

A large, white, curved shape resembling a thick 'C' or a partial circle, positioned in the upper right corner of the page.

ENDK – KBH05 – NOTAT OM POTENTIELLE PÅVIRKNINGER AF VANDKVALITET

DECEMBER 2023

Projektnavn	ENDK - KBH05 – Notat om potentielle påvirkninger af vandkvalitet
Kunde	Energinet Eltransmission A/S
Projektleder	Jan.Nicolaisen@wsp.com
Projektnummer	22003760
Til	Energinet v. Bjørn Pedersen
Udarbejdet af	Camilla Rasch, Tina Drist-Jensen og Cecilie Lara
Kvalitetssikret af	Jan Frydensberg Nicolaisen
Godkendt af	Lea Bjerre Schmidt
Version	04 – final draft
Versionsdato	07/12/2023
Første udgivelsesdato	13/10/2023

INDHOLD

1	BAGGRUND	5
2	PROJEKTBEKRIVELSE	6
2.1	Det nye kabelanlæg	6
2.2	Kabelanlæg HK13040 GLN-OCE	6
2.3	Kabelanlæg HK13041 OCE-AMV	7
2.4	Anlægsmetoder	7
2.5	Kystunderboring	9
2.6	Midlertidige arbejdsarealer	10
2.7	Varighed	11
2.8	Kabelgrav og udlægning af søkabel	11
3	POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER	13
3.1	Belastninger i anlægsfasen	13
3.1.1	Fysisk indgreb i havbunden	13
3.1.2	Sedimentspild	13
3.1.3	Kystunderboringer	13
3.2	Belastninger i driftsfasen	14
3.2.1	Fysiske indgreb ved kabelfejl	14
3.2.2	Varmeafgivelse og elektromagnetiske felter	14
4	LOVGRUNDLAG	15
5	METODE	16
5.1	Grænseværdier for miljøfarlige forurenende stoffer	16
6	EKSISTERENDE FORHOLD	18
6.1	Fytoplankton	19
6.2	Rodfæstede planter	21

6.3	Bentiske invertebrater	26
6.4	Miljøfarlige forurenende stoffer	27
7	VURDERING	31
7.1	Fytoplankton	31
7.1.1	Anlægsfasen	31
	Sedimentspild	31
	Kystunderboringer	32
7.1.2	Driftsfasen	33
7.2	Rodfæstede planter	34
7.2.1	Anlægsfasen	34
	Fysisk indgreb i havbunden	34
	<i>Sedimentspild</i>	35
	<i>Kystunderboringer</i>	37
7.2.2	Driftsfasen	38
7.3	Bentiske invertebrater	39
7.3.1	Anlægsfasen	39
	Fysisk indgreb i havbunden	39
	Sedimentspild	40
	Kystunderboringer	41
7.3.2	Driftsfasen	42
7.4	Miljøfarlige forurenende stoffer	43
7.4.1	Anlægsfasen	43
	Sedimentspild	43
	Kystunderboringer	46
7.4.2	Driftsfasen	47
8	SAMLET VURDERING	48
9	REFERENCER	49

1 BAGGRUND

Som led i en renovering og udbygning af el-transmissionsnettet i hovedstadsområdet planlægger Energinet etablering af en ny kabelforbindelse mellem Glentegård Højspændingsstation (GLN) og Amagerværkets Højspændingsstation (AMV). På grund af byudviklingen på Ydre Nordhavn samt en landstrømforsyning ved krydstogtterminalen, er der her behov for en højspændingsstation (OCE) til forsyning af det underliggende net. Ved at udføre etableringen af transformerstation OCE og kabelforbindelsen GLN-AMV som et samlet projekt, opfyldes begge de ovenfor beskrevne behov.

Etableringen af såvel transformerstation OCE og GLN-AMV sker både for at sikre en høj elforsyningssikkerhed og for at tilgodese det stigende elforbrug og understøtte den grønne omstilling i hovedstadsområdet.

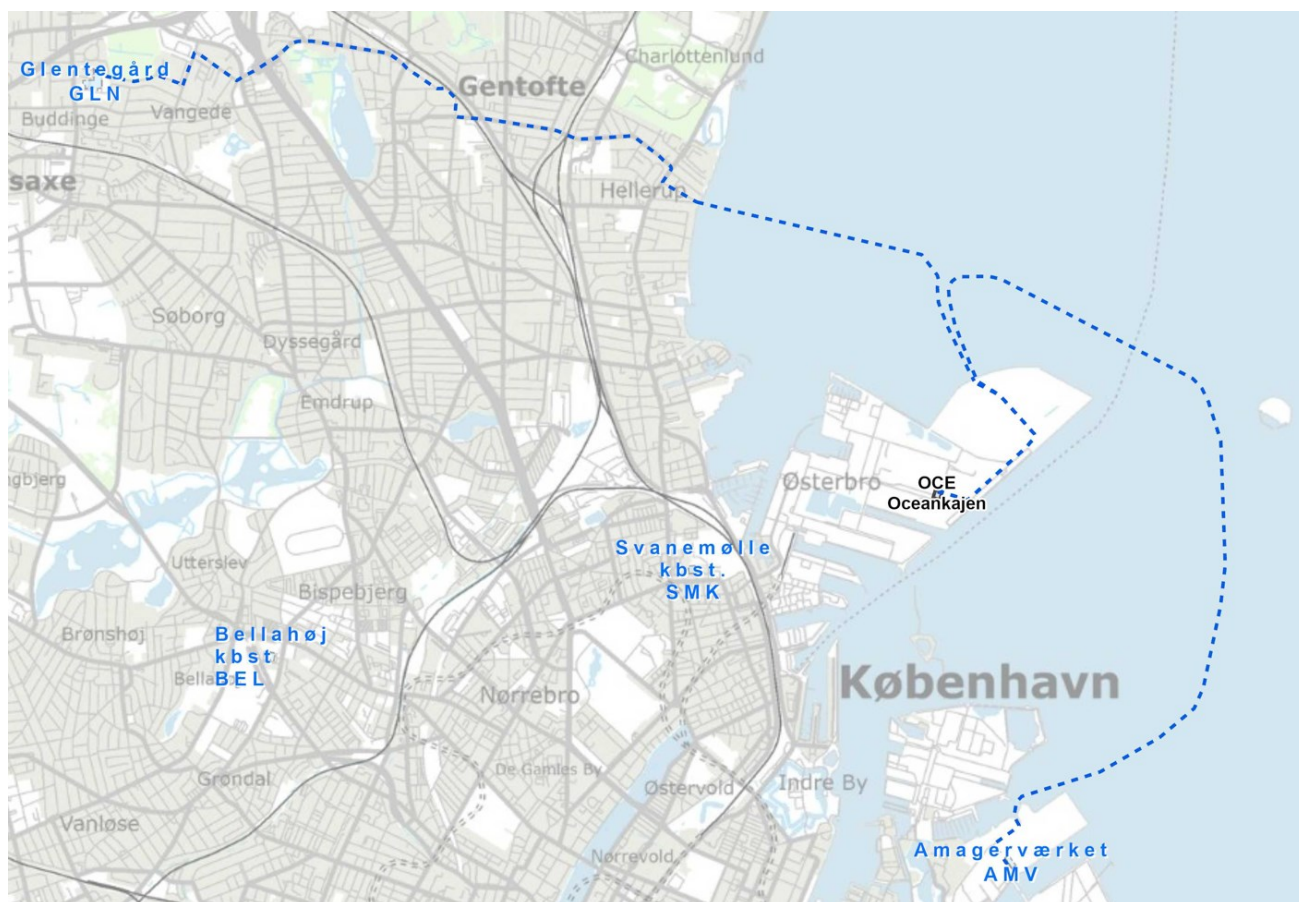
I forbindelse med paragraf 4a-ansøgning om udlægning af de nye søkabler har WSP i dette notat på vegne af Energinet foretaget en miljøvurdering af projektets potentielle påvirkninger i forhold til vandområdeplanerne.

2 PROJEKTBESKRIVELSE

Der er lavet en detaljeret projektbeskrivelse for alle projektets anlægsdele og -aktiviteter. Nedenfor er en overordnet beskrivelse af projektets placering og de tekniske forhold, der er relevante for nærværende vurdering. Der henvises til projektbeskrivelsen for detaljerede beskrivelser af anlægsmetoder m.m.

2.1 DET NYE KABELANLÆG

Den nye kabelforbindelse vil forbinde Glentegård Højspændingsstation (GLN) i Gentofte Kommune med Amagerværkets Højspændingsstation (AMV) i Københavns Kommune med en indsløjfning til den nye Oceankaj Højspændingsstation (OCE) på Ydre Nordhavn i Københavns Kommune. Linjeføringerne og stationernes placering ses på nedenstående oversigtskort i Figur 1.



Figur 1: Oversigtskort. Blå stiplet streg viser placering af kabelforbindelse mellem GLN-OCE-AMV. Sort firkant viser placering af den nye højspændingsstation, OCE, på Ydre Nordhavn.

2.2 KABELANLÆG HK13040 GLN-OCE

Projektet omfatter etablering af ca. 12 km 132 kV kabelanlæg fra GLN til OCE. Ca. 8,6 km etableres på land, og ca. 3,4 km etableres som søkabel. På land anvendes styret underboring (HDD) som standard anlægsmetode, og alle el- og fiberkabler etableres i føringsrør. Søkablet etableres i åben kabelgrav, og ilandføring sker med kystnære underboringer.

På Ydre Nordhavn kan kabelanlægget i vejstrækningen i Containervej etableres i eksisterende føringsrør. Kabelanlægget kan derfor etableres ved spuling i disse føringsrør uden underboring.

På strækningen fra Containervej til ilandføringspunktet etableres kabelanlægget med underboring.

Det nye kabelanlæg er af typen PEX-kabel med aluminiumsledere og plast-isolering.

2.3 KABELANLÆG HK13041 OCE-AMV

Projektet omfatter etablering af ca. 10,9 km 132 kV kabelanlæg fra AMV til OCE. Ca. 2,4 km etableres på land, og ca. 8,5 km etableres som søkabel. På land anvendes styret underboring (HDD) som standard anlægsmetode, og alle el- og fiberkabler etableres i føringsrør. Søkablet etableres i åben kabelgrav, og ilandføring sker med kystunderboringer.

På Ydre Nordhavn kan kabelanlægget i vejstrækningen i Containervej etableres i eksisterende føringsrør. Kabelanlægget kan derfor etableres ved spuling i disse føringsrør uden underboring. Ligeledes kan kabelanlægget på Margretheholm etableres i eksisterende føringsrør fra overgangsmuffen (muffe 1) til AMV-stationsbygningen. På strækningen fra Containervej til ilandføringspunktet etableres kabelanlægget med underboring.

2.4 ANLÆGSMETODER

Søkablerne bliver i Hellerup og på Ydre Nordhavn ført fra land ud i havbunden via en kystunderboring. Ilandføringen på Margretheholm vil ske via et eksisterende føringsrør.

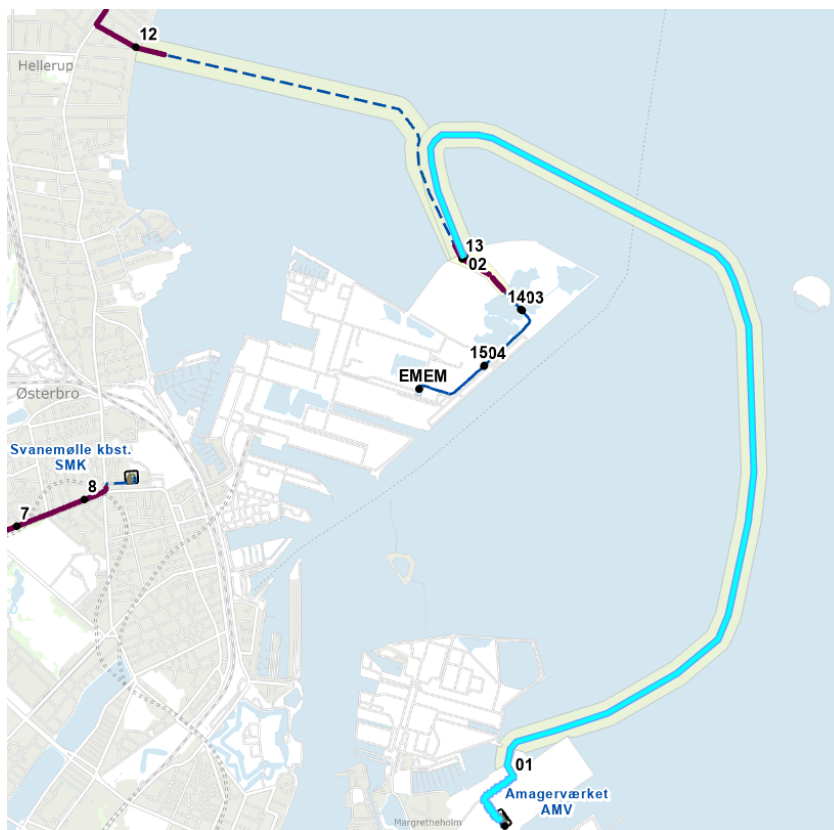
Linjeføringen af søkablerne af fastlagt ud fra, dels hvor det fysisk er muligt at udføre kystunderboringer, og dels et ønske om at opnå den kortest mulige linjeføring. Linjeføringerne er dernæst tilpasset ud fra eksisterende kabler og rørføringer på havbunden og krydsningen af disse, placeringen af sejlrender, havdybder og for at komme udenom den planlagte placering af Lynetteholmen med dertil hørende udbygning af infrastruktur. Derudover tages der hensyn til Unerploded Ordnance (UXO) og marinarkæologiske genstande.

På Figur 2 og Figur 3 ses linjeføringen for de to søkabler. Der er udlagt et projektområde på 100 meter på hver side af linjeføringen som et arbejdsområde for udlægningen af søkablerne.

Projektet planlægges og udføres, så offshore anlægsarbejder medfører så begrænsede og kortvarige påvirkninger som muligt i forhold til blandt andet sedimentspredning, bentisk flora og fauna, marine pattedyr, særligt beskyttede naturområder og bilag IV-arter.



Figur 2: Linjeføring for søkabel i kabelanlæg HK13040 GLN-OCE ses med blå streg. Gul flade viser projektområdet. Muffe 12 og 13 i hver ende af søkablet viser placeringen af overgangsmuffer (samling af land- og søkabel).



Figur 3: Linjeføring for søkabel i kabelanlæg HK13041 OCE-AMV ses med blå streg. Gul flade viser projektområdet. Muffe 01 og 02 i hver ende af søkablet viser placeringen af overgangsmuffer (samling af land- og søkabel).

2.5 KYSTUNDERBORING

llandføringen af søkablerne sker gennem kystunderboringer udført fra en boregrube på land til en boregrube i havbunden. På Figur 4 ses placering af kystunderboringen for HK13040 GLN-OCE i Hellerup, der bliver ca. 260 meter. Placeringen af muffen er sket i dialog med Gentofte Kommune og Novafos. På Figur 5 ses kystunderboringer for begge kabelanlæg på Ydre Nordhavn. De bliver ca. 100 meter lange.



Figur 4: Den lilla-røde streg viser kystunderboring i Hellerup. Muffe 12 er overgangsmuffen. Blå stiplet streg viser kabeltracé. Gul flade viser projektområde.



Figur 5: De to lilla-røde streger viser kystunderboringer fra Ydre Nordhavn. Muffe 02 og 13 er overgangsmuffer. Blå stiplet streg viser kabeltracé. Gul flade viser projektområde.

Kystunderboringer skal udføres til en vanddybde på minimum 2 m, da der ved modtagegruben i havbunden skal opstilles en pram med en gravemaskine til at håndtere borestangen og borehovedet under udførelsen af underboringen og føringsrøret, når det skal trækkes tilbage gennem underboringen. Opstilling af prammen og håndteringen af udstyr kan ikke ske ved vanddybder på mindre end 2 m.

Til underboringen benyttes borevæske til smøring af borehovedet, for at mindske friktion, for at holde boringen stabil og til at transportere udboret materiale ud af borehullet. Borevæske består af en blanding af 3-5 % bentonit og 95-97 % vand og eventuelt tilsat 0-1 % additiver til at styre borevæskens egenskaber. Boremudder er den sedimentfyldte væskeblanding, som fremkommer, når borevæsken blandes med det udborede materiale, der fragtes ud af underboringen.

En styret underboring udføres fra en boregrube på en arbejdsplads på land til en boregrube på havbunden. Underboringen udmunder på havbunden, hvorfor der her sker en udstrømning af boremudder i boregruben på havbunden. Der vil blive opsat siltgardiner omkring boregruben på havbunden for at sikre, at den udstrømmende boremudder bliver lokalt ved udmundingspunktet. Det kan ikke udelukkes, at der kan forekomme blow-outs umiddelbart inden underboringen når frem til boregruben på havbunden, hvor tykkelsen af de overliggende lag er lille. Ved et blow-out siver der en mindre mængde boremudder ud på havbunden. I kendte tilfælde af blowouts på havbunden tildækkes områder på mellem 5-25 m². Blowout er en utilsigtet hændelse.

2.6 MIDLERTIDIGE ARBEJDSAREALER

Underboringen udføres fra en boregrube på land. Under udførelsen af underboringen i Hellerup er der brug for et arbejdsareal på ca. 7 x 35 m, se placering af arbejdsareal på Figur 6.



Figur 6: Rød firkant viser midlertidigt arbejdsareal til kystunderboring i Hellerup.

På Ydre Nordhavn vil der blive etableret et midlertidigt arbejdsareal, der kan bruges til udførelse af såvel kystunderboringer som de to tilstødende underboringer på Ydre Nordhavn. De midlertidige arbejdsarealer bliver indhegnet med byggepladshegn for at forhindre uvedkommende færdsel og indtrængen på arbejdspladsen, se placering på Figur 7. Byggepladshegn vil blive opsat ultimo maj 2024 som forberedelse på opstart af anlægsarbejdet i juni-august 2024. Se fotos af område i projektets projektbeskrivelse.



Figur 7: Røde firkanter viser placering af midlertidigt arbejdsareal til kystunderboringer på Ydre Nordhavn.

Der vil være adgang til alle midlertidige arbejdsarealer på land fra eksisterende veje. Omkring den opstillede pram for enden af underboringen og boregruben i havbunden blive opsat et siltgardin for at undgå spredning af suspenderet sediment udover det indhegnede område, der vil være på ca. 1.500 m² (ca. 30 x 50 m).

2.7 VARIGHED

Udførelsen af en kystunderboring inklusiv trækning af føringsrør vil vare ca. 1-2 uge afhængigt af længden og jordbundsforholdene. Under udlægningen af søkablet på havbunden vil kablerne blive trukket igennem føringsrørene til montering af søkablerne i overgangsmufferne.

Nordhavnstippen på Ydre Nordhavn er opfyldt område og har blød terrænoverflade. Energinet er derfor af KMC Nordhavn blevet rådet til at udføre arbejdet i den tørreste periode i løbet af sommeren, da området i resten af året kan være svært tilgængeligt. Kystunderboringerne på Ydre Nordhavn vil derfor blive udført august-september 2024.

I Hellerup vil kystunderboringen blive udført i sept.-okt. 2023.

2.8 KABELGRAV OG UDLÆGNING AF SØKABEL

Inden udlægning af søkablerne etableres der en åben kabelgrav på havbunden. Kabelgraven etableres ved gravning og udføres af en gravemaskine anbragt på en pram eller et fartøj, der passer til opgaven på de aktuelle havdybder, som ikke vil overstige 15-20 m. Gravearbejdet vil ske ved sideflytning af sediment, der oplægges ved siden af kabelgraven og dermed kan lægges tilbage i kabelgraven, når søkablet er udlagt.

Søkablerne udlægges ved brug af et kabeludlægger-fartøj, der er designet til formålet. Kablerne udlægges i den åbne kabelgrav, og hvert søkabel udlægges som et enkelt kabelstykke uden samlinger.

Som det første trin under udlægningen af et søkabel trækkes søkablet i land gennem føringsrøret i kystunderboringen i den ene ende af kabelstrækningen. Når søkablet er trukket i land og fastgjort i udgravningen med overgangsmuffen (muffe mellem landkabel og søkabel), udlægges kablet i kabelgraven på hele strækningen, hvorefter den anden ende af søkablet til sidst trækkes i land gennem føringsrøret i den anden kystunderboring.

Søkablerne etableres ca. 1,0-1,5 meter under havbunden. Med denne dybde vurderes kablet at været beskyttet mod fysisk påvirkning på havbunden og mod blotlæggelse af kablet ved eventuel sedimentvandring. Når søkablerne er udlagt, tilbagefyldes det opgravede sediment til reetablering af havbunden og beskyttelse af søkablet. Efter tildækning af søkablet ved tilbagefyldning af det oplagte sediment vil den oprindelige vanddybde være genskabt både over kablet og ved siden af kabelgraven.

Samlingen af land- og søkablet, kaldet overgangsmuffe, foregår på land, i boregruben for kystunderboringen.

3 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER

Projektet vil medføre en belastning, som potentielt kan påvirke miljøet. I det følgende redegøres for de miljøpåvirkninger, der potentielt kan forekomme dels under anlægsarbejdet på søterritoriet og dels i den efterfølgende driftsperiode.

3.1 BELASTNINGER I ANLÆGSFASEN

3.1.1 FYSISK INDGREB I HAVBUNDEN

I forbindelse med etablering af det nye søkabelanlæg vil havbunden blive påvirket ved etablering af hul ved exitpunktet for underboringen samt af selve etableringen, som foretages med gravning i havbunden.

Etablering af exithul fra underboringen ved Ydre Nordhavn og Hellerup vil medføre en direkte påvirkning af havbunden. Området mellem kysten og exithullet vil blive underboret og vil derfor ikke blive påvirket. Påvirkningen omkring exithullet er midlertidig, da hullet vil blive tilbagefyldt, og havbunden vil blive retableret efter endt nedgravning af søkablet.

Etablering af det planlagte søkabelanlæg medfører som nævnt påvirkninger fra gravearbejde og midlertidigt oplag af sediment. Det skønnes, at nedgravning af kabler vil påvirke havbunden i en bredde på maksimalt 5 m (1 m bred kabelgrav samt 4 m med oplagt sediment). Gravede render vil efter kabeludlægning blive retableret med tilbagefyldning af det midlertidigt oplagte sediment langs renderen.

3.1.2 SEDIMENTSPILD

Under nedgravning af søkablet i havbunden vil der i et begrænset område ske en ophvirvling af bundsediment, som efterfølgende spredes med strømmen for igen at bundfældes. Denne sedimentspredning med forhøjet koncentration af suspenderet stof kan føre til nedsat lysgennemtrængning i vandet og aflejring af sediment på havbunden i de omkringliggende områder.

3.1.3 KYSTUNDERBORINGER

Det boremudder, der strømmer ud, vil dels lægge sig i boregruben på havbunden og i nærområdet omkring boregruben og dels hvirvles op i vandsøjlen og føres med strømmen. Ved at bruge siltgardiner forhindres boremuddet i at blive spredt i vandsøjlen. Det udstrømmende boremudder kan potentielt påvirke vandområdet.

Til den styrede underboring anvendes der kun borevæsker og additiver i borevæsken, der ikke udgør en risiko for vandkvaliteten. DHI har i en rapport til Baltic Pipe-projektet gennemført en risikovurdering af 35 borevæskeprodukter. Rapporten viser, at der findes en række additiver, som kan tilføjes borevæske uden at medføre påvirkninger på vandmiljøet (DHI, 2021). Bygherre vil sikre dette ved at pålægge entreprenøren udelukkende at anvende additiver, som ikke udgør en risiko.

Mens underboringen pågår, overvåges trykket i boringen for at kunne reducere trykket for at minimere udstrømningen af boremudder til havbunden - eventuelt ved helt at stoppe boringen. Selv ved brug af siltgardiner kan en lille del af det boremudder, der strømmer ud på havbunden gå i suspension og blive ført med strømmen, mens den resterende del vil blive liggende i boregruben og på havbunden, hvor den dels vil blive eroderet og ført med strømmen og dels blive integreret i havbundssedimenterne.

3.2 BELASTNINGER I DRIFTSFASEN

3.2.1 FYSISKE INDGREB VED KABELFEJL

Der er en meget lille risiko for, at der opstår kabelfejl i driftsperioden, og at der dermed er behov for reparation af anlægget. Risikoen for fysiske skader på kablerne som følge af ankerskader, bundslæbende redskaber og lignende er stort set elimineret, fordi kablerne er etableret 1 m under havbunden, og der etableres en sikkerhedszone på 200 m langs med og på hver side af kablet i hh. Kabelbekendtgørelsens § 4 (BEK nr. 939 af 27/11/1992). Ved en reparation af et søkabel på søterritoriet vil kablet typisk blive gravet frit og løftet op af vandet på en kort strækning. Det defekte stykke vil herefter blive udskiftet, hvorefter kablet atter nedgraves til den oprindelige dybde og idriftsættes.

Risikoen for driftsfejl vurderes at være størst, når kabelanlæggets levetid er ved at være opbrugt.

3.2.2 VARMEAFGIVELSE OG ELEKTROMAGNETISKE FELTER

Der forekommer varmeafgivelse fra søkablerne når de er i drift. Varmeudviklingen og -afgivelsen skyldes tab af energi som følge af strømmen gennem kablerne og den elektriske modstand i kablet. Kablerne er dimensioneret således, at tabet er minimeret i forhold til belastning af kablerne. Varmeafgivelse fra søkablerne kan potentielt medføre marginale ændringer i havbundens fysio-kemiske egenskaber og i de biologiske forhold umiddelbart over kablet.

Transporten af elektricitet igennem kablerne resulterer i, at der dannes elektromagnetiske felter i nærområdet til kablet. Det elektromagnetiske felt er en betegnelse for kombinationen af et kables elektriske og magnetiske felt. Det elektromagnetiske felt kan inducere en meget svag elektrisk strøm, som potentielt vil kunne påvirke de mest følsomme, bundlevende arter.

4 LOVGRUNDLAG

EU's vandrammedirektiv fastlægger rammerne for beskyttelsen af vandløb og søer, overgangsvande, kystvande og grundvand i alle EU-lande (EU, 2020). Direktivet og planlægningen vedrører sikring af god økologisk tilstand og kemisk tilstand i nærliggende vandområder. Der er i direktivet fastlagt miljømål for vandmiljøet, der er indeholdt og beskrevet i vandområdeplanerne.

Den 15. juni 2023 offentliggjorde Miljøministeriet vandområdeplanerne for tredje planperiode (2021-2027). Vandområdeplanerne er en samlet plan for at forbedre det danske vandmiljø (Miljøministeriet, 2023). De danske vandområdeplaner indeholder en beskrivelse af, hvordan Danmark vil nå målsætningen i EU's vandrammedirektiv og skal sikre et bedre vandmiljø i Danmark. Målet med vandområdeplanerne er, at alle vandløb, søer og kystvande skal opnå god økologisk og kemisk tilstand. Miljømålet for den samlede økologiske tilstand gælder ud til 1-sømilgrænsen, og den samlede kemiske tilstand gælder ud til 12-sømilgrænsen. Vandområderne er opdelt i vandløb, søer og kystvande (Miljøministeriet, 2023; Miljøstyrelsen, 2019).

Projektet er omfattet af vandområdeplanerne, og berører udelukkende kystvande, hvor målet er at forbedre tilstanden i fjorde og de kystnære områder ved at reducere udledningen af kvælstof og fosfor. Den samlede økologiske tilstand i kystvandområderne vurderes i vandområdeplanerne på baggrund af en række biologiske kvalitetselementer; fytoplankton, rodfæstede planter samt benthiske invertebrater (bundfauna).

Til vurdering af tilstanden er der udviklet en række biologiske bedømmelsesmetoder. For fytoplankton anvendes koncentrationen af klorofyl a, som mål for algebiomassen. For rodfæstede planter anvendes dybdegrænsen for hovedudbredelsen af de rodfæstede planter som fx ålegræs, vandaks og havgræs, svarende til 10 % dækningsgrad af bunden. Endelig anvendes der for bundfauna Dansk Kvalitetsindeks (DKI) som udtryk for bundfaunaens sammensætning og tæthed.

I tilstandsvurderingen af den økologiske tilstand indgår endvidere fysisk-kemiske kvalitetselementer, herunder forekomsten af nationalt specifikke stoffer, dvs. miljøfarlige forurenende stoffer (MFS). Den kemiske tilstand vurderes på baggrund af forekomsten af EU-prioriterede stoffer (Miljøministeriet, 2023). De enkelte kvalitetselementers tilstand vurderes separat ved at sammenholde overvågningsresultaterne med konkrete værdier for grænser mellem kvalitetsklasser, som er fastsat i bilag 3 til bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder (BEK nr. 792 af 13/06/2023). Vandområdets samlede tilstand vurderes på baggrund af det kvalitetselement, der har den laveste tilstandsvurdering (Miljøministeriet, 2023). Vandkvaliteten i kystvandene er væsentlig for dyr og planter, som lever i de givne områder. Miljøstyrelsen har fastsat kvalitetskriterier for forurenende stoffer i vandmiljøet (søer, vandløb og havet). De lovfastede miljøkvalitetskrav fremgår af bekendtgørelsen om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (BEK nr. 796 af 13/06/2023) (Miljøstyrelsen, 2023a), som både indeholder nationale og EU-fastede kriterier. De EU-fastede miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer findes kun for vand og biota, men ikke for sediment (bilag 2, tabel 5). Dog findes der nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav for sediment i bekendtgørelsen (bilag 2, tabel 4), og det er således disse, der er anvendt i nærværende vurdering.

5 METODE

De eksisterende forhold er kortlagt på baggrund af vandområdeplanerne 2021-2027 (Miljøministeriet, 2023) og Miljøportalen i forhold til NOVANA overvågningsprogrammet, der indeholder data for de biologiske kvalitetselementer samt kemiske parametre (Miljøportalen, 2023) inden for og i nærhed til projektområdet. Desuden indgår data indsamlet i forbindelse med projektet, hvor bund- og vegetationsforholdene er blevet kortlagt i kabelkorridoren fra ilandføringspunktet ved Hellerup til Ydre Nordhavn samt indholdet af MFS i sedimentet er blevet kortlagt i hele kabelkorridoren (WSP, 2023a) – vedlagt som bilag). Data fra tidligere undersøgelser i forbindelse med andre projekter inden for eller i nærhed til kabelkorridoren er ligeledes inkluderet særligt med henblik på indhentning af data for rodfæstede planter. Tidligere undersøgelser af MFS i sedimentet i området omkring projektområdet er inkluderet i baseline notatet sammen med en detaljeret analyse af MFS i nærværende projekt (WSP, 2023a). De eksisterende data for MFS i sedimentet er sammenlignet med både lovpligtige miljøkvalitetskrav og ikke-lovpligtige vurderingskriterier for sediment, og det er angivet, om der er overskridelser af grænseværdierne (se afsnit 5.1 for detaljer vedrørende grænseværdier for MFS).

Projektet vurderes i forhold til miljømål og indsatsprogrammer fastsat i Miljømålsloven, lov om vandplanlægning. Projektområdet ligger inden for 1-sømil grænsen, hvorfor der både vurderes i forhold til vandområdets kemiske tilstand samt økologiske tilstand. De enkelte kvalitetselementer og parametre vurderes derefter enkeltvis i forhold til de potentielle miljøpåvirkninger, der forventes i henholdsvis anlægs- og driftsfasen af projektet. Til sidst opsamles vurderingerne for de enkelte elementer/parametre i en samlet vurdering af projektets påvirkning af vandområdets tilstand.

5.1 GRÆNSEVÆRDIER FOR MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

For at kunne analysere miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i det marine miljø; vand, sediment og biota (matricer), benyttes forskellige grænseværdier i forskellige dele af verden. I nærværende notat undersøges det, om de målte koncentrationer af MFS overskrider udvalgte grænseværdier specifikt for matricen sediment, da denne er udgangspunktet for undersøgelsen. Derudover vurderes potentielle påvirkninger af spredning af miljøfarlige stoffer i vandområdet i relation til anlægs- og driftsfasen.

Anvendte grænseværdier er prioriteret i overensstemmelse med anbefalinger fra Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet (DCE) (Strand & Larsen, 2013). Dog er vores nationale lovfastsatte sedimentkvalitetskrav (heri benævnt SK-krav), og de nationale sedimentkvalitetskriterier (heri benævnt SK-kriterier) medtaget i nærværende rapport. De nationale sedimentkvalitetskrav og -kriterier er ikke inkluderet i (Strand & Larsen, 2013), da bekendtgørelsen om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand ikke var fastsat på tidspunktet for DCEs anbefaling i 2013.

Følgende grænseværdier er anvendt i analysen af MFS i nærværende notat og er prioriteret i rækkefølge:

- 1) **SK-krav:** Nationale lovfastsatte sedimentkvalitetskrav, fastsat i BEK nr. 796 af 13/06/2023, Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 2023a)
- 2) **EQS:** Environmental Quality Standards, EU's Miljøkvalitetskrav (HELCOM, 2017)

- 3) **SK-kriterier:** Nationale sedimentkvalitetskriterier som ikke indgår i BEK nr. 796 af 13/06/2023, men som findes på MST's hjemmeside i form af datablade (Miljøstyrelsen, 2023b)
- 4) **EAC:** Environmental Assessment Criteria, OSPARs miljøvurderingskriterier (OSPAR, 2009)
- 5) **ERL:** Effect Range Low, USA's miljøstyrelse (OSPAR, 2009)
- 6) **Nedre aktionsniveau:** Klapvejledningen (By- og Landskabsstyrelsen, 2008)

Punkt 1 og 2 i ovenstående liste er lovpligtige grænseværdier. Punkt 3-6 er kun vejledende.

I Danmark har Miljøstyrelsen fastsat lovpligtige miljøkvalitetskrav for forurenende stoffer i vandmiljøet, herunder sedimentkvalitetskrav (SK-krav) (Miljøstyrelsen, 2023a). EU-kommissionen har også fastsat lovpligtige miljøkvalitetskrav (EQS), som bruges af HELCOM-landene ifm. klassifikation af kemisk tilstand under Vandrammedirektivet. Både EU's og vores nationale kvalitetskrav er lovpligtige grænseværdier baseret på risikovurderinger. Grænseværdierne er fastsat på baggrund af kemiske stoffers effekter på de dyr og planter, der lever i vandet og udgør den højeste koncentration af et forurenende stof, hvor myndighederne vurderer, at det ikke giver skader på vandmiljøet.

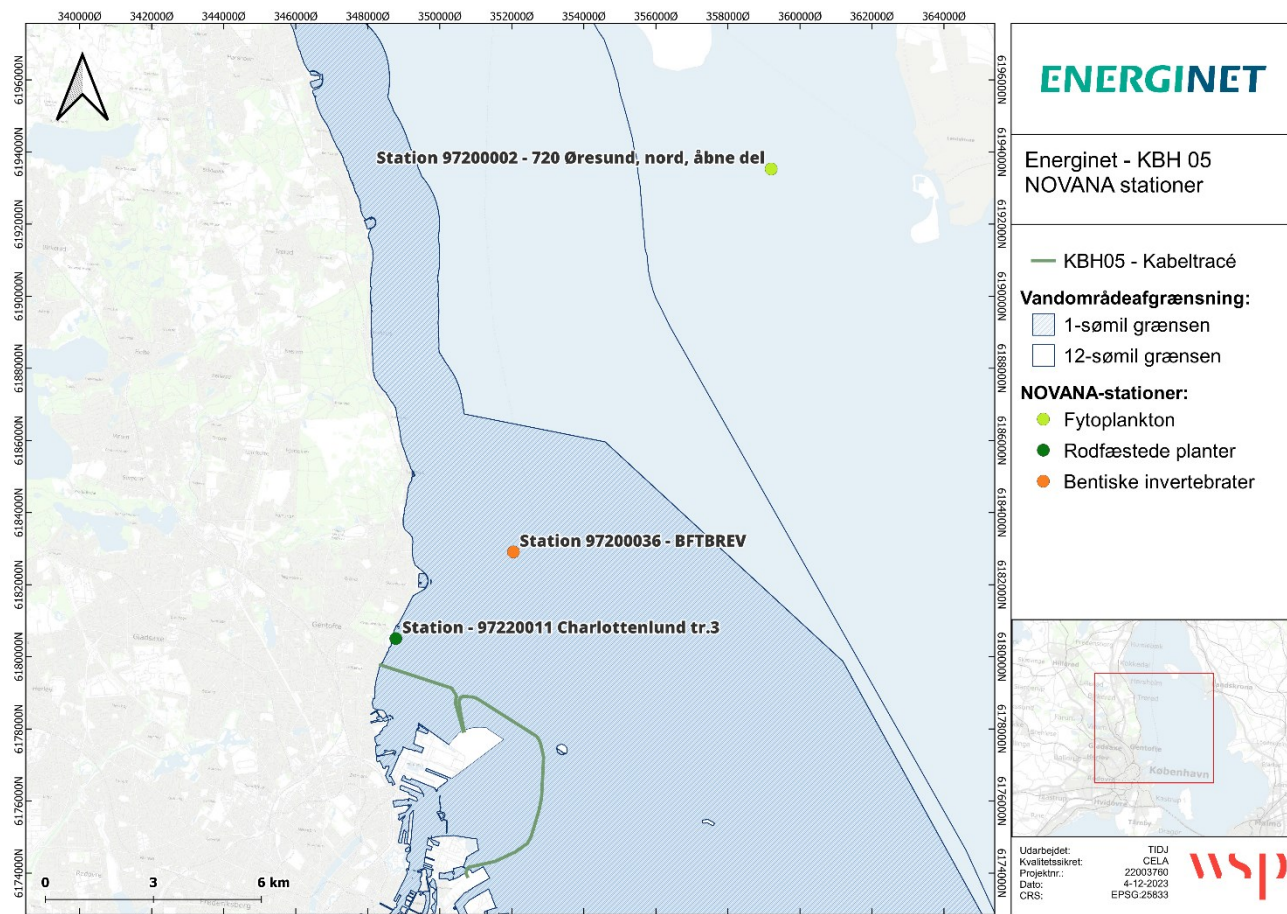
De lovfastsatte SK-krav værdier fremgår af bekendtgørelse nr. 796 af 13. juni 2023 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (Miljøstyrelsen, 2023a). Dog er der i bekendtgørelsen kun inkluderet få grænseværdier for miljøfarlige stoffer i sediment. På Miljøstyrelsens hjemmeside findes imidlertid en række sedimentkvalitetskriterier (SK-kriterier), som ikke indgår i bekendtgørelsen (BEK nr. 796 af 13/06/23), men hvor der i forbindelse med fastsættelsen af kvalitetskriteriet, er udarbejdet et datablad over stoffets miljøeffekter mv. (Miljøstyrelsen, 2023b). Disse sedimentkvalitetskriterier er brugt i vurderingen af miljøfarlige stoffer i nærværende notat, når der ikke findes en lovpligtig grænseværdi.

Fra international side findes OSPARs miljøvurderingskriterier (EAC) samt 'Effekt Range Low' (ERL), som er udviklet af miljøstyrelsen i USA (se (OSPAR, 2009; Nyberg et al., 2013), men bruges af OSPAR som substitut for EAC-værdierne. Begge kriterier er baseret på risikovurderinger og er vurderingsværktøjer, men ikke lovkrav. Disse benyttes, som beskrevet i ovenstående prioritetsliste, når der ikke findes lovpligtige grænseværdier (SK-krav og EQS) eller SK-kriterier.

Yderligere findes der i Klapvejledningen (By- og Landskabsstyrelsen, 2008) et "nedre aktionsniveau", som er et lovkrav ifm. klappning af sediment og derfor ikke er direkte anvendelig i forhold til vurdering af miljøfarlige stoffer i almindelige havbundssedimenter. Derfor benyttes nedre aktionsniveau kun ved fraværet af ovenstående grænseværdier.

6 EKSISTERENDE FORHOLD

Projektområdet ligger inden for vandområde Nordlige Øresund, der tilhører Hovedvandopland Øresund i Vandområdedistrikt Sjælland. Projektområdet er beliggende inden for Vandrammedirektivets 1-sømil grænse (se Figur 8). Da projektområdet ligger inden for 1-sømil grænsen er projektet vurderet i forhold til potentiel påvirkning af både økologisk og kemisk tilstand. Miljømålet for alle kvalitetselementer og parametre i vandområdeplanen er god økologisk og god kemisk tilstand.



Figur 8. Projektområdets placering inden for 1-sømil grænsen i vandområde Nordlige Øresund samt markering af NOVA-stationer benyttet til beskrivelsen af de eksisterende forhold for de biologiske kvalitetselementer fytoplankton, rodfastede planter og benthiske invertebrater.

I vandområdeplanen for Nordlige Øresund 2021-2027 (MiljøGIS, 2023) er den samlede økologiske tilstand for vandområdet vurderet til at være moderat, idet flere kvalitetselementer, herunder benthiske invertebrater og nationalt specifikke stoffer, ikke lever op til kravene om god økologisk tilstand og desuden er vandområdet i ikke-god kemisk tilstand i vandområdeplanen (se Tabel 1).

Årsagen til den manglende målopfyldelse for nationalt specifikke stoffer er for høje koncentrationer af methylnaphthalener i sediment og biota i henholdsvis 2011 og 2018 (se Tabel 2). Årsagen til den manglende målopfyldelse for kemisk tilstand er for høje koncentrationer af bly, cadmium, BDE og kviksølv målt i biota i 2018 og 2019, samt for høje koncentrationer af anthracen og nonylphenoler målt i sediment i 2011 og 2018 (Vandplandata, 2023, Tabel 3).

Tabel 1. Oversigt over økologisk og kemisk tilstand i vandområde Nordlige Øresund. Tilstanden er baseret på tilstandsvurderingerne for de gældende vandområdeplaner 2021-2027, og er hentet via Miljøstyrelsens MiljøGIS (MiljøGIS, 2023).

ID/ Vandområde	Fytoplankton	Rodfæstede planter	Bentiske invertebrater	Nationalt specifikke stoffer	Samlet økologisk tilstand	Kemisk tilstand
Vandområdeplan 2021-2027						
Nordlige Øresund	God	God	Moderat	Ikke-god	Moderat	Ikke-god

Tabel 2. Koncentrationer af nationalt specifikke stoffer i biota og sediment, der ligger til grund for klassificering af nationalt specifikke stoffer som ikke-god for vandområde Nordlige Øresunds. Kilde: (Vandplandata, 2023).

Stof	Koncentration (µg/kg vådvægt)	Miljøkvalitetskrav	Matrice	Station ID	År
Methylnaphthalener, sum (CAS mgl.)	0,0445	0,010277	Sediment	DKMONCW9 7210020	2011
Methylnaphthalener, sum (CAS mgl.)	10,9	2400	Biota	DKMONCW9 7210020	2018

Tabel 3. Koncentrationer af miljøfarlige stoffer i biota og sediment, der ligger til grund for vandområde Nordlige Øresunds klassificering som ikke-god kemisk tilstand. Kilde: (Vandplandata, 2023).

Stof	Koncentration (µg/kg vådvægt)	Miljøkvalitetskrav	Matrice	Station ID	År
Bly	830	110	Biota	97120111	2019
Cadmium	270	160	Biota	97200045	2018
BDE	0,132	0,0085	Biota	97120110	2019
Kviksølv	533,2	20	Biota	97120110	2019
Anthracen	41,4	4,8	Sediment	97210020	2011
Nonylphenoler	80,9	71,75	Sediment	97210020	2018

Nedenfor beskrives de eksisterende forhold nærmere for de enkelte kvalitetselementer og parametre, der ligger til grund for den samlede økologiske tilstand af vandområdet. Bemærk at nationalt specifikke stoffer samt EU prioriterede stoffer behandles samlet under afsnit 6.4 – Miljøfarlige forurenende stoffer.

6.1 FYTOPLANKTON

Fytoplankton benyttes som biologisk kvalitetselement i vandområdeplanerne til at vurdere den økologiske tilstand i kystvande.

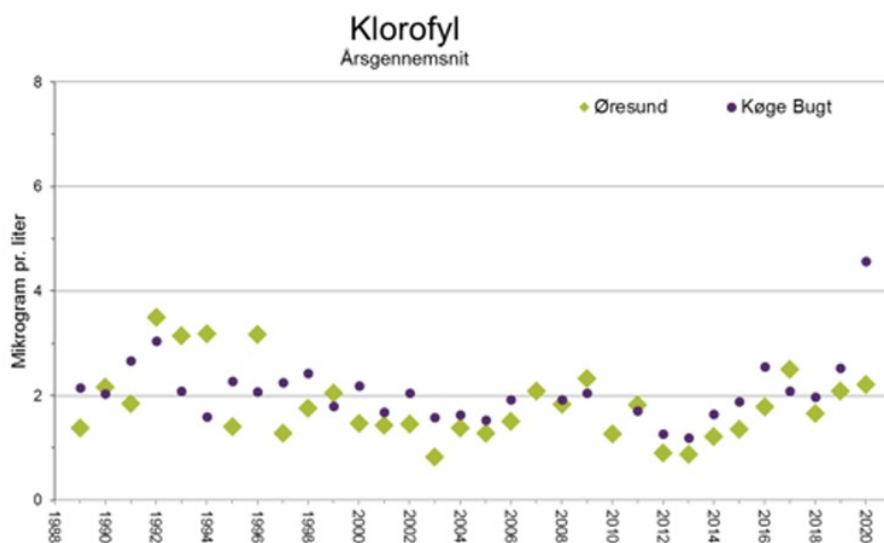
Fytoplankton er autotrofe organismer, der lever i vandsøjleens øverste lag og benytter fotosyntesen til vækst. Fytoplankton indeholder klorofyl, som er nødvendigt for at udnytte sollysets energi til vækst, og derfor er koncentrationen af klorofyl et indirekte mål for, hvor meget planteplankton der er i vandet. Fytoplanktonproduktionen stimuleres af øgede

næringsstofkoncentrationer og klorofylkoncentrationen i vandsøjlen er således en god indikator for eutrofieringsniveauet i kystvande.

Fytoplankton, som kvalitetselement, vurderes at være i god økologisk tilstand inden for vandområde Nordlige Øresund (se Tabel 1).

Der er ingen fytoplanktonovervågningsstationer i vandområdet og derfor er den økologiske tilstand for kvalitetselementet vurderet på baggrund af modelberegninger og nærliggende overvågningsstationer (Vandplandata, 2023). Modelberegningen er beregnet for en 6-årig periode (2014-2019) og viser en klorofylværdi på $\leq 1,4 \mu\text{g/L}$, som dermed ligger under kravværdien på $1,5 \mu\text{g/L}$. Den beregnede klorofylværdi repræsenterer hele vandområdet (Vandplandata, 2023).

Den tætteste NOVANA-station på projektområdet, som har nye målinger af klorofyl, hedder 97200002 og ligger ved Ven ca. 16,8 km fra projektområdet (se Figur 8). Her foretages prøvetagning fra det øvre vandlag 20 gange årligt, hvor bl.a. klorofylindholdet bestemmes (Figur 9). På baggrund af data fra denne station vurderer MST, at indholdet af klorofyl generelt er lavt i Øresund, i forhold til de øvrige åbne indre danske farvande (Miljøstyrelsen, 2023c).



Figur 9. Indholdet af klorofyl ($\mu\text{g/L}$) i det øvre vandlag i Øresund målt på NOVANA station 97200002 fra 1988-2020. Hentet fra (Miljøstyrelsen, 2023c).

Miljøstyrelsen har foretaget målinger af klorofyl i Øresund siden 1989 og fra 1997 har klorofylindholdet overvejende ligget imellem 1 og $2,5 \mu\text{g/L}$ (Figur 9). Produktionen af planteplankton i Øresund ligger dermed i den lave ende i forhold til produktionen i de øvrige overvågede områder i de åbne indre danske farvande (Miljøstyrelsen, 2023c).

NOVANA-station 97200002 ligger dog langt fra projektområdet og i åbent farvand, som generelt har lavere klorofylindhold end kystvandene, hvor næringsstofftilførslen og dermed fytoplanktonvæksten typisk er højere. Derfor er data fra stationen ikke nødvendigvis repræsentative for projektområdet, men er medtaget som reference i mangel af bedre data.

6.2 RODFÆSTEDE PLANTER

Rodfæstede planter, primært ålegræs (*Zostera marina*), forekommer langs kysterne i Øresund. Ålegræs betragtes som en nyttig indikator for vandkvaliteten, da ålegræssets vækst i høj grad reguleres af lystilgængeligheden, som igen påvirkes af næringsstofniveauet. Forhøjede næringsstofkoncentrationer stimulerer algevæksten og reducerer lystilgængeligheden ved havbunden og begrænser dermed ålegræssets vækst. Derfor anvendes dybdegrænsen for ålegræs til at vurdere kystvandenes økologiske tilstand i vandområdeplanerne sammen med andre kvalitetselementer.

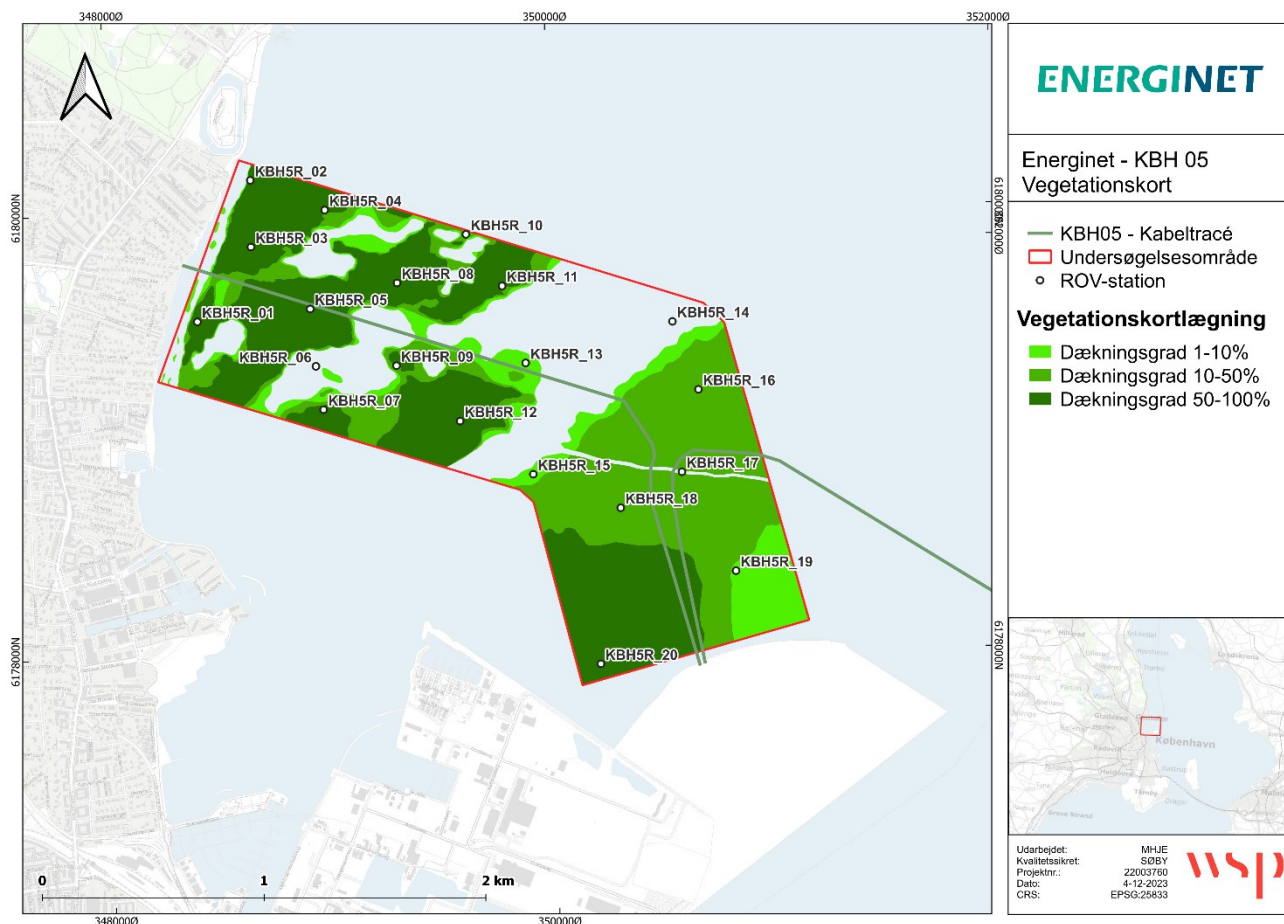
I den nuværende vandområdeplan for perioden 2021-2027 er kravet til ålegræssets hovedudbredelse (hvor der er min. 10 % dækningsgrad) fastsat til 6,3 m, hvor hovedudbredelsesdybden ved seneste opgørelse af NOVANA overvågningsdata (perioden 2014-2019) blev opgjort til 6,4 m. Ålegræs, som kvalitetselement, vurderes dermed at være i god økologisk tilstand inden for vandområdet.

Den nærmeste NOVANA station til kabelkorridoren for KBH05 er station 97220011 - Charlottenlund, tr.3, der er placeret i området nord for Hellerup Havn (se Figur 8). Seneste data herfra (perioden 2020-2022) viste, at hoved- og maksudbredelsen af ålegræs var henholdsvis mellem 4,3-6,4 m og 5,6-7 m i området og er altså i overensstemmelse med tilstandsvurderingen for vandområdet.

Marin baselineundersøgelse foretaget i forbindelse med nærværende projekt

I forbindelse med nærværende projekt er der blevet foretaget marine feltundersøgelser af bundforholdene langs den del af kabelkorridoren, der strækker sig mellem Nordhavns molen og ilandføringspunktet nord for Hellerup (for detaljer se (WSP, 2023a)).

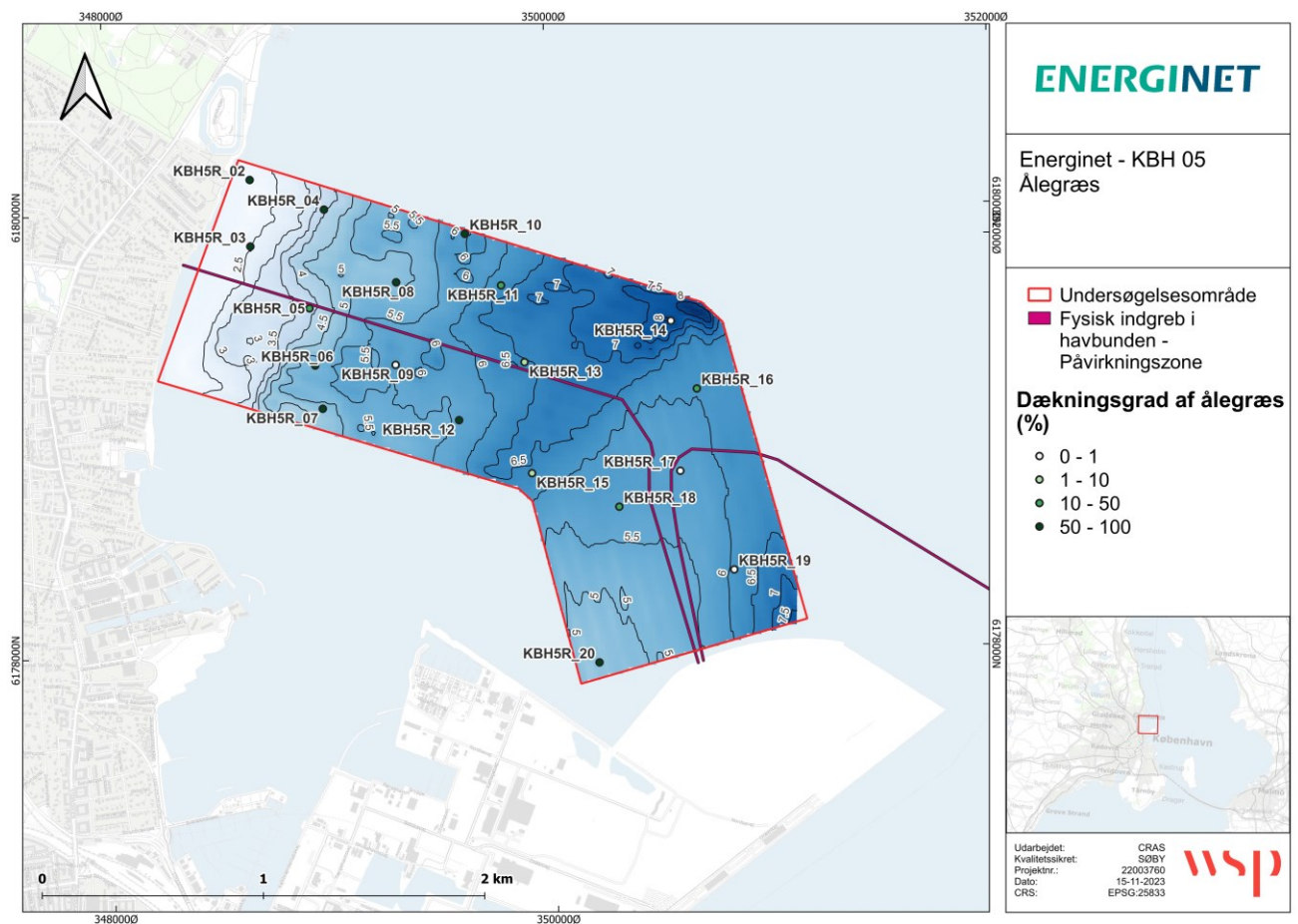
Nedenfor i Figur 10 ses udbredelsesforhold og dækningsgrader af registreret vegetation i denne del af kabelkorridoren. Vegetationskortlægningen blev foretaget på baggrund af tolkning af udført sidescan data samt visuel verificering med ROV. Da det ikke var muligt at differentiere mellem forekomster af marine blomsterplanter og makroalger på baggrund af sidescan data, er vegetationskortet nedenfor et udtryk for den samlede forekomst af både rodfæstede planter og makroalger inden for området.



Figur 10. Udbredelsesforhold af vegetation (ålegræs og makroalger) i området baseret på sidescan mosaik samt visuel verifikation med ROV (WSP, 2023a).

Undersøgelserne viste, at der i størstedelen af undersøgelsesområdet fandtes relativ høje dækningsgrader af ålegræs og/eller makroalger (50-100 %) især i den centrale og nordvestlige del af undersøgelsesområdet nord for Hellerup Havn. Til sammenligning, var dækningsgraden af ålegræs og makroalger i området omkring Nordhavnsmlen generelt lavere (1-10 % og 10-50 %), med undtagelse af det sydvestlige hjørne af området, hvor dækningsgraden var tilsvarende høj (50-100 %). Den samlede registrerede arealudbredelse af vegetation i området var 76,5 % af undersøgelsesområdet.

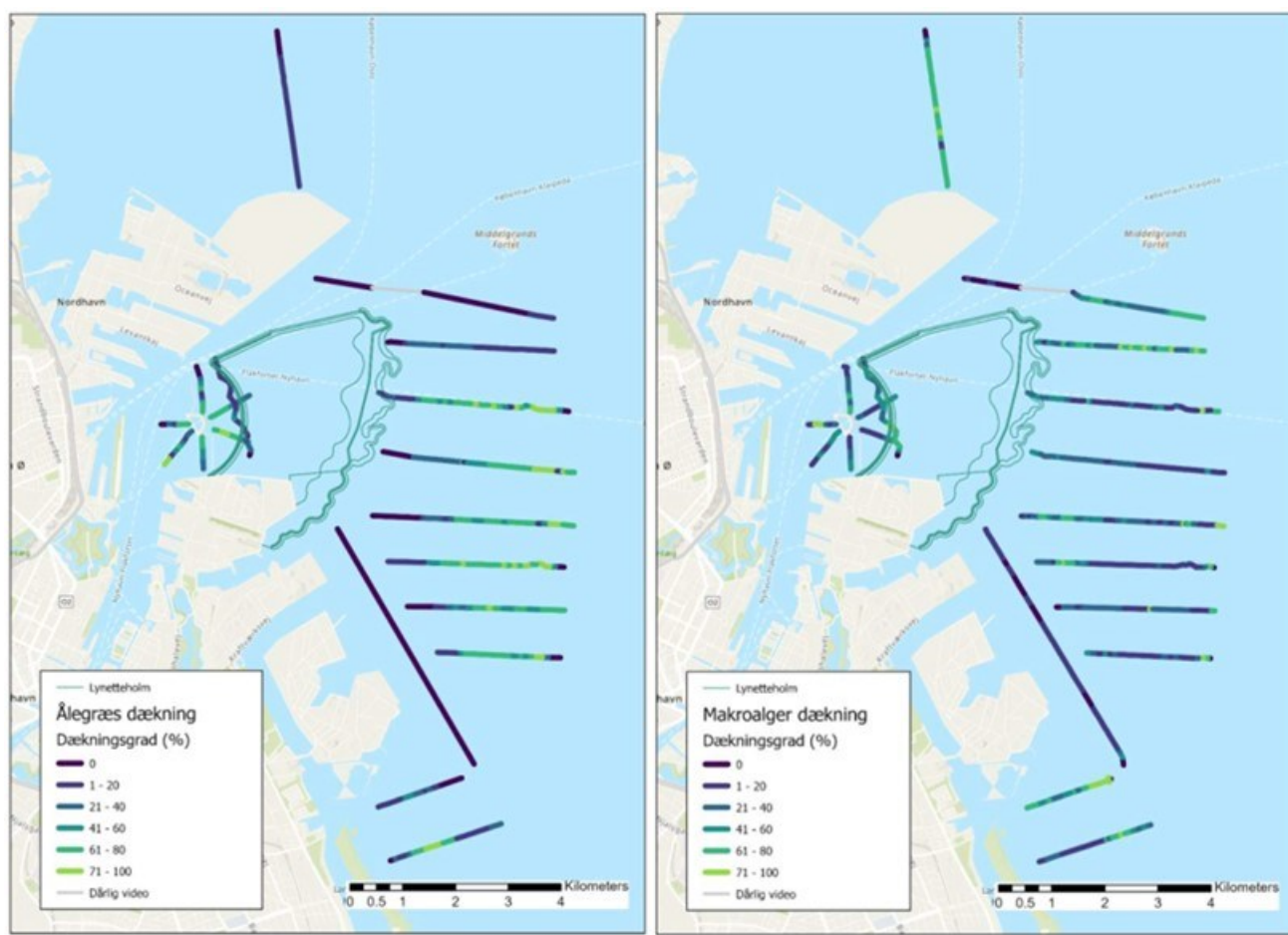
Ålegræsforekomster blev verificeret på 16 ud af 20 ROV-stationer i det undersøgte område, hvor størstedelen af stationerne (10 ud af 16 stationer) fandtes relativ høje dækningsgrader af ålegræs (50-90 %) med lokale dækningsgrader på 100 %. På fem af stationerne var dækningsgraden af ålegræs dog betragtelig lavere (<1-35 %, ROV-stationer KBH5R_11, KBH5R_13, KBH5R_15, KBH5R_16 og KBH5R_18). Ålegræs blev registreret på dybder < 7 m (Figur 11).



Figur 11. ROV-stationer med ålegræs samt dybdeforhold i området mellem Hellerup og Ydre Nordhavn.

Tidligere undersøgelser foretaget i forbindelse med andre nærliggende projekter

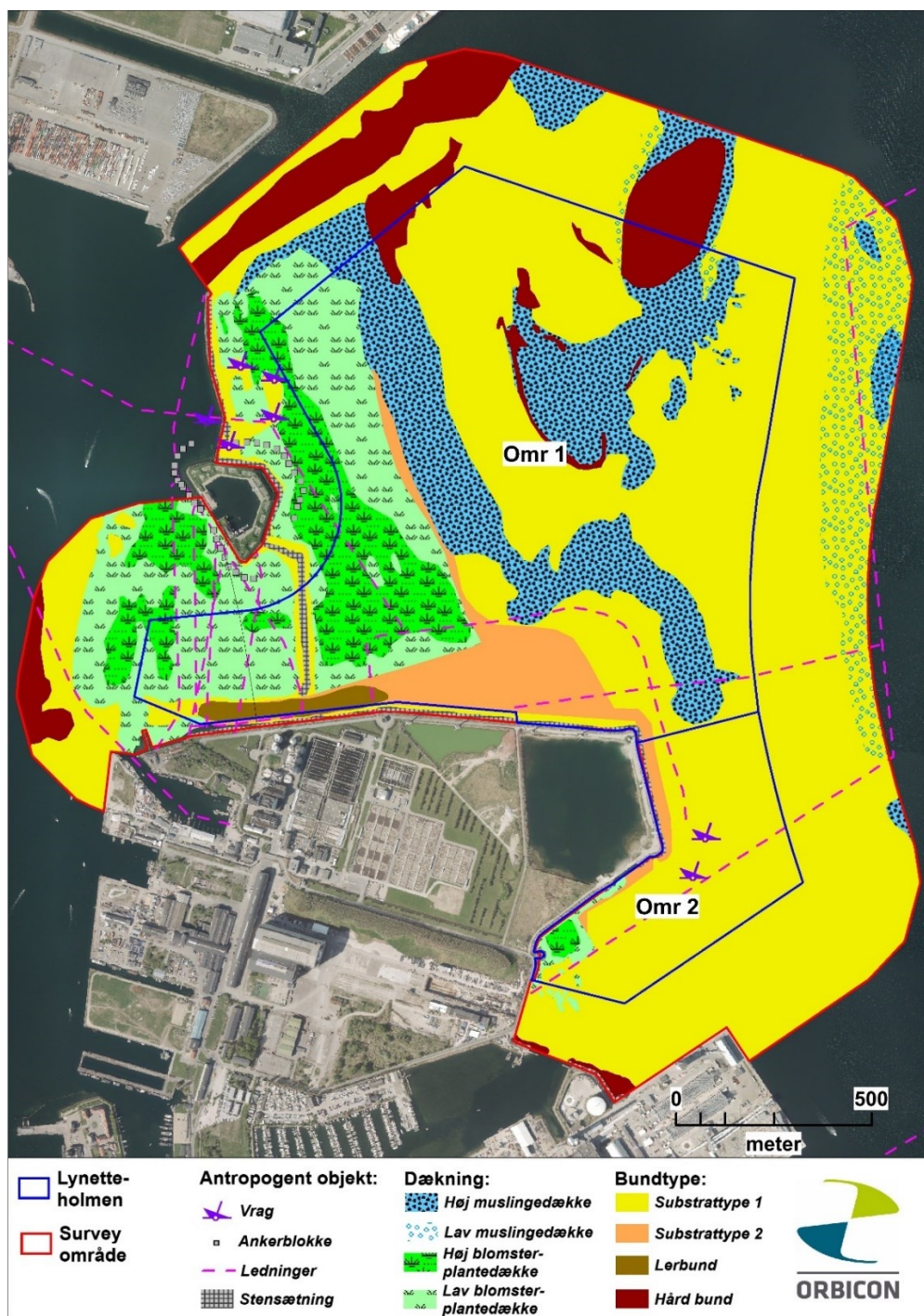
Området omkring Nordhavnsmolen blev kortlagt i juni 2022 ved hjælp af videoslæde transekter (DHI, 2022, Figur 12). Undersøgelserne viste at substratet primært udgjordes af sand og grus bestrøet med sten og domineret af makroalger (0-90 % dækning) og dertil desuden sparsom ålegræsvegetation (0-15 %).



Figur 12. Dækningsgrader af ålegræs og makroalger undersøgt med videoslæde i forbindelse med Lynetteholmen projektet (DHI, 2022).

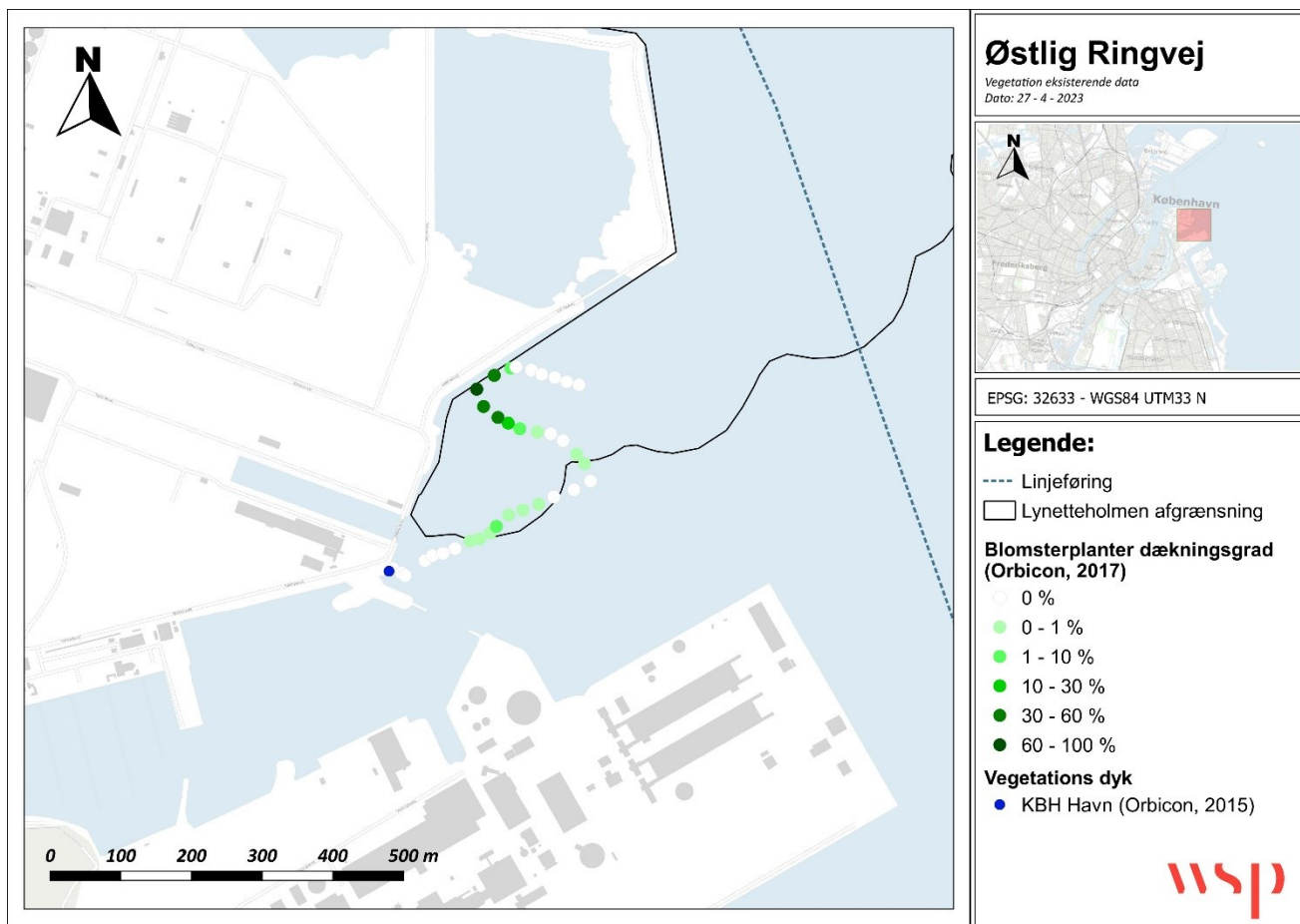
Ved samme undersøgelse i 2022, blev Middelgrunden kortlagt. Substratet bestod primært af sandbund med spredte sten og fasthæftede makroalger. Ålegræs dominerede de lavvandede flader (ned til ca. 6-7 m dybde) med lokale dækningsgrader på op mod 100 %, hvorimod skrænterne og de dybere dele af Middelgrunden var domineret af makroalger ligeledes med dækningsgrader lokalt på op til 100 % (Figur 12).

I februar 2019 blev Lynetteholm projektområdet undersøgt med sidescan sonar (Orbicon, 2019), hvori en mindre del af det undersøgte område er sammenfaldende med området omkring Amagerværket (se Figur 13). Undersøgelserne i 2019 viste at området nord for Amagerværket primært var udgjort af substrattype 1 (områder bestående af finkornet blød bund eller fast sandbund) med lokale forekomster af ålegræs omkring den sydlige del af Refshaleøen, nord for kabeltraceet for KBH05.



Figur 13. Overfladesedimentkort for Lynetteholmen projektområde med angivelse af dækning af marine blomsterplanter (Orbicon, 2019). Den indtegnede ydre perimeter for Lynetteholmen stammer fra et tidligere udkast.

Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøgelser, der generelt viste lave dækningsgrader af ålegræs (0-10 %) i samme område syd for Refshaleøen og med lokale dækningsgrader op mod 100 % tættest omkring Refshaleøen (Orbicon, 2018) (Figur 14).



Figur 14. Paravanedyk foretaget i 2017. Dækningsgrader af marine blomsterplanter i området syd for Refshaleøen (Orbicon, 2018).

6.3 BENTISKE INVERTEBRATER

Arts sammensætning og tæthed af benthiske invertebrater benyttes samlet som et kvalitetselement i vurderingen af den økologiske tilstand i vandområderne. Ved den seneste vurdering af tilstanden for bundfauna i Nordlige Øresund, som er lavet i forbindelse med udarbejdelsen af Vandområdeplanerne 2021-2027, er den økologiske tilstand for bunddyr vurderet som moderat. Det skyldes at bundfaunaindekset på 0,63 EQR ikke lever op til kravet om $\geq 0,68$ EQR. Denne værdi repræsenterer hele vandområdet og er beregnet ud fra data for samtlige stationer, der hører til dette vandområde.

Den nærmeste NOVANA station til projektområdet er station 97200036 – BFTBREV, der er placeret ud for Gentoftes kyst (se Figur 8). Stationen har været aktiv i NOVANA overvågningen siden 2017 og er lokaliseret relativt nært projektområdet, så data herfra vurderes at være repræsentative for projektområdet.

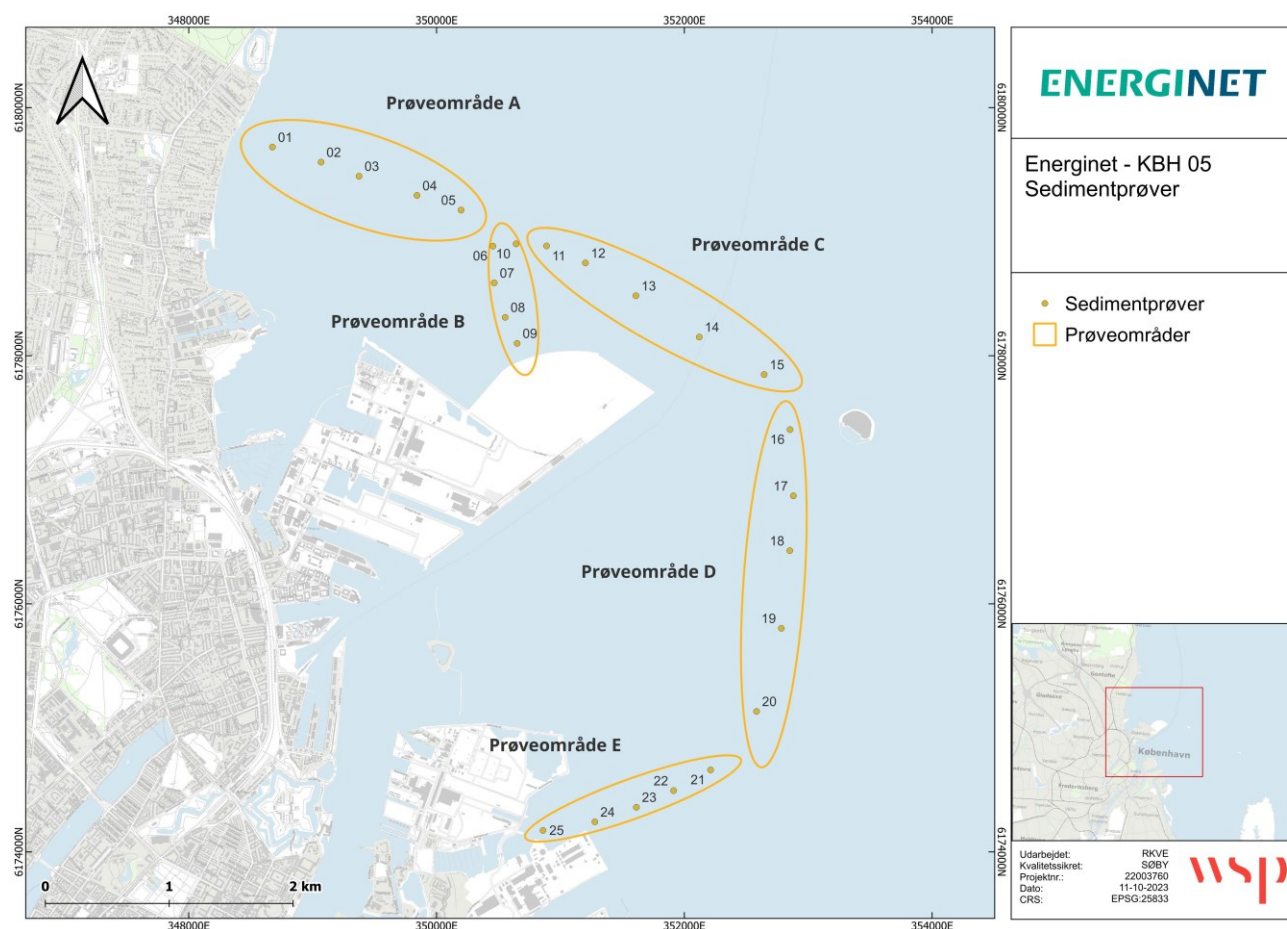
Bundfaunaen er blevet undersøgt ved stationen ad to omgange i henholdsvis 2017 og 2021. Data viste, at bundfaunaen bestod af 49 arter fordelt primært på havbørsteorme (29 arter), muslinger (9 arter), snegle (4 arter) og storkrebs (4 arter). Der blev desuden fundet en enkelt art af phoronider (*Phoronis* sp.) og søanemone (*Edwardsia* sp.).

Blandt de mange arter af havbørsteorm er arterne *Scoloplos armiger*, *Terebellides stroemi*, *Ampharete baltica*, *Pygospio elegans* og *Aricidea suecica* de mest almindelige. Muslingerne var domineret af hampfebrømusling (*Corbula gibba*), der blev fundet i relativ høje antal i begge år (37 og 24 i hhv. 2017 og 2021) efterfulgt af molbøsters (*Arctica islandica*) og Mysella-musling (*Mysella bidentata*), der blev fundet mindre talrigt i området (4 forekomster af molbøsters i 2017 og 2021 og 8 forekomster af Mysella-musling i 2017). Sneglene var domineret af *Hinia reticulata* efterfulgt af *Retusa obtusa*, *Hydrobia ulvae* og *Akera bullata*. De fire arter af storkrebs var udgjort af *Phoxocephalus holboelli*, *Diastylis rathkei*, *Diastylis bradyi* og *Erichthonius brasiliensis*.

Alle de fundne arter er almindeligt forekommende i de danske farvande og vurderes generelt ikke at være sårbare arter.

6.4 MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Menneskeskabte kemikalier og tungmetaller føres ind i det marine miljø fra mange forskellige kilder, herunder via overløb, rensningsanlæg, udvaskning fra husholdningsmaterialer og renovation samt atmosfærisk deposition fra industrielle udledninger m.fl. Når først de miljøfarlige forurenende stoffer ender i havmiljøet, kan de forårsage mange forskellige negative følgevirkninger på økosystemet og de dyr og planter, som lever der (HELCOM, 2018).



Figur 15. Kort over sedimentprøvetagningsstationer.

Herunder foretages en redegørelse for tilstedeværelsen af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i projektområdet baseret på indsamlet data i forbindelse med baseline notatet (WSP, 2023a). Det

vurderes om de analyserede MFS overskrider forskellige anvendte grænseværdier, som er prioriteret i rækkefølgen: SK-krav, EQS, SK-kriterier, EAC, ERL og nedre aktionsniveau (se detaljer og hvordan grænseværdierne er prioriteret i afsnit 5.1 Metode/ Grænseværdier). Koncentrationer af MFS vurderes derfor kun ud fra den højest prioriterede grænseværdi, der findes for det specifikke stof.

Tidligere undersøgelser af MFS i sedimentet i området omkring projektområdet er behandlet i baseline notatet (WSP, 2023a).

I forbindelse med nærværende projekt er der foretaget marine feltundersøgelser af de sedimentkemiske forhold langs hele kabelkorridoren, som blev delt op i fem delområder (A, B, C, D og E) (se Figur 15). For hvert område blev der inden analyse lavet en blandingsprøve af de indsamlede sedimentprøver inden for delområdet (for detaljer se (WSP, 2023a)).

SK-kravet for sølv, anthracen, naphtalen, nonylphenol, methylnaphthalener, 4-tert-octylphenol og SK-kriteriet for benz(a)anthracen, crysen, phenanthren og pyren udregnes på baggrund af prøvernes indhold af organisk stof (TOC) i sedimentet (Miljøstyrelsen, 2023a; Miljøstyrelsen, 2023b). De beregnede grænseværdier kan ses i Tabel 4.

I de fem delområder er der stor variation i indholdet af organisk stof i sedimentet (0,11-4,03 % TOC), hvilket betyder, at der også er stor variation i grænseværdierne mellem delområderne (se Tabel 4).

Tabel 4. Udregnede grænseværdier for de fem blandingsprøver for områderne A, B, C, D og E baseret på indholdet af TOC (%). Værdierne er angivet i µg/kg tørstof (TS), med undtagelse af sølv, som er angivet i mg/kg TS. f_{oc} er fraktionen af kulstof i sedimentet. Data blev indsamlet i forbindelse med nærværende projekt i sommeren 2023 (WSP, 2023a).

Grænse- værdier /Delom- råder	TOC	Sølv	Anthracen	Benzo(a)anthracen	Crysen	Phenanthren	Pyren	Sum af methylnaphthalener	Naphthalen	Sum af nonylphenoler	4-tert-octylphenol
	%	mg/kg TS	µg/kg TS								
SK-krav		260 $\times f_{oc}$	96 $\times f_{oc}$					478 $\times f_{oc}$	2760 $\times f_{oc}$	2500 $\times f_{oc}$	3930 $\times f_{oc}$
SK- kriterier				600 $\times f_{oc}$	462 $\times f_{oc}$	7800 $\times f_{oc}$	8400 $\times f_{oc}$				
A	0,34	0,89	0,33	2,05	1,58	26,68	28,74	1,64	9,44	8,55	13,44
B	0,11	0,29	0,11	0,66	0,51	8,56	9,22	0,52	3,03	2,74	4,31
C	1,3	3,39	1,25	7,82	6,02	101,64	109,45	6,23	35,96	32,58	51,21
D	1,8	4,79	1,77	11,05	8,51	143,68	154,74	8,81	50,84	46,05	72,39
E	4,0	10,48	3,87	24,19	18,63	314,52	338,71	19,27	111,29	100,81	158,47

I forbindelse med baselineundersøgelserne blev der analyseret for 46 MFS, som dækker over en bred vifte af kemiske grupper og typisk fremkommende stoffer (metaller, PAH'er, phenoler og phthalater) (WSP, 2023a). For 13 af de målte stoffer findes der et lovpligtigt sedimentkvalitetskrav

(SK-krav og EQS). EQS er ikke benyttet, da der for målte MFS fandtes et SK-krav, som har højere prioritet jf. prioriteringslisten i afsnit 5.1.

For de resterne 33, hvor der ikke findes et SK-krav, findes der et SK-kriterie for 14 af stofferne og en ERL for 4 af stofferne. I baselineundersøgelserne er EAC og Nedre aktionsniveau ikke benyttet, da der for undersøgte MFS fandtes en grænseværdi med højere prioritet (se prioriteringslisten i afsnit 5.1) (WSP, 2023a).

I alt findes der således en lovpligtig grænseværdi for 13 MFS og et ikke-lovpligtigt vurderingskriterie for 18 MFS ud af 46 analyserede stoffer.

Af de lovpligtige SK-krav er der ikke fundet nogen overskridelser af bly, sølv, vanadium, naphthalen og 4-tert-octylphenol, og af de ikke-lovpligtige blev der ikke fundet nogen overskridelser af acenaphthen, fluoranthen, phenanthren, BBP, DEHA, DEHP, chrom, kobber og zink. Der blev således ikke fundet nogen overskridelser af 5 lovpligtige sedimentkvalitetskrav og 9 ikke-lovpligtige vurderingskriterier.

I område A er der fundet overskridelser af de lovpligtige sedimentkvalitetskrav for anthracen, summen af methylnaphthalener og summen af nonylphenoler og overskridelser af ikke-lovpligtige vurderingskriterier for arsen, benzo(a)anthracen, benzo(ghi)perylene, benzo(a)pyren og cysen (Tabel 5).

I område B er der fundet overskridelser af de lovpligtige sedimentkvalitetskrav for summen af nonylphenoler, mens det for anthracen og summen af methylnaphthalener ikke er muligt at fastslå om SK-krav værdierne er overskredet, da værdierne er lavere end detektionsniveauet fra laboratorieanalysen. Af de ikke-lovpligtige vurderingskriterier er der kun fundet overskridelser af cysen. Det var ikke muligt at fastslå om benzo(a)anthracen overskred SK-kriteriet, da denne værdi også er lavere end detektionsniveauet (Tabel 5).

I område C er der fundet overskridelser af de lovpligtige sedimentkvalitetskrav for anthracen og summen af methylnaphthalener. Der er overskridelser af ikke-lovpligtige vurderingskriterier for arsen, benzo(a)anthracen, benzo(ghi)perylene, benzo(a)pyren, cysen, indeno(1,2,3-cd)pyren og pyren i område C (Tabel 5).

I område D er der fundet overskridelser af de lovpligtige sedimentkvalitetskrav for anthracen og summen af methylnaphthalener. Der er overskridelser af ikke-lovpligtige vurderingskriterier for arsen, benzo(a)anthracen, benzo(a)pyren og cysen (Tabel 5).

I område E er der fundet overskridelser af de lovpligtige sedimentkvalitetskrav for anthracen og summen af methylnaphthalener. Som i område C er der overskridelser af ikke-lovpligtige vurderingskriterier for arsen, benzo(a)anthracen, benzo(ghi)perylene, benzo(a)pyren, cysen, indeno(1,2,3-cd)pyren og pyren, men i område E er der yderligere overskridelser af kviksølv og nikkel, som ikke ses i nogen af de andre områder (Tabel 5). Generelt er der fundet flest overskridelser og højere koncentrationer af MFS i område E, end i de andre områder.

Tabel 5. Sedimentprøver som overskrider de marine sedimentgrænseværdier i undersøgelsesområdet (delområde A, B, C, D og E) i forbindelse med baselineundersøgelsen. SK-krav og SK-kriterier for anthracen, benz(a)anthracen, nonylphenoler, crysen og methylnaphthalener er udregnet på baggrund af indholdet af TOC i sedimentet, og de udregnende værdier kan ses i Tabel 4. Overskridelser af de nationale lovfastsatte SK-krav værdier er repræsenteret ved **røde tal** og **sorte tal** indikerer overskridelser af andre ikke-lovpligtige grænseværdier. f_{oc} er fraktionen af TOC i sedimentet. Tomme celler = ingen overskridelser. "-" indikerer at detektionsgrænsen fra laboratorieanalysen er højere end den prioriterede grænseværdi, og derfor er det ikke muligt at fastslå, om der er overskridelser af det specifikke stof i delområdet. Placering af delområder kan ses på Figur 15.

Grænse- værdier /Delområder	Tungmetaller (mg/kg TS)			PAH'er (µg/kg TS)								Phenoler (ug/kg TS)
	Arsen	Kviksølv	Nikkel	Anthracen	Benzo(a)anthracen	Benzo(ghi)perylene	Benzo(a)pyren	Crysen	Indeno(1,2,3-cd) pyren	Pyren	Sum af methylnaphthalener	Sum af nonylphenoler
SK-krav				96 x f_{oc}							478 x f_{oc}	2500 x f_{oc}
SK-kriterier	0,4		6,8		600 x f_{oc}	42	7	462 x f_{oc}	42	8400 x f_{oc}		
ERL		0,15										
Prøve A	0,92			1	7,1		8,2	7,9			11	11,9
Prøve B	0,7			-	-			1,5			-	20
Prøve C	1,1			11	61	74	69	66	61	130	65	
Prøve D	1,8			4,2	15		17	16			54	
Prøve E	3,9	0,21	8,7	100	290	200	280	320	140	540	221	

7 VURDERING

Nedenfor er de enkelte kvalitetselementer og parametre, der benyttes til den samlede vurdering af den økologiske tilstand for vandområdet, vurderet enkeltvis for hhv. anlægs- og driftsfasen. Bemærk at nationalt specifikke stoffer samt EU prioriterede stoffer behandles samlet under 'Miljøfarlige forurenende stoffer'.

7.1 FYTOPLANKTON

Nedenfor vurderes de relevante, potentielle miljøpåvirkninger af fytoplankton under anlæg og drift. De potentielle miljøpåvirkninger, der behandles er:

- Sedimentspild under anlæg (kun suspenderet sediment)
 - Kystunderboringer under anlæg (kun økotoksikologiske effekter fra udsivning af boremudder)
 - Varmefrigivelse og elektromagnetisk stråling under drift
-

7.1.1 ANLÆGSFASEN

SEDIMENTSPILD

Der forventes et sedimentspild i forbindelse med gravning af kabelrenden, tilbagelægning af sediment i kabelrenden samt i forbindelse med kystunderboringerne (behandles separat under afsnittet Kystunderboringer nedenfor). Fytoplankton lever i vandsøjlen og vurderes udelukkende at kunne blive påvirket af suspenderet sediment. Påvirkninger i forbindelse med aflejring af sediment behandles derfor ikke i det følgende.

Suspenderet sediment

Sedimentspild i forbindelse med arbejderne i havbunden (gravning og tilbagelægning af sediment) kan påvirke fytoplankton, idet resuspension af sediment kan resultere i en frigivelse af næringsstoffer, der stimulerer fytoplankton vækst og dermed øger vandets indhold af klorofyl. Indholdet af næringsstoffer i sedimentet er forbundet med indholdet af organisk stof, idet havbunden modtager kvælstof og fosfor sammen med det organiske stof, der sedimenterer.

Sedimentet i kabelkorridoren består hovedsageligt af mellemkornet sand med undtagelse af prøveområde D, der består af silt (WSP, 2023a). Indholdet af organisk stof er for de fleste områder lavt (0,34-1,8 %) med undtagelse af område E, hvor det organiske indhold lå på 4,0 %. NOVANA data fra perioderne 1999-2003 og 2017-2021 viste, at middelværdien for organisk indhold i 20 vandområder med varierende belastning var på ca. 7 % i begge perioder (Hansen & Høgslund, 2023) og område E's indhold af organisk stof vurderes på den baggrund at være relativt lavt.

På den baggrund vurderes næringsstofindholdet, som er tilknyttet den organiske del af sedimentet, ligeledes at være lavt (NIRAS, 2015; COWI, 2015). Frigivelsen af næringsstoffer som følge af havbundsarbejderne vil således også være lav og vurderes at ligge indenfor baggrundskoncentrationerne af næringsstoffer i vandområdet.

Sedimentspildets omfang vurderes desuden at være begrænset til nærområdet omkring havbundsarbejderne og vil foregå over en kort periode (forventet aktivt gravearbejde 30 dage for begge strækninger og tilbagelægning af sediment 30 dage for begge strækninger).

Gravearbejderne forventes at blive udført i hhv. aug.-sept. (HK13040 GLN-OCE) og sep.-okt. (HK13041 OCE-AMV). Det vil primært være frigivelse af kvælstof, der kan medvirke til en tilvækst i fytoplankton biomassen i denne periode. Øgede niveauer af kvælstof i sommermånedene er blevet vist at korrelere positivt med fytoplankton biomassen (sammenhæng kunne forklares med 60 % variation), hvorimod en svagere sammenhæng er blevet påvist i efterårsmånedene (Sand-Jensen, Nielsen, Borum, & Geertz-Hansen, 1994) og over hele vækstsæsonen (DCE, 2008). På den baggrund vurderes det kun at være i en begrænset periode (august), hvor evt. øgede niveauer af kvælstof vurderes at medvirke til en tilsvarende respons i fytoplankton biomassen. I efterårsmånedene vurderes frigivelsen af kvælstof at resultere i en svagere respons i algebiomassen.

Frigivelse af kvælstof fra sediment til vandfasen kan groft estimeres ud fra mængden af havbundsmateriale som flyttes og den gennemsnitlige koncentration af total kvælstof (TN) i sedimentet ved den nærmeste NOVANA station (station 97200044, gennemsnit af årsmidler for perioden 2017-2019).

Den samlede strækning, der udgraves, udgør ca. 3.040 m (kystunderborede strækninger fratrasket). For hver m udgraves ca. 1,5 m³ sediment (dimensioner af rende; 1 m bredde, 1,5 m dybde). Der flyttes således totalt ca. 4.560 m³ havbundsmateriale. Med et spild på 7,5 % fra gravning (erfaringstal (WSP, 2024a)), giver det et spild på ca. 342 m³. Med en estimeret volumenvægt af havbundsmaterialet i Øresundsområdet på 1.500 kg/ m³ tørstof giver det 513 tons havbundsmateriale. Med en gennemsnitlig koncentration af TN på 4.594 g TN / tons sediment fås en samlet mængde på ca. 2,4 tons TN. I relief til det årlige kvælstofbidrag fra land, udgør den frigivne kvælstof fra sedimentspredningen ca. 0,23 % af statusbelastningen for vandområdet (1064 tons N/år, (Miljøministeriet, 2023)).

Den biotilgængelige andel af kvælstof udgør mellem 2,4-9,1 % (DHI, 2020) svarende til ca. 0,1-0,2 tons N, der frigives over hele anlægsfasen. Den frigivne, biotilgængelige mængde af kvælstof forventes hurtigt at blive fortyndet ud i resten af vandområdet, hvorfor der ikke forventes en målbar effekt på fytoplankton koncentrationen på vandområdeniveau. Den aktuelle koncentration af fytoplankton i vandområdet ligger desuden under kravværdien med 0,1 µg/l. Den aktuelle værdi er således langt fra ringe/moderat grænsen og risikoen for at udløse et fald i tilstandsklasse ved den begrænsede frigivelse af biotilgængeligt kvælstof, vurderes som meget lav.

Det vurderes på den baggrund, at sedimentspildet ikke vil medføre en reduktion i tilstanden for fytoplankton eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

KYSTUNDERBORINGER

Økotoksikologiske effekter

I forbindelse med kystunderboringerne, vil der ske udsivning af boremudder til havmiljøet når boringen trænger igennem havbunden, idet trykket fra underboringen udlignes. Den primære påvirkning fra udsivning af boremudderet vil være i form af tilførsel af næring og/eller kemiske stoffer, der kan optages af fytoplanktonet og give anledning til hhv. øget vækst (og deraf øget

koncentration af klorofyl i vandet) og økotoksikologiske effekter. Boremudderet består af borevæske og udboret sediment. Borevæsken består primært af vand og ler, og indeholder ikke organisk materiale. Der vil derfor ikke være nogen påvirkning af koncentrationen af næringsstoffer i forbindelse med underboringerne, der kan have en effekt på fytoplankton produktionen.

Borevæsken tilsættes borevæskeprodukter, der kan have økotoksikologiske effekter på fytoplankton. I forbindelse med projektet har DHI udarbejdet en risikovurdering af de borevæskeprodukter, der benyttes i forbindelse med underboringerne. I deres analyse, vurderes det at hverken tungmetaller eller prioriterede stoffer indeholdt i borevæskeprodukterne overskrider maksimumkvalitetskrav fastsat i BEK nr. 796 af 13/06/2023 eller PNEC-værdier for marint vand, og det vurderes på den baggrund, at udsivning af boremudderet ikke vil udgøre en risiko for det marine miljø, herunder fytoplankton (DHI, 2023). På den baggrund vurderes det, at udsivning af boremudder ikke vil resultere i, at tilstanden for fytoplankton reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.1.2 DRIFTSFASEN

I driftsfasen kan havbunden blive påvirket af søkablets varmeafgivelse og elektromagnetisk stråling. Fytoplankton forekommer i vandsøjlen og er således ikke i direkte kontakt med havbunden. Dog kan større temperaturændringer i havbunden medføre effekter på bundvandet, der kan have betydning for fytoplankton. Ifølge tyske guidelines vedrørende varmeafgivelse fra kabler i havbunden, bør temperaturændringer i havbunden ikke overskride 2 K ved hhv. 0,3 og 0,2 m dybde i sedimentet for kystnære og offshore områder (BFS, 2005). 2 K kriteriet vurderes at kunne overholdes ved at begrave kablet til en passende dybde mellem 1-3 m dybde (OSPAR, 2008; BFS, 2005). Idet KBH05 kablerne begraves til 1-1,5 m dybde, vurderes det at temperaturændringerne i havbunden vil ligge inden for 2 K kriteriet. Det vurderes på den baggrund, at temperaturændringer i forbindelse med kablerne vil være begrænsede og sandsynligvis uden større effekter på sedimentets fysio-kemiske egenskaber eller det omgivende vand. Sammenholdt med det relative lille areal, hvor der potentielt kan være en varmeafgivelse fra kablerne, vurderes det, at der ingen effekt vil være på fytoplankton i vandområdet. Varmeafgivelse fra kablerne vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for fytoplankton eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Ifølge (AWATEA, 2008) genererer et kabel på 132 kV et magnetisk felt på 1,6 μT på kablets overflade (inden for få millimeter) og effekten aftager med dybden i sedimentet. Til sammenligning genererer kabler i jorden på land ca. 18 μT i 1 m dybde, og feltet falder til 0,7 μT ved bare 10 m afstand (Elbranchens Magnetfeltudvalg, 2023). Der er generelt manglende viden på området omkring påvirkninger fra elektromagnetisk stråling på det marine miljø, herunder effekter på fytoplankton. Der er ved flere forsøg med bentiske invertebrater først påvist effekter ved høj eksponering til magnetfelter ($>3,7$ mT, (Fisher & Slater, 2010) og referencer heri) relativt til det forventede magnetfelt omkring KBH05. Desuden er kablet begravet i havbunden ned til 1-1,5 m dybde, og det må derfor forventes at feltstyrken, der potentielt kan påvirke det marine miljø, er yderst begrænset.

På den baggrund vurderes det, at magnetfeltet fra søkablerne vil være så lavt, at der ingen effekt vil være på fytoplankton. Driften af projektet vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for fytoplankton eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.2 RODFÆSTEDE PLANTER

Nedenfor vurderes de relevante, potentielle miljøpåvirkninger af rodfæstede planter under anlæg og drift. De potentielle miljøpåvirkninger, der behandles er:

- Fysisk indgreb i havbunden under anlæg
- Sedimentspild under anlæg
- Kystunderboringer under anlæg
- Varmedafgivelse og elektromagnetisk stråling under drift.

7.2.1 ANLÆGSFASEN

FYSISK INDGREB I HAVBUNDEN

Rodfæstede planter (primært ålegræs), der befinder sig i kabeltraceet, vil blive påvirket af de fysiske indgreb, der foretages i havbunden ved gravning af kabelgrav samt etablering af boregruber i forbindelse med kystunderboringerne. Arealet, der påvirkes, er imidlertid begrænset til i alt 6,2 ha (areal af kabelgrav samt oplag af sediment og udgravning af modtagegruber i forbindelse med underboringerne). Heraf vil det udelukkende være de dele af kabelstrækningen, hvor ålegræs er til stede, der vil blive påvirket.

De dele af strækningen der ligger på dybder over 7 m, vurderes ikke at medføre en påvirkning af ålegræs, idet den maksimale dybdeudbredelse ifølge seneste NOVANA data fra den nærmeste station (97220011 - Charlottenlund, tr.3) tyder på, at ålegræsset er begrænset ved dybder større end 6,4 - 7 m (maksimum dybdeudbredelse mellem 2020-2022). Dette bekræftes af de marine baselineundersøgelser foretaget i forbindelse med projektet, hvor der ikke fandtes ålegræs på stationer på 7 m dybde eller derover trods substrattypen understøttede ålegræsvækst (WSP, 2023a) samt af DHI's undersøgelser i 2022, hvor den maksimale dybde med ålegræs henover Middelgrunden blev fundet til mellem 6-7 m (DHI, 2022). Arealet af ålegræs, der potentielt påvirkes, vil således være maks. 4 ha (areal, hvor vanddybde er mindre end 7 m på kabelstrækningerne – der er i arealberegningen taget forbehold for den del af strækningerne, der underbores).

På baggrund af foreliggende data for området, vurderes det dog primært at være de lavvandede områder mellem ilandføringspunktet ved Hellerup og Ydre Nordhavn, hvor der vil være størst risiko for påvirkning af ålegræs i forbindelse med fysisk indgreb i havbunden. På den del af strækningen, der går over Middelgrunden, vil den arealmæssige påvirkning af ålegræs sandsynligvis være lavere, idet ålegræs flere steder i traceet enten ikke var til stede eller kun er blevet observeret ved relativ lave dækningsgrader ved DHI's undersøgelser i 2022 (se Figur 12). Den arealmæssige påvirkning af ålegræs vurderes således at være mindre end 4 ha. Flere undersøgelser foretaget i og udenfor Københavns Havn har vist, at forholdene generelt fodrer ålegræs vækst i området og flere steder står ålegræsset med høje dækningsgrader (Orbicon, 2008; Orbicon, 2012; Orbicon, 2018; WSP, 2023b). Vækstkriterierne for ålegræs vurderes

på den baggrund at være mødt, og sandsynligheden for reetablering i kabelrenden vurderes derfor at være høj.

Ålegræs kan reetablere sig ved enten vegetativ vækst eller frøspredning. Succes for frøspredning og efterfølgende spiring afhænger af de omgivne miljøforhold og denne strategi for vækst er påhæftet med flest usikkerheder (Vercaemer et al., 2021). Vegetativ vækst er en relativ langsom proces, men er ikke i samme grad afhængig af de omgivne miljøforhold som frøspredning, og er således mere pålidelig i forhold til reetableringssucces.

Såfremt det ryddede areal genetableres alene ved vegetativ vækst, forventes en genetableringstid på omkring 7-8 år i de områder, hvor traceet gennemløber et ålegræsbed (ålegræs på begge sider af traceet), idet den vegetative vækst foregår med en hastighed på omkring 32 cm/år (Lange, et al., 2022). Reetableringstiden i områder, hvor gravearbejdet rydder bedkanter vil være dobbelt så lang, hvis reetableringen alene afhænger af vegetativ vækst. Det er dog mest sandsynligt at reetablering vil foregå ved kombineret vegetativ vækst og frøspredning og reetableringstiden vil derfor være kortere.

Påvirkningen vurderes i alle tilfælde at være lokal og midlertidig, idet det forventes at de områder, der er blevet påvirket vil genetableres naturligt igen. Desuden vurderes det, at det inddragede areal af ålegræs udgør en meget lille andel af den samlede udbredelse af ålegræs inden og uden for Københavns Havn samt i resten af vandområdet.

Det vurderes på den baggrund at det fysiske indgreb i havbunden i forbindelse med projektet ikke vil medføre en reduktion i tilstanden for ålegræs (eller øvrige rodfæstede planter) og dermed heller ikke være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

SEDIMENTSPILD

Der forventes et sedimentspild i forbindelse med gravning af kabelrenden, tilbagelægning af sediment i kabelrenden samt i forbindelse med kystunderboringerne (behandles separat under afsnittet Kystunderboringer nedenfor). Ålegræs påvirkes primært på to forskellige måder i forbindelse med sedimentspild; 1) fra suspenderet sediment i vandsøjlen og 2) fra aflejring af sediment ved efterfølgende sedimentation.

Suspenderet sediment

Suspenderet sediment i vandsøjlen medfører en reduktion af lyset nær havbunden. Ålegræssets overlevelse og vækst afhænger i høj grad af lystilgængeligheden, og suspenderet sediment i vandsøjlen kan derfor påvirke ålegræs negativt i form af reducerede livsbetingelser.

Påvirkningsgraden afhænger af et kompleks samspil mellem flere faktorer, herunder vandområdets fysio-kemiske karakter, koncentrationen af suspenderet sediment i vandsøjlen, sæson for og varighed af påvirkningen samt de overordnede miljøbetingelser for de konkrete ålegræsbede, der påvirkes, og deraf deres resiliens overfor påvirkningen.

Danske studier peger på, at ålegræs er lysbegrænset når kun ca. 20 % af overfladelyset når bunden (Borum, 1983; Ostfeld, 1908; Duarte, 1991). Studier af sammenhængen mellem lysnedgennemtrængning og koncentration af sediment i vandsøjlen har vist, at den kritiske grænse på 20 % nås ved sedimentkoncentrationer på 10 mg/l på 2 m dybde og 5 mg/l ved 4 m dybde (Devlin, et al., 2008). Til sammenligning er baggrundskoncentrationen af sediment i vandsøjlen i og uden for Københavns Havn typisk på omkring 2 mg/l (Jensen & Lyngby, 1999). Ålegræs vurderes generelt at være mest sårbar overfor påvirkninger i vækstsæsonen (april-oktober), hvor en stor del af energireserverne omsættes til vækst samtidig med, at højere temperaturer dels understøtter vækst af hurtigvoksende alger, der kan resultere i udskygning og

større risiko for iltsvind, og dels resulterer i en højere respirationsrate og dermed et øget produktionsbehov for at kunne opretholde karbonbalancen. Tålegrænser for varighed af udskygning varierer og er bl.a. afhængig af de omgivne miljøbetingelser og ålegræssets kulstofreserver (Alcoverro et al., 1999).

Det er i studier af andre *Zostera* arter blevet påvist, at udskygning til under lyskravet for vækst med en varighed på 4-8 uger resulterede i væsentlige tab af biomasse (Chartrand et al., 2016). Ålegræs lader dog til at kunne tåle længere perioder under reducerede lysforhold, hvis påvirkningen ikke er kontinuerlig, men pulserende, og perioden for ophold i påvirkningen er tilsvarende perioden for påvirkningen (Biber et al., 2009).

Der er ikke foretaget modellering af det forventede sedimentspild i forbindelse med KBH05-projektet, men modelresultater fra oprensning af sejlrenden Svælget i forbindelse med etablering af Lynetteholm, viste at opgravning af ca. 100.000 m³ finkornet sediment (modelleret som kontinuerlig periode på 25 dage med en rate på 4.000 m³/døgn udelukkende for den fine fraktion af sedimentet) resulterede i sedimentkoncentrationer på mellem 2-5 mg/l, der forekom lokalt omkring gravefartøjet (ca. 250 m) og kortvarigt (maks. 5 timer).

Idet der i forbindelse med KBH05 projektet udgraves et langt mindre volumen (ca. 18.000 m³) og fortrinsvist i grovere sedimenttyper, forventes koncentration og spredning af sediment at være tilsvarende mindre og påvirkninger af ålegræs vurderes kun at forekomme lokalt omkring gravefartøjet (op til få 100 m) grundet relativ lave strømhastigheder i områderne omkring strækningerne. Koncentrationen af sediment, der overskrider baggrundskoncentrationen på 2 mg/l i Øresund, vurderes tilsvarende at være kortvarig og vil forekomme som pulserende påvirkninger over graveperioden, der forventes at vare 30 dage (45 dage med vejrlig) for begge strækninger. Dertil kommer, at påvirkningszonen flytter sig efterhånden som renden graves, og det vil altså kun være en mindre del af området, der påvirkes i alle/flere dage, hvor gravearbejdet pågår på de enkelte strækninger.

Gravearbejdet foretages i foråret (marts-maj), hvor ålegræs potentielt kan være sårbar overfor påvirkninger. Varigheden af påvirkningen vurderes dog at ligge inden for rapporterede tålegrænser for ålegræs, idet det aktive gravearbejde foretages inden for ca. 4-5 uger fordelt på begge strækninger, og vil foregå som en pulserende påvirkning hvorfor det vurderes at påvirkningen ikke vil resultere i væsentlige tab af ålegræs. De dybeste dele af ålegræsbedene, der i forvejen er lysbegrænsede, og som påvirkes af suspenderet sediment, kan potentielt forgå. Påvirkningen vil dog være lokal og midlertidig, idet det forventes at ålegræsset naturligt reetablerer eventuelt tabte arealer igen og det vurderes derfor at påvirkningen ikke vil have betydning for dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet.

Tilbagelægning af sediment i kabelrenden kan ligeledes medføre sedimentspredning og graden af sedimentspredningen kan konservativt antages at være den samme som for gravning af kabelrenden. Arbejdet udføres i oktober-november, og forventes at tage maks. 30 dage (diskontinuerligt). Påvirkninger herfra vil altså ske uden for ålegræssets vækstsæson og varigheden vil være under rapporterede tålegrænser for ålegræs. Eventuelle påvirkninger i form af tab, vil ske i nærzonen til kabeltraceet i de dybeste områder, hvor ålegræs i forvejen er lysbegrænsede. Påvirkningen vil dog være af helt lokal karakter og midlertidig, idet ålegræs forventes at reetablere sig naturligt igen. Det vurderes på den baggrund at suspenderet sediment i forbindelse med tilbagelægning af sediment i kabelrenden ikke vil medføre væsentlige tab, der kan have betydning for dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet.

På den baggrund vurderes det samlet, at suspenderet sediment som følge af projektet ikke vil medføre en reduktion i tilstanden for ålegræs eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Aflejring af sediment

Aflejring af sediment på ålegræs kan medføre negative påvirkninger af overlevelse og vækst, idet tildækning af bladarealet resulterer i at fotosyntesen hæmmes samt at ilt- og næringsoptaget over bladarealet mindskes. Påvirkningsgraden afhænger primært af aflejringstykkelsen samt varigheden af og perioden for aflejringen, hvor ålegræs generelt vurderes at være mest sårbar overfor aflejring af sediment i vækstsæsonen. Det er i flere forsøg blevet påvist, at akutte aflejringer på mellem 2-5 cm på ålegræs og øvrige *Zostera* arter medførte negative effekter, herunder nedsat produktion, tab af biomasse og udtømmning af kulstofreserver (Munkes et al., 2015; Cabaço et al., 2008).

I forbindelse med uddybningen af sejlrenden Svælget i Øresund, blev aflejring af sediment modelleret. Resultaterne viste, at aflejringstykkelsen var < 1 mm i hele aflejningsområdet (under antagelse af en tørdensitet på 400 kg/m³) og dermed langt under rapporterede tålegrænser for ålegræs. Strømforholdene i området omkring sejlrenden er sandsynligvis stærkere end i de områder, der opgraves i forbindelse med KBH05 kablet, og det er derfor sandsynligt at sedimentets spredningsradius vil være mindre og aflejringstykkelsen dermed større. Dog afgraves langt mindre volumener i forbindelse med nærværende projekt, og det forventes derfor at graden af aflejring vil være tilsvarende lav og under tålegrænsen for ålegræs i størstedelen af det område, der påvirkes af aflejring. I det tilstødende område til kabelgraven og det oplagrede sediment, vil der være en potentiel risiko for, at aflejring af sediment overskrider tålegrænser for ålegræs. Arealet, der potentielt tabes, vurderes dog at være yderst begrænset og uden effekt på dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet. Desuden vil påvirkningen være midlertidig, idet det forventes at ålegræs naturligt vil reetablere sig igen på tabte arealer.

Tilbagelægning af sediment i kabelrenden kan ligeledes medføre aflejring af sediment på ålegræs. Det vurderes primært at være nærområdet til det oplagrede sediment, der potentielt kan påvirkes af aflejring. Aflejringstykkelsen i området i forbindelse med tilbagelægning kan konservativt antages at være den samme som for gravning af kabelrenden. Sammenholdt med at der arbejdes uden for vækstsæsonen, vurderes det at påvirkningen ikke vil medføre væsentlige tab af ålegræs. Eventuelle tab vil være begrænset til helt lokalt omkring kabelrenden, samt være midlertidige, og vil ikke have indflydelse på dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet.

På den baggrund vurderes det, at aflejring af sediment ikke vil medføre en reduktion i tilstanden for ålegræs eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

KYSTUNDERBORINGER

Økotoksikologiske effekter

I forbindelse med kystunderboringerne, vil der ske udsivning af boremudder til havmiljøet når boringen trænger igennem havbunden, idet trykket fra underboringen udlignes. Boremuddet består hovedsageligt af vand og ler samt udboret sediment, men også borevæskeprodukter, der kan have økotoksikologiske effekter på rodfæstede planter. I forbindelse med projektet har DHI udarbejdet en risikovurdering af de borevæskeprodukter, der benyttes i forbindelse med

underboringerne. I deres analyse, vurderes det at hverken tungmetaller eller prioriterede stoffer indeholdt i borevæskeprodukterne overskrider maksimumkvalitetskrav fastsat i BEK nr. 796 af 13/06/2023 eller PNEC-værdier for marint vand, og det vurderes på den baggrund at udsivning af boremudderet ikke vil udgøre en risiko for det marine miljø, herunder rodfæstede planter (DHI, 2023). På den baggrund vurderes det, at udsivning af boremudder ikke vil resultere i at tilstanden for rodfæstede planter reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Suspenderet boremudder

Boremudderet kan ligeledes medføre påvirkninger i form af udskygning af rodfæstede planter. Arealet, der potentielt påvirkes, er dog begrænset (3 styk af 30 x 50 m) og ålegræs inden for disse områder er i forvejen gravet væk ved etablering af modtagegruberne (se afsnit om fysisk indgreb i havbunden ovenfor). Modtagegruberne afgrænses af siltgardiner og forventes at indeholde alt det udstrømmede materiale fra underboringerne. Der vil således ikke være en yderligere påvirkning af ålegræs i forbindelse med suspenderet boremudder, der kan have indflydelse på dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet. Modtagegruberne opfyldes igen med sediment efter underboringerne er foretaget og det forventes at ålegræs (og øvrige rodfæstede planter) naturligt vil reetablere sig i området igen. Det vurderes på den baggrund af suspenderet boremudder ikke vil medføre, at tilstanden for rodfæstede planter reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Aflejring af boremudder

Rodfæstede bundplanter, som dækkes af boremudder i området omkring selve udsivningslokaliteten, kan risikere at gå til afhængigt af tykkelsen på aflejringen. Arealet, der potentielt tabes, er dog begrænset (3 styk af 30 x 50 m) og ålegræs inden for disse områder er i forvejen gravet væk ved etablering af modtagegruberne (se afsnit om fysisk indgreb i havbunden ovenfor). Modtagegruberne afgrænses af siltgardiner og forventes at indeholde alt det udstrømmede materiale fra underboringerne. Der vil således ikke være en yderligere påvirkning af ålegræs i forbindelse med aflejring af boremudder, der kan have indflydelse på dybdeudbredelsen af ålegræs i vandområdet. Modtagegruberne opfyldes igen med sediment efter underboringerne er foretaget og det forventes at ålegræs (og øvrige rodfæstede planter) naturligt vil reetablere sig i området igen. Det vurderes på den baggrund af aflejring af boremudder ikke vil medføre, at tilstanden for rodfæstede planter reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.2.2 DRIFTSFASEN

I driftsfasen kan havbunden blive påvirket af søkablets varmeafgivelse og elektromagnetisk stråling. Ifølge tyske guidelines vedrørende varmeafgivelse fra kabler i havbunden, bør temperaturændringer i havbunden ikke overskride 2 K ved hhv. 0,3 og 0,2 m dybde i sedimentet for kystnære og offshore områder (BFS, 2005). 2 K kriteriet vurderes at kunne overholdes ved at begrave kablet til en passende dybde mellem 1-3 m dybde (OSPAR, 2008; BFS, 2005). Idet KBH05 kablerne begraves til 1-1,5 m dybde, vurderes det at temperaturændringerne i havbunden vil ligge inden for 2 K kriteriet. Det vurderes på den baggrund, at temperaturændringer i forbindelse med kablerne vil være begrænsede og sandsynligvis uden større effekter på sedimentets fysio-kemiske egenskaber eller områdets bundvegetation. Sammenholdt med det relative lille areal, hvor der potentielt kan være en varmeafgivelse fra kablerne, vurderes det, at der ingen effekt vil

være på dybdeudbredelsen af rodfæstede planter i vandområdet. Varmeafgivelse fra kablerne vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for rodfæstede planter eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Ifølge AWATEA (2008) genererer et kabel på 132 kV et magnetisk felt på 1,6 μT på kablets overflade (inden for få millimeter) og effekten aftager med dybden i sedimentet. Til sammenligning genererer kabler i jorden på land ca. 18 μT i 1 m dybde, og feltet falder til 0,7 μT ved bare 10 m afstand (Elbranchens Magnetfeltudvalg, 2023). Der er generelt manglende viden på området omkring påvirkninger fra elektromagnetisk stråling på det marine miljø, herunder effekter på rodfæstede planter. Der er ved flere forsøg med benthiske invertebrater først påvist effekter ved høj eksponering til magnetfelter ($>3,7$ mT, Fisher & Slater, 2010 og referencer heri) relativt til det forventede magnetfelt omkring KBH05. Desuden er kablet begravet i havbunden ned til 1-1,5 m dybde, og det må derfor forventes at feltstyrken, der potentielt kan påvirke det marine miljø, er yderst begrænset.

På den baggrund vurderes det, at magnetfeltet fra søkablerne vil være så lavt, at der ingen effekt vil være på rodfæstede planter. Driften af projektet vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for rodfæstede planter eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.3 BENTISKE INVERTEBRATER

Nedenfor vurderes de relevante, potentielle miljøpåvirkninger af benthiske invertebrater under anlæg og drift. De potentielle miljøpåvirkninger, der behandles er:

- Fysisk indgreb i havbunden under anlæg
- Sedimentspild under anlæg
- Kystunderboringer under anlæg
- Varmeafgivelse og elektromagnetisk stråling under drift.

7.3.1 ANLÆGSFASEN

FYSISK INDGREB I HAVBUNDEN

Projektet vil først og fremmest medføre, at bundfauna i det 5 m brede kabeltracé (kabelrende samt oplag af sediment) og omkring boregruber (3 styk af 30 x 50 m) fjernes og sandsynligvis forgår, med undtagelse af mobile arter, der i nogen grad vil være i stand til at fjerne sig fra det påvirkede område.

De arter, der forekommer i området, er generelt almindeligt udbredt i de danske farvande (Køie & Kristiansen, 2014). Bundfauna spredes som æg eller larver med havstrømmene og det forventes at bundfaunaen i det påvirkede område vil kunne genetablere sig hurtigt efter anlægsarbejdet ophører. De mest dominerende arter tilhører klassen havborsteorme, der generelt har en relativ kort livscyklus og derfor vurderes at være genetablerede allerede efter en eller to vækstsæsoner (Femern Sund og Bælt, 2013). Det samme er gældende for dyndsnegl (*Hydrobia* sp.), som forekommer i større antal på sandbunden på flere ROV-stationer i området mellem Hellerup og Ydre Nordhavn og som spredes med strømmen i området. Kommakrebsen,

Diastylis rathkei, og echinodermer såsom søstjerner og sømus bliver kønsmodne i 2-3-årsalderen (Young & Eckelbarger, 1994; Persson, 1989; Granger et al., 1979), og genetableringstiden vurderes derfor at være af tilsvarende varighed. Søanemonen, *Edwardsia* sp., er også almindelig i vandområdet, men er dog ikke blevet verificeret på ROV-optagelser i kabelkorridoren mellem Hellerup og Ydre Nordhavn. Der foreligger kun sparsomme data vedrørende generationstiden for *Edwardsia* sp., men generelt vurderes søanemoner at have en længere livscyklus og det forventes derfor at genetableringstiden vil være længere (3-5 år) (Sebens, 1981 & 1985 & 1986, Whomersley & Picken, 2003). De observerede muslingearter, herunder *Corbula gibba* (hampefrømusling), almindelig østersømusling (*Macoma balthica*) og blåmuslinger (*Mytilus edulis*) har en generationstid på ca. 2 - 4 år, mens almindelig sandmusling (*Mya arenaria*) og hjertemusling (*Cerastoderma edule*) har en generationstid på 2-5 år (Femern Sund og Bælt, 2013; Jensen, 1988).

Gravning af kabelrenden samt etablering af boregruber vil resultere i tab af individer på et areal svarende til ca. 6,2 ha. Påvirkningen vurderes at være af lokal karakter og midlertidig og genetableringstiden vurderes at være relativ kort (2-5 år). Det vurderes derfor, at det fysiske indgreb i havbunden ikke vil medvirke til en reduktion i tilstanden for benthiske invertebrater eller være til hinder for målopfyldelsen i området.

SEDIMENTSPILD

Der forventes et sedimentspild i forbindelse med gravning af kabelrenden, tilbagelægning af sediment i kabelrenden samt i forbindelse med kystunderboringerne (behandles separat under afsnittet Kystunderboringer nedenfor). Bundfaunaen påvirkes primært på to forskellige måder i forbindelse med sedimentspild; 1) fra suspenderet sediment i vandsøjlen og 2) fra aflejring af sediment ved efterfølgende sedimentation.

Suspenderet sediment

Gravning af kabelrenden medfører sedimentspild, der forekommer dels som øgede sedimentkoncentrationer i vandsøjlen, og dels som efterfølgende aflejring af det ophvirvlede sediment på havbunden. Forhøjede koncentrationer af sediment i vandsøjlen udgør primært en risiko for filtrerende organismer og suspensionfeeders som fx muslinger og søpunge/mosdyr, hvis fødesøgning er direkte afhængig af partikeltætheden i vandet. De fleste filtrerende organismer er tilvænnet dynamiske miljøer og kan således tåle høje koncentrationer af suspenderet stof (100-250 mg/l for muslinger og 18-66 mg/l for søpunge og mosdyr) uden dødelige effekter (Lisbjerg et al., 2002; McLaughlin et al., 2013). Påvirkninger ses derimod oftest i form af reduceret filtreringsrate samt forringet reproduktionssucces, fasthæftelse af larver samt overlevelse af juvenile individer.

Sedimentspredningsmodellering foretaget i forbindelse med uddybning af sejlrenden Svælget viste, at sedimentkoncentrationer ikke oversteg 5 mg/l nogle steder på strækningen.

Koncentrationen af sediment i vandsøjlen som følge af gravearbejder i havbunden forventes derfor at være langt under rapporterede tålegrænser for de arter, der forekommer i området. Det kan konservativt antages at tilbagelægning af sediment i kabelrenden resulterer i tilsvarende koncentrationer og udbredelse af sediment i vandsøjlen, og det vurderes derfor at der heller ikke vil være en påvirkning af bundfaunaen i den forbindelse.

Det vurderes på den baggrund, at suspenderet sediment som følge af projektet ikke vil medføre en reduktion i tilstanden for benthiske invertebrater eller være til hinder for målopfyldelsen i området.

Aflejring af sediment

Mange bundfaunaarter tåler større og mindre aflejringer, der i høj grad hænger sammen med deres biologi og levevis. Hovedparten af børsteormene lever nedgravet i sedimentet og graver effektivt og har således en høj tolerance overfor aflejring af sediment (> 10 cm, Essink, 1999; Powilleit, et al., 2009). Mobile muslingearter som sandmusling, molboøsters og hjertemusling kan klare månedlige aflejringstykkelser på 5-18 cm pr måned og engangsaflejringer på 10-40 cm (Dalfsen & Essink, 2001; Powilleit, et al., 2009). De mindre mobile blåmuslinger er derimod sårbare overfor aflejring af sediment, og tåler maks. en aflejringstykkelse på ca. 1-2 cm (Essink, 1999). Sedimentspredningsmodelleringen foretaget i forbindelse med uddybning af sejlrenden Svælget viste, at aflejringstykkelsen ikke overskred 1 mm i hele området. Strømforholdene i området omkring sejlrenden er sandsynligvis stærkere end i de områder, der opgraves i forbindelse med KBH05 kablet, og det er derfor sandsynligt at sedimentets spredningsradius vil være mindre og aflejringstykkelsen dermed større. Dog afgraves langt mindre volumener i forbindelse med nærværende projekt, og det forventes derfor at graden af aflejring vil være tilsvarende lav og under tålegrænsen for de arter, der almindeligvis forekommer i området. I det tilstødende område til kabelgraven og det oplagrede sediment, vil der være en potentiel risiko for, at aflejring af sediment overskrider tålegrænser for de mest følsomme arter. Dette gælder både under gravning af kabelrenden samt ved tilbagelægning af sediment. Eventuelle tab af individer vil begrænse sig til lokalområdet omkring kabelrenden og vil være midlertidig og relativ kortvarig, idet genetableringstiden for bundfaunasamfundet i området forventes at være 2-5 år (se afsnittet om arealinddragelse ovenfor).

Det vurderes på den baggrund at aflejring af sediment i forbindelse med gravning af kabelrenden ikke vil medføre en reduktion i tilstanden af benthiske invertebrater eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

KYSTUNDERBORINGER

Økotoksikologiske effekter

I forbindelse med kystunderboringerne, vil der ske udsivning af boremudder til havmiljøet. Boremudderet består hovedsageligt af vand og ler, men også borevæskeprodukter, der kan have økotoksikologiske effekter på bundfaunaen. I forbindelse med projektet har DHI udarbejdet en risikovurdering af de borevæskeprodukter, der benyttes i forbindelse med underboringerne. I deres analyse, vurderes det at hverken tungmetaller eller prioriterede stoffer indeholdt i borevæskeprodukterne overskrider maksimumkvalitetskrav fastsat i BEK nr. 796 af 13/06/2023 eller PNEC-værdier for marint vand, og det vurderes på den baggrund, at udsivning af boremudderet ikke vil udgøre en risiko for det marine miljø, herunder benthiske invertebrater (DHI, 2023). På den baggrund vurderes det, at udsivning af boremudder ikke vil resultere i, at tilstanden for benthiske invertebrater reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Suspenderet boremudder

Boremudder kan ligeledes medføre påvirkninger i form af suspenderet materiale i vandsøjlen. Arealet, der potentielt påvirkes, er dog begrænset (3 styk af 30 x 50 m) og bundfauna inden for disse områder er i forvejen gravet væk ved etablering af modtagegruberne (se afsnit om fysisk indgreb i havbunden ovenfor). Modtagegruberne afgrænses af siltgardiner og forventes at

indeholde alt det udstrømmede materiale fra underboringerne. Der vil således ikke være en yderligere påvirkning af bundfauna i forbindelse med suspenderet boremudder, der kan have indflydelse bundfaunaen i vandområdet. Modtagegruberne opfyldes igen med sediment efter underboringerne er foretaget og det forventes at bundfaunaen naturligt vil reetablere sig i området igen efter endt arbejde (inden for 2-5 år). Det vurderes på den baggrund af suspenderet boremudder ikke vil medføre, at tilstanden for bentiske invertebrater reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Aflejring af boremudder

Bundfauna, som dækkes af boremudder i området omkring selve udsivningslokaliteten, kan risikere at gå til afhængigt af tykkelsen på aflejringen. Arealet, der potentielt påvirkes, er dog begrænset (3 styk af 30 x 50 m) og bundfauna inden for disse områder er i forvejen gravet væk ved etablering af modtagegruberne (se afsnit om fysisk indgreb i havbunden ovenfor). Modtagegruberne afgrænses af siltgardiner og forventes at indeholde alt det udstrømmede materiale fra underboringerne. Der vil således ikke være en yderligere påvirkning af bundfauna i forbindelse med aflejring af boremudder, der kan have indflydelse bundfaunaen i vandområdet. Modtagegruberne opfyldes igen med sediment efter underboringerne er foretaget og det vurderes at bundfaunaen naturligt vil reetablere sig i området igen efter endt arbejde (inden for 2-5 år). Det vurderes på den baggrund af aflejring af boremudder ikke vil medføre, at tilstanden for bentiske invertebrater reduceres eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.3.2 DRIFTSFASEN

I driftsfasen kan havbunden blive påvirket af søkablets varmeafgivelse og elektromagnetisk stråling. Ifølge tyske guidelines vedrørende varmeafgivelse fra kabler i havbunden, bør temperaturændringer i havbunden ikke overskride 2 K ved hhv. 0,3 og 0,2 m dybde i sedimentet for kystnære og offshore områder (BFS, 2005). 2 K kriteriet vurderes at kunne overholdes ved at begrave kablet til en passende dybde mellem 1-3 m dybde (OSPAR, 2008; BFS, 2005). Idet KBH05 kablerne begraves til 1-1,5 m dybde, vurderes det at temperaturændringerne i havbunden vil ligge inden for 2 K kriteriet. Det vurderes på den baggrund, at temperaturændringer i forbindelse med kablerne vil være begrænsede og sandsynligvis uden større effekter på sedimentets fysio-kemiske egenskaber eller det omgivende vand og iboende bundfauna. Sammenholdt med det relative lille areal, hvor der potentielt kan være en varmeafgivelse fra kablerne, vurderes det, at der ingen effekt vil være på bundfauna indekset i vandområdet. Varmeafgivelse fra kablerne vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for bentiske invertebrater eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

Ifølge AWATEA (2008) genererer et kabel på 132 kV et magnetisk felt på 1,6 μ T på kablets overflade (inden for få millimeter) og effekten aftager med dybden i sedimentet. Til sammenligning genererer kabler i jorden på land ca. 18 μ T i 1 m dybde, og feltet falder til 0,7 μ T ved bare 10 m afstand (Elbranchens Magnetfeltudvalg, 2023). Der er ved flere forsøg med bentiske invertebrater først påvist effekter ved høj eksponering til magnetfelter ($>3,7$ mT, Fisher & Slater, 2010 og referencer heri) relativt til det forventede magnetfelt omkring KBH05. Desuden er kablet begravet i havbunden ned til 1-1,5 m dybde, og det må derfor forventes at feltstyrken, der potentielt kan påvirke det marine miljø, er yderst begrænset.

På den baggrund vurderes det, at magnetfeltet fra søkablerne vil være så lavt, at der ingen effekt vil være på bundfaunaen. Driften af projektet vurderes derfor ikke at reducere tilstanden for benthiske invertebrater eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet.

7.4 MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Vurderingen af projektets påvirkning i forhold til frigivelse og tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) til vandområdet hvori projektområdet befinder sig, er foretaget på baggrund af eksisterende forhold, indsamlet data og viden om sedimenttransport og -dynamik i Øresund. Det vurderes om en eventuel tilstedeværelse af MFS i projektområdet kan forventes at medføre tilstandsforringelse og ikke målopfyldelse af det berørte vandområde.

Nedenfor vurderes de relevante, potentielle miljøpåvirkninger af MFS under anlæg og drift. De potentielle miljøpåvirkninger, der behandles er:

- Sedimentspild under anlæg
- Kystunderboringer under anlæg
- Sedimentspild under drift ved eventuelle reparationer

7.4.1 ANLÆGSFASEN

I anlægsfasen foretages gravning og kystunderboring i forbindelse med kabelnedlægning, som kan forårsage sedimentspild og dermed resuspension og potentiel frigivelse af MFS fra sedimentet i projektområdet.

Kabelgraven etableres ved gravning og udføres af en gravemaskine anbragt på en pram eller et andet passende fartøj, og gravearbejdet vil ske ved sideflytning af sediment, der oplægges ved siden af kabelgraven og lægges tilbage i kabelgraven, når søkablet er udlagt (se detaljer i afsnit 2.8).

Landføringen af søkablerne sker gennem kystunderboringer, som udføres fra en boregrube på land til en boregrube på havbunden. Underboringen udmunder på havbunden, hvorfor der her sker en udstrømning af boremudder i boregruben på havbunden. Der vil blive opsat siltgardiner omkring boregruben på havbunden for at sikre at den udstrømmende boremudder bliver lokalt ved udmundingspunktet. Det kan ikke udelukkes, at der kan forekomme blow-outs umiddelbart inden underboringen når frem til boregruben på havbunden, hvor tykkelsen af de overliggende lag er lille (se detaljer i afsnit 2.5).

Projektområdet befinder sig i vandområde Nordlige Øresund som er vurderet til at være i ikke-god kemisk tilstand og ikke-god økologisk tilstand for kvalitetselementet nationalt specifikke stoffer (se detaljer i afsnit 6 og Tabel 1).

SEDIMENTSPILD

Gravearbejdet i forbindelse med nedlægning af søkabler i anlægsfasen forventes at vare 60 dage i alt; 30 dages aktivt gravearbejde for begge strækninger samt 30 dage til tilbagelægning af sediment for begge strækninger. Gravearbejdet kan medføre sedimentspild til vandområdet.

Herunder vurderes den potentielle påvirkning af sedimentspredning på vandområdets kemiske tilstand samt kvalitetselementet nationalt specifikke stoffer inden for vandområde Nordlige Øresund. Afsnittet omhandler i særdeleshed gravearbejdet. Kystunderboringer behandles længere nede.

Der er ikke foretaget modellering af det forventede sedimentspild i forbindelse med KBH05-projektet, men resuspensionen af sedimentet forventes at være lav, idet gravearbejdet foretages ved en sideflytning af sedimentet, som derved hvirvles minimalt op i vandsøjlen sammenlignet med andre anlægsmetoder som fx spuling, og grundet relativt lave strømhastigheder i Københavns Havn. Dette tilsammen kan medføre mindre, kortvarige stigninger af sedimentkoncentrationen i vandet lige omkring graveprammen, og sedimentspildet vurderes således at være meget begrænset med spredning lokalt omkring kabelkorridoren inden for projektområdet.

I forbindelse med etablering af Lynetteholm viste modelresultater fra oprensning af sejlrenden Svælget, at opgravning af ca. 100.000 m³ finkornet sediment (modelleret som kontinuerlig periode på 25 dage med en rate på 4.000 m³/døgn udelukkende for den fine fraktion af sedimentet) resulterede i lave sedimentkoncentrationer på mellem 2-5 mg/l, der forekom lokalt omkring gravefartøjet (ca. 250 m) og kortvarigt (maks. 5 timer). I forbindelse med KBH05 projektet udgraves et langt mindre volumen (ca. 18.000 m³) og fortrinsvist i grovere sedimenttyper, og derfor forventes koncentration og spredning af sediment at være tilsvarende mindre.

Miljøfarlige stoffer er bundet til det organiske stof (TOC) i sedimentet samt ler og silt. Der er målt TOC-koncentrationer for sedimentet i de 5 delområder mellem 0,11 og 4,03 %, med et gennemsnit på 1,52 % (se Tabel 4), og for to nærliggende NOVANA stationer er det målt TOC koncentrationer på 0,34 og 2,87 % (se (WSP, 2023a)), hvilket indikerer, at det organiske indhold i sedimentet generelt er lavt.

Projektområdet ligger i Københavns Havn, som har været påvirket af miljøfremmede stoffer igennem mange årtier, hvorfor havbundssedimentet derfor her forventes generelt at være forurenet. Dette ses også af sedimentprøverne, som er taget i forbindelse med nærværende projekt, hvor der er fundet overskridelser for ca. 38 % af de målte stoffer som har fastsatte grænseværdier (både lovpligtige og ikke-lovpligtige) - det er dog generelt ved delområde E at langt de fleste og største overskridelser er fundet (se Tabel 5). For område A, B, C og D er der for tungmetallerne kun fundet overskridelser af det ikke-lovpligtige SK-kriterie for arsen og der er for de fire områder fundet overskridelser af både lovpligtige og ikke lovpligtige grænseværdier for i alt 3-9 MFS. Af de lovpligtige grænseværdier er der primært fundet overskridelser af anthracen i alle delområderne, mens det for de ikke-lovpligtige primært er crysen og arsen som er overskredet i alle delområderne.

De højeste koncentrationer af miljøfarlige stoffer findes generelt i de øverste lag i marint sediment (Marine Habitat Committee, ICES, 2001; Armiento et al., 2022). Et studie fra Holland har vist at koncentrationerne af forskellige MFS i en sandbund i kystzonen var meget konstant i det aktive sandlag, som kontinuerligt blev opblandet gennem naturlige processer, og at de underliggende sedimentlag indeholdt baggrundskoncentrationer (Marine Habitat Committee, ICES, 2001). Studiet viste desuden at koncentrationerne af MFS faldt gradvist med sedimentdybden i en ikke-opblandet mudderbund (Marine Habitat Committee, ICES, 2001).

Samme tendens blev observeret i en tidligere undersøgelse foretaget af Orbicon (nu WSP) ifm. miljøundersøgelserne til Nord Stream 2 – Northern Route i farvandet syd og vest for Bornholm (Nord Stream 2, 2018). Her blev koncentrationen af MFS målt i 0-3 m dybde i sedimentet, og de højeste koncentrationer og langt de fleste overskridelser af MFS blev fundet i den øverste del af sedimentet, hvorimod koncentrationen i de underliggende lag enten faldt med tiltagende dybde i sedimentet, udviste baggrundskoncentrationer eller var under detektionsgrænsen. Denne tendens gjaldt for alle testede MFS (PAH-forbindelser, PCB-kongenere, chlordan, TNC, HCB, HCH, DDT, DDE, DDD og organotin-forbindelser fx TBT), bortset fra tungmetaller, hvor tendensen ikke var klar (Nord Stream 2, 2018). At koncentrationen af tungmetaller også generelt er højest i de øvre sedimentlag, er dog fundet i flere videnskabelige studier (Marine Habitat Committee, ICES, 2001; Armiento et al., 2022)

Årsagen til den manglende målopfyldelse for nationalt specifikke stoffer i vandområdet, er for høje koncentrationer af methylnaphthalener og årsagen til manglende målopfyldelse for kemisk tilstand er for høje koncentrationer af anthracen og nonylphenoler, når der tages udgangspunkt i matricen sediment.

Generelt har de fleste MFS – i særdeleshed tungmetallerne – lav opløselighed i vand, hvorfor stofferne adsorberer stærkt til og akkumulerer i sedimenter med højt organisk indhold (Soares et al., 2008; Miljøstyrelsen, 2020; Government of Canada, 2023). De fleste PAH vil med høj sandsynlighed også akkumulere i sediment, da deres fordelingskoefficient ($\log(K_{ow})$) generelt er >3 (Patel et al., 2020; Miljøstyrelsen, 2023d), hvilket betyder at de mest sandsynligt vil adsorbere til organisk materiale i sedimentet, fordi de har lav affinitet for vand og således er hydrofobe. Det samme gør sig gældende for nonylphenol, som også er et stærkt hydrofobisk stof (Soares et al., 2008; Miljøstyrelsen, 2020; Government of Canada, 2023). De fleste methylnaphthalener har en $\log(K_{ow})$ på lige over 3 og har dermed stadig en relativt lav affinitet for vand (PubChem, 2023).

Ved gravning og ophvirvling af sedimentet i projektområdet i forbindelse med gravearbejdet, vil forekommende MFS, herunder også MFS som bidrager til ikke-god kemisk og økologisk tilstand, derfor primært sedimentere ud igen, mens de kun i mindre grad forventes at opløses i vandsøjlen og vil, jf. ovenstående, formentligt allerede indgå i baggrundskoncentrationen i vandsøjlen og den samlede belastningen af vandområdet omkring ansøgningsområdet. Dermed vil gravearbejdet ikke medføre en mertilførsel af MFS i området, men en mindre del kan blive omfordelt.

Naturlige forstyrrelser af havbunden såsom bølge- og strømpåvirkning, storme og bioturbation er med til kontinuerligt at opblande de øvre, mobile sedimentlag, og MFS-koncentrationen i det aktive lag afspejler derved formodentligt koncentrationen i den overliggende vandsøjle (Marine Habitat Committee, ICES, 2001). Derfor forventes MFS-koncentrationen i de øvre, mobile sandlag i ansøgningsområdet, allerede at indgå i den aktive MFS-pulje i vandsøjlen og dermed baggrundskoncentrationen i vandsøjlen. Sedimentet under det aktive lag indeholder jf. ovenstående formodentligt lavere koncentrationer end i det aktive lag (baggrundskoncentrationer eller under detektionsgrænsen). Dermed vurderes det, at gravning i sandbunden i ansøgningsområdet, ikke ændrer eller øger koncentrationen eller biotilgængeligheden af MFS i hverken sedimentet eller den overliggende vandsøjle. Sedimentspild fra gravearbejdet vurderes dermed at udgøre en ubetydelig lille andel af den samlede resuspension af sediment i Øresund og vil ligge inden for den naturlige variation af

frigivelse og gensedimentation af sediment og adsorberede MFS i projektområdet og i vandområdet.

På den baggrund vurderes det samlet, at suspenderet sediment som følge af projektet ikke vil påvirke den kemiske tilstand for vandområdet Nordlige Øresund eller at hindre målopfyldelsen om god kemisk tilstand for vandområdet. Desuden vurderes kvalitetselementet nationalt specifikke stoffer ikke at blive påvirket, og gravning står ikke til hinder for opfyldelse af god økologisk tilstand for vandområdet.

KYSTUNDERBORINGER

I forbindelse med kystunderboringerne, vil der ske udstrømning af boremudder til havmiljøet når boringen trænger igennem havbunden. Der kan også potentielt forekomme blow-outs umiddelbart før underboringen trænger gennem havbunden. Herunder vurderes den potentielle påvirkning af spredning af boremudder på vandområdets kemiske tilstand samt kvalitetselementet nationalt specifikke stoffer inden for vandområde Nordlige Øresund.

Boremudder er den sedimentfyldte væskeblanding, som fremkommer, når borevæsken blandes med det udborede materiale, der fragtes ud af underboringen og består primært af vand og ler, og indeholder ikke organisk materiale. For at sikre at udstrømning af boremudder bliver lokalt ved udmundingspunktet vil der blive opsat siltgardiner og trykket vil blive overvåget for at minimere udstrømningen af boremudder til havbunden.

DHI har i forbindelse med projektet udarbejdet en risikovurdering af de borevæskeprodukter, der benyttes i forbindelse med underboringerne (DHI, 2023). I den forbindelse har DHI lavet en farlighedsvurdering af alle oplyste stoffer, ved brug af PriorGW-princippet og en ABC-vurdering. Stoffer med en I eller A/B score i farlighedsvurdering blev prioriteret og efterfølgende risikovurderet sammen med tungmetaller. Der blev i DHI's farlighedsanalyser (PriorGW og ABC-vurdering) fundet 1 prioriteret stof, som der ikke findes et miljøkvalitetskrav for (DHI, 2023).

Da udstrømningen af er kortvarig karakter, er det vurderet at denne type udstrømning kan vurderes i forhold til vejledningen for korttidsudledninger, da der på nuværende tidspunkt ikke findes nogen vejledning for anlægsprojekter på havet. Udstrømningen vil højst vare 24 timer og DHI fandt i deres analyser af tungmetaller og det prioriterede stof i borevæskerne, at hverken tungmetaller eller det prioriterede stof, overskrider maksimumkvalitetskrav fastsat i BEK nr. 796 af 13/06/2023 og/eller PNEC-værdier (Predicted no-effect concentration) for marint vand (DHI, 2023).

På baggrund af den kortvarige udstrømning af boremudder (max 24 timer), og at stofkoncentrationerne i det udstrømmende borevæske er mindre end maksimumkvalitetskrav samt PNEC-værdier, vurderes kystunderboring ikke at forringe den kemiske tilstand for vandområde Nordlige Øresund eller at hindre målopfyldelsen om god kemisk tilstand for vandområdet. Desuden vurderes kvalitetselementet nationalt specifikke stoffer ikke at blive påvirket, og kystunderboring står ikke til hinder for opfyldelse af god økologisk tilstand for vandområdet.

7.4.2 DRIFTSFASEN

I driftsfasen forventes der at være ingen påvirkning af vandområde Nordlige Øresund fra miljøfarlige stoffer, da søkablerne er stationære. Kun ved eventuel reparation af kablerne, kan der forekomme sedimentspild og dermed potentiel resuspension, hvis kablet graves frit og nedgraves igen. Risikoen for kabelfejl og reparation er meget lille og det potentielle sedimentspild og resuspension ved en reparation forventes at være ubetydelig, idet påvirkningen i givet fald vil være meget kortvarig og sedimentspildet meget begrænset.

8 SAMLET VURDERING

Det vurderes samlet, at projektet ikke vil forringe tilstanden for de biologiske kvalitetselementer eller kemiske parametre eller være til hinder for målopfyldelsen i vandområdet om god økologisk og kemisk tilstand, hverken under anlæg eller drift af projektet.

9 REFERENCER

- Alcoverro et al. (1999). Alcoverro, T.; Zimmerman, R. C.; Kohrs, D. G.; Alberte, R. S.: Resource allocation and sucrose mobilization in light-limited eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 121–131.
- Armiento et al. (2022). Giovanna Armiento, Mattia Barsanti, Raffaella Caprioli, Salvatore Chiavarini, Fabio Conte...: Heavy metal background levels and pollution temporal trend assessment within the marine sediments facing a brownfield area (Gulf of Pozzuoli, Southern Italy). *Environmental Monitoring and Assessment volume 194, Article number: 814*.
- AWATEA. (2008). *Environmental Impacts of Marine Energy Converters*. . Prepared by AWATEA (Aotearoa Wave and Tidal Energy Association). 55 pp.
- BFS. (2005). *Grundsätze zu den Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit elektromagnetischen Feldern und thermischen Auswirkungen der Kabelanbindung von Offshore-Windenergieparks an das Verbundstromnetz*. Bundesamt für Strahlenschutz.
- Biber et al. (2009). Biber, Patrick D. ; Kenworthy, W. Judson ; Paerl, Hans W.: Experimental analysis of the response and recovery of *Zostera marina* (L.) and *Halodule wrightii* (Ascher.) to repeated light-limitation stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 110-117.
- Borum, J. (1983). The quantitative role of macrophytes, epiphytes, and phytoplankton under different nutrient conditions in Roskilde Fjord, Denmark. *Proceedings of the International Symposium on Aquatic Macrophytes*, 35-40.
- By- og Landskabsstyrelsen. (2008). Vejledning fra By- og Landskabsstyrelsen. Dumpning af optaget havbundsmateriale - klapning. Udkast. <https://nst.dk/media/nst/Attachments/Klapvejledning.pdf>. By- og Landskabsstyrelsen.
- Cabaço et al. (2008). Cabaço, Susana; Santos, Rui; Duarte, Carlos M.: The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 354-366.
- Chartrand et al. (2016). Chartrand, Kathryn M.; Bryant, Catherine V.; Carter, Alex B.; Ralph, Peter J. ; Rasheed, Michael A.: Light Thresholds to Prevent Dredging Impacts on the Great Barrier Reef Seagrass, *Zostera muelleri* ssp. *capricorni*. *Frontiers in Marine Science*.
- COWI. (2015). *Vesterhav Syd Offshore Wind Farm. Sediments, Water Quality and Hydrography*. Energinet.
- Devlin, M., Barry, J., Mills, D., Gowen, R., Foden, J., Sivyer, D., & Tett, P. (2008). Relationships between suspended particulate material, light attenuation and Secchi depth in UK marine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 429-439.
- DHI. (2022). *Lynetteholm miljøundersøgelser*.
- DHI. (2023). *Risikovurdering af borevæskeprodukter til kystunderboringer i kabelprojekt KBH05*. Energinet Eltransmission A/S.
- Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 363–377.
- Elbranchens Magnetfeltudvalg. (2023). Om magnetfelter. *Findes her: https://energinet.dk/media/abyp41yo/om_magnetfelter_2023.pdf*. Energinet.
- Essink. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5:69-80.
- EU. (2020). Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. Europa-parlamentet og rådet for den europæiske union. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- Femern Sund og Bælt. (2013). *Sandindvinding på Kriegers Flak - råstokkortlægning og VVM, Kapitel 24. VVM-redegørelse for den faste forbindelse over Femern Bælt (kyst til kyst)* .
- Fisher, C., & Slater, M. (2010). *Effects of electromagnetic fields on marine species: A literature review*. *Findes her: https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Effects_of_Electromagnetic_Fields_on_Marine_Species.pdf*. On behalf of Oregon Wave Energy Trust.
- Government of Canada. (2023). *Fact sheet: 2-methylnaphthalene*. Retrieved from <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/Contfs.aspx?ID=28&lang=eng>.
- Granger et al. (1979). Granger, Daniel; Brunel, Pierre; Messier, Danielle: Cycle de développement de *Leucon nasica* (Crustacea, Cumacea) dans la nappe glaciale circalittorale de la baie des Chaleurs, golfe du Saint-Laurent, en 1968 et 1969. *Canadian Journal of Zoology*.

- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2023). *Marine områder 2021*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©.
- HELCOM. (2017). *The integrated assessment of hazardous substances – supplementary report to the first version of the 'State of the Baltic Sea' report*.
- HELCOM. (2018). *State of the Baltic - Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. ISSN 0357-2994. Findes her: www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials/*.
- Jensen. (1988). Jensen, J. N.: Recruitment, growth and mortality of juvenile *Corbula gibba* and *Abra alba* in the Limfjord, Denmark. *Kieler Meeresforschungen (Sonderheft)*, 357-365.
- Jensen, A., & Lyngby, J. E. (1999). Environmental Management and Monitoring at the Øresund Fixed Link. *Terra et Aqua*.
- Køie & Kristiansen. (2014). Havets dyr og planter. *Gyldendahl, København 2014*.
- Lange, T., Oncken, N. S., Svane, N., Steinfurth, R. C., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2022). Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 97–109.
- Lisbjerg et al. (2002). *Lisbjerg, D.; Petersen, K. J.; Dahl, K.: Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna*. DMU.
- Marine Habitat Committee, ICES. (2001). *Report Of The Working Group On Marine Sediments In Relation To Pollution*. Lisboa: ICES, Ref.: ACME.
- McLaughlin et al. (2013). McLaughlin, Janelle ; Bourque, Daniel ; LeBlanc, Angeline R. ; Fortin: Effect of suspended inorganic matter on fertilization success, embryonic development, larval settlement, and juvenile survival of the vase tunicate *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767). *Aquatic Invasions*, 375–388.
- MiljøGIS. (2023). MiljøGIS for Vandområdeplaner 2021-2027. <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøministeriet. (2023). Vandområdeplanerne 2021-2027. <https://mim.dk/media/235166/vandomraadeplanerne-2021-2027-5-7-2023.pdf>. Miljøministeriet, Departementet.
- Miljøportalen. (2023, november 14). *Miljøpotalen*. Retrieved from Miljøportalen, miljødata: <https://miljoedata.miljoportal.dk/>
- Miljøstyrelsen. (2019). Basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/12/978-87-7038-143-7.pdf>. Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen. (2020). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet - Datablad over 4-tert-nonylphenol. Findes her: .
- Miljøstyrelsen. (2023a). *BEK nr 796 af 13/06/2023: Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand*. Retrieved from <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2023/796>.
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet, liste med alle datablade*. Retrieved from <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/miljoekvalitetskriterier/>.
- Miljøstyrelsen. (2023c). *Øresund*. Retrieved from <https://mst.dk/erhverv/rig-natur/naturen-i-danmark/novana-overvaagning-af-natur-og-vandmiljoe/guider-til-danske-vandomraader/marin/oresund>.
- Miljøstyrelsen. (2023d). *Miljøfremmede og forurenende stoffer FAQ*. Retrieved from <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljofremmede-og-forurenende-stoffer>.
- Munkes et al. (2015). Munkes, Britta; Schubert, Philipp R.; Karez, Rolf; Reusch, Thorsten B. H.: Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Pollution Bulletin*, 144-153.
- NIRAS. (2015). *Vurdering af behovet for kemiske analyser, Kystnære havmøller; Vesterhav Nord, Vesterhav Syd og Bornholm*. Internt notat, Dokument nr. 129984731, version 1.
- Nord Stream 2. (2018). *Environmental Baseline Survey in the Danish EEZ, Northern Route - Seabed sediments report for the Danish EEZ in 2017, Appendix F*. WSP for Rambøll.
- Nyberg et al. (2013). Elisabeth Nyberg, Martin M. Larsen, Anders Bignert, Elin Boalt, Sara Danielson and the CORESET expert group for hazardous substances indicators. HELCOM Core Indicator Report. Online. <http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/HELCOM-CoreIndicator-Metals.pdf>.
- Orbicon. (2008). *Vegetationsundersøgelse Københavns Havn 2008*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon. (2012). *Vegetationsanalyse Københavns Havn 2012*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon. (2018). *Marine blomsterplanter i Københavns Kommunes marine områder*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Orbicon. (2019). *Geofysisk kortlægning af havbunden i området for Lynetteholmen*. By & Havn.

- OSPAR. (2008). *Background Document on potential problems associated with power cables other than those for oil and gas activities*. OSPAR.
- OSPAR. (2009). Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010 (OSPAR publication number 2009/461). https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/09-02e_Agreement_CEMP_Assessment_Criteria.pdf.
- Ostenfeld, C. H. (1908). *On the ecology and distribution of the grasswreck (Zostera marina) in Danish waters*. Report of the Danish Biological Station, Copenhagen, Denmark.
- Patel et al. (2020). Patel, AB, Shaikh, S, Jain, KR, Desai, C og Madamwar, D.: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Sources, Toxicity, and Remediation Approaches. *Front Microbiol*, 11. doi:10.3389/fmicb.2020.562813
- Persson, L.-E. (1989). The life-cycle and productivity of *diastylis rathkei* (cumacea: crustacea) at three nearshore localities in the Hanö Bight, Southern Baltic. *Sarsia*, 137-144.
- PubChem. (2023, November). *National Library of Medicine - Notional Center for Biotechnology Information*. Retrieved from <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>.
- Soares et al. (2008). Soares, A.; Guieysse, B.; Jefferson, B.; Cartmell, E.; Lester, J., N.: *Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters*. Environment International, Volume 34, Issue 7, Pp. 1033-1049. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>.
- Strand, J., & Larsen, M. (2013). *Opstilling af vurderingskriterier for miljøfarlige stoffer i vandmiljøet. Notat fra DCE*. Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Vandplandata. (2023). *Vandplandata - kystvande. Miljøstyrelsen*. Retrieved from <https://vandplandata.dk/vp3hoering2021/vandomraade>.
- Vercaemer et al. (2021). Vercaemer, Bénédikte M. ; Scarrow, Margaret A. ; Roethlisberger, Betty ; Krumhansl, Kira A. ; Wong, Melisa C.: Reproductive ecology of *Zostera marina* L. (eelgrass) across varying environmental conditions. *Aquatic Botany*.
- WSP. (2023a). *ENDK - KBH05 – Baseline notat i forbindelse med offshore miljøundersøgelser*. Energinet Eltransmission A/S.
- WSP. (2023b). *Marine blomsterplanter i Københavns Kommunes marine områder*. Teknik- og Miljøforvaltningen, Københavns Kommune.
- Young & Eckelbarger. (1994). Young Craig M, Eckelbarger Kevin J. Reproduction, Larval Biology, and Recruitment of the Deep-Sea Benthos. *Columbia University Press*. pp. 179–194. ISBN 0231080042.