder under en längre tid. Då många av bottenfauna-arterna som lever i parkområdet är anpassade att klara övertäckning blir påverkan relativt begränsad. Eftersom hotade arter saknas blir påverkansgraden försumbar.

3.3.3.2.4 Säkerhet i bedömningen

Återigen ger studier och sammanställningar av effekter av muddring och dumpning ett bra underlag, men då litteraturen anger stor spridning vad gäller återkoloniseringstid samt då den andra anläggningsfasen kan medföra en viss, om än liten, påverkan på eventuell återkolonisering, blir säkerheten i bedömningen 2, Tabell 3.14.

Tabell 3.14. Bedömning bottenfauna, suspenderat material och sedimentation.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Suspenderat material och sedimentation	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.3.3 Reveffekt

Direkt positiv påverkan genom så kallad reveffekt, det vill säga introduktion av nytt hårt substrat som ger förutsättning för etablering av fastsittande organismer, förväntas inte i någon större utsträckning för bottenfaunan i undersökta områden. De arter som skulle kunna dra fördel av dessa nya konstruktioner förekommer inte i denna del av Bottenhavet på grund av den låga salthalten (Kautsky & Kautsky 2000). Eventuellt kan viss indirekt positiv effekt uppstå om alger får fäste på fundamenten vilket erbjuder nya habitat för bland annat vitmärta.

3.3.3.3.1 Rumslig omfattning

Reveffekten utgörs av de introducerade fundamenten och omfattar således en mycket liten andel av parkområdet och bedöms därför vara begränsad.

3.3.3.3.2 Tidsmässig omfattning

De introducerade hårda substraten kvarstår under hela drifttiden tills avveckling sker och den tidsmässiga omfattningen bedöms bli lång.

3.3.3.3.3 Grad av påverkan

Då inga eller mycket små effekter förväntas på bottenfaunan bedöms graden av påverkan bli försumbar.

3.3.3.3.4 Säkerhet i bedömningen

Visserligen finns studier kring reveffekter på bottenfauna, men dessa är utförda i områden med högre diversitet och där arter som lever på hårda substrat existerar. Säkerheten bedöms därför till 4, Tabell 3.15.

Tabell 3.15. Bedömning bottenfauna, reveffekt.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Reveffekt	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
4.	Litteratur saknas om det relevanta sambandet och bedömningen baseras på expertbedömning av studier utan direkt koppling till sambandet. Därav förekommer osäkerhet i bedömningen.

3.3.3.4 Miljögifter

Då sedimentet rörs upp och sprids, sprids även de eventuella miljögifter som finns i sedimentet. Miljögifter har visat sig påverka många bottenlevande organismer (Long m.fl. 1995; Landrum m.fl. 2003; Martins m.fl. 2013; Löf m.fl. 2016), men en övervägande del av utförda studier fokuserar på kräftdjur. Kräftdjur uppfyller en kritisk roll då de syresätter bottensedimentet genom bioturbation och utgör en viktig födokälla för många fiskarter, men har även, åtminstone i tidiga utvecklingsstadiet, visat sig vara mycket känsliga för miljögifter. Vitmärla (*Monoporeia affinis*) är ett av de kräftdjur som återfinns i det aktuella projektområdet och är samtidigt en av de arter som studerats mest med avseende på miljögifter. Bland annat har utsläpp från massfabriker visat sig medföra en signifikant högre andel missformade embryon hos vitmärla (Sundelin & Eriksson 1998; Wiklund m.fl. 2005). Även förhöjda halter av tungmetaller såsom kadmium och bly har påvisats resultera i en högre andel missformade embryon (Sundelin 1983; Sundelin m.fl. 2008; Löf m.fl. 2016). Utöver detta har koncentrationen av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) visat sig påverka såväl abundansen av vitmärla (Raymond m.fl. 2021) som andelen honor med döda- eller membranskadade embryon samt andel embryon där utvecklingen upphört (Löf m.fl. 2016).

3.3.3.4.1 Rumslig omfattning

Då miljögifterna finns i sedimentet blir spridningen densamma. Maximal utbredning sker således under första anläggningsfasen och kan då nå så långt som 38 km söderut och 24 km sydväst. Den rumsliga omfattningen blir således omfattande.

3.3.3.4.2 Tidsmässig omfattning

En stor del av miljögifterna är bundna till organiska partiklar i sedimentet och följer därför samma mönster. Som längst tar det upp till 15 dygn för det organiskt bundna miljögiftet att åter lägga sig på botten. Den tidsmässiga omfattningen bedöms därför bli kort.

3.3.3.4.3 Grad av påverkan

Miljögifterna väntas påverka ett stort område, men påverkan begränsas samtidigt till en kort period. Dessutom var, vid analys av sediment från projektområdet, halterna under rapporteringsgräns eller mycket låga för alla undersökta miljögifter utom arsenik som i två prov klassades till *Moderat* vilket riskerar orsaka kroniska effekter vid långtidsexponering. Eftersom halterna av miljögifter är så låga i projektområdet är det egentligen enbart arsenik som skulle kunna medföra en negativ påverkan för

bottenfaunan. Då påverkan som längst beräknas till 15 dygn och hotade arter saknas bedöms graden av påverkan som försumbar.

3.3.3.4.4 Säkerhet i bedömningen

Effekter på bottenfaunan från vissa miljögifter är väl utredda medan studier om andra miljögifter saknas varför säkerheten i bedömningen blir 3, Tabell 3.16.

Tabell 3.16. Bedömning bottenfauna, miljögifter.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Miljögifter	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.3.5 Undervattensljud

Undervattensljud främst under konstruktionsfasen, men till viss del även under drift, tycks ha negativ effekt på fisk och däggdjur, men för bottenfauna saknas entydiga resultat. Moriyasu m.fl. (2004) rapporterade en viss effekt på ostron och blåmusslor till följd av undervattensexpllosioner vid seismologiska undersökningar. Även påverkan från seismologiska luftpistoler visade sig medföra negativa effekter då både överlevnad och beteende hos kammusslan *Pecten fumatus* försämrades (Day m.fl. 2017). Känslighet för påverkan mer i linje med driftsljud har påvisats i en studie på sandräka (*Crangon crangon*) (Heinisch & Wiese 1987), medan Wikström och Granmo (2008) inte detekterade några betydande effekter på slätbukig trådormstjärna (*Amphiura filiformis*), sandräka och limfjordmussla (*Abra nitida*).

Pålningssljud

3.3.3.5.1 Rumslig omfattning

Förutsatt att föreslagna ljuddämpande åtgärder tillämpas, förväntas pålningen påverka sill upp till 88 km och säl mindre än 100 m från ljudkällan. Det är oklart hur jämförbara dessa ljudnivåer är med de beskrivna av Moriyasu m.fl. (2004) samt Day m.fl. (2017). Således går det inte uttala sig om den rumsliga omfattningen på bottenfaunan.

3.3.3.5.2 Tidsmässig omfattning

Pålningen sker enbart under anläggningsfasen varför den tidsmässiga omfattningen bedöms bli kort.

3.3.3.5.3 Grad av påverkan

De påvisade effekterna i studier är till följd av kraftigare ljud och tryckvågor än vad som uppstår vid pålning. Den i det aktuella fallet mindre påverkansgraden kopplad med den rapporterade, relativt lindriga, negativa påverkan på bottenfaunan bedöms ge en försumbar påverkansgrad.

3.3.3.5.4 Säkerhet i bedömningen

Då befintlig litteratur inte är helt tillämpbar får säkerheten i bedömningarna ses vara relativt osäkra och klassas till en 4, Tabell 3.17.

Tabell 3.17. Bedömning bottenfauna, pålningsljud.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Pålningsljud	
	RUMSLIG OMFATTNING
	-
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
4.	Litteratur saknas om det relevanta sambandet och bedömningen baseras på expertbedömning av studier utan direkt koppling till sambandet. Därav förekommer osäkerhet i bedömningen.

Driftsljud

3.3.3.5.5 Rumslig omfattning

Driftljudet väntas påverka sill upp till 20 m från ljudkällan medan säl endast påverkas inom de närmaste metrarna. Uppgifter saknas för bottenfauna, men är troligtvis inom samma spann. Den rumsliga omfattningen bedöms därför bli begränsad.

3.3.3.5.6 Tidsmässig omfattning

Driftljudet kommer att fortgå under vindkraftsparkens drifttid och försvinner först vid avveckling, den tidsmässiga omfattningen blir således lång.

3.3.3.5.7 Grad av påverkan

Baserat på tillgänglig litteratur bedöms graden av påverkan bli försumbar.

3.3.3.5.8 Säkerhet i bedömningen

Då det inte finns särdeles många studier fokuserade på effekter av ljud på bottenfauna och resultaten varierar något, blir säkerheten i bedömningen 3, Tabell 3.18.

Tabell 3.18. Bedömning bottenfauna, driftsljud.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Driftsljud	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.3.6 Elektriska och magnetiska fält

Elektriska fält

Påverkan på bottenfaunan från magnetiska fält eller elektromagnetiska fält är relativt väl studerat, men det verkar saknas litteratur där effekter av elektriska fält undersökts.

Magnetiska fält

Ryggradslösa organismer som lever på botten och är relativt orörliga hör till de organismer som är troligast att påverkas av elektromagnetiska fält.

Studier inriktade mot effekter av elektromagnetiska fält på bottenfaunan har uppvisat varierande resultat, men av de arter som återfunnits i projektområdet har ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) inte uppvisat några effekter av påverkan från magnetfält (Bochert & Zettler 2004). Inte heller blåmussla (*Mytilus edulis*) har visats påverkas av magnetiska fält (Bochert & Zettler 2004) medan skev hjärtmussla (*Cerastoderma glaucum*) och östersjömussla (*Macoma balthica*) påverkades signifikant vid 6,4 mT respektive 1 mT (Jakubowska-Lehrmann m.fl. 2022; Stankevičiūtė m.fl. 2019). Störst och tydligast effekt har identifierats på tidiga utvecklingsstadiet hos bland annat östersjömusslan som finns i det aktuella området. Det bör dock påpekas att de i studierna undersökta fälten varierar mycket i utformning och styrka varför alla resultat inte nödvändigtvis är relevanta i sammanhanget, till exempel utsattes skev hjärtmussla för magnetfält på 6,4 mT medan magnetfältet i Vindpark Sylen beräknats ska ligga på som mest omkring 40 µT (Personlig kommunikation, J. Hammar 19 december 2023).), det vill säga omkring 160 gånger lägre än i studien på skev hjärtmussla.

Utöver dessa har studier på vuxna krabbor och humrar visat på viss påverkan i form av undvikande av magnetfält på omkring 350 µT (Ernst & Lohmann 2018) eller en dragning till magnetfält med en styrka på 51,6–65,3 µT (Hutchison m.fl. 2020) medan en annan studie visar på utebliven påverkan i magnetfält på 46,2–80,0 µT (Love m.fl. 2015). En tydligare påverkan i form av minskad storlek, sämre förmåga att simma samt fler deformationer har däremot identifierats vid studier av de tidiga utvecklingsstadierna hos dessa organismer när det elektromagnetiska fältets styrka låg på 2,8 mT (Scott m.fl. 2018; Harsanyi m.fl. 2022). Dock förekommer inte dessa arter inom projektområdet och dessutom har samtliga studier där organismerna uppvisar en negativ effekt använt magnetiska- eller elektromagnetiska fält som är betydligt starkare än de som beräknats för Vindpark Sylen.

Hästräka (*Crangon crangon*), vitfingrad brackvattenskrabba (*Rhithropanopeus harrisi*) och vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) uppvisade inga effekter av påverkan från magnetfält på omkring 3,7 mT

(Bochert & Zettler 2004) medan endast en marginell påverkan identifierades på bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*) vid 1 mT (Jakubowska m.fl. 2019).

3.3.3.6.1 Rumslig omfattning

Det elektromagnetiska fältet alstras runt intern- och exportkablar när elektricitet transporteras genom dessa, men det avtar snabbt i styrka med ökat avstånd från kablarna varför endast bottenarealerna i närområdet kring kablarna påverkas (Snyder m.fl. 2019). Den rumsliga omfattningen bedöms bli begränsad.

3.3.3.6.2 Tidsmässig omfattning

Det elektromagnetiska fältet kommer att påverka under hela vindkraftsparkens drifttid och försvinner först vid avveckling, den tidsmässiga omfattningen bedöms således bli lång.

3.3.3.6.3 Grad av påverkan

Studier på de, för det aktuella projektområdet, relevanta arter har påvisat negativa effekter på vissa, men inte på andra. Störst negativ effekt uppvisade tidiga utvecklingsstadier hos östersjömussla, men de magnetiska- eller elektromagnetiska fälten i dessa studier var 25 gånger starkare än vad som beräknas för det aktuella parkområdet. Detta kopplat till att påverkan blir begränsad till området närmast kablarna bedöms påverkansgraden till försumbar.

3.3.3.6.4 Säkerhet i bedömningen

Påverkan på bottenfaunan från elektromagnetiska fält finns det tillräckligt många studier kring för att ge en god grund för en vetenskaplig bedömning. Säkerheten i bedömningen bedöms vara 1, Tabell 3.19.

Tabell 3.19. Bedömning bottenfauna, elektriska och magnetiska fält.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Elektriska och magnetiska fält	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
1.	Litteraturen ger god grund för en vetenskaplig grundad bedömning

3.3.3.7 Samlad bedömning för bottenfauna

För bottenfaunan blir den samlade bedömningen en försumbar påverkan då taxa inom parkområdet uppvisar hög tolerans samt är vanligt förekommande längs en stor del av Sveriges kust. Negativa effekter från påverkansfaktorerna väntas således inte på populationsnivå, Tabell 3.20.

Tabell 3.20. Samlad bedömning bottenfauna.

BEDÖMNING BOTTENFAUNA Samlad bedömning	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
3.	Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.4 Bottenvegetation

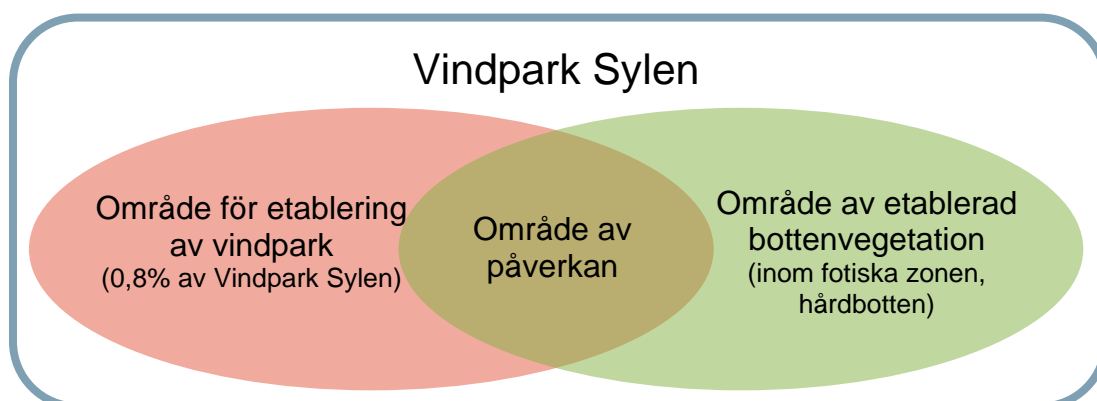
Bottenvegetation avser i detta kapitel främst bottenlevande makroalger. Studier på bottenlevande kärlväxter anses dock fortfarande applicerbara till en viss grad för de eventuella effekterna som etableringen av Vindpark Sylen kan ha på makroalgerna i fråga. Observationerna av makroalger inom Vindpark Sylen har primärt bestått av fintrådiga påväxtalger (2.2.5.2 Biota) vars arttillhörighet vidare ej kunnat fastställas på grund av deras taxonomiska komplexitet. Vidare har dock fynd av makroalger observerats i närheten av projektområdet sedan tidigare, och då primärt i form av brun- och rödalger. De mest framträdande arterna som observerats var ishavstofs (*Battersia arctica*) rödris (*Rhodomela confervoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och trådslick/brunslick (*Pylaiella sp./Ectocarpus sp.*) (Naturvårdsverket 2010). Samtliga dessa arter växer som påväxt på hårdare substrat som sten och block.

Grad av ljuskänslighet bland bottenvegetation kan variera ifrån art till art, där akvatiska kärlväxter kan vara mycket ljuskänsliga och behöver ett högt ljusinsläpp genom vattenkolumnen för att kunna etablera sig, vilket leder till att de till största del återfinns vid grundare djup (Sundberg 2020; Davison & Hughes. 1998). Den bottenvegetationen som har återfunnits inom Vindpark Sylen har dock enbart bestått av brun- och rödalger vilka är betydligt tåligare beträffande ett lågt ljusgenomsläpp, något som exempelvis kan ses på brunalgen ishavstofs som har observerats ner till 27 meters djup (Hav- och Vattenmyndigheten 2022).

Trots att vissa arter kan ha en högre tolerans så är all bottenvegetation begränsad av den fotiska zonen, det vill säga det maximala djupet där tillräckligt med ljus finns för att fotosyntetisering ska kunna ske. I samband med att videokartering utfördes för Vindpark Sylen så noterades inte någon fotosyntetiserande bottenvegetation djupare än på 22,5 m djup, vilket tyder på att den fotiska zonen sträcker sig ned till detta djup. Även Naturvårdsverket (2010) visade vid en studie från området att den fotiska zonen sträcker sig ner till cirka 20 m djup. En stor del av Vindpark Sylen är djupare än så vilket, i kombination med krav på hårdbotten, gör det relativt osannolikt att större populationer av bottenvegetation förekommer inom parkområdet. Primärt förekommer därför endast sporadiska populationer med bottenvegetation, och då inom grundare områden av vindkraftsparken. Tidigare har det noterats att det primärt är bottenvegetation inom grundare områden som påverkats negativt av etableringen av vindkraftsparker, och då främst i samband med landanslutningsområden (Bergström m.fl. 2022; Gubbay 2003).

Uppskattningsvis kommer dock endast 0,8% av den totala bottenarean av Vindpark Sylen tas i anspråk i samband med en eventuell etableringen av vindkraftsparken. Då det är en relativt liten del av bottenytan som är inom den fotiska zonen (medeldjup för parkområdet uppskattas till 35,3 m) och som

består av hårbotten, så är det ett mycket litet område där etableringen kommer påverka bottenvegetationen (Figur 3.3).



Figur 3.3 Venn diagram illustrerande det teoretiska området av påverkan för bottenvegetation från etableringen av vindparken

Svea Vind har som ambition att påbörja etableringen av Vindpark Sylen år 2030 och driftsättning ska ske under år 2033, det vill säga tre år senare. Vindkraftsparken kommer sedan vara i drift från 2033 till 2063, då den planeras att avvecklas.

3.3.4.1 Habitatförändring

Förändringar eller rubbningar av habitat kan påverka bottenvegetationen då det funktionella habitatet förändras till en sådan grad att det inte längre är lämpligt för den redan etablerade bottenvegetationen. Exempel på detta är förändring av substrattyp, där en sten- och blockbotten täcks med finkornigt sediment från muddring eller andra förändringar av botten, och därmed gör habitatet olämpligt för den tidigare etablerade vegetationen. Detta kan även ha en skuggande/kvävande effekt, vilket kommer beröras i kapitel 3.3.4.2 Suspenderat material och sedimentation.

I Wilhelmsson och Malms studie (2008) noterades en minskad abundans och diversitet i direkt anslutning till vindkraftverk som en följd av habitatförändring. Den vegetation som var etablerad på, och närmast vindkraftverken uppvisade ett lägre artantal samt lägre biomassa än den vegetation som återfanns både 20 meter bort samt inom ett referensområde. Denna vindkraftspark är dock anlagd på betydligt grundare djup (medeldjup cirka 20 m) och med ett bottenstrat som dominerades av mjukbotten medan djupet vid Vindpark Sylen är betydligt större och domineras av hårbotten. Troligen är Wilhelmsson och Malms studie ett resultat av ett skifte i bottenmiljö, där ett mjukbottenmiljö har övergått till ett hårbotten miljö i form av erosionskydd, vilket kan ge både en lägre diversitet samt abundans i samband med skiftet. Vidare har även studier visat att grundare parker med stora mängder sandbotten tenderar till att ha lägre biodiversitet som en följd av en "slipande" effekt av sand i samband med kraftig vågrörelse (Energi E2 2005).

Reveffekter, det vill säga etableringen av artificiella hårdstrukturer som agerar som artificiella rev för bentiska samhällen, kan även ses som habitatförändringar, vilket berörs i kapitel 3.3.4.3 Reveffekt.

3.3.4.1.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Habitatförändringen under anläggningsfasen kommer i huvudsak att begränsas till området för Vindpark Sylen, då den huvudsakliga habitatförändringen för bottenvegetation kommer att vara tillkomst av fundamenten samt kablar för intern och extern kraftöverföring (Söker 2000). Vidare, som tidigare konstaterat så rör sig det faktiska området som kommer tas i anspråk (och därmed utsätts för habitatförändring) om uppskattningsvis 0,8% av vindkraftsparkområdets totala bottenyta och till största del på djupare områden än vad den fotiska zonen når till (cirka 20 m).

Baserat på ovanstående bedöms den rumsliga påverkan av bottenvegetation beträffande habitatförändring vara begränsad under anläggningsfasen.

Driftsfas

Habitatförändringen under driftsfasen kommer, precis som i anläggningsfasen, primärt att begränsas till parkområdet för Vindpark Sylen. Vidare är det inte osannolikt att området för habitatförändringen till och med blir något mindre då det uppskattade påverkade området för kablarna under anläggningsfasen uppskattas till cirka 15 m bredd, medan det av kablarna påverkade området under driftsfas endast uppskattas till cirka 3 m bredd. Således uppkommer en mindre habitatförändring under driftsfasen. Under driftsfasen bedöms den rumsliga påverkan av habitat för bottenvegetation som begränsad.

3.3.4.1.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Habitatförändringen under anläggningsfasen kommer stegvis att öka genom processen, allt eftersom fundamenten och kablarna till kraftverken blir installerade inom parkområdet. Tidsomfattning bedöms bli kort, och endast aktuell under den faktiska byggnadsprocessen.

Driftsfas

Habitatförändringen under driftsfasen kommer förbli konsekvent och begränsas till fundamenten och erosionsskydd samt kablarna för kraftöverföring, allt inom Vindpark Sylen. Tidsomfattning bedöms bli lång, då den omfattar vindkraftsparkens hela livslängd. Det bör dock tilläggas att den största effekten av habitatförändringen kommer ske i samband med anläggningsfasen, medan habitatet sakta kommer att röra sig mot ett så kallat "steady state" under driftsfasen. Därför bedöms den tidsmässiga påverkan beträffande habitatförändring som kort.

3.3.4.1.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Grad av påverkan av habitatförändring för bottenvegetationen under anläggningsfasen kommer att vara hög men lokal, vilket som helhet bedöms till försumbar påverkan.

Driftsfas

Grad av påverkan av habitatförändring för bottenvegetationen under driftsfasen kommer att vara, precis som i anläggningsfasen hög men lokal, vilket som helhet bedöms som försumbar påverkan. Dock, då parkområdet kommer förbli relativt oförändrat under driftsfasen så kommer det inte tillkomma någon ytterligare habitatförändringar efter avslutad anläggningsfas, vilket kommer att göra det möjligt för bottenvegetationen att etablera sig i det nya tillkomna habitatet.

3.3.4.1.4 Säkerhet i bedömningen

Effekterna av förändringar i habitat på bottenvegetation är sedan tidigare studerade, dock i begränsad utsträckning kopplat till vindkraftsparkar. En stor del av litteraturen rörande habitatförändringar fokuserar på grundare sandbottnar där sedan hårbotten (i form av fundament) har tillförts, vilket primärt inte är scenariot för Vindpark Sylen.

En möjlig anledning till den bristande litteraturen rörande situationen för Vindpark Sylen kan vara att det rör sig om tillförsel av hårbottenssubstrat till ett habitat redan dominerat av hårbottenssubstrat, för vilka effekterna troligen är relativt milda, om ens förekommande. Således anses den litteratur som finns tillgänglig rörande habitatförändringar vara tillräcklig för att fastslå påverkansgrad (Tabell 3.21).

Tabell 3.21. Bedömning av påverkan på bottenvegetation av habitatförändring inom Vindpark Sylen.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION Habitatförändring	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
2.	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.4.2 Suspenderat material och sedimentation

Förändring av habitat kan även innebära en ökning av suspenderat material i vattenkolumnen vilket leder till minskat ljusgenomsläpp och en förändring av den fotiska zonen (Gubbay 2003). I samband med bottenarbete genom till exempel muddring eller dylik verksamhet så frigörs partiklar till vattenkolumnen som sedan sprider sig med vattnets rörelse (NIRAS 2023). Fria partiklar i vattnet minskar vattnets ljusgenomtränglighet då de har en "skuggande effekt" och minskar därmed den fotiska zonen för den etablerade vegetationen (Söker 2000).

De suspenderade partiklarna från verksamheten kommer successivt att sedimentera, det vill säga de sjunker åter ner till botten och lägger sig över det befintliga substratet och den etablerade biotan. Utöver den direkt skuggande effekten detta har så ändrar det även habitatets egenskaper samt att det material som sedimenteras kan ha en kvävande effekt då biota övertäcks (Söker 2000).

Baserat på modellering så uppskattas spridningen av det suspenderade materialet till 43 000 respektive 39 000 ha per säsong (Vindpark Sylen utgör 52 400 ha som referens). Enligt modellen kommer den primära spridningen av det suspenderade materialet (>10mm/l) ske inom eller i direkt anslutning till Vindpark Sylen, medan sedimentationen med mindre mäktighet (>0,01 mm) från verksamheten kommer ha en betydligt större utbredning, med en spridning söderut upp till 38 km och mot sydväst upp till 24 km.

Tidsaspekten för dessa effekter är begränsad till under den tid anläggningsarbetet pågår, samt cirka 15 dagar efter avslutad aktivitet enligt modellen, vilket förmildrar omständigheterna (NIRAS 2023). Studier har visat att bottenvegetation under perioder kan tolerera ett minskat ljusgenomsläpp utan att några signifikanta effekter på populationen har noterats i efterhand (Toxicon 2006; Stępień m.fl. 2019). Vidare

studier har visat på en naturlig grumling av havsbotten kan nå upp till 20 mg/liter under stormiga förhållanden (Valeur & Jensen 2001), medan den uppskattade mängden suspenderat material i samband med etableringen av Vindpark Sylen är cirka 10 mg/liter, vilket talar för relativt låg påverkan vid jämförelse med naturligt förekommande nivåer.

I en studie av Stępień m.fl. (2019) noterades en minskning i artantal första året efter muddring, men en återhämtning till likvärdiga artantal som innan muddring vid andra året efter den utförda muddringen. Artsammansättningen hade dock förändrats något efter muddringen, troligen som en följd av det förändrade habitatet. Det noterades även en etablering av invasiva arter vilket teoretiserades vara en följd av att nya, ej ockuperade nischer hade uppstått i habitatet i samband med muddringen. I Sverige har vi dock idag inga invasiva arter inom bottenvegetation, varmed risken för detta är låg.

Även om effekterna av en tillfällig suspendering av material och sedimentering är relativt skonsamma så har strömningsförhållanden (exempelvis i samband med storm) diskuterats kunna reducera påverkan av sedimentation, i synnerhet kring hårbotten, och därmed minska effekterna på bottenvegetation (Eriksson & Johansson 2003; Energi E2 2005).

3.3.4.2.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Den rumsliga omfattningen kommer vara relativt omfattande, där spridningen av suspenderat material uppskattningsvis kommer sträcka sig utanför projektområdet, medan sedimenterat material kommer ha en betydligt mindre utsträckning och primärt vara i nära anslutning till det faktiska arbetet inom parkområdet Vindpark Sylen.

Det bör dock understrykas att den sedimentationen med störst spridning även kommer vara av storleksordningen (0,01–1,0 mm) enligt modellering, medan den kraftigare pålagringen (>1,0mm) kommer förbli lokal till Vindpark Sylen samt de externa kablarna.

Driftsfas

Under driftsfasen bedöms den rumsliga utbredningen av suspenderat material och sedimentation vara begränsad då det inte finns någon planerad verksamhet som skulle kunna orsaka suspendering eller sedimentering av material.

3.3.4.2.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Den primära påverkan av suspenderat material och sedimentation på bottenvegetationen kommer att ske under anläggningsfasen, och då i huvudsak under perioden då muddring eller dylik bottenrelaterad verksamhet pågår då det är då frigörandet av sediment till vattenkolumnen kommer ske. Modelleringen uppskattade även att suspenderingen av material samt sedimenteringen kommer fortgå i cirka 15 dagar efter avslutad aktivitet. Den tidsmässiga omfattningen bedöms som kort.

Driftsfas

Under driftsfasen bedöms den tidsmässiga påverkan av suspenderat material och sedimentation vara försumbar då det inte finns någon planerad verksamhet som skulle kunna orsaka suspendering av material eller sedimentering under denna fas.

Effekter på bottenvegetationen av suspenderat material och sedimentation från anläggningsfasen kan dock ses år efter att påverkan har skett, vilket kan leda till att man under driftsfasen kan se förändringar i bottenvegetation som härstammar från anläggningsfasen (Energi E2 2005).

3.3.4.2.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Grad av påverkan av suspenderat material och sedimentation på bottenvegetationen kommer under anläggningsfasen vara låg, och kommer troligen vara den primära påverkan som kan ses på bottenvegetationen från etableringen av Vindpark Sylen som helhet.

Driftsfas

Grad av påverkan av suspenderat material och sedimentation på bottenvegetationen kommer under driftsfasen vara försumbar då det inte finns någon planerad verksamhet som skulle kunna orsaka suspendering av material eller sedimentering under denna fas.

3.3.4.2.4 Säkerhet i bedömningen

Effekterna av suspenderat material och sedimentation på bottenvegetation är väl studerat och återfinns i litteratur sedan tidigare. Litteraturen diskuterar primärt effekterna av sedimentation, då effekterna av suspenderat material generellt faller in under kategorin av skuggande effekter på bottenvegetation.

Utöver den andel av litteraturen som täcker effekterna i samband med etablering av vindkraftsparker så finns en stor mängd av litteraturen som täcker effekterna av muddring på bottenvegetation, vilket är i högsta grad applicerbart för etableringen av Vindpark Sylen.

Således anses den litteraturen som finns tillgänglig rörande suspenderat material och sedimentation vara tillräcklig för att fastslå påverkansgrad (Tabell 3.22).

Tabell 3.22. Bedömning av påverkan på bottenvegetation av suspenderat material och sedimentation inom Vindpark Sylen.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION Suspenderat material och sedimentation	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Omfattande: Effekter även utanför vindkraftsparken.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Låg: Negativa effekter på beteende eller fysiologi som är övergående, död av enstaka individer av ej hotade arter men har sannolikt inte negativ effekt på populationens utveckling.
2.	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.4.3 Reveffekt

Reveffekten har primärt noterats ha en positiv inverkan på bottenvegetation. Området av hårt substrat (fundamenten samt vindkraftverken i detta fall) inom den fotiska zonen ökar i och med etableringen av vindkraftsparken. Således ökar även mängden lämpligt habitat för bottenvegetation att etablera sig på, något som både kan leda till ökad diversitet och abundans (Leonhard m.fl. 2006; Bergström m.fl. 2022).

Det har dock noterats att i samband med etablering av vindkraftsparker i redan diversa och abundanta habitat så har reveffekt inte ökat diversiteten i området (Wilhelmsson & Malm 2008).

För Vindpark Sylen är detta dock inte fallet då projektområdet redan har en relativt låg abundans och en liten area för etablering av bottenvegetation. Reveffekten av etableringen av Vindpark Sylen förmodas därför primärt ha en positiv inverkan på bottenvegetationen.

En annan undersökning har även visat att erosion på fundamenten av sand och liknande partiklar i samband med kraftig sjö har orsakat mekanisk skada på den etablerade bottenvegetationen till en sådan grad att reveffekten har varit försumbar (Leonhard m.fl. 2006). Det diskuteras dock vara ett resultat av det mindre djupet för vindkraftsparken i undersökningen (medel 20 m), samt att det dominerade bottensubstratet har varit sand, vilket inte är fallet för Vindpark Sylen som är betydligt djupare, samt domineras av hårdbotten vid de grundare partierna.

3.3.4.3.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Reveffekten under anläggningsfasen kommer att begränsas till parkområdet för Vindpark Sylen, då reveffekten kommer utgöras av tillkomsten av vindkraftverken. Reveffekten kommer successivt öka i takt med att fler vindkraftverk byggs.

Till skillnad från habitatförändringen så kommer dock reveffekten kunna ses vid samtliga vindkraftverk, även de som etableras vid djupare områden, eftersom vindkraftverken där kommer skapa artificiella rev inom den fotiska zonen där det tidigare inte funnits några lämpliga habitat för bottenvegetation som en följd av det rådande djupet.

Baserat på detta kommer reveffektens utbredningen under anläggningsfasen uppstå inom hela Vindpark Sylen och bedöms som begränsad.

Driftsfas

Den rumsliga utbredningen av reveffekten under driftsfasen kommer förbli vid vindkraftverken Inom Vindpark Sylen och bedöms som begränsad.

3.3.4.3.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Reveffekten under anläggningsfasen kommer succesivt öka i takt med att varje vindkraftverk har byggts. Dock kan resultatet av effekten dröja då viss bottenvegetation har en säsongsbaserad förökning, varvid det kan dröja upp till ett år innan arter fått möjlighet att etablera sig på de nya artificiella reven. Den tidsmässiga omfattningen bedöms som kort.

Driftsfas

Reveffekten förekommer under hela driftsfasen så länge vindkraftverken blir stående. Den tidsmässiga omfattningen bedöms som lång.

3.3.4.3.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Graden av påverkan från reveffekten under anläggningsfasen kommer succesivt öka i takt med att varje vindkraftverk har byggts, och bedöms vara positiv.

Driftsfas

Grad av påverkan från reveffekten under driftsfasen kommer att finnas under hela perioden, så länge vindkraftverken blir stående och bedöms vara positiv.

Det har i viss litteratur diskuterats om en ökad risk för etablering av invasiva arter när stora, ej ockuperade habitat introduceras i ett annars redan etablerat ekosystem, men då det idag ej finns någon invasiv bottenvegetation kring Bottenhavet så är denna risk försumbar.

3.3.4.3.4 Säkerhet i bedömningen

Reveffekten på bottenvegetation är väl studerad och beskrivs i litteraturen. Resultaten från litteraturen visar initialt en positiv effekt av reveffekten på bottenvegetation, där de artificiella reven givit en ökad abundans och diversitet. Det finns dock en viss splittring i litteraturen, där det har diskuterats i flera studier att reveffekten eventuellt inte är lika kraftig som man tidigare trott. Det har även teoretiserats att reveffekten skulle kunna öka risken för introduktion av invasiva arter.

Trots en viss splittring i diskussionen för reveffekten så anses litteraturen visa på en överhängande positiv effekt och således anses litteraturen vara tillräcklig för att fastslå påverkansgrad (Tabell 3.23).

Tabell 3.23. Bedömning av påverkan på bottenvegetation av reveffekt inom Vindpark Sylen.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION	
Reveffekt	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Positiv: Bidrar till gynnsamma förhållanden för biota.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
2.	Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.4.4 Skuggning

Negativa effekter av skuggning på bottenvegetation är väl etablerat sedan tidigare då den fotiska zonen försvinner inom området för skuggning, och således förhindrar fotosyntetisering för den redan etablerade vegetationen (Söker 2000; Gubbay 2003; Luhtala m.fl. 2016; Wang m.fl. 2023). Utöver en minskad abundans och diversitet så har även en minskning i produktion setts till följd av skuggning (Iannuzzi m.fl. 1996). Vidare har modeller visat på att i samband med en minskning av den fotiska zonen

kunde exempelvis en minskning av tillgängligt habitat för bottenvegetation inom bottniska havet som en följd av beskuggning orsakad av sedimentation noteras (Lappalainen m.fl. 2019).

För Vindpark Sylen är området som kan påverkas av skuggning dock förhållandevis liten, då området för bottenvegetation redan är litet med liten bottenarea inom den fotiska zonen. Vidare, i och med solens rörelse så är skuggningen aldrig stationär utan flyttas under dagens gång, således är det endast perioder av dagen bottenvegetationen är beskuggad.

3.3.4.4.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Skuggningens påverkan på bottenvegetationen under anläggningsfasen kommer vara mycket begränsad, men successivt öka allteftersom fler vindkraftverk blir monterade. Den rumsliga påverkan under anläggningsfasen bedöms bli liten.

Driftsfas

Skuggningens påverkan på bottenvegetationen under driftsfasen kommer vara begränsad till områden inom den fotiska zonen där bottenvegetationen skuggas av vindkraftverken. Den rumsliga påverkan under driftsfasen bedöms bli liten.

3.3.4.4.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Skuggningens påverkan på bottenvegetationen under anläggningsfasen kommer fortgå och öka allt eftersom vindkraftverken etableras. Som nämnts ovan så kommer även skuggningen förflyttas under dagen, vilket resulterar i att den eventuellt skuggade bottenvegetationen endast blir påverkad under en del av dagen. Vidare kommer även vädret bidra till naturlig skuggning i form av moln.

Driftsfas

Skuggningens påverkan på bottenvegetationen under driftsfasen kommer fortgå så länge vindkraftverken är etablerade. Som nämnt ovan så kommer även skuggningen förflyttas under dagen, vilket resulterar i att den eventuellt skuggade bottenvegetationen endast bli påverkad under en del av dagen. Den tidsmässiga omfattningen bedöms till lång.

3.3.4.4.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Grad av påverkan från skuggning på bottenvegetationen under anläggningsfasen bedöms som försumbar, då påverkan successivt kommer öka. Påverkan omfattar endast områden inom den fotiska zonen mellan vindkraftverken samt att beskuggningen endast omfattar delar av dagen för respektive beskuggat område.

Driftsfas

Grad av påverkan från skuggning på bottenvegetationen under driftsfasen bedöms som försumbar. Påverkan omfattar endast områden inom den fotiska zonen mellan vindkraftverken samt att beskuggningen endast omfattar delar av dagen för respektive beskuggat område.

3.3.4.4.4 Säkerhet i bedömningen

Effekterna av skuggning på bottenvegetation är väl studerade och beskrivs i litteratur sedan tidigare. Att skuggning, det vill säga reducerat ljus, har negativa effekter på fotosyntetiserande organismer anses vara ett fundamentalt faktum. Det innebär att majoriteten av studierna som berör skuggningens effekter på bottenvegetation primärt diskuterar effekterna på vegetationen från suspenderat material och sedimentation.

Litteratur rörande effekterna av vindkraftverks skuggning på bottenvegetation berörs i ett handfull rapporter, där inga direkta effekter kunde fastslås.

Den litteraturen som finns tillgänglig rörande effekterna av skuggning anses vara tillräcklig för att fastslå påverkansgrad (Tabell 3.24).

Tabell 3.24. Bedömning av påverkan på bottenvegetation av skuggning inom Vindpark Sylen.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION Skuggning	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Lång: Finns kvar så länge som driftsfasen pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN
1.	Litteraturen ger god grund för en vetenskapligt grundad bedömning.

3.3.4.5 Miljögifter

I samband med omrörelse och suspendering av bottenmaterial i vattenkolumnen kan bottenvegetation utsättas för eventuella miljögifter bundna till det suspenderade sedimentet (Söker 2000; Sternbeck m.fl. 2008). Utöver eventuell direkt påverkan av bottenvegetationen från miljögifterna så introduceras även gifterna till näringsväven, exempelvis när herbivorer betar av bottenvegetationen (Mohan & Hosetti 1998).

Beträffande Vindpark Sylen så är det under byggnadsprocessen det primärt är risk för att bottenvegetationen kommer utsättas för miljögifter då det i sådana fall skulle ske i samband med suspenderingen av bottenmaterial och sedan en sedimentering på vegetationen. Dock, baserat på de kemiska undersökningarna av sedimenten från Vindpark Sylen så sågs inga signifikant förhöjda halter av miljögifter som kan komma att absorberas av bottenvegetationen (Kapitel 2.2.1).

Vidare så är de mest utsatta områdena för upptag av miljögifter ackumulationsbottnar, vid vilka ingen bottenvegetation återfanns vid inom Vindpark Sylen. Som diskuterats i Kapitel 3.3.4.2 så blir det sedimenterade materialet troligen inte heller långvarigt på bottenvegetationen då vattenrörelse för bort det finkorniga sedimentet till ackumulationsbottnar istället, och därmed blir fönstret för upptag av miljögifter i bottenvegetation mycket kort.

3.3.4.5.1 Rumslig omfattning

Anläggningsfas

Den rumsliga omfattningen av miljögifternas påverkan på bottenvegetation under anläggningsfasen bedöms som liten. Den uppskattade utbredningen av sedimenteringen från anläggningsfasen sträcker sig långt utanför projektområdet för Vindpark Sylen, men då upptaget av miljögifter i biota primärt sker vid ackumulationsbottnar så är det ett begränsat område där det är risk för detta. Vidare är det även relativt osannolikt att bottenvegetation skulle vara etablerad inom ackumulationsbottnarna i fråga då dessa överlag tenderar till att vara djupt placerade och därmed inte finnas inom den fotiska zonen. I samband med analys av miljögifter i bottensubstrat så observerades heller inga signifikant förhöjda halter som kan komma att påverka bottenvegetationen (kapitel 2.2.1).

Driftsfas

Den rumsliga omfattningen av miljögifternas påverkan på bottenvegetation under driftsfasen bedöms som försumbar då det primärt är under anläggningsprocessen det finns risk för upptag av miljögifter i bottenvegetation.

3.3.4.5.2 Tidsmässig omfattning

Anläggningsfas

Den tidsmässiga omfattningen av miljögifternas påverkan på bottenvegetation under anläggningsfasen bedöms som kort.

Driftsfas

Den tidsmässiga omfattningen av miljögifternas påverkan på bottenvegetation under driftsfasen bedöms som kort då det primärt är under anläggningsprocessen det finns risk för upptag av miljögifter i bottenvegetation.

3.3.4.5.3 Grad av påverkan

Anläggningsfas

Grad av påverkan från miljögifter på bottenvegetation under anläggningsfasen bedöms som försumbar.

Driftsfas

Grad av påverkan från miljögifter på bottenvegetation under driftsfasen bedöms som försumbar.

3.3.4.5.4 Säkerhet i bedömningen

Effekterna av miljögifter på makrovegetation är sparsamt studerade. En stor del av den tillgängliga litteraturen berör mikrovegetation, exempelvis fytoplankton, och deras upptag av miljögifter. Enligt sed anses detta vara applicerbart på makrovegetation och därmed bottenvegetation.

Den litteratur som finns som berör upptag och effekter av miljögifter i bottenvegetation har inte kunnat påvisa någon överhängande effekt på vegetationen. Generell konsensus från litteraturen menar att det uppstår försumbara effekter från miljögifter på bottenvegetation. Således får den litteratur som finns tillgänglig rörande effekter av miljögifter på bottenvegetation anses vara tillräcklig för att uppskatta påverkansgrad (Tabell 3.25), även under en viss osäkerhet.

Vidare har även en analys av bottensubstrat gjorts, vilket stärker säkerheten i bedömningen något.

Tabell 3.25. Bedömning av påverkan på bottenvegetation av miljögifter inom Vindpark Sylén.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION Miljögifter	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Liten: 100–1 000 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
3.	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN Det förekommer brister i kunskapsläget och/eller visar olika studier en stor variation i resultat beroende på sammanhang. Därav är bedömningen något osäker.

3.3.4.6 Samlad bedömning för bottenvegetation

Etablering av Vindpark Sylén kommer primärt att bestå av två effekter på bottenvegetationen; en positiv effekt av ökad hårbotten inom den fotiska zonen och därmed ökad mängd tillgängligt habitat för vegetation och en negativ effekt av ökad grumling och sedimentation under anläggningsfasen, vilket kan leda till kvävning samt ökad skuggning. Eventuellt kan även den ökade grumlingen och sedimentationen ge effekter som liknar habitatförändringar, där botten substratet ändras från hård- till mjukbotten, Tabell 3.26.

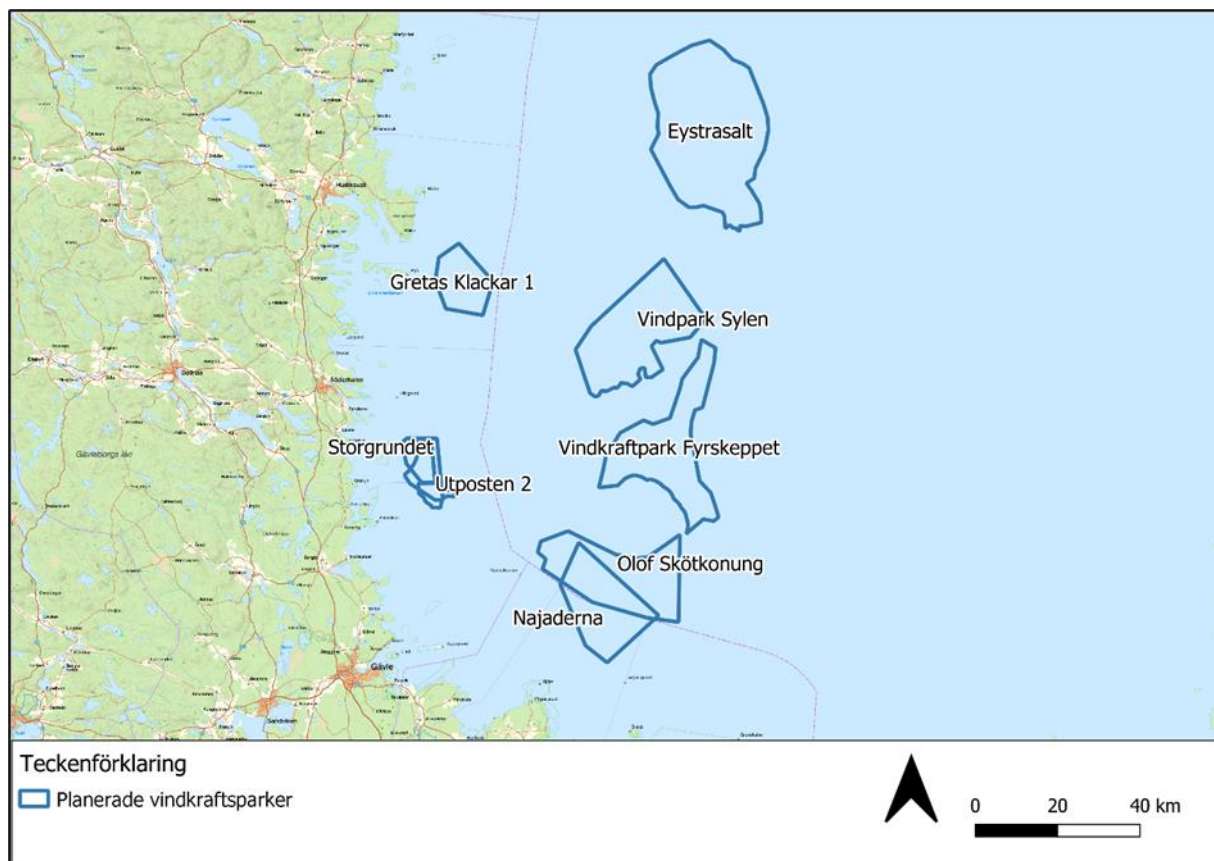
Tabell 3.26. Samlad bedömning för bottenvegetation.

BEDÖMNING BOTTENVEGETATION Samlad bedömning	
	RUMSLIG OMFATTNING
	Begränsad: Påverkar närmiljön 0–100 m avstånd.
	TIDSMÄSSIG OMFATTNING
	Kort: Dagar till månader, under anläggningsfasen så länge som den aktuella aktiviteten pågår.
	GRAD AV PÅVERKAN
	Försumbar: Ingen negativ effekt på populationsnivå, kan ha negativ påverkan på enskilda individer av ej hotade arter.
2.	SÄKERHET I BEDÖMNINGEN Även om litteraturens omfattning är begränsad eller att resultat från olika studier delvis ger olika resultat beroende på sammanhanget, så ges en grund för vetenskapligt grundad bedömning.

3.4 Kumulativa effekter

3.4.1 Påverkansfaktorer och aktuella verksamheter

I utredningen av kumulativ påverkan inkluderas påverkan från vindkraftsparker som beviljats tillstånd eller lämnat in sin tillståndsansökan till Mark- och miljödomstolen (Figur 3.4). Utöver detta kommer en bedömning att göras avseende vilka av dessa parker som är relevanta för varje påverkansfaktor baserat på aspekter som exempelvis den spatiala och temporala utbredningen från respektive påverkansfaktor.



Figur 3.4. Planerade vindkraftsparker i närområdet till Vindpark Sylen enligt Vindbrukskollen (<https://vbk.lansstyrelsen.se>).

En tillståndsgiven vindkraftspark (Störgrundet) och sex planerade projekt har tagits med i bedömningen av kumulativ påverkan utöver Vindpark Sylen (Tabell 3.27). Av dessa överlappar den preliminära anläggningsfasen för Vindpark Sylen med anläggningsfasen för parkområdet Eystrasalt. För övriga planerade vindkraftsparker överlappar endast driftsfasen.

Tabell 3.27. Planerade områden för vindkraft, planerad byggstart samt planerad driftstart.

Planerat parkområde	Planerad byggstart (år)	Planerad driftstart (år)
Eystrasalt	2030	2035
Gretas Klackar 1	2026	2028
Najaderna	-	-
Olof Skötkonung	-	-
Storgrundet	2027	2028–2029
Sylen	2030	2033
Utposten 2	2025	2027
Vindkraftspark Fyrskippet	2027	2029

I den kumulativa bedömningen för respektive stressfaktor har påverkan från andra planerade vindkraftsparker inkluderats där den totala påverkan bedömts öka till följd av överlappande påverkansområde. Under olika faser kan det även skilja sig vilka projekt som ingår i den kumulativa bedömningen.

3.4.1.1 Påverkansfaktorer

3.4.1.1.1 Sedimentspridning

Vid utredning av kumulativa effekter av sedimentspridning inkluderas grumling och pålagring av sedimentpartiklar, samt påverkan från frigjorda miljögifter från sediment. Eftersom sedimentspridningen sker under begränsad period under anläggningsfasen är bidraget från intilliggande vindkraftsparker begränsat till projekt med överlappande anläggningsfas, vilket gäller vindkraftsparken Eystrasalt, nordost om Vindpark Sylen (Figur 3.4).

Den spridningsmodell som ligger till grund för konsekvensbedömningen för Vindpark Sylen visar att majoriteten av sedimentspridningen sker i den absoluta närheten av anläggningsaktiviteterna och under en begränsad period (NIRAS 2023). En mindre mängd sediment kommer dock spridas till angränsande havsområden och sedimentera på botten. I projekt Vindpark Sylen beräknas <1 mm pålagring ske i över område på cirka 19 000 ha. Grumling på halter över 100 mg/l suspenderat material som kan orsaka påverkan på organismer (Karlsson m. fl. 2020) beräknas endast förekomma nära botten och uppstå under och i närhet av muddring och anläggningsarbeten. Bedömningen av spridning av sediment vid anläggningsarbetet för den intilliggande vindkraftsparken Eystrasalt visar att spridningen av sediment och föroreningar endast sker inom dess projektområde (Skyborn 2023). Eftersom verksamheten vid vindkraftsparken Eystrasalt inte kommer bidra med någon påtaglig grumling eller sedimenttransport i det område som beräknas påverkas av verksamheten i Vindpark Sylen blir bedömningen att den kumulativa effekten av grumling och pålagring är försumbar.

Under anläggningsfasen bedöms frigjorda miljögifter från sediment inom Vindpark Sylen ej orsaka påverkan av betydelse på ekosystemet eftersom förhöjda halter av främst arsenik endast förekommer i delar av området, spridningen sker under en begränsad tid, samt att de halter som uppstår vid grumling späds ut snabbt i omgivningen (kapitel 3.1.2). Miljögifter inom projektområdet för Eystrasalt bedöms förekomma inom ett begränsat område inom vindkraftsparken och eftersom majoriteten av havsbotten inom projektområdet består av glaciärra med låga föroreningshalter bedöms risken för påverkan och spridning av miljögifter som försumbar (Skyborn 2023). Den kumulativa effekten av miljögifter bedöms därmed som försumbar.

3.4.1.1.2 Ljud

Analyser av kumulativa effekter från ljudpåverkan till följd av anläggning och drift av vindkraftsparker visar att driftljudet inte påverkar utanför vindparksområdena. Det ljud som uppstår vid pålning under anläggningsfasen däremot kan medföra negativa effekter över stora avstånd, men sker dock endast

under en begränsad period varför eventuella kumulativa effekter från intilliggande vindkraftsparker begränsas till projekt med överlappande anläggningsfas. Således är det endast vindkraftsparken Eystrasalt, nordost om Vindpark Sylen, som kan förväntas bidra till en kumulativ effekt med avseende på anläggningsljud.

Ljudmodelleringen som ligger till grund för konsekvensbedömningen i Vindpark Sylen visar att anläggningsljudet kommer kunna påverka långt från ljudkällan. Beroende på årstid, kan ljudet medföra negativa effekter, i form av beteendeförändringar, hos strömning 55–88 km från ljudkällan vid användande av DBBC (Double Big Bubble Curtain) och HSD (Hydro Sound Damper). Modelleringen för pålningsljud som kan orsaka skada/mortalitet hos strömning i Vindpark Sylen är beräknad till 150 m, beroende på pålningsposition och säsong, vid användande av DBBC och HSD. Den modellerade ljudspridningen, av ljudnivåer som kan orsaka TTS hos strömning, från vindkraftsparken Eystrasalt bedöms spridas inom en radie på ungefär 13 km från ljudkällan vid användande av DBBC, vilket medför att anläggningsljudet, med potential för att orsaka TTS, från denna vindkraftspark inte når Vindpark Sylen. Den kumulativa effekten blir följaktligen försumbar med avseende på anläggnings- och driftljud.

3.4.2 Bedömning

3.4.2.1 Marina däggdjur

Enligt planering (Tabell 3.27) så kommer vindkraftsparken Eystrasalt bedriva anläggningsarbete under samma tidsperiod som Vindpark Sylen planeras bedriva anläggningsarbete. Avseende kumulativa effekter av dessa två projekt är det främst undervattensljud, grumling och habitatförändring som berör marina däggdjur.

Enligt den studie och konsekvensbedömning som genomförts för marina däggdjur vid Vindpark Sylen bedöms gråsäl och vikare uppehålla sig i närområdet för Vindpark Sylen. Främst för födosök och förflyttning, då det saknas kobbar och skär att vila på inom parkområdet för Vindpark Sylen. Enligt eDNA-analyser som utförts i de närliggande projekten Eystrasalt (Skyborn 2023) och Gretas Klackar 1 (Hervall 2022) återfinns både vikare och gråsäl i fynden, vilket stödjer uppfattningen att båda dessa arter rör sig över ett större område utanför de kända och viktiga tillhållen som är belägna närmre kusten, vid Tihällan och Lövgårds rabbar.

Störande undervattensljud från anläggningsarbetet som pålning, ökad båttrafik, akustiska metoder som sälskrämmor har ofta en bortskrämmande effekt på sälar. Effekten av ökande undervattensljud vid anläggning beror till viss del även på tidigare erfarenheter. Om nivåerna av bakgrundsljud normalt är höga, till exempel i områden med mycket fartygstrafik, kan en ökning av undervattensljud ha en lägre effekt jämfört med områden med låg bakgrundsljud där fartygstrafiken normalt är mindre förekommande.

I området för Vindpark Sylen kommer en kumulativ effekt att uppstå då höga ljud från anläggningsarbetet och den ökade fartygstrafiken kommer att pågå över en period på flera år. Detta med utgångspunkt för tider för planerad byggstart som presenteras i Tabell 3.27. I samband med Vindpark Sylen är det endast Eystrasalt som genomför anläggningsarbete under samma period. De höga ljuden orsakade av till exempel pålning inom Vindpark Sylen och övriga vindkraftsparker i Tabell 3.27 kommer inte att pågå konstant under hela anläggningsperioden och ljuden kommer även att förflytta sig vartefter anläggningsarbetet fortgår i de planerade vindkraftsparkerna. Dock kommer de att pågå under en lång tid och ha en stor rumslig omfattning. Studier som gjorts på säl i samband med anläggning av vindkraftsparker till havs har visat att sälar återkommer till områden efter att anläggningsljuden har avtagit vilket, per enskild, händelse har en kortvarig påverkan.

Sälar är generalister och opportunisterna och följer sina byten och de har ofta särskilda födosöksområden som de gärna återvänder till. Vid anläggningsarbete som kan mota bort både säl och bytesdjur kan detta leda till att sälen behöver lägga mer energi på att leta föda under perioder, vilket riskerar att påverka hälsostatusen negativt på populationsnivå. Hur stor effekten blir, på individuell nivå eller populationsnivå, är svårt att definiera baserat på att säl kan vänja sig vid undervattensljud och att de har möjlighet att hitta nya områden att födosöka inom. Dock förväntas störningar under den känsliga perioden februari-juni ha en mer direkt påverkan på populationen än om störning sker under resterande del av året. Sälarna förväntas uppehålla sig i området av Tihällan och närbelägna födosöksområden

under hela februari-juni även om det är februari-mars som är den primära tidpunkten för kutning, digivning och parning och under maj-juni som pälsbytet sker.

Vid användande av akustiska skrämsemetoder som skyddsåtgärd på flera platser och under samma tidsperiod skapas ett större påverkansområde som begränsar sälen. Säl har möjlighet att avlägsna sig från påverkansområdet och risken för skador minskar, dock kan det krävas mer energi för detta vilket potentiellt kan få en negativ effekt på sälhälsan över tid. Effekten av akustiska skrämsemetoder på sälbeteende har i studier, på knobbsäl och gråsäl, visats att de ofta återvänder till området igen även efter att ha blivit bortmotade.

Den kumulativa påverkan beror av flertalet faktorer som utgångshamn samt rutt till och från anläggningsområden. Om rutter följs är sannolikheten stor att sälar kommer att vänja sig vid dessa ljud. Dock bör en samordning ske mellan de båda vindkraftsparkerna för att minska risken för negativa konsekvenserna av en ökad trafik under anläggningstiden.

Den kumulativa påverkan från anläggningsljud av Vindpark Sylen med användande av skyddsåtgärder, särskilt vid pålning, är låg och förväntas främst orsaka beteendeförändringar. I ett worst-case scenario kan den kumulativa effekten på sälar i och med de ökade undervattensljuden av anläggningsverksamhet och ökad båttrafik leda till en negativ påverkan på populationens utveckling, särskilt då störningarna sker under en längre tidsperiod (mellan åren 2025–2033, vilket är den sammanlagda anläggningsperioderna för samtliga vindkraftsparker i Tabell 3.27). Detta skulle då i ett worst case scenario ge en påverkansgrad på medel. Det bör dock understrykas att sälen i sin karaktär är relativt anpassningsbar och kapabel att anpassa sig vid förändringar inom sitt habitat. Sälar har ofta flertalet födosöksområden och är rörliga över stora områden. Tidigare har vindkraftsparker i drift setts användas som födosöksområden och i ljuset av detta kan det istället resultera i en låg till försumbar påverkan på säl.

Grumling har en kortvarig och försumbar påverkan på säl från Vindpark Sylen. Sedimentspridning kommer att ske vid anläggningsarbetet vid eventuell muddring, nedläggning av kablar och förankring av fundament. Påverkan på säl bedöms vara försumbar inom spridningsområdet av sediment för projekt Vindpark Sylen. Beräkning avseende grumling från vindkraftsparken Eystrasalt, som planeras att anläggas under samma tidsperiod, visar att spridning av sediment inte kommer att spridas utanför verksamhetsområdet. Det finns inga fastställda områden som är särskilt utpekade som födosöksområden för säl. I och med att säl rör sig över stora områden blir det något svårare att bedöma den kumulativa effekten av grumling på säl. Sälar är dock vana vid, och utrustade med, förmågan att födosöka även i grumliga vatten och kan förflytta sig vid behov. Den kumulativa effekten förväntas bli försumbar baserat på ovanstående.

Under driftsfasen har säl i tidigare studier visats nyttja vindparksområden som födosöksområden, de anses inte störas av driftsljud. En eventuell positiv effekt med ansamling av bytesdjur inom vindkraftsparken den så kallade reveffekten kan vara positiv för säl. Vindkraftsparker som planerats enligt Tabell 3.27 bedöms sammantaget ge en försumbar - positiv effekt under driftsfasen ur ett födosöksperspektiv, vilket kan vara positivt för populationen över tid.

Under driftsfasen är bedömningen att säl inte påverkas negativt av undervattensljud eller grumling, varken från enskilda vindkraftverk eller vindkraftsparker och den kumulativa effekten är försumbar.

3.4.2.2 Fisk och fiske

För fisk skulle potentiellt kumulativa effekter kunna uppstå till följd av anläggning av Vindpark Eystrasalt. Sedimentspridning och spridning av miljögifter kan påverka stora områden, men även ljudet från pålning påverkar fisk över stora avstånd. Undersökningar utförda inom vindparksprojektet Eystrasalt visar dock att spridningen av sediment och miljögifter inte når utanför projektområdets gränser varför kumulativa effekter på fisk från dessa påverkansfaktorer blir försumbara. Pålningsljudet däremot kommer påverka mycket långt från ljudkällan, beroende på årstid kan pålningsverksamheten ge beteendeförändringar hos strömming 55–88 km från ljudkällan enligt utförd modell för Vindpark Sylen med användande av DBBC och HSD. Den modellerade radien för ljud som riskerar TTS och strömming från vindkraftsparken Eystrasalt bedöms spridas inom en radie på cirka 13 km med användande av DBBC vilket då inte når Vindpark Sylen. För Vindpark Sylen är avstånden där strömming riskerar skada/mortalitet modellerat till

ett avstånd av 150 meter vid användande av DBBC och HSD vid pålning. Den kumulativa effekten av pålning bedöms därför vara låg. Den ökade båttrafiken till och från samt inom vindkraftsparkerna ökar den generella ljudpåverkan inom respektive vindkraftspark men den kumulativa effekten på ljudbilden av ökad båttrafik bedöms som tillfällig och försumbar.

Fisket inom projektområdet för Vindpark Sylen har över tid varit mycket begränsat eller obefintligt enligt insamlade fångstdata. Båda de planerade vindkraftsparkerna Eystrasalt och Fyrskippet är planerade inom områden där ett mer omfattande fiske utförs enligt fångstdata. Eftersom fiskeaktiviteten inom Vindpark Sylen tidigare varit mycket begränsad blir den kumulativa effekten på fiskeverksamheten försumbar. Det är framför allt under anläggningstiden som båttrafik inom, samt till och från, vindkraftsparken kommer att öka, vilket kan skapa trängseffekter för fiskeriverksamheten. Det kan även uppstå trängseffekter vid hamnområden då vindkraftsdelar ska skeppas ut från hamnarna till vindkraftsparkerna Sylen och Eystrasalt om samma hamnar används av fiskeflottan som för utskipping av vindkraftsdelar. Trängseffekter under drifttiden bedöms som försumbar.

3.4.2.3 Bottenfauna

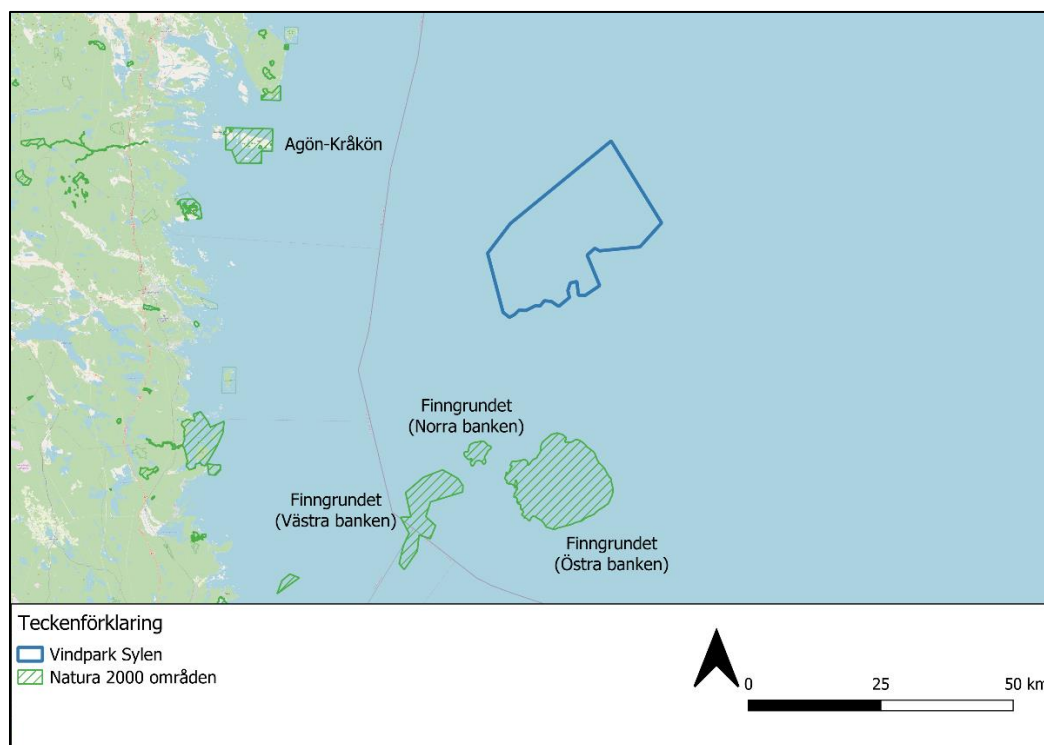
Potentiella kumulativa effekter kan uppstå för bottenfaunan i projektområdet Vindpark Sylen om/då Vindpark Eystrasalt anläggs samtidigt som Sylen. Det rör sig då främst om sediment och miljögifter som kan spridas från Eystrasalt-området mot Vindpark Sylen. Emellertid indikerar undersökningar inom Vindpark Eystrasalt, som tidigare nämnts, att spridning av sediment och miljögifter ej når utanför projektområdet. Den kumulativa effekten på bottenfauna av både sedimentspridning och miljögifter blir således försumbar.

3.4.2.4 Bottenvegetation

Den kumulativa påverkan omkringliggande verksamhet kan ha på bottenvegetationen inom Vindpark Sylen är primärt via suspenderat material från andra områden som driver in och sedimenterar inom projektområdet, och därmed påverkar bottenvegetationen. Spridningen av suspenderat bottenmaterial från de omkringliggande verksamheterna till Vindpark Sylen är låg och kommer därmed ha försumbar kumulativ effekt på bottenvegetationen.

3.5 Natura 2000

Natura 2000 är ett nätverk av skyddade områden i hela EU. Nätverket har kommit till för att värna om vissa naturtyper och arter, samt deras livsmiljöer, vilka beaktas som särskilt skyddsvärda. Vindpark Sylen gränsar inte direkt till något Natura 2000-område. Närmsta belägna Natura 2000-områden är Finngrundets tre bankar (Västra-, Norra- och Östra banken), vilka ligger cirka 23 km söder om Vindpark Sylen. Nästa skyddade område i närheten av Vindpark Sylen är Agön-Kråkön som ligger cirka 45 km åt väster (Figur 3.5).



Figur 3.5 Översiktsskarta över Vindpark Sylen, samt närmast liggande Natura 2000-områden.

Finngrundets Östra bank är det delområde med högst skattat naturvärde och för denna undersökning av störst relevans. Banken är karakteriserad av stora, opåverkade areor med grund hårbotten vilken utgör ett viktigt habitat för makroalger och dylika karakteristiska hårbottensarter. Som ett resultat av det mycket klara vattnet har det noterats en hög biodiversitet och abundans över de olika djupzonerna inom banken. Området innefattar även sandbankar, vilket leder till ytterligare ökad diversitet då mjukbottensarter som exempelvis ålgräs (*Zostera marina*) återfinns. Stora bestånd av strömning förmodas även leka inom banken, något som även gynnar predatorer som gråsäl och havsfåglar.

Agön-Kråkön utgör ett stort skärgårdsområde med högt naturvärde. Naturvärdet kommer primärt från de terrestra habitaterna som återfinns men, till viss del, även de akvatiska då kustområdet kring Agön-Kråkön huserar lämpliga habitat för både havsfåglar och gråsäl.

Påverkan från den planerade verksamheten vid Vindpark Sylen kommer att vara lokal och påverkan sker till största del i direkt anslutning till projektområdet. Baserat på de modelleringar som gjorts kan en viss spridning av både sediment och undervattensljud från verksamheten nå Finngrundet. Natura 2000-området Agön-Kråkön kommer inte nås av sedimentationen, dock visar modelleringen att undervattensljud kan nå området under vissa förhållanden.

Pålagring av sediment av storleksordningen $<0,01-1,0$ mm kan enligt beräkningar nå en mindre del av Natura 2000-området Finngrundets Östra bank (NIRAS 2023). I detta ytterområde är det sannolikt att pålagringen hamnar i det lägre intervallet av den modellerade pålagringen. Vidare är det troligt att den naturliga vattenrörelsen från vågor och strömmar kommer erodera bort den eventuellt tillkomna pålagringen och i stället förflytta den till ackumulationsbottnar (Eriksson & Johansson 2003; Energi E2 2005).

Beräkningarna för undervattensljud (Efterklang 2023) visar att ljudnivåer (förutsatt föreslagna ljuddämpande åtgärder) som kan orsaka beteendeförändringar hos fisk kan nå dessa områden under anläggningsfasen. Även här handlar det om det modellerade påverkansområdets ytterkant. Eventuellt kan strömning som uppehåller sig inom dessa områden då tillfälligt ändra sitt beteende eller söka sig till

områden längre ifrån ljudkällan. Om pålning utförs utom känsliga perioder, som vår och höst, minskar påverkan då strömming är beroende av grundare områden under lek men annars kan förflytta sig.

Baserat på de konsekvensbedömningar som gjorts under Kapitel 3.3 för Vindpark Sylen, bedöms inte påverkan från etableringen av sökt verksamhet, i form av exempelvis sedimentation och undervattensljud, leda till någon betydande påverkan på ovan nämnda Natura 2000-områden. Påverkan bedöms som försumbar.

4 Statusklassificering och miljö kvalitetsnormer

4.1 Bakgrund till bedömningarna

Vattenförvaltningsförordningen (2004:660, som grundas i EU:s vattendirektiv 2000/60/EG) reglerar ytvatten (sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten), och omfattar ytvatten inom en nautisk mil från kusten (kustzon). Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341, som grundas i EU:s havsmiljödirektiv, ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG) reglerar havsområden, vilket innefattar kustvatten samt utsjövatten ut till och med den yttersta gränsen för svensk ekonomisk zon (SEZ). I kustzonen överlappar således vattenförvaltningen och havsmiljöförordningen.

I förekommande utredning omfattas det aktuella parkområdet med tillhörande kabelkorridorer av havsmiljöförordningen (se Kapitel 4.2). God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer för kustvatten och utsjövatten fastställs i Havs- och vattenmyndighetens (HaV) föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus och miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön (HVMFS 2012:18: HaV 2019a).

Havsmiljöförordningens övergripande mål är att upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus i de svenska förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön. God miljöstatus baseras på ett ramverk av så kallade deskriptorer som anges i havsmiljödirektivet, det vill säga det EU-direktiv som i Sverige genomförs genom havsmiljöförordningen.

Deskriptorerna beskriver God miljöstatus på en övergripande nivå för elva temaområden. Till varje deskriptor hör en rad kriterier som anger vad som ska ingå i en bedömning av miljöstatus (Bilaga 2 till HVMFS 2012:18). För varje kriterium ska det bland annat anges ett kvantitativt tröskelvärde för kvalitetsnivån, som gör det möjligt att bedöma om God miljöstatus uppnås. I HaV:s föreskrifter används indikatorer som en nivå under kriterierna, vilket innebär att det är på indikatornivå som tröskelvärden anges. Havsmiljödirektivet har två miljöstatusklasser: *God status* och *Ej god status*.

God miljöstatus ska i Sverige uppnås genom tillämpning av miljö kvalitetsnormer (MKN). Miljö kvalitetsnormer, som fastställs med stöd av 5 kap miljöbalken, är bestämmelser om kvaliteten i vatten, luft, mark eller miljön i övrigt, och beskriver den kvalitet ytvatten (så kallade ytvattenförekomster) eller marina vatten (så kallade kustvattentyper och havsbassängers utsjövatten) ska ha vid en viss tidpunkt, där målet är att uppnå God status.

För marina vatten finns elva miljö kvalitetsnormer som vardera utgörs av en kvalitativ beskrivning av en önskad miljö kvalitet. För att kunna verifiera om en miljö kvalitetsnorm är uppnådd har HaV tagit fram en eller flera indikatorer som kopplas till varje norm (Bilaga 3 till HVMFS 2012:18). Indikatorerna anger vad som avses med God miljöstatus. Antalet indikatorer varierar beroende på vilken typ av norm det gäller.

För vissa MKN saknas indikatorer och det finns då ingen möjlighet att verifiera om normen uppnås. I dessa fall är normens uppgift främst att tjäna som vägledning för den miljö kvalitet som ska uppfyllas samt att ligga till grund för utformningen av åtgärdsprogram. En bedömning av normen ska då göras utifrån den aktuella kunskapsnivån på området (HaV 2019a; HaV 2012).

4.2 Projektområde

Vindpark Sylen tillhör inte någon vattenförekomst enligt VISS då området är beläget utanför territorialgränsen. Alternativen för kabelkorridorerna ligger dock i direkt anslutning till vattenförekomst *Del av Bottenhavets utsjövatten* (SE620333-175418). Vindpark Sylen (inklusive kabelkorridorer) ligger i havsbassängers utsjövatten och tillhör *Bottenhavets utsjövatten* (Figur 4.1).

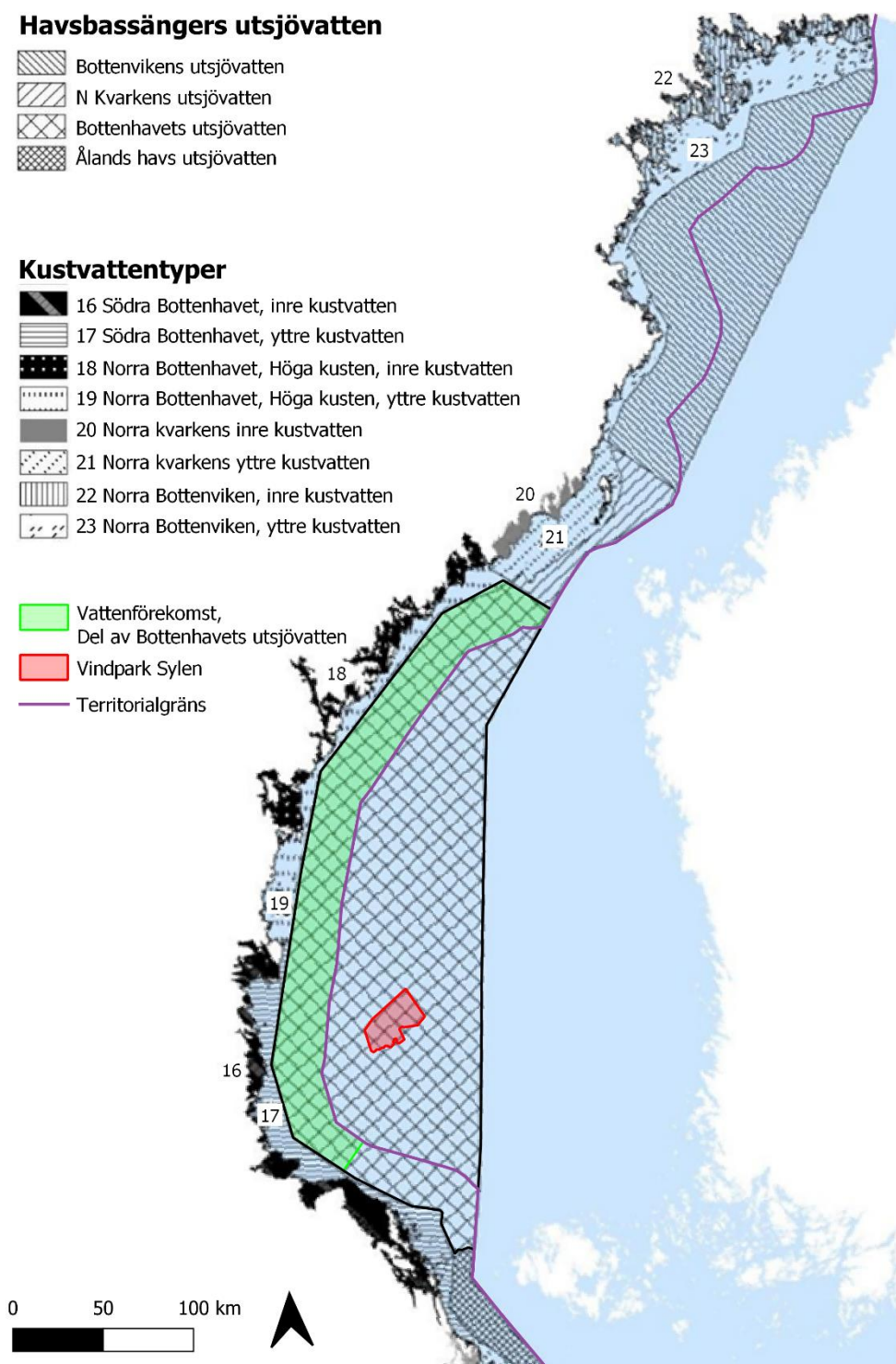
Havsbassängers utsjövatten

-  Bottenvikens utsjövatten
-  N Kvarkens utsjövatten
-  Bottenhavets utsjövatten
-  Ålands havs utsjövatten

Kustvattentyper

-  16 Södra Bottenhavet, inre kustvatten
-  17 Södra Bottenhavet, yttre kustvatten
-  18 Norra Bottenhavet, Höga kusten, inre kustvatten
-  19 Norra Bottenhavet, Höga kusten, yttre kustvatten
-  20 Norra kvarkens inre kustvatten
-  21 Norra kvarkens yttre kustvatten
-  22 Norra Bottenviken, inre kustvatten
-  23 Norra Bottenviken, yttre kustvatten

-  Vattenförekomst, Del av Bottenhavets utsjövatten
-  Vindpark Sylén
-  Territorialgräns



Figur 4.1. Havsbassängers utsjövatten och kustvattentyper i Östersjön (Bottnicka viken) (enligt Bilaga 1 till HVMFS 2012:18, HaV 2019a). Det berörda parkområdet (röd polygon) med alternativ för kabelkorridorer ligger inom Bottenhavets utsjövatten som markeras med ruttmönster. Grönt område markerar närmsta belägna vattenförekomst, Del av Bottenhavets utsjövatten.

4.3 Statusklassificering enligt VISS, vattenförekomster

Den närmast belägna vattenförekomsten *Del av Bottenhavets utsjövatten* (SE620333-175418, Figur 4.1) har i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) klassificerats till Ej god kemisk status i förvaltningscykel 3. Detta då halterna av de prioriterade ämnena bromerade difenyleter samt kvicksilver och kvicksilverföreningar, bedöms överskrida respektive tröskelvärde (biota) nationellt till följd av

atmosfärisk deposition. För dessa ämnen gäller dock ett mindre strängt krav och exkluderas dessa överallt överskridande ämnen, med stöd av det allmänna undantaget, uppnås God kemisk status. Det finns inga uppsatta miljö kvalitetsnormer för vattenförekomsten. Närliggande övervakningsstationer till Vindpark Sylen har aldrig använts varför data från dessa saknas (VISS 2023).

Projektet i sig bedöms inte direkt tillföra någon kemisk påverkan som riskerar att påverka kemisk status i den intilliggande vattenförekomsten. Den indirekta påverkan som kan uppstå under etableringen är spridning av sediment och därmed en potentiell resuspendering av ämnen som varit lagrade i sedimentet. Bedömningen är dock att risken att anläggningsarbetet kommer att medföra en påverkan som försvårar att God kemisk status uppnås i vattenförekomsten är försumbar. Bedömningen har gjorts utifrån genomförda sedimentanalyser samt spridningsmodeller, som dels visar att halterna av de ämnen som undersökts över lag är låga (under tröskelvärden), samt att sedimentspridningen beräknas bli relativt begränsad. En mer detaljerad riskbedömning gällande detta görs i Kapitel 4.5 under *Tillförsel av farliga ämnen*.

Påverkan från övriga stressfaktorer, så som ljud och grumling, bedöms inte heller påverka möjligheten att uppnå God status i den intilliggande vattenförekomsten som helhet eller leda till någon betydande påverkan i kustzonens vattenförekomster.

4.4 Bedömning av påverkan på miljöstatus

Helsingforskonventionens, HELCOMs, senaste utredning *State of the Baltic Sea 2023*, fastslår att belastningen på miljön i Östersjön, från främst farliga ämnen, övergödning, uttag av arter och introduktion av främmande arter, ligger på ohållbara nivåer, samt att effekterna av klimatförändringarna förvärrar situationen (HELCOM 2023b).

Nedan följer en sammanfattning över det rådande läget gällande miljöstatus i Östersjön enligt HaV (2018). Därefter följer Pelagias bedömning av den sökta verksamhetens eventuella påverkan på miljöstatus i Bottenhavets utsjövatten/Östersjön.

Enligt HaV (2018) uppnås inte God miljöstatus för övergödning. Den svenska näringstillförseln till haven minskar generellt sett men på grund av en lång historia med hög tillförsel har näringsämnen lagrats in i sediment och fortsätter därför att påverka havsmiljön negativt. God miljöstatus uppnås inte heller avseende tillförsel och miljöhalter av farliga ämnen. Detta beror på för höga halter av flera långlivade miljögifter, så som dioxiner, tributyltenn (TBT), kvicksilver och bromerade flamskyddsmedel. Halterna av många bedömda farliga ämnen i svenska hav är dock i huvudsak oförändrade eller nedåtgående, främst eftersom förekomsten ofta är kopplad till äldre verksamheter som i dag är förbjudna eller kraftigt reglerade. God miljöstatus uppnås heller inte avseende kommersiellt nyttjad fisk och skaldjur. Detta då uttaget av flera arter av fiskar och skaldjur bedöms vara för stort för att bestånden långsiktigt ska vara hållbara. Dessutom påverkas andra delar av ekosystemet indirekt genom till exempel oavsiktliga bifångster och skador på havsbotten. Fiskbestånden påverkas även av andra miljöproblem, framför allt övergödning på grund av låga syrehalter eller syrebrist. God miljöstatus uppnås inte heller för främmande arter eller marint skräp. Fysisk påverkan bedöms vara ett problem för hela näringsväven, särskilt i kustområdet, där infrastruktur (exempelvis bryggor och hamnar) kan orsaka fysisk förlust eller skada, samtidigt som kustzonen erbjuder viktiga lek- och födosöksområden. Huvuddelen av arterna av marina däggdjur, fåglar och fisk bedöms heller inte uppnå God miljöstatus. Det finns dock tecken på återhämtning för vissa arter och artgrupper i Östersjön. För tumlare är populationsstorleken kritiskt låg i Östersjön medan gråsäl ökar i antal, och deras utbredning är stabil. Utvecklingen för de flesta fågelarter är positiv. Sett till fisk är situationen ansträngd, vilket främst syns på att storleksfördelningen för de flesta arter är förskjutet till små individer. Både för pelagiska och bentiska livsmiljöer är bedömningarna delvis osäkra och behöver utvecklas framöver. För flera belastningar finns kunskaper om belastningens troliga utbredning men ingen bedömning av miljöstatus har kunnat göras. Detta gäller undervattensbuller samt fysisk störning eller förlust av havsbotten (HaV 2018).

Den sammantagna bedömningen för Vindpark Sylen är att den sökta verksamheten inte bedöms påverka möjligheten att uppnå God miljöstatus i Bottenhavets utsjövatten/Östersjön. Nedan sammanfattas bedömningen gällande påverkan på God miljöstatus utifrån de deskriptorer, kriterium och tillhörande relevanta indikatorer som beskriver God miljöstatus enligt havsmiljödirektivet (Tabell 4.1).

Tabell 4.1. Sammanfattning av bedömning av påverkan på god miljöstatus (enligt Bilaga 2 till HVMFS 2012:18, HaV 2019a). Rådande statusbedömning, enligt HaV 2018, per kriterier i aktuellt bedömningsområde enligt: Grön = God status, röd = Ej god status, grå = bedömning eller indikator saknas.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
1. Biologisk mångfald	D1C2 Populationer av arter av fåglar, däggdjur och fiskar är inte negativt påverkade av belastning från mänsklig verksamhet, och deras långsiktiga överlevnad är säkerställd.	1.2A Abundans av häckande havsfåglar	Röd	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 1 och dess kriterium. Påverkan bedöms sammantaget bli försumbar till liten. För marina däggdjur blir påverkan försumbar. För fisk blir påverkan försumbar. En eventuell påverkan bedöms ske i positiv riktning, utifrån reveffekter och påverkan på yrkesfisket. För fågel blir påverkan försumbar. För djurplankton och växtplankton saknas bedömningsunderlag, utifrån näringsbelastning blir påverkan försumbar.
		1.2B Abundans av övervintrande havsfåglar	Röd	
		1.2C Abundans och trender för gråsäl	Grön	
		1.2H Lekbiomassa (SSB) för pelagiska och demersala fiskarter	Röd	
	D1C3 Populationerna av fåglar, däggdjur och fiskar har demografiska egenskaper (t.ex. storleksfördelning, näringsstatus och reproduktionsförmåga) som tyder på att de är friska och inte negativt påverkade av mänsklig verksamhet.	1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl	Röd	För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se <i>Marina däggdjur</i> : Kapitel 3.3.1 <i>Fisksamhälle</i> : Kapitel 3.3.2 <i>Yrkesfiske</i> : Pelagia, 2023 <i>Fågel</i> : Bilaga B till MKB, Sylen
		1.3B Späcktjocklek hos gråsäl	Röd	
	D1C4 Utbredning av arter överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.	1.4A Utbredning av gråsäl	Grön	
D1C6 Tillståndet i pelagiska livsmiljöer, inklusive deras biotiska och abiotiska struktur och deras funktioner (t.ex. dess typiska artsammansättning och dessa arters relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller sårbara arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur) är inte negativt påverkade av mänskliga belastningar.	1.6A Storlek och mängd av djurplankton	1.6B Artsammansättning av växtplankton	Grön	
2. Främmande arter	D2C1 Nya introduktioner av främmande arter minimeras eller minskas till noll.	2.1A Introduktioner av nya främmande arter	Röd	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån den indikator som ligger till grund för bedömning av deskriptor 2 och dess kriterium. Projektet väntas inte introducera några nya arter. Påverkan bedöms bli försumbar.

Fortsättning nästa sida.

Fortsättning Tabell 4.1.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
3. Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur	D3C1 Fiskeridödligheten för populationer av kommersiellt nyttjade arter ligger under nivåer som garanterar en maximal hållbar avkastning.	3.1A Fiskeridödlighet		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 3 och dess kriterium.
	D3C2 Lekbeståndets biomassa för populationer av kommersiellt nyttjade arter ligger över nivåer för biomassa som kan ge maximal hållbar avkastning.	3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer		Påverkan på fisk och yrkesfiske bedöms bli försumbar till liten. En eventuell påverkan bedöms ske i positiv riktning, utifrån reffekter och påverkan på yrkesfisket. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se <i>Fisksamhälle</i> : Kapitel 3.3.2 <i>Yrkesfiske</i> : Pelagia, 2023.
4. Marina näringsvävar	D4C1 Den trofiska gruppens mångfald (artsammansättning och arternas relativa abundans) är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.	1.2A Abundans av häckande havsfåglar		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 4 och dess kriterium.
		1.2B Abundans av övervintrande havsfåglar		
		1.2C Abundans och trender för gråsäl		Påverkan bedöms sammantaget bli försumbar till liten. För marina däggdjur blir påverkan försumbar. För fisk blir påverkan försumbar. En eventuell påverkan bedöms ske i positiv riktning, utifrån reffekter och påverkan på yrkesfisket. För fågel blir påverkan försumbar. För växtplankton saknas bedömningsunderlag, utifrån näringsbelastning blir påverkan försumbar.
		1.2H Lekbiomassa (SSB) för pelagiska och demersala fiskarter		
		1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl		För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se <i>Marina däggdjur</i> : Kapitel 3.3.1 <i>Fisksamhälle</i> : Kapitel 3.3.2 <i>Yrkesfiske</i> : Pelagia, 2023 <i>Fågel</i> : Bilaga B till MKB, Sylen
		1.3B Späcktjocklek hos gråsäl		
		1.4A Utbredning av gråsäl		
1.6B Artsammansättning av växtplankton				

Fortsättning på nästa sida.

Fortsättning Tabell 4.1.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
5. Övergödning	D5C1 Halter av näringsämnen ligger inte på nivåer som tyder på negativa övergödningseffekter.	5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 5 och dess kriterium. Projektet väntas inte tillföra näringsämnen till bedömningsområdet. Verksamhetens påverkan bedöms bli försumbar. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se Kapitel 4.5 under <i>Tillförsel av näringsämnen och organiskt material</i> .
	D5C2 Klorofyll a-halterna ligger inte på nivåer som tyder på negativa effekter av näringsbelastning.	5.2B Klorofyll a-koncentration i utsjövatten		
	D5C3 Antal, rumslig utbredning och varaktighet av skadliga algblomningstillfällen ligger inte på nivåer som tyder på negativa effekter av näringsberikning.	5.3A Skadliga algblomningar i Östersjön		
	D5C4 Vattnets siktdjup har inte, på grund av näringsberikning, minskats till nivåer som tyder på negativa effekter på bentiska livsmiljöer eller andra övergödningseffekter.	5.4B Siktdjup i utsjövatten		
	D5C5 Halten löst syre har inte, på grund av näringsberikning, minskats till nivåer som tyder på negativa effekter på bentiska livsmiljöer eller andra övergödningseffekter.	5.5B Syrebalans i utsjövatten 5.5C Syreskuld i utsjövatten		
	D5C8 Makrofaunasamhällets artsammansättning samt relativa abundans uppnår värden som indikerar att det inte förekommer någon negativ effekt på grund av näringsberikning eller organisk berikning.	5.8B Bottenfauna i utsjövatten		
6. Havsbottens integritet	D6C3 Rumslig omfattning av varje livsmiljötyp som påverkas negativt av fysisk störning, genom ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. genom förändringar i artsammansättningen och i arternas relativa abundans, genom frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur).	6.3A Utsträckning av fysisk störning i bentiska livsmiljöer		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 6 och dess kriterium. Påverkan bedöms bli försumbar. Markanspråket kommer som mest uppta knappt 1 % av parkområdet. Sammantaget beräknas parkområdet i sin tur utgöra ca. 2 % av Bottenhavets utsjövatten. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se Kapitel 3.3 samt NIRAS 2023
	D6C5 Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. typisk artsammansättning och dessa arterns relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur) överstiger inte en viss andel av livsmiljötypens naturliga omfattning i bedömningsområdet.	5.5B Syrebalans i utsjövatten		
		5.8B Bottenfauna i utsjövatten		

Fortsättning nästa sida.

Fortsättning Tabell 4.1.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
7. Bestående förändringar av hydrografiska villkor	<i>En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt. Till denna deskriptor finns inga obligatoriska kriterier och kompletterande kriterier används inte eftersom indikatorer saknas.</i>	Indikator saknas		Bedömningsunderlag saknas. För mer information, se Kapitel 4.5 under <i>Fysisk störning</i>
8. Koncentrationer och effekter av farliga ämnen	D8C1 Halter av farliga ämnen i relevant matris (biota, sediment eller vatten) överskrider inte de bedömningsgrunder eller gränsvärden som anges för marin miljö i HVMFS 2013:19 (nu HVMFS 2019:25) eller värden som överenskommit genom regionalt eller delregionalt samarbete.	8.1A Halter av farliga ämnen	Ämnen som uppträder som allmänt förekommande PBT-ämnen Övriga ämnen	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 8 och dess kriterium.
	D8C2 Arternas hälsa eller livsmiljöernas tillstånd påverkas inte negativt på grund av farliga ämnen, inklusive kumulativa och synergistiska effekter.	8.2B Produktivitet hos havsörn		Projektet väntas inte tillföra farliga ämnen till bedömningsområdet. Påverkan bedöms bli försumbar.
		8.2C Störning i reproduktionen hos vitmärta		
		8.2D Störning i reproduktionen hos tånglake		För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se Kapitel 4.5 under <i>Tillförelse av farliga ämnen</i> , samt Del 2, Kapitel 2.2.1
D8C3 Den rumsliga omfattningen och varaktigheten av betydande akuta föroreningshändelser minimeras.	8.3A Volym av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter			
9. Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel	D9C1 Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av marina livsmedel som fångats eller skördats i naturen (ej inbegripet fisk från vattenbruk) överskrider inte fastställda gränsvärden för livsmedel enligt förordning (EG) nr 1881/20061 (nu (EU) 2023/915) eller värden som överenskommit genom regionalt eller delregionalt samarbete.	9.1A Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av fisk och skaldjur		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 9 och dess kriterium. Projektet väntas inte tillföra farliga ämnen till bedömningsområdet. Påverkan bedöms bli försumbar. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se Kapitel 4.5 under <i>Tillförelse av farliga ämnen</i> , samt Del 2, Kapitel 2.2.1

Fortsättning nästa sida.

Fortsättning Tabell 4.1.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
10. Marint skräp	D10C1 <i>Sammansättning, mängd och rumslig fördelning av skräp längs kusterna, i vattnets ytskikt och på havsbotten ligger på nivåer som inte orsakar skador på kust- och havsmiljön.</i>	10.1A Mängd skräp på stränder		<p>Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 10 och dess kriterium.</p> <p>Påverkan bedöms bli försumbar. Detta förutsatt att avfall tas om hand, sorteras och förvaras så att risk för förorening minimeras.</p> <p>Marint skräp kommer att beaktas i miljö- och avfallsplanerna.</p>
11. Undervattensbuller	<i>Tillförsel av energi, inbegripet undervattensbuller, ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt.</i>	Indikator saknas		<p>Sökt verksamhet bedöms inte med undervattensbuller påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus.</p> <p>Påverkan från undervattensbuller bedöms bli försumbar. För marina däggdjur blir påverkan försumbar och även för fisk. Detta förutsatt att föreslagna bullerdämpande åtgärder tillämpas (Kapitel 3.3.1).</p> <p>För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se Kapitel 4.5 under <i>Skräp och buller</i> samt Kapitel 3.3.1 & 3.3.2. Modellering redovisas i Efterklang, 2023</p>

4.5 Bedömning av påverkan på miljö kvalitetsnormer

Den sammantagna bedömningen är att den planerade verksamheten Vindpark Sylen inte kommer att påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormer i Bottenhavets utsjövatten/Östersjön. Ytan av projektområdet Vindpark Sylen beräknas utgöra ungefär 2 % av Bottenhavets utsjövatten och de påverkansfaktorer som väntas uppstå under anläggnings- och avvecklingsfasen bedöms över lag bli relativt begränsade i tid och rum, och påverkan bedöms bli försumbar. Även påverkan under driftsfasen bedöms bli försumbar. Detta förutsatt att eventuellt rekommenderade åtgärder tillämpas, gällande skadebegränsning (genom planering/undvikande) samt minimering av påverkan.

Nedan följer en bedömning av huruvida Vindpark Sylen väntas påverka möjligheten att uppnå respektive miljö kvalitetsnorm utifrån dess tillhörande indikatorer, enligt havsmiljöförordningen som följer av havsmiljödirektivet. MKN nås då målvärdet för respektive indikator nås inom angivet bedömningsområde. Bedömningen för respektive MKN sammanfattas även i Tabell 4.2.

A. Tillförsel av näringsämnen och organiskt material

Miljö kvalitetsnorm A.1

Tillförsel av näringsämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar koncentrationer av kväve och fosfor i havsmiljön som förhindrar att god miljöstatus uppnås.

A.1.1 Tillförsel av kväve och fosfor

Målvärde: Nedåtgående trend i mängden tillförd kväve och fosfor per förvaltningsområde eller att mängden kväve och fosfor understiger den maximala belastning som fastställs inom ramen för internationella överenskommelser.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm A.1 har beaktats genom den bottenfaunaundersökning som gjorts i det planerade parkområdet (Kapitel 2.1.4 och 2.2.4) samt modellering av sedimentspridning under anläggningsfasen (NIRAS 2023).

Projektet i sig kommer inte tillföra någon betydande mängd näringsämnen till bedömningsområdet, mer än i begränsad omfattning genom exempelvis utsläpp från båtar (kväveoxider) under anläggning och vid underhåll under driftsfasen. Näringsämnen i bottensedimenten kan potentiellt resuspenderas i samband med anläggnings- och (i ringa omfattning) avvecklingsfasen. Parkområdet för Vindpark Sylen domineras till stor del av hårbotten, med störst andel sten- och blockbotten. De bottenfaunaanalyser som tagits från de djupare områdena inom det planerade parkområdet, där finkornigt sediment dominerar, har visat att det råder God status utifrån BQIm-index (Kapitel 2.2.4). Indexet baseras på tre parametrar; artsammansättning (proportionen känsliga och toleranta arter), antal arter och antal individer (abundans), och visar på effekter av störning på botten, främst organisk belastning (kan leda till övergödning och syrebrist). God status indikerar att det inte tycks förkomma höga halter näringsämnen i sedimentet (eller rådande syrebrist). NIRAS (2023) har modellerat sedimentspridningen som beräknar att suspenderat sediment till stor del kommer vara begränsat till bottenvattnet. Tillsammans med indikationer från bottenfauna-analyserna bedöms mängden näringsämnen som kan övergå från bottensediment till vattenpelaren vara försumbar.

B. Tillförsel av farliga ämnen

Miljö kvalitetsnorm B.1

Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås.

B.1.1 Farliga ämnen i biota

Målvärde: När halterna av farliga ämnen i fisk, musslor och sillgrissleägg inte uppvisar någon ökande trend. Ämnen som överskrider tröskelvärden ska uppvisa nedåtgående trend.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm B.1 har beaktats genom den undersökning som har gjorts i det planerade parkområdet gällande miljögifter i sediment (Kapitel 2.1.1 och 2.2.1) samt modellering av sedimentspridning under anläggningsskedet (NIRAS 2023).

Projektet i sig kommer inte tillföra någon betydande mängd farliga ämnen till bedömningsområdet, mer än i begränsad omfattning från exempelvis utsläpp från båtar under anläggning och vid underhåll.

Miljögifter i bottensedimenten kan potentiellt resuspenderas och bli tillgängliga för den biologiska näringsväven, och därmed eventuellt påverka marina organismer, i samband med anläggnings- och (i

ringa omfattning) avvecklingsfasen. Området för Vindpark Sylen domineras till stor del av hårbotten, med störst andel sten- och blockbotten. De sedimentprov som tagits från de djupare områdena där finkornigt sediment dominerar, visade att det inte tycks förekomma någon föroreningsproblematik i området. Samtliga undersökta statusgrundande organiska föreningar (antracen, fluoranten och tributyltenn) underskred tröskelvärde för God status. Även de prioriterade ämnena kadmium, koppar och bly underskred respektive tröskelvärde för God status. Av de övriga ämnen som ska ligga till grund för bedömning av trender för farliga ämnen i biota har benso(a)pyren, dioxiner och dioxinlika föreningar, kvicksilver samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH) analyserats i sedimentproven. Samtliga ämnen uppmättes i låga halter (Kapitel 2.2.1). Vidare visar spridningsmodellen för sediment (NIRAS 2023) att sedimentspridningen blir främst lokal och kortvarig.

Utifrån att ingen tillförsel av farliga ämnen förväntas ske, de låga halterna i sedimentet tillsammans med den utförda spridningsmodellen, bedöms inte sökt verksamhet medföra risk för ökande halter av farliga ämnen i biota.

Miljö kvalitetsnorm B.2

Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem.

B.2.2 Antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter

Tröskelvärde: Nedåtgående trend i antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm B.2 kommer att beaktas i beredskaps- och räddningsplanen. Utsläpp till vatten av miljö- och hälsofarliga ämnen (så som exempelvis oljor och drivmedel) under anläggnings-, drifts- eller avvecklingsfasen kan uppstå som ett resultat av läckage, olyckor eller haverier från framför allt fartyg och/eller vindkraftsparkens olika komponenter. För att förebygga risken för olyckor och begränsa påverkan vid en eventuell olycka kommer en miljö- och räddningsplan att upprättas.

C. Biologisk störning

Miljö kvalitetsnorm C.3

Populationerna av alla naturligt förekommande fiskarter och skaldjur som påverkas av fiske har en ålders- och storleksstruktur samt beståndsstorlek som garanterar deras långsiktiga hållbarhet.

C.3.1 Fiskeridödlighet

Se nedan.

C.3.2 Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade bestånd

Se nedan.

C.3.3 Hållbart nyttjande av nationellt förvaltade fisk- och skaldjurspopulationer

Målvärde: Minst 90 % av bedömda populationer nyttjas hållbart i svenska vatten.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormen.

Påverkan på miljö kvalitetsnorm C.3 beaktas i Kapitel 3.3.2 och Pelagia, (2023). Enligt fångstrapporter sker det idag inget nämnvärt yrkesfiske i det planerade parkområdet. I direkt anslutning till projektområdet, i söder och österut, sker dock ett omfattande trålningsfiske. Även norr om området (ej i direkt anslutning) sker fiske med trålning, men i något mindre omfattning. Bentisk (botten) trålning

förekommer i liten omfattning medan pelagisk trålning dominerar. Vindkraftsparken kommer vara öppen för fartygstrafik, inklusive fiskefartyg, under driftskedet men med vissa restriktioner så som att exempelvis just bottentrålning inte får förekomma inom vindkraftsparken och där kablar finns nedlagda i sedimentet. Påverkan på yrkesfisket, och således förvaltningen av fiskpopulationer, bedöms bli försumbar till liten. Reveffekter, som skulle kunna gynna fiskpopulationer, bedöms även bli försumbar. Projektet bedöms därmed varken gynna eller missgynna fiskpopulationers ålders- och storleksstrukturer samt att populationerna nyttjas hållbart i området.

Miljö kvalitetsnorm C.4

Förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fisksamhället ska möjliggöra att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls.

C.4.1 Storleksstruktur i fisksamhället i utsjövatten

Målvärde: Uppåtgående trend under bedömningsperioden av andelen stor fisk (LFI) jämfört med föregående sexårsperiod.

Bedömningsområde: Östersjön.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Påverkan på miljö kvalitetsnorm C.4 beaktas i Kapitel 2.2.3 och 3.3.2. Påverkan på fisk i projektområdet som helhet bedöms bli liten. En reveffekt, som kan påverka områdets artsammansättning och fiskförekomst, bedöms också bli försumbar till liten. Projektet i stort bedöms varken gynna eller missgynna förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fisksamhället vilket möjliggör att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls. En eventuell reveffekt, vilken dock bedöms bli försumbar, kan resultera i en något positiv effekt för fisksamhället.

D. Fysisk störning

Miljö kvalitetsnorm D.1

Den av mänsklig verksamhet opåverkade havsbottenarealen ska ha en omfattning som ger förutsättningar för att upprätthålla bottenarnas struktur och funktion för respektive livsmiljötyp.

D.1.1 Trend för fysisk störning på havsbotten från bottentrålning

Målvärde: Arealen trålsvepta områden under bedömningsperioden ska minska jämfört med närmast föregående sexårsperiod.

Bedömningsområde: Östersjön.

Inom det planerade området för Vindpark Sylen pågår i dagsläget ingen trålning. Den trålning som pågår i närområdet är främst pelagisk (Kapitel 2.2.3). Vindkraftsparken kommer vara öppen för fartygstrafik, inklusive fiskefartyg, under driftskedet men med vissa restriktioner så som att exempelvis just bottentrålning inte får förekomma inom vindkraftsparken och där kablar finns. Då ingen bottentrålning sker i dagsläget bedöms projektet därmed vare sig bidra eller hindra att den totala arealen av trålsvepta områden minskar.

D.1.2 Fysisk förlust av sandbankar och rev

Målvärde: Arealen av undertyper till naturtyperna sandbankar och rev (N2000) ("biogena rev inklusive maeri", "ålgräsängar och annan långskottsvegetation" samt "musselbankar med täckningsgrad mindre än 10 %") ska bibehållas eller öka.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Se Miljö kvalitetsnorm D.2.

Miljö kvalitetsnorm D.2

Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka.

Indikatorer saknas.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormerna D.1 och D.2. Bedömningen för inverkan på D.1.2 och D.2 redovisas sammantaget nedan.

Inom projektområdet för Vindpark Sylen har inga områden av höga naturvärden eller särskilt skyddsvärda habitat eller djur dokumenterats. Området domineras av hårda substrat (främst sten och block) vid grundare områden, som sedan övergår i finkornigare substrat i takt med ett ökat djup. Majoriteten av biotan som observerats i parkområdet har varit olika typer av leddjur och en liten del växtlighet i form av fintrådiga påväxtalger. Blåmussla har inte observerats i förekommande utredning (Kapitel 2.2.4 och 2.2.5), men vid en tidigare undersökning har en liten förekomst noterats i området (Naturvårdsverket 2010). Som mest kommer fundament och erosionsskydd uppta cirka 0,8 % av parkområdets yta. Projektområdet kommer i sin tur uppta som mest 2 % av Bottenhavets Utsjövatten. Bottenanspråket innebär en introduktion av hårbottenssubstrat, vilket redan är det dominerande botten substratet. Den fysiska påverkan på botten, med den procentuellt lilla förändring av habitatförlust och tillskott av artificiella substrat som är aktuell, bedöms bli försumbar.

Finngrundets bankar är närmsta utpekade N2000-området som ligger cirka 24–32 km söder om Vindpark Sylen. Bankarna är utsjöbankar med marina och opåverkade förhållanden, med hårbottnar som ger bra förhållanden för makroalger och andra hårbottensarter. Enligt Natura 2000 - Standard Data Form förekommer där två typer av habitat: *sandbankar (1110)* samt *rev som är skyddade (1170)*. Vindkraftsparkens bottenanspråk kommer inte påverka arealen av skyddsvärda habitat, så som sandbankar och rev eller biogena substrat. Den sedimentspridning som beräknas uppstå under anläggningsfasen kan dock komma att nå Finngrundets bankar under den första delen av anläggningsfasen. Det sediment som eventuellt når dessa områden beräknas resultera i en sedimentpålagring på maximalt 0,01–1 mm. Pålagringen bedöms leda till en försumbar effekt på bankarna då påverkan bedöms bli kortvarig eftersom det finkorniga sedimentet förmodas ansamlas under en kortare period för att sedan föras bort av vattenströmmar och vågrörelser (Kapitel 3.5).

Sammantaget bedöms den sökta verksamheten inte påverka arealen av skyddsvärda habitat, så som sandbankar och rev eller biogena substrat.

Miljö kvalitetsnorm D.3

Permanenta förändringar av hydrografiska förhållanden som beror på storskaliga verksamheter, enskilda eller samverkande, får inte påverka biologisk mångfald och ekosystem negativt.

Indikatorer saknas.

Påverkan på hydrografen från den sökta verksamheten har i detta skede ännu inte utretts. Påverkan förväntas bli lokal och troligen liten, men en säker bedömning är svår att göra utan underlag.

Vindkraftverk kan leda till påverkan på hydrografen i form av bland annat förändrade strömmar, vågmönster och omblandning av vattenmassan i vindkraftverkens närhet samt i vissa fall ändrade isförhållanden. Påverkan på hydrografen är en komplex fråga, och dess omfattning beror på en rad faktorer så som val av fundament, antal vindkraftverk, avstånd mellan vindkraftverken samt faktorer som strömförhållanden och djup i området. En stor del av befintlig forskning pekar på att de flesta vindkraftsinducerade förändringar sker inom vindkraftsparkområdet och/eller inom naturliga variationer (Clark m.fl. 2014). Det finns dock senare studier som indikerar andra scenarier med potentiell påverkan på exempelvis uppvällningsmönster eller lägre bottenrenivåer, förändringar av sediment, näringsämnen, eller växtplanktonregimer samt att påverkan potentiellt kan ske för större områden än begränsat till parken (Carpenter m.fl. 2016; Daewel m.fl. 2022; Dorrell m.fl. 2022; Floeter m.fl. 2022; van Berkel m.fl. 2020).

E. Skräp och buller

Miljö kvalitetsnorm E.1

Havsmiljön ska så långt som möjligt vara fri från skräp.

E.1.1 Mängd skräp på stränder

Målvärde: Ökande antal referensstränder som uppvisar en nedgående trend i mängden skräp.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm E.1 kommer att beaktas i miljö- och avfallsplanerna. Avfall, såväl fast som flytande, kommer under samtliga faser tas om hand, sorteras och förvaras så att risk för förorening eller andra olägenheter inte uppstår samt transporteras till land för omhändertagande. Verksamheten kommer således inte innebära en tillförsel av marint skräp till projektområdet.

Miljö kvalitetsnorm E.2

Mänskliga verksamheter ska inte orsaka skadligt impulsivt ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning.

Indikatorer saknas.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm E.2, gällande påverkan från undervattensljud, beaktas utförligt i konsekvensbedömningen i Kapitel 3.3.1 samt i den utredning som tagits fram av Efterklang, 2023 vilken ligger till grund för konsekvensbedömningarna. Bedömningarna sammanfattas nedan.

Under anläggningsfasen av Vindpark Sylen bedöms pålning vara den klart dominerande ljudkällan. Den undervattensljudutredning som gjorts av Efterklang (2023) visade att det föreligger behov av ljuddämpningsåtgärder vid pålningen för att inte överskrida tröskelvärden gällande ljudexponering för vattenlevande organismer (förslag till åtgärd: Hydro Sound Damper i kombination med Dubble Big Bubble Curtain). Föreslagna åtgärder bedöms som tillräckliga för att inte överskrida uppsatta tröskelvärden och skulle innebära att risken för tillfällig hörselskada och permanent hörselskada hos säl skulle begränsas till avstånd kortare än 100 m från pålning vid full slagstyrka. Vid ramp-up av pålningen förväntas säl ha avlägsnat sig till betydligt större avstånd när pålning väl utförs med full slagstyrka. Påverkan leder främst till undvikandebeteenden. Det närmaste dokumenterade tillhålllet för säl ligger dock 45 km från Vindpark Sylen vilket är utanför det avstånd (cirka 25 km) där beteendeförändringar förväntas. Studier har också visat att säl tycks återvända till påverkade områden efter att störningen upphört. Under Sylens driftsfas beräknas betydligt lägre nivåer av undervattensljud, jämfört med anläggningsfasen, som väntas få obetydlig effekt på säl i området. Risken för påverkan på marina däggdjur bedöms bli försumbar, förutsatt att föreslagna åtgärder tillämpas.

I samband med avvecklingen av vindkraftverk finns åter risk för höga undervattensljud, omfattningen beror dock på vilken metod som används. Då avvecklingsfasen ligger så långt fram i tiden är det svårt att veta vilka metoder som kommer finnas tillgängliga varför det blir svårt att bedöma vilken påverkan det kan komma att få. Påverkan förväntas inte bli större än vid anläggningsfasen.

Sammanfattning av bedömd påverkan på miljö kvalitetsnormer

Tabell 4.2. Sammanfattning av bedömd påverkan på miljö kvalitetsnormer (enligt Bilaga 3 till HVMFS 2012:18, HaV 2019a).

Berörd MKN	Tillhörande relevanta indikatorer	Bedömd påverkan
A. Tillförsel av näringsämnen och organiskt material		
Miljö kvalitetsnorm A.1 <i>Tillförsel av näringsämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar koncentrationer av kväve och fosfor i havsmiljön som förhindrar att god miljöstatus uppnås.</i>	A.1.1 Tillförsel av kväve och fosfor	Sökt verksamhet kommer inte tillföra näringsämnen och bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnorm A.1.
B. Tillförsel av farliga ämnen		
Miljö kvalitetsnorm B.1 <i>Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås.</i>	B.1.1 Farliga ämnen i biota	Sökt verksamhet kommer inte tillföra farliga ämnen och bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormerna B.1 och B.2.
Miljö kvalitetsnorm B.2 <i>Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem.</i>	B.2.2 Antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter	
C. Biologisk störning		
Miljö kvalitetsnorm C.3 <i>Populationerna av alla naturligt förekommande fiskarter och skaldjur som påverkas av fiske har en ålders- och storleksstruktur samt beståndsstorlek som garanterar deras långsiktiga hållbarhet.</i>	C.3.1 Fiskeridödlighet (F) C.3.2 Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade bestånd C.3.3 Hållbart nyttjande av nationellt förvaltade arter	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormerna C.3 och C.4. Påverkan på fisk och yrkesfisket bedöms bli försumbar till liten.
Miljö kvalitetsnorm C.4 <i>Förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fiskesamhället ska möjliggöra att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls.</i>	C.4.1 Storleksstruktur i fiskesamhället i utsjövattnen	En eventuell påverkan bedöms ske i positiv riktning, utifrån reveffekter och påverkan på yrkesfisket.
D. Fysisk störning		
Miljö kvalitetsnorm D.1 <i>Den av mänsklig verksamhet opåverkade havsbottenarealen ska ha en omfattning som ger förutsättningar för att upprätthålla bottenarnas struktur och funktion för respektive livsmiljötyp.</i>	D.1.1 Trend för fysisk störning på havsbotten från bottentrållning	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnorm D.1.
	D.1.2 Fysisk förlust av sandbankar och rev	Den trållning som pågår i närområdet är främst pelagisk. Då ingen bottentrållning sker i dagsläget bedöms projektet inte påverka den totala arealen av trålsvepta områden. D.1.2, se nedan.
Miljö kvalitetsnorm D.2 <i>Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka.</i>	Indikatorer saknas	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnorm D.2. Som mest kommer fundament och erosionskydd uppta knappt 1 % av projektområdet. Projektområdet kommer i sin tur uppta som mest 2 % av Bottenhavets Utsjövattnen. Bottnanspråket innebär introduktion av hårbottenssubstrat, vilket redan är det dominerande bottenssubstratet. Fysisk påverkan på havsbotten bedöms bli försumbar.

Fortsättning nästa sida.

Fortsättning Tabell 4.2.

Berörd MKN	Tillhörande relevanta indikatorer	Bedömd påverkan
Miljö kvalitetsnorm D.3 <i>Permanent förändringar av hydrografiska förhållanden som beror på storskaliga verksamheter, enskilda eller samverkande, får inte påverka biologisk mångfald och ekosystem negativt.</i>	Indikatorer saknas	Bedömningsunderlag saknas.
E. Skräp och buller		
Miljö kvalitetsnorm E.1 <i>Havsmiljön ska så långt som möjligt vara fri från skräp.</i>	E.1.1 Mängd skräp på stränder	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnorm E.1. Påverkan, i form av marina skräp, bedöms bli försumbar förutsatt att avfall tas om hand, sorteras och förvaras så att risk för förorening minimeras.
Miljö kvalitetsnorm E.2 <i>Mänskliga verksamheter ska inte orsaka skadligt impulsivt ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning.</i>	Indikatorer saknas	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen. Påverkan, i form av impulsiva ljud, bedöms bli försumbar förutsatt att föreslagna bullerdämpande åtgärder tillämpas.

5 Referenser

- Aarts, Geert & Brasseur, Sophie & Kirkwood, Roger. 2018. Behavioural response of grey seals to pile-driving. 10.18174/466039.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Koblitz, J., Teilmann, J., ... & Benke, H. 2022. Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. *Ecology and Evolution*, 12(2): e8554.
- Andersson, M. H., & Öhman, M. C. 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61(6): 642-650.
- Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. 2016. *Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6723.
- Aneer, G. 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries research* 8, 169–195.
- Artdatabanken 2023. *SLU Artdatabanken*. <https://artfakta.se>
- ArtDatabanken. *Artfakta: Skarpsill*. <https://artfakta.se/artinformation/taxa/sprattus%20sprattus-206091/detaljer> [2023-11-08]
- Axenrot & Didrikas. 2012. *Effekter av havsbaserad vindkraft på pelagisk fisk*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6481.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., K &, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2): 169- 193.
- Benhemma-Le Gall, Graham, Merchant & Thompson. 2021. Broad-scale response of harbour porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Frontiers in Marine Science*, 8: 664724
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., & Åstrand Capetillo, N. 2012. *Vindkraftens effekter på marint liv - En syntesrapport*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6488.
- Bergström, L., Westerberg, H., Olofsson, H., Axenrot, T., & Sköld, M. 2007. *Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden*. Finfo 2007, 31 s. ISSN 1404–8590.
- Bergström, L., Öhman, MC., Berkström, C., Isæus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Nyström Sandman, A., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H., & Wahlberg, M. 2022. *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 7049.
- Bochert, R. & Zettler, M.L. 2004. Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics*, 25 (7): 498–502.
- Bohnsack J.A., 1996. Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: Reef fisheries (eds. Polunin NVC, Roberts CM). Chapman & Hall, London. pp 283-314.
- Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. 1999. Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: A functional-group approach. *Australian Journal of Ecology*, 24: 312-326.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M. & Campbell, S. 2003. Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine Coastal Shelf Science* 57 (1-2): 209-223.
- Browne, N. K., Tay, J., & Todd, P. A. 2015. Recreating pulsed turbidity events to determine coral–sediment thresholds for active management. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 466: 98–109.

- Bruton, M.N. 1985. The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*, 125: 221–241.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., ... & 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.
- Carpenter, J. R., Merckelbach, L., Callies, U., Clark, S., Gaslikova, L., & Baschek, B. 2016. Potential impacts of offshore wind farms on North Sea stratification. *PLoS one*, 11(8): e0160830.
- Clark, S., Schroeder, F., & Baschek, B. 2014. *The Influence of Large Offshore Wind Farms on the North Sea and Baltic Sea: A Comprehensive Literature Review*. Geesthacht, Germany: Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Zentrum für Material-und Küstenforschung.
- Cresci, A., Perrichon, P., Durif, C.M.F., Sørrhus, E., Johnsen, E., Bjelland, R., Larsen, T., Skiftesvik, A.B. och Browman, H.I. 2022. Magnetic fields generated by the DC cables of offshore wind farms have no effect on spatial distribution or swimming behavior of lesser sandeel larvae (*Ammodytes marinus*). *Mar. Environ. Res.*, vol. 176: 105609, 2022.
- Daewel, U., Akhtar, N., Christiansen, N., & Schrum, C. 2022. Offshore wind farms are projected to impact primary production and bottom water deoxygenation in the North Sea. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 292.
- Dang, D.H., Lenoble, V., Durrieu, G., Omanović, D., Mullot, J.-U., Mounier, S., & C. Garnier. 2015. Seasonal variations of coastal sedimentary trace metals cycling: insight on the effect of manganese and iron (oxy) hydroxides, sulphide and organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1–2).
- Davison & Hughes. 1998. *Zostera biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs, Vol. 1*. Scottish Association for Marine Science, (UK Marine SACs Project).
- Day, R.D., McCauley, R.D., Fitzgibbon, Q.P., Hartmann, K. & Semmens, J.M. 2017. Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: E8537–E8546.
- DEA 2022. Danish Energy Agency. Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles.
- de Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J., & Heubel, K. U. 2018. Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental pollution*, 237: 814–823.
- De Troch, M., Reubens, J.T., Heirman, E., Degraer, S., Vincx, M. 2013. Energy profiling of demersal fish: A case study in wind farm artificial reefs. *Marine Environmental Research* 92: 224-233
- Dorrell, R. M., Lloyd, C. J., Lincoln, B. J., Rippeth, T. P., Taylor, J. R., Caulfield, C. C. P., ... & Simpson, J. H. 2022. Anthropogenic mixing in seasonally stratified shelf seas by offshore wind farm infrastructure. *Frontiers in Marine Science*, 9: 830927.
- Dunlop, E., Reid, S., & Murrant, M. 2016. Limited influence of a wind power project submarine cable on a Laurentian Great Lakes fish community. *Journal of Applied Ichthyology*, 32: 18–31.
- Durif, C. M., Stockhausen, H. H., Skiftesvik, A. B., Cresci, A., Nyqvist, D., & Browman, H. I. 2022. A unifying hypothesis for the spawning migrations of temperate anguillid eels. *Fish and Fisheries*, 23(2): 358-375.
- Edrén, S. M., Andersen, S. M., Teilmann, 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 behavior. *Marine Mammal Science*, 26(3): 614–634.
- Efterklang, 2023. *Utredning av undervattensbuller, Vindpark Sylen*.
- Energi E2. 2005. *Review report 2004: The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farms*. Environmental impact assessment and monitoring
- Ertemeijer, P. L. A., & Lewis, R. I. I. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine pollution bulletin*, 52: 1553–1572.

- Eriksson & Johansson, 2003. *Sedimentation reduces recruitment success of Fucus vesiculosus (Phaeophyceae) in the Baltic Sea*. Europe's Journal of Psychology.
- Erlandsson, M., Fredriksson, R. & Bergström, U. 2021. *Kartläggning av viktiga uppväxtområden för fisk i grunda kustområden i Östersjön*. Aqua reports 2021:17, Sveriges LantbruksUniversitet.
- Ernst, D.A. & Lohmann, K.J. 2018. Size-dependent avoidance of a strong magnetic anomaly in Caribbean spiny lobsters. *Journal of Experimental Biology*, 221(5): jeb172205.
- Fey D.P., Greszkiewicz, M., Otremba, Z., Jakubowska, M., Andrulewicz, E. och Urban-Malinga, B. 2019. Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish? *Aquatic Toxicology*, 209.
- Floeter, J., Pohlmann, T., Harmer, A., & Möllmann, C. 2022. Chasing the offshore wind farm wind-wake-induced upwelling/downwelling dipole. *Frontiers in Marine Science*, 9, 884943.
- Formicki, K., Korzelecka-Orkisz, A. och Tański, A. 2021. The effect of an anthropogenic magnetic field on the early developmental stages of fishes - a review. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(3): 1–14, 2021.
- Gunnartz, U., Lif M., Lindberg P., Ljunggren L., Sandström A. & G. Sundblad. 2011. *Kartläggning av lekområden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten – en intervjustudie*. Finfo 2011: 3.
- Gubbay. 2003. *Marine aggregate extraction and biodiversity*. Report to the Joint Marine programme of The Wildlife Trusts and WWF-UK.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å. 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning: en litteratursammanställning. Naturvårdsverket, Rapport 5999.
- Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Woodley, C. M., Carlson, T. J., & Popper, A. N. 2012. Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS One*: 7(6), e38968.
- Harsanyi, P., Scott, K., Easton, B.A.A., de la Cruz Ortiz, G., Chapman, E.C.N., Piper, A.J.R., Rochas, C.M.V. & Lyndon, A.R. 2022. The Effects of Anthropogenic Electromagnetic Fields (EMF) on the Early Development of Two Commercially Important Crustaceans, European Lobster, *Homarus gammarus* (L.) and Edible Crab, *Cancer pagurus* (L.). *Journal of Marine Science and Engineering*, 10:564.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2012. *God havsmiljö 2020 - Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 2: God miljöstatus och miljö kvalitetsnormer*. Rapport 2012:20.
- HaV, Hav- och vattenmyndigheten. 2016a. *Undersökningstyp: Sediment – basundersökning*. Version 1:2.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2016b. *Programområde: Kust och hav. Miljöövervakningsmetod: Gråsälsbestånd*. Version 1:4.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2017. *Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter*
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2018. *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018–2023. Bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2018:27.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2019a. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön*, HVMFS 2012:18.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2019b. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*, HVMFS 2019:25.
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2019c. *Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön*. Reviderad upplaga 2019. Rapport 2019:24.
- HaV, Hav- och vattenmyndigheten. 2022. *Vem kan överleva i brackvatten?* [2023-12-07]
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2023a. *Yrkesfiskets fångstrappor för åren 2018 – 2022*.

- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2023b. *Lektidsportalen*.
<https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/atgarder-skydd-och-rapportering/lektidsportalen.html> [2023-12-18]
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2023c. *Om HELCOM*.
<https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/internationellt-samarbete-och-konventioner/konventioner/helcom---skydd-av-den-marina-miljon-i-ostersjon/om-helcom.html> [2023-12-18]
- HaV, Havs- och vattenmyndigheten. 2023. *Utdrag ur fångstregister i ICES-områden 50G7, 51G7, 52G7 samt 51G8*.
- HELCOM. 2023a. *Visningstjänst lekområden*.
<https://maps.helcom.fi/website/mapservice/> [2023-12-18]
- HELCOM, Helsingforskommissionen. 2023b. *State of the Baltic Sea 2023*. Third HELCOM holistic assessment 2016–2021.
- HELCOM HUB. 2013. *Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification*. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
- Heinisch, P. & Wiese, K. 1987. Sensitivity to movement and vibration of water in the North Sea shrimp *Crangon crangon* L. *Journal of Crustacean Biology*, 7: 401–413.
- Hervall, P., Isaksson, E., Benavente, Norrman, E., Karlsson, M., & Jönsson, A. 2022. *Vindpark Gretas Klackar 1 – naturmiljö och konsekvensbedömningar*. AquaBiota Report 2022:08. 120 sid.
- Hinchey, E. K., Schaffner, L. C., Hoar, C. C., Vogt, B. W. & Batte, L. P. 2006. Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia*, 556(1): 85–98.
- Hudd, R., Veneranta L. & J. Vanhatalo. 2013. *Havslekande sikens och sikløjans yngelproduktionsområden*. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets arbetsrapporter 7/2013.
- Hutchison, Z., Gill, A., Sigray, P., He, H. & King, J. 2020. Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Scientific Reports*, 10:4219.
- Hvidt, C. B., Leonhard, S. B., Klausstrup, M. & Pedersen, J. 2006. *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Farms*. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report – 2005. 54 s.
- Hylkema, A., Debrot, A.O., Osinga, R., Brona, P.S., Heesink, D.B., Izioka, A.K., Reida, C.B., Rippena, J.C., Treibitze, T., Matan Yuvale M. & Murk, A.J. 2020. Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering*, 157: 105994.
- ICES. 2022. *ICES statistical rectangles*.
<https://www.ices.dk/data/maps/Pages/ICES-statistical-rectangles.aspx> [2023-12-18]
- Isæus, M., Beltrán, J., Stensland Isæus, E., Öhman, M.C. & Andersson-Li, M. 2022. *Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön 2022*. Vindval. Naturvårdsverket, rapport 7055.
- Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., Otremba, Z. & Andrulewicz, E. 2019. Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research*, 150.
- Jakubowska-Lehrmann, M., Białowas, M., Otremba, Z., Hallmann, A., Śliwińska-Wilczewska, S. & Urban-Malinga, B. 2022. Do magnetic fields related to submarine power cables affect the functioning of a common bivalve? *Marine Environmental Research*, 179.
- Johansson, K., Sigray, P., Backström, T., & Magnhagen, C. 2016. Stress response and habituation to motorboat noise in two coastal fish species in the Bothnian Sea. In *The effects of noise on aquatic life II* (s. 513-521). Springer, New York, NY.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26: 307–314.

- Josefsson, S. 2017. *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment*. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapport 2017:12
- Jägerbrand, A. K., Brutemark, A., Sveden, J. B., & Gren, M. 2019. A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Science of the Total Environment*, 695: 133637.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. 2020. *Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet*. Aqua reports 2020:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 73 s.
- Kavet, R., Wyman, M.T. och Klimley, A.P. 2016. Assessment of Potential Impact of Electromagnetic Fields from Undersea Cable on Migratory Fish Behavior Period Covering: January 2014 – 2016. Final Technical Report.
- Kautsky, L. & Kautsky, N. 2000. The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay (chapter 8). I: Sheppard CRC (Red.) Seas at the millennium: an environmental evaluation: 1. Regional chapters: Europe, The Americas and West Africa. s. 121–133.
- Kikuchi R. 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin*, 60(2): 172–177
- Kjørboe T, Frantsen E, Jensen C, Sørensen G. 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 107–111.
- Kjelland, M. E., Woodley, C. M., Swannack, T. M., & Smith, D. L. 2015. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment systems and decisions*, 35(3): 334-350.
- Knott, N. A., Underwood, A. J., Chapman, M. G., & Glasby, T. M. 2004. Epibiota on vertical and horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84: 1117–1130.
- Koehler, B. & Bergström, L. 2023. Havsbaserad vindkraft i samexistens med fiske, vattenbruk och naturvård? En inledande kunskapssammanställning. Aqua reports 2023:4. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J. & Olsson, J. 2021. *Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen*. Havs- och vattenmyndighetens Rapport 2020:27.
- Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J. & Schröder, A. 2013. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, 125: 1–9
- Kullander, S.O. 2002. *Svenska fiskar: Förteckning över svenska fiskar*. World Wide Web elektronisk publikation; Naturhistoriska riksmuseet. <http://www2.nrm.se/ve/pisces/allfish.shtml.se>, 2005-11-23
- Kääriä J, Esko S. 1997. *Occurrence of 0-group Baltic herring (Clupea harengus membras) in the littoral zone along the coast of northern Baltic Sea*. Ichthyoplankton Ecology, Fisheries Society of the British Isles, p 25.
- Kääriä, J., Rajasilta, M., Kurkilahti, M. & Soikkeli, M. 1997. Spawning bed selection by the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in the archipelago of SW Finland. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 917–923.
- Lagenfelt, I. Andersson, I. & Westerberg, H. 2012. *Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6479.
- Lager, H. 2013. *Kartläggning av utsläppskällor för dioxiner, PCB och HCB*. Uppsala universitet.
- Landrum, P.F., Lotufo, G.R., Gossiaux, D.C., Gedeon, M.L. & Lee, J.H. 2003. Bioaccumulation and critical body residue of PAHs in the amphipod, *Diporeia* spp.: additional evidence to support toxicity additivity for PAH mixtures. *Chemosphere*, 51: 481–489.
- Langhamer, O. 2012. Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *The Scientific World Journal*, 2012.

- Iannuzzi, Weinstein, Sellner & Barrett. 1996. *Habitat disturbance and marina development: An assessment of ecological effects. I. Changes in primary production due to dredging and marina construction*. Estuaries and coasts.
- Lappalainen, Virtanen, Kallio, Junttila & Viitasalo. 2019. *Substrate limitation of a habitat-forming genus Fucus under different water clarity scenarios in the northern Baltic Sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science.
- Leonhard, S. B., Hvidt, C., Klausstrup, M. & Pedersen, J. 2006. *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Turbine Foundations*. Nystedt Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual Report – 2005.
- Leonhard, Birklund & Birklund. 2006. *Change in diversity and higher Biomass (Chapter 4)*. In *Danish offshore wind – key environmental issue*. ed. J. Kjær, J.K. Larsen, C. Boesen, H.H. Corlin, S. Andersen, S. Nielsen, Ragborg & Christensen, DONG Energy, Vattenfall, The Danish Energy Authority and The Danish Forest and Nature Agency: Copenhagen.
- Lindell, H. & Rudolphi, E. 2003. *Utgrunden. Havsbaserad Vindkraftspark – Mätning av undervattensbuller*. Ingemansson Technology AB, Rapport 11.
- Long, E., Macdonald, D., Smith, S. & Calder, F. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81–97.
- Love, M.S., Nishimoto, M.M., Clark, S. & Bull, A.S. 2015. Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 114:33–41.
- Luhtala, H., Kulha, N., Tolvanen, H., & Kalliola, R. 2016. The effect of underwater light availability dynamics on benthic macrophyte communities in a Baltic Sea archipelago coast. *Hydrobiologia*, 776, 277-291.
- Löf, M., Sundelin, B., Bandh, C. & Gorokhova, E. 2016. Embryo aberrations in the amphipod *Monoporeia affinis* as indicator of toxic pollutants in sediment, a field evaluation. *Ecological Indicators*, 60: 18–30.
- Livet i havet. 2022a. *Pungräka*.
<https://www.havet.nu/livet/art/pungraka> [2023-11-08]
- Livet i havet. 2022b. *Vitmärsla*.
<https://www.havet.nu/livet/art/vitmarla> [2023-11-08]
- Malm, T. 1999. *Distribution patterns and ecology of Fucus serratus and F. vesiculosus in the Baltic Sea*. PhD thesis. Department of Botany, Stockholm University.
- Martins, V.A., Frontalini, F., Tramonte, K.M., Figueira, R.C.L., Miranda, P., Sequeira, C., Fernández-Fernández, S., Dias, J.A., Yamashita, C., Renó, R., Laut, L.L.M., Silva, F.S., Rodrigues M.A. da, C., Bernardes, C., Nagai, R., Sousa, S.H.M., Mahiques, M., Rubio, B., Bernabeu, A., Rey, D. & Rocha, F. 2013. Assessment of the health quality of Ria de Aveiro (Portugal): heavy metals and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin*, 70: 18–33.
- Messieh, S.N., Wildish, D.J., & Peterson, R.H. 1981. *Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery*. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries and Environmental Sciences, Biological Station.
- Mickle, M. F., & Higgs, D. M. 2017. Integrating techniques: a review of the effects of anthropogenic noise on freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(9): 1534–1541.
- Miljødirektoratet. 2016. *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og iota - revidert 30.12.2020*. M-608.
- Mohan & Hosetti. 1998. *Aquatic Plants for Toxicity Assessment*. Environmental Research Section.
- Moriyasu, M., Allain, R., Benhalima, K. & Claytor, R. 2004. Effects of seismic and marine noise on invertebrates: A literature review. *Canadian Science Advisory Secretariat*. 2004/126: 47.
- Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet: Kust och hav*. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket. 2002. *Metodik för inventering av förorenade områden: Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Vägledning för insamling av underlagsdata*. Rapport 4918.

- Naturvårdsverket. 2009. *Beskrivning av delprogram Säl och havsörn*. Version 3.
- Naturvårdsverket, 2010. *Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning*. Rapport 6385.
- Naturvårdsverket. 2011a. *Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2: Gråsäl, Halichoerus grypus*. NV-01162-10.
- Naturvårdsverket. 2011b. *Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2: Vikare, Phoca hispida*. NV-01162-10.
- Naturvårdsverket. 2016. *PM- 2016-02-05. Tillgängliga koder för attributet "Natur-typ" i NNK-IT systemet*. Ärendenr: NV-08177-15.
- Naturvårdsverket. 2017. *Undersökningstyp: Metaller i sediment Version 1:2, 2017-12-20*.
- Nedwell, J. & Howell, D. 2003. *Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from off-shore wind turbines and its impact on marine wildlife: initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise*. COWRIE Report No 544 R 0424, 68 s.
- Newcombe CP, & MacDonald DD 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11: 72–82
- NIRAS. 2023. *Sylen OWF-Sediment dispersal modelling*.
- Ojaveer, E. 1981. *Marine pelagic fishes in the Baltic Sea*. Elsevier Oceanography series No. 30, pp. 276–292. Elsevier Scientific Publishing company.
- Oksanen m.fl. 2014. Oksanen, Sari M. et al. "Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation." *Marine Ecology Progress Series* 507 (2014): 297-308.
- Paine, R.T 1974. *Intertidal community structure*. *Oecologia* 15.
- Pangerc T, Theobald PD, Wang LS, Robinson SP & Lepper PA. 2016. Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. *Journal of the Acoustic Society of America*, 140: 2913–2922
- Pelagia. 2023. *Yrkesfiske Sylen*.
- Pihl, L., Wennhage, H. & Nilsson, S. 1994. Fish assemblage structure in relation to macrophyte and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and soft-bottom habitats. *Env. Biol. Fish.*, 39: 271-288.
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of fish biology*, 94(5): 692-713.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., & Thomsen, F. 2020. Taking the animals' perspective regarding anthropogenic underwater sound. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(9): 787–794.
- Poweilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmuller, R., Stockmann, K., Wetzell, M. A. & Koop, J. H. E. 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75 (3-4): 441-45.
- Raymond, C., Gorokhova, E & Karlson, A.M.L. 2021. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 624658.
- Remeikaitė-Nikienė, N., Garnaga-Budrė, G., Lujanienė, G., Jokšas, K., Stankevičius, A., Malejevas, V., & Barisevičiūtė, R. 2018. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south-eastern Baltic Sea (Lithuanian zone). *Oceanologia*, 60(2): 193–206.
- Reubens, JT., Degraer, S., Vincx, M. 2011. Aggregation and feeding behaviour of pouting (*Trisopterus luscus*) at wind turbines in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research*, 108: 223-227

- Reubens, J.T., Degraer, S. & Vincx, M. 2014. The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia*, 727: 121–136.
- Reubens, J.T., Vandendriessche, S., Zenner, A.N., Degraer, S. & Vincx, M. 2013. Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? – Impact on growth, condition index and diet composition. *Marine Environmental Research*, 90: 66–74.
- Roth. 2017. Säkerhetsdatablad enligt förordning (EG) nr 1907/2006 (REACH) – Bensen. Carl Roth. Version 3.
- Russell, D. J., Brasseur, S. M., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M., Aarts, G., ... & McConnell, B. 2014. Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, 24(14): R638-R639.
- Russell, D. J., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A., ... & McConnell, B. J. 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6): 1642–1652.
- Sand, O., Karlsen, H. E. & Knudsen, F. R. 2008. Comment on "Silent research vessels are not quiet". *Journal of the Acoustic Society of America*, 121: 145–150.
- Scott, K., Harsanyi, P. & Lyndon, A.R. 2018. Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDs) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 131: 580–588.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning. 2023. Kartvisare och utsök av halter miljögifter. <https://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/rapporterad-data-till-datavardskap-for-miljogifter> [2023-09-15] Sigray, P., Andersson, M. & Fristedt, T. 2009. *Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk: akustisk störning på fisk*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 5963–7.
- SIS, 2013. Svenska Institutet för Standarder. Svensk Standard SS-EN 16665:2013. SIS, 2012. *Vattenundersökningar – Vägledning för kvantitativ provtagning och provhantering av makrofauna på marina mjukbottnar*.
- Sjöberg & Ball, 2000. M Sjöberg and John P Ball. 2000. Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging?. *Canadian Journal of Zoology*, 78(9): 1661–1667.
- Skyborn. 2023. Eyrasalt Offshore. Bilaga T3: Miljökonsekvensbeskrivning.
- SLU Aqua. 2023. <https://www.dvfisk.slu.se>
- SLU Artdatabanken. 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. Sveriges lantbruksuniversitet.
- SLU Artfakta. 2023. <https://www.artfakta.se>
- Smith, S. & Westerberg, H. 2003. *Kunskapsläget vad gäller den havsbaserade vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden*. Finfo 203:2, 24 s. ISSN 1404–8590.
- SMHI, 2023. Datavårdskap oceanografi och marinbiologi - Marina miljöövervakningsdata.. [Online] Available at: <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/marina-miljoovervakningsdata>
- Snyder, D., Bailey, W., Palmquist, K., Cotts, B. & Olsen, K. 2019. *Evaluation of Potential EMF Effects on Fish Species of Commercial or Recreational Fishing Importance in Southern New England (OCS Study BOEM 2019-049)*. Report by CSA Ocean Sciences Inc. and Exponent for Bureau of Ocean Energy Management, U.S. Department of the Interior, Sterling, VA.
- Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pažusienė, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Fey, D.P., Greszkiewicz, M., Sauliūtė, G., Baršienė, J. & Andrulewicz, E. 2019. Genotoxic and cytotoxic effects of 50 Hz 1 mT electromagnetic field on larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Baltic clam (*Limecola balthica*) and common ragworm (*Hediste diversicolor*). *Aquat. Toxicol.*, 208: 109–117.

- Stenberg, C., Støttrup, J. G., van Deurs, M., Berg, C. W., Dinesen, G. E., Mosegaard, H., Grome, T. M., Leonhard, S. B. 2015. Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 528: 257–265.
- Sternbeck, Aquilonius, Josefsson, Marelius & Petsonk. 2008. *Rapport 5886: Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment*. Naturvårdsverket.
- Stępień, Zawal, Buczyński, Buczyńska & Szenejko. 2019. *Effects of dredging on the vegetation in a small lowland river*. PeerJ 7:e6282
- Suedel, B. C., McQueen, A. D., Wilkens, J. L., & Fields, M. P. 2019. Evaluating effects of dredging-induced underwater sound on aquatic species: a literature review. Environmental Laboratory (U.S.). Engineer Research and Development Center (U.S.).
- Sundberg, S. 2020. *Artfaktablad – Zostera marina, ålgräs (bandtång)*. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Sundelin, B. 1983. Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms. *Marine Biology*, 74: 203-212.
- Sundelin, B. & Eriksson, A-K. 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 165-180.
- Sundelin, B., Eriksson Wiklund, A-K. & Ford A.T. 2008. *Biological effects of contaminants: The use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effects of environmental stressors*. ICES 41. International Council for the Exploration of the Sea. Techniques in Marine Environmental Sciences, Copenhagen, Denmark.
- SWECO. 2022. Sikyngelfiske längs Gävleborgs läns kust 2019 till 2021. Samling av rapporter för siknotningar genomförda 2019, 2020 och 2021. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2022:13.
- Söker, Rehfeldt, Santjer & Strack. 2000. *Offshore Wind Energy in the North Sea*. Technical Possibilities and Ecological Considerations - A Study for Greenpeace
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. T. 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5): 2885–2893.
- Toxicon. 2006. *Baslinjeundersökning till kontrollprogram för miljöövervakning vid byggandet av vindkraftsparken på Lillgrund*.
- van Berkel, J., Burchard, H., Christensen, A., Mortensen, L. O., Petersen, O. S., & Thomsen, F. 2020. The effects of offshore wind farms on hydrodynamics and implications for fishes. *Oceanography*, 33(4): 108–117.
- van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A. 2017. Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research*, 126: 26–36.
- VISS. 2023. VattenInformationsSystem Sverige. <https://viss.lansstyrelsen.se/>
- Vanselow, K.H., Jacobsen, S., Hall, C. och Garthe, S. 2018. Solar storms may trigger sperm whale strandings: explanation approaches for multiple strandings in the North Sea in 2016. *Int. J. Astrobiol.*, 17 (4): 336–344, 2018.
- Vincent, C., Ridoux, V., Fedak, M. A., McConnell, B. J., Sparling, C. E., Leaute, J. P., ... & Spitz, J. 2016. Foraging behaviour and prey consumption by grey seals (*Halichoerus grypus*)—spatial and trophic overlaps with fisheries in a marine protected area. *ICES Journal of Marine Science*, 73(10), 2653–2665.
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sound from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288: 295–309.
- Wang, L., Wang, B., Cen, W., Xu, R., Huang, Y., Zhang, X., ... & Zhang, Y. 2023. Ecological impacts of the expansion of offshore wind farms on trophic level species of marine food chain. *Journal of Environmental Sciences*.
- Wenger, A. S., Harvey, E., Wilson, S., Rawson, C., Newman, S. J., Clarke, D., & Erftemeijer, P. L. 2017. A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and fisheries*, 18(5): 967–985

- Wennerström, L., Andersson, A., Hill, J., Ståhl, G., Ryman, N., Laikre, L. 2022. *Preliminär rapportering avseende frågeställningen: finns det genetiska skillnader bland vårlekande strömming i ICES-områdena 27 och 29?* Delrapportering av uppdragen (dnr 2077–21;01601–2021; 02213–2020)
- Wennerström, L., Bergius Nord, M., Adill, A., Bergström, U., Fredriksson, R., Gilljam, D., Heimbrand, Y., Ringdahl, K., Säterberg, T., Valentinsson, D. 2023. Vetenskapligt underlag till HaV:s regeringsuppdrag: vetenskapligt projekt som motsvarar en utflyttad trålgrens. Sveriges LantbruksUniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. PM 2023-05-05.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., Andersson, I., Wahlberg, M. och Sparrevik, E. 2006. Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link. Fiskundersökningar 1999–2006. Fiskeriverket, 2006.
- Westerberg, H. & Lagenfelt, I. 2008. Sub-Sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 369-375
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., and Svedäng, H. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1457–1462
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. 1996. Effects on suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES Council Meeting Papers 13 (p. 13).
- Whyte, K. F., Russell, D. J., Sparling, C. E., Binnerts, B., & Hastie, G. D. 2020. Estimating the effects of pile driving sounds on seals: Pitfalls and possibilities. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(6): 3948-3958.
- Wiklund, A. K. E., & Broman, B. S. D. 2005. Toxicity evaluation by using intact sediments and sediment extracts. *Marine pollution bulletin*, 50(6): 660-667.
- Wilber, D. H., & Clarke, D. G. 2001. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American journal of fisheries management*, 21(4): 855-875.
- Wilhelmsson & Malm. 2008. *Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata*. Estuarine, Coastal and Shelf Science
- Wikström, A. & Granmo, Å. 2008. En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 5856.
- Wyman, M.T., Klimley, A.P., Battleson, R.D., Agosta, T.V., Chapman, E.D., Haverkamp, P.J., Pagel, M.D. och Kavet, R. 2018. Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. *Mar. Biol.*, 165, (8): 134, 2018.
- Wright, S. R., Lynam, C. P., Righton, D. A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., ... & Hyder, K. 2020. Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3): 1206-1218.
- Årnio, K., Bonsdorff, E., & Rosenback, N. 1996. Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.), and turbot *Scophthalmus maximus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 36 (3–4): 311–320.
- Öhman, MC. 2023. *Effekter av havsbaserad vindkraft på fisk*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 7115.
- Öhman, MC. & Rajasuriya, A. 1998. Relationships between habitat structure and fish assemblages on coral and sandstone reefs. *Env. Biol. Fish.*, 53:19-31
- Öhman, MC., Rajasuriya, A. & Olafsson, E. 1997. Reef fish assemblages in north-western Sri Lanka: distribution patterns and influences of fishing practises. *Env. Biol. Fish.*, 49: 45 - 61.
- Öhman, MC., Rajasuriya, A. & Svensson, S. 1998. The use of butterflyfishes (Chaetodontidae) as bioindicators of habitat structure and human disturbance. *Ambio*, 27: 708–716.
- Öhman, M., Sigra P. och Westerberg H. 2007. Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *Ambio*, 36, No. 8, 2007.

Öhman, MC. & Wilhelmsson, D. 2005. Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk. Zoologiska institutionen Stockholms universitet. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten. Rapport, 2005, 1–17.

Bilaga 1. Sedimentanalyser

Tabell översätter provpunkternas namn som används i rapporten med det namn som används i de analysrapporter som följer.

Analyserat prov: rapport	Motsvarande prov: analysrapport
BF1.20	BF1.32
BF5.11	BF5.16
BF9.10.21	BF13.14.15
BF6.14.15	BF6.26.27
BF16.17.18	BF28.29.30



Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidingö

Tf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Pelagia Nature & Environment AB
Arvid Ros
Industrivägen 14
901 30 UMEÅ

AR-23-SL-161182-01

EUSELI2-01181646

Kundnummer: SL8450488

Uppdragsmärkn.
Arvid Ros

Analysrapport

Provnnummer:	177-2023-08100556	Provtagare**	Arvid Ros	
Provbeskrivning:				
Matris:	Sediment			
Provet ankom:	2023-08-10			
Utskriftsdatum:	2023-08-23			
Analyserna påbörjades:	2023-08-10			
Provmärkning:	BF13.14.15, 0-5cm Sediment			
Provtagningsplats:	Sylen Marinbiologiska undersökningar Svea Vind			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Torrsubstans	75.9	%	10%	SS-EN 12880:2000 mod. d)
Glödförlust	1.2	% Ts	20%	SS-EN 12879:2000 d)
TOC beräknat	0.68	% Ts		Beräknad från analyserad halt d)
Bensen	< 0.0035	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod d)
Toluen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod d)
Etylbensen	< 0.10	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod d)
m/p-o-Xylen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod d)
Summa TEX	< 0.20	mg/kg Ts	30%	Beräknad från analyserad halt d)
Alifater >C5-C8	< 5.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Alifater >C8-C10	< 3.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Alifater >C10-C12	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Alifater >C12-C16	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Alifater >C16-C35	< 10	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Aromater >C8-C10	< 4.0	mg/kg Ts	40%	SPI 2011 d)
Aromater >C10-C16	< 0.90	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Metylkysener/Metylbenso(a)antracener	< 0.50	mg/kg Ts	30%	SIS: TK 535 N 012 d)
Metylpirener/Metylfloorantener	< 0.50	mg/kg Ts	35%	SIS: TK 535 N 012 d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003163

Sida 1 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161182-01

EUSELI2-01181646

Summa Aromater >C16-C35	< 0.50	mg/kg Ts	25%	SIS: TK 535 N 012	d)
Oljetyp < C10	Utgår				d)*
Oljetyp > C10	Utgår				d)*
Bens(a)antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Krysen	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(b,k)fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(a)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Dibens(a,h)antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Naftalen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenaftilen	< 0.010	mg/kg Ts	50%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fenantren	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Pyren	< 0.010	mg/kg Ts	25%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(g,h,i)perylene	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0.015	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0.025	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0.035	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa cancerogena PAH	< 0.030	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa övriga PAH	< 0.045	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa totala PAH16	< 0.075	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
PCB 28	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 52	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 101	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 118	< 0.0015	mg/kg Ts	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 153	< 0.0015	mg/kg Ts	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003163

Sida 2 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161182-01

EUSELI2-01181646

PCB 138	< 0.0015	mg/kg Ts	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 180	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
Summa PCB7	< 0.0053	mg/kg Ts		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
2,3,7,8-TetraCDD	< 0.175	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDD	< 0.234	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	< 0.468	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	< 0.468	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	< 0.468	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0.569	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktaCDD	< 2.14	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,7,8-TetraCDF	< 0.312	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDF	< 0.429	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,7,8-PentaCDF	< 0.429	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	< 0.390	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	< 0.390	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	< 0.390	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	< 0.390	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0.737	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	< 0.370	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktaCDF	< 3.12	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ	0.0131	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ	0.896	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) exkl. LOQ	0.0131	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) inkl. LOQ	0.877	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
Arsenik As	3.4	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Barium Ba	280	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Bly Pb	6.3	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kadmium Cd	< 0.091	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kobolt Co	6.9	mg/kg Ts	30%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Koppar Cu	11	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahålls av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorier är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 3 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161182-01

EUSELI2-01181646

Krom Cr	35	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Kvikksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/ SS-EN ISO 17852:2008mod	d)
Nickel Ni	13	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Vanadin V	25	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Zink Zn	34	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Monobutyltenn (MBT)	2.4	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monobutyltenn-Sn (MBT-Sn)	1.6	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn (DBT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn-Sn	< 0.33	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn (TBT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn-Sn (TBT-Sn)	< 0.26	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn (TTBT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn-Sn (TTBT-Sn)	< 0.22	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktyltenn (MOT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktyltenn-Sn (MOT-Sn)	< 0.33	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktyltenn (DOT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktyltenn-Sn (DOT-Sn)	< 0.22	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylyltenn (TPhT)	< 0.64	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylyltenn-Sn	< 0.22	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tricyklohexyltenn (TCHT)	< 1.3	µg/kg Ts		Intern	b)
Tricyklohexyltenn-Sn (TCHT-Sn)	< 0.41	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
EOX	<0.50	mg/kg Ts		Intern metod	a)*
1-(3,4-Dichlorophenyl)-3-methylurea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
1-(3,4-Dichlorophenyl)urea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Diuron	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Irgarol	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)

Utförande laboratorium/underleverantör:

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003-r63

Sida 4 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161182-01

EUSELI2-01181646

- a) Eurofins Analytico (Barnveld), NETHERLANDS, NEN EN ISO/IEC 17025:2017, RvA L010
- b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), GERMANY, DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00
- c) Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1977
- d) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Julia Josefsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-002v63

Sida 5 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>



Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Pelagia Nature & Environment AB
Arvid Ros
Industrivägen 14
901 30 UMEÅ

AR-23-SL-161186-01

EUSELI2-01181646

Kundnummer: SL8450468

Uppdragsmärkn.
Arvid Ros

Analysrapport

Provnnummer:	177-2023-08100561	Provtogare**	Arvid Ros		
Provbeskrivning:					
Matris:	Sediment				
Provet ankom:	2023-08-10				
Utskriftsdatum:	2023-08-23				
Analyserna påbörjades:	2023-08-10				
Provmärkning:	BF8.26.27, 0-5cm Sediment				
Provtagningsplats:	Sylen Marinbiologiska undersökningar Svea Vind				
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref	
Torrsubstans	80.5	%	10%	SS-EN 12880:2000 mod.	d)
Glödförlust	1.0	% Ts	20%	SS-EN 12879:2000	d)
TOC beräknat	0.57	% Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Bensen	< 0.0035	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod	d)
Toluen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod	d)
Etylbensen	< 0.10	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod	d)
m/p/o-Xylen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod	d)
Summa TEX	< 0.20	mg/kg Ts	30%	Beräknad från analyserad halt	d)
Alifater >C5-C8	< 5.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	d)
Alifater >C8-C10	< 3.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	d)
Alifater >C10-C12	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	d)
Alifater >C12-C16	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	d)
Alifater >C16-C35	< 10	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	d)
Aromater >C8-C10	< 4.0	mg/kg Ts	40%	SPI 2011	d)
Aromater >C10-C16	< 0.90	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	d)
Metylkrysoener/Metylbenso(a)antracener	< 0.50	mg/kg Ts	30%	SIS: TK 535 N 012	d)
Metylpyrener/Metylfluorantener	< 0.50	mg/kg Ts	35%	SIS: TK 535 N 012	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 1 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161186-01

EUSELI2-01181646

Summa Aromater >C16-C35	< 0.50	mg/kg Ts	25%	SIS: TK 535 N 012	d)
Oljetyyp < C10	Utgår				d)*
Oljetyyp > C10	Utgår				d)*
Bens(a)antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Krysen	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(b,k)fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(a)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Dibens(a,h)antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Naftalen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenafylen	< 0.010	mg/kg Ts	50%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fenantren	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Pyren	< 0.010	mg/kg Ts	25%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(g,h,i)perylen	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0.015	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0.025	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0.035	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa cancerogena PAH	< 0.030	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa övriga PAH	< 0.045	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa totala PAH16	< 0.075	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
PCB 28	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 52	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 101	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 118	< 0.0015	mg/kg Ts	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 153	< 0.0015	mg/kg Ts	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandshållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-0031163

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Sida 2 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161186-01

EUSELI2-01181646

PCB 138	< 0.0015	mg/kg Ts	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 180	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
Summa PCB7	< 0.0053	mg/kg Ts		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
2,3,7,8-TetraCDD	< 0.167	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDD	< 0.223	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	< 0.446	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	< 0.446	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	< 0.446	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	2.31	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktaCDD	4.77	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,7,8-TetraCDF	0.327	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDF	< 0.409	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,7,8-PentaCDF	0.451	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0.424	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0.393	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	< 0.372	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0.501	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	2.55	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	< 0.353	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktaCDF	< 2.98	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ	0.350	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ	0.928	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) exkl LOQ	0.444	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) inkl LOQ	0.920	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
Arsenik As	20	mg/kg Ts	30%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Barium Ba	360	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Bly Pb	6.5	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kadmium Cd	0.13	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kobolt Co	5.4	mg/kg Ts	30%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Koppar Cu	4.3	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

AR-003163

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Sida 3 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161186-01

EUSELI2-01181646

Krom Cr	38	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Kvikksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/ SS-EN ISO 17852:2008mod	d)
Nickel Ni	9.2	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Vanadin V	18	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Zink Zn	34	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Monobutyltenn (MBT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monobutyltenn-Sn (MBT-Sn)	< 0.42	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn (DBT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn-Sn	< 0.32	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn (TBT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn-Sn (TBT-Sn)	< 0.25	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn (TTBT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn-Sn (TTBT-Sn)	< 0.21	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktyltenn (MOT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktyltenn-Sn (MOT-Sn)	< 0.32	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktyltenn (DOT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktyltenn-Sn (DOT-Sn)	< 0.21	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylyltenn (TPhT)	< 0.62	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylyltenn-Sn	< 0.21	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tricyklohexylyltenn (TCHT)	< 1.2	µg/kg Ts		Intern	b)
Tricyklohexylyltenn-Sn (TCHT-Sn)	< 0.40	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
EOX	<0.50	mg/kg Ts		Intern metod	a)*
1-(3,4-Dichlorofenyl)-3-methylurea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
1-(3,4-Dichlorofenyl)urea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Diuron	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Irgarol	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)

Utförande laboratorium/underleverantör:

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare uppgifter samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003163

Sida 4 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161186-01

EUSELI2-01181646

- a) Eurofins Analytico (Barnveld), NETHERLANDS, NEN EN ISO/IEC 17025: 2017, RvA L010
- b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), GERMANY, DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00
- c) Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1977
- d) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Julia Josefsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003tr63

Side 5 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>



Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Pelagia Nature & Environment AB
Arvid Ros
Industrivägen 14
901 30 UMEÅ

AR-23-SL-161740-01

EUSELI2-01181646

Kundnummer: SL8450468

Uppdragsmärkn.
Arvid Ros

Analysrapport

Provnummer:	177-2023-08100562	Provtagare**	Arvid Ros	
Provbeskrivning:				
Matris:	Sediment			
Provet ankom:	2023-08-10			
Utskriftsdatum:	2023-08-23			
Analyserna påbörjades:	2023-08-10			
Provmärkning:	BF28.29.30, 0-5cm Sediment			
Provtagningsplats:	Sylen Marinbiologiska undersökningar Svea Vind			
Analys	Resultat	Enhet	Mäto.	Metod/ref
Torrsubstans	73.5	%	10%	SS-EN 12880:2000 mod. d)
Glödförlust	1.3	% Ts	20%	SS-EN 12879:2000 d)
TOC beräknat	0.74	% Ts		Beräknad från analyserad halt d)
Bensen	< 0.0035	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod d)
Toluen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod d)
Etylbenzen	< 0.10	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod d)
m/p/o-Xylen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod d)
Summa TEX	< 0.20	mg/kg Ts	30%	Beräknad från analyserad halt d)
Alifater >C5-C8	< 5.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Alifater >C8-C10	< 3.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Alifater >C10-C12	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Alifater >C12-C16	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Alifater >C16-C35	< 10	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 d)
Aromater >C8-C10	< 4.0	mg/kg Ts	40%	SPI 2011 d)
Aromater >C10-C16	< 0.90	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 d)
Metylkysener/Metylbenso(a)antraocener	< 0.50	mg/kg Ts	30%	SIS: TK 535 N 012 d)
Metylpyrener/Metylfluorantener	< 0.50	mg/kg Ts	35%	SIS: TK 535 N 012 d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. EJ ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 1 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161740-01

EUSELI2-01181646

Summa Aromater >C16-C35	< 0.50	mg/kg Ts	25%	SIS: TK 535 N 012	d)
Oljetyp < C10	Utgår				d)†
Oljetyp > C10	Utgår				d)†
Bens(a)antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Krysen	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(b,k)fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(a)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Dibens(a,h)antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Naftalen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenaftalen	< 0.010	mg/kg Ts	50%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fenantren	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Pyren	< 0.010	mg/kg Ts	25%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Benzo(g,h,i)perylene	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	d)
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0.015	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0.025	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0.035	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa cancerogena PAH	< 0.030	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa övriga PAH	< 0.045	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
Summa totala PAH16	< 0.075	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	d)
PCB 28	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 52	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 101	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 118	< 0.0015	mg/kg Ts	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 153	< 0.0015	mg/kg Ts	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)

Förklaringar:

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorier är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 2 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161740-01

EUSELI2-01181646

PCB 138	< 0.0015	mg/kg Ts	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
PCB 180	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
Summa PCB7	< 0.0053	mg/kg Ts		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	d)
2,3,7,8-TetraCDD	< 0.155	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDD	< 0.207	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	< 0.414	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	< 0.414	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	< 0.414	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	1.47	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktacDD	3.67	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,7,8-TetraCDF	0.487	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8-PentaCDF	< 0.380	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,7,8-PentaCDF	0.508	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	< 0.345	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	< 0.345	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	< 0.345	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	< 0.345	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	1.39	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	< 0.328	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
OktacDF	< 2.76	ng/kg Ts	30%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ	0.231	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ	0.871	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) exkl LOQ	0.335	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
I-TEQ (NATO/CCMS) inkl LOQ	0.881	ng/kg Ts	25%	Intern	b)
Arsenik As	3.2	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Barium Ba	160	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Bly Pb	5.0	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kadmium Cd	< 0.091	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	d)
Kobolt Co	4.0	mg/kg Ts	30%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Koppar Cu	4.5	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 3 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161740-01

EUSELI2-01181646

Krom Cr	35	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Kviksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/ SS-EN ISO 17852:2008mod	d)
Nickel Ni	7.5	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Vanadin V	13	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Zink Zn	36	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	d)
Monobutyltenn (MBT)	0.71	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monobutyltenn-Sn (MBT-Sn)	0.48	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn (DBT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dibutyltenn-Sn	< 0.35	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn (TBT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tributyltenn-Sn (TBT-Sn)	< 0.28	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn (TTBT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Tetrabutyltenn-Sn (TTBT-Sn)	< 0.23	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktylenn (MOT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Monooktylenn-Sn (MOT-Sn)	< 0.35	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktylenn (DOT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Dioktylenn-Sn (DOT-Sn)	< 0.23	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylylenn (TPhT)	< 0.68	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trifenylylenn-Sn	< 0.23	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
Trioktyloxytenn (TCHT)	< 1.4	µg/kg Ts		Intern	b)
Trioktyloxytenn-Sn (TCHT-Sn)	< 0.44	µg/kg Ts	30%	Intern	b)
EOX	<0.50	mg/kg Ts		Intern metod	a)*
1-(3,4-Dichlorofenyl)-3-methylurea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
1-(3,4-Dichlorofenyl)urea	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Diuron	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)
Irgarol	<1.0	µg/kg Ts	27%	J. of Chromatogr. A, 1217 (2010) 2933–2939 mod.	c)

Utförande laboratorium/underleverantör:Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorier är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003163

Sida 4 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

AR-23-SL-161740-01

EUSELI2-01181646

- a) Eurofins Analytico (Barnveld), NETHERLANDS, NEN EN ISO/IEC 17025:2017, RvA L010
- b) Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg), GERMANY, DIN EN ISO/IEC 17025:2018 Dakks D-PL-14629-01-00
- c) Eurofins Food & Feed Testing Sweden (Lidköping), SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1977
- d) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Julia Josefsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-0031163

Sida 5 av 5

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>



Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

TF: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Pelagia Nature & Environment AB
Arvid Ros
Industrivägen 14
901 30 UMEÅ

PR-23-SL-001809-02

EUSELI2-01228193

Kundnummer: SL8450468

Uppdragsmärkn.
1480-23

Preliminärrapport Analysrapport

Provnummer:	177-2023-11290952	Provtagare**	AR	
Provbeskrivning:				
Matris:	Sediment			
Provet ankom:	2023-11-29			
Utskriftsdatum:	2023-12-06			
Analyserna påbörjades:	2023-11-29			
Provmarkning:	BF5.16 (2 burkar)			
Provtagningsplats:	Sylen Marinbiologiska undersökningar Svea Vind			
Analys	Resultat	Enhet	Mätö.	Metod/ref
Torrsubstans	67.5	%	10%	SS-EN 12880:2000 mod. a)
Glödförlust	2.0	% Ts	20%	SS-EN 12879:2000 a)
TOC beräknat	1.1	% Ts		Beräknad från analyserad halt a)
Bensen	0.0035	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod a)
Toluen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod a)
Etylbensen	< 0.10	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod a)
m/p/o-Xylen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod a)
Summa TEX	< 0.20	mg/kg Ts	30%	Beräknad från analyserad halt a)
Alifater >C5-C8	< 5.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 a)
Alifater >C8-C10	< 3.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 a)
Alifater >C10-C12	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 a)
Alifater >C12-C16	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 a)
Alifater >C16-C35	16	mg/kg Ts	30%	SPI 2011 a)
Aromater >C8-C10	< 4.0	mg/kg Ts	40%	SPI 2011 a)
Aromater >C10-C16	< 0.90	mg/kg Ts	35%	SPI 2011 a)
Metylkysener/Metylbenso(a)antracener	< 0.50	mg/kg Ts	30%	SIS: TK 535 N 012 a)
Metylpyrener/Metylfluorantener	< 0.50	mg/kg Ts	35%	SIS: TK 535 N 012 a)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-002v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Sida 1 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

PR-23-SL-001809-02

EUSELI2-01228193

Summa Aromater >C16-C35	< 0.50	mg/kg Ts	25%	SIS: TK 535 N 012	a)
Oljetyp < C10	ospec				a)*
Oljetyp > C10	ospec				a)*
Bens(a)antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Krysen	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(b,k)fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(a)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Dibens(a,h)antraoen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Naftalen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Acenaftylen	< 0.010	mg/kg Ts	50%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fluoren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fenantren	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Antracen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Pyren	< 0.010	mg/kg Ts	25%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(g,h,i)perylen	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0.015	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0.025	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0.035	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa cancerogena PAH	< 0.030	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa övriga PAH	< 0.045	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa totala PAH16	< 0.075	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
PCB 28	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 52	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 101	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 118	< 0.0015	mg/kg Ts	30%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 153	< 0.0015	mg/kg Ts	45%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorie/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-003v63

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Sida 2 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

PR-23-SL-001809-02

EUSELI2-01228193

PCB 138	< 0.0015	mg/kg Ts	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 180	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
Summa PCB7	< 0.0053	mg/kg Ts		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
Arsenik As	25	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Barium Ba	720	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Bly Pb	17	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kadmium Cd	0.30	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kobolt Co	25	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Koppar Cu	16	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Krom Cr	31	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kviksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/ SS-EN ISO 17852:2008mod	a)
Nickel Ni	33	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Vanadin V	33	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Zink Zn	73	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopla till:

johan.lidman (johan.lidman@pelagia.se)

Julia Josefsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003tr63

Sida 3 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>



Eurofins Environment Testing Sweden AB
Box 737
531 17 Lidköping

Tlf: +46 10 490 8110
Fax: +46 10 490 8051

Pelagia Nature & Environment AB
Arvid Ros
Industrivägen 14
901 30 UMEÅ

PR-23-SL-001810-02

EUSELI2-01228193

Kundnummer: SL8450468

Uppdragsmärkn.
1480-23

Preliminär rapport Analysrapport

Provnummer:	177-2023-11290953	Provtagare**	AR		
Provbeskrivning:					
Matris:	Sediment				
Provet ankom:	2023-11-29				
Utskriftsdatum:	2023-12-05				
Analysema påbörjades:	2023-11-29				
Provmärkning:	BF 1.32 (2 burkar)				
Provtagningsplats:	Sylen Marinbiologiska undersökningar Svea Vind				
Analys	Resultat	Enhet	Mätö.	Metod/ref	
Torrsubstans	83.3	%	10%	SS-EN 12880:2000 mod.	a)
Glödförlust	0.8	% Ts	20%	SS-EN 12879:2000	a)
TOC beräknat	0.46	% Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Bensen	< 0.0035	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod	a)
Toluen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod	a)
Etylbensen	< 0.10	mg/kg Ts	30%	EPA 5021, Intern metod	a)
m/p/o-Xylen	< 0.10	mg/kg Ts	35%	EPA 5021, Intern metod	a)
Summa TEX	< 0.20	mg/kg Ts	30%	Beräknad från analyserad halt	a)
Alifater >C5-C8	< 5.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	a)
Alifater >C8-C10	< 3.0	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	a)
Alifater >C10-C12	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	a)
Alifater >C12-C16	< 5.0	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	a)
Alifater >C16-C35	11	mg/kg Ts	30%	SPI 2011	a)
Aromater >C8-C10	< 4.0	mg/kg Ts	40%	SPI 2011	a)
Aromater >C10-C16	< 0.90	mg/kg Ts	35%	SPI 2011	a)
Metylkrysen/ Metylbenso(a)antraeener	< 0.50	mg/kg Ts	30%	SIS: TK 535 N 012	a)
Metylpyrener/ Metylfluorantener	< 0.50	mg/kg Ts	35%	SIS: TK 535 N 012	a)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratoriet/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

AR-0031163

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelser i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

Sida 1 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

PR-23-SL-001810-02

EUSELI2-01228193

Summa Aromater >C16-C35	< 0.50	mg/kg Ts	25%	SIS: TK 535 N 012	a)
Oljetyyp < C10	Utgår				a)*
Oljetyyp > C10	ospec				a)*
Bens(a)antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Krysen	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(b,k)fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(a)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Dibens(a,h)antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Naftalen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	50%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Acenaften	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fluoren	< 0.010	mg/kg Ts	35%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fenantren	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Antraen	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Fluoranten	< 0.010	mg/kg Ts	30%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Pyren	< 0.010	mg/kg Ts	25%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Benzo(g,h,i)perylene	< 0.010	mg/kg Ts	40%	SS-ISO 18287:2008, mod	a)
Summa PAH med låg molekylvikt	< 0.015	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa PAH med medelhög molekylvikt	< 0.025	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa PAH med hög molekylvikt	< 0.035	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa canerogena PAH	< 0.030	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa övriga PAH	< 0.045	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
Summa totala PAH16	< 0.075	mg/kg Ts		Beräknad från analyserad halt	a)
PCB 28	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 18187:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 52	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 18187:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 101	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 18187:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 118	< 0.0015	mg/kg Ts	30%	SS-EN 18187:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 153	< 0.0015	mg/kg Ts	45%	SS-EN 18187:2018+AC:2019 mod.	a)

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. Ej ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-003v63

Sida 2 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

PR-23-SL-001810-02

EUSELI2-01228193

PCB 138	< 0.0015	mg/kg Ts	50%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
PCB 180	< 0.0015	mg/kg Ts	40%	SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
Summa PCB7	< 0.0053	mg/kg Ts		SS-EN 16167:2018+AC:2019 mod.	a)
Arsenik As	2.7	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Barium Ba	280	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Bly Pb	4.2	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kadmium Cd	< 0.091	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kobolt Co	3.6	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Koppar Cu	5.1	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Krom Cr	38	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Kviksilver Hg	< 0.046	mg/kg Ts	35%	SS 028150:1993/ SS-EN ISO 17852:2008mod	a)
Nickel Ni	9.0	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Vanadin V	17	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 17294-2:2016	a)
Zink Zn	22	mg/kg Ts	25%	SS 028150:1993/SS-EN ISO 11885:2009.	a)

Utförande laboratorium/underleverantör:

a) Eurofins Environment Testing Sweden AB, SWEDEN, ISO/IEC 17025:2017 SWEDAC 1125

Kopia till:

johan.lidman (johan.lidman@pelagia.se)

Julia Josefsson, Rapportansvarig

Denna rapport är elektroniskt signerad.

Förklaringar

** Informationen har lämnats av kund. Eurofins ansvarar inte för information som tillhandahållits av kund eller i de fall denna information kan ha inverkan på analysresultatet.

Laboratorier/laboratorierna är ackrediterade av respektive lands ackrediteringsorgan. EJ ackrediterade analyser är markerade med *

Mätosäkerheten, om inget annat anges, redovisas som utvidgad mätosäkerhet med täckningsfaktor 2. Mätosäkerheten kan anges som avvikelse i % (+/-) av redovisad halt eller i absoluta tal (+/-) av redovisad halt. Angiven mätosäkerhet visas i samma enhet som resultatet om inget annat anges. Undantag relaterat till analyser utförda utanför Sverige kan förekomma. Ytterligare upplysningar samt mätosäkerhet och detektionsnivåer för mikrobiologiska analyser lämnas på begäran.

AR-0031763

Sida 3 av 3

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utförande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten relaterar endast till det insända provet såsom de har mottagits.

Som mottagare av den här rapporten finns du i Eurofins kundregister. Vi värnar om dina personuppgifter. För att se hur, ta del av vår integritetspolicy på <https://www.eurofins.se/om-oss/integritetspolicy/>

Bilaga 2. Sedimentprotokoll

Lokal	Sedimentbeskrivning
BF1	Brun yta av grus och sand. Enstaka svarta fläckar längre ned. Lite silt under övre lagren.
BF2	Endast sten
BF9	Brun yta med grus och sand, sen sandig silt
BF10	Brun yta med grus och sand, sen sandig silt och vissa
BF11	Grus på ytan sen silt med inlsag av lera, ytan brun sedan grå
BF12	Inget sediment
BF21	Grus, sandsten i ytan send san och sandig silt.
BF13	bara sten och grus
BF14	Små stenar, grus, lerklumpar och sand
BF15	Första hugg med sand och grus, andra hugg mer san/siltig lera
BF16	Brun silt översta 1cm, sedan lerig silst
BF17	Brun silt översta 1cm, sedan siltig lera
BF3	Inget sediment
BF18	Sandig silt och lera
BF19	Inget sediment
BF20	Sediment av sand och grus
BF4	Inget sediment
BF5	Brun sandig silt på ytan med lite grus, sedan lera. Lite svarta stråk i nedre halvan
BF6	Gryus och sand på ytan, sedan mer inslag av silt
BF7	Inget sediment
BF8	Inget sediment

Bilaga 3 Analyserapport eDNA



Rapport eDNA analys
utfärdad av IVL:s laboratorium i Stockholm

Analysuppdrag: 217523

LIMS-nummer: 22-0246

Uppdrag: Inventering av fisk med miljö-DNA

Uppdragsgivare: Pelagia

Projektledare: Mats Töpel

Ankomstdatum (prov): 2023-10-18

Analysdatum och utförare: Okt. - dec. 2023; Omneya Osman

Uppdragets omfattning

Analys av åtta miljö-DNA prov (Tabell 1) för detektion av fisk med metabarkodning. Provtagning i fält utfördes av uppdragsgivaren och prover har sedan skickats till IVL:s laboratorium i Stockholm för analys.

Resultat och slutsatser

Vid analysen extraherades relativt höga mängder DNA från proverna (Tabel 1) men i PCR-analysen kunde inget fisk-DNA detekteras under analysen på IVLs labb (Figur 1). Detta resultat verifieras även av en PCR-analys som utfördes av sekvenseringsföretaget Novogen. Vid IVLs labb genomfördes även en analys över en temperaturgradient ("gradient-PCR") med olika annealing-temperaturer (53, 60 och 65 °C) för att ytterligare säkerställa att avsaknaden av signal beror på att det inte finns något fisk-DNA i proverna (Figur 2). Denna analys gav heller inte något positivt resultat. Vår slutsats är därför att de åtta proverna inte innehåller något fisk-DNA.

Rapport utfärdad av

Mats Töpel

Rapporten granskad av

Mikael Olshammar

Göteborg, 2023-12-08, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Utdrag från denna rapport får endast återges om IVL Svenska Miljöinstitutet AB tydligt anges som källa och data inte förändras.

Provhantering/upparbetning

Ungefär två liter vatten per prov filtrerades genom 0.45 µm Sylphium-filter, konserverades med ATL-buffert, och skickades till IVL Svenska Miljöinstitutets laboratorium i Stockholm.

DNA-analysmetod

DNA extraherades med DNeasy Blood & Tissue Kit PowerWater Sterivex Kit (Qiagen, Cat. No. / ID: 69504) med ett protokoll anpassat för Sylphium-filter.

DNA-amplifiering utfördes i en slutlig volym av 25 µl innehållande 10 µl 5 X Q5 reaktionsbuffert, 0,3 µM MiFish primers (Tabell 2), 0,2 mM dNTPs, och Xµl 0,02 U/µl Q5 High-Fidelity DNA Polymerase (New England Biolabs) samt 11.2 µl MiliQ vatten. PCR-programmet bestod av: 1 min. 98C°; 35 cykler av [20 s. 98C°, 30 s. 57C°, 60 s. 72C°]; 7 min. 72 C°.

Tabell 1. Prover som analyserats i projektet samt koncentrationer som uppmätts efter DNA-extraktion. Kvoten A260/A280 avser extraktionens renhet där ~1.8 anses vara ett rent prov.

Provnamn (kund)	Provnamn (IVL)	LIMS-nummer (IVL)	DNA [ng/µl]	A260/A280
VP6-Yta	VP6y	331809	53.4	2.111
VP6-Botten	VP6B	331810	19.5	2.042
VP52-Yta	VP52Y	331811	26.7	2.136
VP52-Botten	VP52B	331812	29.3	2.331
VP155-Yta	VP155y	331813	35.0	2.093
VP155-Botten	VP155B	331814	41.4	2.253
2420-Yta	2420y	331815	40.0	2.059
2420-Botten	2420B	331816	33.0	2.059

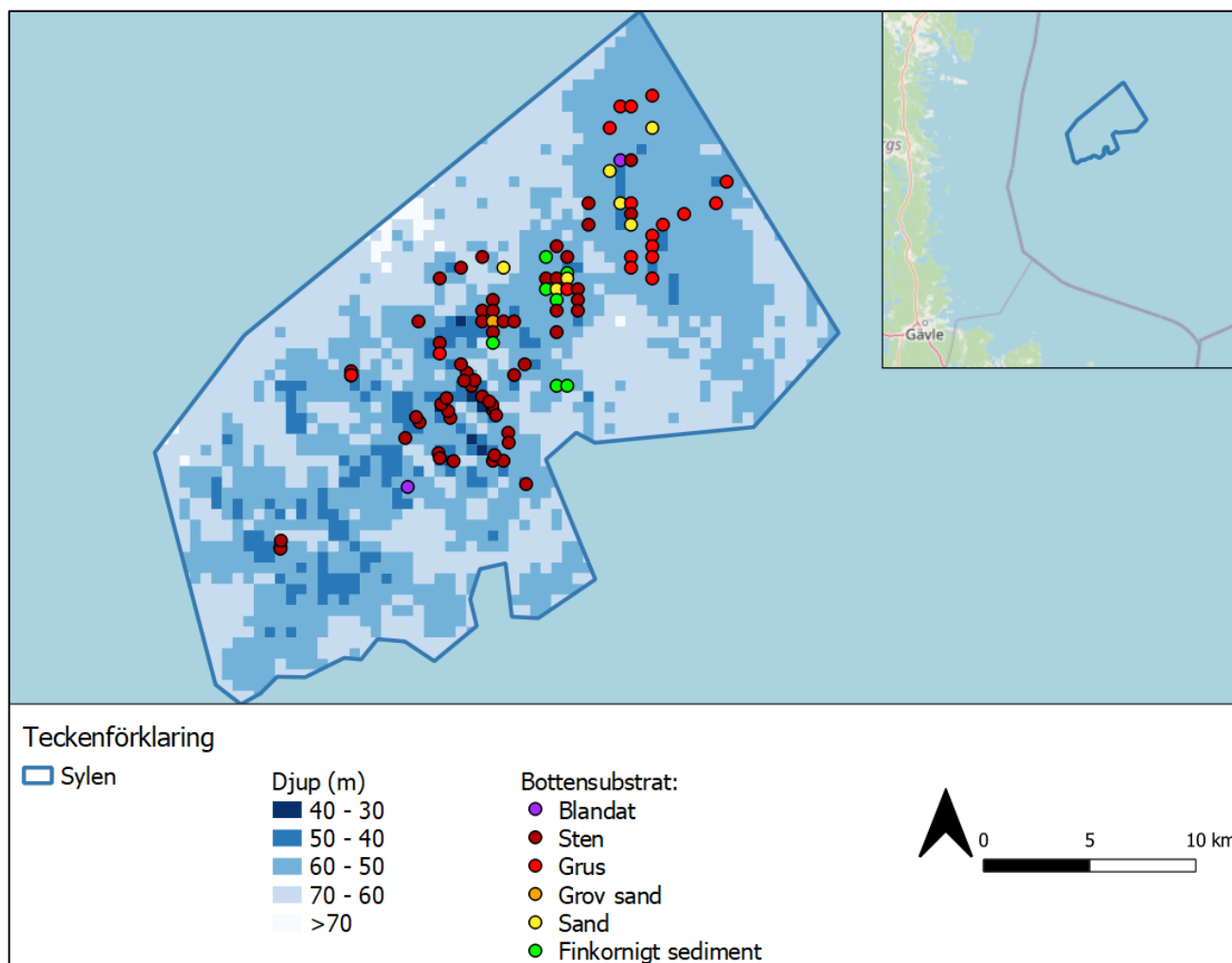
Tabell 2. Primersekvenser som använts för PCR-reaktionerna.

Namn	Sekvens (5'-3')
MiFish-U_F	GTCGGTAAAACCTCGTGCCAGC
MiFish-U_R	CATAGTGGGGTATCTAATCCCAGTTTG

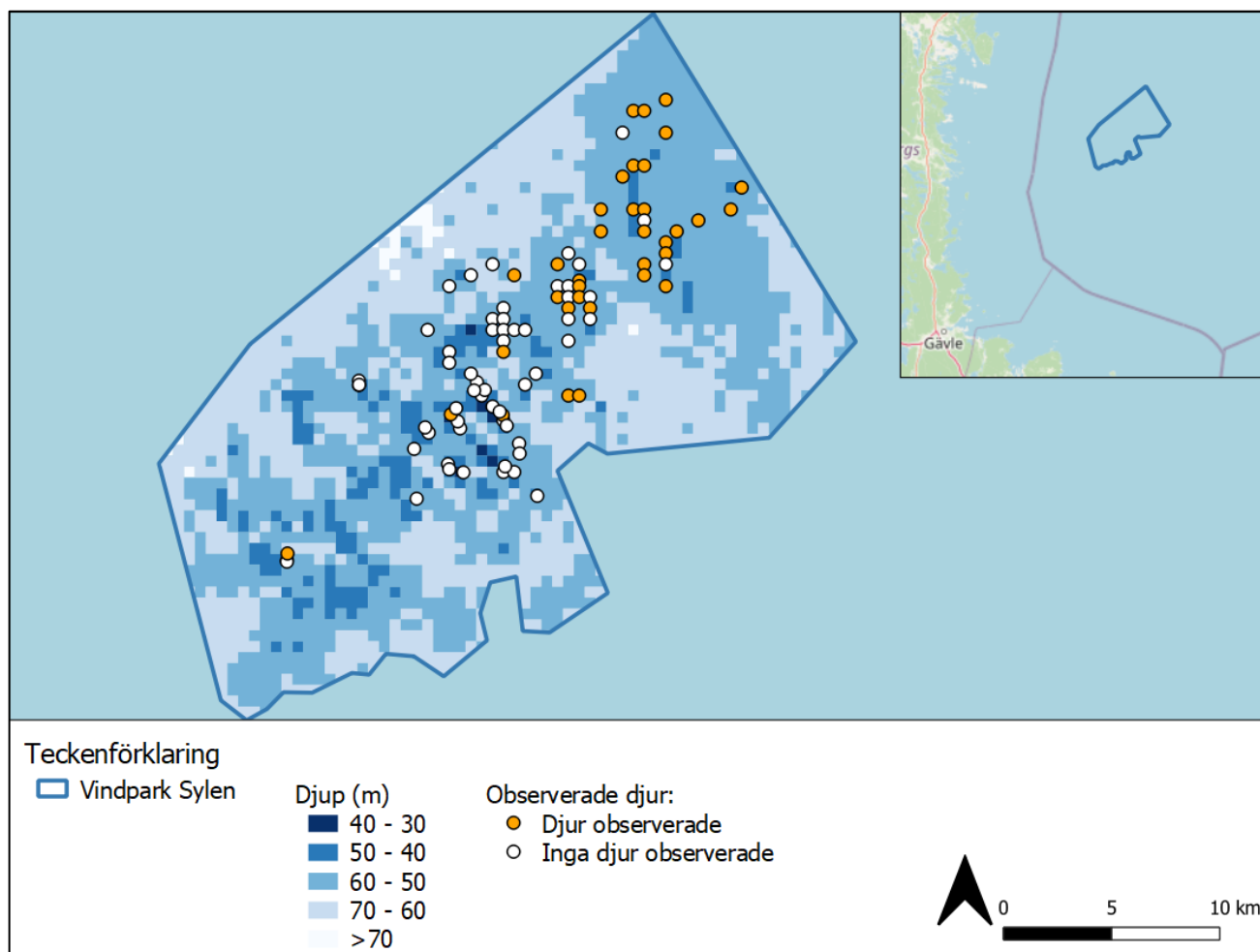
Bilaga 4. Bottenfauna analysprotokoll

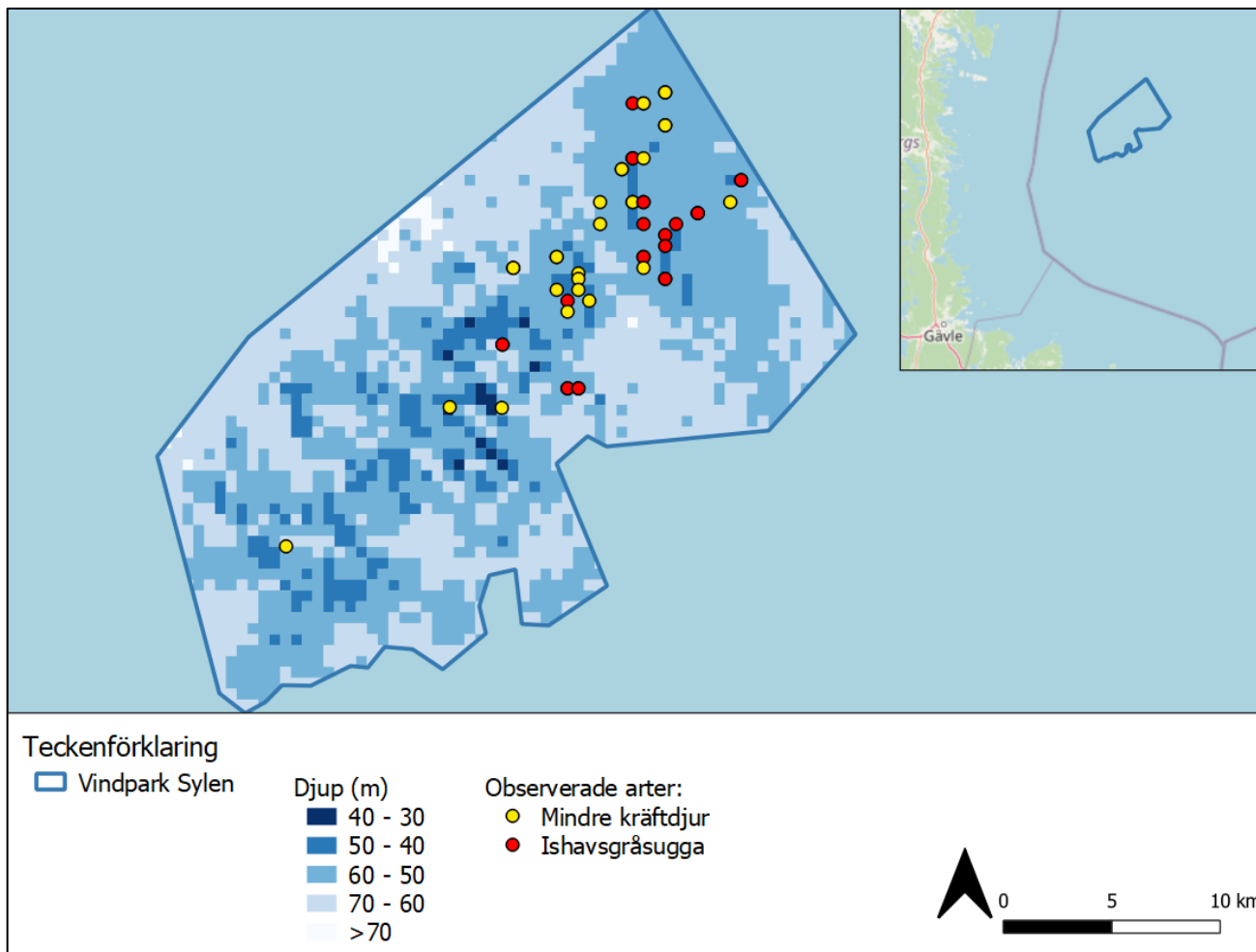
Grupp	Taxa	BF1	BF5	BF6	BF7	BF8	BF9	BF10	BF11	BF12	BF13	BF14	BF15	BF16	BF17	BF18	BF19	BF20
Fåbortmaskar	<i>Oligochaeta</i>	7		5		6	2	1	2		4		1			1	2	
Havsborstmaskar	<i>Marenzelleria sp.</i>	15	20	7	26	16	23	6	16	4	18	22	1	3	11	19	9	15
Märkräftor	<i>Gammarus sp.</i>					2	4						3					
	<i>Monoporeia affinis</i>	4	8	4	1	4	16	1	10		21	4	6	7	442	42	1	6
Gråsuggor	<i>Saduria entomon</i>	3	9	152	3	6	21		3		11	2	8	4		3	1	6
Pungräkor	<i>Mysida</i>					1	1		1				1					
Musslor	<i>Macoma balthica</i>	5	19	7	5	8	4	7	5	2	16	14				2	1	2
	Antal individer	34	56	175	35	43	71	15	37	6	70	42	20	14	453	67	14	29
	Antal taxa	5	4	5	4	7	7	4	6	2	5	4	6	3	2	5	5	4
	Totalt antal taxa	7																
	BQIm	3,93	4,64	7,15	3,49	5,12	7,56	2,83	5,94	1,30	6,21	3,87	7,33	5,07	6,96	8,28	3,15	4,83
	Antal BQIm	17																
	Median	5,16																
	80-percentil	5,54																
	20-percentil	4,76																
	Status	God																

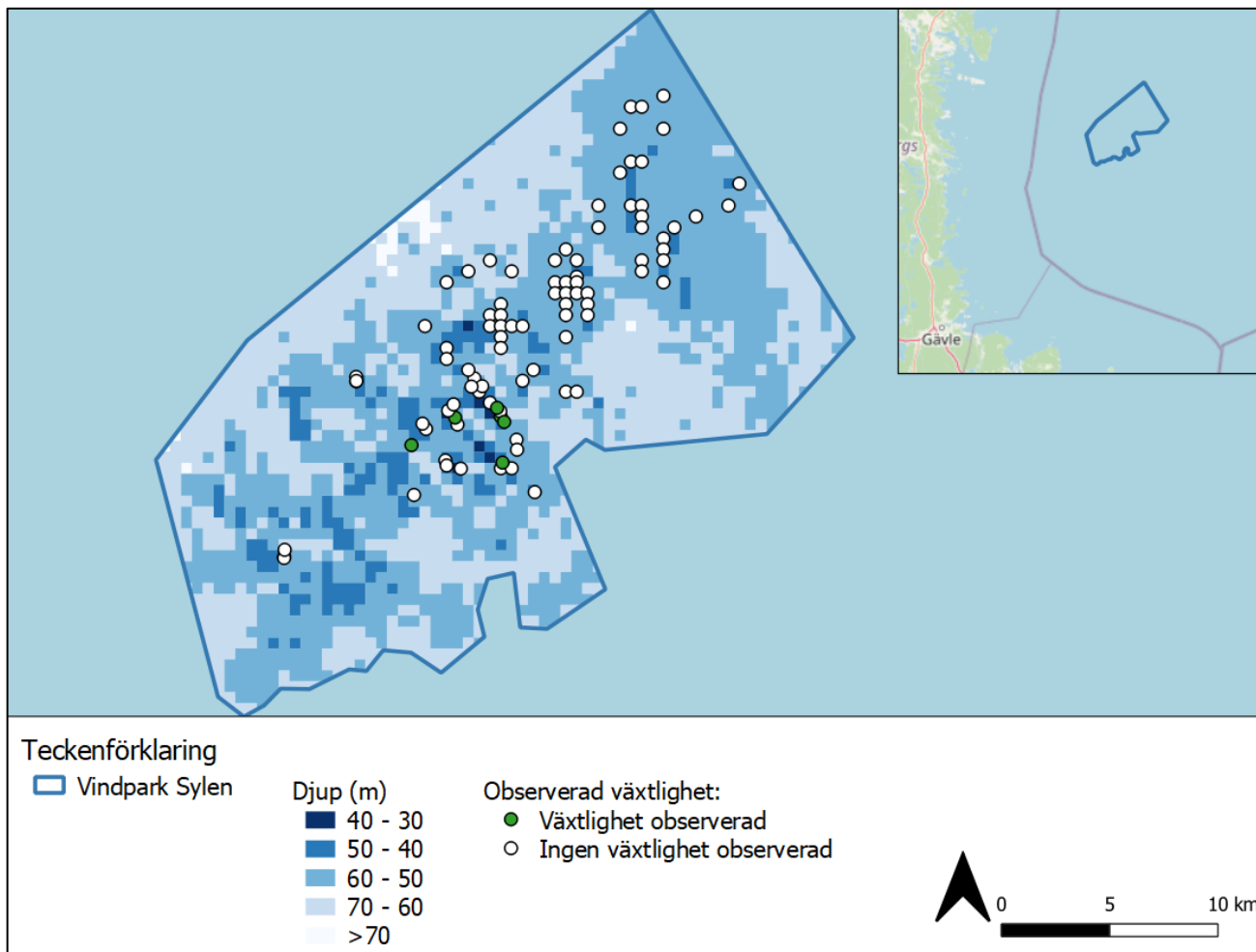
Bilaga 5. Fördelning av botten substrat



Bilaga 6. Fördelning av observerad biota



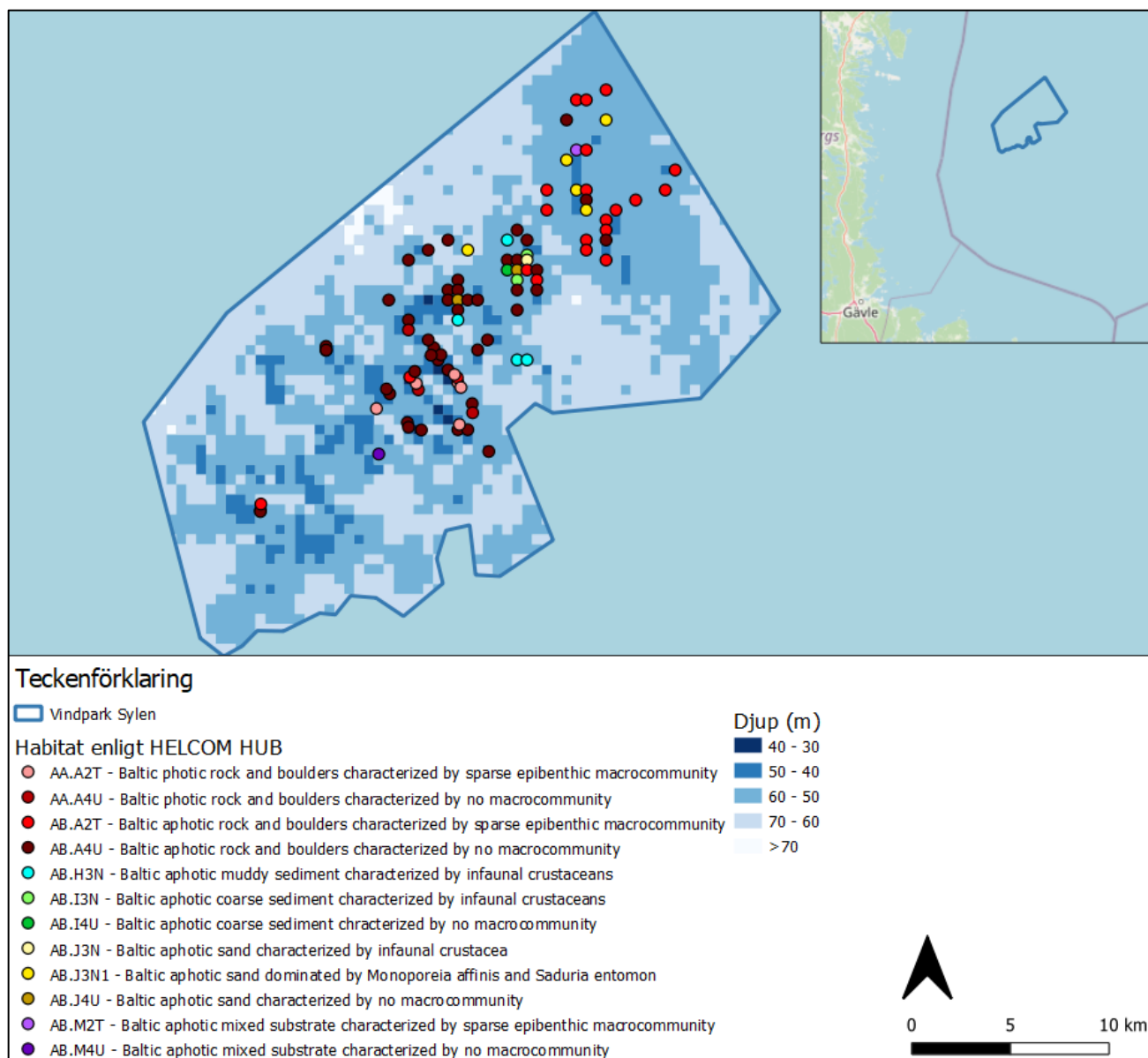




Bilaga 7. Summerad bottenfauna från bottenfaunaundersökning

Grupp	Taxa (latinskt namn)	Antal individer från samtliga prover
Fåborstmaskar	<i>Oligochaeta</i>	31
Havsborstmaskar	<i>Marenzelleria sp.</i>	231
Kräftdjur	<i>Gammarus sp.</i>	9
	Vitmärla (<i>Monoporeia affinis</i>)	577
	Ishavsgråsugga (<i>Saduria entomon</i>)	232
	Pungräkor (<i>Mysida</i>)	4
Musslor	Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	97

Bilaga 8. Fördelning av habitat enligt HELCOM HUB



Bilaga 9. Uppskattning av botten substrat samt observationer

Utöver de filmade transekterna så har även det konstaterade substratet från bottenfaunaprovtagningen inkluderats i kartan nedan för att öka upplösningen av datapunkter för området. Dessa punkter inkluderades dock ej i uppskattningen av utbredningen av botten substrat enligt HELCOM HUB då bottenfaunaprovtagningen ej är tillräckligt detaljerad data för att bekräfta habitatstyp enligt HELCOM HUB.

