

Hansa PowerBridge - Inventering av kompletterande sträckning

2021-05-04

2020-103488-0010

2020-103488-0010

2021-05-04

Titel

Hansa PowerBridge -
Inventering av kompletterande sträckning

Framtagen av

[REDACTED]

Lysekil, Sverige

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

Kvalitetsgranskning

[REDACTED]

Datum

April 2021

Beställare

Svenska kraftnät

MARINE MONITORING AB

Strandvägen 9, 453 30, Lysekil

Tel +46 523-101 82 | Mobil 070-2565551

E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se

2021-05-04

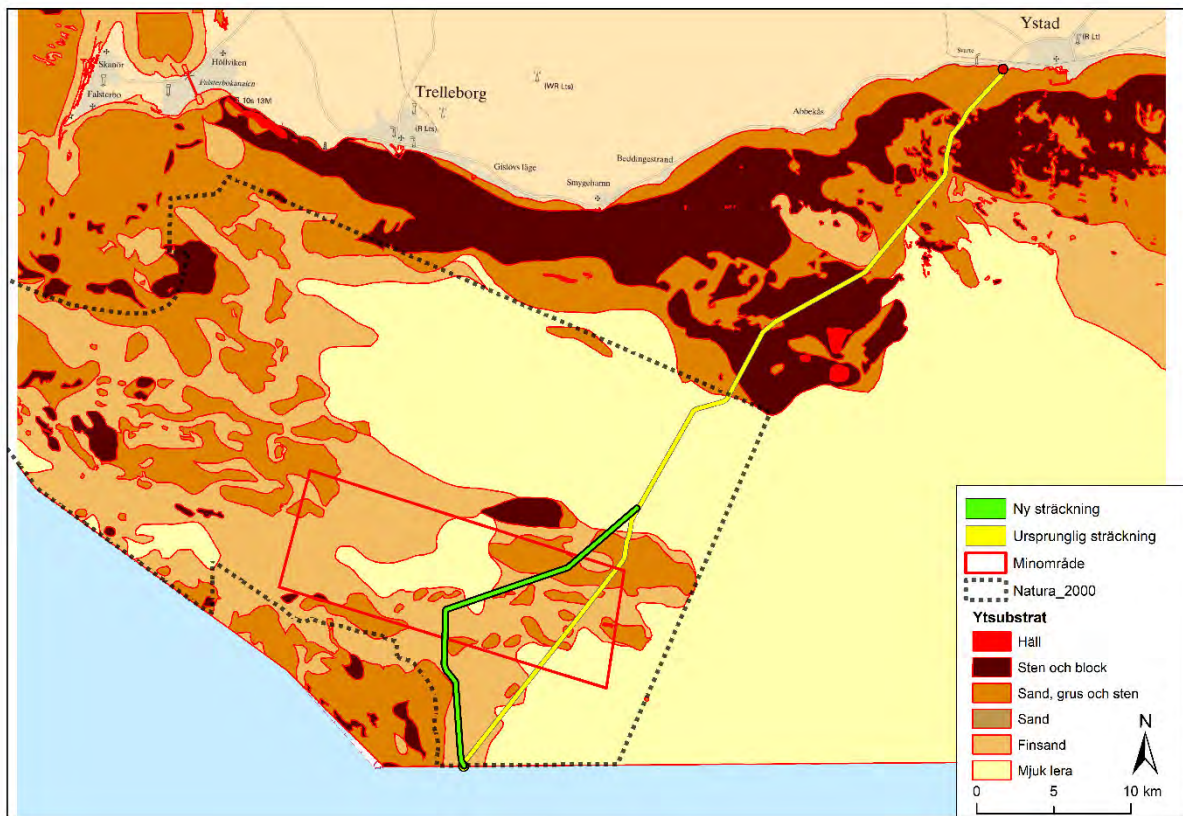
2020-103488-0010

Innehåll

1. Inledning.....	1
2. Genomförd inventering och provtagning.....	2
2.1 Videoinventering	2
2.1.1 Fältundersökning	2
2.1.2 Påträffade habitat, biotoper och arter i utredningskorridoren.....	3
2.1.3 Habitatsklassificering	6
2.1.3.1 Naturtyper i enlighet med Art- och habitatdirektivet.....	6
2.1.3.2 Habitat och biotoper klassificerade enligt HELCOM HUB	6
2.1.4 Konsekvensbedömning för påträffade habitat, biotoper och arter	6
2.2 Mjukbottenfauna.....	8
2.2.1. Fältundersökning	8
2.2.2 Bottenfaunasamhället	9
2.2.3 Miljöbedömning enligt BQ _{lm}	10
2.2.4 Möjlig påverkan på mjukbottenfauna	11
2.2.5 Konsekvensbedömning mjukbottenfauna.....	11
2.3 Undersökning av miljögifter	12
2.3.1 Fältundersökning	12
2.3.2 Kemisk analys.....	12
2.3.2.1 Metaller	13
2.3.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	14
2.3.2.3 Polyklorerade bifenyler (PCB)	14
2.3.2.4 Organiska tennföreningar	14
2.3.2.5 Diklordifenyltrikloretan (o,p'-DDT, p,p'-DDT)	14
2.3.2.6 Extraherbara organiska halogener (EOX)	15
2.3.3 Miljökvalitetsnormer (MKN)	15
2.3.4 Konsekvensbedömning förekomst av miljögifter i utredningskorridoren	17
3. Förekomst av skyddsvärda biotoper inom utredningskorridoren	19
3.1 Blåmusselbankar.....	19
3.2 Mjukbotten dominerad av <i>Astarte</i> spp.	19
4. Sammantagen bedömning	20
5. Referenser	21

1. Inledning

Affärsverket Svenska kraftnät planerar tillsammans med den tyska stamnätsoperatören 50 Hertz en stamnätsförbindelse, Hansa PowerBridge, mellan Sverige och Tyskland. Till följd av att Svenska kraftnät, efter genomförda avgränsningssamaråd etapp 1 och 2, fick information om att en del av sträckningen till sjöss berörde ett militärt övningsområde har en delvis ny sträckning för sjökabeln planerats (Figur 1). Den nya sträckningen innebär att en något längre sträcka kommer att gå igenom Natura 2000-området Sydvästskaäns utsjövatten (SE0430187), vilket är utpekad som skydd för tumlare, knobbsäl och gråsäl samt sublitorala sandbankar och rev. Marine Monitoring AB har fått i uppdrag att utföra videoinventering och provtagning av bottenfauna i den nya delen av kabelsträckningen. Denna rapport omfattar även en genomgång av resultaten från den kemiska analysen av sedimentprover tagna i samband med bottenundersökningen av den nya utredningskorridoren (Next Geosolutions 2020) samt även en bedömning av tre sedimentprover (HPB_A_GS_08, HPB_A_GS_09 och HPB_A_GS_10) tagna 2018 i block A som avser den västra korridoren. I och med ändring av sträckning G dvs den östra korridoren, sammanfaller dessa stationer numera med den uppdaterade sträckningen.



Figur 1. Karta över utredningskorridoren för sjökabeln. Den ursprungliga sträckningen i gult, ny sträckning i grönt (karta modifierad från [redacted] 2016).

2. Genomförd inventering och provtagning

Tidigare inventeringar som genomförts beskrivs i den marina naturvärdesbedömningen (Bergkvist m.fl. 2018). Där redogörs för vegetationskartering av kustnära bottenar, bottenfaunaprovtagning, kemisk analys av sedimentprover, litteraturstudier av fisksamhället och marina däggdjur samt en utredning av olika förläggningsmetoders påverkan på naturmiljön. För mer detaljerad beskrivning av effekter av sjökabelförläggning på olika organismer hänvisas till Hansa PowerBridge Marin naturvärdesbedömning (Bergkvist m.fl. 2018).

Den tillkommande inventeringen som genomförts inom den kompletterande sträckningen är videoinventering av marina livsmiljöer och förekommande arter samt provtagning av mjukbottenlevande fauna inom den 300 m breda utredningskorridoren. I varken den tidigare inventeringen (██████████ 2018) eller den aktuella inventeringen har provtagning av mjukbottenlevande fauna utförts inom minområdet (Figur 1) på grund av säkerhetsskäl. Då liknande substrat förekommer inom minområdet och där provtagning skett antas detta inte ha någon betydande inverkan på slutsatserna.

2.1 Videoinventering

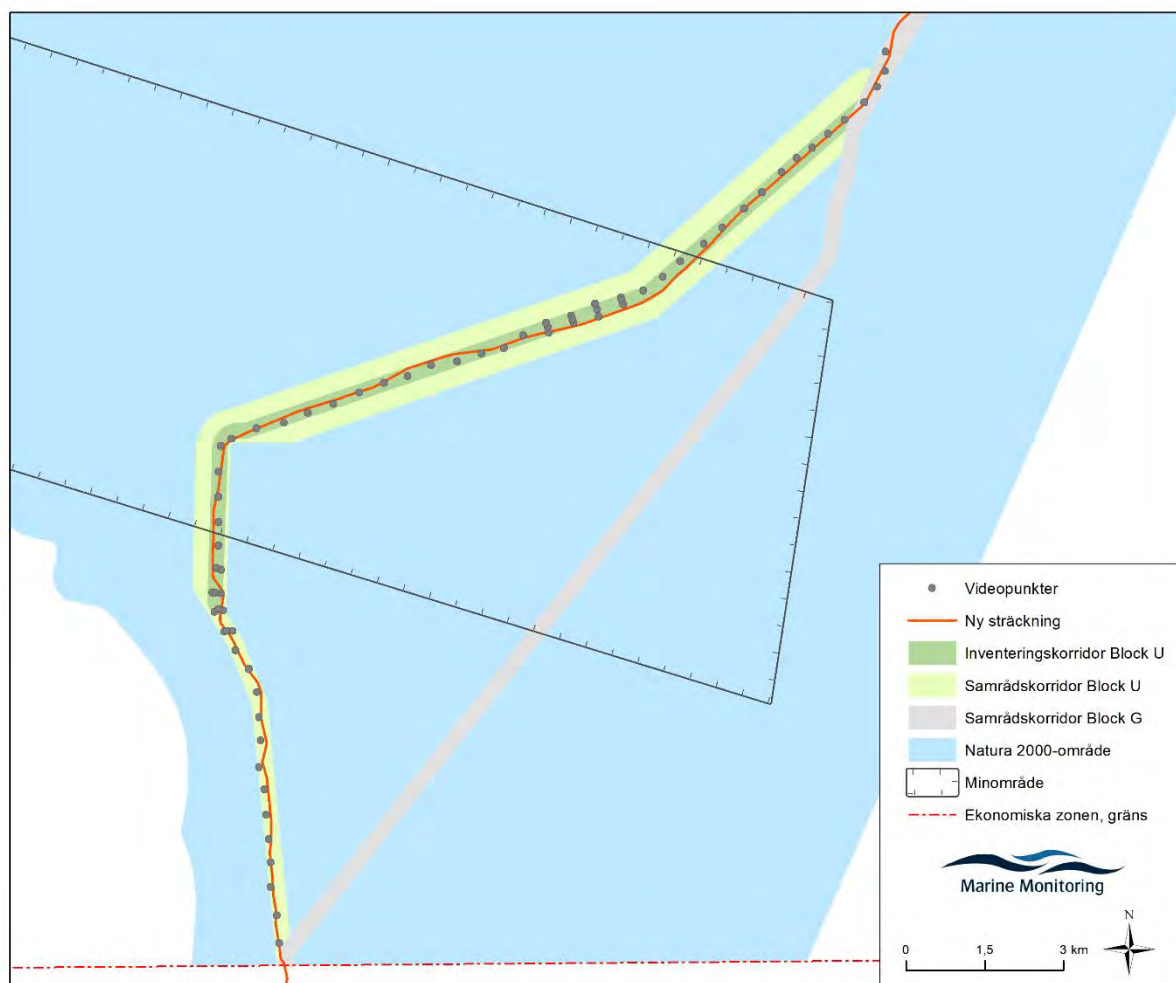
2.1.1 Fältundersökning

Undersökningens syfte var att dokumentera och beskriva utredningskorridorens marinbiologiska naturvärden och eventuell förekomst av särskilt skyddsvärda biotoper (livsmiljöer), såsom musselbankar. Undersökningen genomfördes den 11–14 augusti 2020 inom djupintervallet 35–42 m.

Inventering av förekomst av de utpekade naturtyperna rev (1170) och sandbankar (1110) samt bottenlevande arter inom Natura 2000-området utfördes med filmning. För filmningen slumpades 67 videopunkter på 25 m² inom utredningskorridoren (Figur 2). Detta motsvarar metodiken i Länsstyrelsens undersökning av Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten som genomfördes 2019 (Länsstyrelsen Skåne 2020). Filmning skedde med HD-dropvideokamera (Sea-drop 6000, SeaViewer Cameras Inc.). Kameran var kopplad till en kontrollkonsol ombord på båten, konsolen innehöll en 10-tums monitor som tillät utföraren att från båt i realtid se och kontrollera vad som spelas in, alternativt spela upp i efterhand för att studera kvaliteten på filmen. På videopunkterna noterades bottenstrukturer, förekomst av makrofytvegetation (makroalger och marina kärlväxter) och andra dominerande organismgrupper. Filmat material analyserades med tonvikt på naturtyper och arter som är särskilt känsliga och/eller skyddsvärda inom utredningskorridoren i Natura 2000-området.

Med utgångspunkt från resultaten från den undersökning som gjordes av området 2019 (Länsstyrelsen Skåne 2020), lades tätare videopunkter där kabelsträckningen berör det område som pekas ut som biogent rev, det vill säga där täckningsgraden av blåmusslor översteg 10% (Figur 2). Även under bottenundersökningen som utfördes av Next Geosolutions för Svenska kraftnät filmades ytterligare transekter med avsikt att bestämma täckningsgrad av blåmusslor. Detta för att få en tydligare bild över hur täckningsgraden av blåmusslor ser ut inom hela utredningskorridorens bredd och därmed kunna förlägga kabeln med så stor hänsyn till de biogena reven som möjligt.

Insamlade fältdata sammanställdes i Excel och fördes sedan in i ArcGis 10.6, där GIS-skikt av påträffade arter, habitat och biotoper skapades.



Figur 2. Karta över videopunkter inom utredningskorridoren.

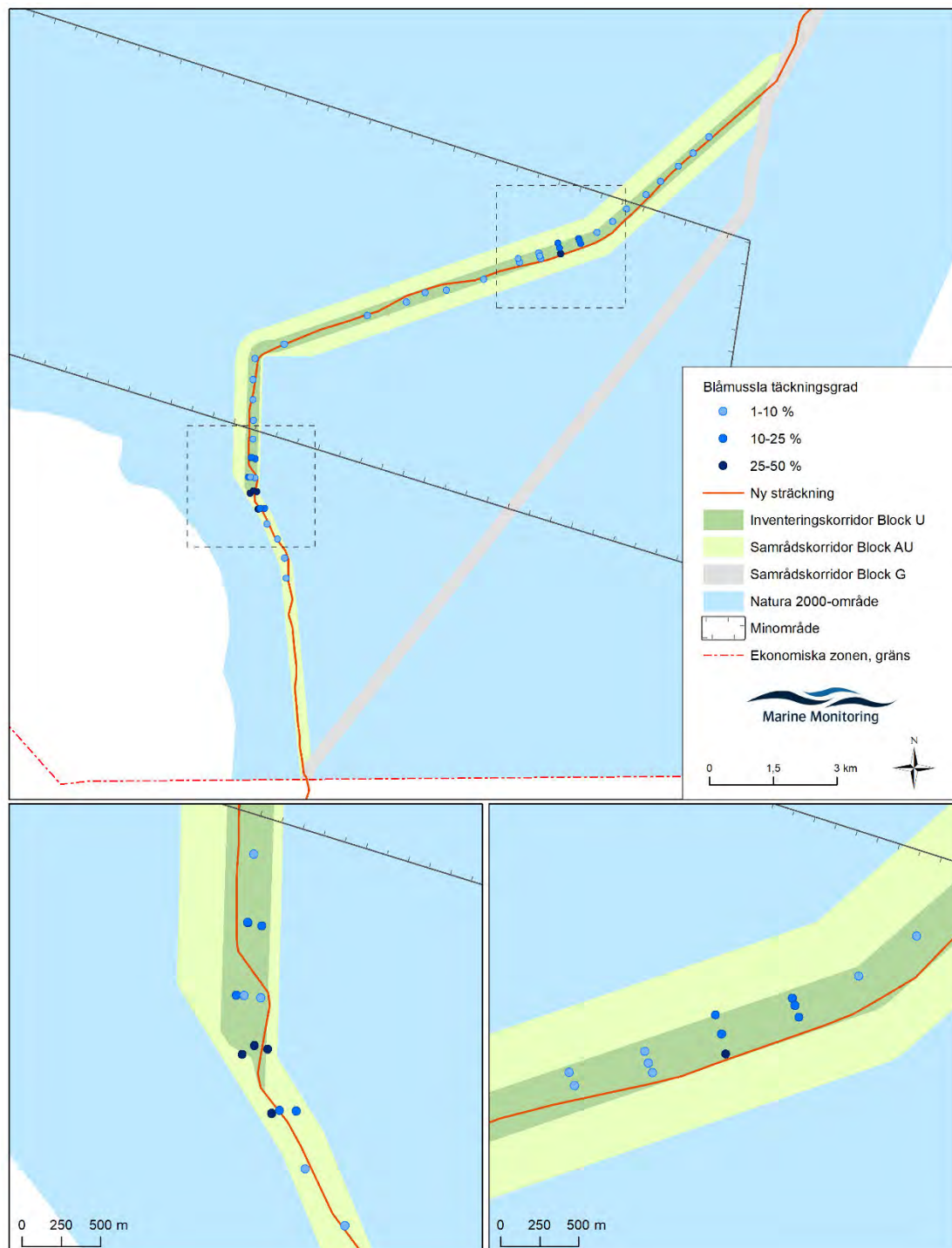
2.1.2 Påträffade habitat, biotoper och arter i utredningskorridoren

Under videoinventeringen filmades 67 punkter vilka dokumenterades med avseende på botten typ, djup och vegetation och fauna för att skapa en bild av förekommande habitat och biotoper (livsmiljöer). Täckningsgrad av dokumenterade taxa och botten typ bestämdes efter en standardiserad skala (1, 5, 10, 25, 50, 75, 100 %) (Naturvårdsverket, 2004). Botten substratet i utredningskorridoren utgjordes i huvudsak av sedimentbotten (sand, grus och mindre sten) med inslag av hårdbotten (block och större sten). Blåmusslor (*Mytilus edulis*) förekom i låga tätheter på 63 % av de filmade punkterna (Figur 3), dels spritt på sanden (Figur 4) dels på stenar och block (Figur 5). I två områden inom utredningskorridoren förekom blåmusslor i så höga tätheter att det kan klassas som musselbankar (Figur 3), vilket är en särskilt skyddsvärd biotop. Förekomsten av blåmusslor stämmer väl överens med förekomsten noterade i Länsstyrelsens undersökning av Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten (Länsstyrelsen Skåne 2020). Värt att notera är att blåmusslorna inom de biogena reven inte utgör en heltäckande matta utan förekommer spridda på botten.

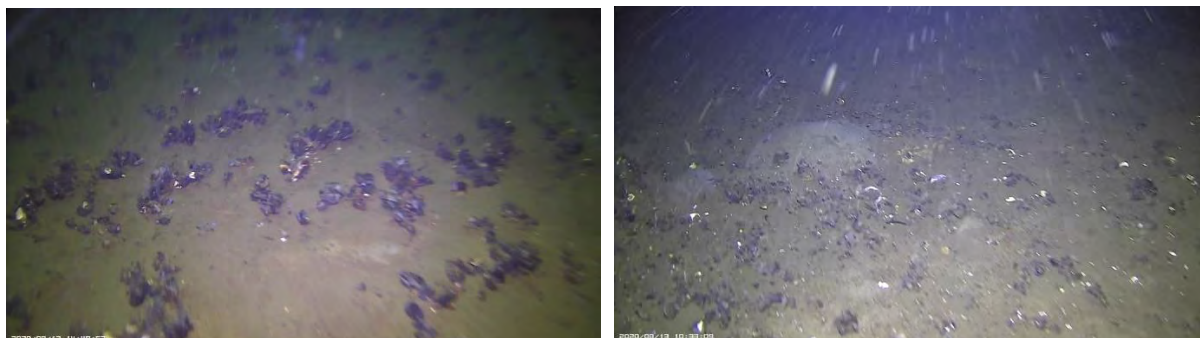
Spår av sandmask (*Arenicola marina*) noterades på 52 % av punkterna. Vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) noterades på 15 % av punkterna. Småfisk, troligen smörbultar (*Gobiidae*) noterades på 28 % av punkterna och plattfisk noterades på 9 % av punkterna. Amerikansk kammanet (*Mnemiopsis leidyi*) noterades på alla punkter. Vegetation saknades helt i den inventerade delen av utredningskorridoren.

På tre av punkterna i den södra delen av utredningskorridoren påträffades havsanemoner (Figur 6), de kunde dock inte identifieras till art. Havsanemoner påträffades även i Länsstyrelsens undersökning av Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten (Länsstyrelsen Skåne 2020) och angavs där kunna vara den rödlistade arten *Stomphia coccinea*, denna bestämning bedömdes i rapporten som osäker.

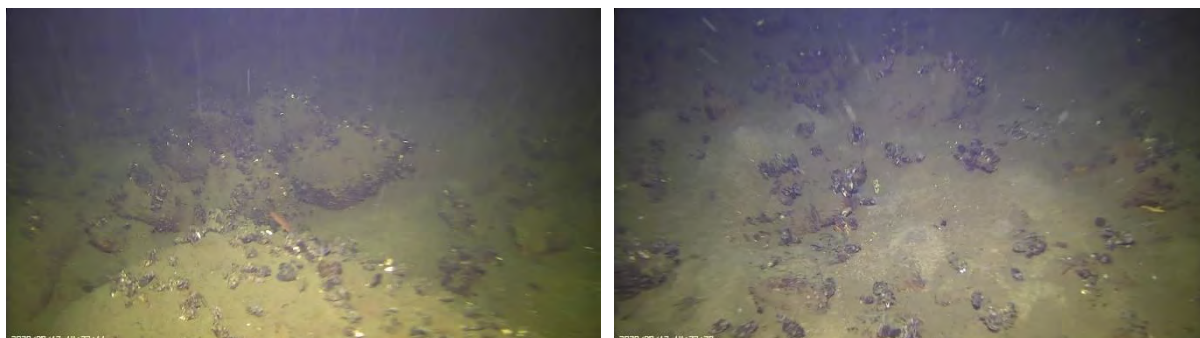
En rödlistad art, torsk (*Gadus morhua*), (SLU ArtDatabanken 2020) påträffades i videoinventeringen. Torsk noterades endast på två av punkterna.



Figur 3. Förekomst av blåmusslor inom utredningskorridoren. Övre bilden: förekomst av blåmusslor i hela korridoren. NV: förekomst av blåmusslor i den södra musselbanken. NH: förekomst av blåmusslor i den norra musselbanken.



Figur 4. Musslor på sedimentbotten.



Figur 5. Musslor på sten och block.



Figur 6. Förekomst av havsanemoner inom den södra delen av utredningskorridoren.

2021-05-04

2020-103488-0010

2.1.3 Habitatsklassificering

Undersökningens syfte var att dokumentera och beskriva utredningskorridorerna marinbiologiska naturvärden och eventuell förekomst av särskilt skyddsvärda biotoper. Art- och habitatdirektivet och HELCOM använder olika klassificeringssystem för att definiera representativa, skyddsvärda och hotade arter, habitat och biotoper.

2.1.3.1 Naturtyper i enlighet med Art- och habitatdirektivet

Syftet med Art- och habitatdirektivet är att bevara skyddsvärda arter och livsmiljöer. Inom utredningskorridoren identifierades en livsmiljö som kan klassificeras som skyddsvärd enligt Art- och habitatdirektivet (Naturvårdsverket 2011). Biogent rev (1170) i form av blåmusselbankar, det vill säga där blåmusslor har en täckningsgrad överstigande 10%, förekom på 15 transekter (22 %) (Figur 3). Inga andra Natura 2000 naturtyper påträffades vid videoinventeringen.

2.1.3.2 Habitat och biotoper klassificerade enligt HELCOM HUB

HELCOM HUB (Helcom Underwater Biotope and habitat classification) är ett klassificeringssystem med sex olika nivåer för att definiera olika marina biotoper och biotopkomplex (HELCOM 2013). Nivåerna 1–3 beskriver habitatet, den abiotiska omgivningen såsom exempelvis ljus (fotisk zon) och botten typ. Nivå 4–6 beskriver biotoper som definieras av omgivningen tillsammans med associerad vegetation och djur. Under nivåerna 4–5 baseras indelningen på flerårig eller ettårig vegetation, alternativt vegetation med eller utan rotsystem. Det är först vid nivå 6 som indelningen går ner på artnivå, där en eller några få arter formar viktiga biotoper. Fram till nivå 6 baseras all indelning på täckningsgrad (%) av substrat, vegetation och djur. För att gå vidare på artnivå görs bedömningen i stället på biovolym alternativt biomassa, där den art som har $\geq 50\%$ biovolym definierar biotopen.

Utifrån de substrat och arter som återfanns i de inventerade delarna av utredningskorridoren har sex habitat och biotoper observerats i enlighet med HELCOM HUB (Tabell 1).

Tabell 1. Förekommande habitat enligt HELCOM HUB.

Habitat	
AB.M1V	Blandat substrat med blandad fauna
AB. J3M	Sandbotten med havsborstmaskar
AB. H1E1	Mjukbotten med blåmusslor
AB.M1E1	Blandat substrat med blåmusslor
AB. H2T	Mjukbotten med gles fauna
AB. H3L5	Mjukbotten dominerad av <i>Astarte</i> spp. *

*Mjukbotten dominerad av *Astarte* spp. återfanns inom provtagningen av mjukbottenfauna.

2.1.4 Konsekvensbedömning för påträffade habitat, biotoper och arter

De habitat, biotoper och arter som påträffats inom videoinventeringen och som kan komma att påverkas av sjökabelförläggningen är främst biogena rev (blåmusselbankar), havsanemoner och fisk.

Sjökabeln förläggs nere i bottensedimentet, detta för att skydda kabeln och undvika skador från bottenverksamhet som bottenrålning och ankring. Vilken förläggningsmetod som används beror på djup och botten substrat. De metoder som troligen kommer användas för huvuddelen av den planerade

kabelsträckningen är spolning och plogning (██████████, 2018). Om spolning och plogning inte är möjlig kan kabeln täckas med sten. Hur stort område som påverkas av sjökabelförläggningen beror på vilken metod som används vid sjökabelförläggningen och vilken typ av substrat som förekommer i kabelkorridoren. Gemensamt för spolning och plogning är en fysisk påverkan på havsbotten i ett ca 1–10 m brett område längs hela kabelsträckningen. Även stentäckning påverkar havsbotten i ett ca 15 m brett område över kabeln. Sjökabelförläggning har dock en relativt liten effekt på havsbotten jämfört med andra bottenaktiviteter som bottentrålning, ankring och muddring. Detta eftersom störningen är begränsad till en kort tidsperiod och ett begränsat område.

Graden av påverkan på blåmusselbankar beror på vilken förläggningsmetod som används. Vid nedspolning av kabeln kommer blåmusslor som förekommer direkt där kabeln spolas ned sannolikt skadas eller dö, förutom den fysiska påverkan från nedspolning kan musslor även påverkas av ökad sedimentation till följd av sjökabelförläggningen. Blåmusslor har visats klara av kortvarig (<16 dagar) påverkan av sedimentpålagring med en övertäckning av upp till 7 cm (Hutchison m.fl. 2016). Typen av sediment påverkade överlevnaden, där grövre sediment gav en högre överlevnad. Blåmusslor visade sig också kunna gräva sig upp om sedimentpålagringen var som mest ca 2–4 cm. Galagan m.fl. (2003) kom fram till att sedimentpålagringen av sandigt sediment under en kabelläggning var ca 2 cm intill kabelläggningen och minskade till <0,5 cm 30 m från arbetet. Blåmusslor som lever på mjukbotten är däremot mer känsliga för förlust av habitatet och har sannolikt en längre återetableringstid eftersom de skapar rev där nyrekryterade individer sätter sig på äldre individer och döda musselskal. Där stentäckning används för att skydda kabeln kommer en viss förlust av musslor ske där musslorna blir övertäckta av sten. Samtidigt innebär stentäckning att ny hårbotten skapas vilken sannolikt kommer att återkoloniserar av blåmusslor inom några år. Förlusten av musslor längs kabelsträckningen bedöms inte påverka blåmusslor på populationsnivå då blåmusslor är vanligt förekommande i Natura 2000-området.

Havsanemoner kan komma att påverkas av fysisk störning i form av borttagande av substrat samt ökad sedimentation vid grumling i samband med sjökabelförläggningen. Med avseende på den utspridda förekomsten av anemoner inom utredningskorridoren förutsätts ingen påverkan på populationsnivå, men möjligen på individnivå. Bedömningen är något osäker då förekommande anemoner inte kunde bestämmas till art.

Grumling av vattenmassan är det som bedöms ha störst inverkan på fisksamhället under anläggningsfasen, grumlingen förväntas inte vara kraftig och framdriften vid sjökabelförläggningen är snabb vilket innebär att inget enskilt område kommer påverkas under någon längre tid, detta minskar risken för negativa effekter på ägg och larver (Bergkvist m.fl. 2018). Magnetiska fält bedöms ge liten inverkan på fiskars beteende, och inga direkt negativa effekter av denna exponering är i nuläget att bedöma som trolig, vare sig vad gäller migrationsmönster för ål eller andra beteenden (Bergkvist m.fl. 2018). Påverkan på fisksamhället längs den föreslagna kabelsträckningen bedöms som låg. Undvikande beteende av fisk kan förväntas under anläggningsfasen, men beteendeförändringen bedöms vara kortvarig utan permanent påverkan. Kabelns elektromagnetiska fält kan medföra en fördröjning av passagen över kabeln för den migrerande ålen, men bedöms ej ge betydande påverkan på migrationen. För en mer utförlig beskrivning över hur fisk påverkas av sjökabelförläggning se Hansa PowerBridge Marin naturvärdesbedömning (Bergkvist m.fl. 2018).

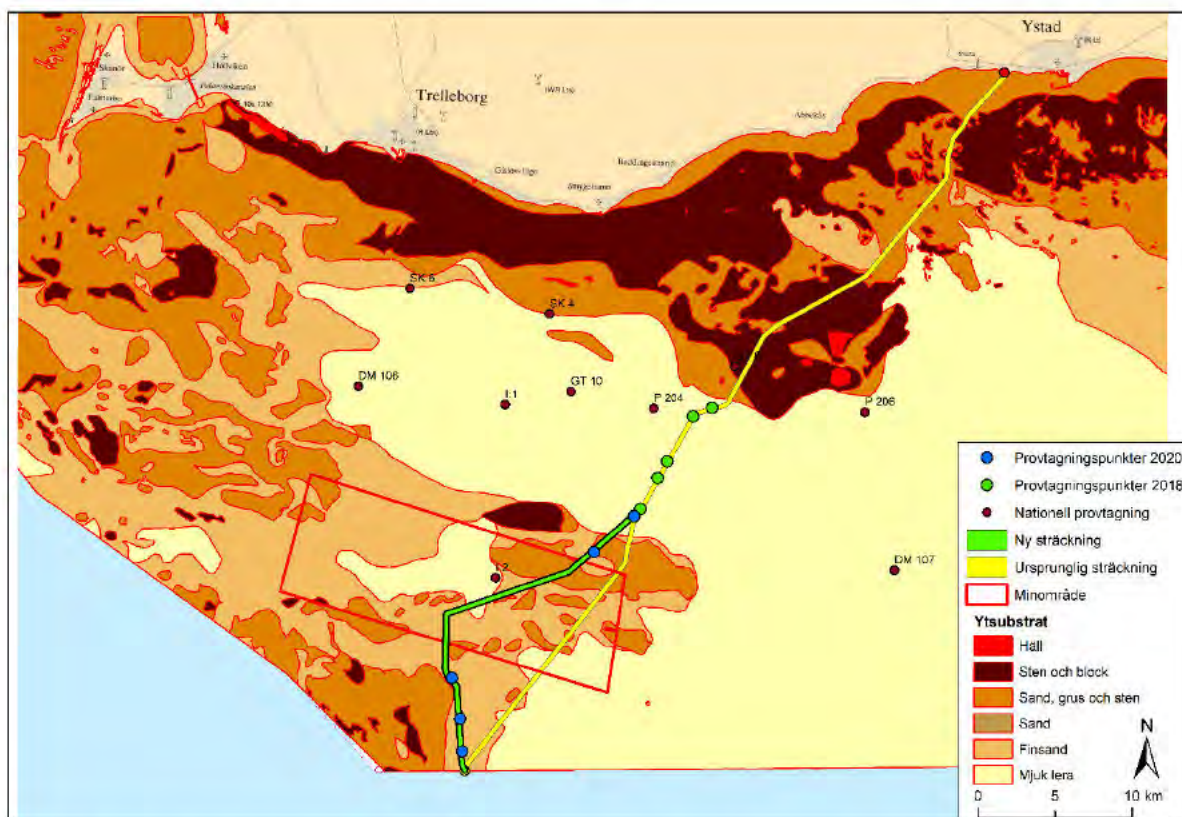
2.2 Mjukbottenfauna

Bottenfauna definieras här som djur som överstiger 1 mm i storlek och som uppehåller sig i sedimentet (infauna). Bottenfaunan innefattar flera olika djurgrupper däribland maskar, blötdjur och kräftdjur. Flera av dessa har sin rekryteringsperiod under vår och sommar (maj-juli).

2.2.1. Fältundersökning

Inom utredningskorridoren undersöktes bottenfaunan genom provtagning med bottenhuggare (Van Veen-huggare, vilken använts i samma område för den nationella provtagningen) med en yta på 0,1 m² (Figur 8 ÖV). Provtagningens syfte var att ta fram information om bottenfaunasamhällets artsammansättning i utredningskorridoren för att bland annat undersöka förekomsten av rödlistade arter. Insamlad data analyserades också för att bedöma den ekologiska statusen inom utredningskorridoren med hjälp av miljökvalitetsindexet BQI (Bentic Quality Index) enligt EU:s Vattendirektiv (Rosenberg m.fl. 2004). Då provtagningen utfördes i augusti bör resultatet av BQI betraktas som vägledande eftersom provtagning för klassning ska ske i maj-juni. Proverna togs i grövre sediment och på två av stationerna erhöles inte fullvärdiga hugg.

Fem stationer fördelades inom utredningskorridoren (Figur 7) och bottenfaunaprovtagningen utfördes enligt standardiserade metoder (Havs- och Vattenmyndigheten 2016, Leonardsson 2004). Varje prov grovsållades i fält med 1 mm maskvidd (Figur 8 ÖH) och konserverades i etanol för vidare analys i laboratoriet. Efter konservering finsållades varje prov i flerfraktionssåll med minsta maskvidden 1 mm, för att därefter artbestämma faunan taxonomiskt till lägsta möjliga nivå, samt att räkna och viktbestämma förekommande arter (våtvikt i etanol).



Figur 7. Karta över provtagningspunkter för mjukbottenlevande fauna, blå cirklar markerar var prover tagits inom den kompletterande utredningskorridoren. Gröna cirklar markerar var prover togs 2018. Röda punkter visar provtagning i det så kallade Trelleborg kluster som ingår i den nationella provtagningen. Karta modifierad från [redacted] och [redacted] 2016.

Varken i den tidigare inventeringen (Bergkvist m.fl. 2018) eller den aktuella inventeringen har provtagning av mjukbottenlevande fauna placerats inom minområdet (Figur 7) på grund av säkerhetsskäl. Då liknande substrat förekommer inom minområdet som där provtagning skett antas detta inte medföra någon betydande inverkan på slutsatserna.



Figur 8. Bottenfaunaprovtagning. ÖV) Van Veen-huggare. ÖH) Sällning av prov. NV och NH) Sällrester.

2.2.2 Bottenfaunasamhället

I bottenfaunaproverna påträffades totalt 27 taxa (Tabell 2), varav ingen förekommer i ArtDatabankens rödlista (2020). Dock finns arter i släktena *Retusa* och *Edwardsia* på rödlistan, men då dessa på grund av dåligt skick inte identifierades till art går det ej att med säkerhet säga att det inte är de rödlistade arterna som påträffades.

De fem stationerna visade på en heterogen artsammansättning (Tabell 2) där antalet arter i varje hugg varierade mellan 6 och 19 arter/0,1 m². Musslan *Astarte borealis* påträffades i stora mängder på två stationer och utgjorde även den största delen av biomassan vilket tyder på en *Mjukbotten dominerad av Astarte spp.* som är en hotad biotop enligt HELCOM (HELCOM HUB klassificeringen AB. H3L5). Även havsborstmaskarna *Scoloplos armiger* och *Aricidea suecica*, östersjömusslan *Limecola balthica*, samt kräftdjuret *Diastylis rathkei* var vanligt förekommande i proverna.

Tabell 2. Artlista med abundans hos bottenfaunan (individer/0,1 m²).

Taxa	Station				
	6	7	8	9	10
Havsborstmaskar					
<i>Ampharete</i> sp.	9			1	11
<i>Ampharete baltica</i>		13	7	3	7
<i>Aricidea suecica</i>	13		2	11	13
<i>Bylgides sarsi</i>	1	5	1	2	3
<i>Fabriciola baltica</i>				1	
<i>Galathowenia oculata</i>					1
<i>Nephtys caeca</i>		3			
<i>Nephtys hombergii</i>	3				4
<i>Oligochaeta</i>				8	
<i>Polydora</i> sp.	2			7	
<i>Polydora quadrilobata</i>				2	
<i>Pygospio elegans</i>	3			3	
<i>Scoloplos armiger</i>	55	9	23	51	47
Spionida					1
Terebellidae				2	
<i>Terebellides stroemi</i>	4			9	15
Kräftdjur					
<i>Crassikorophium crassicorne</i>				2	
<i>Diastylis rathkei</i>	20		16	22	38
<i>Monoporeia affinis</i>			1		
<i>Pontoporeia femorata</i>		1			4
Blötdjur (snäckor och musslor)					
<i>Limecola balthica</i>	8	29	7	5	5
<i>Astarte borealis</i>	87		5	205	18
<i>Peringia</i> sp.	2		8	3	4
<i>Retusa</i> sp.	3			3	10
Nässeldjur					
<i>Edwardsia</i> sp.	10			11	12
Snabelsäckmaskar					
<i>Halicryptus spinulosus</i>	2		6		1
<i>Priapulus caudatus</i>	1		1		

2.2.3 Miljöbedömning enligt BQI_m

För att klassificera miljöstatus på marina sedimentbottnar används indexet BQI_m – Benthic Quality Index. BQI_m baseras på proportionen känsliga respektive tåliga arter, artrikedom och individantal. Arter som förekommer i miljöer med hög diversitet har ett högt känslighetsvärde och arter som kan påträffas i miljöer med låg diversitet har ett lågt känslighetsvärde. En havsbotten där det förekommer arter som tål dåliga miljöförhållanden och där diversitet och individantal är lågt får således ett lågt BQI värde. BQI_m beräknas alltid per station medan miljöstatus beräknas per område. Vid statusklassning används av försiktighetsprincipen 20 % percentilen av BQI_m medelvärden från ett område (se vidare de nationella bedömningsgrunderna i Naturvårdsverket 2007). Bottenfaunasamhället kan bestå av flera hundra arter, både känsliga och tåliga, och analys av artsammansättningen ger en vetenskaplig

bedömning av miljö kvaliteten. Bottenfaunan innefattar både mobila och stationära arter, där många arter är både stationära och relativt långlivade, vilket gör att artsammansättningen speglar tillståndet i havsmiljön över en längre tid. Vid syrebrist och vid ökad eller minskad belastning av organiska ämnen ses en tydlig respons hos bottenfaunan, vilket gör en bedömning av bottenmiljöns kvalitet möjlig.

Enligt detta kvalitetsindex beräknades BQI_m-värdet för utredningskorridoren till 10,1 och uppnådde miljöstatus *God* (<10,7–4,0 BQI_m, Tabell 3). Då provtagningen utfördes i augusti bör resultatet av BQI_m betraktas som vägledande, eftersom provtagning för klassning ska ske i maj-juni. Resultatet stämmer dock överens med resultaten från det nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna, där området utanför Trelleborg (Figur 7) har haft *God* status sedan 2007.

Tabell 3. Klassgränser för bedömning av ekologisk status i Östersjön utifrån BQI_m (Benthic Quality Index) (HVMFS 2013:19).

Bassäng	Område	Djupstrata	Hög	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Östersjön	Skånes kustvatten	5–60 m	≥10,7	<10,7–4	<4–2,7	<2,7–1,8	<1,8

2.2.4 Möjlig påverkan på mjukbottenfauna

Den största effekten på bottenfaunan är en direkt borttagning av djur och sediment under sjökabelförläggningen, vilket innebär en ökad dödlighet för djuren i området, samt den ökade sedimentationen som kan täcka över djur i närheten av kabeldiket. Ytan på det påverkade området beror på de hydrografiska förhållandena och är svår att uppskatta i förväg.

Återkolonisationen av fauna på mjukbotten förväntas vara relativt snabb, men beror på sammansättningen av sedimentet (Dernie m.fl. 2003). Enligt en laboratoriestudie av återkolonisationen av bottenfauna i olika sedimenttyper visades bottenfaunan ha en längre återhämtningstid i sammansatta och finare sediment än grövre sediment, men samhället återhämtade sig inom 100 dagar i alla sedimenttyper (Dernie m.fl. 2003). Efter anläggande av likströmskabeln BalticCable noterades inga skillnader i mjukbottenfauna vid kabeln och utanför kabeln efter fem år (BalticCable 1999). Infauna som lever i mer mobila sediment, så som sand, är ofta väl adapterade till regelbundna störningar då miljön ständigt förändras. Faunan i ett sandigt substrat har vistats återhämta sig på ett par veckor till ett par månader i flera studier (Carter m.fl. 2009, Dernie m.fl. 2003).

För en mer utförlig beskrivning över hur mjukbottenfauna påverkas av sjökabelförläggning se Hansa PowerBridge Marin naturvärdesbedömning [redacted] m.fl. 2018).

2.2.5 Konsekvensbedömning mjukbottenfauna

Oavsett vilken metod som används för sjökabelförläggningen kommer bottenfaunan påverkas genom borttagning av sediment och efterföljande grumling av suspenderade partiklar. Sjukabelförläggningen är begränsad i tiden, grumlingen av vattenmassan är kortvarig och faunan i det påverkade området förväntas återhämta sig inom två till fem år (BalticCable 1999) och arternas populationsstatus i området bedöms inte påverkas. Om rekommendationerna i den marina naturvärdesbedömningen [redacted] m.fl. 2018) följs förväntas inte bottenfaunan påverkas negativt i ett längre perspektiv.

2.3 Undersökning av miljögifter

2.3.1 Fältundersökning

Bottenundersökningen av den nya utredningskorridoren (Next Geosolutions 2020) visade på ett heterogent substrat som varierar mellan silt, sand och grus med få inslag av lera och med förekomst av stenblock längs med hela sträckningen.

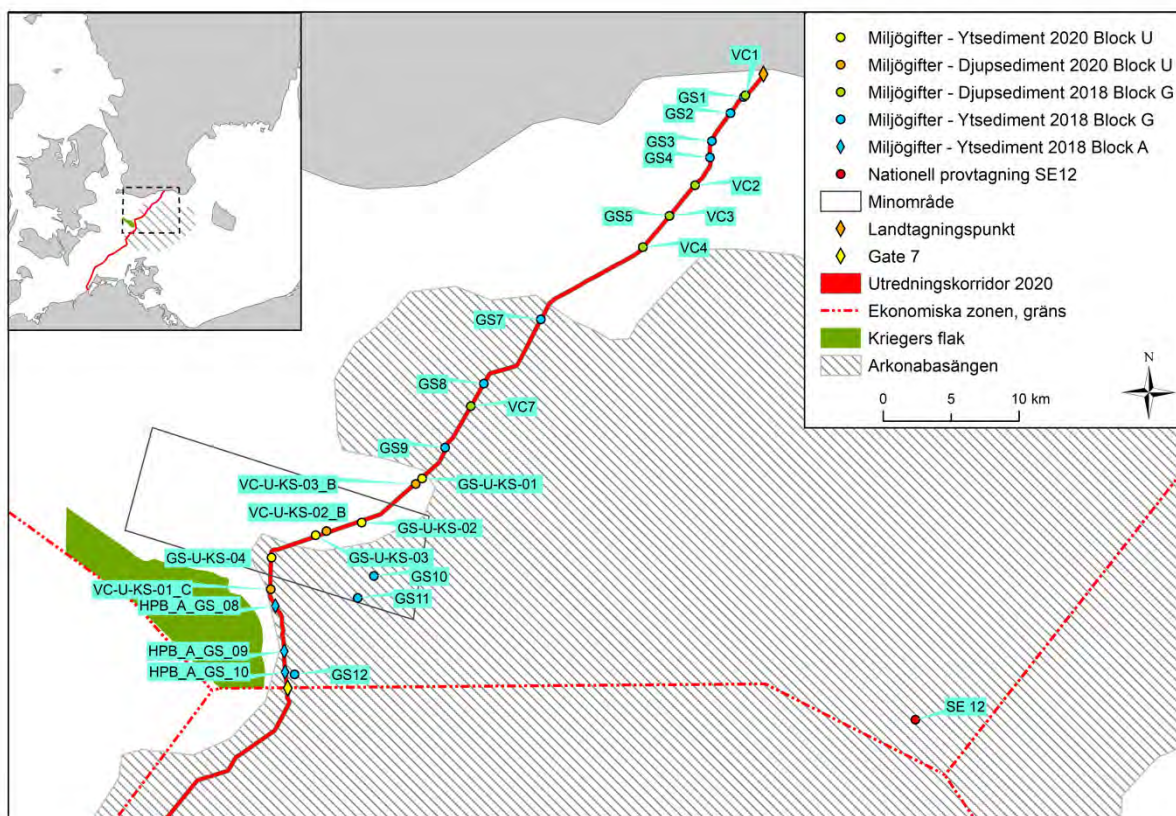
Sedimentprover för analys av miljögifter har tagits i utredningskorridoren (Figur 9). Prov på ytsediment (0–25 cm) har tagits på sju stationer (GS-U-KS-01 - GS-U-KS-04 samt HPB_A_GS_08, HPB_A_GS_09 och HPB_A_GS_10) med en van Veen huggare, djupare beläget sediment (0–100 cm) har undersökts på tre lokaler (VC-u-KS-01 - VC-u-KS-03) med hjälp av en vibrocore. Exakta positioner för dessa stationer, metodbeskrivningar för provtagningen samt utförliga kornstorleksanalyser framgår av bottenundersökningsrapporterna (Next Geosolutions 2020 och Fugro 2019)

Samtliga prover på ytsediment analyserades kemiskt med avseende på metaller (arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, kvicksilver, nickel, bly och zink), polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), organiska tennföreningar (TBT, DBT, MBT), diklordifenyltrikloretan (o,p'-DDT, p,p'-DDT), extraherbara organiska halogener (EOX) samt lättflyktiga organiska föreningar (VOC). Även djupare liggande sediment analyserades kemiskt på dessa ämnen dock med undantag för kobolt, VOX och EOX.

Bedömningen av uppmätta koncentrationer av metaller har skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999), Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. För PAHer, PCBer och organiska tennföreningar har dock den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment framtagen av SGU (Josefsson 2017) på uppdrag av Naturvårdsverket använts. Det bör observeras att Naturvårdsverkets bedömningsgrunder främst är en statistisk tillståndsklassning avsedd för att bedöma om uppmätta halter är låga eller höga i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger ingenting om förekomst av negativa effekter i miljön. För bedömning av negativa effekter i miljön har i stället de bedömningsgrunder som finns i HVMFS 2013:19 (konsoliderad version) använts. Detta innebär att uppmätta halter har jämförts med miljökvalitetsnormer (MKN) för de ämnen där sådana finns (bly, kadmium, fluoranten, antracen och TBT). Noterbart är att den statistiska tillståndsklassningen utgår ifrån ytsedimentprover tagna inom djupintervallet 0–2 cm och rekommendationen är även att vid bedömning av negativa effekter i miljön utifrån MKN utgå ifrån ytprover.

2.3.2 Kemisk analys

I ytsedimentet detekterades huvudsakligen metaller, PAHer, PCBer samt organiska tennföreningar, DDT och EOX förekom endast vid en station. I djupare liggande sediment (0–100 cm) var det endast metaller samt PCB-kongen 153 som detekterades i den kemiska analysen. Nedan beskrivs resultaten kortfattat per ämnesgrupp, resultat och klassning för respektive undersökt och detekterat ämne framgår av Tabell 4 för ytsediment och Tabell 5 för djupare liggande sediment.



Figur 9. Karta över stationer provtagna med avseende på miljögifter i sedimenten. Gula punkter visar provtagning av ytsediment 2020 och orangea punkter visar provtagning i djupsediment 2020. Blåa markörer visar stationer provtagna 2018. Röd punkt visar position för nationell provtagning. Arkonabassängens utbredning är baserad på kartor i Hüsey 2011.

2.3.2.1 Metaller

Metaller är grundämnen som naturligt förekommer i miljön och som i små mängder är livsviktiga men i höga halter kan vara direkt giftiga. Metaller detekterades vid samtliga stationer i utredningskorridoren. Koncentrationerna varierar men genomgående ses de högre halterna i ytsedimenten provtagna 2020. Klassningen av de olika metallerna faller inom klass 1–4 i ytsediment för att i djupare liggande sediment falla inom klass 1 och 2 dvs *ingen till liten avvikelse* ifrån jämförvärdet för de senare. Halter i klass 1 för metaller anses vara likvärdigt med vad som ses som naturliga halter i miljön (bakgrundsnivåer). Samtliga analyserade metaller återfanns i de övre sedimenten (0–25 cm). Koncentrationerna av metaller var som lägst i ytsedimentprover från stationerna HPB_A_GS_08, HPB_A_GS_09 och HPB_A_GS_10 och halterna vid dessa lokaler hamnar huvudsakligen inom klass 1. Vid övriga stationer uppvisade kadmium, koppar och kvicksilver en *tydlig avvikelse* i förhållande till hur det ser ut i svenska marina sediment. Krom uppvisade en *hög avvikelse* och bly uppvisade en *hög till mycket hög avvikelse*. Koncentrationerna av övriga metaller dvs arsenik, kobolt och zink visade på *obefintlig till liten avvikelse*. Metaller som återfanns i något högre koncentrationer i djupare sediment var kadmium och krom. Halten kadmium (0,66 mg/kg TS) vid station VC-u-KS-02 visade på en *tydlig avvikelse* dvs klass 3. Koncentrationen av krom (61 mg/kg TS) vid station VC-u-KS-03 betraktas som *stor avvikelse* dvs klass 4. Noterbart är att kadmium samt zink var de enda metallerna som detekterades vid station VC-u-KS-02.

2.3.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

PAHer är generellt fettlösliga, oftast stabila och i många fall starkt bioackumulerbara. I vattenmiljö binds PAH framförallt till sedimenten, där de kan bli mycket långlivade. De kan delas in i tre olika grupper (PAH-L, PAH-M och PAH-H) utifrån deras massa (molekylvikt), där de tyngre och mest cancerogena ämnena återfinns i gruppen PAH-H. Det bör dock påpekas att de tyngsta ämnena inte ackumuleras på grund av att molekylerna är för stora för organismer att ta upp. Gruppen PAH-M består också av cancerogena föreningar, men här är molekylerna mindre och tas därmed upp lättare. Inga PAHer detekterades i de djupare sedimenten men halter av PAHer har uppmätts i varierande grad i samtliga ytsedimentprover. Koncentrationen vid stationerna GS-U-KS-02, GS-U-KS-03 samt GS-U-KS-04 är huvudsakligen inom spannet *mycket låg* till *låg* halt dvs klass 1 till klass 2. Något högre halter har noterats vid stationerna HPB_A_GS_08, HPB_A_GS_09 och HPB_A_GS_10 vars klassning varierar mellan ett och tre. Noterbart är dock att antalet detekterade PAHer är färre vid dessa tre lokaler. Flest antal PAHer och de högsta koncentrationerna av PAHer uppmättes vid station GS-U-KS-01 där halterna varierade mellan *medelhög* och *hög* halt dvs klass 3 till klass 4. De högre halterna vid station GS-U-KS-01 beror sannolikt på ett finkornigare sediment.

2.3.2.3 Polyklorerade bifenyler (PCB)

PCB har låg löslighet i vatten, vilket leder till att de till största delen adsorberas till partiklar och organiskt material i naturen. De ackumuleras lätt i organismer och då de är fettlösliga innebär det att de i huvudsak återfinns i högst koncentrationer i djurens fettvävnad. De tyngre kongenerna bioackumuleras mer och är generellt sett mer långlivade. PCBer detekterades endast i sedimentprover från 2020 års provtagning. Av PCB-kongenerna 28, 52, 101, 118, 138, 153, och 180 var det endast PCB 153 som detekterades i djupare sediment och då endast vid station VC-u-KS-02. Koncentrationen av PCB 153 var där att betrakta som *mycket låg* dvs klass 1. PCB 153 detekterades även i samtliga ytprover och i *mycket låga* halter dvs klass 1 för alla stationer med undantag för station GS-U-KS-01 där halten var *låg* dvs inom klass 2. GS -U-KS-01 var dessutom den enda lokalen där samtliga sju PCB-kongener påträffades koncentrationerna var dock huvudsakligen *låga* och summan PCB7 var inom klass 2.

2.3.2.4 Organiska tennföreningar

Organiska tennföreningar, främst TBT, har huvudsakligen använts för att förhindra påväxt på fartygsskrov. På grund av dess kraftigt negativa påverkan på miljön redan i mycket låga halter har användandet av TBT varit totalförbjudet sen 2008. Organiska tennföreningar är dock långlivade i miljön då de binder relativt hårt till sedimentpartiklar. I denna studie påträffades organiska tennföreningar endast i ytsediment och det är endast MBT och DBT, dvs nedbrytningsprodukterna till TBT, som detekterades. MBT återfanns vid samtliga fyra stationer provtagna 2020. DBT återfanns endast vid stationerna GS-U-KS-01, HPB_A_GS_08 och HPB_A_GS_09 varav de två sistnämnda är provtagna 2018. Koncentrationerna 2020 av både MBT och DBT är inom klass 3 och är att betrakta som *medelhög* halt medan halten av DBT i prover tagna 2018 är inom klass 2 dvs *låg* halt.

2.3.2.5 Diklordifenyltrikloretan (o,p'-DDT, p,p'-DDT)

I denna studie har o,p'-DDT samt p,p'-DDT analyserats och endast p,p'-DDT har detekterats och då i ytsediment från station GS-U-KS-01. Koncentrationen om 0,017 mg/kg TS är att betrakta som *låg* halt dvs klass 2. DDT är annars en långlivad organisk förorening som introducerades som insekticid på 40-talet för att användas mot insektsburna sjukdomar såsom malaria och tyfus. Det visade sig senare att DDT var mycket giftigt även för andra djur då det ansamlas i fettvävnader och bioackumuleras upp i näringskedjan med störningar i fortplantningen hos toppredatorer som följd. Exempelvis tros DDT vara en orsak till att havsörnspopulationen var nära att slås ut under 70-talet.

2.3.2.6 Extraherbara organiska halogener (EOX)

I denna studie detekterats EOX endast i ytsediment från station GS-U-KS-01. Statistisk tillståndsklassning för gruppen EOX saknas, dock finns det klassning för EOCl, EOBr, EOCl samt EOBr vilka alla ingår i EOX. Utifrån tillståndsklassningen av dessa så bör koncentrationen om 2,7 mg/kg TS hamna inom spannet *medelhög* till *mycket hög* halt dvs klass 3-5. Organiska halogener är fettlösliga ämnen som innehåller kol och väte, men där en eller flera av väteatomerna har ersatts med någon av halogenerna klor, brom, jod eller fluor. Många av dessa föreningar är svårnedbrytbara och miljöfarliga även vid låga koncentrationer, där klor och brom är de mest förekommande. Vissa är giftiga för vattenlevande organismer och tenderar även att bioackumuleras i miljön. Källor till att EOX förekommer i miljön är bland annat användning av klor inom pappers- och massaindustrin samt användandet av impregneringskemikalier inom klädindustrin.

2.3.3 Miljökvalitetsnormer (MKN)

För bedömning av negativa effekter i miljön har uppmätta koncentrationer jämförts med miljökvalitetsnormer (MKN) för de ämnen där sådana finns dvs bly, kadmium, fluoranten, antracen och TBT. Innan jämförelsen med gränsvärdet för MKN för de tre sistnämnda har halterna i sedimentet på respektive station normaliserats till en kolhalt motsvarande 5 % i enlighet med HVMFS 2013:19.

För metaller överskrids inte MKN för kadmium dock tangeras MKN för bly i ytsediment (0–25 cm) då gränsvärdet som inte får överskridas är 120 mg/kg TS, dvs samma halt som har uppmätts på station GS-U-KS-04. Noterbart är dock att den statistiska tillståndsklassningen (Josefsson 2017) utgår ifrån ytsedimentprover tagna inom djupintervallet 0–2 cm och rekommendationen är även att vid bedömning av negativa effekter i miljön utifrån MKN utgå ifrån ytprover inom nämnda djupintervall. Detta innebär att koncentrationen av bly i djupintervallet 0–2 cm möjligen överskrider gränsvärdet för MKN.

Jämförelse med MKN avseende PAHerna antracen och fluoranten görs först efter att halterna har normaliserats till 5 % kolhalt. Detta förfarande kan dock leda till en överskattning av miljögiftshalterna speciellt i grovkorniga sediment med inslag av finsand/sand/grus som har en naturligt låg TOC-halt. Det är endast MKN för antracen som överskrids i ytsediment dock marginellt och endast efter normalisering av kolhalten. MKN för antracen är 0,024 mg/kg TS och den uppmätta koncentrationen vid lokalerna GS-U-KS-01 och HPB_A_GS_08 är efter normalisering av kolhalten 0,027 respektive 0,025 mg/kg TS.

TBT har inte detekterats varken i ytprover eller djupare liggande sediment och MKN för TBT (1,6 mg/kg TS) överstigs därmed inte.

Tabell 4. Koncentrationer av analyserade ämnen i ytsediment (0–25 cm) (Next Geosolutions 2020; Fugro 2018). Bedömningen av uppmätta halter har för tungmetaller skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (Naturvårdsverket 1999), Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav som avser avvikelser ifrån ett så kallat jämförvärde. För PAH-er, PCB-er, tennorganiska föreningar samt DDT har den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment (Josefsson 2017) använts, vilket är en statistisk tillståndsklassning. Observera att tillståndsklassningen inte är effektbaserad utan enbart visar halten i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger därmed ingenting om förekomst av negativa effekter på miljön. För bedömning av effekter i miljön har istället de miljö kvalitetsnormer (MKN) som finns i HVMFS 2013:19 använts. Halter som överstiger MKN efter normalisering av kolhalt har markerats med en röd streckad ram.

KEMISK ANALYS			BLOCK U, YTSSEDIMENT (0-25 CM)				BLOCK A, YTSSEDIMENT (0-20 CM)		
	Enhet	MKN*	GS-U-KS-01	GS-U-KS-02	GS-U-KS-03	GS-U-KS-04	HPB_A_GS_8	HPB_A_GS_9	HPB_A_GS_10
Vattendjup	m		30,3	27,6	26,4	28,2	42,1	42,8	43,3
Torrsubstans	%		45,1	80,1	67,1	75,5	75,1	72,1	69,9
TOC	% TS		3,1	0,55	1,1	0,78	0,6	1	1
Typ av substrat			Lera med lite finsand	Sand och finsand	Silt med lera och finsand	Silt med finsand	Finsand med silt och sand	Finsand med silt och sand	Finsand med silt
Arsenik	mg/kg TS	120	24	18	23	20	<3	<3	<3
Bly	mg/kg TS	2,3	87	88	88	120	13	15	15
Kadmium	mg/kg TS		0,56	0,46	0,72	0,94	<0,3	<0,3	<0,3
Krom	mg/kg TS		64	60	62	71	9,8	7,9	8,8
Koppar	mg/kg TS		47	43	46	53	5,3	6	6,1
Nickel	mg/kg TS		41	42	43	46	8,1	7,1	7,7
Kviksilver	mg/kg TS		0,17	0,19	0,2	0,28	<0,05	0,054	0,051
Kobolt	mg/kg TS		6,1	1,3	2,7	1,8	13	14	16
Zink	mg/kg TS		194	186	207	257	24	24	24
Naftalen (L-PAH)	mg/kg TS		0,026	<0,010	<0,010	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphthylen (L-PAH)	mg/kg TS		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01
Acenafthen (L-PAH)	mg/kg TS		<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren (M-PAH)	mg/kg TS		0,011	<0,010	<0,010	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01
Fenantren (M-PAH)	mg/kg TS		0,066	<0,010	0,012	<0,010	0,02	<0,017	0,019
Antracen (M-PAH)	mg/kg TS	0,02	0,017	<0,010	<0,010	<0,010	0,003	<0,003	<0,003
Pyren (M-PAH)	mg/kg TS		0,13	0,011	0,038	0,022	0,036	0,044	0,044
Fluoranten (M-PAH)	mg/kg TS	2	0,13	0,012	0,036	0,022	<0,045	0,046	<0,045
Bens(a)antracen (H-PAH)	mg/kg TS		0,077	<0,010	0,022	0,014	<0,019	<0,019	0,019
Krysen (H-PAH)	mg/kg TS		0,058	<0,010	0,017	0,011	<0,026	<0,026	<0,026
Bens(b)fluoranten (H-PAH)	mg/kg TS		0,24	0,019	0,058	0,034	0,037	0,082	0,089
Bens(k)fluoranten (H-PAH)	mg/kg TS		0,099	<0,010	0,024	0,014	<0,028	0,032	0,028
Bens(a)pyren (H-PAH)	mg/kg TS		0,1	<0,010	0,03	0,018	<0,031	<0,031	<0,031
Dibens(ah)antracen (H-PAH)	mg/kg TS		0,05	<0,010	0,011	<0,010	<0,01	<0,01	<0,01
Bens(ghi)perylene (H-PAH)	mg/kg TS		0,24	0,02	0,061	0,031	<0,05	0,094	0,096
Indeno(1,2,3-cd)pyren (H-PAH)	mg/kg TS		0,3	0,023	0,07	0,036	<0,05	0,066	0,082
summaPAH16	mg/kg TS		1,54	0,085	0,379	0,202	0,096	0,24	0,27
PCB28	mg/kg TS		0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
PCB52	mg/kg TS		0,00012	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
PCB101	mg/kg TS		0,00037	0,00011	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
PCB118	mg/kg TS		0,00017	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
PCB138	mg/kg TS		0,00026	0,00011	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
PCB153	mg/kg TS		0,00048	0,00014	0,00012	0,00014	<0,005	<0,005	<0,005
PCB180	mg/kg TS		0,00018	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
summa PCB7	mg/kg TS		0,00168	0,00036	0,00012	0,00014	<0,005	<0,005	<0,005
MBT	µg/kg TS		1,7	1,3	1,7	1,1	<0,40	<0,40	<0,40
DBT	µg/kg TS		1,2	<1,0	<1,0	<1,0	0,55	0,45	<0,40
TBT	µg/kg TS	1,6	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<0,40	<0,40	<0,40
DDT ortho, para	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
DDT para, para	mg/kg TS		0,017	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,005	<0,005	<0,005
EOX	mg/kg TS		2,7	<1,0	<1,0	<1,0	<0,5	<0,5	<0,5

* Gränsvärden (MKN) för sediment avser, med undantag för bly och kadmium, sediment med 5 % organiskt kol (TOC). Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med [5/(aktuell organisk kolhalt i %)] före jämförelsen med gränsvärdet (HVMFS 2016:31).

Metaller avvikelser ifrån jämförvärde	Organiska miljögifter; statistisk tillståndsklassning
Klass 1 ingen/obetydlig avvikelse	mkt låg halt
Klass 2 liten avvikelse	låg halt
Klass 3 tydlig avvikelse	medelhög halt
Klass 4 stor avvikelse	hög halt
Klass 5 mkt stor avvikelse	mkt hög halt

Tabell 5. Koncentrationer av analyserade ämnen i djupare liggande sediment (0–100 cm) (Next Geosolutions 2020). Bedömningen av uppmätta halter har för tungmetaller skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (Naturvårdsverket 1999), Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav som avser avvikelser ifrån ett så kallat jämförvärde. För PCBer har den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment (Josefsson 2017) använts, vilket är en statistisk tillståndsklassning. Observera att klassningen inte är effektbaserad utan enbart visar halten i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger därmed ingenting om förekomst av negativa effekter på miljön. För bedömning av effekter i miljön har istället de miljö kvalitetsnormer (MKN) som finns i HVMFS 2013:19 använts.

KEMISK ANALYS			DJUPARE LIGGANDE SEDIMENT (0-100 CM)		
	Enhet	MKN	VC-u-KS-01_C	VC-u-KS-02_B	VC-u-KS-03_B
Vattendjup	m		38,4	35,8	38,3
Torrsubstans	%		89,6	77,9	85,8
TOC	% TS		0,065	0,059	0,31
Typ av substrat*			Silt, sand, grus	Silt, sand, grus, lera	Silt, sand, grus, lera
Arsenik	mg/kg TS		5,3	<1,0	6,6
Bly	mg/kg TS	120	20	<1,0	18
Kadmium	mg/kg TS	2,3	0,28	0,66	0,13
Krom	mg/kg TS		37	<2,0	61
Koppar	mg/kg TS		20	<2,0	27
Nickel	mg/kg TS		24	<2,0	41
Kvicksilver	mg/kg TS		<0,05	<0,05	<0,05
Zink	mg/kg TS		74	19	111
PCB28	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB52	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB101	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB 118	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB138	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB153	mg/kg TS		<0,0001	0,00015	<0,0001
PCB180	mg/kg TS		<0,0001	<0,0001	<0,0001
summa PCB7	mg/kg TS		--	0,00015	--

	Metaller avvikelser ifrån jämförvärde	Organiska miljögifter; statistisk tillståndsklassning
Klass 1	ingen/obetydlig avvikelse	mkt låg halt
Klass 2	liten avvikelse	låg halt
Klass 3	tydlig avvikelse	medelhög halt
Klass 4	stor avvikelse	hög halt
Klass 5	mkt stor avvikelse	mkt hög halt

2.3.4 Konsekvensbedömning förekomst av miljögifter i utredningskorridoren

Fler ämnen samt högre koncentrationer av ämnen har detekterats i ytsediment (0–25 cm). Exempelvis uppmättes halter av DBT och MBT, nedbrytningsprodukterna till TBT, samt PAHer i de ytliga sedimenten vilka inte detekterades i de djupare sedimenten och MKN för antracen överskreds vid två lokaler. Vidare var halterna av bly förhöjda i fyra av sju ytstationer längs den nya sträckningen och vid en av stationerna tangeras MKN för bly. Atmosfäriskt nedfall från förbränning av fossilt bränsle ses som en av de största källorna till förekomst av PAHer och tungmetaller däribland bly i Östersjön (HELCOM 2017). Dessutom ligger stationerna inom, alternativt i närområdet till, ett tidigare dumpningsområde för minor och ammunition (Figur 9) vilket troligen är en ytterligare källa till bly. Området har därtill varit utsatt för omfattande trålning som har medfört att sedimenten har varit utsatta för en konstant påverkan med spridning av eventuella miljögifter i området som följd.

Förhöjda halter av bly men även PAHer ses även i sediment vid den nationella sedimentlokalen SE-12, i närheten av Arkonabassängen (Figur 9). Vid den senaste mätningen på lokalen (2014) överskreds MKN för både antracen och fluoranten efter normalisering av kolhalten i sedimentet. Generellt visade sedimenten vid SE-12 under 2014 på *ingen avvikelse till tydlig avvikelse* för metaller, med undantag för bly som var inom klass 4 dvs *stor avvikelse*. Koncentrationen av bly i sedimentet har vid provtagningar utförda 2003, 2008 och 2014 varierat mellan 75 och 89 mg/kg TS, det vill säga ungefär samma koncentrationer som huvudsakligen har uppmätts i denna studie. Förutom höga koncentrationer bly vid provtagningarna 2003, 2008 och 2014 har även uppmätta halter av flertalet organiska miljögifter klassats som *höga* till *mycket höga* däribland för PAH, DDT, klordaner, TBT och PCB. För fluoranten, antracen och TBT har halterna varit så höga att även MKN har överskridits samtliga år.

I den aktuella studien är funna koncentrationer i de djupare sedimenten (0–100 cm) generellt sett låga och överensstämmer väl med tidigare provtagningar längs med hela den tänkta kabelsträckningen inom svenskt område. Flera ämnen såsom kvicksilver och ett flertal grupper såsom organiska tennföreningar, PAHer och DDTer har inte detekterats alls. Endast metaller och PCB-kongen 153 har hittats. MKN för bly, kadmium, fluoranten, antracen och TBT överskrids inte vid någon station och en eventuell negativ effekt från frigörelse av partikelbundna ämnen i sedimenten i samband med sjökabelförläggning bedöms generellt som liten till obefintlig. Att funna halter är låga beror sannolikt på substratet som är relativt grovkornigt och huvudsakligen består av silt, sand och grus. Miljögifter binder ofta till små partiklar varför koncentrationerna i ett mer finpartikulärt sediment såsom lera ofta är högre vilket tydligt avspeglas vid station GS-U-KS-01 som har ett lerigare sediment än övriga stationer.

Majoriteten av de analyserade ämnena längs utredningskorridoren förekommer i låga koncentrationer och det är endast bly och antracen i ytsediment som är nära eller överskrider MKN. I proverna på djupare sediment är funna koncentrationer låga. Vid nedspolning av sjökabel löses bottenmaterialet upp ned till ett djup av ca 1,5 m och det kan därmed vara mer relevant att bedöma konsekvenserna av miljögifterna på de koncentrationer som detekterats i proverna tagna i intervallet 0–100 cm. Vid nedspolning av sjökabel sedimenterar den största delen av det suspenderade materialet ner i kabeldiket och endast en mindre del, cirka 30 %, beräknas spridas vidare (Meissner m.fl. 2006). Sjukabelförläggning frigör mindre sediment och därmed lägre halter av miljögifter jämfört med andra marina aktiviteter, exempelvis muddringsverksamhet (Nemo Link 2013). De miljögifter som frigörs är de som redan förekommer i sedimentet, förläggningen i sig tillför inte ytterligare miljögifter. Sjukabelförläggning har en snabb framdrift och frigjorda miljögifter förekommer därmed under en begränsad tidsperiod och en eventuell negativ effekt från frigörelse av partikelbundna ämnen i sedimenten i samband med sjukabelförläggning bedöms generellt som liten till obefintlig.

Olika organismgrupper inom utredningskorridoren kan komma att påverkas av miljögifter på olika sätt. Mjukbottenfaunan utsätts redan nu för de miljögifter som finns i sedimentet och bedöms inte påverkas nämnvärt av de halter som kan komma att frigöras vid sjukabelförläggningen. I större arter som huvudsakligen lever på sedimentet exempelvis större musslor kan möjligen förhöjda halter av detekterade ämnen erhållas. För fisk kommer frigörande av miljögifter under kabelläggningen sannolikt inte ge en påverkan på populationsnivå, om effekter ändå skulle uppstå vore det i huvudsak endast bottenlevande stationära bestånd som skulle påverkas. Risken att halterna av analyserade sedimentbundna miljögifter kan påverka marina däggdjur anses relativt liten. Tumlare och säl rör sig ofta över stora områden och det är sannolikt en mycket liten risk för att de skall påverkas av en eventuell frisättning av sedimentbundna gifter till den fria vattenmassan. För en utförlig beskrivning av eventuell påverkan av miljögifter på makroalger, mjukbottenfauna, fisk och marina däggdjur se Hansa PowerBridge Marin naturvärdesbedömning (██████████ m.fl. 2018).

3. Förekomst av skyddsvärda biotoper inom utredningskorridoren

3.1 Blåmusselbankar

Inom utredningskorridoren påträffades blåmusslor i varierande täckningsgrad. Blåmusslor bildar så kallade biogena rev som är skyddsvärda i enlighet med bland annat Art- och habitatdirektivet. Biogena rev utgörs av både levande musslor och skal från döda musslor. Musslor utgör föda för livsviktiga stadier hos bland annat ejder, strandskata och alfågel. För att musslorna ska klassificeras som biogena rev enligt Art- och habitatdirektivet skall musslorna täcka mer än 10 % av botten. Biogena rev i form av blåmusselbankar förekom på 15 videopunkter (22 % av de filmade punkterna) (Figur 3).

Stora förekomster av blåmusslor påträffades i Länsstyrelsens undersökning av Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten (Länsstyrelsen Skåne 2020) och de förekomster som påträffats i den aktuella undersökningen stämmer överens med dessa. Framför allt de musslor som påträffats i den norra delen av utredningskorridoren (Figur 3) bedöms vara en del av den stora musselbank som noterades i Länsstyrelsens undersökning (Länsstyrelsen Skåne 2020).

3.2 Mjukbotten dominerad av *Astarte* spp.

Musslan *Astarte borealis* påträffades i stora mängder i två av bottenfaunaproverna och i mindre mängd i ytterligare två prover varför utbredningen av denna biotop är svårbedömd. Mjukbotten dominerad av *Astarte* spp. är en hotad biotop enligt HELCOM. Musslor inom släktet *Astarte* föredrar kallt och salt vatten och därför finns biotopen endast i områden där det vattnet nära botten uppvisar en salthalt mellan 10 och 15 psu, en temperatur mellan 3 och 8 °C och relativt goda syreförhållanden. *Astarte borealis* är motståndskraftig mot syrebrist, men återkommande och långvarig syrebrist är dödlig för musslan (Zettler 2002). Det huvudsakliga hotet mot biotopen kan vara övergödning och medföljande syrebrist på botten (Zettler 2002).

4. Sammantagen bedömning

Natura 2000-området Sydvästskånes utsjövatten är utpekad för naturtypen rev (1170) där biogena rev (blåmusselbankar) ingår och naturtypen kommer troligen påverkas av sjökabelförläggningen, som nämnt ovan. Området är även utpekad för sandbankar (1110) och är av betydelse för tumlare och säl. Sandbankar påträffades inte i videoinventeringen och har tidigare påträffats enbart i den västra delen av Natura 2000-området (Länsstyrelsen Skåne 2020). Denna naturtyp bedöms därför inte påverkas av sjökabelförläggningen. Möjlig påverkan på de marina däggdjuren berörs ytterligare i [REDACTED] m.fl. (2018).

Inom utredningskorridoren påträffades två skyddsvärda biotoper: blåmusselbankar och mjukbotten dominerad av *Astarte* spp. Båda dessa biotoper kommer troligen påverkas i någon grad av sjökabelförläggningen. Både blåmusslor och *Astarte borealis* som förekommer direkt där kabeln spolade ned kommer sannolikt skadas eller dö. Hur stor yta och därmed hur stor del av biotoperna som påverkas av sjökabelförläggningen beror på substrat och kabelförläggningsmetod. Substratet där de två biotoperna förekom dominerades av sand med inslag sten eller finare sediment (silt). Detta stämmer överens med resultatet från bottenundersökningen av den nya utredningskorridoren (Next Geosolutions 2020) vilken visade på ett heterogent substrat som varierar mellan silt, sand och grus med få inslag av lera men med förekomst av stenblock längs med hela sträckningen. Gemensamt för de sjökabelförläggningsmetoder som är aktuella för den undersökta delen av utredningskorridoren, spolning och plogning, är en fysisk påverkan på havsbotten i ett ca 1–10 m brett område längs hela kabelsträckningen. Förutom den fysiska påverkan från sjökabelförläggningen kan musslor även påverkas av ökad sedimentation till följd av sjökabelförläggningen. Blåmusslor har visats klara av kortvarig påverkan av sedimentpålagring där typen av sediment påverkade överlevanden, grövre sediment gav en högre överlevnad. Blåmusslor visade sig också kunna gräva sig upp om sedimentpålagringen var som mest ca 2–4 cm. Förlusten av musslor längs kabelsträckningen bedöms inte påverka blåmusslor på populationsnivå då blåmusslor är vanligt förekommande i området (Länsstyrelsen Skåne 2020) och det är en mycket liten andel av reven som påverkas. I det norra revet beräknas ca 0,2% påverkas direkt av sjökabelförläggningen, vilket motsvarar ca 0,01% av den totala förekomsten av biogena rev i Natura 2000-området. Tätare videopunkter placerades i områden med biogena rev, detta för att få en tydligare bild över hur täckningsgraden av blåmusslor ser ut inom utredningskorridoren och därmed kunna förlägga kabeln med så liten påverkan på de biogena reven som möjligt.

Utbredningen av *Astarte borealis* inom utredningskorridoren är svårbedömd då arten endast är påträffad i bottenfaunaproverna, därmed är även påverkan på populationen svårbedömd. Den övriga bottenfaunan i det påverkade området förväntas återhämta sig inom två till fem år (BalticCable 1999) och arternas populationsstatus i området bedöms inte påverkas.

Majoriteten av de analyserade ämnena längs utredningskorridoren förekommer i låg koncentration och det är endast bly och antracen i ytsediment som är nära eller överskrider MKN i ett fåtal punkter. Risken att halterna av analyserade sedimentbundna miljögifter kan påverka marina organismer anses relativt liten. Möjligen kan förhöjda halter erhållas hos musslor, men sannolikt endast under en kortare period. En eventuell negativ effekt från frigörelse av partikelbundna ämnen i sedimenten i samband med sjökabelförläggningen bedöms generellt som liten till obefintlig.

Den sammantagna bedömningen är att konsekvenserna av Hansa PowerBridge inte kommer att medföra bestående effekter på området om hänsyn tas till de rekommendationer som framförs avseende mjukbottenfauna, fisk och arbetsmetoder i den marina naturvärdesbedömningen (Bergkvist m.fl. 2018).

5. Referenser

- ██████████. 2016. Framkomlighetsstudie i södra Östersjön för Hansa PowerBridge – Ny likströmsförbindelse mellan Sverige och Tyskland. Svenska Kraftnät.
- BalticCable 1999. Kontrollprogram bottenfauna, bottenflora Baltic Cable. Slutrapport 21 december 1999. www.balticcable.com
- ██████████. 2018. Hansa PowerBridge. Marin naturvärdesbedömning. Svenska kraftnät.
- ██████████ 2009. Submarine Cables and the Oceans – Connecting the World. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 31.
- ██████████ (2003) Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology*, 72(6): 1043 – 1056.
- ██████████ 2018, Lab report geological, geotechnical, cemical investigation, Hansa PowerBridge / Baltic sea Block A, Report number: 670-18-010-rev02
- ██████████ 2019. Hansa PowerBridge Survey Report & Results Report Route Z to A Rev 02.3 Fugro Doc. NO.:P903791-13-ZA_Hansa-PowerBridge_Survey-&-Results-Report_Z-A_Rev02.3. Date of Issue 07 January 2019
- ██████████ 2003. Results of model simulations of sediment deposition from cable burial operations in Lewis Bay, MA. Narragansett.
- Havs- och vattenmyndigheten (2016). Undersökningstyp: Mjukbottenlevande makrofauna, kartering. Kust och Hav. Version 1:2 2016-12-08.
- HELCOM 2017. The integrated assessment of hazardous substances – supplementary report to the first version of the 'State of the Baltic Sea' report.
- HELCOM 2013. Technical Report the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceedings No 139.
- Hutchison ZL, Hendrick VJ, Burrows MT, Wilson B, Last KS. 2016. Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLoS ONE* 11(3).
- HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndigheten.
- ██████████ 2011. Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *ICES Journal of Marine Science* Volume 68 Issue 7 1 July 2011 Pages 1459–1471.
- ██████████ (2004). Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö. Institutionen för ekologi och geovetenskap. Umeå Universitet.
- Länsstyrelsen Skåne 2020. Videoundersökningar i Natura 2000-området Sydvästskaåns utsjövatten 2019.
- Meissner K., Schabelon H, Bellebaum J, och Sordyl H 2006. Impacts of submarine cables on the marine environment: a literature review. Federal Agency of Nature Conservation/ Institute on Applied Ecology Ltd.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket, 2004. Handbok för miljöövervakning, undersökningstyp vegetationsklädda bottenar, ostkust.
- Naturvårdsverket 2007. Bilaga B till handbok 2007:4 – Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen. ISBN 978-91-620-0149-0.
- Naturvårdsverket 2011. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11. Rev.
- Nemo Link 2013. Environmental Statement Volume 1: Environmental Statement and Figures. National Grid Nemo Link Ltd/ Elia Asset S.A. 244pp.



Hansa PowerBridge - Inventering av kompletterande sträckning



Marine Monitoring AB

MARINE MONITORING AB
Strandvägen 9, 453 30, Lysekil
Tel +46 523-101 82 | Mobil 070-2565551
E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se