



NOTAT

BILAG 21

Boremudders betydning for målopfyldelsen i hh. til Vandrammedirektivet ved kystunderboringer.

Indhold

1. Indledning og rammesætning	3
1.1 Lovramme	4
1.2 Tekniske beskrivelse ifm. kystunderboringer	4
1.2.1 De sydlige ilandføringer	4
2. Vurderingsgrundlag og tilstandsbeskrivelse	8
2.1 Vurderingsgrundlag	8
2.2 Vurdering af påvirkningsområdet	8
2.3 Kystvandområde Grønsund (ID 45)	10
2.3.1 Økologisk tilstand	11
2.3.2 EU-prioriterede stoffer - Kemisk tilstand.....	11
2.3.3 I forvejen forekommende koncentrationer Grønsund (vandområde ID 45).....	11
3. Boremudders påvirkning på vandområde Grønsund (ID 45) ...	16
3.1 Anvendte parametre til vurderingen	16
3.2 Vurdering af påvirkning fra boremudder tilførsel.....	17
3.2.1 Specifikke indholdsstoffer	21
3.2.2 Metaller	23
3.2.3 Samlet vurdering af påvirkning fra brug af borevæskeprodukter	26
3.3 Utilsigtet hændelse – utilsigtet lækage af boremudder	27
3.4 Næringsstoffer - boremudder	27
3.5 Ændringer i aftrykket på havbunden	28
3.6 Samlet vurdering af påvirkning fra kystunderboringerne.....	28
4. Referencer	30

1. Indledning og rammesætning

Oprindeligt planlagde projektet, at krydsningen af kystzonerne i Storstrømmen skulle ske ved gennemgravning.

De indledende marinarkæologiske forundersøgelser ved det sydlige landfall viste dog en høj tæthed af fortidsminder. For at begrænse påvirkningen af disse og minimere risikoen for projektforsinkelser som følge af omfattende udgravninger, er anlægsmetoden ved ilandføringspunktet på Falstersiden ændret.

Anlægsmetoden for de to kabelsystemer ændres derfor fra åben gravet rende til to styrede underboringer på hhv. 450 og 550 meters længde. Dette reducerer behovet for marinarkæologiske udgravninger i det område, som underboringerne krydser, da forundersøgelserne viste, at den største koncentration af fortidsminder findes på netop de inderste 450-550 meter af linjeføringen.

Kystunderboringer har, i modsætning til f.eks. vandløbsunderboringer, en udgangsgrube i selve havmiljøet. En udledning af boremudder til havmiljøet er derfor uundgåelig. Da der er tale om en tidsbegrænset anlægsaktivitet, hvor tilførslen af boremudder ophører øjeblikkeligt ved boringens færdiggørelse (under 24 timer pr. boring jf. data i afsnit 3.2.3), kategoriseres udledningen som en korttidsudledning.

Det bemærkes i den forbindelse, at alle modelresultater i dette notat, som vedrører overskridelser af MKK og koncentrationsstigninger, er foretaget med en midlingstid. Sammenligningen med MKK er foretaget med henblik på at sikre beskyttelse af biota. Anvendelsen af midlingstid tydeliggør, at påvirkningen fra boremudderudledningen er meget midlertidig, hvilket også forklarer, hvorfor de øjeblikkelige maksimumkoncentrationer kan fremstå højere end de beregnede MKK-overskridelser og koncentrationsstigninger.

I overensstemmelse med Miljøstyrelsens administrative praksis ansøges § 27-tilladelsen som en korttidsudledning. Dette indebærer, at der jf. vejledningen inden for den tildelte blandingszone kan gives tilladelse til en midlertidig overskridelse af maksimumkoncentrationerne (KVKK), forudsat at udledningen ikke hindrer målopfyldelse i vandområdet som helhed.

Nærværende notat samler alle nødvendige informationer til brug for ansøgningen om udledningstilladelse efter Miljøbeskyttelseslovens § 27, stk. 3. Vurderingen følger de administrative retningslinjer i *BEK nr. 1625 af 19/12/2017 (Miljøkvalitetskravsbekendtgørelsen)* samt de dertilhørende operationelle fortolkninger i Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 om udpegning af blandingszoner.

Den maksimale størrelse af blandingszonen afhænger af vandområdetypen, som defineret i BEK nr. 1022 af 23/06/2023 (Bekendtgørelse om miljømål). Da den endelige ansøgning først foreligger efter udpegning af en entreprenør (hvor de specifikke borevæskeprodukter fastlægges), skal projektets miljøkonsekvensrapport inkludere de indledende vurderinger, der skal ligge til grund for den senere tilladelse. Dette notat udgør bilag 21 til projektets miljøkonsekvensrapport og danner derfor det nødvendigt grundlag.

Formålet med notatet er at vurdere, om udledningen medfører en tilstandsforringelse eller hindrer målopfyldelse jf. indsatsbekendtgørelsen. For at respektere producenternes fortrolighed anvendes DHI's risikovurdering af borevæskeprodukter fra 2025 (bilag 20 til MKV). Notatet gennemgår lovrammen, de anlægstekniske rammer og de eksisterende forhold i kystvandet Grønsund (ID 45), hvorefter påvirkningen fra boremudderet beregnes og vurderes. Vurderingerne fokuserer på det målsatte vandområde (ID 45), men er ligeledes gældende for ikke-målsatte recipienter.

1.1 Lovramme

De kystnære farvande, søer og vandløb er inddelt i vandområder, og Miljøministeriet har udarbejdet vandområdeplaner for disse områder (Miljøministeriet, 2023b). Vandområdeplanerne udgør en samlet plan for at forbedre det danske vandmiljø, og de skal sikre renere vand i Danmarks kystvande, søer, vandløb og grundvand i overensstemmelse med EU's vandrammedirektiv¹. Direktivet fastsætter en række miljømål og opstiller overordnede rammer for den administrative struktur, planlægning, overvågning og gennemførelse af tiltag.

I dansk lovgivning er dette implementeret gennem Miljømålsloven og Lov om vandplanlægning, som danner grundlag for vandområdeplanerne. Loven beskriver de tiltag, som skal iværksættes for at opnå god miljøtilstand. For overfladevand er denne tilstand opnået, når både den økologiske og den kemiske tilstand er god. Tredje generation af vandområdeplanerne blev vedtaget og offentliggjort den 15. juni 2023. Efter et politisk genbesøg trådte opdaterede vandområdeplaner og tilhørende bekendtgørelser i kraft den 18. december 2025.

Nærværende miljøvurdering undersøger påvirkningen fra spredning af sediment og MFS (miljøfarlige stoffer) i boremudderet fra kystunderboringerne samt disses potentielle hindring af målopfyldelse. Den generelle påvirkning fra kystunderboringerne på de økologiske kvalitetselementer er adresseret i projektets samlede miljøkonsekvensvurdering (MKV).

1.2 Tekniske beskrivelse ifm. kystunderboringer

Projektets kabelforbindelser, som beskrevet i kapitel 3 til projektets miljøkonsekvensvurdering, skal krydse Storstrømmen og landkablerne skal derfor kobles sammen med de to søkabler og krydse kystzonen hhv. nord for og syd for Storstrømmen. I det efterfølgende beskrives kort anlægsmetodikken for de sydlige ilandføringer på Falstersiden. Det er her anlægsmetoden ændres fra gennemgravning til styrede underboringer.

1.2.1 De sydlige ilandføringer

Ved de sydlige ilandføringer, altså overgangen mellem hav og land ved Orehoved, udføres krydsningen af kystzonen som to styrede underboringer.

Oprindeligt var det planlagt at etablere en åben, forgravet rende på Falstersiden af Storstrømmen. Da forundersøgelserne imidlertid har vist en stor forekomst af marinarkæologiske

¹ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

fortidsminder i det kystnære område, er anlægsmetoden ændret til styrede underboringer. Denne metode er mere skånsom, da den reducerer både behovet for arkæologiske udgravninger og den direkte påvirkning af fortidsminderne.

Området med fundpotentiale strækker sig ca. 1.300 meter ud fra kysten, og underboringerne minimerer påvirkningen på den inderste, mest sårbare del. For de resterende 800-900 meter af det kystnære område planlægges det som udgangspunkt at etablere en åben rende til søkablerne. I det sene forår 2026 udføres supplerende marinarkæologiske forundersøgelser i dette område for at tilvejebringe detaljeret viden om tætheden af fortidsminder. Hvis disse undersøgelser dokumenterer en høj koncentration af fund, vil anlægsproceduren blive tilpasset yderligere. For at reducere påvirkningen kan søkablerne på de resterende 900 meter i stedet udlægges direkte på havbunden og efterfølgende spules ned. En sådan ændring vil reducere påvirkningsbredden markant fra ca. 18 meter til ca. 2 meter, hvilket mindsker behovet for arkæologiske undersøgelser og reducerer den fysiske påvirkning af ålegræs. Nedspuling af kablerne er inkluderet i projektets miljøkonsekvensvurdering (MKV) og den tilhørende sedimentspildsmodellering (bilag 3).

Søkablet er en bundtet konfiguration, hvilket betyder, at der alene skal udføres én underboring per kabelsystem. Hvert bundtet søkabel vil have en diameter på 270 mm, men underboringerne udføres med en diameter på 630 mm for at reducere friktion i underboringsrøret og muliggør indtrækningen. Boringerne reames (udvides) gradvist, indtil den ønskede diameter er opnået.

Hver underboring kræver et arbejdsareal i havbunden på ca. 30x30 meter. Dette areal anvendes til selve udgangsgruben samt midlertidig placering af opgravet havbundsmateriale og tilbageholder en stor del af boremudderet (en blanding af udboret materiale og borevæskeprodukter).

Udgangsgruberne får dimensionerne 15 meters bredde, 30 meters længde og en dybde på ca. 2,7 meter, hvilket sikrer, at søkablet kan føres korrekt ind i boringens foringsrør. For hver udgangsgrube opgraves ca. 1.215 m³ materiale, som sideforskydes og efterfølgende anvendes til reetablering af gruberne, når arbejdet er afsluttet.

1.2.1.1 Tilførsel af Boremudder

Tilførsel af boremudder til havmiljøet sker ved kystunderboringerne, når borehovedet gennembrøder havbunden i de etablerede boregruber. Ved gennembruddet frigives boremudder til boregruben indtil trykket i underboringen er udlignet med trykket i vandsøjlen, hvorefter tilførslen af boremudder ophører. Der forventes ligeledes en mindre frigivelse under reaming-processen (udvidelsen af borehullet).

For hver underboring strækker borearbejdet sig over cirka en uge og omfatter:

- Styret underboring fra land til boregruben i havbunden.
- Reaming-proces (udvidelse af borehullet).
- Indtrækning af foringsrør gennem boringerne.
- Tildækning af boregruber og reetablering af havbund.

Boremudders sammensætning

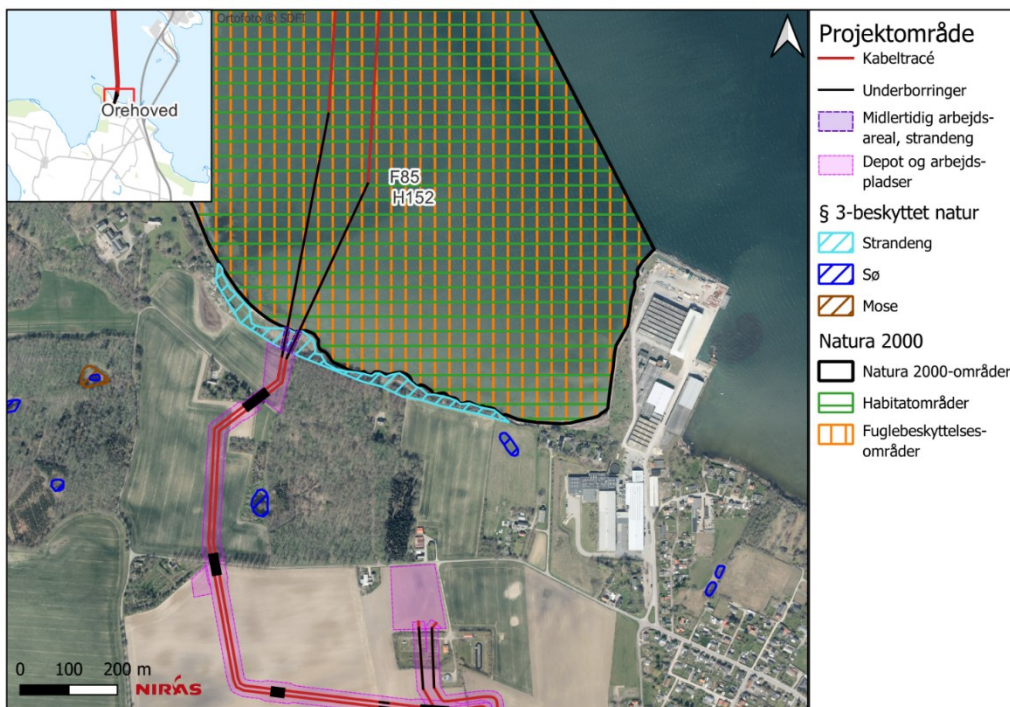
Boremuddret består af 50 % borevæske og 50 % udboret jord. Borevæsken baseres på et bentonitprodukt, og afhængigt af jordbundens beskaffenhed kan der tilsættes mindre mængder specifikke additiver for at optimere væskens egenskaber. En typisk borevæske består af 97 % vand, 3 % bentonit og under 1 % additiver.

Borevæsken pumpes ind til borehovedet under udførelsen af selve boringen, hvor den blandes med den udborede jord. Denne blanding danner en masse med en viskositet som mudder, og heraf betegnelsen boremudder.

Spredning og aflejring

Ved underboringens afslutning vil en væsentlig del af boremuddret forblive inden for det udgravede areal i hver udgangsgrube. Dette begrænser mængden af mudder, der spredes til den omkringliggende havbund. Den del, der bliver i gruben, tildækkes efterfølgende ved tilbagefyldning af det midlertidigt opgravede havbundsmateriale.

Kun de lettere komponenter af boremuddret forventes at kunne spredes uden for selve grubearealet. Disse vil blive ført væk af de naturlige strømforhold i løbet af kort tid (typisk få timer og op til et døgn).



Figur 1-1. Oversigtskort over projektændringen med kystunderboring af de to sydlige ilandføringer i forbindelse med krydsningen af Storstrømmen.

De to underboringer af kystzonen får længder på hhv. 450 og 550 meter. Det forventede

forbrug af boremudder er beregnet til op mod 200 m³ pr. underboring, hvilket giver en samlet mængde på 400 m³ (se Figur 1-1 og Tabel 1-1).

Den estimerede mængde tilført boremudder er baseret på worst-case-erfaringer fra tilsvarende underboringer og repræsenterer den absolut maksimale mængde, der kan tilføres udgangsgruben. Da det præcise forbrug af borevæske først kendes efter valget af entreprenør, er mængden angivet som et konservativt skøn. Den endelige underboringsmetodik kan således medføre et væsentligt lavere forbrug af borevæske og dermed en reduceret tilførsel af boremudder til havmiljøet.

Tabel 1-1. Tabel over underboringsdiameter, underboringslængde og maksimal mængde af tilført boremudder

Lokali- tet	Underboringsdiameter (mm)	Underboringslængde (m)	Boremudder mængde (m ³)
vest	630	550	200
øst	630	450	200

2. Vurderingsgrundlag og tilstandsbeskrivelse

Den primære påvirkning og potentielle hindring af målopfyldelse fra tilførsel af boremudder vil være i form af frigivelse af potentielle kemiske stoffer, der kan have økotoksikologiske effekter. Tilførslen vil samtidig kun ske en enkelt gang for hver underboring og vil vare inden for den uge, som det samlede borearbejde for hver af de to underboringer vil strække sig over. Ved utilsigtet lækage af boremudder ved underboringer kan der ske en kortvarig og begrænset tilførsel af boremudder til havmiljøet. De to styrede underboringer af de sydlige ilandføringer ligger begge i vandområde Grønsund (ID 45). I fugleflugt er der mod vest ca. 1.200 meter til overgangen til vandområdet Smålandsfarvandet, åbne del (206).

2.1 Vurderingsgrundlag

For at kunne udføre den konkrete vurdering og samtidig respektere producenternes fortrolighed omkring produktspecifikationer, anvendes risikovurderingen DHI, 2025. Denne rapport vurderer miljøfarligheden af en lang række borevæskeprodukter, som Energinets entreprenører erfaringsmæssigt anvender.

Miljøvurderingen af produkterne tager udgangspunkt i gældende miljøkvalitetskrav for vand, sediment og biota (herunder maksimumkoncentrationer og generelle kvalitetskrav). Vurderingen baseres på værdierne i BEK nr. 1668 af 08/12/2025, Miljøstyrelsens offentliggjorte kvalitetskriterier samt PNEC-værdier (Predicted No-Effect Concentration) for stoffer, der er vurderet miljøfarlige i DHI 2025.

Da den præcise sammensætning af indholdsstoffer i borevæskeprodukter er en forretningshemmelighed, kendes de specifikke indholdsstoffer og koncentrationer kun af DHI, Miljøstyrelsen samt Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV). Der er derfor udarbejdet en fortrolig version af risikovurderingen (DHI, 2025) samt et detaljeret Excel-ark med de faktiske stof- og koncentrationsangivelser, som udelukkende er tilgængeligt for de relevante myndigheder. Energinet har kun adgang til den censurerede version af risikovurderingen, hvor det alene er muligt at aflæse den mest kritiske fortyndingsafstand for produkternes indholdsstoffer.

DHI har beregnet koncentrationerne af stoffer i borevæsken efter opblanding med den ud-borede jord (boremudder). Alle beregninger afhænger af den konkrete mængde boremudder. Det forudsættes i vurderingen, at de specifikke indholdsstoffer (udover metaller og sporstoffer) ikke forefindes i vandfasen eller sedimentet i forvejen (se evt. bilag C i DHI 2025).

2.2 Vurdering af påvirkningsområdet

Sedimentspildsmodelleringen (bilag 3) til nærværende projekts miljøkonsekvensvurdering forholder sig til den arealmæssige spredning af sediment fra anlægsarbejdet og ikke direkte til afstande. Den maksimale spredningsafstand af sedimentet i den kystnære del omkring udgangsgruberne for kystunderboringerne kan ses af sedimentspildsmodelleringens figur 6.4 og 6.5. Sedimentspildsmodelleringen er baseret på worst-case betragtninger og der er derfor en reel sandsynlighed for at påvirkningen in-situ er betydeligt mindre.

Disse to figurer forholder sig til resuspension af sediment fra anlægsarbejdet som ligger over

baggrundskoncentrationen for den naturlige resuspension af sediment. Den naturlige resuspension af sediment for Storstrømmen ligger på ca. 2 mg/L og kystnært på 5 mg/L). I figurerne 6.4 og 6.5 i sedimentspildsmodelleringen (Bilag 3 till MKV) er resuspensionen af sediment inddelt i tre sektioner; en gennemsnitlig spredning over alle vanddybder, en spredning af sediment på dybere vand (hvor en suspension af sediment forventes kun at ske til de nederste to meter af vandsøjlen) og en suspension og spredning af sediment i de øverste to meter af vandsøjlen – altså det kystnære lave vand. Det er derfor den sidstnævnte der er relevant for spredning af boremudder fra kystunderboringerne. 5 mg/L betragtes fremadrettet som den relevante cut-off koncentration, da dette er på niveau med den naturlige resuspension kystnært.

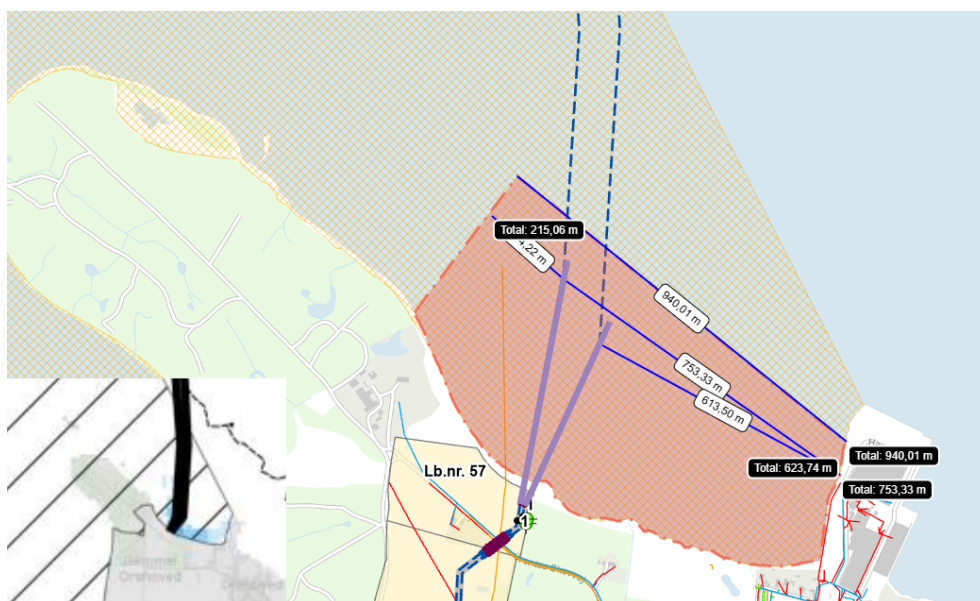
Figur 6.6 i sedimentspredningsmodelleringen (Bilag 3 till MKV) viser de simulerede strømforhold i hele Storstrømmen. Her ses det, at den kraftigste strøm findes i den dybere mere centrale del af Storstrømmen, ligesom det ses, af de lavvandede dele heraf, herunder området omkring udgangsgruberne for kystunderboringerne har meget lave strømhastigheder (under 0,1 m/s). Det ses desuden af figuren, at strømforholdene i området omkring udgangsgruberne for kystunderboringerne har en cirkulær effekt hvor den vestgående strøm bøjer af og drejer rundt mod øst. Området ligger derfor i et område der pga. den østlige mole og Orehoved halvøens fremspring ligger i relativt strømlæ, hvorfor en transport af sedimentfaner over lange afstande synes usandsynlig.

Dette harmonerer ganske fint med karakteren af suspensionen af sediment omkring udgangsgruberne for kystunderboringerne som er vist i figur 6.4 og 6.5 i sedimentspildsmodelleringen (Bilag 3 till MKV). Det blå skraverede område på figur 6.4 og 6.5 viser spredningen der er større end den naturlige baggrundskoncentration. Spredningen af sediment er relevant her, da boremudderen forventes at vil spredes på lignende måde som det ophvirvlede sedimentet fra gravearbejdet med anlæg af kabelrende.

Sedimentspildsmodelleringens figur 6.4 og 6.5 viser en ret afgrænset spredning med en betydeligt større transport af sediment mod øst end mod vest. Baseret på figur 6.4 og 6.5 (Bilag 3 til MKV) er spredningsafstandene på hver side af de to kystunderboringer estimeret til ca. 215 m vest for den vestligste udgangsgrube og ca. 613 m øst for den østligste udgangsgrube. Dette giver en samlet spredningsakse på ca. 940 m (se Figur 2.1).

Med udgangspunkt i de modellerede spredningsmål, beregnes påvirkningsområdets areal:

- Areal: $500\text{m} \cdot 940\text{m} \approx 470.000\text{m}^2$, svarende til 0,47 km²



Figur 2-1. illustration af spredningsafstande og påvirkningsarealet fra sedimentfaner fra tilførslen af boremudder baseret på miljøkonsekvensvurderingens sedimentspildsmodellering (bilag 3). Det mindste billede i venstre hjørne er fra figur 6.4 i sedimentspredningsmodellen.

Den estimerede spredningsafstand mod vest er ca. 215 m i retning af Smålandfarvandet, åbne del (Vandområde ID 206). Denne afstand er betydeligt mindre - mere end fem gange kortere end den direkte afstand fra den vestligste udgangsgrube til grænsen for Vandområde ID 206, som 1200 meter. Det kan derfor afvises, at der vil forekomme en målbar påvirkning fra tilførslen af boremudder på dette tilstødende vandområde. I det efterfølgende redegøres der derfor udelukkende for påvirkningen på vandområde ID 45, Grønsund.

2.3 Kystvandområde Grønsund (ID 45)

Grønsund (vandområde ID 45) har et areal på 100,5 km². Vandområdet har en målsætning om at opnå god økologisk tilstand og god kemisk tilstand. Den samlede økologiske tilstand for vandområdet Grønsund er ringe. Tilstandsklassen er fastsat på baggrund af kvalitetselementet rodfæstede bundplanter som er i ringe tilstand, kvalitetselementerne fytoplankton og bunddyr er henholdsvis i moderat og ukendt tilstand. Den økologiske tilstand for national specifikke stoffer er ikke-god, da der er overskridelse af miljøkvalitetskravet for arsen og chrom i biota og sediment samt PCB i fisk. Desuden er den kemiske tilstand ikke-god, grundet overskridelser af gældende miljøkvalitetskrav for bly, cadmium, kviksølv, nikkel og BDE (Tabel 2-1).

Tabel 2-1. Økologisk og kemisk tilstand for Grønsund jf. genbesøget af vandområdeplanerne 2021-2027. Tilstanden er vist for de enkelte biologiske kvalitetselementer

og nationalt specifikke stoffer, som indgår i den samlede økologiske tilstand, samt den kemiske tilstand for de EU-prioriterede stoffer.

Vandområde	Fytoplankton (klorofyl)	Rodfæstede bundplanter (dybdegrænse)	Bentiske invertebrater (DKI)	Nationalt specifikke stoffer	Økologisk tilstand samlet	Kemisk tilstand
Grønsund (45)	Moderat	Ringe	Ukendt	Ikke-god (As og Cr i muslinger. As og Cr i sediment samt PCB i fisk)	Ringe	Ikke-god (Pb, Cd og Ni i muslinger, BDE og Hg i fisk)

2.3.1 Økologisk tilstand

Rodfæstede bundplanter

I Grønsund er den økologiske tilstand for rod-fæstede bundplanter ringe baseret på en mid-deldybdegrænse for hovedudbredelsen af rod-fæstede bundplanter i perioden 2017-2022 på 4,5 meter. Måldybden (grænsen mellem god og moderat tilstand) er på 8,3 meter.

Fytoplankton (klorofyl)

I Grønsund er den økologiske tilstand for fytoplankton moderat baseret på en modelberegnet klorofylkoncentration på 1,8 µg/L, som er sammenholdt med målværdien (grænsen mellem god og moderat tilstand) på 1,6 µg/L.

Bunddyr (DKI)

I Grønsund er tilstanden for bunddyr ukendt jf. vandområdeplanerne, da der ikke har fundet overvågning af bunddyr sted i vandområdet.

Nationalt specifikke stoffer

I Grønsund er der fundet overskridelse af miljøkvalitetskravet for arsen og chrom i muslinger og sediment samt PCB i fisk.

Understøttende kvalitetselementer

Ingen fysisk-kemiske (vandets klarhed og iltforhold) eller hydromorfologiske kvalitetselementer indgår jf. vandområdeplanerne i klassifikationen af den økologiske tilstand for Grønsund.

2.3.2 EU-prioriterede stoffer - Kemisk tilstand

I Grønsund skyldes den ikke-gode kemiske tilstand, at miljøkvalitetskravet er overskredet for bly, cadmium og nikkel i muslinger, samt BDE og kviksølv i fisk.

2.3.3 I forvejen forekommende koncentrationer Grønsund (vandområde ID 45)

Produktbilagene til DHIs riskikovurering (DHI,2025) angiver, at den i forvejen forekommende koncentration (IFFK) i både vand og sediment er negligibelfor langt de fleste specifikke

indholdsstoffer (undtagen metaller og sporstoffer). Dette fremgår af *Tabel 2-2*, hvor der for hvert miljøfarligt indholdsstof er angivet en koncentration i vandet i vandområdet.

Tabel 2-2. Samtlige specifikke indholdsstoffer (udover metaller og sporstoffer), som kan forekomme i et eller flere borevæskeprodukter. For hvert stof er der angivet en forventet koncentration i miljøet (baseret på DHI 2025), hvis stoffet er vurderet farligt.

Stof	Koncentration (µg/L)		Bemærkning
	Karresbæk-minde Bugt station 96220008	Darss Tærskelen, Station 99200001	
2-propensyre, polymer med 2-propenamid, natriumsalt	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
9-oktadecensyre (Z)- (oleic acid)	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Akrylsyre-natriumacrylatpolymer	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Calcium stearat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Carboxymethyl Cellulose	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Cellulose, carboxymethyl ether	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Cement	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Ethen, homopolymer oxideret	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Flyveaske	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Grafit	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Ground granulated blastfurnace	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Hydroxypropyl Guar/Guaraplose	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Kalium hydroxid	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Kalium karbonat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Kalksten (CaCO ₃)	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Kalkstenspulver	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Kokosnøddolie	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Menneskeskabte glasagtige (silikat) fibre	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Naphthalenesulfonsyre, polymer med formaldehyd, natrium salt	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium clorid	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium hydrogenarbonat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium Hydroxy acetat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium metabisulfit	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium sulfat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natrium sulfit	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natriumcarbonat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Natriumhydroxid	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Naturlig natriumbentonit	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt

Polyacrylsyre, natriumsalt i vand	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Polyoxyethylen sorbitan trioleat	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Rapsolie	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Silicinsyre, natriumsalt	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Silicium dioxide	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
Trisodium 2-(carboxylatome- thyl(2-hydroxy- ethyl)amino)ethyliminodi(ace- tate)	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
XANTAN GUM	-	-	Stoffet er ikke vurderet farligt
[2-(hydro- xymethoxy)ethoxy]methanol	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
1-Propanaminium, 3-amino-N- (carboxymethyl)-N,N-dimethyl-, N-coco acyl derivs., hydroxides, inner salts	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Akrylamid	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Diethanolamin	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Formaldehyd	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Glyoxal	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Natrium akrylat	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
Oxirane	0	0	Stoffet er let bionedbrydeligt og forventes ikke at kunne findes i miljøet
1,2-Benzisothiazol-3(2H)-on	0	0	IFFK-niveauet er negligerbart jf. DHI, 2025
2-octyl-2H-isothiazol-3-one	0	0	IFFK-niveauet er negligerbart jf. DHI, 2025
Benzyltriethylammonium chlorid	0	0	IFFK-niveauet er negligerbart jf. DHI, 2025
cis-dichloroethylene	< 0,02	< 0,02	Data fra Bilag 3, hvor 95 % percentilen af data fra miljøportalen er anvendt som IFFK
Højt raffineret mineralsk olie	< 9	< 9	Data fra Bilag 3, hvor 95 % percentilen af data fra miljøportalen er anvendt som IFFK
Kloroform	<0,02	<0,02	Data fra Bilag 3, hvor 95 % percentilen af data fra miljøportalen er anvendt som IFFK

Da der ikke foreligger specifikke data for Grønsund, er de i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) af metaller i vandfasen vurderet på baggrund af prøver fra to NOVANA-stationer på hver side af projektområdet:

- 96220008 – Karrebæksminde Bugt (Smålandsfarvandet, åbne del (206))
- 99200001 – Darss Tærskelen (Østersøen, Falster-Møn, Øst).

Der er analyseret for metaller på begge stationer. Der er udtaget prøver ad flere omgange, og middelværdierne for hver station er præsenteret i Tabel 2.3. I henhold til Miljøministeriets retningslinjer for vandområdeplanerne 2021–2027 anvendes data ikke, hvis

kvantifikationsgrænsen ligger over miljøkvalitetskravet, da det i så fald ikke er muligt at vurdere, om kravet er overskredet.

For prøver, hvor koncentrationen ligger under detektionsgrænsen (LOD), er værdien fastsat til halvdelen af den pågældende detektionsgrænse (LOD/2). Denne fremgangsmåde er valgt for at sikre overensstemmelse med de tekniske retningslinjer i EU's direktiv 2009/90/EF samt den generelle metodik i vandområdeplanerne 2021-2027.

For stoffer med målinger både over og under detektionsgrænsen, beregnes den gennemsnitlige koncentration (Middel IFFK) som et simpelt gennemsnit af samtlige målinger, hvor de værdier, der ligger under LOD, indgår med værdien LOD/2. Herved sikres et konservativt estimat, der hverken undervurderer baggrundsniveauet eller skaber metodisk inkonsistens mellem de to NOVANA-stationer.

Tabel 2-3 indeholder en beregning af risikokvotienten (angivet som 'Middel Risiko'), som er beregnet som den gennemsnitlige IFFK divideret med miljøkvalitetskravet (grænseværdien). Ved en højere værdi end én (1,0) konstateres det, at koncentrationen af stoffet i miljøet overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

*Tabel 2-3 Angivelser af forventede i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) af metaller på hver side af Grønsund, da der ikke findes data selve Grønsund. Der er for alle koncentration angivet en risikokvotient, som angiver om koncentration i miljøet overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. ¹⁾ Miljøkvalitetskrav fra BEK nr. 1668 af 08/12/2025. **Fed skrift** indikerer stoffer med en Middel Risiko > 1 (overskridelse af MKK).*

Metal / sporstof	Grænseværdi (µg/L) ¹	Naturlig baggrund (µg/L)	Station 96220008 (IFFK µg/L)	Risiko (Kvotient)	Station 99200001 (IFFK µg/L)	Risiko (Kvotient)	Middel IFFK (µg/L)	Middel Risiko
Antimon	11,3	-	0,1	0,009	0,1	0,009	0,1	0,009
Arsen	0,6	-	1,23	2,05	1,1	1,833	1,165	1,942
Barium	5,8	-	17	2,931	14,7	2,534	15,85	2,733
Bly	1,3	-	0,09	0,069	0,02	0,015	0,055	0,042
Bor	620	2500	1500	2,419	1400	2,258	1450	2,339
Cadmium	0,2	-	0,01	0,05	0,01	0,05	0,01	0,05
Kobber	1	0,2	1,8	1,8	0,4	0,4	1,1	1,1
Krom	2,5	-	0,34	0,136	0,3	0,12	0,32	0,128
Kobolt	0,28	-	0,2	0,714	0,2	0,714	0,2	0,714
Kviksølv	0,07	-	0,001	0,014	0,001	0,014	0,001	0,014
Mangan	150	-	5	0,033	0,03	0	2,515	0,017
Molybdæn	6,7	4	3,33	0,497	2,3	0,343	2,815	0,42
Nikkel	8,6	-	0,52	0,06	0,6	0,07	0,56	0,065
Selen	0,08	-	0,05	0,625	0,05	0,625	0,05	0,625
Strontium	2100	8000	3000	1,429	2066,7	0,984	2533,35	1,206
Sølv	0,2	-	0,005	0,025	0,005	0,025	0,005	0,025

Tallium	0,048	-	0,005	0,104	0,005	0,104	0,005	0,104
Tin	0,04	0,4	0,01	0,25	0,01	0,25	0,01	0,25
Uran	0,015	-	1,15	76,667	0,9	60	1,025	68,333
Vanadium	4,1	1	0,62	0,151	0,6	0,146	0,61	0,149
Zink	7,8	0,2	2,18	0,279	0,9	0,115	1,54	0,197

Det fremgår af Tabel 2-3, at de i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) overskrider miljøkvalitetskravene for en række metaller, herunder Arsen, Barium, Bor, Kobber, Strontium og Uran. For flere af disse stoffer (navnlig Bor, Strontium og Uran) skyldes overskridelsen naturligt høje baggrundsniveauer i saltvand, som overstiger de fastsatte miljøkvalitetskrav i BEK nr. 1668 af 08/12/2025.

Det bemærkes jf. Miljøstyrelsens retningslinjer, at flere af miljøkvalitetskravene i BEK nr. 1668 af 08/12/2025 er defineret som hhv. biotilgængelige koncentrationer eller tilføjede koncentrationer. Da værdierne i Tabel 2-3 præsenteres som totale baggrundskoncentrationer, medfører dette en væsentlig overvurdering af de faktiske overskridelser for metaller som Arsen (As), Barium (Ba), Kobber (Cu), Uran (U) og Zink (Zn).

Dette gør sig særligt gældende for Uran (U), hvor det fastsatte miljøkvalitetskrav i BEK nr. 1668 af 08/12/2025 er væsentligt lavere (op til 100 gange) end de naturligt forekommende baggrundskoncentrationer i marine vandområder. Overskridelserne af MKK i Tabel 2-3 skal derfor betragtes som udtryk for naturlige baggrundsniveauer fremfor en menneskeskabt påvirkning.

Da vandområdet således er i 'ikke-god' tilstand for disse stoffer, baseres vurderingen af boremudderets påvirkning på principperne for korttidsudledninger jf. kapitel 1.

3. Boremudders påvirkning på vandområde Grønsund (ID 45)

Ved vurdering af miljøpåvirkninger fra anlægsarbejder i kystnære vandområder er det afgørende at kvantificere den potentielle spredning og koncentrationsstigning af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS). For kystunderboringerne udgør boremuddret den primære kilde til miljøfremmede stoffer. Det er derfor nødvendigt at dokumentere, at tilførslen ikke medfører en forringelse af vandområdets kemiske tilstand eller hindrer opfyldelsen af de fastsatte miljømål.

Hvis de fastsatte miljøkvalitetskrav er overholdt i vandområdet, gælder følgende;

- Tilførslen må ikke i sig selv udgøre en væsentlig kilde til påvirkning på vand eller sediment i randen af en blandingszone af maksimal acceptabel størrelse.
- [Miljømyndigheden kan] kun tillade en beregnet gennemsnitlig årlig stigning af koncentrationen i sedimentet på mindst muligt og maksimalt 5 % af værdien for miljøkvalitetskravet i påvirkningsområdet.

Som det fremgår af Tabel 2.1, er flere miljøkvalitetskrav allerede overskredet i Grønsund (vandområde ID 45). I sådanne tilfælde kan en tilførsel af MFS jf. indsatsbekendtgørelsens § 8 kun tillades, hvis det ikke medfører en forringelse af overfladevandområdets tilstand eller hindrer opfyldelsen af de fastlagte miljømål.

For at tilførslen af boremudder til havmiljøet kan tillades i et område med eksisterende overskridelser, skal følgende kriterier være opfyldt:

- Tilførslen må i sig selv ikke udgøre en væsentlig kilde til påvirkning af vand eller sediment i randen af en blandingszone af den maksimalt acceptable størrelse.
- Miljømyndigheden kan kun tillade en koncentrationsstigning på mindst muligt og højst 5 % af værdien for stoffets generelle kvalitetskrav for vand, beregnet i randen af blandingszonen.
- Miljømyndigheden kan kun tillade en beregnet gennemsnitlig årlig stigning af koncentrationen i sedimentet på mindst muligt og højst 1 % af værdien for miljøkvalitetskravet i påvirkningsområdet.
- Myndigheden skal ved beregning sikre, at tilførslen ikke medfører en stigning i koncentrationen af det pågældende stof i det repræsentative målepunkt (NOVANA-stationen).

3.1 Anvendte parametre til vurderingen

DHI's risikovurdering (DHI, 2025) præsenterer påvirkning for fire forskellige typer kystvande (referenceområder). Det mest repræsentative referenceområde for dette konkrete projekt er referencevandområdet, Guldborgsund. Dette skyldes, at Grønsund jf. Bekendtgørelse om basisanalyser (BEK nr. 795 af 13/06/2023), er klassificeret som vandområdetypen Bælthav (BVuDLSe-T20), hvilket også gør sig gældende for Guldborgsund. Grundet vandudskiftningen og de fysiske karakteristika vurderes Grønsund som værende et åbent vandområde, hvor der maksimalt kan tildeles en blandingszone på 350 meter jf. miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 67).

De to styrede underboringer på hhv. 450- og 550 meter forventes maksimalt at tilføres 200 m³ boremudder til hver af udgangsboregruberne i havbunden. Denne mængde er baseret på en konservativ, anlægsteknisk worst-case-vurdering for at sikre, at projektet ikke overskrider de rammer der lægges til grund for miljøvurderingen.

3.2 Vurdering af påvirkning fra boremudder tilførsel

Baseret på beregningerne i DHI's risikovurdering (DHI, 2025) angives den arealmæssige udbredelse i form af kritiske fortyndingsafstande for vandfasen for de specifikke indholdsstoffer: der angives desuden en afstand for, hvor koncentrationsstigningen i sedimentet forventes at være maksimalt 1 % i forhold til sedimentkvalitetskravet. Den kritiske fortyndingsafstand er baseret på det stof, der har den længste rækkevidde, hvilket anses for at være dækkende for enkeltstofvurderingen af produkterne.

I forbindelse med den procentvise koncentrationsstigning for henholdsvis vand og sediment er det vurderet, at en stigning på maksimalt 5 % af de generelle miljøkvalitetskrav for vand i randen af en blandingszone sikrer en tilstrækkelig miljøbeskyttelse. Det er økotoksikologisk anerkendt at anvende de nedre 5 % af en arts følsomheds fordeling (*Species Sensitivity Distribution*, SSD) for et pågældende stof, til at beregne PNEC-værdier (Posthuma et al., 2002). En stigning på kun 1 % i forhold til sedimentkvalitetskravet er væsentligt mere restriktiv og vurderes derfor at sikre en høj grad af miljøbeskyttelse i sedimentet.

Med udgangspunkt i beregningerne for referenceområdet "Guldborgsund" og en mængde på 200 m³ boremudder (se afsnit 3.1), er de beregnede kritiske fortyndingsafstande for det konkrete projekt angivet i Tabel 3-1 nedenfor.

Tabel 3-1. Boremudderprodukter med oplyste problematiske stoffer og beregnede fortyndingsafstande baseret på boremuddermængden. Den kritiske fortyndingsafstand er aflæst for 200 m³ boremudder. Til vurderingen anvendes referenceområdet "Guldborgsund" fra DHI 2025, da dette er det mest repræsentative vandområde for de to kystunderboringer ved de sydlige ilandføringer.

I tabellen skal symbolet "<" forstås således, at der uden for den angivne afstand ikke længere forekommer koncentrationsstigninger af henholdsvis MKK, KVKK, 5 % af MKK eller 1 % af SKK. Betegnelsen "Ikke målbar" indikerer den afstand, hvor der analytisk ikke længere kan måles en koncentrationsstigning. En tankestreg ("–") indikerer, at det pågældende produkt ikke indeholder stoffer, der kan give anledning til overskridelser. For hvert produkt er den afstand, som udgør den største nødvendige fortyndingszone i forhold til vand, markeret med rødt.

Grønsund (Vandområdetype: Guldborgsund) - 200 m ³ boremudder								
Produkt	Type	Problematiske ukendt stof	Kritisk fortyndingsafstand (m), hvorefter der ikke forekommer koncentrationsstigninger					
			Vand				Sediment	
			< MKK	< KVKK	< 5 % af MKK	Ikke Målbar	< 1 % SKK (ECHA)	Ikke Målbar
TUNNEL-GEL® PLUS	Bentonit	Indholdsstof	46	176	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	4,6	-	-
Tunnel-gel max	Bentonit	Indholdsstof	57	216	-	-	31	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,3	-	-
Cebogel OCMA	Bentonit	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
TEQGEL	Bentonit	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Premium gel R	Bentonit	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	3,1	< 1	-	-
Hydraul-EZ	Bentonit	Indholdsstof	< 1	< 1	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	24	5,9	-	-
Bentoniet - HV	Bentonit	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	9,2	-	-
BARO-GEL	Bentonit	Indholdsstof	57	216	-	-	28	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
PAC™-L (PAC-L Premium)	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	1,5	< 1	31	7,8	-	-
PAC™-R	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-

		Metal	1,5	< 1	31	7,8	-	-
EZEE-PAC R	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	< 1	< 1	-	-
Barazan D	Viskositetsjustering	Indholdsstof	< 1	< 1	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Aqua-clear PFD	Viskositetsjustering	Indholdsstof	65	249	-	-	28	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Hydro-pac	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
CMS LV	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Eurogel Xtra	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	1,5	< 1	31	7,8	-	-
SUSPEND-IT	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
XAN-BORE	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	1,5	< 1	31	7,8	-	-
Staflo Exclo	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	12	2,9	-	-
Staflo Regular	Viskositetsjustering	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	12	2,9	-	-
Soda Ash (Heads)	pH regulator	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	3,1	< 1	-	-
Soda Ash (Halliburton)	pH regulator	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Sodium Bicarbonat	pH regulator	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
TUNNEL-LUBE	Smøremiddel	Indholdsstof	7,6	29	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
DRILL-TERGE	Smøremiddel	Indholdsstof	1	< 1	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
TORQUE GUARD	Smøremiddel	Indholdsstof	10	38	-	-	-	-
		Metal	1,5	< 1	31	7,8	-	-
EZ-MUD® GOLD	Hæmmer af ler- og skiferformation	Indholdsstof	2,1	8,2	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	6,4	1,5	-	-
CLAY CUTTER™ PRO	Hæmmer af ler- og skiferformation	Indholdsstof	374	142	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
Drilling Detergent (Drilltal 131)	Hæmmer af ler- og skiferformation	Indholdsstof	< 1	< 1	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
N-SEAL™	Diverse	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-

TEQBIO XC	Diverse	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
REL-PAC	Diverse	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-
PLANTOGEL ECO 2 N	Forsegling	Indholdsstof	-	-	-	-	-	-
		Metal	< 1	< 1	16	3,9	-	-

I tabellen er der angivet afstande, hvor der indenfor denne afstand kan forekomme:

1. Overskridelser af det generelle miljøkvalitetskrav og maximumskoncentration for vand.
2. Koncentrationsstigninger på mere end 5 % i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav for vand.
3. Målbare koncentrationsstigning i forhold til det generelle miljøkvalitetskrav for vand.
4. koncentrationsstigninger på mere end 1 % i forhold til sedimentkvalitetskravet (SKK) beregnet ud fra ligevægtsfordelingen (baseret på vejledning i (ECHA, 2016).
5. Målbare koncentrationsstigning i sedimentet, beregnet ud fra den teoretiske fordeling mellem vand og sediment.(baseret på vejledning i (ECHA, 2016).

Det præciseres, er både punkt 4 og 5 er baseret på ECHA-vejledningen (2016), som foreskrevet i DHI (2025). For sedimentfasen beregnes koncentrationen for de specifikke indholdsstoffer ved antagelse af ligevægt mellem stoffet adsorberet til sedimentet og opløst i vandfasen (side 31 i DHI, 2025).

Konkret betyder det for de to punkter:

- For at sikre et tilstrækkeligt miljøbeskyttelsesniveau beregnes den gennemsnitlige årlige stigning i koncentrationen i sedimentet. Denne må ikke være mere end 1 % af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment (SKK) i påvirkningszonen (side 35).
- Vurderingen af, om en stigning er målbar (punkt 5), tager udgangspunkt i, om den beregnede stigning er større end måleusikkerheden for de analysemetoder, der er fastsat i bekendtgørelsen om kvalitetskrav til miljømålinger (side 34).

For de angivne kritiske fortyndingsafstande i forhold til en koncentrationsstigning på " < 5 % af MKK" og " < 1 % af SKK", kan det afledes, at den resulterende koncentration i den pågældende afstand vil være henholdsvis IFFK + 5 % af MKK og IFFK + 1 % af SKK efter fortynding.

I forhold til "Ikke målbar" tages der udgangspunkt argumentationen bag metodevalg, som angivet i DHI 2025 (afsnit 6.6.2). Den angivne afstand under "ikke målbar" er afstanden fra tilførselspunktet til det punkt, hvor en koncentrationsstigning ikke længere vil være målbar efter fortynding. Denne afstand benyttes som indikation på, om der vil kunne forekomme en målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt (jf. afsnit 3.2.2.4).

3.2.1 Specifikke indholdsstoffer

Da det ikke forventes, at koncentrationen af de specifikke indholdsstoffer overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav (se evt. *Tabel 2-2*), må tilførslen af stofferne i sig selv ikke udgøre en væsentlig kilde til påvirkning af vandet i randen af den maksimalt acceptable blandingszone eller medføre en årlig stigning af koncentrationen i sedimentet på mere end 5 % af værdien for miljøkvalitetskravet i påvirkningsområdet.

3.2.1.1 Vand

Af Tabel 3-1 fremgår det, at 12 ud af de 34 borevæskeprodukter vil kræve en fortyndingszone med en radius på mellem 1 – 374 m. Dette gør sig gældende for borevæskeprodukterne; Tunnel-Gel Plus, Tunnel-Gel max, Hydraul-EZ, BARO-GEL, Barazan D, Aqua-clear PFD, TUNNEL-LUBE, DRILL-TERGE, TORQUE GUARD, EZ-MUD GOLD, CLAY CUTTER PRO og Drilling Detergent (Drilltal 131).

Med undtagelsen af Clay Cutter Pro overstiger den kritiske afstand for overholdelse af maksimumskoncentrationen den afstand, der er beregnet for det generelle miljøkvalitetskrav.

Dette skyldes at DHI's risikovurdering (DHI, 2025) beregner afstande for det generelle miljøkvalitetskrav baseret på den gennemsnitlige fortyndingsafstand (50 %-percentilen) men der for maksimumskoncentrationen anvendes de højeste 10 % fortyndingsberegningerne

Valget af disse statistiske værdier for fortyndingen er baseret på beregningsmetoden beskrevet i DHI 2025, Bilag D.1.1 (side 155 (p. 155)). Her er medianen (50 %-fraktilen) og 10 %-fraktilen beregnet ud fra tidsserier for fortyndingen:

- 50 %-percentilen (medianen) anvendes til vurdering af det generelle miljøkvalitetskrav (MKK), da dette krav skal overholdes som et årsgennemsnit. Da MKK har til formål at beskytte mod kroniske effekter ved vedvarende eksponering, er det mest repræsentativt at anvende den gennemsnitlige fortynding, som organismernes i vandområdet vil opleve over tid (side 154-155).
- 10 %-percentilen anvendes til vurdering af maksimumskoncentrationen (KVKK). KVKK har til formål at beskytte mod akut giftvirkning ved kortvarige spidsbelastninger. Ved at anvende 10 %-fraktilen tages der højde for de situationer, hvor der er mindst fortynding i vandområdet (f.eks. ved lav vandudskiftning eller specifikke strømforhold). Dette sikrer en konservativ vurdering, der beskytter økosystemet mod de mest kritiske eksponeringsscenerier (side 163).

Ved at differentiere mellem middel- og ekstremforhold på denne måde, skabes der en direkte metodisk kobling mellem de fysiske fortyndingsforhold i kystvandet og de toksikologiske krav, som udledningen vurderes imod.

Som beskrevet i afsnit 3.1, vurderes Grønsund som et åbent vandområde, hvor der maksimalt kan tildeles en blandingszone på 350 meter jf. Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 67). CLAY CUTTER PRO vil derfor ikke kunne benyttes til

kystunderboringerne i dette projekt, da den nødvendige fortyndingsafstand på 374 m overstiger den tilladte grænse for blandingszonen størrelse. Alle andre borevæskeprodukter opfylder kravet om en maksimal blandingszone på 350 m, med et maksimalt behov for en fortyndingsradius 249 m. Det vil derfor blive stillet som et krav, at den valgte entreprenør ikke må anvende CLAY CUTTER PRO til Kystunderboringerne i projektet. Det forudsættes samtidigt, at der opnås tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 27 stk. 3, før anlægsarbejdet kan påbegyndes.

3.2.1.2 Biota

Det antages, at overholdelse af det generelle kvalitetskrav for vand også sikrer overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota jf. den tekniske vejledning nr. 2011-055, 'Guidance document no. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards', samt Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 33 og 50). Da det generelle kvalitetskrav for indholdstofferne er opfyldt i vandområdet uden for de fastlagte blandingszoner, vurderes det, at miljøkvalitetskravet for biota ligeledes er sikret. Det skal i den forbindelse tilføjes, at CLAY CUTTER PRO ikke kan anvendes til kystunderboringerne i dette projekt (se afsnit 3.2.1.1 for begrundelse).

3.2.1.3 Sediment

I DHI's risikovurdering (DHI, 2025) anvendes ECHA's vejledning til vurdering af koncentrationsstigningen i sediment for de specifikke indholdstoffer. Metoden tages udgangspunkt i, at alt stof er opløst i vandsøjlen. Med fortyndingsmodellen beregnes det, i hvilken afstand koncentrationen af det pågældende stof svarer til 1 % af sedimentkvalitetskravet (SKK) – omregnet via fordelingskoefficienten (K_d) under antagelse af ligevægt mellem vandfasen og sedimentet.

Af Tabel 3-1 fremgår det, at tre borevæskeprodukter kan give anledning til koncentrationsstigninger i sedimentet: Tunnel-Gel Max, BARO-GEL og Aqua Clear PFD. Den maksimale afstand fra tilførselspunktet, hvor der kan forekomme en koncentrationsstigning på en mere end 1 %, er 31 m.

For at sikre overensstemmelse med retningslinjerne fra det Europæiske kemikalieagentur (ECHA, 2016) er påvirkningsområdet kvantificeret matematisk. Med udgangspunkt i de modellerede spredningsmål beregnes påvirkningsområdet som en ellipse.

- Areal: $940m \cdot 500m \approx 470.000m^2$, svarende til 0,47 km².
- Andel af vandområdet: Dette areal udgør 0,467 % af Grønsunds samlede areal på 100,5 km². Da koncentrationsstigningen ikke vil overstige 1 % uden for en radius af maksimalt 31 meter fra tilførselspunktet, kan det afvises, at der vil forekomme en gennemsnitlig koncentrationsstigning på mere end 5 % af SKK i det samlede påvirkningsområde.
- Gennemsnitlig koncentrationsstigning: Ved at fordele den frigivne mængde stof jævnt i det aktive sedimentlag inden for dette areal jf. ECHA (2016), beregnes en

gennemsnitlig koncentrationsstigning på blot 0,0057 % i forhold til sedimentkvalitetskrav/PNEC-værdier.

Af de specifikke indholdsstoffer inkluderet i DHI's risikovurdering (DHI, 2025) er det kun højt raffineret mineralsk olie, der potentielt kan akkumuleres i sedimentet, da de øvrige stoffer enten er letnedbrydelige eller mangler affinitet for sedimentet. Da den højraffinerede olie ikke vurderes at være biotilgængelig, vil påvirkningen ikke være væsentlig.

3.2.2 Metaller

Som beskrevet i afsnit 2.3.3 overskrider de i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK) miljøkvalitetskravene for flere metaller. Da den censurerede udgave af DHI's risikovurdering (DHI, 2025) ikke angiver fortyndingsafstande på stofniveau for metaller, antages det konservativt, at der forekommer overskridelser for alle metaller i miljøet.

Derfor må tilførslen, i randen af den maksimalt acceptable blandingszone, ikke udgøre en væsentlig kilde til påvirkningen af vandet, og koncentrationsstigninger må højst være 5 % af værdien af stoffets generelle kvalitetskrav for vand. Derudover må den gennemsnitlige årlige stigning af koncentrationen i sedimentet ikke være mere end 1 % af værdien for miljøkvalitetskravet i påvirkningsområdet, og tilførslen må ikke medføre en stigning i koncentrationen af det pågældende forurenende stof i det repræsentative målepunkt (se evt. starten af afsnit 3).

3.2.2.1 Vand

Af Tabel 3-1 fremgår det, at metalkoncentrationerne fra samtlige borevæskeprodukter i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde til forurening i Grønsund. Koncentrationen af metaller vil være fortyndet til under miljøkvalitetskravene indenfor en afstand på maksimalt 1,5 meter fra tilførselspunktet (IFFK ikke medtaget i denne beregning). Det skal i den forbindelse oplyses, at det største bidrag til frigivelsen af metaller stammer fra den jord, underboringen etableres, snarere end fra produkterne, der tilsættes borevæsken. For metaller vil der ikke forekomme en koncentrationsstigning på mere end 5 % af det generelle miljøkvalitetskrav for vand udenfor en afstand af 31 meter fra tilførselspunktet. Det betyder, at der maksimalt er behov for en blandingszone på 31 meter. Som beskrevet i afsnit 3.2.1.1 kan der i Grønsund tildeles en blandingszone på maksimalt 350 m (jf. Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 om udpegning af blandingszoner.), hvilket er væsentligt højere end de angivne fortyndingsafstande i Tabel 3-1. På baggrund af metalindholdet i vandfasen vurderes der derfor ikke være behov for at udelukke specifikke borevæskeprodukter til kystunderboringerne.

3.2.2.2 Biota

Det antages, at overholdelse af det generelle kvalitetskrav for vand også sikrer overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota jf. den tekniske vejledning nr. 2011-055, 'Guidance document no. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards', samt Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 33 og 50). Da de generelle miljøkvalitetskrav for metaller vurderes overholdt, uden for eventuelle blandingszoner, vurderes det, at miljøkvalitetskravet for biota dermed også er sikret.

3.2.2.3 Sediment

Ved tilførslen frigives både udboret jord og bentonit, indeholdende metaller, i fast fase. De partikulær bundne metalkoncentrationer fra den jord, der er udboret fra dybere liggende jordlag, forventes at have en lignende eller lavere koncentration end det omkringværende havbundssediment. Dette skyldes, at den dybtliggende jord ikke er antropogent påvirket, og metalindholdet forventes derfor at svare til den naturlige baggrundskoncentration.

I Miljømålsbekendtgørelsen (BEK nr. 1668 af 08/12/25) er flere sedimentkvalitetskrav fastsat som *tilføjede* koncentrationer, hvilket betyder, at den naturlige baggrundskoncentration skal tillægges. Dette gør sig gældende for metallerne chrom, nikkel, strontium og vanadium. Da koncentrationen i den udborede jord kun forventes at indeholde baggrundskoncentrationen, vil tilførslen ikke kunne give anledning til en koncentrationsstigning i forhold til sedimentkvalitetskravet for disse metaller. For de resterende metaller, hvortil der er fast sediment kvalitetskrav (bly, cadmium, sølv og tin), er de beregnede baggrundskoncentrationerne i den udborede jord i DHI's risikovurdering (DHI, 2025) langt lavere end sedimentkvalitetskravene. Tilførslen af boremudder til havbunden vil derfor ikke kunne forårsage en overskridelse af miljøkvalitetskravet.

Den partikulært bundne metalkoncentration i bentonit afhænger af lokaliteten, hvor det er udgravet. Men da indholdet af bentonit kun forventes at udgøre omkring 1,5 % af den samlede faste del af boremudderet, vil den gennemsnitlige koncentration i boremudderet ikke at kunne lede til en stigning i metalkoncentrationerne i de omkringværende havbundssedimenter. Påvirkningen fra metalindholdet i boremudderet vurderes derfor ikke at være væsentligt i forhold til miljøkvalitetskravet for sedimentet ved anvendelse af samtlige borevæskeprodukter.

3.2.2.3.1 Specifik vurdering af sedimentpåvirkning for Arsen

Som dokumentation for ansøgningen om udledningstilladelse efter Miljøbeskyttelseslovens § 27, stk. 3, er der foretaget en særskilt vurdering af, om udledningen af arsen overholder de fastsatte kvalitetskriterier for marine sedimenter i Grønsund (ID 45).

Arsen optræder som et sporstof i de anvendte borevæskeprodukter (jf. DHI 2025, Bilag A) samt i den udborede jord. I DHI 2025 er koncentrationen i den udborede jord vurderet til at være 2,7 mg/kg TS. Eftersom produkterne maksimalt udgør 3 % af den samlede faste del af boremudderet, vil den samlede koncentration i boremudderet kun stige marginalt. Dette er vurderet ud fra blandingsligningen til beregning af den resulterende koncentration, som angivet i Miljøprojekt nr. 690, 2002 (se ligning 1 herunder).

Baseret på data fra sedimentprøvestationer i nærværende projekt er den gennemsnitlige koncentration af arsen i overfladesedimentet 1,9 mg/kg TS (se evt. tabel 9-15 i MKR). Ved at benytte nedenstående formler kan den resulterende koncentration (ligning 1) og stigningen i forhold til SKK (ligning 2) beregnes:

$$C_{Res} = \frac{V_{bor} \cdot C_{bor} + V_{sed} \cdot C_{sed}}{V_{bor} + V_{sed}} \quad \text{Ligning 1}$$

$$C_{\text{Stigning ift.SKK}} = \frac{C_{\text{Res}} - C_{\text{Sed}}}{\text{SKK}} \cdot 100\% \quad \text{Ligning 2}$$

Definitioner:

- **C_{Res}**: Resulterende koncentration af MFS i påvirkningsområdet (mg/kg TS).
- **V_{bor}**: Den faste del af boremudderet (m³).
- **C_{bor}**: Koncentrationen af MFS i boremudderet (mg/kg TS).
- **V_{sed}**: Volumen af de øverste 5 cm sediment i påvirkningsområdet (m³).
- **C_{sed}**: IFFK i sedimentet (mg/kg TS).
- **SKK**: Koncentrationsstigningen i forhold til SKK (%).

Antages det, at koncentrationen i boremudderet er 2,8 mg/kg TS (svarende til at arsen koncentrationen i produktet er ca. dobbelt så høj som den naturlige baggrund), kan koncentrationsstigningen beregnes. IFFK er 1,9 mg/kg TS, og boremuddervolumen er sat til 100 m³, da der kun tages hensyn til den faste del af de i alt 200 m³ boremudder. Volumen af påvirkningsområdet er baseret på et påvirkningsareal på 0,47 km² og en sedimenthøjde på 5 cm.

Med disse værdier vil der i påvirkningsområdet ske en koncentrationsstigning svarende til 1 % af SKK (med IFFK) og 3 % af SKK (uden IFFK).

Det er inden for rammerne af det tilladelige, da der jf. Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 maksimalt kan tillades en koncentrationsstigning på 1 % af SKK, og tilførslen (uden IFFK) samtidig ikke må være en væsentlig kilde (hvor alt over 5 % af SKK betragtes som en væsentlig stigning).

Den beregnede koncentrationsstigning med IFFK svarer til 0,004 mg/kg TS i påvirkningsområdet, hvilket ikke vil være målbart med det samme antal betydende cifre som SKK (SKK = 0,4). Det kan derfor afvises, at der vil forekomme en målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt for sedimentet.

Det skal til alle ovenstående beregninger tilføjes, at det totale indhold af metaller fra både produktet og den udborede jord er medtaget uden at fratække den fraktion af metallerne, som forventes at blive opløst i vandfasen. Derfor er ovenstående beregninger et overestimat af den reelle påvirkning af sedimentet.

3.2.2.4 Repræsentativt målepunkt

Det berørte vandområde for dette projekt er som nævnt Grønsund (ID 45). Det skal sikres, at tilførslen ikke medfører en målbar stigning i koncentrationen af det pågældende forurenende stoffer ved repræsentative målepunkter for hhv. vand- og sedimentfaserne.

I henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 43) skal det repræsentative målepunkt være repræsentativt for det eller de berørte vandområder som helhed. Målepunktet kan således ikke placeres for langt væk fra udledningen, men må omvendt heller ikke placeres i umiddelbar nærhed af et udledningspunkt eller i randen af en blandingszonen.

Vandfasen

I vandområde Grønsund (ID 45) er der ikke gennemført kontinuerlige målinger af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i vandfasen. Derfor er det repræsentative målepunkt udvalgt i henhold til Miljøstyrelsens vejledning nr. 9368 af 04/04/2025 (FAQ 43), hvori udvælgelses-kriterier for repræsentative målepunkter er defineret. Heri fremgår det, at hvis der ingen repræsentative målestationer er i vandområdet, og hvis dybdeforholdene kendes, så place-res det repræsentative målepunkt for vand og sediment der, hvor overfladevandet er dybest. Det dybeste område i Grønsund (ID 45) er 28,5 meter dybt og ligger ud for Farø Fjord, umid-delbart vest for Farøbroen, ca. 8,7 kilometer fra den nærmeste udgangsgrube for de to sty-rede underboringer.

Da det repræsentative målepunkter for MFS i vandfasen ligger 8,7 km fra det nærmeste af de to frigivelsespunkter (boregruberne), vil der ikke forekomme målbare koncentrationsstigninger ved anvendelsen af de risikovurderede borevæskeprodukter (se Tabel 3-1). Den stør-ste afstand, hvor der kan forekomme målbare koncentrationsstigninger, er 9,2 meter fra til-førselspunktet. Da ingen af de vurderede produkter har en kritisk afstand for målbare kon-centrationsstigninger, der overstiger afstanden til det repræsentative målepunkt, vurderes det, at produkterne kan anvendes, uden at det medfører en væsentlig påvirkning af vandfa-sen. Der vil således ikke kunne forekomme tilstandsforringelse ligesom tilførslen ikke vil være til hinder for mål opfyldelse for vandområdet.

Sedimentfasen

Den nærmeste station - og eneste station i vandområdet med målinger af miljøfarlige foru-renende stoffer (MFS) i sediment - er station 96310093. Stationen er beliggende ca. 5,8 kilo-meter sydøst for den nærmeste udgangsgrube for de to styrede underboringer. Det antages, at placeringen af stationen er baseret på, at der i dette punkt forventes deposition fra omgi-velserne og at punktet derfor er repræsentativt for vandområdet.

Denne station er sammenlignelig med forholdene for underboringerne med hensyn til fysiske og hydrodynamiske karakteristika, herunder dybdeforholdene (ca. 1,2 til 2,2 m). Som beskrev-et i afsnit 3.2.2.3 forventes det ikke, at der vil kunne forekomme en koncentrationsstigning inden for påvirkningsområdet, og det kan dermed afvises, at der vil forekomme en målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt for sediment.

3.2.3 Samlet vurdering af påvirkning fra brug af borevæskeprodukter

Energinet tilsigter anvendelse af den bedst tilgængelige teknik (BAT) for at minimere miljø-påvirkningen. Efter udpegningen af en entreprenør vil antallet af produkter blive begrænset og udvalgt nøje ud fra de specifikke egenskaber, der er behov for i de konkrete underborin-ger (hvilket primært afhænger af geologien og entreprenørens erfaring). I udbudsmaterialet vil Energinet pålægge entreprenøren at anvende BAT og i videst muligt omfang reducere forbruget af produkter, så vidt det er anlægsteknisk muligt.

De to underboringer udføres med ca. 160 meters mellemrum. Selve udslippet af boremud-der varer under 24 timer, og da processen mellem de to boringer tager 10-14 dage, vil ar-bejdet være adskilt i både tid og rum. Vandudskiftningen i perioden vil være så stor, at der ikke vil være målbare koncentrationsstigninger i vandfasen, når den næste boring

påbegyndes. Selvom der kan forekomme et geografisk overlap mellem påvirkningsområderne fra de to boringer, vil den samlede kumulative koncentrationsstigning fortsat være minimal. Selv ud fra en yderst konservativ betragtning – hvor påvirkningen fra begge boringer summeres – forventes den gennemsnitlige koncentrationsstigning at forblive langt under den tilladte grænse på 5 % for de specifikke indholdsstoffer.

Samlet set vurderes det, at CLAY CUTTER PRO ikke kan anvendes til kystunderboringerne i dette projekt. Ved anvendelse af de resterende 32 borevæskeprodukter vurderes det imidlertid, at:

- Tilførslen ikke forringer miljøtilstanden.
- Blandingszonen (fortyndingszonen) er inden for de tilladte rammer.
- Der ikke forekommer målbare stigninger i de repræsentative målepunkter.
- Den årlige koncentrationsstigning i sedimentet er under de fastsatte grænseværdier (hhv. 1 % og 5 %).

Det vurderes derfor, at tilførslen af boremudder hverken vil forringe tilstanden eller hindre målopfyldelse for vandområdet, ligesom tilstødende vandområder ikke påvirkes væsentligt

3.3 Utsigtet hændelse – utilsigtet lækage af boremudder

Risikoen for en utilsigtet lækage af boremudder til havmiljøet (et såkaldt 'frack-out') er teknisk begrænset til de faser af underboringen, hvor dæklaget (*overburden*) er tyndest. Dette forekommer dels ved startgruben på land og dels umiddelbart før gennembruddet af havbunden.

Da udgangsgruben i Grønsund etableres som en forsænkning i havbunden, vil afstanden fra boretracéet til grubens bund være markant mindre end til den omkringliggende havbund. I overensstemmelse med de fysiske principper for trykudligning vil boremudderet ved en eventuel lækage derfor søge mod udgangsgruben, hvor modstanden er lavest.

Erfaringsmæssigt begrænses utilsigtede lækager ved denne type styrede underboringer til volumener i størrelsesordenen 5 m³. Da miljøvurderingen i nærværende notat allerede er baseret på en konservativ worst-case-mængde på 200 m³ pr. underboring, er volumen af en eventuel lækage fuldt ud indeholdt i beregningsgrundlaget.

En utilsigtet hændelse vil således ikke medføre en øget miljøbelastning ud over det allerede vurderede.

På denne baggrund kan det konkluderes, at risikoen for utilsigtede lækager ikke vil medføre en tilstandsforringelse eller hindre opnåelse af vandområdets fastsatte miljømål

3.4 Næringsstoffer - boremudder

projektets miljøkonsekvensvurdering (MKV), vil tilførslen af boremudder kun medføre frigivelse af ubetydelige mængder næringsstoffer. Da boremudderet delvist består af lokalt, gennemboret sediment (primært sand og sedimentære aflejringer), er det udelukkende

næringsstofindholdet i dette materiale, der potentielt kan påvirke vandkvaliteten. Jf. MKV'ens kapitel 9.5.6.2 er det organiske indhold (N og P) i disse dybereliggende jordlag meget lavt.

Tilførslen af boremudder sker kun over en meget kort periode per underboring og ophører øjeblikkeligt ved boringens færdiggørelse. Selvom det præcise blandingsforhold mellem boreprodukter, bentonit og marint sediment først kendes ved udførelsen, er påvirkningen dækket af MKV'ens konservative scenarier. Heri er det forudsat, at kabelrenden anlægges ved gennemgravning langs hele strækningen, hvilket inkluderer de geografiske områder, hvor underboringerne nu udføres. Frigivelsen af næringsstoffer fra traditionelt gravearbejde (åben rende) vurderes at være større end ved tilførsel af boremudder fra underboringer. Den potentielle påvirkning er således allerede inkluderet i MKV'ens overordnede vurdering af marine sedimenter. Da frigivelsen af næringsstoffer fra boremudderet vil være af ubetydelig mængde og kort varighed, vurderes der ikke at være risiko for forringelse af vandkvaliteten.

Som det fremgår af vurderingen for anlæg af kabelrende, eksisterer der i forvejen en betydelig pulje og flux af kvælstof (N) og fosfor (P) gennem Storstrømmen. Den kortvarige og marginale mer-tilførsel fra underboringerne vil derfor ikke medføre en tilstandsforringelse eller være til hinder for målopfyldelse i vandområdet. Ligeledes vurderes det, at tilstødende vandområder ikke påvirkes.

3.5 Ændringer i aftrykket på havbunden

Den oprindelige anlægsmetode gennem kystzonen var planlagt som en åben, forgravet rende. Af sedimentspildmodelleringen (bilag 3 til MKV) og kapitel 3 i projektets MKV fremgår det, at der ved etablering af en gravet rende (scenarie 1, uden spuling) skulle fjernes 107.208 m³ sediment over en strækning på 9.318 meter (for to kabelsystemer). Dette svarer til ca. 11,5 m³ pr. løbende meter. Med en fastsat spildrate på 5 % svarer det til et forventet spild på ca. 0,575 m³ pr. løbende meter.

Ved at ændre anlægsmetoden fra forgravet rende til to styrede underboringer ved de sydlige ilandføringer opnås en betydelig reduktion i mængden af bortgravet og ophvirvlet sediment. Selv under den konservative og usandsynlige antagelse, at alt boremudder tilført udgangsgruberne blev suspenderet i vandsøjlen, vil valget af kystunderboringer resultere i en markant reduktion af suspenderet materiale sammenlignet med den oprindelige metode. Ved anvendelse af den samme spildrate på 5 % vil spildet af boremudder til vandfasen udgøre maksimalt 20 m³ (5 % af 400 m³), hvilket er væsentligt lavere end de mængder, der ville blive frigivet ved traditionelt gravearbejde

3.6 Samlet vurdering af påvirkning fra kystunderboringerne

På grund af indholdet af specifikke indholdsstoffer og koncentrationerne af disse kan borevæskeproduktet CLAY CUTTER PRO ikke benyttes til kystunderboringerne i dette projekt, da den nødvendige fortyndingsafstand overstiger det tilladte. De resterende 32 borevæskeprodukter, som er opført i Tabel 2.5, vil kunne anvendes til kystunderboringerne. Det stilles derfor som et krav, at den valgte entreprenør ikke må anvende CLAY CUTTER PRO. Det

forudsættes samtidigt, at der opnås tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 27, stk. 3, før anlægsarbejdet påbegyndes. På baggrund af ovenstående vurderes det samlet set, at tilførslen af boremudder hverken vil forringe tilstanden, hindre målopfyldelse for vandområdet eller påvirke tilstødende vandområder væsentligt.

4. Referencer

DofBasen 2024; Arter.dk; Naturbasen.dk

ECHA (2016): Guidance on information requirements and Chemical Safety Assessment.

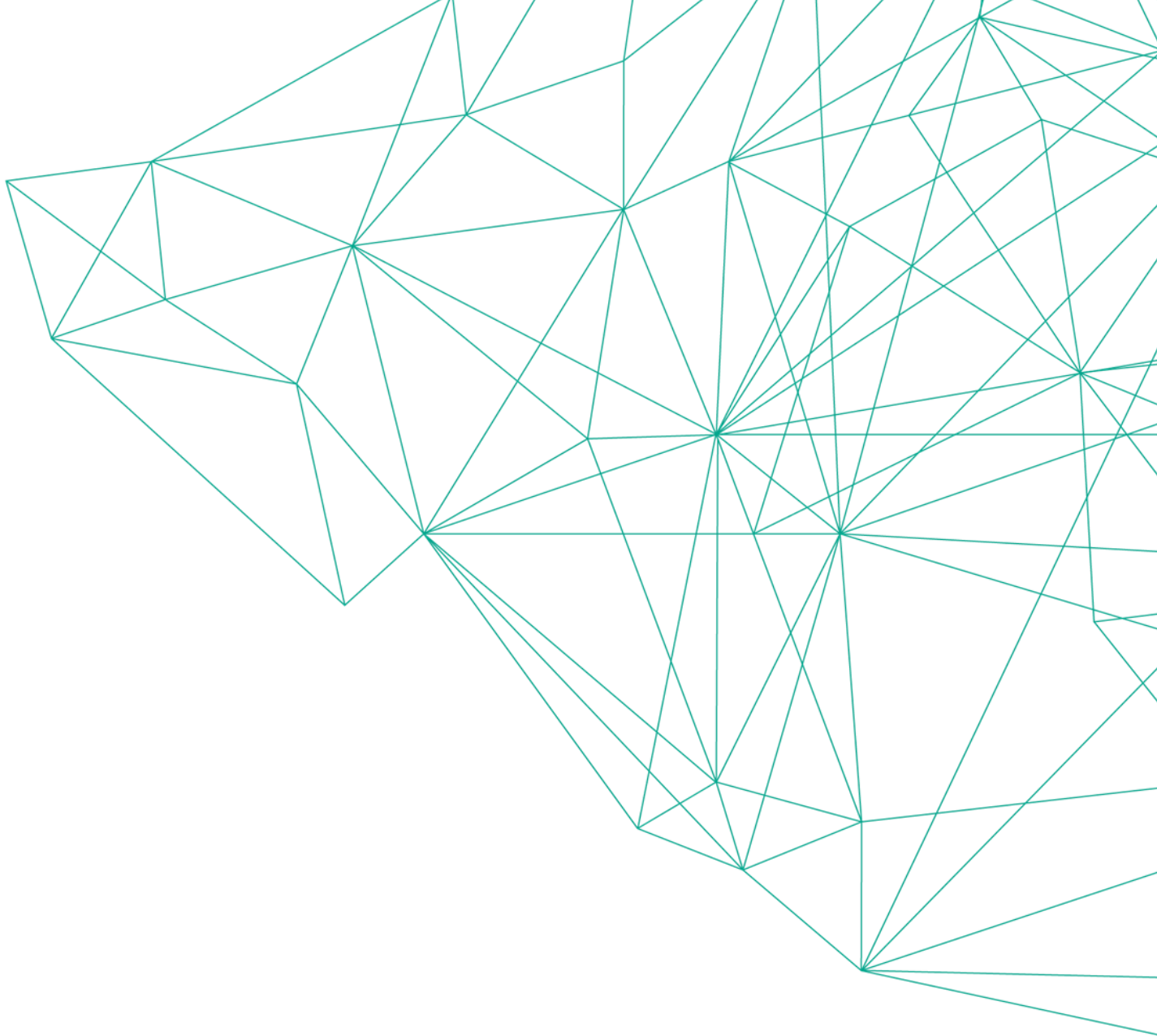
Chapter R.16: Environmental exposure assessment. Version 3.0. February 2016

Posthuma et al. 2002. Posthuma, L., Suter II, G. W., & Traas, T. P. (2001). Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (L. Posthuma, G. W. Suter II, & T. P. Traas, Eds.; First). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420032314>

DHI, 2025: Risikovurdering af boremudder, oktober 2025, UDKAST

Bilag 3 (MKV): Background report - Sediment spills (2025-02-10, with Appendix)

Tørsløv J, Winther-Nielsen M., Pedersen F. og Dørge J (2002). Udledning af miljøfarlige stoffer med. Spildevand. Miljøprojekt Nr. 690 2002.



ENERGINET
Eltransmission

Energinet
Tonne Kjærsvej 65
DK-7000 Fredericia

+45 70 10 22 44
info@energinet.dk
CVR-nr. 39 31 48 78

KOLOFON

Forfatter: MOB
Dato: 18. november 2025