



ØRESUND SYSTEM 2

NOTAT TIL MILJØKONSEKVENSRAPPORT OG MILJØVURDERING

**FRIGIVELSE AF MILJØFARLIGE
FORURENENDE STOFFER I FOR-
BINDELSE MED UDSKIFTNING AF
KABELFORBINDELSE**



Projekt navn: Udskiftning af 400 KV kabelforbindelsen under Øresund

WSP projektnr.: 22003088

Dato 06-10-2025

Projektleder: Danni Junge Jensen

Udarbejdet af: Tina Drist-Jensen, Anders Jensen

Kontrolleret af: Cecilie Kjer Elkjær, Anne Munch Christensen

Godkendt af: Lea Bjerre Schmidt

INDHOLD

1	NEDSPULING OG GRAVNING AF SØKABLERNE	4
1.1	FORMÅL OG BAGGRUND	4
1.2	MODELVÆRKTØJ OG MODELOPSÆTNING	5
1.2.1	Modelværktøj.....	5
1.2.2	Modelopsætning	6
1.2.3	Strømningsforhold	8
1.2.4	Spild ved nedspuling og nedgravning.....	10
1.3	DATABEHANDLING AF ANALYSERESULTATER	12
1.4	VURDERINGSMETODE	12
1.5	BEREGNING AF MFS-KONCENTRATION I POREVAND I SEDIMENT	13
1.6	BEREGNING AF FORTYNDINGSZONE	16
1.7	PÅVIRKNING AF KATTEGAT FOR STOFFER, DER I FORVEJEN OVERHOLDER MILJØKVALITETSKRAVET I KATTEGAT - VAND	18
1.8	PÅVIRKNING AF KATTEGAT FOR STOFFER, DER I FORVEJEN OVERSKRIDER MILJØKVALITETSKRAVET I KATTEGAT - VAND	20
1.9	PÅVIRKNING AF SEDIMENTFASEN I KATTEGAT	25
1.10	KONKLUSION	29
2	UNDERBORING OG BOREMUDDER	31
2.1	FORMÅL OG BAGGRUND	31
2.2	MODEL	31
2.3	PÅVIRKNING AF KATTEGAT FRA BOREMUDDER	34
2.3.1	Påvirkning fra stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav	38
2.3.2	Påvirkning fra stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav	40
2.4	PÅVIRKNING AF SEDIMENT I KATTEGAT FRA BOREMUDDER.....	44
2.5	KONKLUSION	51
3	REFERENCER	52
4	BILAG	55
4.1	MAKSIMUM KONCENTRATIONSSTIGNINGER	55
4.2	GENNEMSNITS KONCENTRATIONSSTIGNINGER	84

1 NEDSPULING OG GRAVNING AF SØKABLERNE

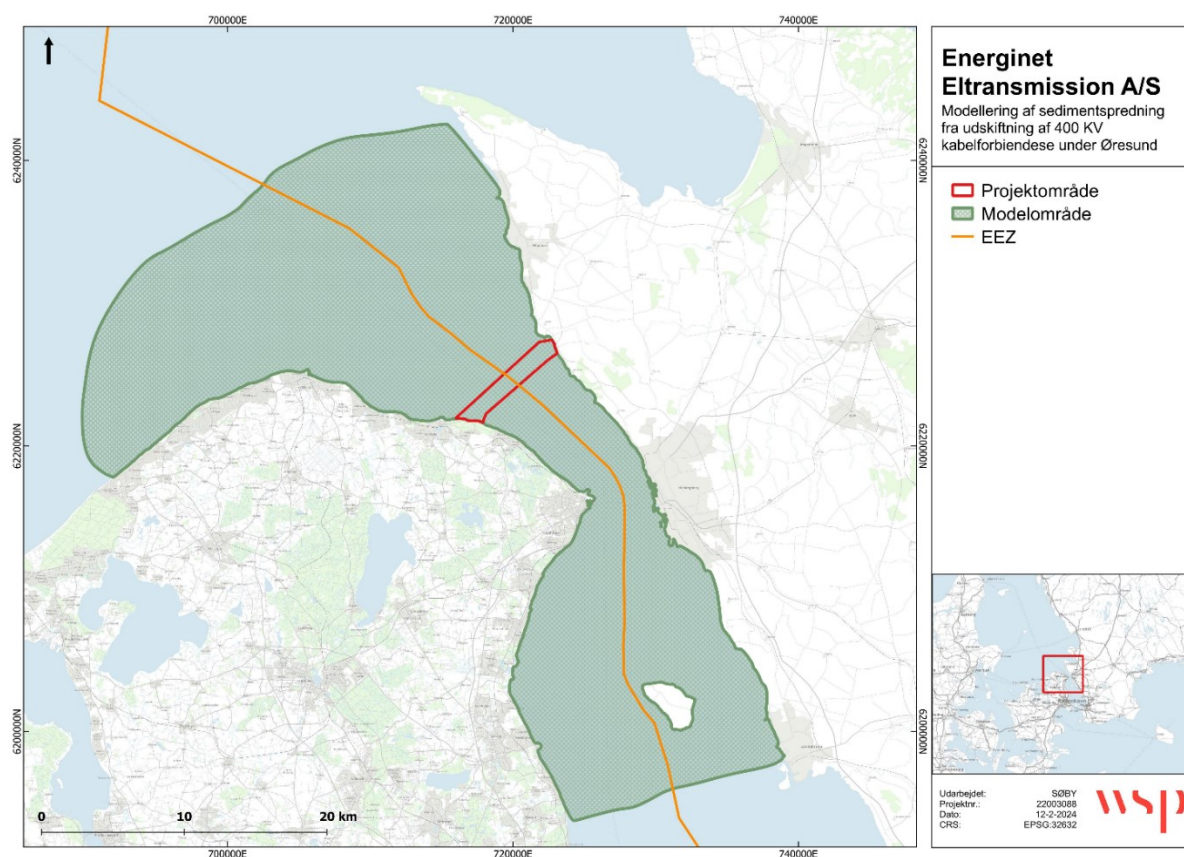
1.1 Formål og baggrund

Til brug for miljøvurdering i forbindelse med udskiftning af 400 KV kabelforbindelsen under Øresund, har WSP udført modelberegning af frigivelse og spredning af miljøfarlige forurenende stoffer (herefter benævnt MFS) i relation til underboring af stenrev, nedspuling og gravning af søkablerne i dansk og svensk farvand. For den danske del af projektet er modelberegningen om frigivelsen og spredning, afrapporteret i nærværende notat, som en teknisk baggrundsrapport til miljøkonsekvensrapporten. Modelberegning af frigivelsen og spredning af MFS er udført for at vurdere om frigivelseskoncentrationerne af stofferne kan påvirke det marine miljø negativt.

Modelberegningerne for frigivelsen og spredning af MFS er baseret på samme grundlag og antagelser som sedimentspredningsmodellen beskrevet i notatet herom (WSP, 2024a).

Modelberegningen af sedimentspredningen er foretaget i et noget større område end selve projektområdet. Specifikt afgrænser modelområdet sig fra den nordlige del af Øresund til den sydøstlige del af Kattegat ved Tragten, som angivet på Figur 1-1.

I forbindelse med udførelsen af modelberegning for frigivelse og spredning af MFS forudsættes, i dette notat, at det berørte sediment indeholder MFS, og at frigivelsen udelukkende sker som følge af sedimentspild ved nedspuling og nedgravning. Dermed undersøges den eventuelle koncentrationsøgning af MFS fra sedimentet til vandsøjlen, samt spredningen af MFS i vandsøjlen og sedimentet. Yderligere undersøges det, om der i forbindelse med underboring af stenrev og udledning af boremudder vil ske en påvirkning på vandområdets kemiske tilstand, samt det økologiske kvalitetselement nationalt specifikke stoffer.



Figur 1-1. Oversigt over det havareal der inkluderes i modellen (modelområde) i relation til projektområdet (rød ramme). Herudover er den danske Eksklusive Økonomiske Zone (EEZ) markeret med orange på kortet.

1.2 Modelværktøj og modelopsætning

1.2.1 Modelværktøj

Grundlaget for vurderingen af sedimentspredningen, er den hydrodynamiske model MIKE 21 Flexible Mesh (FM) og det tilhørende sedimenttransport modul MIKE 21 Mud Transport (MT).

FM Modellen er en numerisk todimensional strømningsmodel baseret på løsningen af de Reynoldsmidlede Navier-Stokes ligninger. Beregningsformuleringer og dokumentation kan findes i (DHI, 2019a).

Det vurderes at, en todimensional model er fuldt ud tilstrækkelig til at illustrere spredning og sedimentation af sediment ophvirvlet under nedspuling og nedgravning af kabler i nærværende projekt. På trods af, at der i Øresund til tider kan forekomme lagdelte strømninger, grundet forskellen i salinitet mellem Kattegat og Østersøen, er vurderingen at den manglende tredimensionelle modelbeskrivelse, som lagdelt strøm vil kræve, ikke er af betydning for beregning af sedimentspredning på vanddybder mindre end 8 m. På større vanddybder

end 8 m vil den todimensionale model i kortere perioder med svage strømninger i Øresund give et forkert resultat, idet der vil dannes lagdeling og strømmen på dybder større end 8 m kan løbe i modsat retning end i overfladen og i modellen. Dette vil kun ske i kortere perioder og ikke have betydning for spredning og aflejring af spildt sediment på lavere vand, hvor flora og fauna er mest følsomt overfor skygning af sedimentation.

Spredning og sedimentation af det ophvirvlede sediment modelleres samtidig med hydrodynamikken vha. MT-modulet, se nærmere videnskabelig beskrivelse i (DHI, 2019b). Modulet beregner den advektive transport samt sedimentation og re-suspension af sediment fra nedlægning af kablerne. Der er som udgangspunkt, benyttet standardværdier for modelparametrene eksempelvis til beregning af dispersionskoefficienter.

Transport og fortynding af kemiske stoffer som frigives fra porevandet under nedgravning af kablerne beregnes med AD (advektion – dispersions) modulet i MIKE modellen. En enheds tracer er lagt ind som en kilde der følger gravearbejdet. Den resulterende spredning og fortynding af traceren er efterfølgende multipliceret med den beregnede koncentration af de pågældende stoffer i porevandet, se kapitel 1.4 for yderligere beskrivelse af frigørelse af MFS. Mængden af porevand i det gravede sediment er beregnet på basis af tørstofprocenten i in situ sedimentet.

Modellen er ikke kalibreret, da der ikke er målinger tilgængeligt inden for modelområdet, som muliggør en kalibrering. Da kalibreringsdata mangler, er der visse usikkerheder i resultaterne, for eksempel kan modellens fejlmargen ikke estimeres. Derfor er resultaterne kun indikative, men de relative forskelle i strømhastigheder og fortyndingsforhold er sikre, og dermed er konklusionerne også sikre.

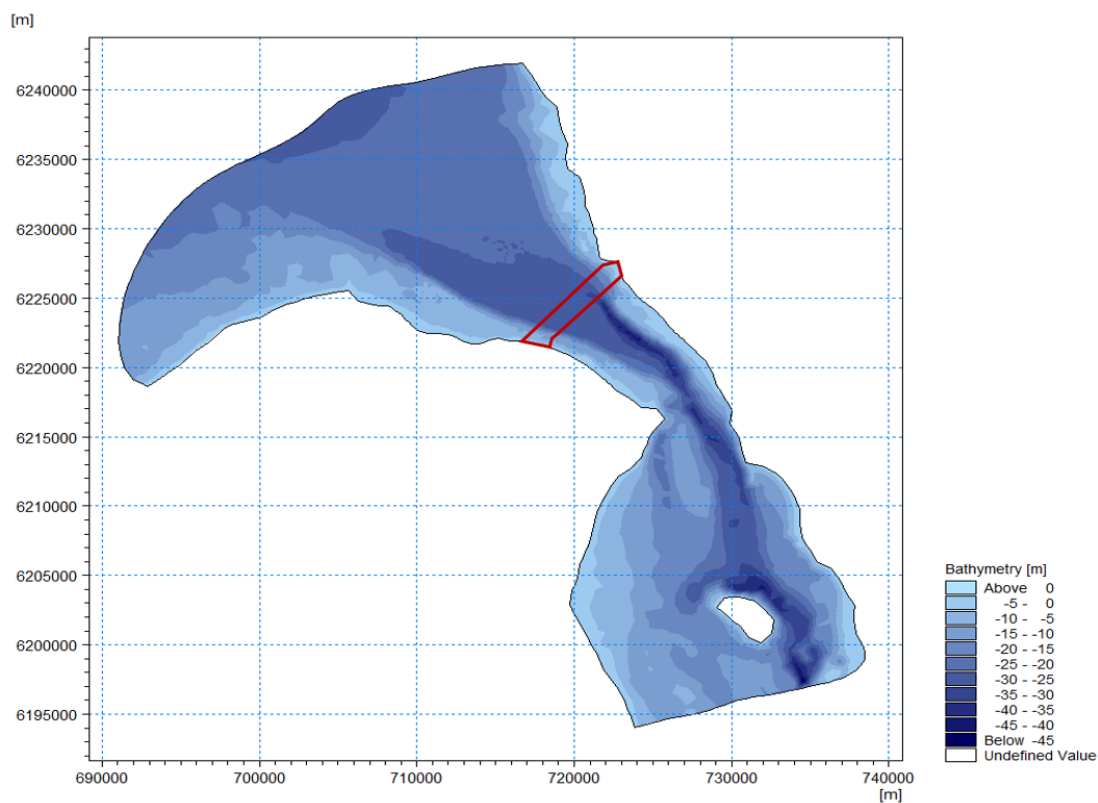
MIKE 21 FM-modellen har igennem flere årtier vist sig at være meget pålidelig i forhold til retvisende resultater og må betragtes som et state-of-the-art værktøj til netop disse typer opgaver.

1.2.2 Modelopsætning

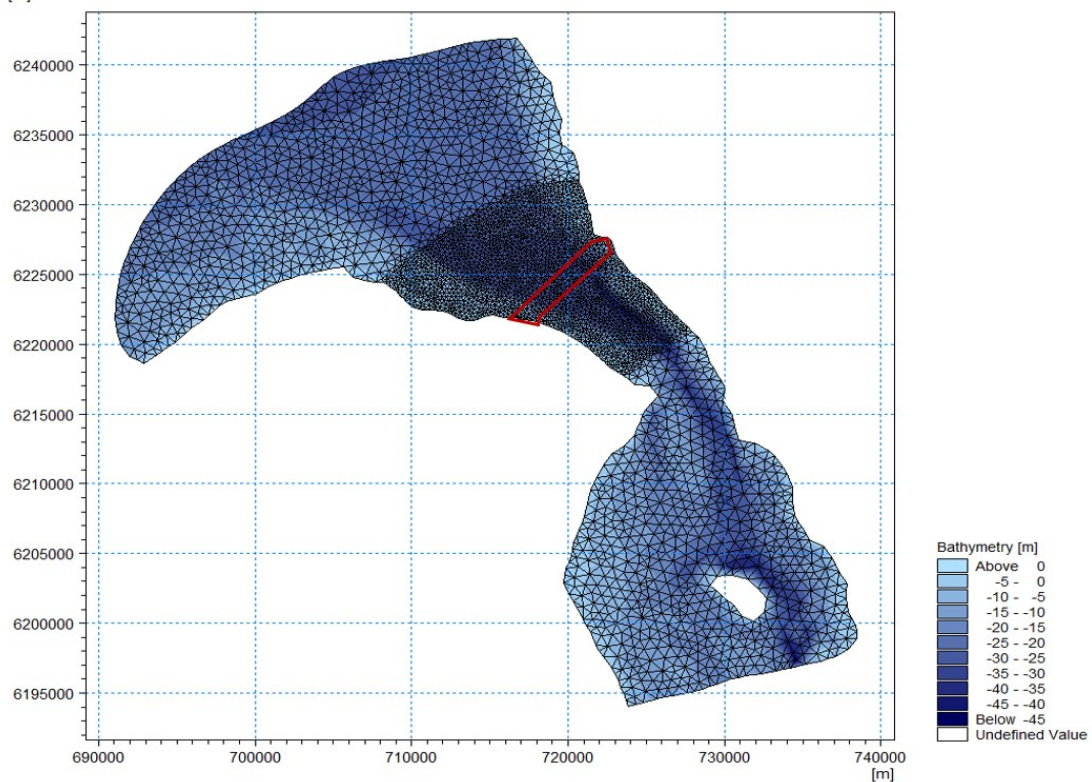
FM-modellen adskiller sig fra den ”traditionelle” MIKE 21 model ved at anvende et Flexible Mesh (heraf FM), altså et fleksibelt beregningsnet af trekanter, der kan tilpasse sig den aktuelle bathymetri (dybdeforhold) af modelområdet, samt muliggør en finere beregningsopløsning på udvalgte steder. Modellen består af flere tusinde beregningselementer med den højeste opløsning omkring projektområdet, se Figur 1-3. Modelområdets størrelse er valgt, så model-randerne er så langt væk fra projektområdet, med tilgrænsende havområder, at randefekterne ikke påvirker resultaterne.

Bathymetrien for området er opbygget ud fra Danmarks Dybdemodel på den danske side og bathymetri fra EMODnet på den svenske side, se Figur 1-2.

Modellen er etableret med en rand mod nord og en rand mod syd, det resterende er land-område. Randbetingelserne er fundet ved at genskabe et typisk strømningsbillede ved henholdsvis nord- og sydgående strømme vha. vandstandsmålinger fra Vedbæk og Hornbæk.



Figur 1-2. Anvendt bathymetridata i modelområdet og i nærheden af projektområdet (markeret med rød).



Figur 1-3. Bathymetri og modelnet omkring projektområdet. Beregningsnettet er finest nær projektområdet og bliver gradvist grovere med stigende afstand til projektområdet.

1.2.3 Strømningsforhold

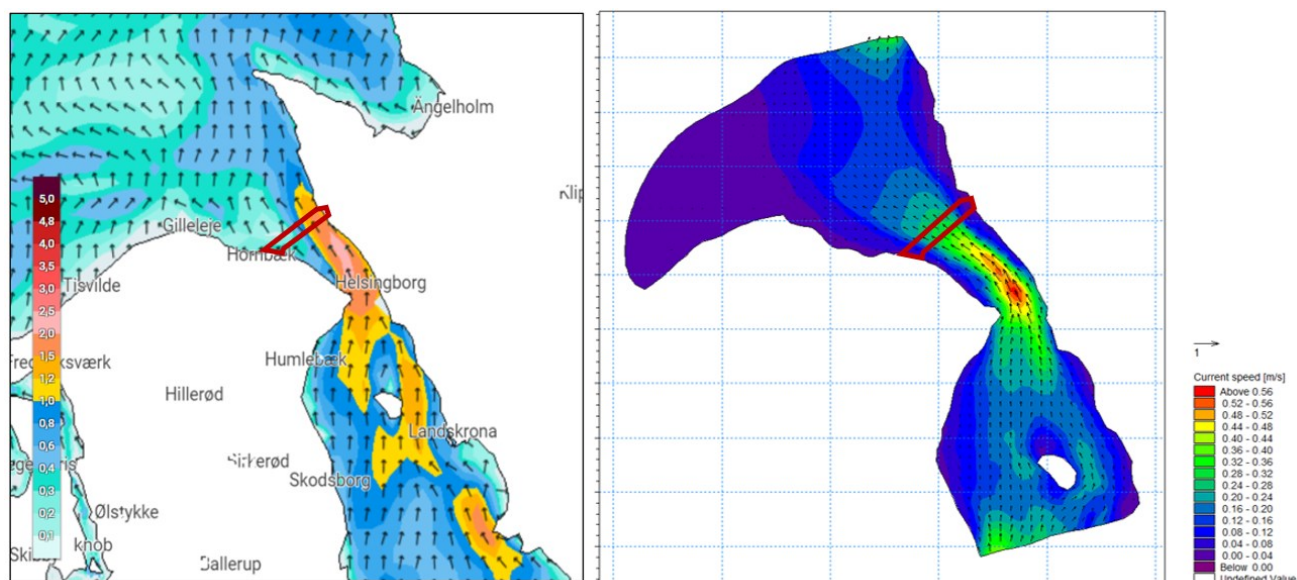
Strømforholdene igennem Øresund er primært styret af meteorologiske forhold, hvor fordelingen af høj- og lavtryk over Nordsøen og Skandinavien er den dominerende faktor. Når vinden kommer fra vest, strømmer vandet ind i Østersøen bl.a. igennem Øresund, som forårsager en sydgående strømretning ind i projektområdet. Omvendt vil der ved østenvind strømme vand ud af Østersøen, som forårsager en nordgående strøm gennem projektområdet.

På grund af forskel i vægtfylden mellem det brakke Østersøvand og det mere salte vand fra Kattegat og Nordsøen findes der en skilleflade mellem de to vandmasser som i projektområdet normalt ligger mellem 8 og 10 m's dybde. Skillefladen har ikke nogen betydning for strømforholdene på lavere vand og har således heller ikke nogen indflydelse på spredning af sediment fra anlægsaktiviteterne på lavt vand, hvor der kan være forekomster af stenrev og ålegræs. Sedimentspildt ved anlægsaktiviteter dybere end skillefladen vil ikke spredes til lavere vand og vil derfor ikke kunne påvirke det marine miljø her.

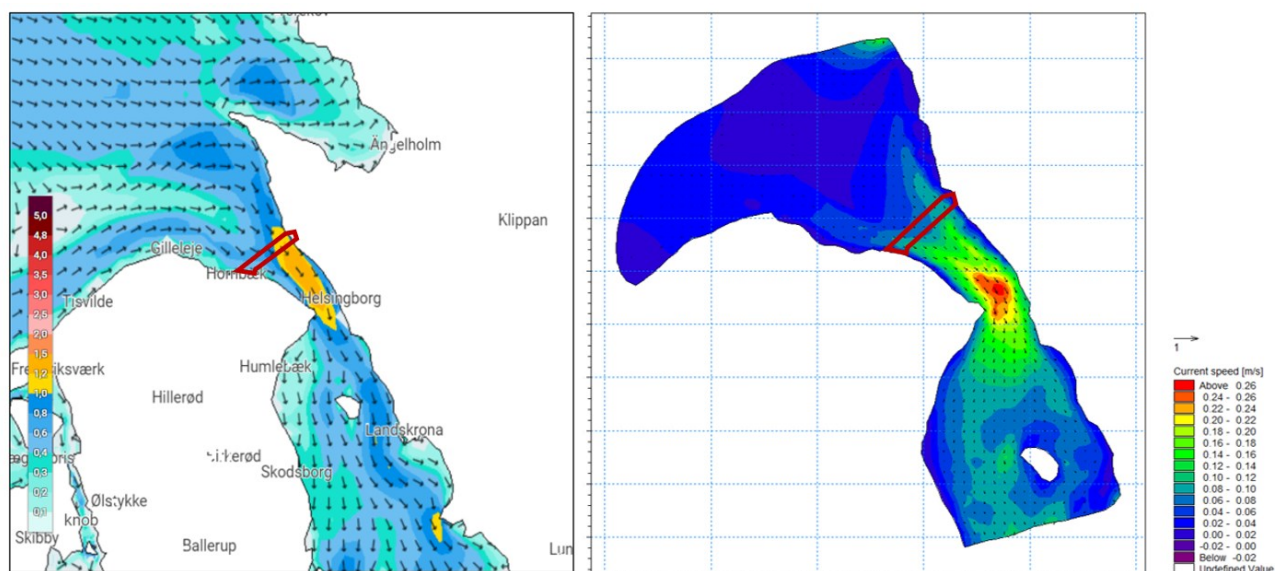
Til at belyse de biologiske effekter af sediment, som spredes i forbindelse med nedlægning af kablerne, tages udgangspunkt i situationer, hvor strømmen i Øresund er relativt svag, omkring 0,5 m/s eller mindre (omkring 1 kn), hvilket er typisk for en forårs- og sommer situation. Under svage strømme og med relative svage bølgeforhold, vil fortyndingen af det spildte sediment være mindst, og potentielt kunne transporteres ud af projektområdet i koncentrationer, som kunne have en effekt på det marine miljø.

Om efteråret og vinteren, hvor kraftige lavtryk over Skandinavien skaber kraftigere strømme i Øresund, vil bølger og vind forårsage en meget stor fortynding af sediment fra nedlægning af kablerne allerede inden det forlader projektområdet, og vil derfor have betydelig mindre effekt på det marine miljø i de omkringliggende farvande.

Figur 1-4 og Figur 1-5 viser de to situationer med henholdsvis nord- og sydgående strøm i Øresund sammenlignet med et øjebliksbillede fra Danmarks Meteorologisk Instituts (DMI) farvandsudsigt.



Figur 1-4. (Venstre) DMI farvandsudsigt i en periode med nordgående strøm igennem Øresund og udstrømning fra Østersøen. Bemærk at hastighederne her er opgivet i knob, for at sammenligne med den modelberegnete strøm skal værdierne deles med 2. (Højre) Modelberegnet strøm ved nordgående strøm igennem Øresund og udstrømning fra Østersøen. Projektområde markeret med rødt.



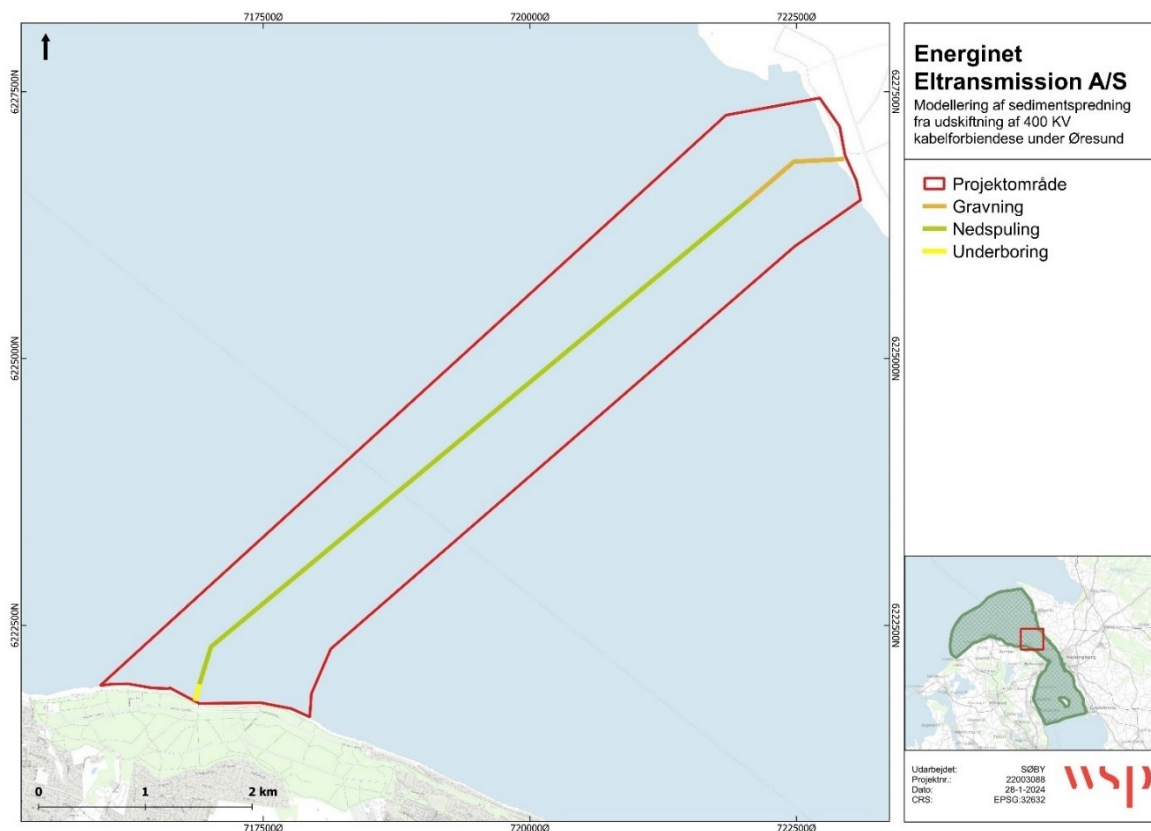
Figur 1-5. (Venstre) DMI farvandsudsigt i en periode med sydgående strøm igennem Øresund og indstrømning til Østersøen. Bemærk at hastighederne her er opgivet i knob, for at sammenligne med den modelberegnete strøm skal værdierne deles med 2. (Højre) Modelberegnet strøm ved nordgående strøm igennem Øresund og indstrømning til Østersøen. Projektområde markeret med rødt.

1.2.4 Spild ved nedspuling og nedgravning

Ved modelopstilling for spild af sediment under nedlægning af kablerne, er et scenarie opstillet på baggrund af en række forudsætninger og data fra de marine baseline undersøgelser i projektområdet, jf. (WSP, 2024b). Forudsætningerne er valgt så de hver for sig og tilsammen, giver en situation som forårsager den størst mulige påvirkning af det marine miljø i området (et konservativt scenarie).

Under udskiftning af kablerne, på både den danske og svenske side vurderes det, at det største sedimentspild vil opstå under nedlægningen af de nye kabler, og at spildet ved fjernelsen af de eksisterende kabler er væsentlig mindre.

Underboringerne på den danske side af projektområdet, forventes at finde sted ved det kystnære stenrev, hvorefter der nedspules i det bløde/finsandede sediment på både dansk og svensk side. Til sidst forventes det, at der graves igennem stenrevet på den svenske side, som er et væsentlig bredere stenrev end det danske (Figur 1-6). Effekten af underboringen på dansk side, blev modelleret via et "blowout" scenarie med realistiske parametre, hvor den maksimale sedimentkoncentration blev beregnet til mindre end 0,1 mg/l. Dette er meget lavt, hvorfor koncentrationsstigningen vurderes som ikke signifikant. Yderligere vil den tilførte mængde boremudder være ca. 5m³ ved et evt. blowout, som er langt mindre end den planlagte udledning ved underboring på ca. 200m³. Den planlagte udledning fra underboring vurderes derfor at være worst case. Beregning af et evt. blowout er således udelades fra resultaterne i dette notat. Ved kraftig pålandsvind kan sigtedybden i vandet, til sammenligning, periodisk reduceres til 1 m eller mindre, svarende til en sedimentkoncentration på >10 mg/l (WSP, 2024a).



Figur 1-6. Kabelstrækningen med forventede nedlægningsmetoder på dansk og svensk side, som spredningsmodellen er baseret på.

Tidsramme for anlægsaktiviteterne

I modellen anvendes der antagelser vedrørende hastigheden af nedspuling og gravearbejdet. Det antages, at der nedspules med ca. 100 m i timen og at der graves med ca. 10 m i timen langs kablestrækningen. Det antages desuden, at der arbejdes i døgndrift så arbejdet er færdigt efter ca. 3½ døgn. De 3½ døgn er et worst-case scenarie i forhold til sedimentkoncentrationen, da dette betyder, at der vil være en større mængde sediment som spredes på kortere tid, end hvis der arbejdes langsommere med pauser undervejs, hvor sedimentet vil fortyndes og spredes mindre.

Spild ved nedspuling og nedgravning

Sedimentspildet er beregnet efter metoden beskrevet i (CEDA / IADC, 2018). Sedimentspildet er beregnet til 18 kg/s under nedspulingen og 1,5 kg/s under nedgravningen. Ved nedgravning er der taget højde for, at det opgravede materiale placeres ved siden af kabelrenden, under arbejdet og lægges tilbage i renden efter endt arbejde.

Sedimentforhold i projektområdet

Information om områdets indhold af fint materiale (ler og silt) er fundet i (WSP, 2024b) baseret på de marine baselineundersøgelser. Prøverne viser meget varierende silt- og lerfraktion på 3,4% til 43,3%. Prøverne viser dog, at materialet i projektområdet overordnet bestående af fint sand. Med henblik på at beskrive den potentielt mest belastende situation, er

resultaterne vurderet kvalitativt og modellen er baseret hovedsageligt på de finkornede sedimenter.

Til brug for modellens beregning af sedimenttransport, er det nødvendigt at kende den hastighed, hvormed det spildte sediment synker mod bunden. Da (WSP, 2024b) viser meget blandede sedimentprøver med finkornet sand, samt lokalt stort indhold af silt og ler, er faldhastigheden sat til 0,005 m/s svarende til værdien for mellemkornet silt (mellemkornet silt har en middeldkornstørrelse fra 0,016 – 0,031 mm).

Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i sedimentet

I forbindelse med projektet er der udarbejdet en baseline rapport, som indeholder en relevansanalyse af de miljøfarlige forurenende stoffer, som indgår i vurderingerne i nærværende notat (WSP, 2024b).

Sedimentkoncentrationerne for hvert enkelt stof, som porevandskoncentration er beregnet ud fra, er et gennemsnit af alle analyseresultaterne per MFS taget i hver enkelt sedimentprøve, udtaget i forbindelse med de geotekniske undersøgelser og baseline for projektområdet (WSP, 2024b; Geo, 2022). Ligeledes er den benyttet tørstofsprocent som er et gennemsnit af alle sedimentprøverne udtaget i projektområdet.

1.3 Databehandling af analyseresultater

Til miljøvurderingen er det nødvendigt at kende de i forvejen forekommende koncentrationer (IFFK). Disse beregnes som middelværdier af målte koncentrationer i pågældende vandområde og matrice (vand, sediment). Dog er mange målte koncentrationer under kvantifikations- eller detektionsgrænsen, hvilket håndteres forskelligt alt efter hvilken vejledning man skeler til. I nærværende projekt er koncentrationen af det pågældende stof, hvis analyseresultat er under detektionsgrænsen, sat lig detektionsgrænsen, og hvis koncentrationen er under kvantifikationsgrænsen, er værdien sat lig kvantifikationsgrænsen. Dette er gjort for at sikre størst miljøbeskyttelse, ved at sætte IFFK til den mest konservative værdi.

1.4 Vurderingsmetode

Vurderingen af miljøfarlige stoffer består af en systematisk gennemgang af stofferne ud fra følgende metode:

1. Den teoretiske miljørisiko for det enkelte stof beregnes som forholdet mellem frigivelseskoncentration og miljøkvalitetskrav for det enkelte stof. En teoretisk miljørisiko højere end 1,0 indikerer, at stoffet potentielt er miljøkritisk, mens stoffer med en teoretisk miljørisiko lig med eller lavere end 1,0 anses for at være uden betydning for tilstanden i Øresund.

2. Påvirkningen af Øresund ved frigivelse af miljøfarlige stoffer fra nedspuling af kabler vurderes.

- For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration i Kattegat ikke overskrider miljøkvalitetskravet, beregnes udbredelsen af den blandingszone, for hvilken den nye udledning også overholder miljøkvalitetskravet jf. Miljøstyrelsens FAQ 42 (Miljøstyrelsen, 2024a). Det vurderes om blandingszonens størrelse er acceptabel.

- For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration overskrider miljøkvalitetskravet, er der kun muligt at opnå tilladelse til udledning, hvis det kan påvises at den nye udledning ikke påvirker overholdelse af miljøkvalitetskravet uden for blandingszonen og ikke medfører en koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt. Miljøstyrelsen har angivet en procedure for denne vurdering i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a). Denne vejledning er benyttet til vurdering af miljøpåvirkning af projektet. Proceduren indeholder tre kriterier, der alle skal være opfyldt for at et stof kan udledes i den beregnet koncentration. *Bemærkning i parentes er Miljøstyrelsens navngivning af det enkelte trin.*

- i. Beregning af, om udledningen i sig selv medfører forringelse af vandområdet ("*ikke væsentlig kilde*")
- ii. Beregning af koncentrationsstigningen i blandingszonens rand i forhold til det pågældende stofs generelle miljøkvalitetskrav ("*tilstrækkeligt og ensartet miljøbeskyttelsesniveau*")
- iii. Beregning af, om udledningen medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt ("*ikke forringelse*")

1.5 Beregning af MFS-koncentration i porevand i sediment

Når sediment spredes ved nedgravning og/eller nedspuling vil der ske en frigivelse af porevandet i sedimentet, som potentiel kan indeholde miljøfarlige forurenende stoffer (herefter MFS). For at undersøge om denne frigivelse har en påvirkning på vandområdet bruges den opstillede ligning for massebalance (se nedenfor) mellem sedimentet og porevand. Således kan den tilgængelige koncentration af MFS i sedimentet, som potentielt vil kunne frigives beregnes.

$$C_{total} * m_{total} = C_{vand} * m_{vand} + C_{sed} * m_{sed}$$

Ved brug af fordelingskoefficienten (K_d) kan fordeling af et givet stof mellem vand- og sedimentfasen beskrives således:

$$C_{sed} = K_d * C_{vand}$$

Udtrykket for koncentration af MFS i sediment (C_{sed}) kan indsættes i massebalancen og koncentration i vandfasen kan beregnes:

$$C_{vand} = \frac{C_{total} * m_{total}}{(K_d * m_{sed}) + m_{vand}}$$

Ud fra sedimentanalyserne kendes den totale koncentration af hvert enkelt MFS (C_{total}) i sedimentet som både indeholder en vand – og sediment fase, opgivet som mg/kg TS. For beregningsoverskuelighed er der lavet en antagelse om, at den totale mængde (m_{total}) er 1 kg, og ved brug af tørstofindholdet (74 %TS (WSP, 2024b; Geo, 2022)) kan den totale mængde fordeles mellem vand- og sedimentfaserne.

$$\begin{aligned} m_{sed} &= 1 * \%TS = 0,74kg \\ m_{vand} &= m_{total} * (1 - \%TS) = 0,26kg \end{aligned}$$

Koncentration i porevandet bruges i modellen til at beregne koncentration i vandsøjlen og hvordan denne koncentration spredes inden for modelområdet.

Det har ikke været muligt at finde anvendelige målte K_d -værdier for alle relevante stoffer. For de relevante stoffer er K_d -værdi estimeret på baggrund af stoffets K_{oc} - værdi og sammenhængen mellem fraktionen af det organiske indhold f_{oc} :

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

For de stoffer, hvor det ej heller har været muligt at finde K_{oc} -værdien, er stoffets K_d -værdi estimeret på baggrund af stoffets mest konservative $\log(K_{ow})$ - værdi. Med konservativt menes her, den laveste $\log(K_{ow})$ – værdi. Den laveste $\log(K_{ow})$ – værdi vil i højere grad tillade frigivelse og opløsning af stoffet til vandfasen (hvilket må antages at være den mest konservative tilgang). K_d er for disse stoffer beregnet ud fra MINTEQS regression:

$$K_d = 10^{0,7019 \times \log(K_{ow}) + 0,0784}$$

Af Tabel 1-1 fremgår det, at stoffernes porevandskoncentration i sig selv ikke vil overskride stoffernes generelle miljøkvalitetskrav for 17 af stofferne (bly (Pb), cadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), sølv (Ag), acenaphthen, anthracen, naphthalen, phenanthren, methylnaphthalener, nonylphenoler, 4-tert-octylphenol, BBP, DEHA, DEHP) og disse stoffer vil derfor ikke påvirke tilstand i Kattegat/Øresund i forbindelse med nedspulingen og nedgravning, og vil således ikke tages med i den videre vurdering af påvirkningen i vandsøjlen, men de vil forsat være med i vurderingen af sedimentfasen.

Tabel 1-1 Stoffernes Kd-værdier (Miljøstyrelsen, 2024a; Allison & Allison, 2005) og udregnede koncentrationer i porevand (se ligning for udregning ovenfor), samt den teoretiske miljørisiko der angiver om koncentrationen i porevandet overskrider de fastsatte generelle kvalitetskrav. Rød markering angiver at der er en miljørisiko, dvs. værdien overstiger 1,0.

Stofnavn	Kd [L/kg]	Koncentration i porevand [µg/l]	Generelt kvalitetskrav [µg/l]*	Maksimumkoncentration [µg/l]*	Miljørisiko (porevand ift. generelt krav)	Miljørisiko (porevand ift. Maks. koncentration)
Arsen (As)	316,23	30,39	0,6	1,1	25,33	17,88
Bly (Pb)	125.892,54	0,15	1,3	14	0,11	0,01
Cadmium (Cd)	3.981,07	0,03	0,2	0,6	0,14	0,05
Krom (Cr)	31.622,78	0,49	3,4	124	0,15	0,00
Kobber (Cu)	15.848,93	0,67	1	2	0,42	0,33
Kviksølv (Hg)	79.432,82	0,00	0,07	0,07	0,01	0,01
Nikkel (Ni)	10.000	0,97	8,6	34	0,11	0,03
Sølv (Ag)	3.981,07	0,05	0,2	1,2	0,25	0,04
Vanadium (V)	125,89	218,15	4,1	57,8	53,21	3,77
Zink (Zn)	5.011,87	10,30	7,8	8,4	1,18	1,11
acenaphththen	51,29	0,04	0,38	3,8	0,12	0,01
Anthracen	275,42	0,05	0,1	0,1	0,47	0,47
Benz(a)anthracen	5011,87	0,01	0,0012	0,018	7,69	0,51
Benz(g,h,i)perylene	26302,68	0,0023	0,00017	0,00082	13,64	2,83
Benz(b+j+k)fluoranththen	5495,41	0,02	0,00017	0,017	141,86	1,42
Benz(a)pyren	8317,64	0,01	0,00017	0,027	38,90	0,24
Chrysen/ Triphenylen	3311,31	0,02	0,0014	0,014	10,76	1,08
Fluoranththen	977,24	0,09	0,0063	0,12	14,39	0,76
Indeno(1,2,3-cd)pyren	30902,95	0,0015	0,00017	0,027	8,96	0,06
naphthalen	13,49	0,76	2	130	0,38	0,01
Phenanthren	229,09	0,18	1,3	4,1	0,14	0,04

Stofnavn	Kd [L/kg]	Koncentration i porevand [µg/l]	Generelt kvalitetskrav [µg/l]*	Maksimumkoncentration [µg/l]*	Miljørisiko (porevand ift. generelt krav)	Miljørisiko (porevand ift. Maks. koncentration)
Pyren	912,01	0,10	0,0017	0,023	61,06	4,51
Sum af methyl-napthalener (1,2, dimeth og tri.)	398,11	0,08	0,12	2	0,69	0,04
TBT	1000,00	0,0014	0,0002	0,0015	6,75	0,90
Nonylphenoler	1548,82	0,01	0,3	2	0,02	0,00
4-tert-octylphenol	81,28	0,01	0,01	anvendes ikke	0,83	Kan ikke beregnes
BBP	426,58	0,00	0,75	15	0,00	0,00
DEHA	616595,00	0,00	0,07	0,66	0,00	0,00
DEHP	194984,46	0,00	1,3	anvendes ikke	0,00	Kan ikke beregnes

For de resterende 13 stoffer (arsen, vanadium, zink, benz(a)antracen, benz(g,h,i)perylene, benz(k)flouranthen, benz(a)pyren, chrysen, fluoranthen, indeno(1,2,3-cd)pyren, pyren og TBT) vil frigivelsen i sig selv overskride det generelle kvalitetskrav, hvorved stoffet er vurderet at være potentielt miljøkritisk. For disse stoffer beregnes det, i hvilken afstand porevandskoncentration af de pågældende stoffer er fortyndet til miljøkvalitetskravet. For stofferne arsen, vanadium, zink, benz(g,h,i)perylene, benz(k)flouranthen, chrysen og pyren, ses det yderligere at porevandskoncentration vil overskride maks. koncentration, det skal således også beregnes i hvilken afstand de ikke overskrider maks. koncentration.

1.6 Beregning af fortyndingszone

Ved nedlægning af kablerne vil porevandet frigives til vandfasen som følge af gravearbejdet/nedspulingen. Her skal det beregnes, i hvilken afstand porevandskoncentrationerne er fortyndet til det generelle miljøkvalitetskrav. Derudover skal fortyndingszonens maksimale udbredelse beregnes, så der er en maksimal stigning på 5% i randen af fortyndingszonen ift. det generelle miljøkvalitetskrav. Det gælder for de stoffer som overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. For stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav, så bestemmes fortyndingszonens maksimale udbredelse for den resulterende koncentration, det vil sige at der tages højde for den i forvejen forekommende koncentration (IFFK), og at denne ikke overstiger det generelle kvalitetskrav. For nogle af stofferne (benzo(a)anthracen,

benzo(g,h,i)perylene, benzo(b+j+k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, chrysene, fluoranthene, indeno(1,2,3-cd)pyrene og pyrene) har det ikke været muligt at finde IFFK, og for disse antages det, at stofferne i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav og behandles derefter.

Flowet hvormed porevandet frigives, afhænger af gravehastigheden, sedimentspild til vandfasen og vandindhold i sedimentet Tabel 1-2. Det antages, at der nedspules med ca. 100 m i timen, og at spildet fra nedspulingen er 18 kg/s. Kabletracéet på dansk side er ca. 4 km langt. Da gravearbejdet er dynamisk og hele tiden flytter sig, er kabletracéet delt op i 4 strækninger af 1 km hver, som svarer til den daglige gravelængde samt udledning.

For hver strækning benyttes den forenkede beregningsmetode fra Miljøprojekt nr. 690 (Miljøstyrelsen, 2002) til at bestemme koncentrationen af et MFS i randen af en fortyndingszone. Formlen skal anvendes til at bestemme hvor stor afstand der kræves, førend der maksimalt er en overskridelse på 5% i randen ift. det generelle miljøkvalitetskrav

$$C_{(x,y)} = \frac{Q \times C_0}{H \times \sqrt{\pi \times D_y \times x \times y}} \times e^{\left(-\frac{u \times y^2}{4 \times D \times x}\right)}$$

- C(x,y) er koncentrationen i punkt (x,y) (mg/L)
- Q er vandføringen i udledningen (m³/s)
- C₀ er koncentrationen i porevandet (µg/L)
- D_y er dispersionskoefficienten i y-retningen (m²/s)
- x er afstand målt i strømretning (m)
- y er afstand målt på tværs af strømretning (m)
- u er strømhastigheden (m/s)
- H er vanddybden (m)

Dispersionskoefficienten dækker over diffusion og spredningseffekten, der må tillægges som følge af midling af hastighedsvariationer over afstand. Dispersionskoefficienten i y-retningen kan estimeres efter følgende formel:

$$D_y = \frac{3,6 \times u \times H}{10}$$

Tabel 1-2 Anvendte generelle parametre og værdier benyttet til beregning af spredning af sedimentet.

Parameter	Benyttet værdi	Enhed
Gravelængde	Ca. 4000	m
Nedspulings hastighed	100	m/time
Spild	18	kg/s
Densitet	1500	kg/ m ³
Vægtspild (total)	2.592.000	kg
%Tørstof (fra analyser)	74	%
Strømning	0,3	m/s

Selve nedlægning af kablet er opdelt i fire dele, der hver udgør 1000 meter. Det svarer til den forventede afstand som vil nedlægges på en arbejdsdag (10 timer). Den beregnede afstand vil være den daglige fortyndingsafstand som vil være dynamisk og rykke sig som arbejdet skrider frem.

Tabel 1-3 Gennemsnits vanddybde på de 4 strækninger

Strækning	A	B	C	D
Vanddybde [m]	10	22	28	28

Der er ikke kendskab til IFFK i vandfasen i det konkrete vandområde. I stedet tages der højde for IFFK i vandfasen fra det nærliggende sammenlignelige vandområde Øresund, her er en række MFS'er analyseret i 2023-2025 af Sund og Bælt på flere stationer Oceankaj, Amager Strandpark Midtpier, Dragør badeanlæg, marin vest og marin øst (stedID: 97000003, 97000007, 97000006, 97000004 og 97000005), og fra vandområde Køge Bugt hvor miljøstyrelsen har taget MFS analyser i 2022 på station 97120010, hvis ikke stofferne indgik i Sund og Bælts Data. Der er ikke fundet analyser for DEHA og BBP i vandfasen i det konkrete vandområde eller i nogen sammenlignelige vandområder. Det antages derfor som worst-case, at stofferne overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Alle stofferne har logKow værdier højere end 3 og vil derfor sorbere og akkumulere i sediment og biota, fremfor at være til stede i vandfasen, derfor sættes IFFK på baggrund af stoffernes fysisk-kemiske egenskaber til at være lig med det generelle kvalitetskrav, som en worst-case tilgang, da den endelige koncentration i vand forventes at være lavere. Ved at sætte IFFK til det generelle miljøkvalitetskrav, vil der kun kunne tillades en koncentrationsstigning som netop ikke er målbart højere end IFFK.

1.7 Påvirkning af Kattegat for stoffer, der i forvejen overholder miljøkvalitetskravet i Kattegat - vand

For de miljøfarlige stoffer, hvor porevandskoncentrationen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, og hvor den i forvejen forekommende koncentration (IFFK) i vand er under miljøkvalitetskravet, gælder det efter Indsatsbekendtgørelsens § 8, at der godt kan udpeges en blandingszone så længe det generelle miljøkvalitetskrav er overholdt i randen af blandingszonen (porevandskoncentrationen + IFFK). Det gælder for stofferne arsen, vanadium og zink at porevandskoncentrationen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

For de stoffer hvor maksimum koncentration er overskredet, skal der ligeledes udpeges en blandingszone hvor maksimum koncentration er overholdt i randen af blandingszonen (porevandskoncentrationen + IFFK). For stofferne arsen, vanadium og zink overskrider IFFK ikke det generelle miljøkvalitetskrav, men porevandskoncentrationen overskrider maksimumkoncentrationen.

Fortyndingszonens udbredelse er beregnet ud fra beregningsmetode fra Miljøprojekt nr. 690 (Miljøstyrelsen, 2002) under inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration. Fortyndingszonernes udbredelse er angivet i Tabel 1-4 og Tabel 1-5 for hver af de 4 kables-trækninger.

Det vil sige, at det er beregnet i hvilken afstand den resulterende koncentration (porevandskoncentrationen + IFFK) er fortyndet til det generelle miljøkvalitetskrav. Uden for denne udbredelse vil udledningen ikke påvirke opfyldelse af relevante miljøkvalitetskrav, og frigivelsen vil derfor ikke medføre en forringelse af vandområdet som helhed.

For stofferne arsen, vanadium og zink, opnås der en fortynding til det generelle miljøkvalitetskrav inden for en afstand på 0,1 m på strækning A, og indenfor <0,1m på strækning B, C og D (Tabel 1-4). Arealet af fortyndingszonen hvor afstanden (som svarer til en radius) på 0,1 m er 200 m² (1000 m gravearbejde x 0,2 m). Det svarer til en fortyndingszone med en radius på omkring 8 m.

Tabel 1-4 Beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat, men hvor udledningen af porevandet overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Rød markering angiver at denne værdi overskrider det generelle kvalitetskrav.

	Koncentration porevand [ug/L]	IFFK [ug/L]	GV bek 796 - Miljømålsloven - Marin [ug/L]	Afstand (m) A	B	C	D
Arsen (As)	30,39	1,1	1,6 ^{1,2}	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Vanadium (V)	218,15	0,0015	4,1 ^{1,2}	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zink (Zn)	10,30	4,2	8,7 ^{1,2}	0,1	<0,1	<0,1	<0,1

¹. Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration (Miljøministeriet, 2023).

². Naturlige baggrundskoncentrationer for Kattegat er tilsat kvalitetskravet (OSPAR, 2005).

For stofferne arsen, vanadium og zink, opnås der en fortynding til maksimum koncentrationen inden for en afstand på <0,1 m på alle fire strækninger (Tabel 1-5). Arealet af fortyndingszonen hvor afstanden (som svarer til en radius) på 0,1 m er 200 m² (1000 m gravearbejde x 0,2 m). Det svarer til en fortyndingszone med en radius på omkring 8 m.

Tabel 1-5 Beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat og hvor porevandskoncentrationen overskrider maksimum koncentrationen. Rød markering angiver at porevands koncentrationen overskrider maksimum koncentrationen.

	Koncentration porevand [ug/L]	IFFK [ug/L]	Maks. koncentration bek 796 - Miljømålsloven - Marin [ug/L]	Afstand (m) A	B	C	D
Arsen (As)	30,39	1,1	1,7 ^{1,2}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Vanadium (V)	218,15	0,0015	57,8	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zink (Zn)	10,30	4,2	9,3 ^{1,2}	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

¹. Kvalitetskravet er denne koncentration af stoffet tilføjet den naturlige baggrundskoncentration (Miljøministeriet, 2023).

². Naturlige baggrundskoncentrationer for Kattegat er tilsat kvalitetskravet (OSPAR, 2005).

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra udledningsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2024a). Alle beregnede blandingszoner har en markant mindre udstrækning end dette. Frigivelse af miljøfarlige stoffer, der ikke i forvejen findes i recipienten over miljøkvalitetskrav, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

1.8 Påvirkning af Kattegat for stoffer, der i forvejen overskrider miljøkvalitetskravet i Kattegat - vand

For stoffer, hvor den beregnede porevandskoncentration og IFFK i Kattegat begge overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, vurderes påvirkningen af yderligere frigivelse jf. Miljøstyrelsens FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a). Der skal således beregnes i hvilken afstand frigivelsen i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde (resulterende koncentration < MKK i blandingszonens rand) og i hvilken afstand koncentrationsstigning overskrider MKK med maksimalt 5% ift. anvendt grænseværdi.

Det samme er gældende for de stoffer hvor maksimum koncentration er overskredet, for dem skal der ligeledes udpeges en blandingszone for maksimum koncentrationen. Det vil ske på samme vis, som for de stoffer hvor porevandet overskrider MKK, det vil sige, at der skal beregnes fortyndingszoner hvor frigivelsen i sig selv ikke må overskride maksimum koncentrationen og hvor koncentrationsstigningen ikke må overskride 5% af maksimum koncentrationen. Det gælder for stofferne benzo(g,h,i)perylene, benzo(b+j+k)flouranthen, chrysen og pyren hvor porevandskoncentrationen overskrider maksimumskoncentrationen.

Porevandskoncentrationer, IFFK, og fortyndingszonernes udbredelse for stofferne er angivet i Tabel 1-6, Tabel 1-7, Tabel 1-8 og Tabel 1-9.

Af Tabel 1-6 fremgår det, at den afstand der skal til, før stofferne er fortyndet til det generelle miljøkvalitetskrav er <0,1 m for alle stofferne på alle 4 strækninger. En fortyndingszone med en afstand på <0,1 m over 1000 m, svarer til en fortyndingszone med en radius på ca. 8 m.

Tabel 1-6 Oversigt over stoffernes porevandskoncentrationer, samt beregning af fortyndingszone bredde i de fire gravezoner (uden IFFK). Rød markering angiver at denne værdi overskrider det generelle kvalitetskrav.

	Koncentration porevand [ug/L]	Grænse-værdi [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
			A	B	C	D
Benzo(a)anthracen	0,01	0,0012	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(g,h,i)perylene	0,0023	0,00017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(b+j+k)flouranthen	0,02	0,00017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(a)pyren	0,01	0,00017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

	Koncentration porevand [ug/L]	Grænse- værdi [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
Chrysen/ Tripheny- len	0,02	0,0014	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthén	0,09	0,0063	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Indeno(1,2,3-cd)py- ren	0,0015	0,00017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Pyren	0,10	0,0017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
TBT	0,0014	0,0002	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Af Tabel 1-7 fremgår det, at den afstand der skal til, før stofferne er fortyndet til maksimum koncentrationen er <0,1 m for alle stoffer og på alle 4 strækninger. En fortyndingszone med en afstand på <0,1 m over 1000 m, svarer til en fortyndingszone med en radius på ca. 8 m.

Tabel 1-7 Oversigt over stoffernes porevandskoncentrationer, samt beregning af fortyndingszone bredde i de fire gravezoner (uden IFFK). Rød markering angiver at denne værdi overskrider Maksimum koncentrationen.

	Koncentration porevand [ug/L]	Maksimum koncentra- tion [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
			A	B	C	D
Benzo(g,h,i)perylene	0,0023	0,00082	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(b+j+k)fluoranthén	0,02	0,017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chrysen/ Tripheny- len	0,02	0,014	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Pyren	0,10	0,023	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Af Tabel 1-8 fremgår det, at den afstand der skal til, før stofferne (med IFFK) er fortyndet til 5% af det generelle miljøkvalitetskrav er 2,3 m for benzo(b+j+k)fluoranthén på strækning A, og 0,8 m på strækning B og 0,6 m på strækning C og D. Grunden til, at der udregnes forskellige størrelser af fortyndingszoner i de fire områder, skyldes, at der er forskellig havdybde og fortyndingen afhænger af havdybden. En fortyndingszone med en afstand på 2,3 m over 1000 m, svarer til en fortyndingszone med en radius på ca. 38 m.

Tabel 1-8 Oversigt over stoffernes porevandskoncentrationer, i forvejen forekommende koncentrationer samt beregning af nødvendig fortyndingszone bredde i de fire gravezoner (med IFFK) for stoffer hvor porevandskoncentrationen og IFFK overskrider det generelle miljøkvalitetskrav . Rød markering angiver at koncentrationen i porevandet overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

	Koncentration porevand [ug/L]	IFFK [ug/L]	Grænseværdi [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
				A	B	C	D
Benzo(a)anthracen	0,01	0,01	0,0012	0,3	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(g,h,i)perylene	0,0023	0,01	0,00017	0,9	0,3	0,3	0,3
Benzo(b+j+k)fluoranthren	0,02	0,01	0,00017	2,3	0,8	0,6	0,6
Benzo(a)pyren	0,01	0,01	0,00017	1,2	0,4	0,3	0,3
Chrysen/ Triphenylen	0,02	0,01	0,0014	0,3	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthren	0,09	0,01	0,0063	0,3	<0,1	<0,1	<0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0015	0,01	0,00017	0,9	0,3	0,2	0,2
Pyren	0,10	0,01	0,0017	0,9	0,3	0,2	0,2
TBT	0,0014	0,0015	0,0002	0,2	<0,1	<0,1	<0,1

Af Tabel 1-9 fremgår det, at den afstand der skal til, før stofferne er fortyndet til 5% af maksimum koncentration er <0,1 m for alle stoffer på alle 4 strækninger. En fortyndingszone med en afstand på <0,1 m over 1000 m, svarer til en fortyndingszone med en radius på ca. 8 m.

Tabel 1-9 Oversigt over stoffernes porevandskoncentrationer, i forvejen forekommende koncentrationer samt beregning af fortyndingszone bredde i de fire gravezoner (med IFFK) for stoffer hvor koncentrationen i porevandet overskrider maksimum koncentrationen. Rød markering angiver at koncentrationen i porevandet overskrider maksimum koncentrationen.

	Koncentration porevand [ug/L]	IFFK [ug/L]	Maksimum koncentration [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
				A	B	C	D
Benzo(g,h,i)perylene	0,0023	0,01	0,00082	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(b+j+k)fluoranthren	0,02	0,01	0,017	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

	Koncentration porevand [ug/L]	IFFK [ug/L]	Maksimum koncentra- tion [ug/L]	Beregnet fortyndingszone (m)			
Chrysen/ Triphenylen	0,02	0,01	0,014				
				<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Pyren	0,10	0,01	0,023				
				<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra udledningsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2024a). Alle beregnede fortyndingszoner har en markant mindre udstrækning end dette (både med og uden IFFK). Frigivelse af miljøfarlige stoffer, der ikke i forvejen findes i recipienten over det generelle miljøkvalitetskrav, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

Repræsentativt målepunkt

For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration, overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, skal det vurderes, om frigivelsen medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt (*"ikke forringelse"*), dette er gjort ved at modellere koncentrationsstigning som både den maksimale og gennemsnitlige koncentrationsstigning. Plots for hvert enkelt stof kan ses i bilag 4.

Nedenfor ses resultaterne for modellen, som beskriver den gennemsnitlige koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt for hvert enkelt stof. Modellen er kørt for en periode på 28 dage, det er for at sikre, at det spildte sediment enten er sedimenteret permanent eller spredt ud af modelområdet.

Det repræsentative målepunkt skal ifølge vejledningen (Miljøstyrelsen, 2024a) vælges og placeres på en overvågningsstation hvor der overvåges eller har været overvåget for miljøfarlige stoffer (MFS) i det berørte vandområde. Hvis der er flere overvågningsstationer i vandområdet, vælges den MFS-station som vurderes at være mest repræsentativ for overfladevandet nær kabeltracéet. Hvis ikke der findes en nærliggende repræsentativ MFS-station, vælges den nærmeste overvågningsstation, der vurderes bedst til at repræsentere overfladevandets tilstand som helhed.

I nærværende vurdering er det repræsentative målepunkt fastsat til at være NOVANA station nr. 97300002, hvor der overvåges for vandkemi (næringsstoffer, pH og oxygen). Det skyldes at der i vandområdet ikke findes en overvågningsstation, hvor der overvåges for MFS i overfladevandet. Der beregnes gennemsnits koncentrationer i dette punkt som er præsenteret i Tabel 1-10. Den gennemsnitlige koncentrationsstigning er præsenteret både som koncentrationen i sig selv og som den resulterende koncentration, dvs. når koncentrationsstigning lægges oven i den i forvejen forekommende koncentration (IFFK).

Tabel 1-10 Gennemsnitskoncentrationsstigninger i det repræsentative målepunkt (RP) for enkelstofferne der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, baseret på spredning af stofferne i forbindelse med nedlægning af kablerne. Detektionsgrænserne markeret med blå er fastsat for marint vand i analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024), øvrige detektionsgrænser er typisk anvendte i laboratorie analyser foretaget af Eurofins. IFFK angiver i forevejen forekommende koncentration ved det repræsentative målepunkt. Rød markering af IFFK angiver at denne værdi overskrider det generelle kvalitetskrav.

Stof	Grænseværdi BEK nr. 796 af 13/06/2023		Koncentrationsstigning i RP (uden IFFK)			Slut koncentration i RP (med IFFK)	
	Generelt kvalitetskrav* µg/L	Naturlig baggrunds koncentration i Kattegat µg/L	Porevæske koncentration µg/L	IFFK µg/L	Gennemsnit µg/L	Gennemsnit µg/L	Detektionsgrænse µg/L
Benz(a)anthracen	0,0012		0,003	0,01	$1 \cdot 10^{-8}$	0,01	0,01
Benz(ghi)perylene	0,00017		0,001	0,01	$1 \cdot 10^{-9}$	0,01	0,01
Benz(b+j+k)-fluoranthren	0,00017		0,007	0,01	$1 \cdot 10^{-8}$	0,01	0,01
Benz(a)pyren	0,00017		0,002	0,01	$1 \cdot 10^{-8}$	0,01	0,01
Crysen/Triphenylen	0,0014		0,004	0,01	$1 \cdot 10^{-7}$	0,01	0,01
Fluoranthren	0,0063		0,02	0,01	$1 \cdot 10^{-8}$	0,01	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00017		0,001	0,01	$1 \cdot 10^{-9}$	0,01	0,01
Pyren	0,0017		0,02	0,01	$1 \cdot 10^{-8}$	0,01	0,01
TBT	0,0002		0,001	0,0015	$1 \cdot 10^{-9}$	0,0015	0,001

I Tabel 1-10 angives de gennemsnitlige koncentrationsstigninger i det repræsentative målepunkt. Her ses det at frigivelsen i sig selv (uden IFFK), ikke vil føre til overskridelse af det generelle miljøkvalitetskrav. I forhold til at vurdere om der er en målbar stigning ift. IFFK i det repræsentative målepunkt, gælder det, at den gennemsnitlige koncentrationsstigning er ikke målbar, da data for de modellerede stigningerne er lavere end detektionsgrænserne. Det betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af overfladevand. For de stoffer, hvor der i analysekvalitetsbekendtgørelsen ikke er fastsat en detektionsgrænse for marint vand, er detektionsgrænser som typisk anvendes i laboratorie analyser, bl.a. fortaget af Eurofins anvendt til sammenligning. Vurderingen der er foretaget her, følger således kravene beskrevet i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024b), hvor det angives, at det skal vurderes om en beregnet stigning i koncentrationen vil være målbar jf. analysekvalitetsbekendtgørelsen.

1.9 Påvirkning af sedimentfasen i Kattegat

Frigivelsen af MFS i forbindelse med nedgravning/nedspuling af kablerne vil udover eventuel påvirkning af vandkvaliteten også kunne give en påvirkning af sedimentkvaliteten.

Ifølge Miljøstyrelsens vejledning i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a) tillades der kun udledninger som ikke leder til en gennemsnitlig årlig stigning på mere end 1% af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment i påvirkningszonen, det gælder for stoffer hvor IFFK i sediment allerede overskrider sedimentkvalitetskravet (SKK). For stoffer hvor IFFK i sediment ikke overskrider SKK, skal det sikres at den gennemsnitlige årlige stigning ikke medføre en væsentlig koncentrationsstigning. Det tolkes således, at hvis et givet stof (i forvejen ikke overskrider SKK) som følge af en udledning udgør mere end en stigning på 5% i påvirkningszonen betragtes den som væsentlig jf. FAQ 51 (Miljøstyrelsen, 2024a). En stigning på op til hhv. 1 og 5 % af miljøkvalitetskravet for sediment vurderes at ligge inden for usikkerheden af, hvad der bestemmes i en kemisk analyse, hvor der vil være variation mellem prøvetagning, laboratorier og analyseusikkerhed. En sådan stigning i koncentrationen vurderes derfor ikke at føre til en målbar signifikant stigning. Derudover skal det vurderes for alle stoffer om der er en målbar stigning i det repræsentative målepunkt.

I beregningen for spredning af MFS til sedimentfasen, tages der udgangspunkt i parametrene i Tabel 1-2. Det antages, at den tilførte mængde af MFS fordeles jævnt i de øverste 5 cm sediment i det område, hvortil spredningen sker over de 3,5 dage hvor der nedspules. Jf. sedimentspredningsmodellen vil sedimentet efter nedspulingen spredes ud i Øresund i et område som defineres som påvirkningszonen, dette område er i sedimentmodellen, det område hvor sedimentkoncentrationen er over 2 mg sediment per liter i vandsøjlen i mere end 1 dag efter nedspulingen. Dette område ud fra sedimentspredningsmodellen vælges, da det vurderes at afspejle i hvilket område sedimentet aflejres. Området benævnes herefter som påvirkningszonen og det har et areal på ca. 105,3 km². Efterfølgende vil det aflejrede sediment spredes videre med strømmen og fordeles ud over vandområdet.

Repræsentativt målepunkt

Det repræsentative målepunkt skal ifølge vejledningen (Miljøstyrelsen, 2024a) vælges og placeres på en overvågningsstation hvor der overvåges eller har været overvåget for miljøfarlige stoffer (MFS) i det berørte vandområde. Hvis der er flere overvågningsstationer i vandområdet, vælges den MFS-station som vurderes at være mest repræsentativ for overfladevandet nær kabeltracéet. Hvis ikke der findes en nærliggende repræsentativ MFS-station, vælges den nærmeste NOVANA overvågningsstation, der vurderes bedst til at repræsentere vandområdets tilstand som helhed.

I nærværende vurdering er det repræsentative målepunkt for sediment NOVANA station nr. 93100002, hvor der overvåges for MFS i sediment. Stationen er placeret ca. 12,6 km fra hvor gravearbejdet finder sted. Stationen vurderes at være repræsentativt for påvirkningen af det samlede vandområde som helhed, da den er beliggende i et område hvor der ikke er nogen udlødningspunkter og samtidig er det et område påvirket af strøm som sikrer opblanding af eventuelle påvirkninger, såsom skibsfart. Stationen er desuden ikke placeret i umiddelbar nærhed af beregnede fortyndingszoner for projektet.

Påvirkning fra stoffer som i forvejen overskrider kvalitetskravet i sediment

I Tabel 1-11 ses det, at for de stoffer hvor der maksimalt må være 1% årlig stigning af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment, at alle stofferne vil have en lavere stigning end 1% indenfor påvirkningszonen. Nedspuling vil derfor ikke medføre forhøjede koncentrationer af stoffer, som i forvejen overskrider miljøkvalitetskravet. Yderligere er det beregnet at det største nødvendige areal er 61,52 km² (arsen) for at der ikke sker en stigning på mere end 1%, og det ses således at påvirkningszonen er ca. 40% større end det krævede areal.

Påvirkning fra stoffer som i forvejen overskrider kvalitetskrav – vurdering i det repræsentative målepunkt

For alle stofferne som i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, gælder det, at koncentrationsstigningen er ikke målbar i det repræsentative målepunkt, da data for de beregnede stigningerne er lavere end detektionsgrænserne, fastsat for marint sediment i analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024). Det betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af sediment. For de stoffer, hvor der i analysekvalitetsbekendtgørelsen ikke er fastsat en detektionsgrænse for marint sediment, er detektionsgrænsen som typisk anvendes i laboratorieanalyser, bl.a. fortaget af Eurofins anvendt til sammenligning.

Tabel 1-11 Beregning af koncentrationsstigning i udvalgt areal og i det repræsentative målepunkt, for stoffer der i forvejen overskrider kvalitetskravet. Rød markering angiver at denne værdi overskrider sediment kvalitetskravet/kvalitetskriteriet.

	SKK [µg/kg TS]	IFFK [µg/K g TS]	MFS fra spild [µg]	koncentrationsstigning i påvirkningszonen [µg/ kg TS]	1% af SKK [µg/kg TS]	Koncentrationsstigning i RP [µg/kg TS]
Arsen (As)	400	7120	13.656.729 .600,00	2,34	4	3,3
Krom (Cr)	9200	11560	22.173.004 .800,00	3,79	92	5,3
Nikkel (Ni)	6800	7150	13.714.272 .000,00	2,35	68	3,3
Anthracen ***	0,85	9,65	18.509.472 ,00	0,003	0,0085	0,004
Benzo(a)anthracen ***	5,3	34,22	65.636.697 ,60	0,01	0,053	0,016
Benzo(g,h,i) perylene	42	45,14	86.582.131 ,20	0,01	0,42	0,021
Benzo(b+j+k) flouranthen	67,7	98,08	188.125.28 6,40	0,03	0,677	0,045
Benzo(a)pyren	7	40,71	78.085.036 ,80	0,01	0,07	0,019
Chrysen/ Triphenylen ***	4,08	36,9	70.777.152 ,00	0,01	0,0408	0,017
Sum af methyl- naphthalener (1,2, dimeth og tri.)	4,22	24,33	46.666.886 ,40	0,01	0,0422	0,011

Påvirkning fra stoffer der i forvejen overholder kvalitetskravet i sedimentfasen

I Tabel 1-12 ses det, at for de stoffer, hvor der maksimalt må være 5% stigning af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment, at alle stofferne vil have en lavere koncentrationsstigning end 5% indenfor påvirkningszonen. Nedspuling vil derfor efter anlægsarbejdes afslutning, ikke medføre forhøjede koncentrationer af stoffer, som i forvejen overholder kvalitetskravet i sediment. Yderligere er det beregnet at det største nødvendige areal er 0,82 km² (pyren) for at der ikke sker en stigning på mere en 5%, og det ses således at påvirkningszonen er ca. 128 gange større end dette.

Påvirkning fra stoffer der i forvejen overholder kvalitetskravet – vurdering i det repræsentative målepunkt

Når sediment spredes til det repræsentative målepunkt, ses der et yderligere fald i koncentrationsstigningerne. For alle stofferne som i forvejen overholder kvalitetskravet, gælder det at koncentrationsstigningen ikke er målbar i det repræsentative målepunkt, da data for de beregnede stigningerne er lavere end detektionsgrænserne, fastsat for marint sediment i analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024). Det betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke vil kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af sediment. For de stoffer hvor der i analysekvalitetsbekendtgørelsen ikke er fastsat en detektionsgrænse for marint sediment, er detektionsgrænsen som typisk anvendes i laboratorieanalyser, bl.a. foretaget af Eurofins anvendt til sammenligning.

Tabel 1-12 Beregning af koncentrationsstigning i udvalgt areal og i det repræsentative målepunkt, for stoffer der i forvejen overholder kvalitetskravet.

	SKK [µg/kg g TS]	IFFK [µg/Kg TS]	MFS fra spild [ug]	Koncentration- stigning i på- virkningszonen [µg/ kg TS]	5% af SKK [µg/kg TS]	koncentrations- stigning i RP [µg/ kg TS]
Bly (Pb)	1630 00	13610	26.105.068.800,0 0	4,47	8150	6,3
Cadmium (Cd)	3800	80	153.446.400,00	0,03	190	0,04
Kobber (Cu)	3400 0	7820	14.999.385.600,0 0	2,57	1700	3,6
Kviksølv (Hg)	150	30	57.542.400,00	0,01	7,5	0,01
Sølv (Ag)	2300	150	287.712.000,00	0,05	115	0,07
Vanadium (V)	2360 0	20380	39.090.470.400,0 0	6,69	1180	9,4
Zink (Zn)	1500 00	38210	73.289.836.800,0 0	12,54	7500	17,6
acenaph- then	8,48	1,69	3.241.555,20	0,001	0,424	0,004
Fluoranth- en	3500	65,58	125.787.686,40	0,02	175	0,03
In- deno(1,2,3- cd)pyren	42	34,85	66.845.088,00	0,01	2,1	0,016
naphthalen	24,37	7,75	14.865.120,00	0,003	1,2185	0,004

	SKK [µg/kg TS]	IFFK [µg/Kg TS]	MFS fra spild [µg]	Koncentration- stigning i på- virkningszonen [µg/ kg TS]	5% af SKK [µg/kg TS]	koncentrations- stigning i RP [µg/ kg TS]
Phenanthren ***	68,87	30,55	58.597.344,00	0,01	3,4435	0,014
Pyren ***	74,17	70,08	134.419.046,40	0,02	3,7085	0,03
TBT	1,3	1	1.918.080,00	0,0003	0,065	0,0005
Nonylphenoler	22,07	7,03	13.484.102,40	0,002	1,1035	0,003
4-tert-oc- tylphenol	34,7	0,5	959.040,00	0,0002	1,735	0,0002
BBP	390	1	1.918.080,00	0,0003	19,5	0,0005
DEHA	1870	16,33	31.322.246,40	0,01	93,5	0,008
DEHP	528	10	19.180.800,00	0,003	26,4	0,005

1.10 Konklusion

For vandfasen ses det ud fra beregningerne, at den største nødvendige fortyndingszone for de 4 strækninger er på 0,1 m fra kabletracéet for de stoffer der i forvejen overholder de generelle miljøkvalitetskrav, dette gælder både i henhold til det generelle miljøkvalitetskrav og maksimumkoncentrationen. Det svarer til en klassisk blandingszone med en radius på ca. 8 m. Stoffer som i forvejen overskrider de generelle miljøkvalitetskrav, kræver den største nødvendige blandingszone på 2,3 m over 1000 m, det svarer til en klassisk blandingszone med en radius på ca. 38 m. For begge grupper af stoffer gælder det, at de nødvendige fortyndingszoner er langt under den maksimale tilladte blandingszone på 350 m. Fortyndingszonerne vil udelukket være midlertidig så længe anlægsarbejdet står på, hvorefter der ikke længere vil være en frigivelse/udledning. Yderligere ses det fra modelleringen, at stofferne som i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, ikke vil lede til forringelse af tilstanden i det repræsentative målepunkt.

For sedimentfasen ses det ud fra beregningerne, at der for stoffer hvor der i forvejen er overskridelser af miljøkvalitetskravet, ikke vil være nogen årlige koncentrationsstigninger på mere end 1% i påvirkningszonen. For stoffer hvor der ikke i forvejen er overskridelser af miljøkvalitetskravet, ses der ikke nogen årlige koncentrationsstigninger på mere end 5% i påvirkningszonen. Når sedimentet spredes til det repræsentative målepunkt, ses der ikke nogen målbare koncentrationsstigninger for alle stoffer både dem som i forvejen overholder og overskrider kvalitetskravet i sediment og dermed sker der ikke ophobning i sedimentfasen.

Da strømmen i Øresund er meget stærk og løber nærmest parallel med EEZ-grænsen mellem de to lande, forventes der ikke nogen grænseoverskridende påvirkning i relation til frigivelsen og spredningen af miljøfarlige stoffer i vandsøjlen mellem Danmark og Sverige.

Baseret på ovenstående vurderes det, at projektet ikke indebærer en risiko for tilstandsforringelse eller hindring af målopfyldelse af hverken kemisk- eller økologisk tilstand i vandområderne Kattegat, Nordsjælland (ID200), Kattegat, SØ 12 sm (ID202), Nordlige Øresund (ID6) og Øresund, 12sm (ID11).

2 UNDERBORING OG BOREMUDDER

2.1 Formål og baggrund

I forbindelse med udskiftning af 400 KV kabelforbindelsen under Øresund vil de første 300 meter af kablet blive underboret fra land for at beskytte havbunden og sikre at det oven liggende stenrev ikke ødelægges.

2.2 Model

For at vurdere om underboringen medfører opslæmning og frigivelse af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i et omfang, som giver anledning til forhøjede koncentrationer i vand- og sedimentfasen, er der til brug for vurderingen opstillet to simple boksmodeller. Boksmodellerne tager udgangspunkt i graveintensiteten, afstand til det repræsentative målepunkt, samt viden om indhold af MFS i det berørte sediment på baggrund af projektets eget prøveprogram. Derudover er viden om indholdsstoffer i additiver til borevæsken, benyttet.

Graveintensitet

Der skal i alt underbores 300 meter søkabel. Kablet underbores i en dybde på 15-20 m. og har en diameter på 146 mm. Det vurderes, at der ved gennembrydningen vil ske en momentan pulsudslivning af boremudder med en varighed på 12 til 24 timer i forbindelse med pilotboringen, 2 x up-reamning og indtrækning af føringsrør, hvorefter selve kablet trækkes igenem (DHI, N.D).

Repræsentative målepunkt

Det repræsentative målepunkt skal ifølge Miljøstyrelsens vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder (Miljøstyrelsen, 2024a) vælges og placeres på en overvågningsstation hvor der overvåges eller har været overvåget for miljøfarlige stoffer (MFS) i det berørte vandområde. Hvis der er flere overvågningsstationer i vandområdet, vælges den MFS-station som vurderes at være mest repræsentativ for overfladevandet nær kabeltracéet. Hvis ikke der findes en nærliggende repræsentativ MFS-station, vælges den nærmeste NOVANA overvågningsstation, der vurderes bedst til at repræsentere overfladevandets tilstand som helhed.

I nærværende notat er det repræsentative målepunkt for vand NOVANA station nr. 97300002, hvor der overvåges for vandkemi (næringsstoffer, pH og oxygen). I vandområdet findes der ikke en overvågningsstation, hvor der overvåges for MFS i overfladevandet. For sediment er det repræsentative målepunkt NOVANA station nr. 93100002, hvor der overvåges for MFS i sediment (se Figur 2-1).

MFS i sedimentet

Analyseresultaterne fra sedimentprøverne, som anvendes i boksmodellen, er præsenteret i afsnittet om eksisterende forhold i baseline rapporten, samt analyseresultaterne fra sedimentprøverne udtaget af Geo (WSP, 2024b; Geo, 2022).

Additiver i borevæsken

Der er stillet krav til entreprenøren om, at de additiver, der benyttes i borevæsker ved underboringer, er godkendte eller dokumenteret uskadelige for jord, grundvand og overfladevand samt flora, fauna og organismer som lever i jorden eller i sedimentet.

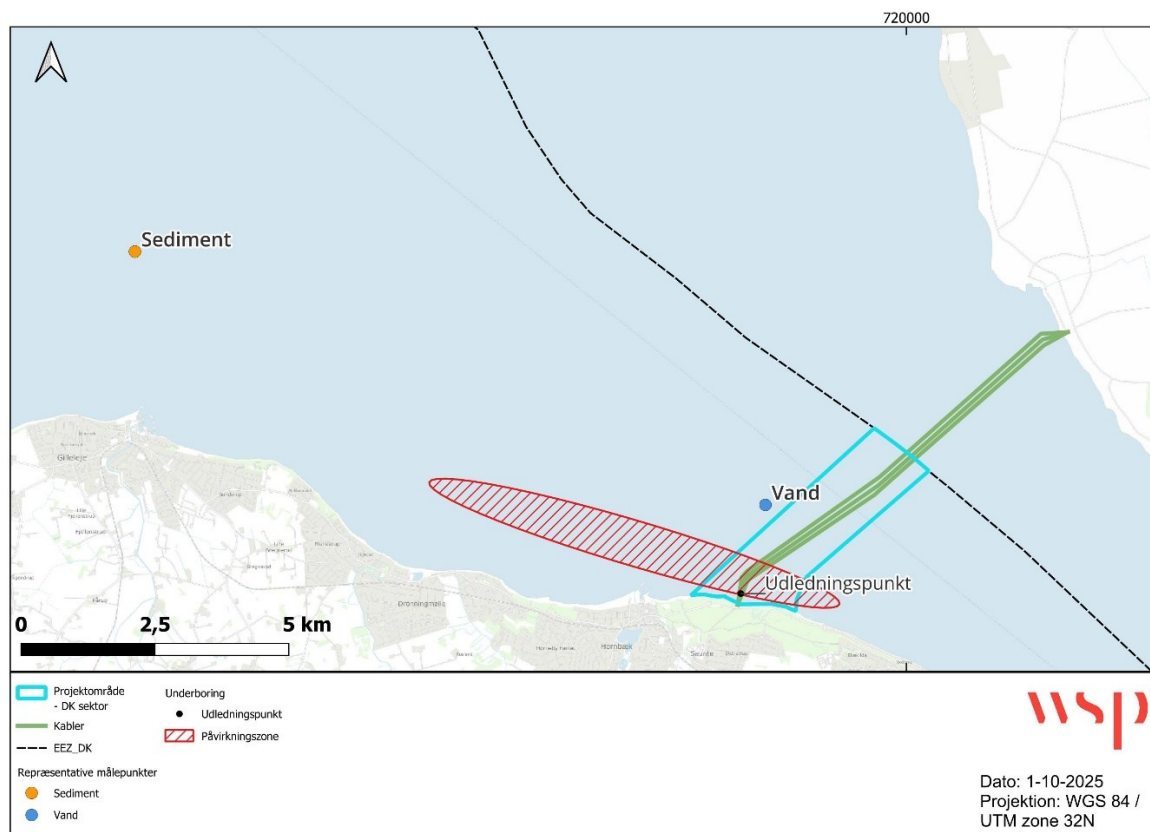
Den valgte entreprenør har oplyst, at der i forbindelse med underboringen, udelukkende vil blive anvendt HYDRAUL-EZ® som additiv. HYDRAUL-EZ® er et miljøneutralt bentonitprodukt fra producenten Cetco. Det er fremstillet til opretholdelse af borehullets integritet i horisontalt-borede borehuller. Hydraul-EZ er certificeret til NSF/ANSI Standard 60 (CETCO, 2021).

Af sikkerhedsdatabladet fremgår det, at produktet indeholder 90-100% bentonit, 1-2,5% sodium carboxymethyl og 1-2,5% andre komponenter under rapportérbare niveauer (CETCO, 2021).

Bentonit er en ler type som primært består af mineralet montmorillonit ($\text{Al}_2[(\text{OH})_2/\text{Si}_4\text{O}_{10}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$), men indeholder også andre relaterede ler mineraler fra smektitgruppen, som har et stort overfladeareal og en høj kationbytte kapacitet, der gør at bentonit har en høj adsorptions evne, og anses for at være meget effektiv i at fjerne tungmetaller fra vandige opløsninger, og der findes flere studier hvor bentonit eller modificeret bentonit bruges til oprensning af forurening og spildevand (Sanavada, Shah, Gandhi, Unnarkat, & Vaghasiya, 2023; Yu, et al., 2017). Bentonit kan også naturligt indeholde meget små mængder af tungmetaller, men det afhænger af den naturlige forekomst hvilke og mængden af tungmetaller.

Producenten har fået analyseret Hydraul-EZ hvor der er fundet koncentrationer over detektionsniveau for formaldehyd på 49 mg/kg, dette svarer til 0,005% af indholdet og formaldehyd fremgår derfor ikke af databladet, da indholdet af formaldehyd først skal oplyses hvis et produkt indeholder mere end 1% af stoffet. Formaldehyd er på EU's liste over prioriterede stoffer, da stoffet er kræftfremkaldende, og derfor er uønsket i miljøet. I henhold til OECD-kriterierne er formaldehyd let bionedbrydeligt og grundet den lave log Kow (0,35) forventes det heller ikke at bioakkumulere (ECHA, 2025). Udover formaldehyd har entreprenøren valgt at produktet skulle analyseres for en pakke på 16 andre stoffer, ingen af de 16 stoffer er detekteret (detektionsgrænsen på 0,5 mg/kg) i produktet. Andre analyser af Hydraul-EZ viser, at

produktet kan indeholde meget små mængder af tungmetaller (0-0,001%) (DHI, N.D). Det forventes derfor, at følgende stoffer kan fremkomme i Hydraul-EZ: antimon, arsen, barium, bly, bor, cadmium, chrom, kobber, kobolt, kviksølv, mangan, molybdæn, nikkel, selen, strontium, sølv, thallium, tin, vanadium, zink og formaldehyd. Da de specifikke koncentrationer af metallerne ikke er kendte, antages det konservativt i den videre vurdering at den højeste koncentration af metallerne udgør 0,001%. Værdien på 0,001% baseret på baggrundsinformation fra (DHI, N.D) vurderes at være mere korrekt at anvende, fremfor at basere det på en analyse hvor stofferne ikke er detekterede.



Figur 2-1 Placering af slutgrubber for underboringen (udledningspunkt) og de repræsentative målepunkter for hhv. vand- og sedimentfasen.

2.3 Påvirkning af Kattegat fra boremudder

For at vurdere omfanget af frigivelse og opslæmning af MFS i vandfasen som følge af underboringen, er der opstillet en model ud fra følgende:

Mængder af MFS i boremudder

Den maksimale mængde boremudder der anvendes ved underboringen er 200 m³, det er baseret på en længde af boringen på 300 m med en diameter på 146 mm. Det antages at boremudder består af 50% sediment og 50% borevæske. Det vil sige, at koncentrationen i boremudder består af 50% af den i forvejen forekommende koncentration i sedimentet og 50% af koncentration af additiver fra borevæsken. Hydraul-EZ benyttes i en dosering på 15-45 kg/m³ vand, herfra kan koncentrationer af indholdsstoffer beregnes, ved at antage at der anvendes en gennemsnitlig dosering på 30 kg/m³.

Mængden af MFS i boremudder er således beregnet ud fra følgende formel:

$$C_b \times M_b = (f_{TS} \times V_b \times \rho \times 0,5 \times C_s) + (V_b \times 0,5 \times C_a)$$

Hvor C_s er koncentrationen i sediment, M_b er mængden af boremudder, V_b er volumen af boremudder, C_a er koncentrationen af additiver i borevæsken, f_{TS} er fraktionen af tørstofindholdet, og ρ er densiteten af sedimentet (1,5 kg/l).

Udledningskoncentration

Koncentration af MFS i boremudder udledningen beregnes som den totale stofmængde opløst i volumen af boremudder ud fra følgende formel:

$$C_b = \frac{(f_{TS} \times V_b \times \rho \times 0,5 \times C_s) + (V_b \times 0,5 \times C_a)}{M_b}$$

Udledningskoncentration (C_b) for stofferne kan ses i Tabel 2-3. I beregning antages til at 100 % går i vandfasen, og de beregnede koncentrationer vil derfor være meget konservative, da der ikke tages højde for fordelingen mellem vand og sediment.

Resulterende koncentrationer i vandfasen og beregning af blandingzone / fortyndingszone

For udledning af boremudder benyttes den forenkede beregningsmetode fra Miljøprojekt nr. 690 (Miljøstyrelsen, 2002) til at bestemme koncentrationen af et MFS i randen af en fortyndingszone som i 1.6 - Beregning af fortyndingszone, med de anvendte parametre i Tabel

2-1. I udløbskoncentrationen indgår både sedimentkoncentrationen fra det udborede materiale og koncentrationen fra borevæsken.

Tabel 2-1 Anvendte generelle parametre og værdier benyttet til beregning af spredning.

Parameter	Benyttet værdi	Enhed
Udledning	200	m ³ /dag
Vandføring i udledning (Q)	0,002	m ³ /s
Vanddybde for udledningspunkt	5	M
Strømning	0,3	m/sekund

Af Tabel 2-2 fremgår de undersøgte stoffer og stofkoncentrationerne i henholdsvis det udborende materiale og boremudderproduktet Hydraul_EZ. Stofkoncentrationerne i produktet beregnes ud fra doseringen og koncentrationerne beskrevet i afsnit 2.2 Model. Koncentration i sedimentet er den gennemsnitlige sedimentkoncentration fundet i prøver udtaget i projektområdet.

Tabel 2-2 Undersøgte stoffer og anvendte koncentrationer i det udborende materiale (sediment) og i boremudderproduktet Hydraul_EZ.

Stof	Koncentration i sedimentet [µg /kg TS]	Koncentration i produkt [kg/m ³]
1-methylnaphthalen	24,33	
4-tert-octylphenol	0,5	
Acenaphthen	1,69	
Anthracen	9,65	
Antimon		0,00003
Arsen (As)	7120	0,00003
Barium (Ba)		0,00003
BBP	1	
Benzo(a)anthracen	34,22	
Benzo(a)pyren	40,71	
Benzo(b+j+k)fluoranthren	98,08	
Benzo(g,h,i)perylene	45,14	
Bly (Pb)	13610	0,00003
Bor		0,00003
Cadmium (Cd)	80	0,00003
Chrom (Cr)	11560	0,00003
Chrysen/ Triphenylen	36,9	
DEHA	16,33	
DEHP	10	
Fluoranthren	65,58	
Formaldehyd		0,00147
Indeno(1,2,3-cd)pyren	34,85	
Kobber (Cu)	7820	0,00003
Kobolt		0,00003
Kviksølv (Hg)	30	0,00003
Mangan		0,00003
Molybdæn		0,00003
Naphthalen	7,75	
Nikkel (Ni)	7150	0,00003

Stof	Koncentration i sedimentet [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$]	Koncentration i produkt [kg/m^3]
Nonylphenol	7,03	
Phenanthren	30,55	
Pyren	70,08	
Selen		0,00003
Strontium (Sr)		0,00003
Sølv (Ag)	150	0,00003
TBT	1	
Thallium		0,00003
Tin		0,00003
Vanadium (V)	20380	0,00003
Zink (Zn)	38210	0,00003

Tabel 2-3 Beregnede udledningskoncentrationer fra underboringen. Gul markering af i forvejen forekommende koncentration (IFFK) angiver, at IFFK overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Rød markering af risikokvotienten angiver at der er overskridelse af det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	Udledningskoncentration [$\mu\text{g}/\text{L}$]	IFFK (vand) [$\mu\text{g}/\text{L}$]	Generelle miljøkvalitetskrav [$\mu\text{g}/\text{L}$]	Maksimumkoncentration [$\mu\text{g}/\text{L}$]	Risikokvotient (udledningskonc. ift. generelt krav)	Risikokvotient (udledningskonc. ift. Maks. konc.)
1-methylnaphthalen	13,50	0,001	0,12	2	112,5	6,8
4-tert-octylphenol	0,28	0,1	0,01	anvendes ikke	27,8	Kan ikke beregnes
Acenaphthen	0,97	0,01	0,38	3,8	2,5	0,2
Anthracen	5,36	0,01	0,1	0,1	53,6	53,6
Antimon	0,02	1	11,3	177	0,0	0,0
Arsen (As)	3951,61	1,1	1,6	2,1	2469,8	1881,7
Barium (Ba)	0,015	10,667	5,8	145	0,0	0,0
BBP	0,56	0,75	0,75	anvendes ikke	0,7	Kan ikke beregnes
Benzo(a)anthracen	18,99	0,01	0,0012	0,018	15826,8	1055,1
Benzo(a)pyren	22,594	0,01	0,00017	0,027	132906,2	836,8
Benzo(b+j+k)fluoranthren	54,43	0,01	0,00017	0,017	320202,4	3202,0
Benzo(g,h,i)perylen	25,05	0,01	0,00017	0,027	147368,8	927,9
Bly (Pb)	7553,57	0,2	1,3	14	5810,4	539,5
Bor	0,015	1300	94	2080	0,0	0,0
Cadmium (Cd)	44,42	0,1	0,2	0,45	222,1	98,7
Chrom (Cr)	6415,82	0,5	3,4	17	1887,0	377,4
Chrysen/Triphenylen	20,48	0,01	0,0014	0,014	14628,2	1462,8
DEHA	9,063	0,07	0,07	0,66	129,5	13,7

Stof	Udledningskoncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Generelle miljøkvalitetskrav [µg/L]	Maksimumkoncentration [µg/L]	Risikokvotient (udledningskonc. ift. generelt krav)	Risikokvotient (udledningskonc. ift. Maks. konc.)
DEHP	5,55	1,32	1,3	anvendes ikke	4,3	Kan ikke beregnes
Fluoranthren	36,4	0,01	0,0063	0,12	5777,3	303,3
Formaldehyd	0,74	0	9,2	46	0,1	0,0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	19,34	0,01	0,00017	0,027	113775,0	716,4
Kobber (Cu)	4340,12	0,99	1,2	2,2	3616,8	1972,8
Kobolt	0,015	0,2	0,28	34	0,1	0,0
Kviksølv (Hg)	16,67	0,008	Na	0,07	333,3	238,1
Mangan	0,015	0,005	150	420	0,0	0,0
Molybdæn	0,015	2,233	6,7	587	0,0	0,0
Naphthalen	4,3013	0,01	2	130	2,2	0,0
Nikkel (Ni)	3968,27	0,64	8,6	34	461,4	116,7
Nonylphenol	3,90	0,06	0,3	2	13,0	2,0
Phenanthren	16,96	0,01	1,3	4,1	13,0	4,1
Pyren	38,8944	0,01	0,0017	0,023	22879,1	1691,1
Selen	0,015	0,24	0,08	31	0,2	0,0
Strontium (Sr)	0,015	2000	2100	5530	0,0	0,0
Sølv (Ag)	83,27	1	0,2	1,2	416,3	69,4
TBT	0,56	0,0015	0,0002	0,0015	2775,0	370,0
Thallium	0,015	0,2	0,048	1,2	0,3	0,0
Tin	0,015	0,4	0,2	20	0,1	0,0
Vanadium (V)	11310,92	1,5	5,1	58,8	2217,8	192,4
Zink (Zn)	21206,57	4,2	8	8,6	2650,8	2465,9

Der er ikke kendskab til IFFK i vandfasen i det konkrete vandområde. I stedet tages der højde for IFFK i vandfasen fra det nærliggende sammenlignelige vandområde Øresund, her er en række MFS'er analyseret i 2023-2025 af Sund og Bælt på flere stationer: Oceankaj, Amager Strandpark Midtpier, Dragør badeanlæg, marin vest og marin øst (stedID: 97000003, 97000007, 97000006, 97000004 og 97000005), og fra vandområde Køge Bugt hvor Miljøstyrelsen har analyseret for MFS i 2022 på station 97120010, hvis ikke stofferne indgik i Sund og Bælts data. Der er ikke analyseret for DEHA, BBP og formaldehyd på nogle af stationerne i de nærliggende vandområder. Der er ikke fundet analyser for DEHA og BBP i vandfasen i det konkrete vandområde eller i nogen sammenlignelige vandområder. Det antages derfor som worst-case, at stofferne overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Alle stofferne har log-Kow værdier højere end 3 og vil derfor sorbere og akkumulere i sediment og biota, fremfor at være til stede i vandfasen, derfor sættes IFFK på baggrund af stoffernes fysiske-kemiske egenskaber til at være en værdi lig med det generelle kvalitetskrav, som en worst-case tilgang, da den enlige koncentration i vand forventes at være lavere. Ved at sætte IFFK til det

generelle miljøkvalitetskrav, vil der kun kunne tillades en koncentrationsstigning, som netop ikke er målbart højere end IFFK.

For formaldehyd er IFFK sat til nul, da stoffet er let bionedbrydeligt og ikke har tendens til ophobning i levende organismer, samt er naturligt forekommende i meget små koncentrationer, idet levende organismer kan danne stoffet. Baggrundskoncentrationen skønnes dog at være meget lille og under målegrænsen. Formaldehyd har været undersøgt i en række vandløb men har ikke kunnet påvises med en detektionsgrænse på 2 µg/l (Sørensen & Johansson, 2020), det vurderes derfor heller ikke at kunne påvises i det marine miljø.

Af Tabel 2-3 fremgår det, at udledningskoncentrationen i sig selv ikke vil overskride stoffernes miljøkvalitetskrav for 12 ud af de 40 stoffer og stofferne vil derfor ikke påvirke tilstand i Kattegat/Øresund.

For de resterende 28 stoffer vil udledningen i sig selv overskride MKK, hvorved stofferne er vurderet at være potentielt miljøkritiske og der er for stofferne beregnet, i hvilken afstand frigivelsen af de pågældende stoffer er fortyndet til miljøkvalitetskravet. For 25 af stofferne overskrider udledningen også maksimum koncentration, og der skal således også beregnes fortyndingszoner for maksimumkoncentrationen for disse stoffer.

For 13 af de 28 stoffer (afsnit 2.3.2), gælder det, at den i forvejen forekommende koncentration overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat, og der er ligeledes beregnet en teoretisk stigning af den resulterende koncentration i fortyndingszonens rand samt om der er en målbar stigning i et repræsentativt målepunkt.

2.3.1 Påvirkning fra stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav

For de miljøfarlige stoffer, hvor koncentrationer overskrider miljøkvalitetskrav i udledningen, og enten ikke er detekteret i Kattegat, eller hvor den i forvejen forekommende koncentration er under miljøkvalitetskravet, er der foretaget en vurdering af, om udledningen vil kunne medføre en forringelse af vandområdet efter Indsatsbekendtgørelsens § 8. Der er beregnet, i hvilken afstand den resulterende koncentration (tilført koncentration og IFFK) overholder miljøkvalitetskravet. Uden for denne udbredelse vil udledningen ikke påvirke opfyldelse af relevante miljøkvalitetskrav, og udledningen vil derfor ikke medføre en forringelse af vandområdet som helhed. Det samme er gældende for de stoffer hvor maksimum koncentration er overskredet, for dem skal der ligeledes udpeges en blandingszone hvor maksimumkoncentrationen er overholdt i randen af blandingszonen (porevandskoncentrationen + IFFK)

Fortyndingszonens udbredelse er beregnet ud fra beregningsmetoden angivet i Miljøprojekt nr. 690 (Miljøstyrelsen, 2002) under inddragelse af den i forvejen forekommende koncentration. Fortyndingszonernes udbredelse er angivet i Tabel 2-4.

Tabel 2-4 Resultater af beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat (tilført koncentration og IFFK, overskrider ikke grænseværdien i fortyndningszonens rand).

Stof	Udlednings-koncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK i henhold til MKK [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse i henhold til MKK [m]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK i henhold til Maks. koncentration [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse i henhold til Maks. koncentration [m]
1-methylnaphthalen	13,50	0,001	0,011	0,1	0,03	<0,1
Acenaphthen	0,94	0,010	0,011	0,1	0,01	<0,1
Anthracen	5,36	0,010	0,014	0,1	0,02	<0,1
Arsen (As)	3.951,6	1,104	1,196	9	2,07	0,8
Bly (Pb)	7.553,6	0,217	1,284	1,8	8,38	<0,1
Cadmium (Cd)	44,4	0,100	0,134	0,1	0,21	<0,1
Chrom (Cr)	6.415,8	0,501	3,236	0,3	16,10	<0,1
Kobber (Cu)	4.340,1	0,993	1,581	1,9	2,14	0,7
Kviksølv (Hg)	16,7	0,008	0,021	0,1	0,05	<0,1
Naphthalen	4,30	0,010	0,012	0,3	0,02	<0,1
Nikkel (Ni)	3.968,3	0,637	3,649	0,1	10,28	<0,1
Nonylphenol	3,90	0,060	0,063	0,1	0,07	<0,1
Phenanthren	16,96	0,010	0,023	0,1	0,02	<0,1
Vanadium (V)	11.310,9	1,500	4,770	0,6	28,99	<0,1
Zink (Zn)	21.206,6	4,215	7,637	1,5	8,44	1,1

Af Tabel 2-4 fremgår det, at den største minimumsafstand der skal til, før der er fortynding til det generelle miljøkvalitetskrav, er 9 m for arsen, mens det for stofferne bly, kobber og zink er mellem 1,5-2 m og for resten af stofferne hvor IFFK overholder det generelle miljøkvalitetskrav er < 1 m. For fortynding til maksimum koncentration er den største minimumsafstand 1,1 m for zink, mens det for stofferne arsen og kobber er mellem 0,7-0,8 m og for de resterende stoffer er afstanden < 1 m.

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra udledningsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2024a). Den største

beregnete fortyndingszone er 9 m og har således en markant mindre udstrækning end det maksimalt tilladte. Frigivelse af miljøfarlige stoffer i koncentrationer over hhv. MKK og maksimum koncentrationen, hvor IFFK ikke overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

2.3.2 Påvirkning fra stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav

For stoffer, hvor den beregnede udledning og den i forvejen forekommende koncentration i Kattegat begge overskrider miljøkvalitetskravet, vurderes påvirkningen af yderligere udledning jf. Miljøstyrelsens FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a). Der skal således beregnes i hvilken afstand udledningen i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde (resulterende koncentration < MKK i blandingszonens rand) og i hvilken afstand den fortyndede koncentrationsstigning (udledning + IFFK) maksimalt overskrider den anvendte grænseværdi med 5%.

Det samme er gældende for de stoffer hvor maksimum koncentration er overskredet, for dem skal der ligeledes udpeges en blandingszone hvor maksimum koncentration på samme vis som for MKK, det vil sige at der skal beregnes fortynding zoner hvor frigivelsen i sig selv ikke overskrider maksimum koncentration og hvor koncentrations stigningen ikke overskrider 5% af maksimum koncentrationen.

Udledningskoncentrationer, i forvejen forekommende koncentrationer, og fortyndingszonernes udbredelse for stofferne er angivet i Tabel 2-5 og Tabel 2-6.

Vurdering for stoffer hvor udledningskoncentrationer overskrider det generelle miljøkvalitetskrav

Af Tabel 2-5 fremgår det, at den største minimale afstand der skal til, før udledningen i sig selv ikke udgør en væsentlig kilde, er 20,5 m for benz(b+j+k)flouranthen og at benz(b+j+k)flouranthen er fortyndet til 5% af det generelle miljøkvalitetskrav 40 m fra udledningspunktet.

Tabel 2-5 Resultater af beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat (maks. overskridelse af grænseværdien på 5 % i randen af fortyndingszonen). Rød markering angiver at udløbskoncentration og i forvejen forekommende koncentration (IFFK) overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	Udledningskoncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand (uden IFFK) [µg/L]	Koncentration i fortyndingszone rand + IFFK [µg/L]	Fortyndingszone udbredelse [m] (uden IFFK)	Fortyndingszone udbredelse [m] (med IFFK)
4-tert-oc-tylphenol	0,28	0,100	2,11E-04	0,1002	<0,1	<0,1
Benz(a)anthracen	18,99	0,010	1,03E-03	0,1006	5	20,5
Benz(a)pyren	22,59	0,010	1,62E-04	0,010008	15,5	34
Benz(b+j+k)fluoranthren	54,43	0,010	1,70E-04	0,010008	20,5	40
Benz(g,h,i)perylene	25,05	0,010	1,65E-04	0,010008	16	35
Chrysen/ Triphenylen	20,48	0,010	6,93E-05	0,01007	4,5	20
DEHA	9,06	-	0,003	0,003	<0,1	0,4
DEHP	5,55	1,320	4,21E-03	1,324	<0,1	0,1
Fluoranthren	36,40	0,010	3,11E-04	0,0103	1,5	14,5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	19,34	0,010	8,38E-06	0,010008	14,5	33
Pyren	38,89	0,010	8,09E-05	0,010008	6	23
Sølv (Ag)	83,3	1,000	9,37E-03	1,009	<0,1	2,5
TBT	0,56	0,002	9,70E-06	0,0015	0,5	10,5

Vurdering for stoffer hvor udledningskoncentrationer overskrider det maksimum koncentrationen

Af Tabel 2-6 fremgår det, at den største minimale afstand der skal til før udledningen i sig selv ikke overskrider maksimumkoncentrationen er 0,6 m for benz(b+j+k)fluoranthren og at benz(b+j+k)fluoranthren er fortyndet til 5% af maksimumkoncentrationen 12 m fra udledningspunktet.

Tabel 2-6 Resultater af beregning af udbredelsen af de nødvendige fortyndingszoner for stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat (maks. overskridelse af maksimum koncentration på 5 % i randen af fortyndingszonen). Rød markering angiver at udløbskoncentration og i forvejen forekommende koncentration (IFFK) overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	Udlednings- koncentration [µg/L]	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentra- tion i for- tyndings- zone rand (uden IFFK) [µg/L]	Koncentra- tion i for- tyndings- zone rand + IFFK [µg/L]	Fortyn- dingszone udbredelse (uden IFFK) [m]	Fortyn- dingszone udbredelse (med IFFK) [m]
4-tert-oc- tylphenol	0,28	0,100	2,11E-04	0,1002	Anvendes ikke	Anvendes ikke
Benz(a)anthracen	18,99	0,010	1,03E-03	0,1006	<0,1	6
Benz(a)pyren	22,59	0,010	1,62E-04	0,010008	<0,1	5
Benz(b+j+k)fluora nthen	54,43	0,010	1,70E-04	0,010008	0,6	12
Benz(g,h,i)pery- len	25,05	0,010	1,65E-04	0,010008	<0,1	5,5
Chrysen/ Triphe- nylen	20,48	0,010	6,93E-05	0,01007	0,2	7,5
DEHA	9,06	-	0,003	0,003	<0,1	<0,1
DEHP	5,55	1,320	4,21E-03	1,324	<0,1	<0,1
Fluoranthen	36,40	0,010	3,11E-04	0,0103	<0,1	1,5
Indeno(1,2,3- cd)pyren	19,34	0,010	8,38E-06	0,010008	<0,1	4,5
Pyren	38,89	0,010	8,09E-05	0,010008	0,2	8
Sølv (Ag)	83,3	1,000	9,37E-03	1,009	<0,1	0,2
TBT	0,56	0,002	9,70E-06	0,0015	<0,1	2

Udbredelsen af blandingszoner i kystvande skal som udgangspunkt begrænses til maksimalt 350 m fra udledningsstedet, jf. Miljøstyrelsen FAQ 67 (Miljøstyrelsen, 2024a). Alle beregnede fortyndingszoner har en markant mindre udstrækning end dette (største fortyndingszone er 40 m). udledningen af miljøfarlige stoffer, der i forvejen findes i recipienten over miljøkvalitetskravet, vil således ikke kunne medføre en forringelse af Kattegats tilstand.

Repræsentativt målepunkt

For stoffer, hvor den i forvejen forekommende koncentration, overskrider det generelle miljøkvalitetskrav skal det ligeledes vurderes, om frigivelsen medfører en målbar koncentrationsstigning i et repræsentativt målepunkt (*"ikke forringelse"*). Beregningen herfor er gjort i det følgende afsnit, med samme model som blev brugt til beregning af fortyndingszonerne, hvor afstanden er sat til afstanden til det repræsentative målepunkt (300 m) og vanddybden er sat til dybden ved det repræsentative målepunkt (26 m).

Tabel 2-7 Resultater af beregning af koncentrationsstigningerne i det repræsentative målepunkt for stoffer der i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav i Kattegat. Rød markering angiver at i forvejen forekommende koncentration (IFFK) og den resulterende koncentration (IFFK + koncentrationsstigning) overskrider det generelle miljøkvalitetskrav.

Stof	IFFK (vand) [µg/L]	Koncentrationsstigning i RP (uden IFFK) [µg/L]	Resulterende koncentration (IFFK + koncentrationsstigning) i RP [µg/L]
4-tert-octylphenol	0,100	3,13E-24	0,100
Benzo(a)anthracen	0,010	0,0	0,010
Benzo(a)pyren	0,010	2,54792E-22	0,010
Benzo(b+j+k)fluoranthren	0,010	6,13853E-22	0,010
Benzo(g,h,i)perylene	0,010	2,82518E-22	0,010
Chrysen/ Triphenylen	0,010	2,30946E-22	0,010
DEHA	0,07	1,02205E-22	0,07
DEHP	1,320	6,2587E-23	1,320
Fluoranthren	0,010	4,10446E-22	0,010
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,010	2,18116E-22	0,010
Pyren	0,010	4,3861E-22	0,010
Sølv (Ag)	1,000	9,38974E-22	1,000
TBT	0,002	6,2587E-24	0,002

I forhold til at vurdere om der er en målbar stigning ift. IFFK i det repræsentative målepunkt, gælder det, at koncentrationsstigningen (uden IFFK) er ikke målbar, da de beregnede koncentrationsstigninger er lavere end detektionsgrænserne. Det betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af overfladevand. For de stoffer, hvor der i analysekvalitetsbekendtgørelsen ikke er fastsat en detektionsgrænse for marint vand, er detektionsgrænser som typisk anvendes i laboratorieanalyser, bl.a. foretaget af Eurofins anvendt til sammenligning. Vurderingen der er foretaget her, følger således kravene beskrevet i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024b), hvor det angives, at det skal vurderes om en beregnet stigning i koncentrationen vil være målbar jf. analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Ovenstående resultater viser, at underboringen ikke vil lede til yderligere overskridelser af grænseværdien, for stofferne hvor den i forvejen forekommende koncentration allerede overskrider det generelle miljøkvalitetskrav. Som det kan ses af Tabel 2-7 vil der ikke være nogen målbar koncentrationsstigning af stofferne i det repræsentative målepunkt, som følge af underboringen, da de beregnede koncentrationer efter underboringen i det repræsentative målepunkt vil være de samme som IFFK for alle stofferne.

Det vurderes derfor, at de observeret koncentrationer ikke vil påvirke det årlige gennemsnit og dermed ikke vil indebære risiko for tilstandsforringelse eller hindring af målopfyldelse af hverken kemisk eller økologisk tilstand i vandområderne Kattegat, Nordsjælland (ID200), Kattegat, SØ 12 sm (ID202), Nordlige Øresund (ID6) og Øresund, 12sm (ID11) og Sverige.

2.4 Påvirkning af sediment i Kattegat fra boremudd- der

Udledning af MFS i forbindelse med underboring af kablerne vil udover eventuel påvirkning af vandkvaliteten også kunne give en påvirkning af sedimentkvaliteten.

Ifølge Miljøstyrelsens vejledning i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a) tillades der kun udledninger som ikke leder til mere end 1% stigning af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment, det gælder for stoffer der allerede overskrider kvalitetskravet i sediment. For stoffer der allerede overholder kvalitetskravet i sediment, tillades kun udledninger, som ikke leder til mere end 5% stigning. Derudover skal det vurderes om der er en målbar stigning i det repræsentative målepunkt.

For at vurdere omfanget af påvirkning på koncentrationsniveauer af MFS i sedimentfasen som følge af underboringen, er der opstillet en model ud fra følgende:

Koncentration i boremudder

Det antages at boremudder består af 50% sediment og 50% borevæske. Det vil sige, at koncentrationen i boremudder består af 50% af den i forvejen forekommende koncentration i sediment og 50% af koncentration af additiver i borevæske, som er ukendt og derfor sættes til stoffernes miljøkvalitetskrav eller PNEC-værdi for sediment.

$$C_b = 0,5 \times C_s + 0,5 \times C_a$$

Tabel 2-8 Udregnede sediment koncentrationer i boremudder (se ligning for udregning ovenfor), samt den teoretiske miljørisiko der angiver om koncentrationen i boremudder overskrider fastsatte grænseværdier.

Stof	Koncentration i boremudder [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$]	Grænseværdi (Sediment) [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$]	Miljørisiko (boremudder ift. generelt kvalitetskrav)	Anvendte grænseværdier
Antimon	0,0	2240	0,0	PNEC (ECHA, 2024)
Arsen (As)	2.484,9	400	6,2	SKK
Barium (Ba)	0,0	Na	NA	no hazard identified (ECHA, 2024)
Bly (Pb)	4.749,9	163.000	0,0	SKK
Bor	0,0	na	NA	Ikke relevant (Miljøstyrelsen, 2024a)
Cadmium (Cd)	27,9	3.800	0,0	SKK
Chrom (Cr)	4.034,5	9.200	0,4	SKK
Kobber (Cu)	2.729,2	34.000	0,1	SKK
Kobolt	0,0	26500	0,0	PNEC
Kviksølv (Hg)	10,5	150	0,1	SKK
Mangan	0,0	340	0,0	PNEC
Molybdæn	0,0	2370000	0,0	PNEC
Nikkel (Ni)	2.495,4	6..800	NA	SKK
Selen	0,0	6200	0,0	SKK
Strontium (Sr)	0,0	75000	0,0	SKK
Sølv (Ag)	52,4	2.600	0,0	SKK
Thallium	0,0	Na	NA	na
Tin	0,0	365	0,0	SKK
Vanadium (V)	7.112,6	23.600	0,3	SKK
Zink (Zn)	13.335,3	150.000	0,1	OSPAR

Stof	Koncentration i boremudder [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$]	Grænseværdi (Sediment) [$\mu\text{g}/\text{kg TS}$]	Miljørisiko (boremudder ift. generelt kvalitetskrav)	Anvendte grænseværdier
Formaldehyd	0,5	na	NA	no exposure of sediment expected (ECHA, 2024)
Naphthalen	2,7	28	0,1	SKK
Acenaphthen	0,6	10	0,1	SKK
Phenanthren	10,7	78	0,1	SKK
Anthracen	3,4	0,96	3,5	SKK
Fluoranthen	22,9	3.500	0,0	SKK
Pyren	24,5	84,00	0,3	SKK
Benzo(a)anthracen	11,9	6,00	2,0	SKK
Chrysen/ Triphenylen	12,9	4,62	2,8	SKK
Benzo(b+j+k)fluoranthen	34,2	67,70	0,5	SKK
Benzo(a)pyren	14,2	7,00	2,0	SKK
Indeno(1,2,3-cd)pyren	12,2	42	0,3	SKK
Benzo(g,h,i)perylen	15,8	42,00	0,4	SKK
Methylnaphthalen (SUM)	8,5	4,78	1,8	SKK
DEHA	5,7	1870	0,0	SKK
DEHP	3,5	528	0,0	SKK
BBP	0,3	390	0,0	SKK
Nonylphenol (SUM)	2,5	25,00	0,1	SKK
4-tert-octylphenol	0,2	39,30	0,0	SKK
TBT	0,3	1,3	0,3	SKK

NA angiver at der ikke er fundet nogen grænseværdi for stoffet.

Af Tabel 2-8 fremgår det, at de udregnede sedimentkoncentrationer i boremudder, overskrider grænseværdien for 6 stoffer (arsen, anthracen, benzo(a)anthracen, chrysen, benzo(a)pyren og methylnaphthalen) mens der for de restende 32 stoffer ikke er nogen miljörisiko for sediment.

Fælles for de 6 stoffer hvor der er overskridelse i udledningskoncentration er, at IFFK for alle stofferne overskrider kvalitetskravet i sediment. Jævnfør principperne i Miljøstyrelsens vejledning i FAQ 43 (Miljøstyrelsen, 2024a) tillades der kun udledninger som ikke leder til mere end 1% stigning af værdien for miljøkvalitetskravet for sediment. En stigning på op til 1 % af miljøkvalitetskravet for sediment vurderes at ligge inden for analyseusikkerheden og derved ikke kan bidrage til at der sker en signifikant stigning af koncentrationen i sediment. Derudover skal det sikres, at der ikke sker en målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt.

Påvirkningszone / repræsentativt målepunkt

For at kunne beregne koncentrationsstigning i sediment antages det, at den samlede tilførte mængde af miljøfarlige stoffer (100%), fordeles i sedimentfasen i en defineret påvirkningszone. Det vil sige, at der ikke tages hensyn til nedbrydning, fordampning eller ligevægtsfordeling mellem vand- og sedimentfasen. For underboringen er påvirkningszonen sat til et område som er et defineret område omkring underboringen. Det forventes at det udborede materiale vil lægge sig på havbunden i dette område, og i mindre grad suspenderes til vandsøjlen og spredes yderligere. Det antages, at der vil ske en jævn fordeling i det berørte område i de øverste 3-5 cm som anvist i FAQ 44 (Miljøstyrelsen, 2024b) I nærværende rapport benyttes 5 cm som sedimenthøjden (H_s) for beregning af volumen (V), baseret på den maksimale aflejring modelleret i sedimentspredningsmodellen (WSP, 2024a).

$$V = A \times H_s$$

Sediment koncentration i påvirkningszone / repræsentativt målepunkt

$$C_{rs} = C_b \times V \times f_{TS} \times \rho$$

Hvor C_{rs} er koncentration stigningen, C_b er koncentrationen i boremudder, V er volumen af det berørte område, f_{TS} er fraktionen af tørstofindholdet, og ρ er densiteten af sedimentet (1,5 kg/l).

Der er for udledning af boremudder anvendt samme repræsentative målepunkt som i vurderingen for nedspuling og gravning af søkablerne.

Resultater af MFS i sediment

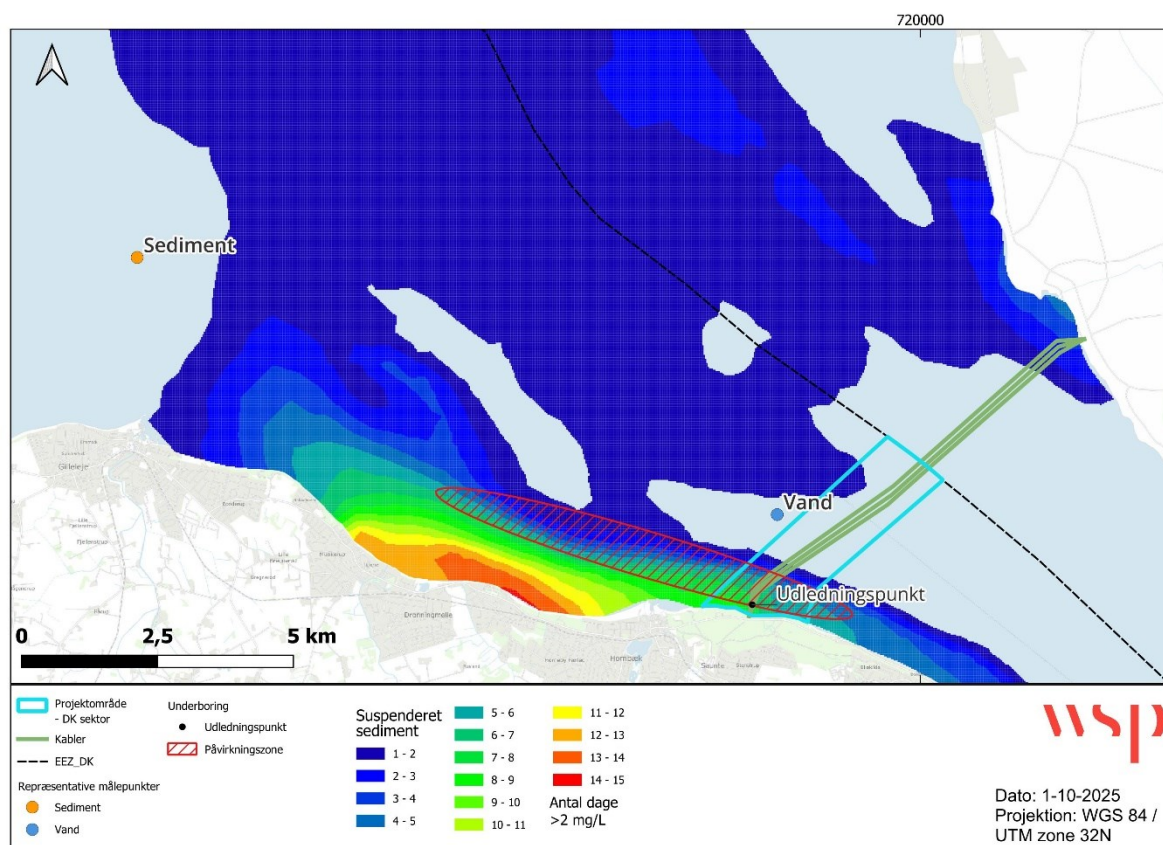
Koncentrationen i sediment er for hvert stof beregnet som både koncentrationsstigningen i påvirkningszonen og i det repræsentative målepunkt (samme som i afsnit 1.9).

Valg af påvirkningszone

Øresund er præget af et todelt strømningsmønster. Overfladestrømmen bevæger sig typisk mod nord og består af lavsalint vand fra Østersøen, mens bundstrømmen som regel går mod syd og fører mere saltholdigt vand ind fra Kattegat. Dette skaber en lagdeling i vandsøjlen, hvor sedimentpartikler – afhængigt af deres størrelse og vægt – kan transporteres i forskellige retninger, alt efter hvor i vandsøjlen de befinder sig.

Fint sediment har et højt potentiale for langdistancespredning, især i overfladelaget, hvor strømmen er stærkest og mest stabil mod nord. Grovere sediment vil derimod typisk aflejres tættere på udledningspunktet og følge bundstrømmen mod syd. Ud fra sedimentspredningsmodellerne for nedspulingen ses det at størstedelen af den ophvirvlede sediment spredes mod nordvest (WSP, 2024a), hvorfor det vurderes at størstedelen af sedimentet fra underboringen også vil spredes i nordvestlig retning, da sedimentfraktionerne fra underboringen i høj grad svarer til dem fra nedspulingen.

I nedenstående figurer (se Figur 2-2) er det vurderede område for sedimentspredning illustreret. Området antages at have form som en ellipse omkring udledningspunktet, strakt i nordvest-sydøstlig retning. Da det udledte materiale består af lige dele borevæske og udboret materiale, forventes det at spredningen vil ske i samme retning som for nedspulingen. Mængden der spredes ved underboring, er betydelig mindre end det der spredes ved opgravning, derfor vil det påvirkede areal være tilsvarende mindre. Da det forventes at største delen af det udborede sediment vil lægge sig i umiddelbar nærhed af underboringen lige efter udledningen, vurderes det, at det samlede påvirkede areal efter endt spredning vil være af ca. 5 km².



Figur 2-2 påvirkningszonen fra underboring sammenlignet med sedimentspredningsmodellen for suspenderet sediment over 2 mg/L.

I Tabel 2-9 er koncentrationsstigningerne for de enkelte stoffer præsenteret for påvirkningszonen og i Tabel 2-10 er koncentrationsstigningerne for de enkelte stoffer præsenteret for det repræsentative målepunkt.

Påvirkningszone

Tabel 2-9. Modelresultater af resulterende sediment koncentrationer som følge af underboringen og udsivning af boremudder i påvirkningszonen.

Stof	Koncentration stigningen [μg /kg TS]	% forøgelse	Grænseværdi (Sediment) [μg /kg TS]	kommentar
Arsen (As)	3,36	0,84	400	SKK
Anthracen	0,01	0,75	0,96	SKK
Benzo(a)anthracen	0,03	0,43	6,00	SKK
Chrysen/ Triphenylen	0,03	0,60	4,62	SKK
Benzo(a)pyren	0,03	0,44	67,70	SKK
Methylnaphthalen (SUM)	0,02	0,38	4,78	SKK

For alle stofferne ses der ikke nogen koncentrationsstigning i sediment over 1% af sedimentkvalitetskravet, i forbindelse med underboring af søkablerne. Yderligere gælder det for alle stofferne at koncentrationsstigning ikke er målbar, da data for de beregnede stigningerne er lavere end detektionsgrænserne, fastsat for marint vand i analysekvalitetsbekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024), hvilket betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af overfladevand. For de stoffer hvor der i analysekvalitetsbekendtgørelsen ikke er fastsat en detektionsgrænse for marint vand, er detektionsgrænsen som typisk anvendes i laboratorieanalyser, bl.a. foretaget af Eurofins, anvendt til sammenligning.

Repræsentativt målepunkt

Tabel 2-10 Modelresultater af resulterende sedimentkoncentrationer som følge af underboringen og udsivning af boremudder i det repræsentative målepunkt.

Stof	koncentration stigningen [μg /kg TS]	% forøgelse	Grænseværdi (Sediment) [μg /kg TS]	kommentar
Arsen (As)	0,11	0,03	400	SKK
Anthracen	1,5E-04	0,016	0,96	SKK
Benzo(a)anthracen	5,4E-04	0,01	6,00	SKK
Chrysen/ Triphenylen	5,8E-04	0,01	4,62	SKK
Benzo(a)pyren	6,4E-04	0,01	67,70	SKK
Methylnaphthalen (SUM)	3,8E-04	0,01	4,78	SKK

For alle stofferne ses der ikke nogen koncentrationsstigning i sediment over 1% af sedimentkvalitetskravet, i forbindelse med underboring af søkablerne. For at arsen ikke overskrider sedimentkvalitetskravet kræves der et areal på 3,6 km², dette areal er mindre end påvirkningszonen som er på ca. 5 km². Ydermere ses det for alle stofferne, at de beregnede koncentrationsstigninger ikke er målbare, da data for de beregnede stigningerne er lavere end de detektionsgrænser, som er fastsat for marint sediment i analysebekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024). Det betyder, at koncentrationsstigningerne vil være inden for den analysetekniske usikkerhed og derfor ikke kunne måles med de almindeligt anvendte analysemetoder i forbindelse med overvågning af marint sediment.

2.5 Konklusion

For vandfasen, for de stoffer der i forvejen overholder det generelle miljøkvalitetskrav, ses det ud fra beregningerne, at den største nødvendige fortyndingszone for udledningen af boremudder er 9 m fra udledningspunktet, det gælder for både de stoffer hvor udledningskoncentrationen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav og maksimum koncentrationen. Stoffer, som i forvejen overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, er den største nødvendige fortyndingszone på 40 m., dette gælder for både de stoffer hvor udledningskoncentration overskrider det generelle miljøkvalitetskrav og maksimum koncentrationen. For stoffer som både overholder og overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, er den nødvendige fortyndingszone langt under den maksimale tilladte blandingszone på 350 m. Beregningerne viser, at underboringen ikke vil lede til yderligere overskridelser af grænseværdien for stofferne, hvor den i forvejen forekommende koncentration allerede overskrider det generelle miljøkvalitetskrav, da der ikke vil være nogen målbar koncentrationsstigning i det repræsentative målepunkt som følge af underboringen.

For sediment ses det både i påvirkningszonen og ved det repræsentative målepunkt, at der for alle stofferne ikke er nogen koncentrationsstigning over 1% af sedimentkvalitetskravet eller PNEC-værdien, i forbindelse med underboring af søkablerne. For alle stofferne gælder det, at koncentrationsstigningerne ikke er målbare, da niveauerne for de beregnede stigninger er lavere end de fastsatte detektionsgrænser for marint sediment i analysebekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024).

Baseret på ovenstående vurderes det, at projektet ikke indebærer risiko for tilstandsforringelse eller hindring af målopfyldelse af hverken kemisk- eller økologisk tilstand i Vandområderne Kattegat, Nordsjælland (ID200), Kattegat, SØ 12 sm (ID202), Nordlige Øresund (ID6) og Øresund, 12sm (ID11) og Sverige. Dog kræves det, at der udpeges fortyndingszoner for en række af de udledte stoffer.

3 REFERENCER

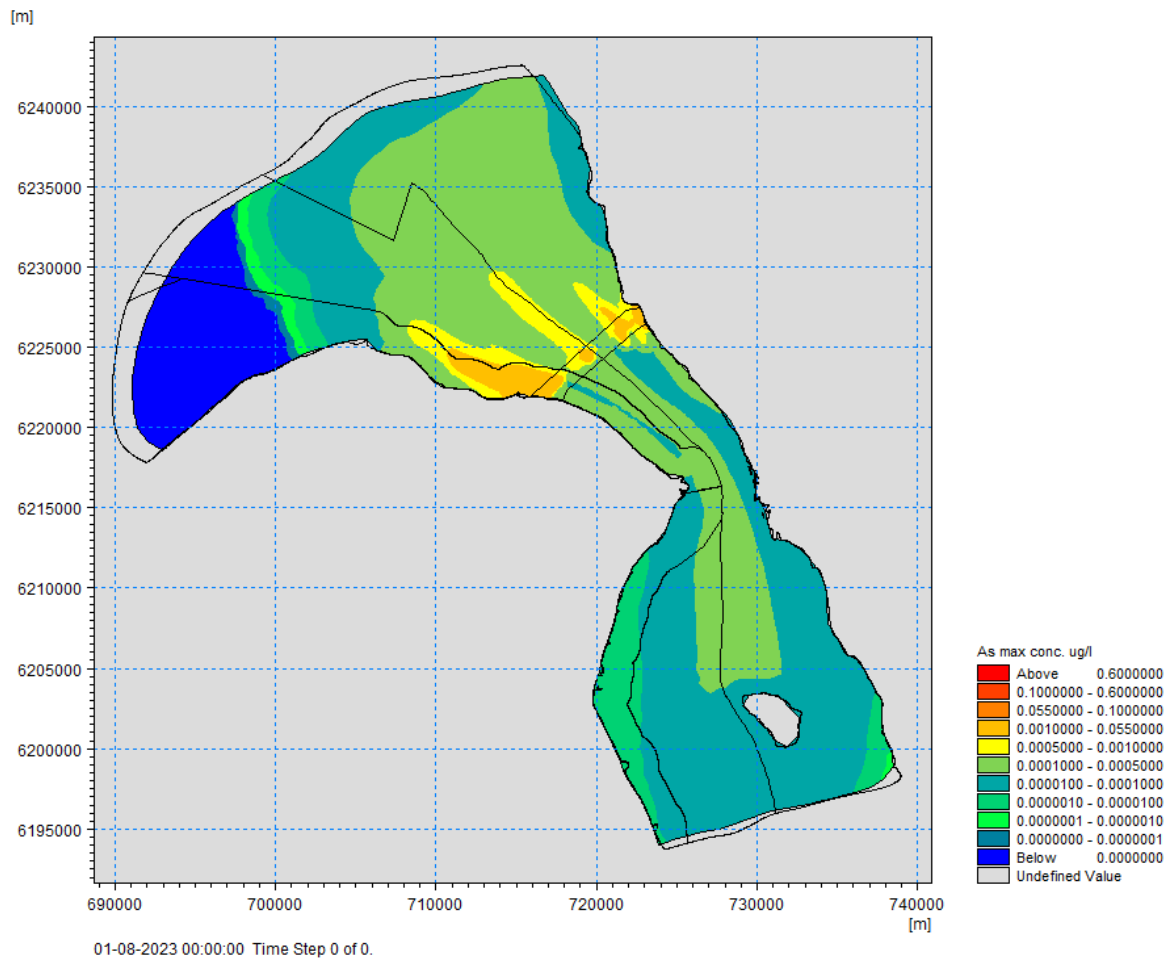
- Allison, J. D., & Allison, T. L. (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste. U.S. Environmental Protection Agency.
- BEK nr 797 af 13/06/2023. (2023). *Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter*.
- CEDA / IADC. (2018). Dredging for Sustainable Infrastructure. ISBN 978-90-9031318-4 . Edited by Polite, L. et al.
- CETCO. (2021). *Sikkerhedsdatablad - Hydraul-EZ*.
- Danmarks Miljøportal. (30. 10 2024). *Miljødata*. Hentet fra Danmarks Miljøportal:
<https://miljoedata.miljoeportal.dk/?et=Datamart%20MFS%20Biota%20Fisk%20Marin&et=Datamart%20MFS%20Biota%20Musling%20Marin&et=Datamart%20MFS%20Sediment%20Marin&et=Datamart%20Vandkemi%20Marin&mt=Marin>
- DHI. (2019a). MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hentet fra https://www.mikepoweredbydhi.com/-/media/shared%20content/mike%20by%20dhi/flyers%20and%20pdf/product-documentation/short%20descriptions/mike213_fm_hd_short_description.pdf
- DHI. (2019b). MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM, Mud Transport module. Hentet fra https://www.mikepoweredbydhi.com/-/media/shared%20content/mike%20by%20dhi/flyers%20and%20pdf/product-documentation/short%20descriptions/mike213_fm_tr_short_description.pdf
- DHI. (2021). *Risikovurdering af boremudderprodukter*.
- DHI. (N.D). Risikovurdering af boremudderprodukter. Energinet.
- DHI. (N.D). *Risikovurdering af borevæskeprodukter*. Energinet.
- DTU Aqua. (2024). Timmermann, K.; Christensen, J.; Devantier, C. B.; Lønborg, C.; Markager, S.; Erichsen, A.; Flindt, M. *Frigivelse af næringsstoffer pga. fysisk forstyrrelse og suspension af havbundssedimenter. Et litteraturstudie med fokus på danske farvande*. DTU Aqua.
- ECHA. (13. 11 2024). *ECHA CHEM*. Hentet fra ECHA Chemicals Database: <https://chem.echa.europa.eu/>
- ECHA. (2025). *ECHA*. Hentet fra Formaldehyde: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/15858/5/1>
- Geo. (2022). Øresund FL25 – Cable Route Survey – WP C - Geotechnical and Environmental Investigations.
- Miljø- og Ligestillingsministeriet. (2024). Analyse kvalitetsbekendtgørelsen. *BEK nr 811 af 19/06/2024 - Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/811>
- Miljøministeriet. (2023). *BEK nr 796 af 13/06/2023 - Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand*. Hentet fra Retsinformation: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>
- Miljøstyrelsen. (2002). *Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand. Miljøprojekt nr. 690*.
- Miljøstyrelsen. (2023). *Vejledning til bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter*.

- Miljøstyrelsen. (2024). Høringsudgave af Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.
- Miljøstyrelsen. (2024a). *Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/kvalitetskriterier-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer-i-vandmiljoet>
- Miljøstyrelsen. (2024a). *Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar*. Hentet fra <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefremmede-og-forurenende-stoffer>.
- Miljøstyrelsen. (2024a). *Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar*.
- Miljøstyrelsen. (2024b). *Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder*. Hentet fra <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefremmede-og-forurenende-stoffer>.
- Miljøstyrelsen. (2024b). *Vejledning til bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til overfladevand og havområder med ofte stillede spørgsmål og svar, offentliggjort 11. marts 2024*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefremmede-og-forurenende-stoffer>
- Miljøstyrelsen, FAQ 43. (2024). *Vejledningen til bekendtgørelsen om krav til udledning af visse forurenende stoffer*. Hentet fra <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/spildevand/miljoefarlige-forurenende-stoffer-faq#43>
- National Center for Biotechnology Information. (2024). *PubChem Compound Summary for Benzo[k]fluoranthene*. Hentet fra PubChem: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Benzo_k_fluoranthene#section=Environmental-Biodegradation
- OSPAR. (2005). Agreement on Background Concentrations for Contaminants . *OSPAR Agreement 2005-6*. OSPAR Commission.
- OSPAR. (2009). *Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010*. Hentet fra https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/09-02e_Agreement_CEMP_Assessment_Criteria.pdf.
- Sanavada, K., Shah, M., Gandhi, D., Unnarkat, A., & Vaghasiya, P. (2023). A systematic and comprehensive study of Eco-friendly bentonite clay application in esterification and wastewater treatment. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, s. 2215-1532. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100784>.
- Sørensen, P., & Johansson, L. (2020). *Undersøgelse for mulige sammenhænge mellem miljøfarlige forurenende stoffer og oplandskarakteristika i vandløb*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Teknisk rapport nr. 177. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR177.pdf>
- WSP. (2024a). *Energinet Eltransmission A/S. Udskiftning af 400 KV kabelforbindelse under Øresund. Sedimentspredning i forbindelse med udskiftning af kabelforbindelse*.
- WSP. (2024b). Udskiftning af 400 KV KAbelforbindelse under Øresund. Marine Miljø- og Baselineundersøgelser.

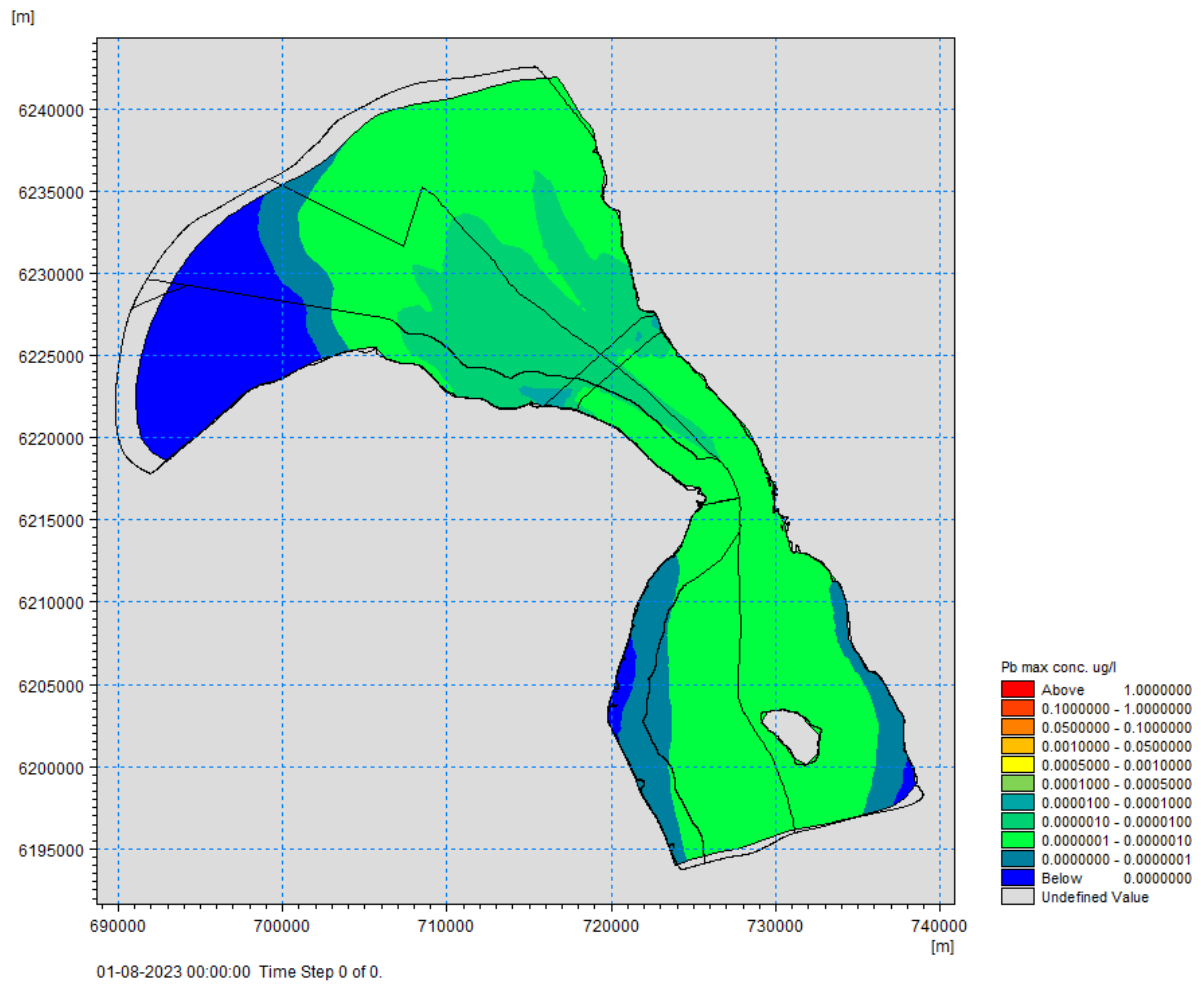
Yu, K., Xu, J., Jiang, X., Liu, C., McCall, W., & Lu, J. (2017). Stabilization of heavy metals in soil using two organo-bentonites. *Chemosphere*, s. 884-891. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.040>.

4 BILAG

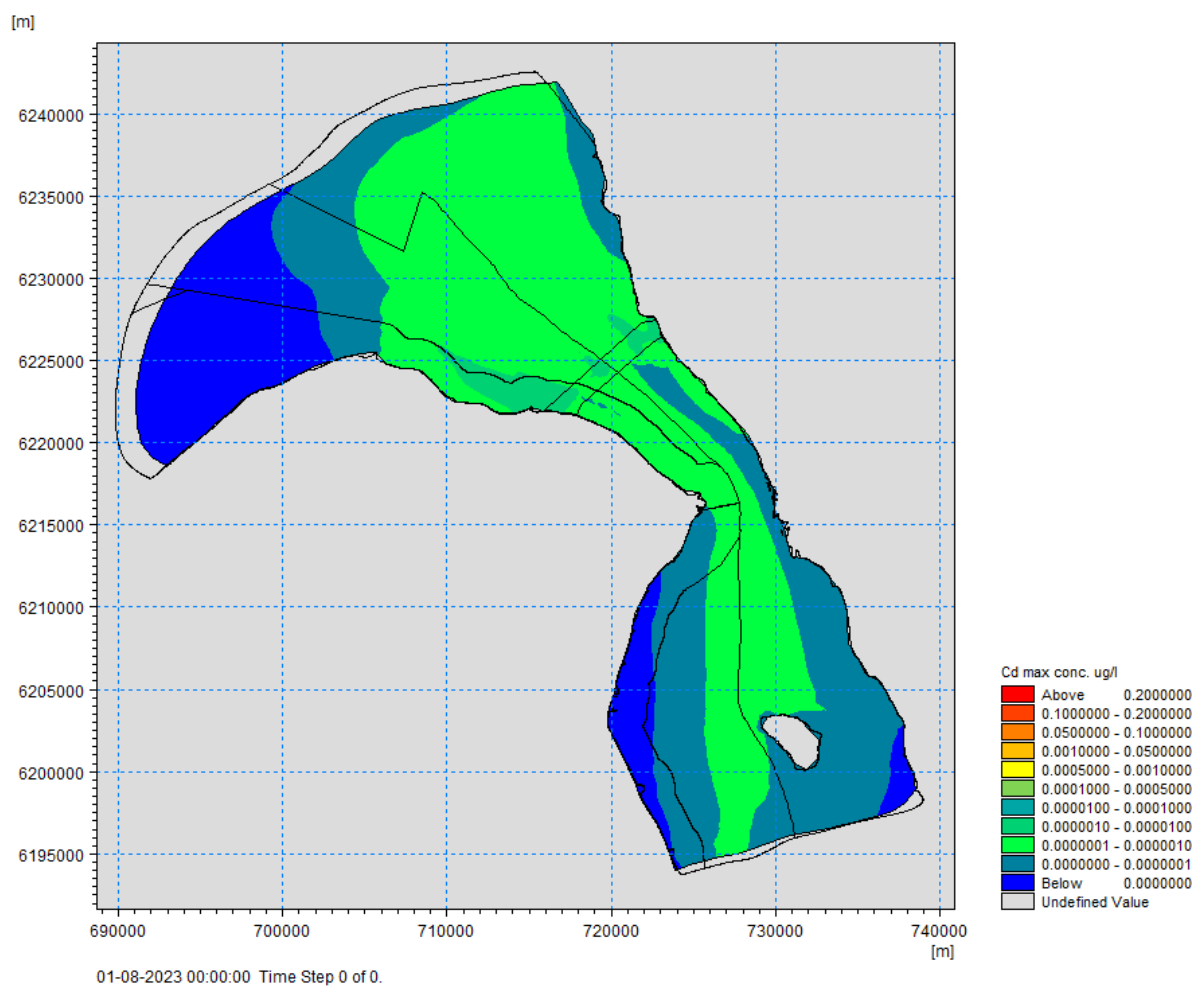
4.1 Maksimum koncentrationstigninger



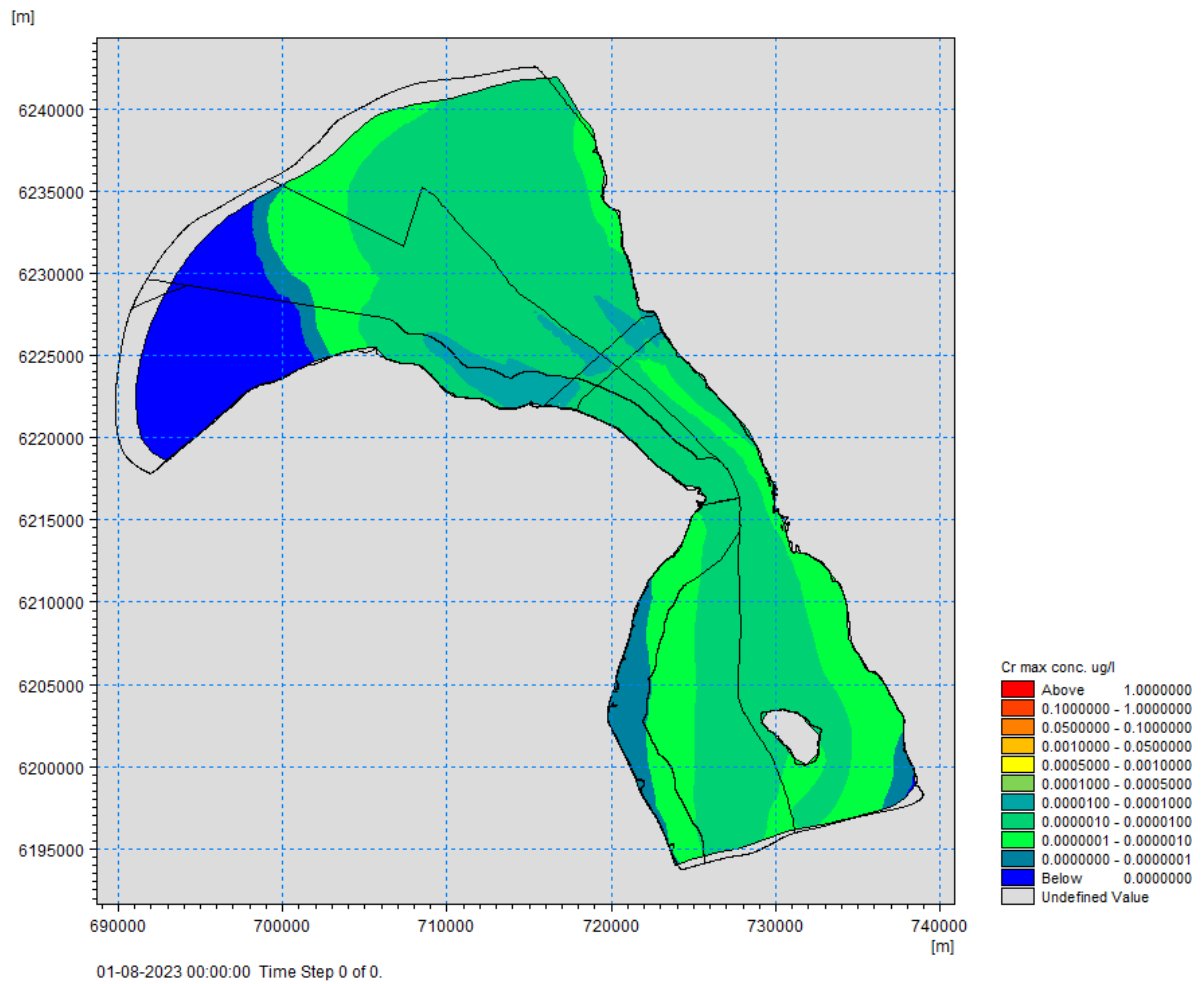
Figur 4-1 Maksimum koncentrationstigning for arsen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



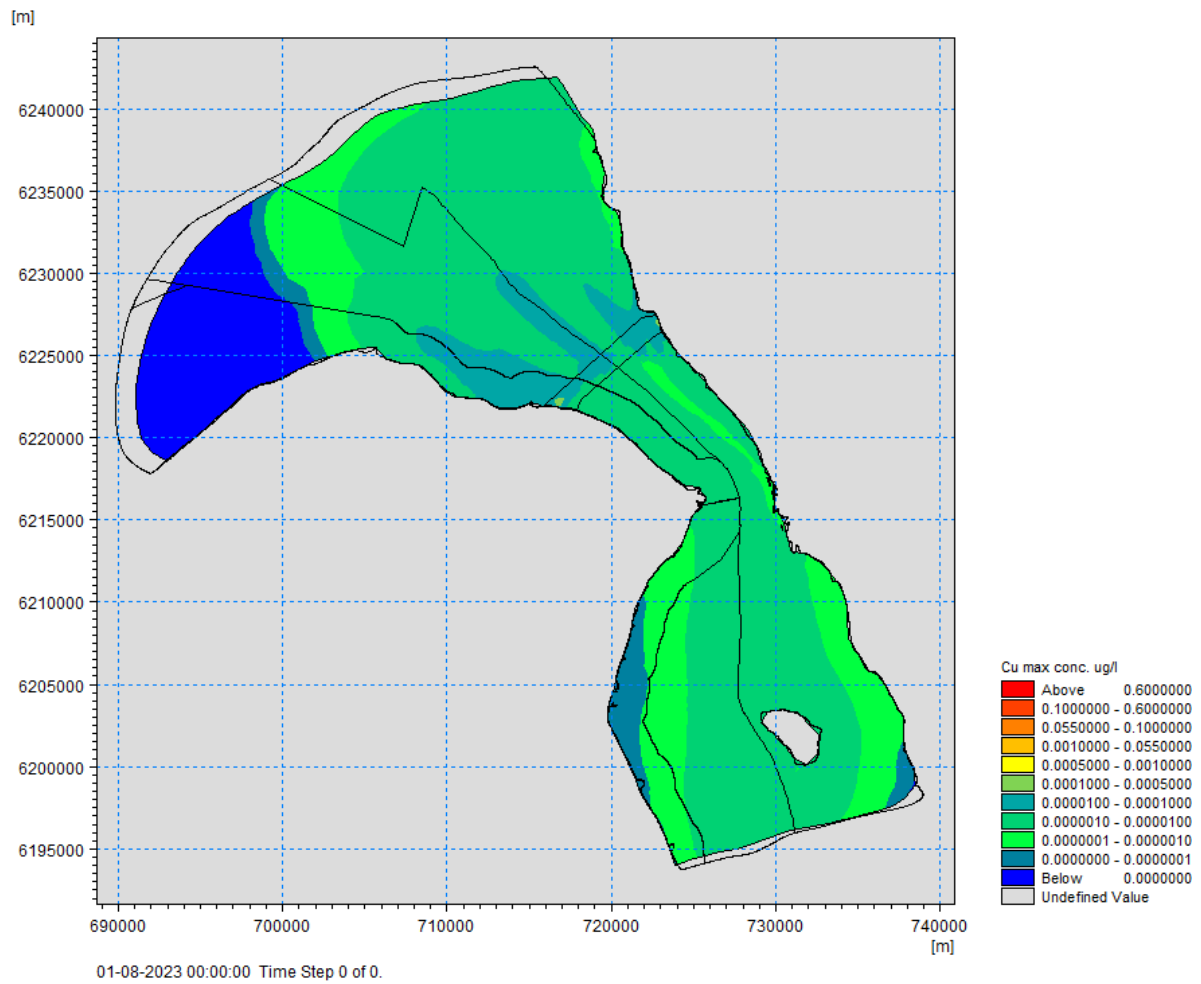
Figur 4-2 Maksimum koncentrationsstigning for bly i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



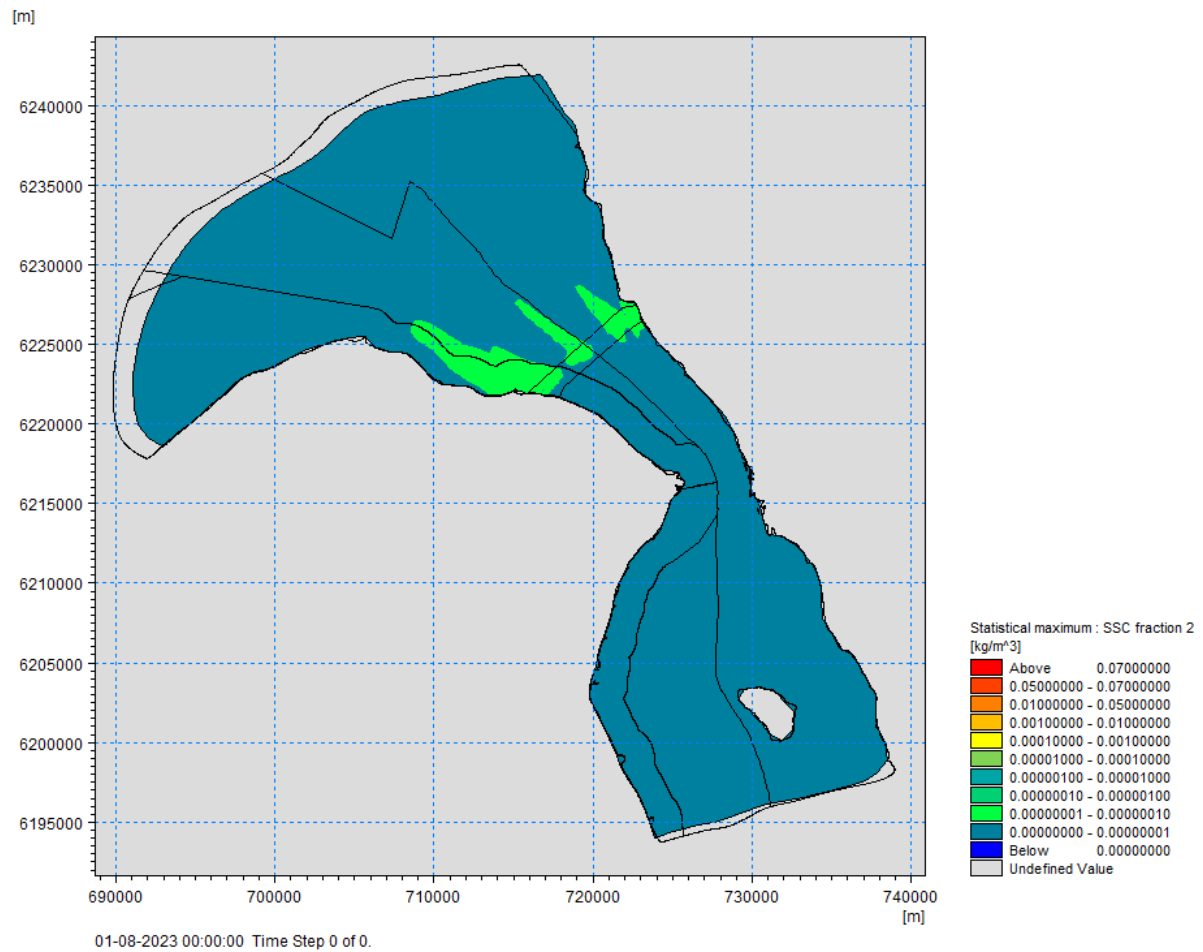
Figur 4-3 Maksimum koncentrationsstigning for cadmium i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



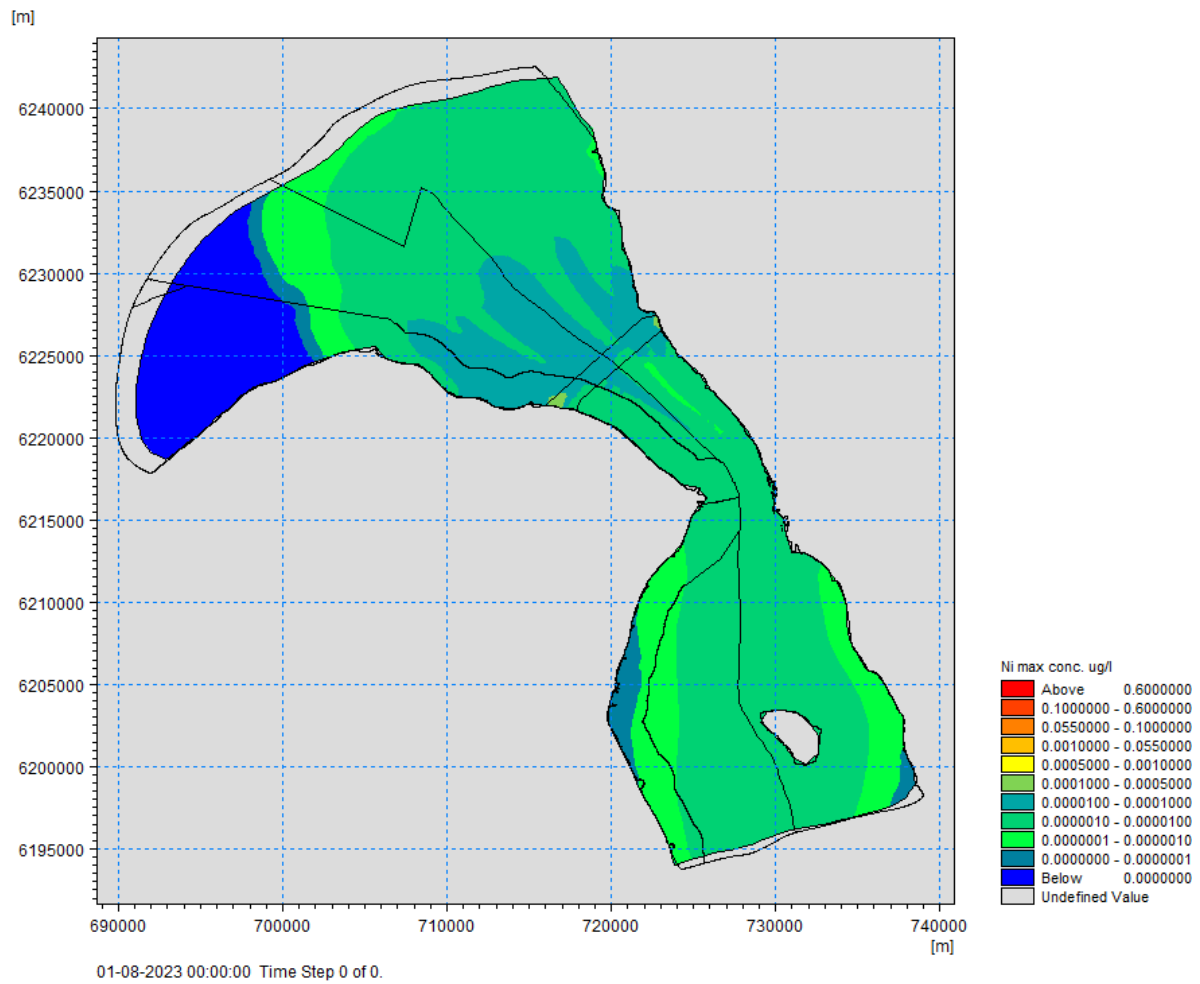
Figur 4-4 Maksimum koncentrationsstigning for chrom i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



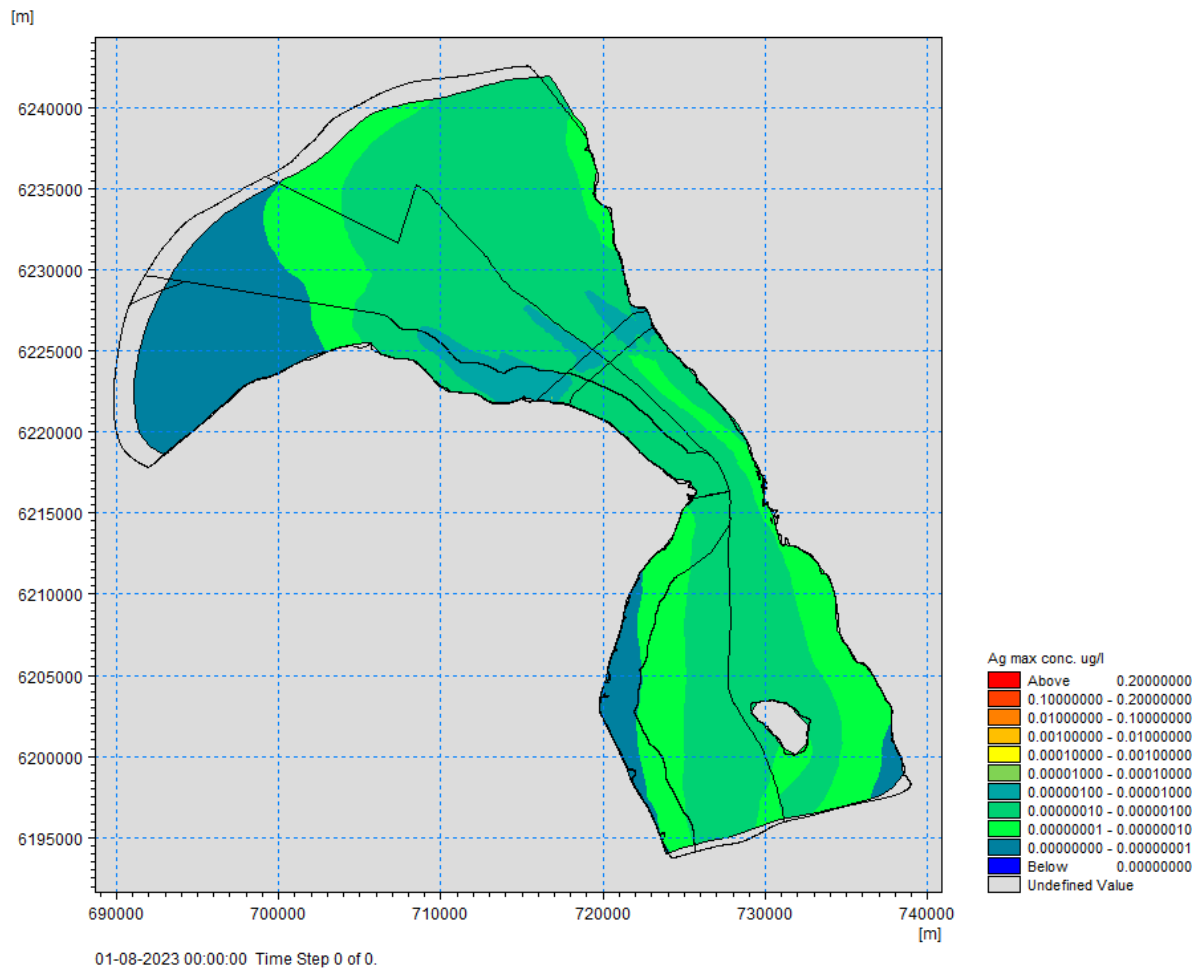
Figur 4-5 Maksimum koncentrationsstigning for kobber i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



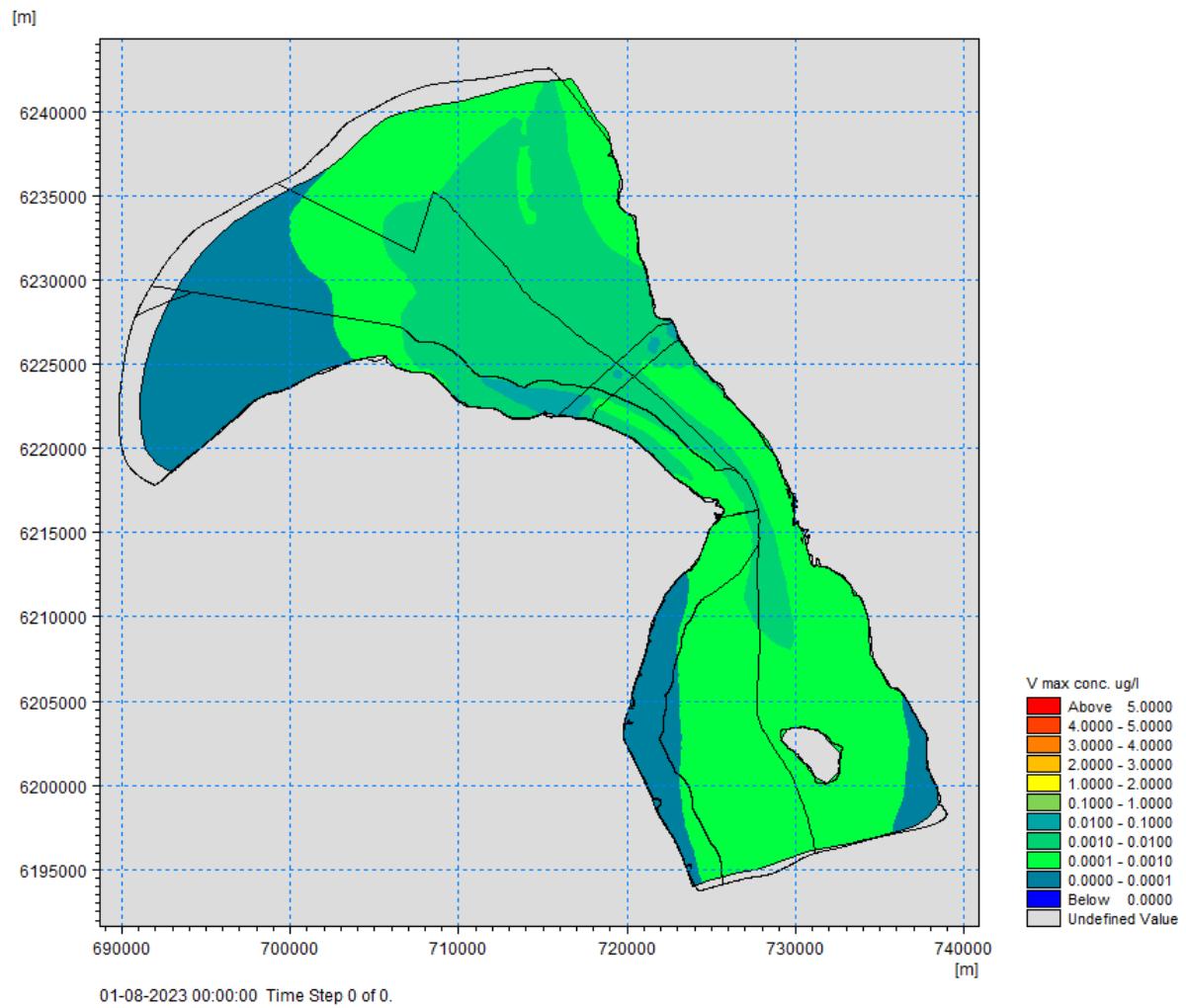
Figur 4-6 Maksimum koncentrationsstigning for kviksølv i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



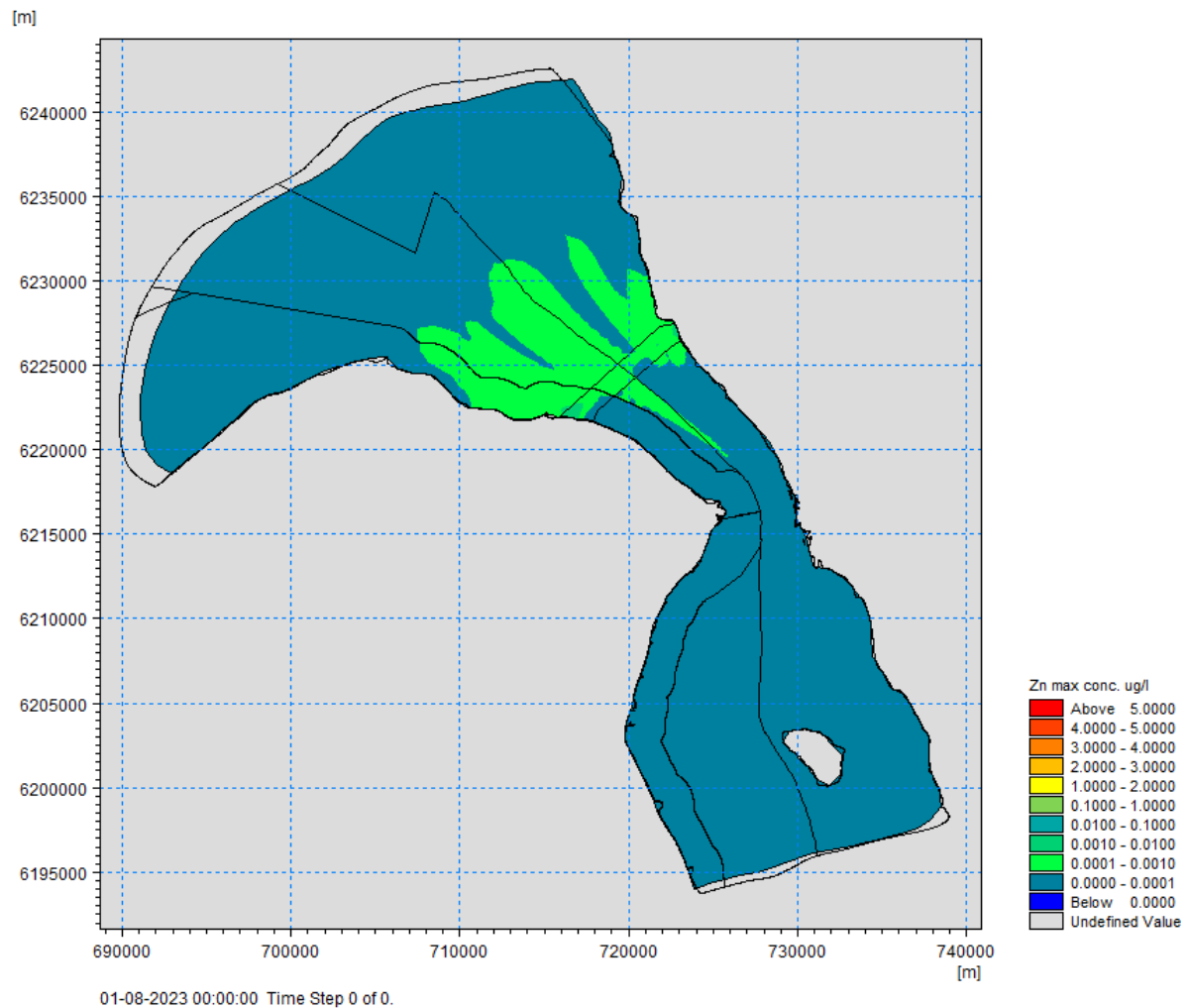
Figur 4-7 Maksimum koncentrationsstigning for nikkel i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



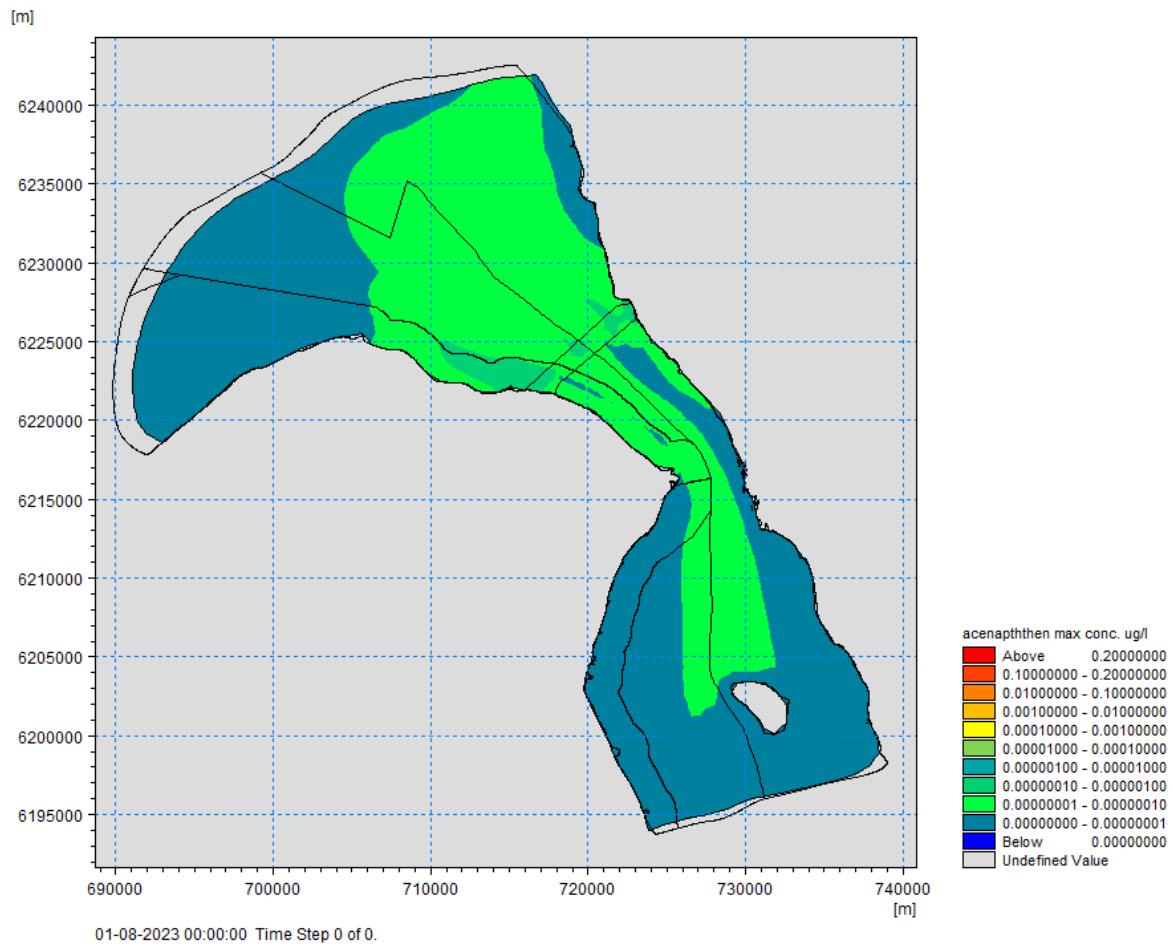
Figur 4-8 Maksimum koncentrationsstigning for sølv i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



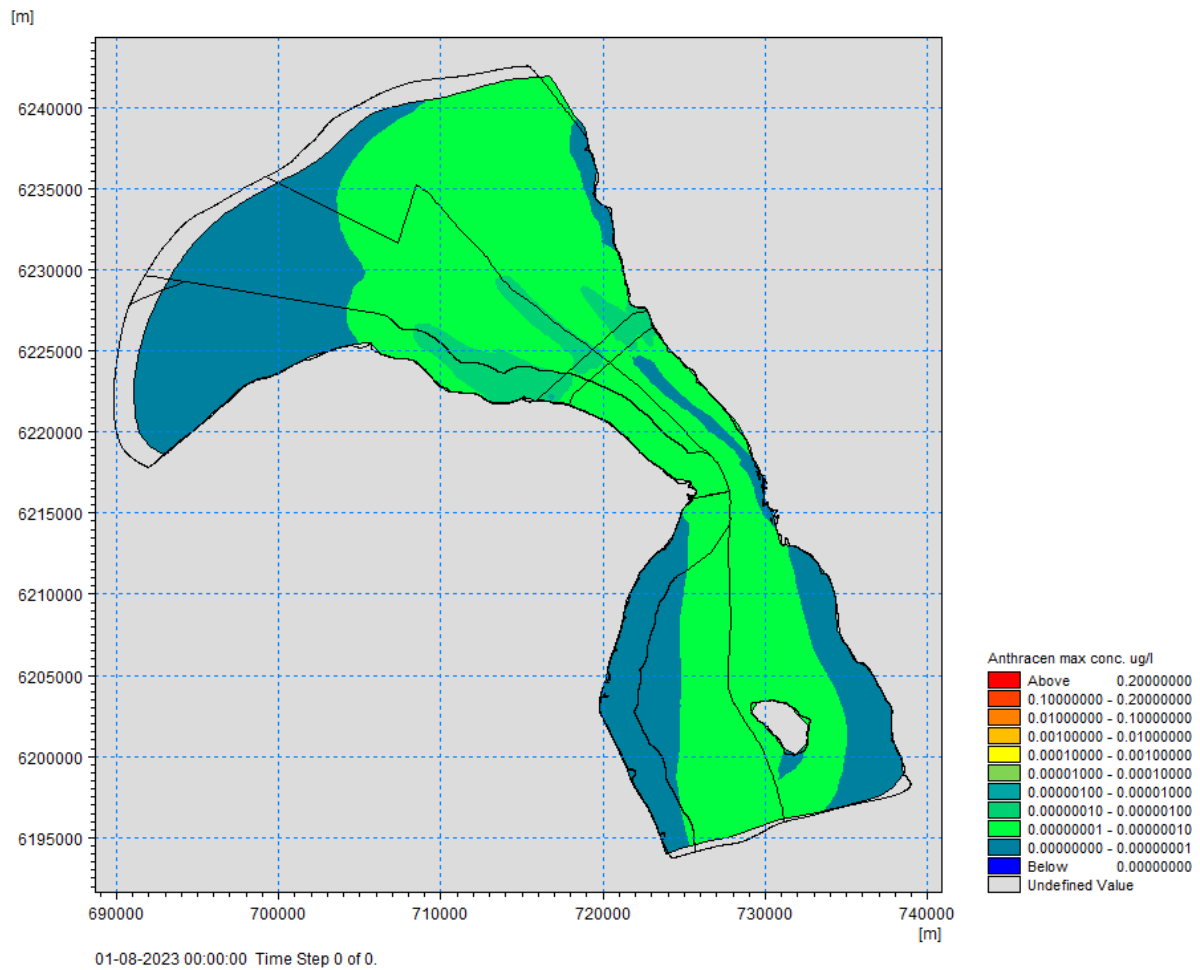
Figur 4-9 Maksimum koncentrationsstigning for vanadium i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



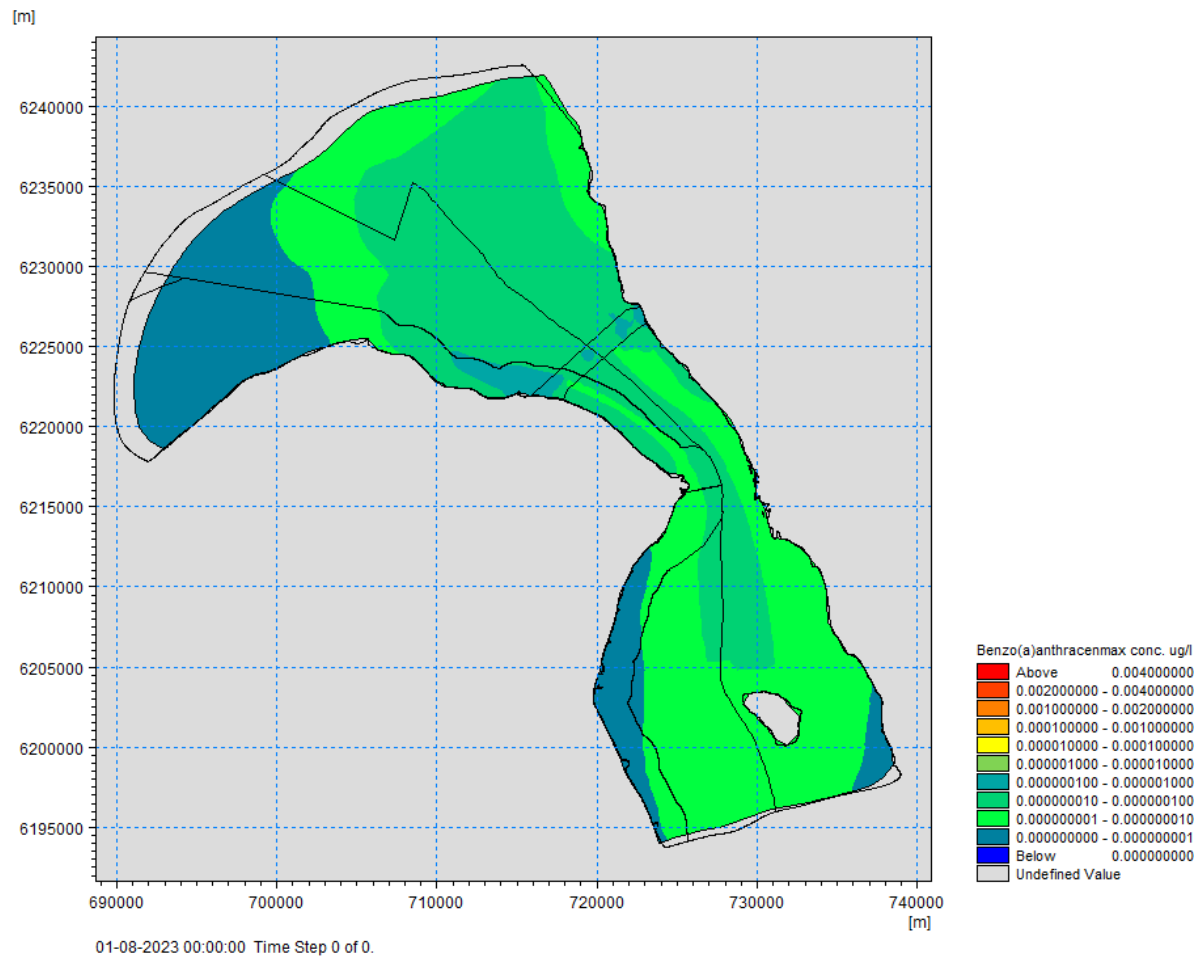
Figur 4-10 Maksimum koncentrationsstigning for zink i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



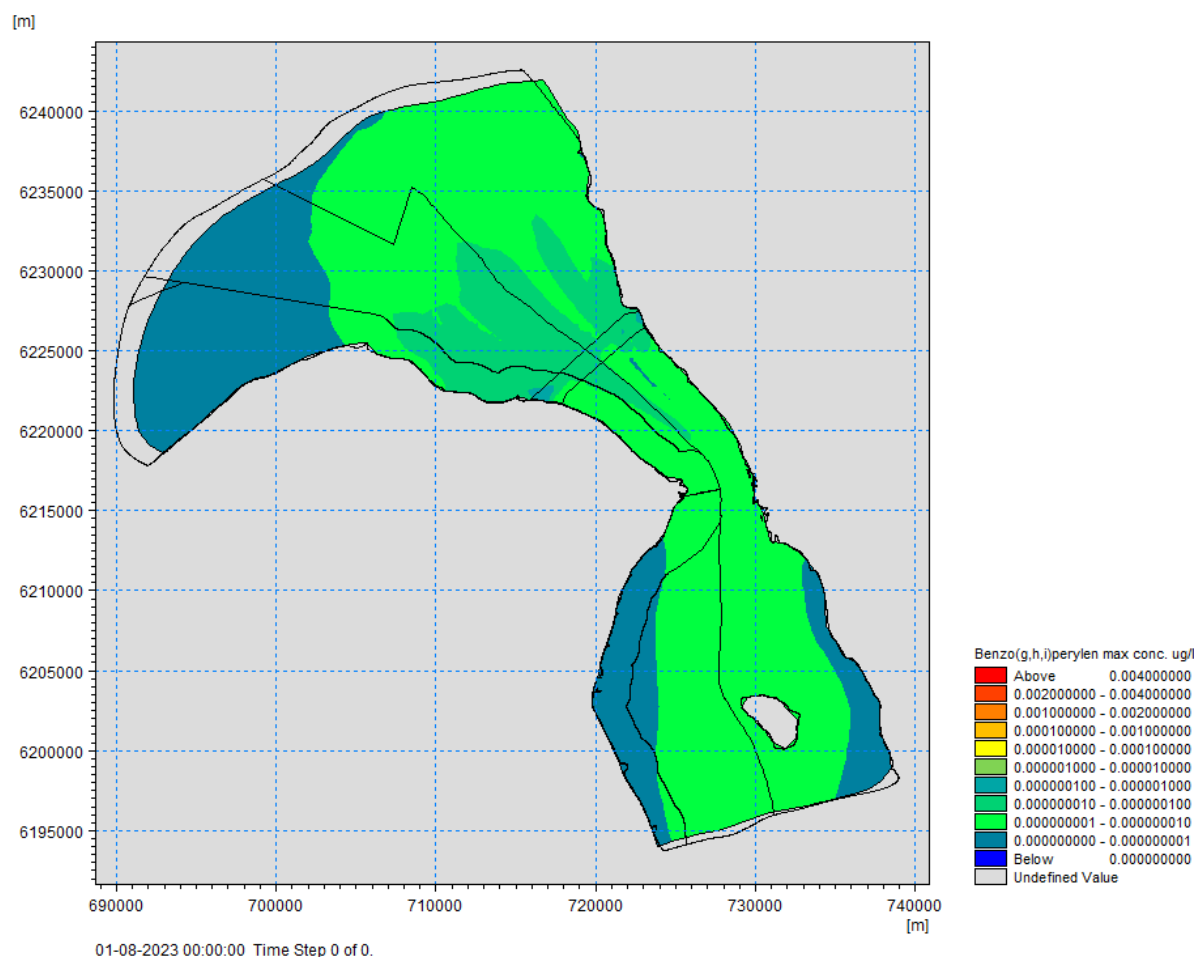
Figur 4-11 Maksimum koncentrationsstigning for acenaphthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



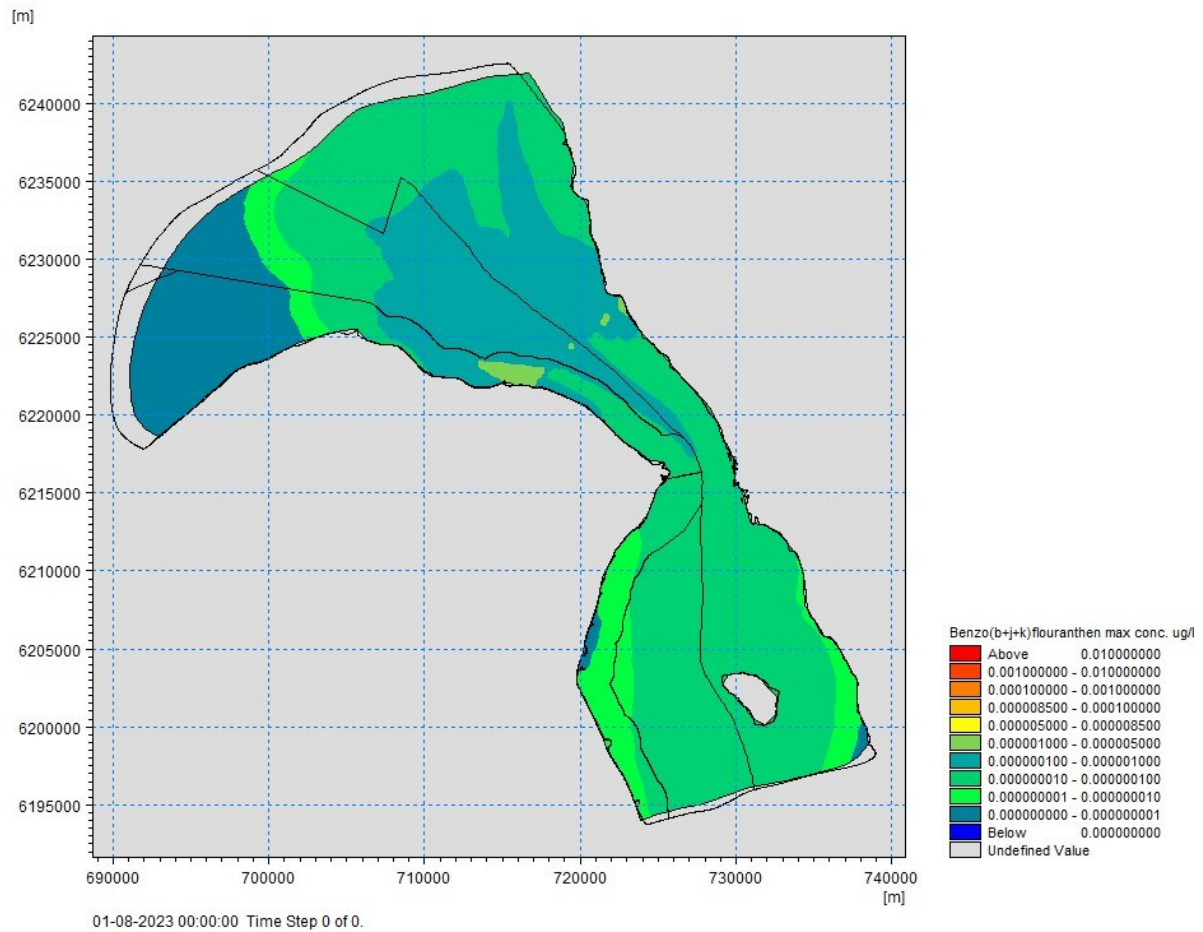
Figur 4-12 Maksimum koncentrationsstigning for anthracen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



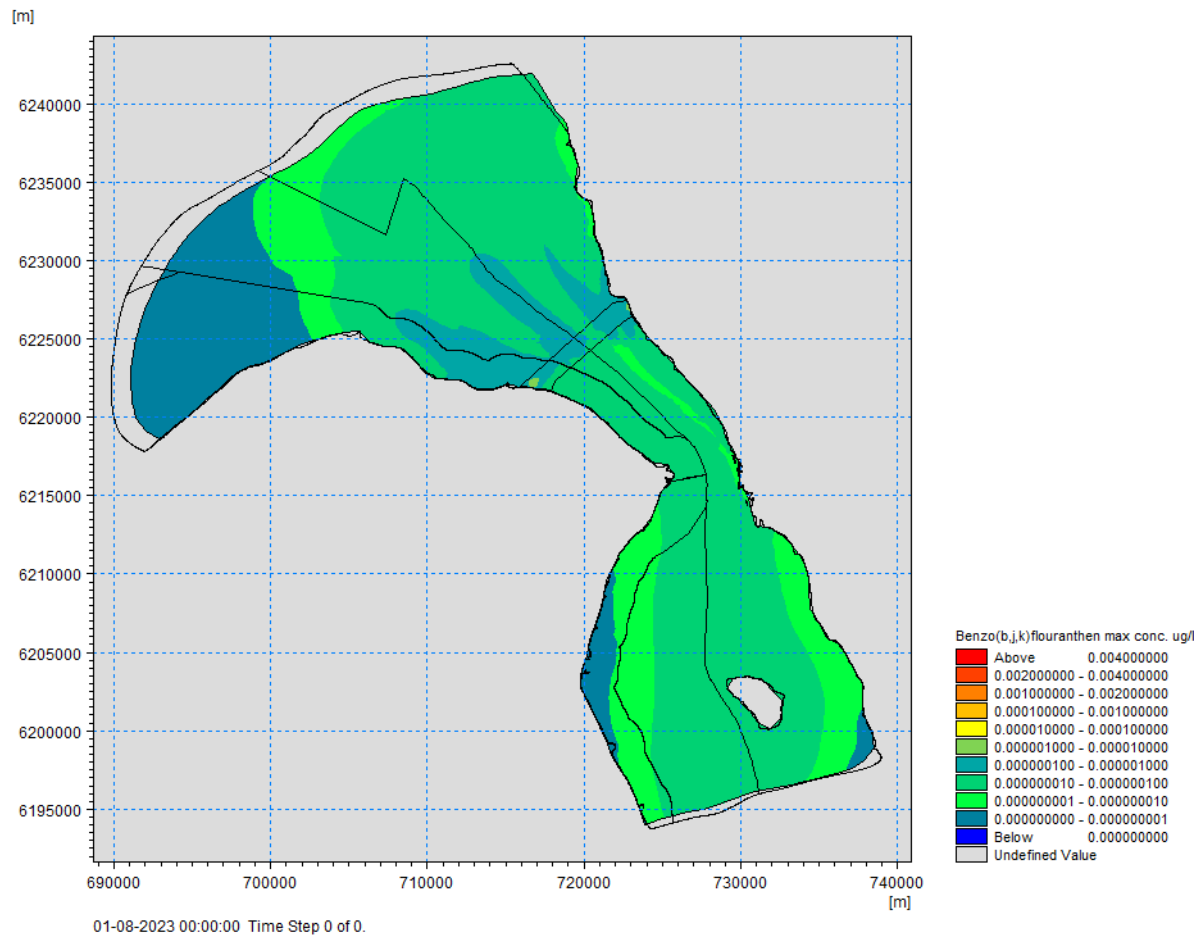
Figur 4-13 Maksimum konzentationsstigning for benz(a)anthracen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



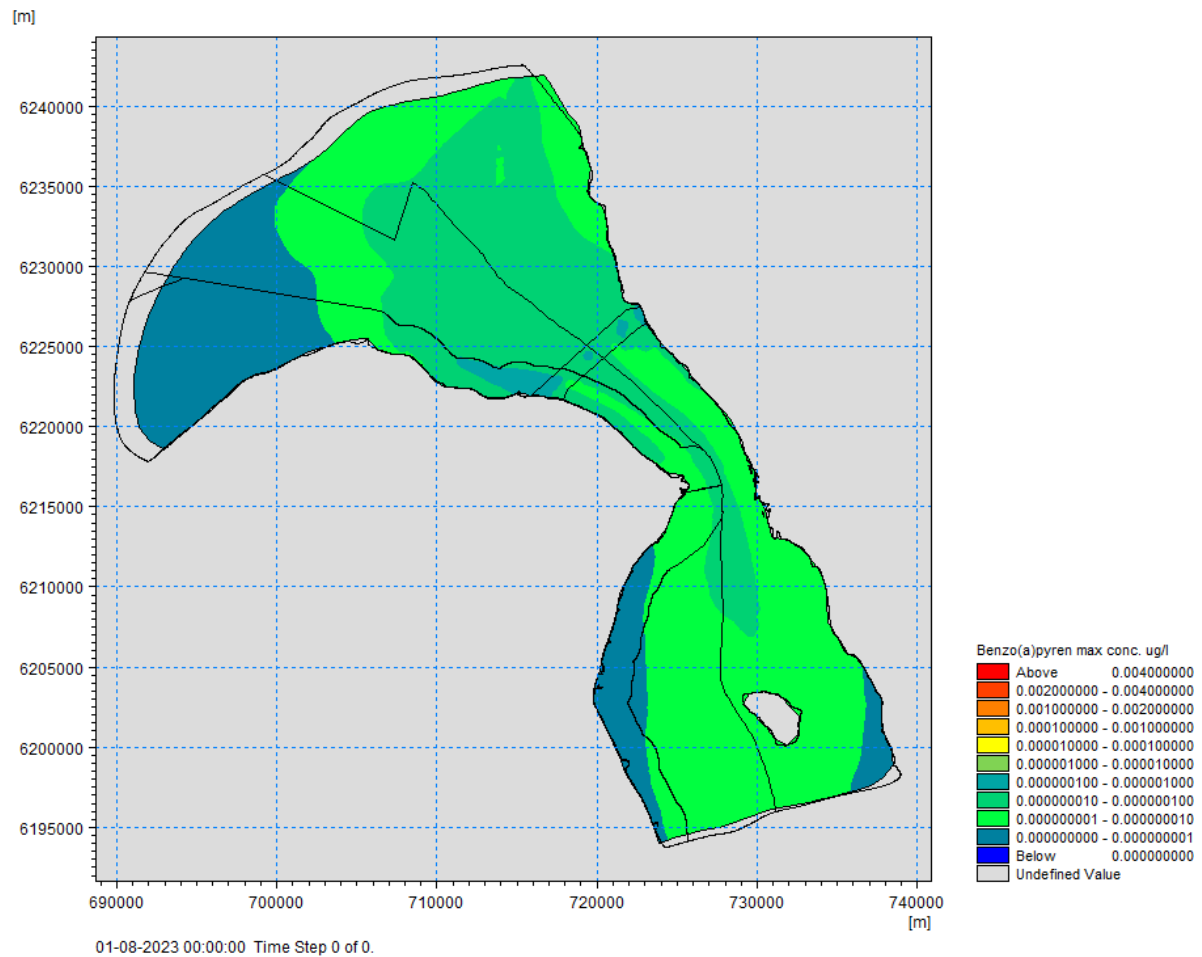
Figur 4-14 Maksimum koncentrationsstigning for benz(g,h,i)perylene i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



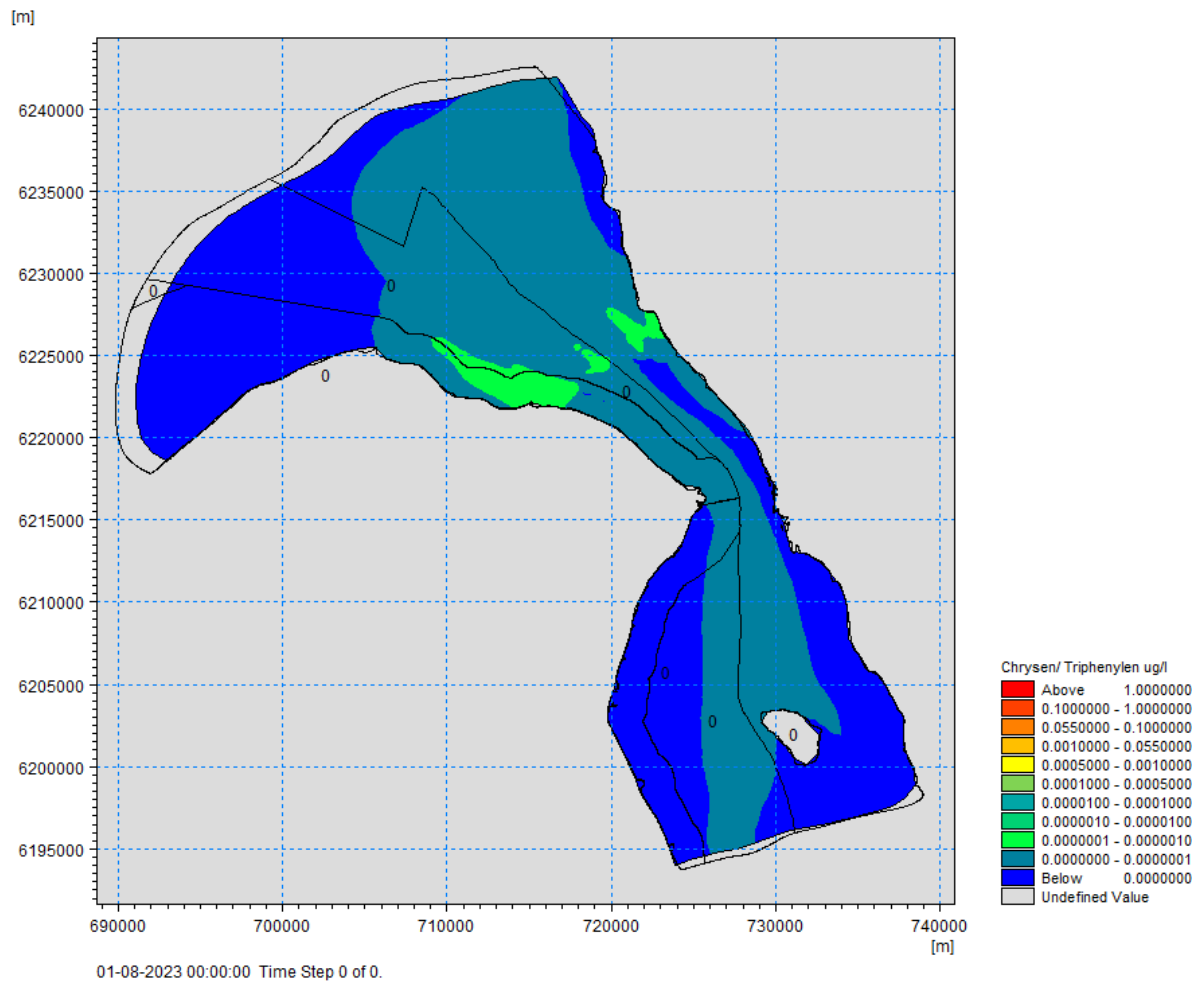
Figur 4-15 Maksimum koncentrationsstigning for Benz(b+j+k)-fluoranthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



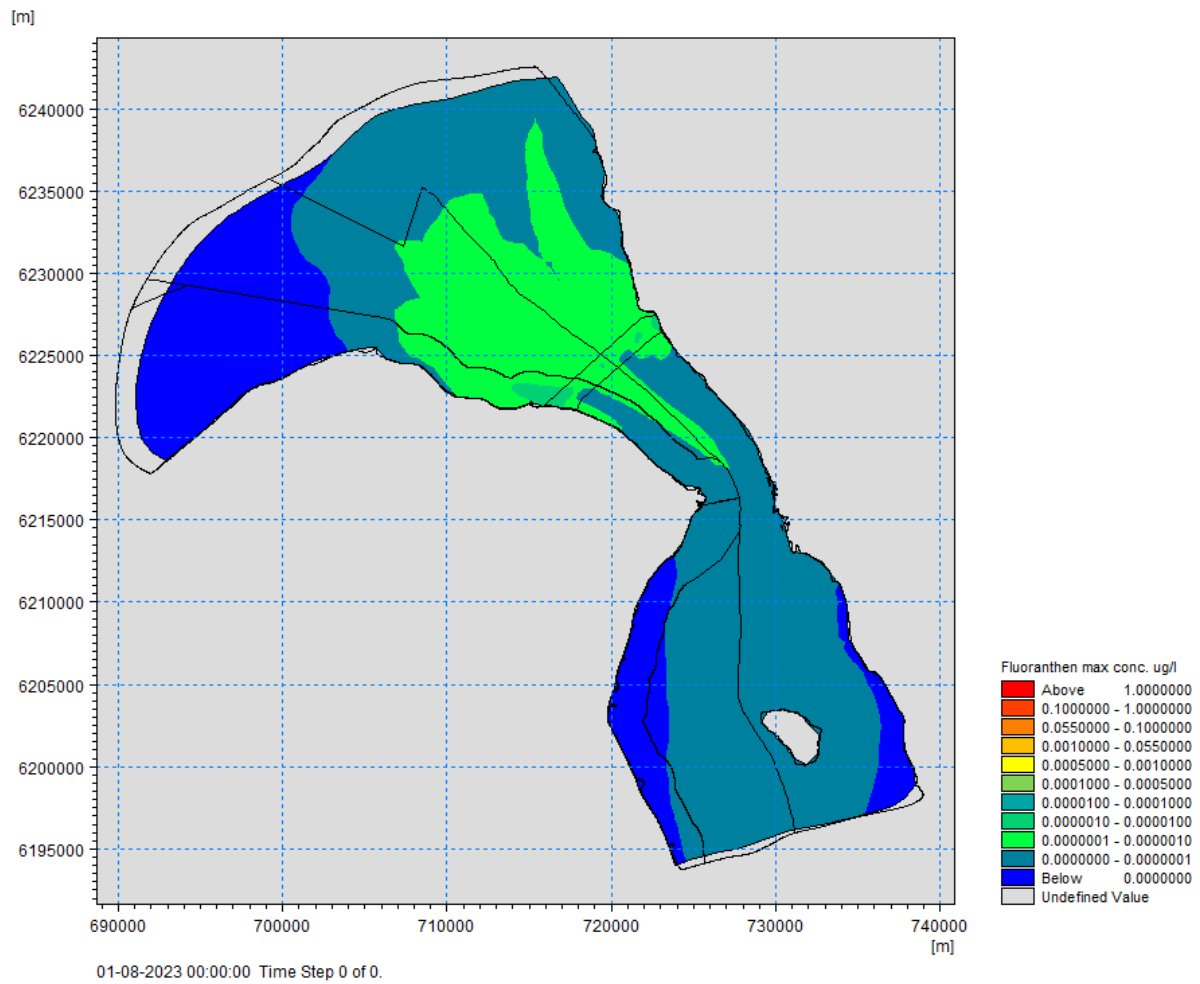
Figur 4-16 Maksimum koncentrationsstigning for benz(b+j+k)flouranthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



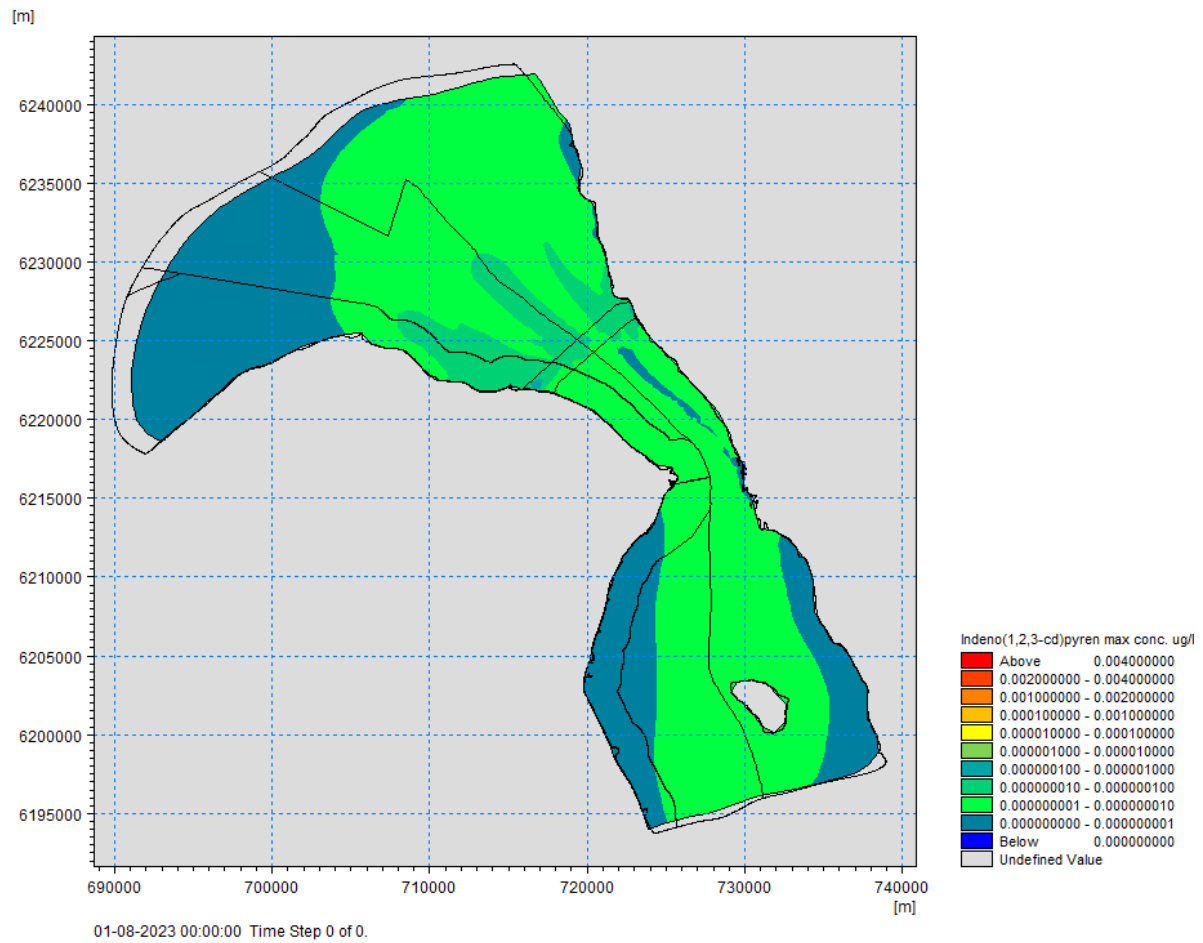
Figur 4-17 Maksimum konzentationsstigning for benz(a)pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



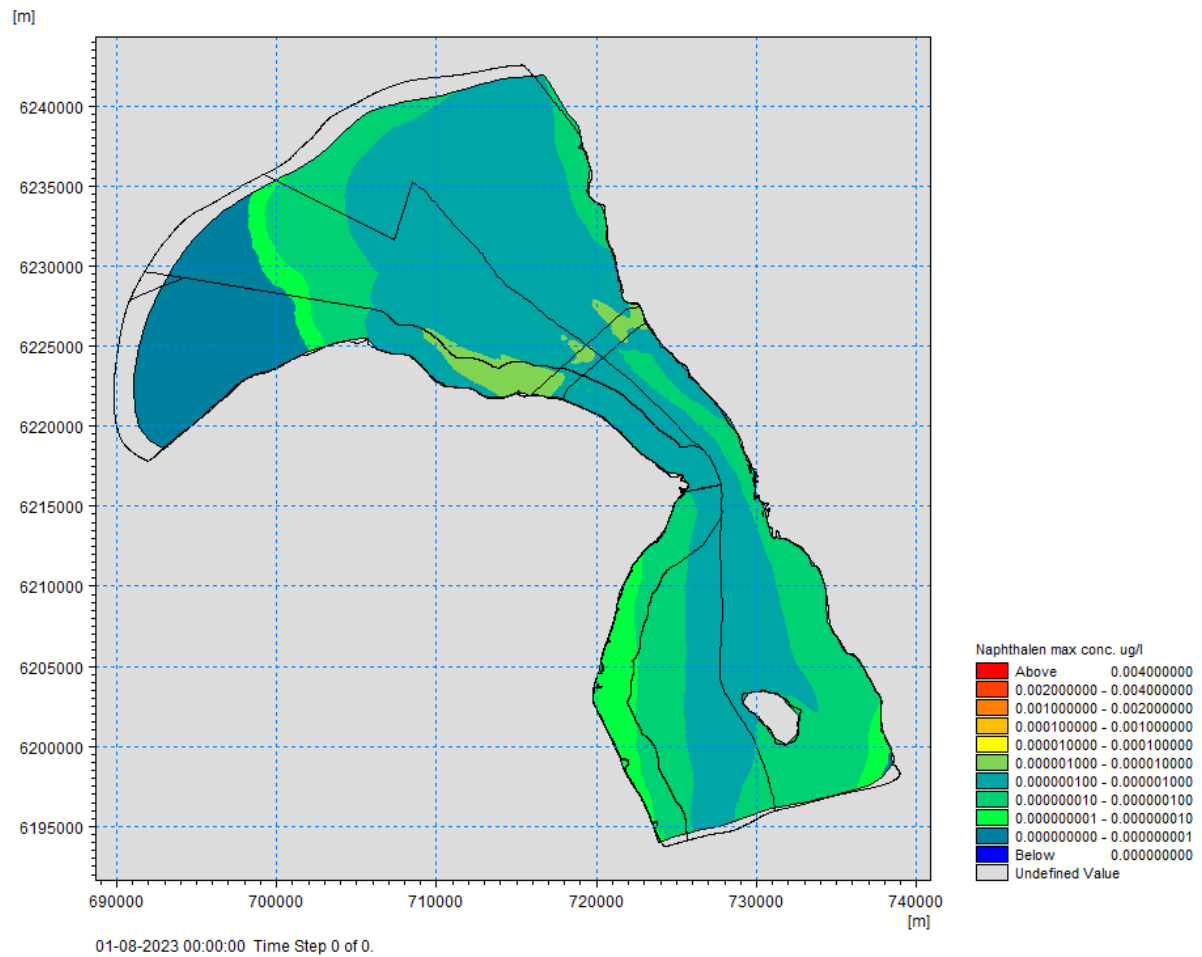
Figur 4-18 Maksimum koncentrationsstigning for chrysen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



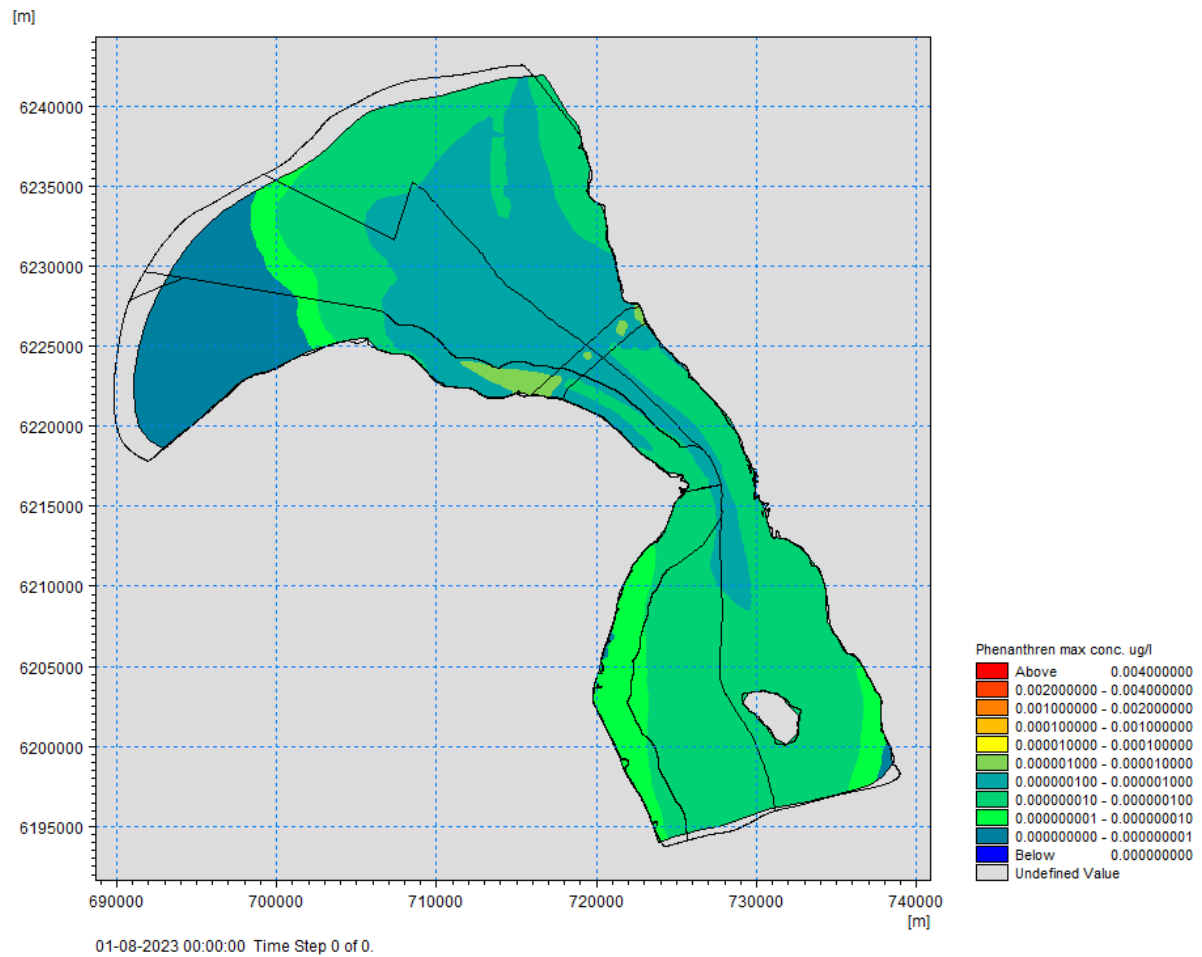
Figur 4-19 Maksimum koncentrationsstigning for fluoranthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



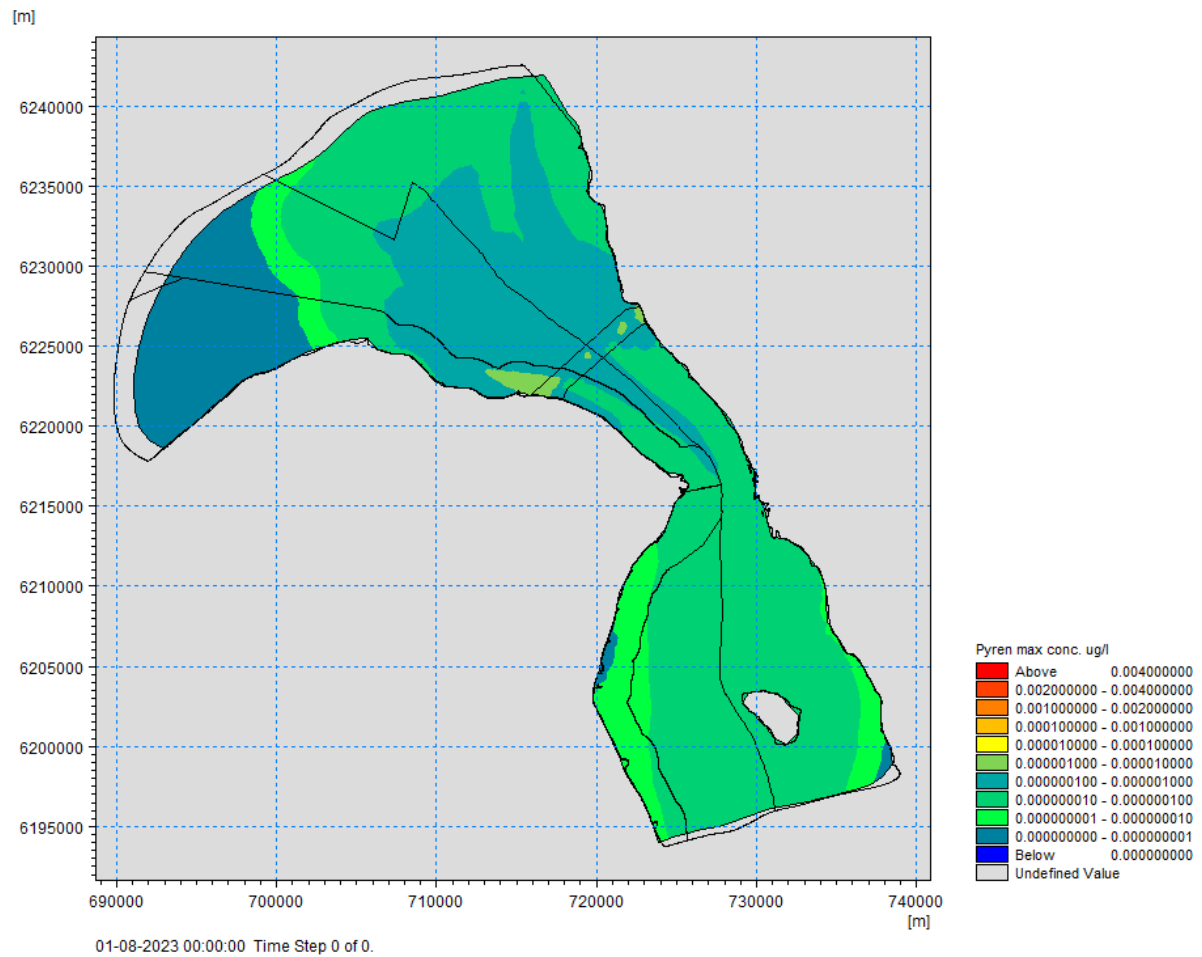
Figur 4-20 Maksimum koncentrationsstigning for indeno(1,2,3-cd)pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



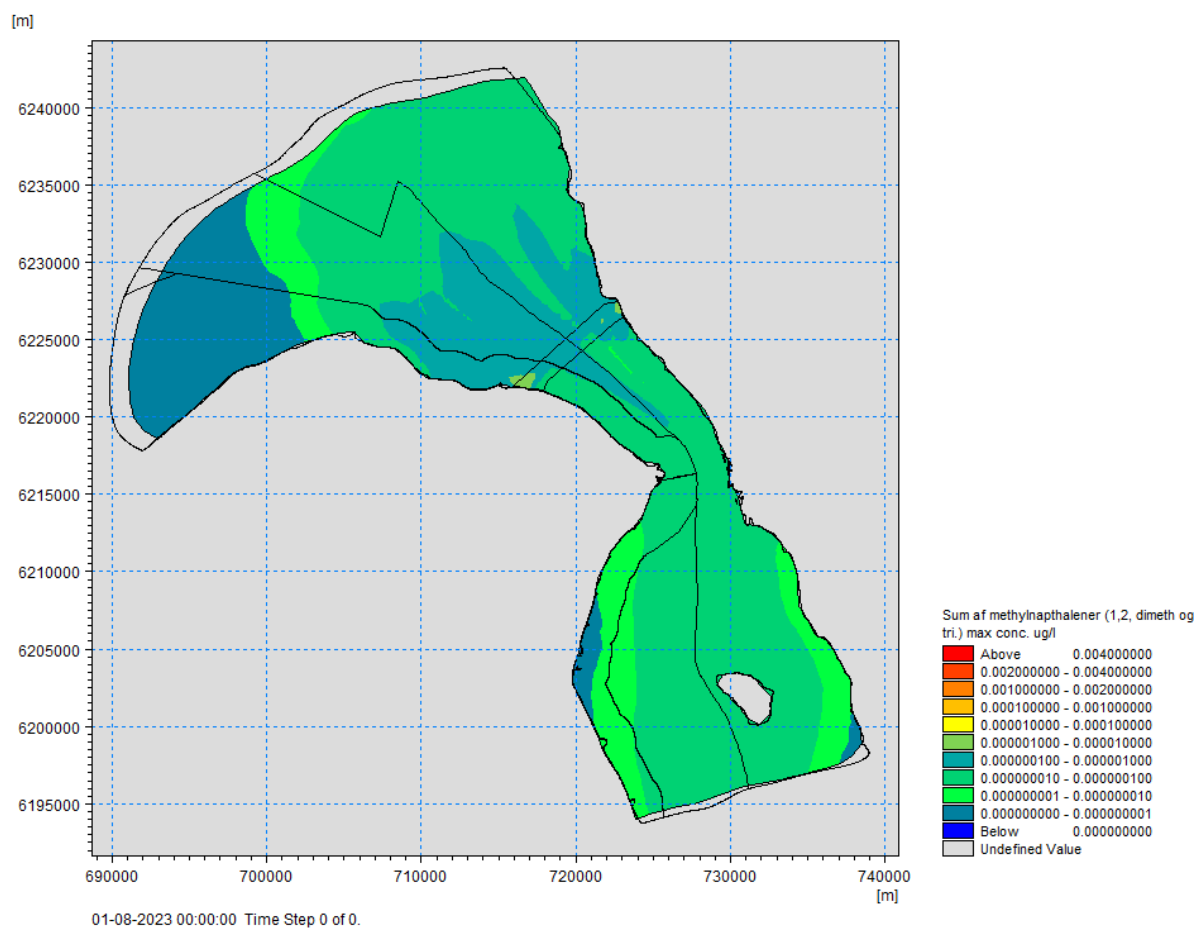
Figur 4-21 Maksimum koncentrationsstigning for naphthalen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



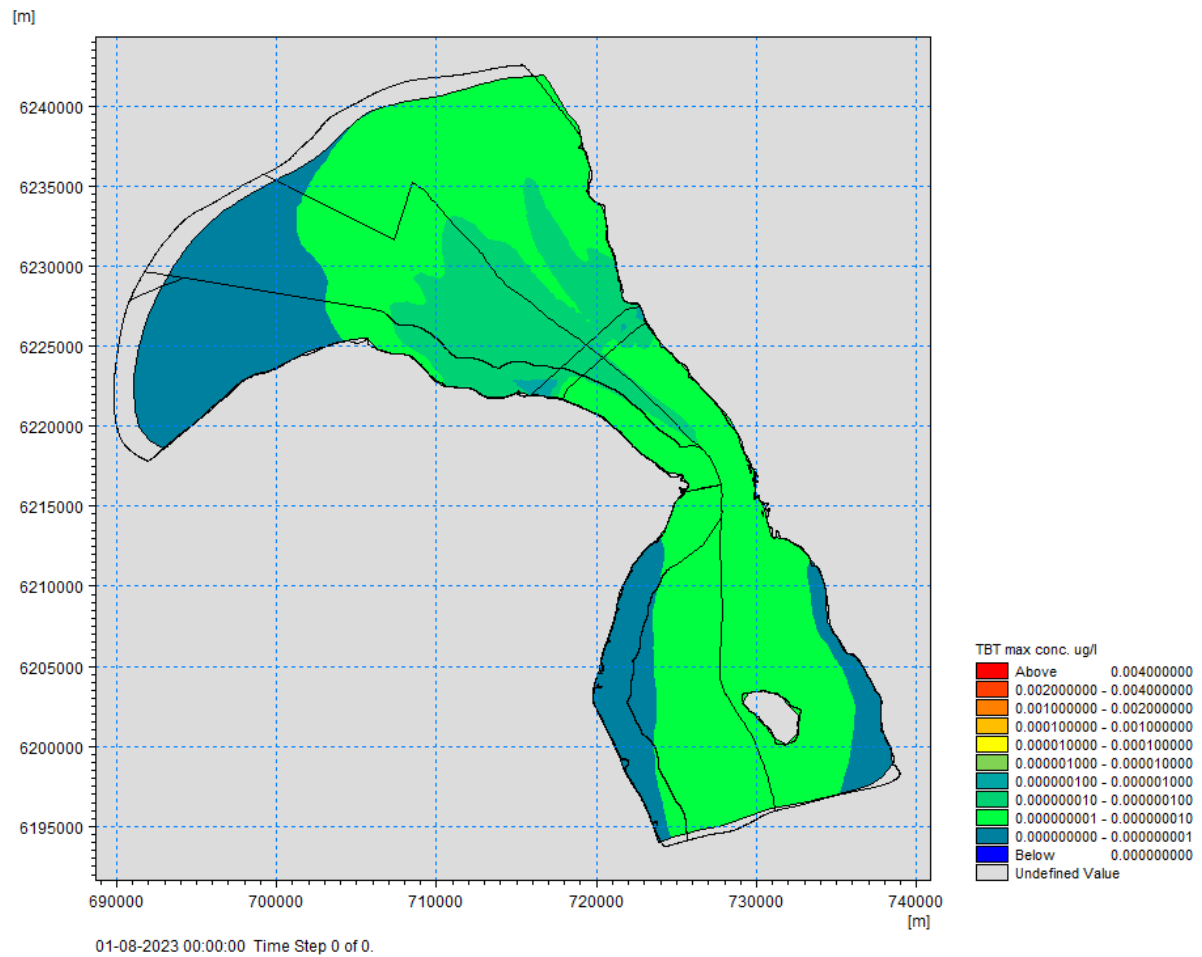
Figur 4-22 Maksimum koncentrationsstigning for phenanthren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



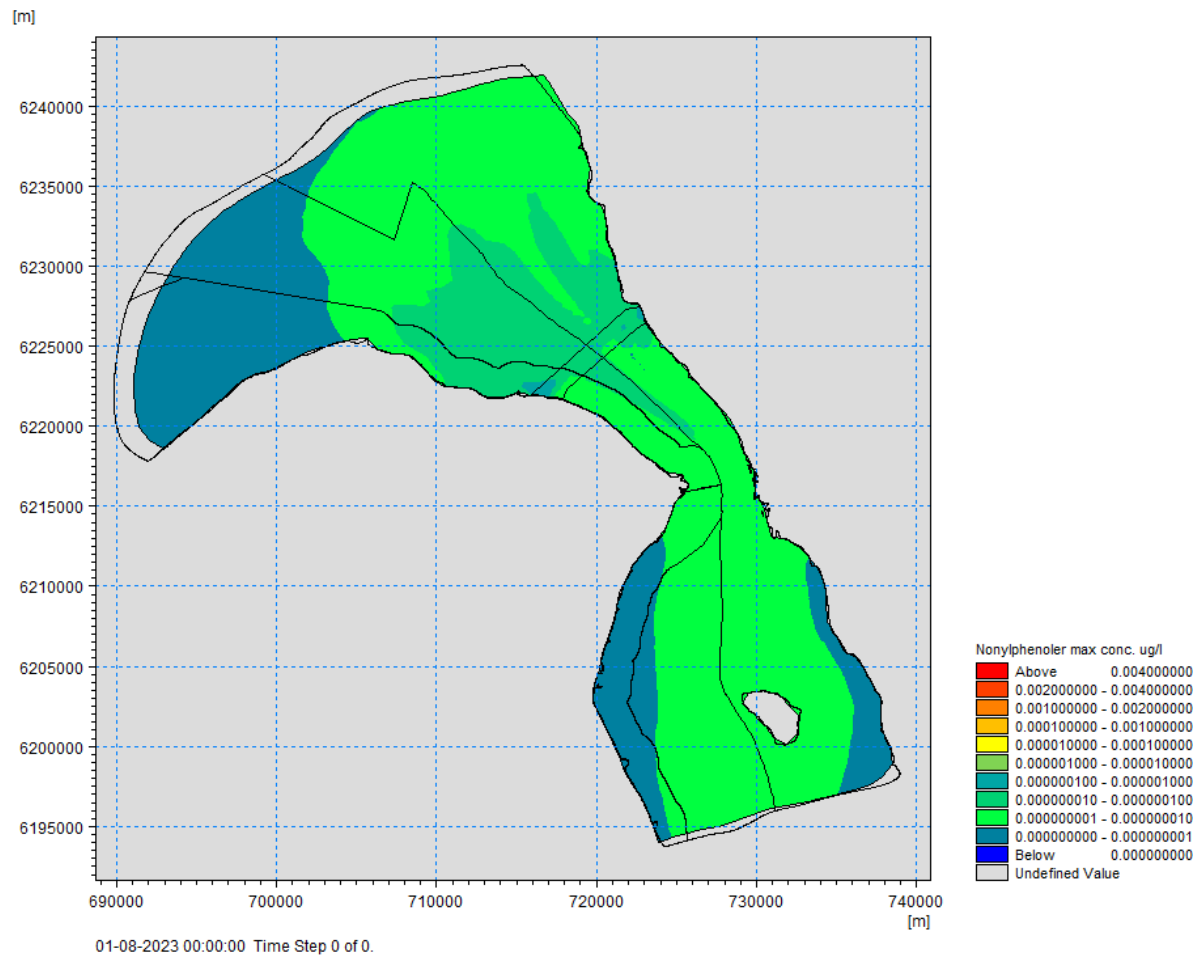
Figur 4-23 Maksimum koncentrationsstigning for pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



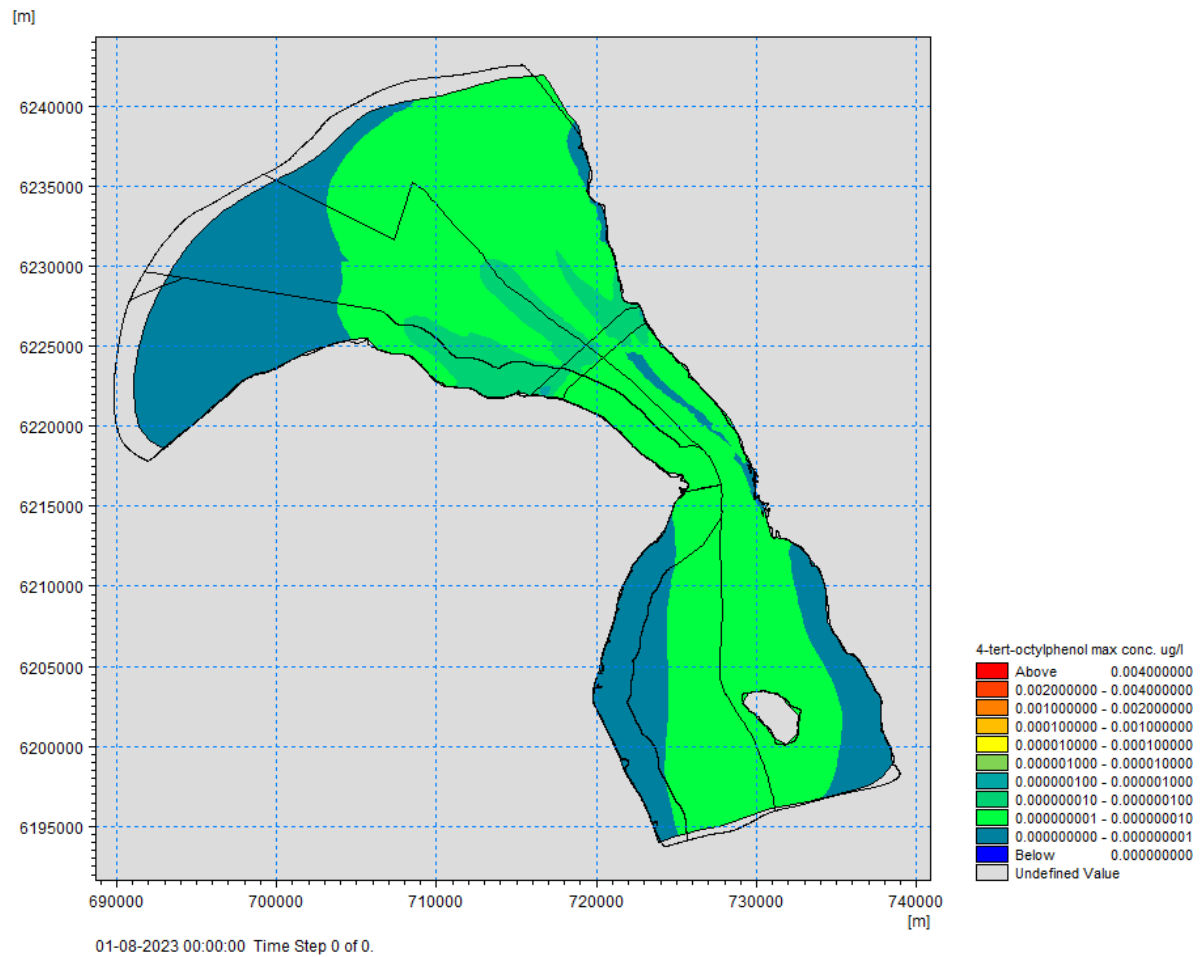
Figur 4-24 Maksimum koncentrationsstigning for sum af methylnapthalener i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



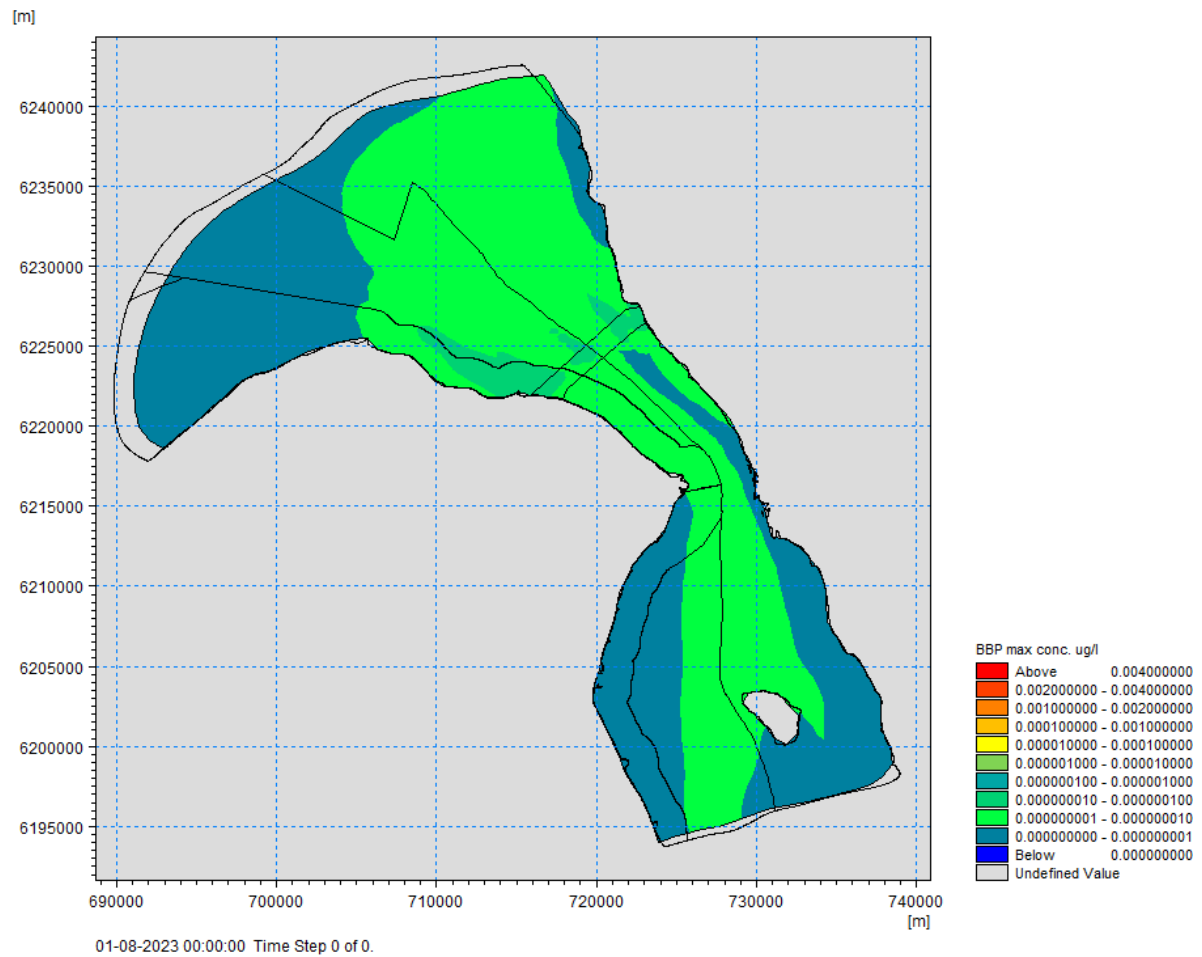
Figur 4-25 Maksimum koncentrationsstigning for TBT i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



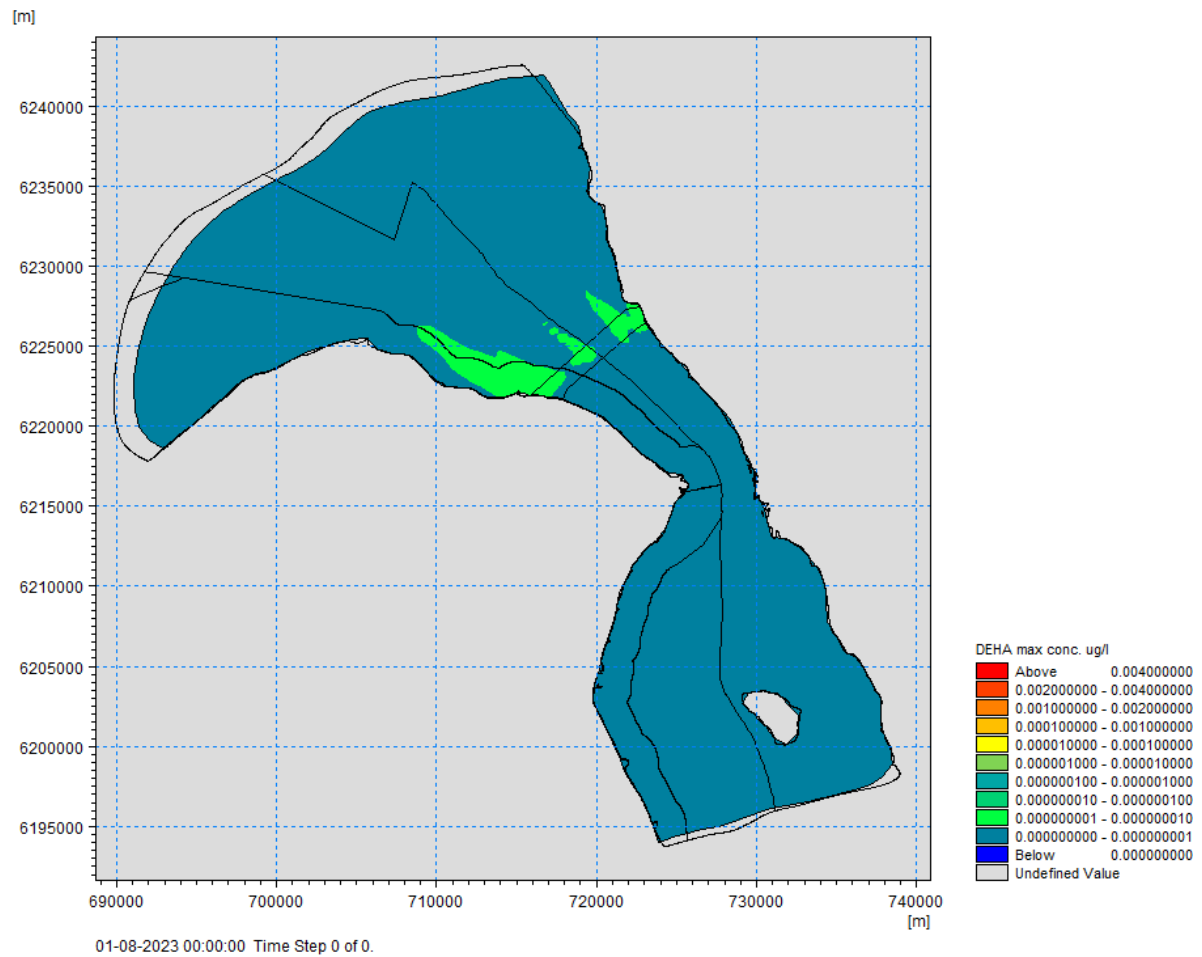
Figur 4-26 Maksimum koncentrationsstigning for nonylphenoler i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



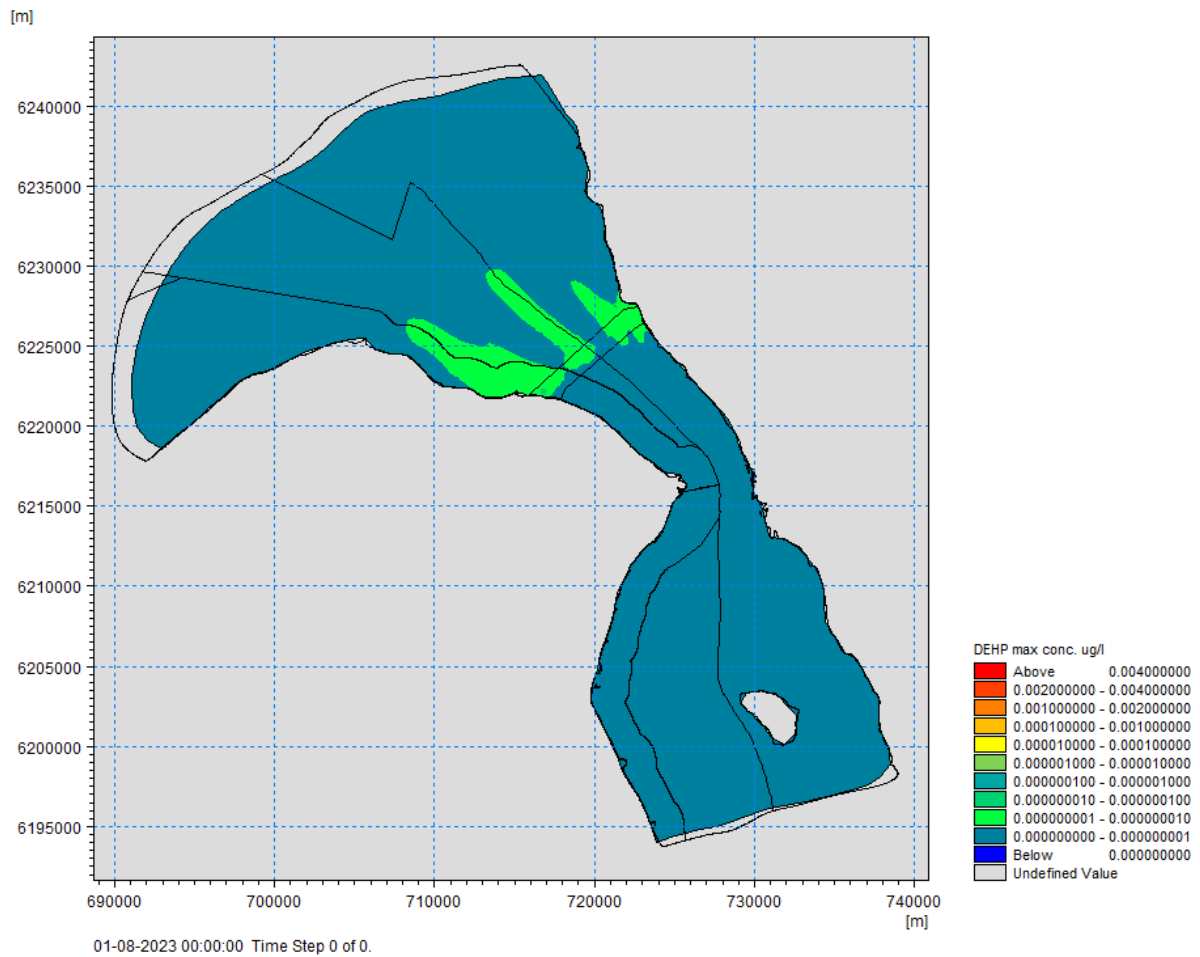
Figur 4-27 Maksimum konzentationsstigning for 4-tert-octylphenol i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



Figur 4-28 Maksimum koncentrationsstigning for BBP i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.

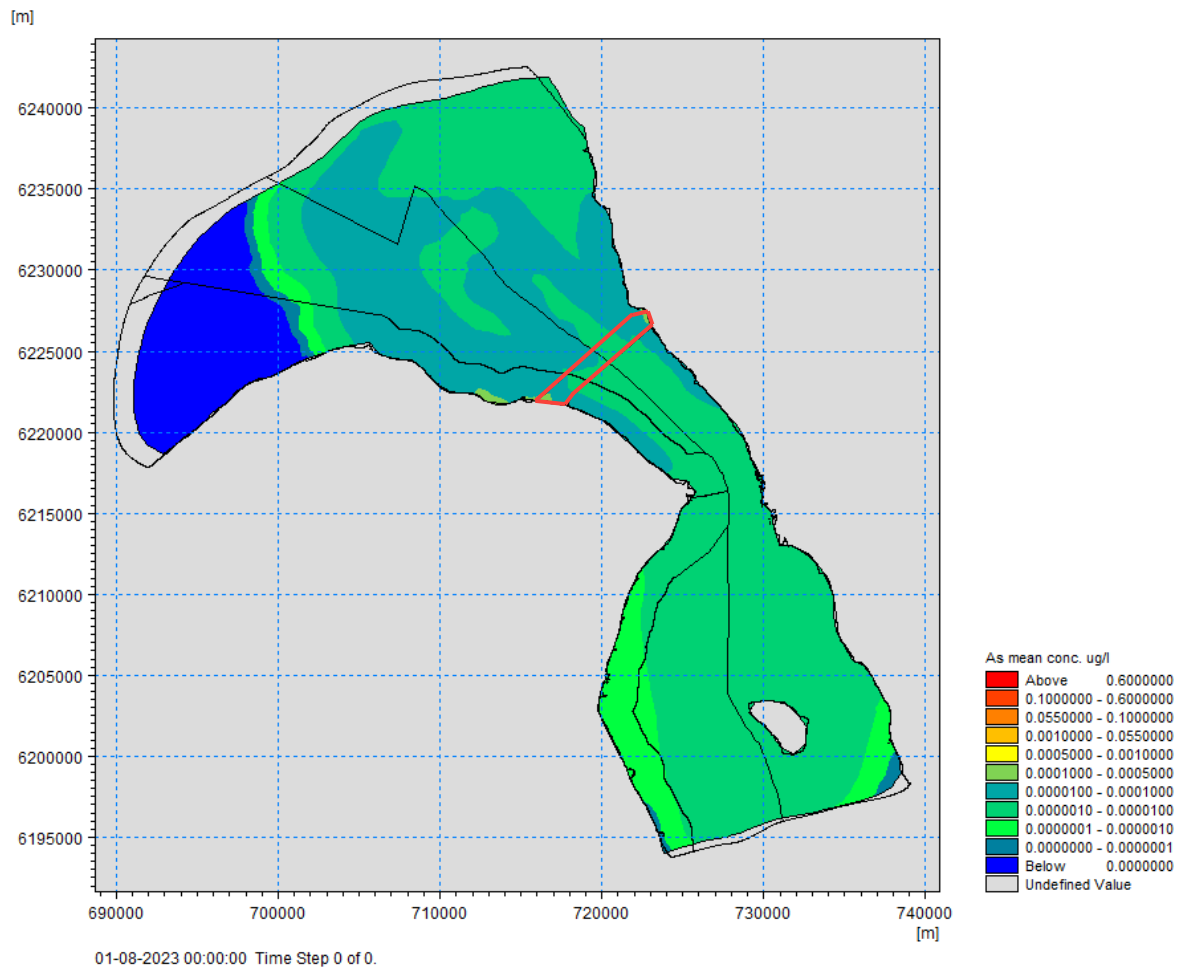


Figur 4-29 Maksimum koncentrationsstigning for DEHA i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.

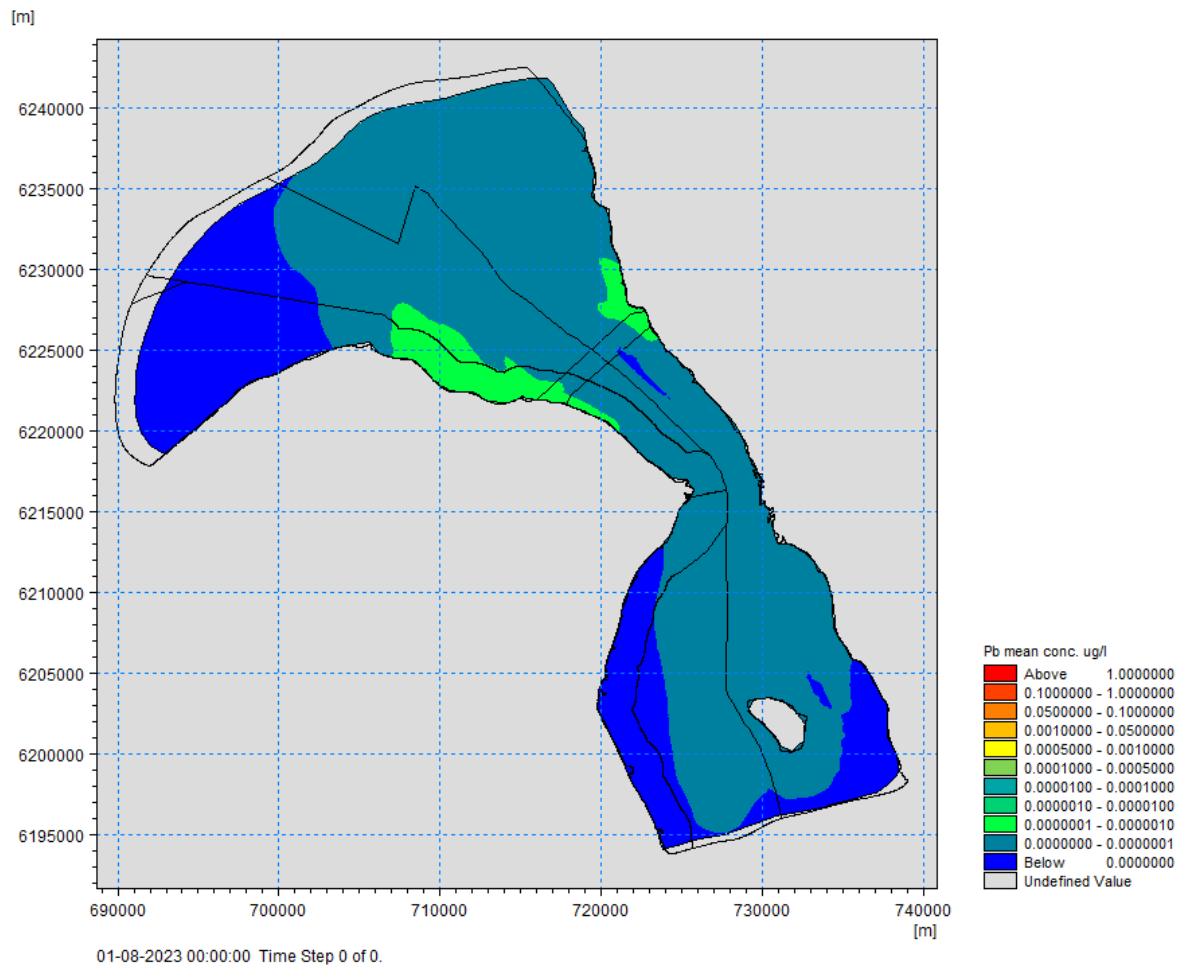


Figur 4-30 Maksimum koncentrationsstigning for DEHP i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.

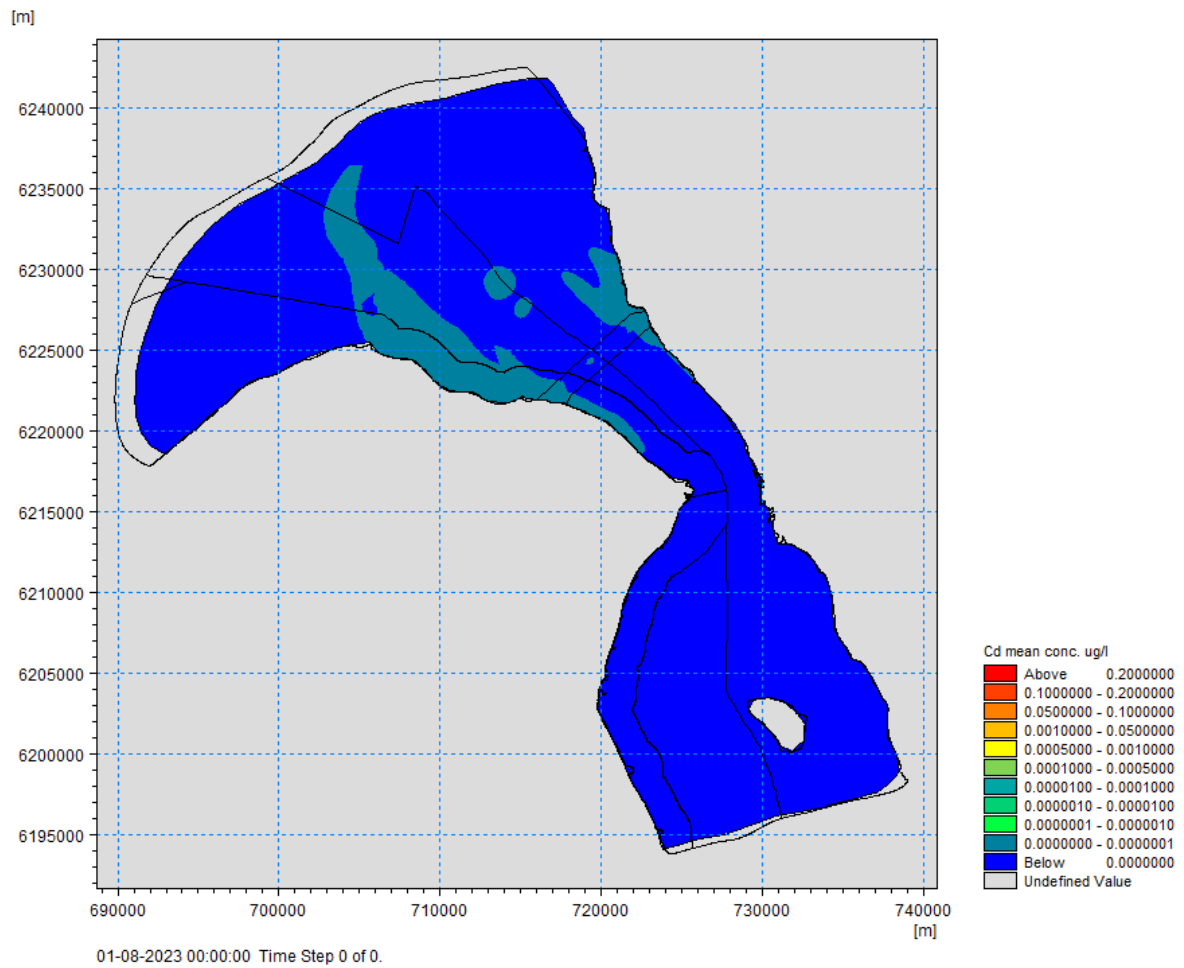
4.2 Gennemsnits koncentrationsstigninger



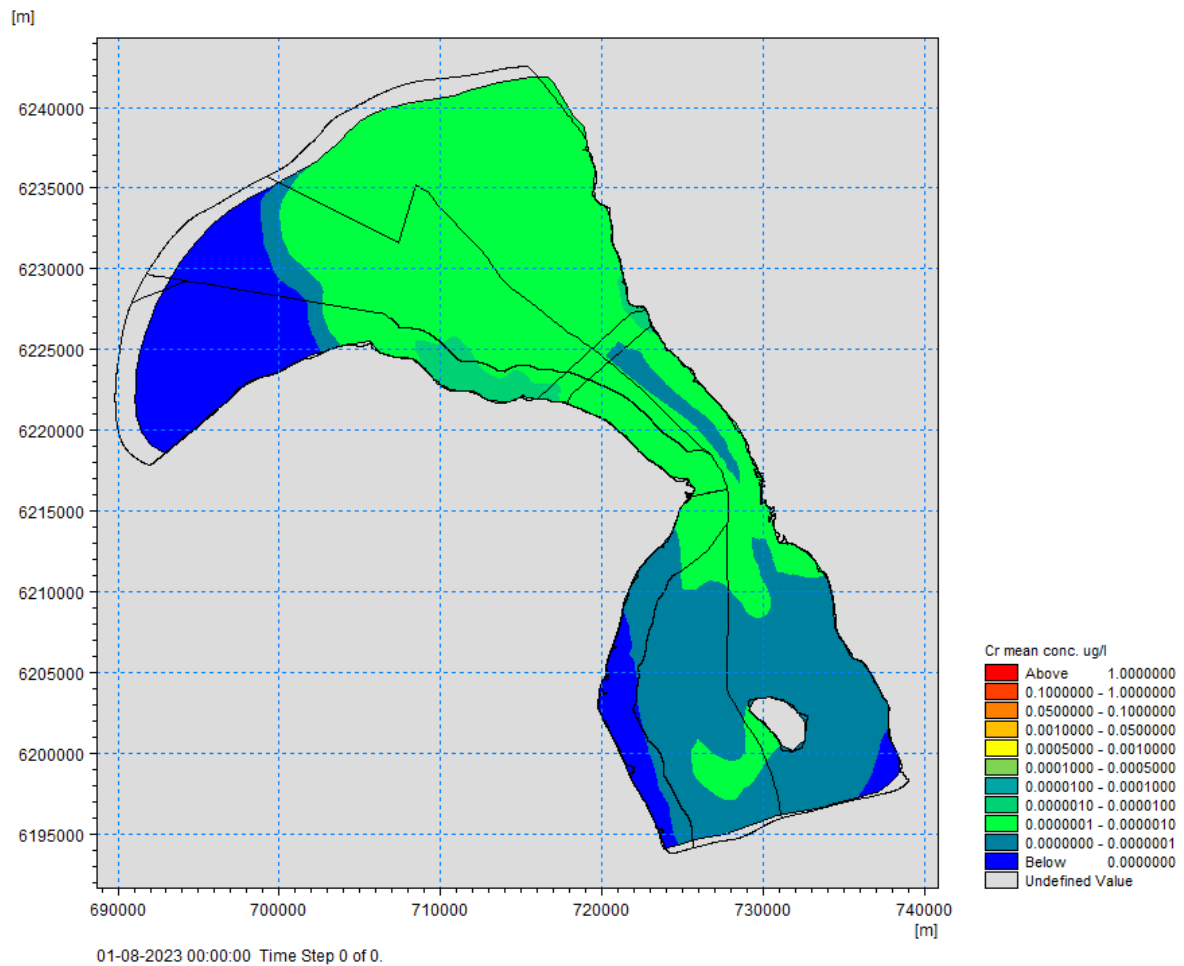
Figur 4-31 Gennemsnits koncentrationsstigning for arsen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



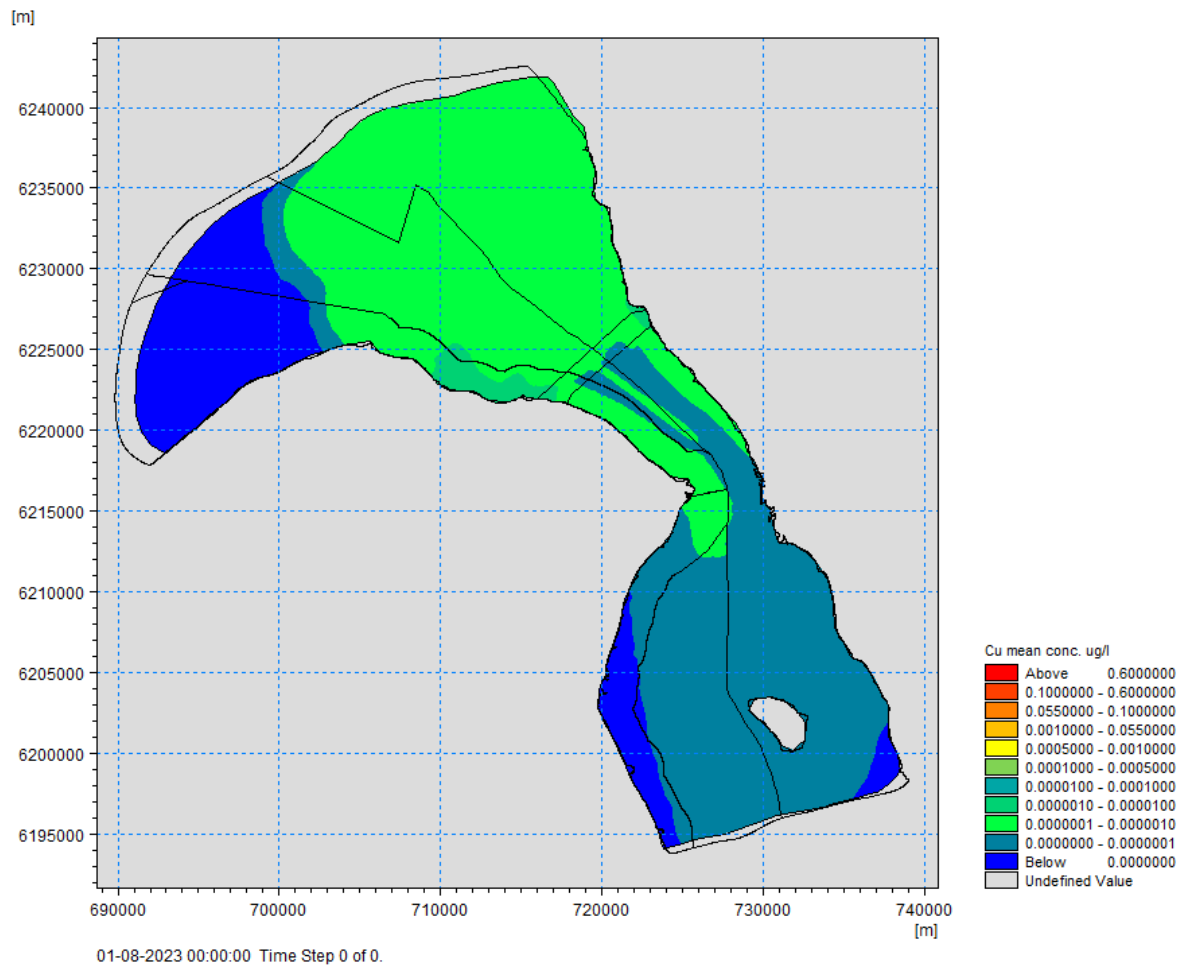
Figur 4-32 Gennemsnits koncentrationsstigning for bly i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



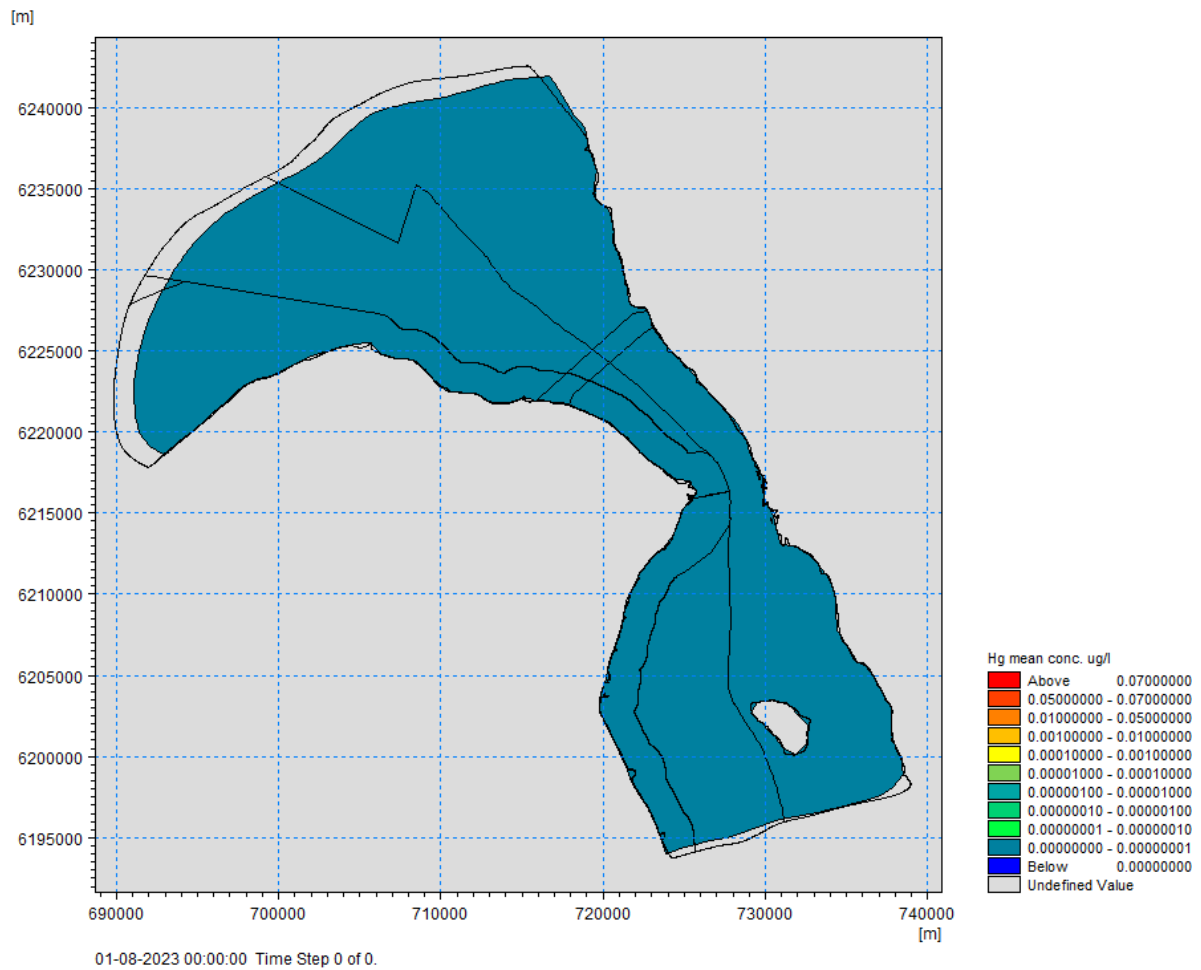
Figur 4-33 Gennemsnits koncentrationsstigning for cadmium i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



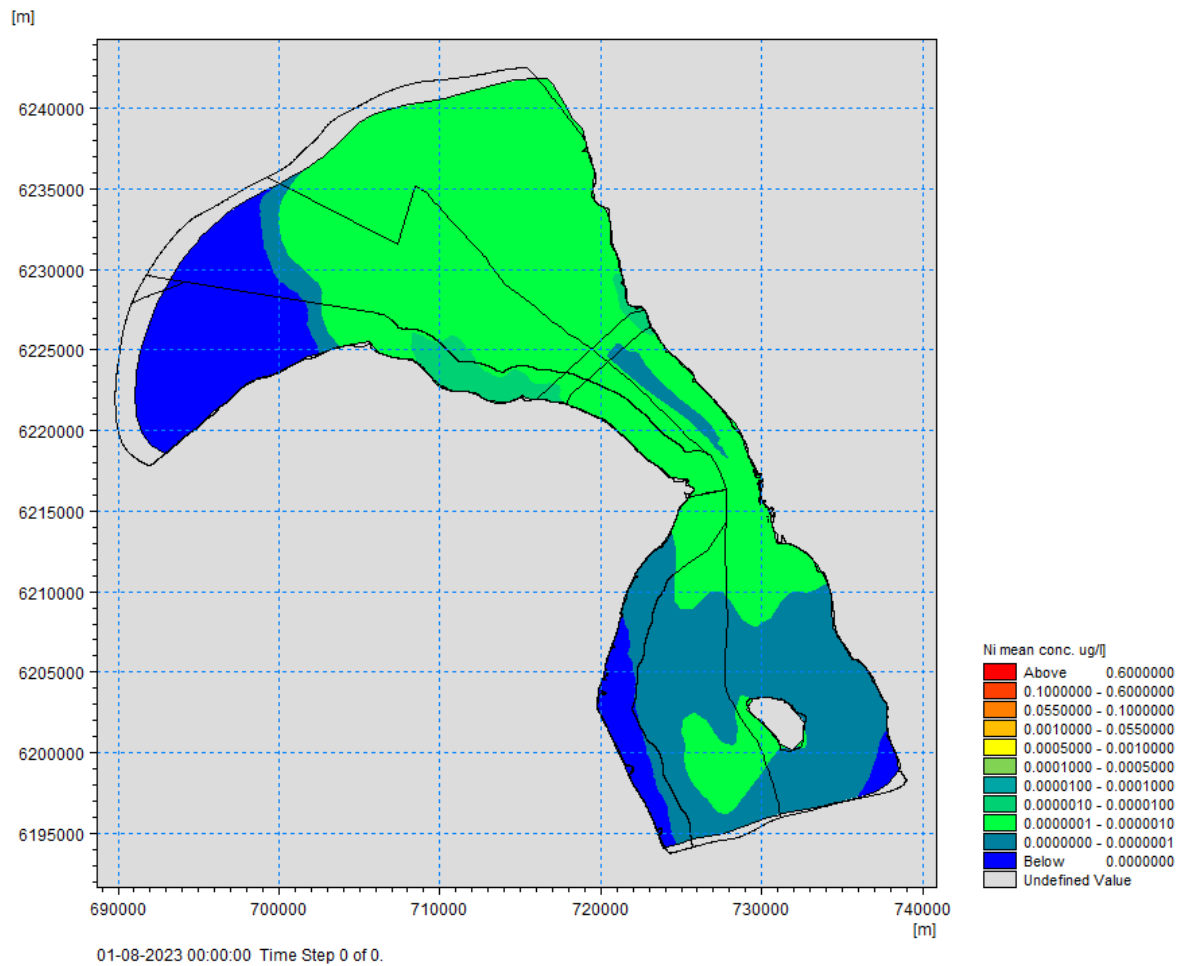
Figur 4-34 Gennemsnits koncentrationsstigning for chrom i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



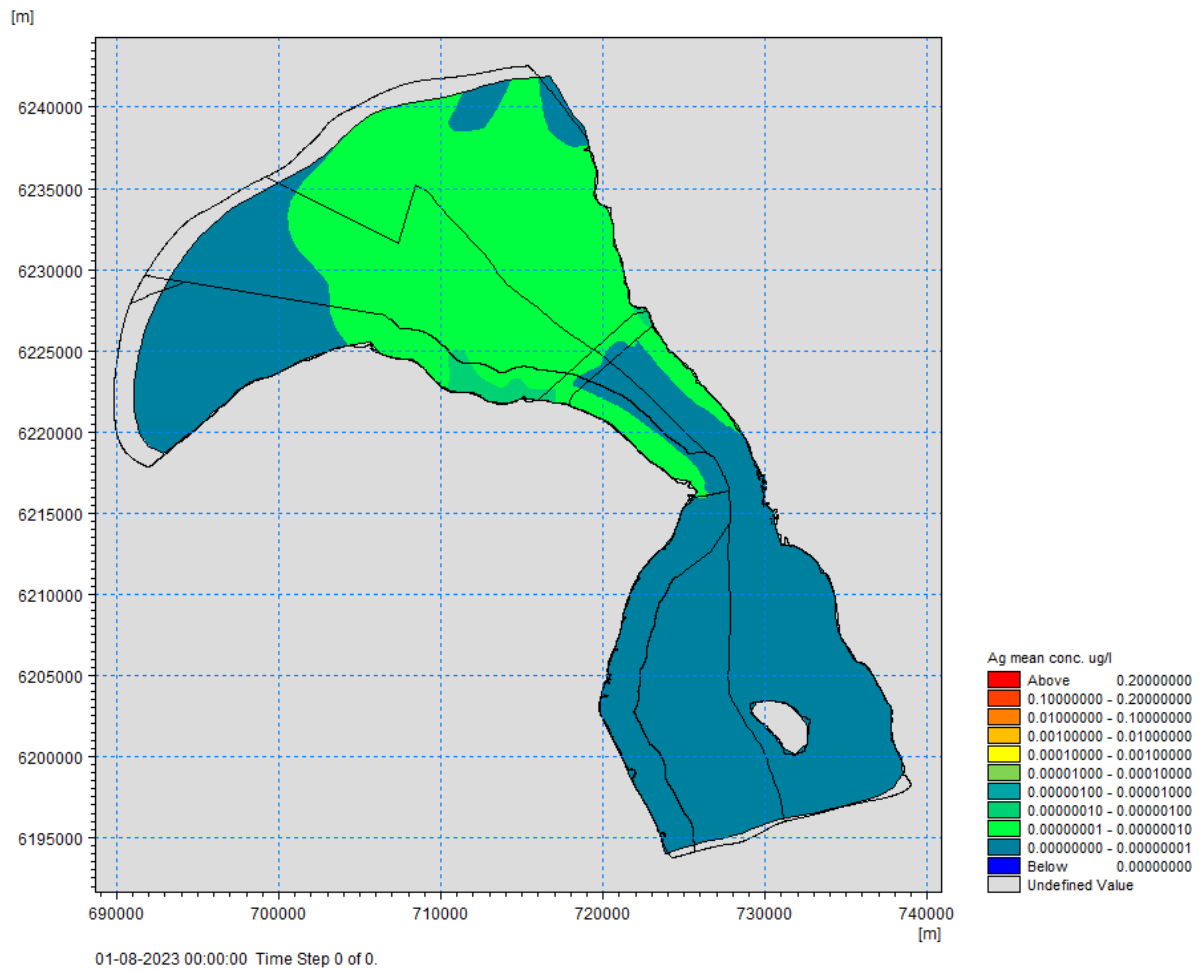
Figur 4-35 Gennemsnits koncentrationsstigning for kobber i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



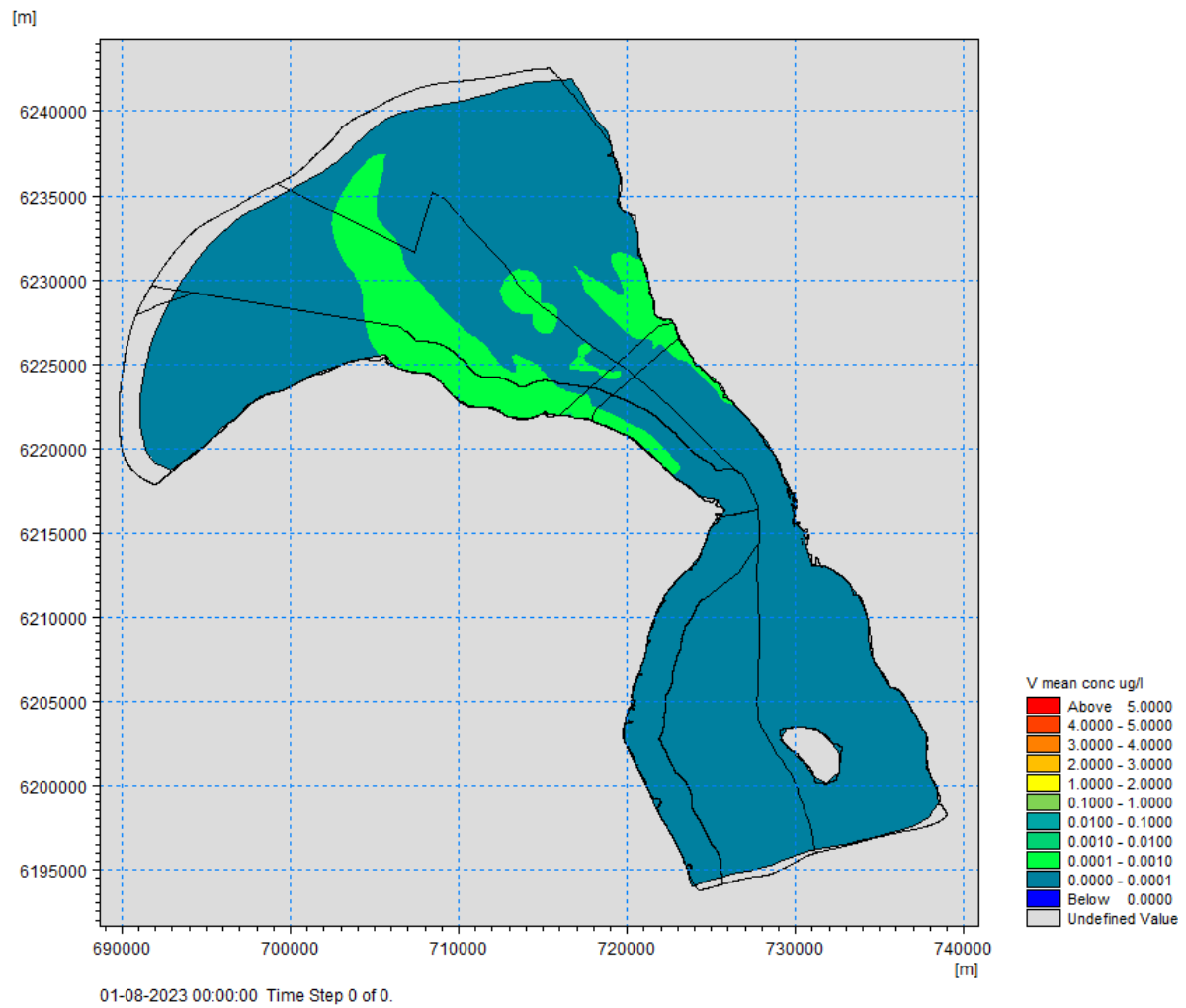
Figur 4-36 Gennemsnits koncentrationsstigning for kviksølv i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



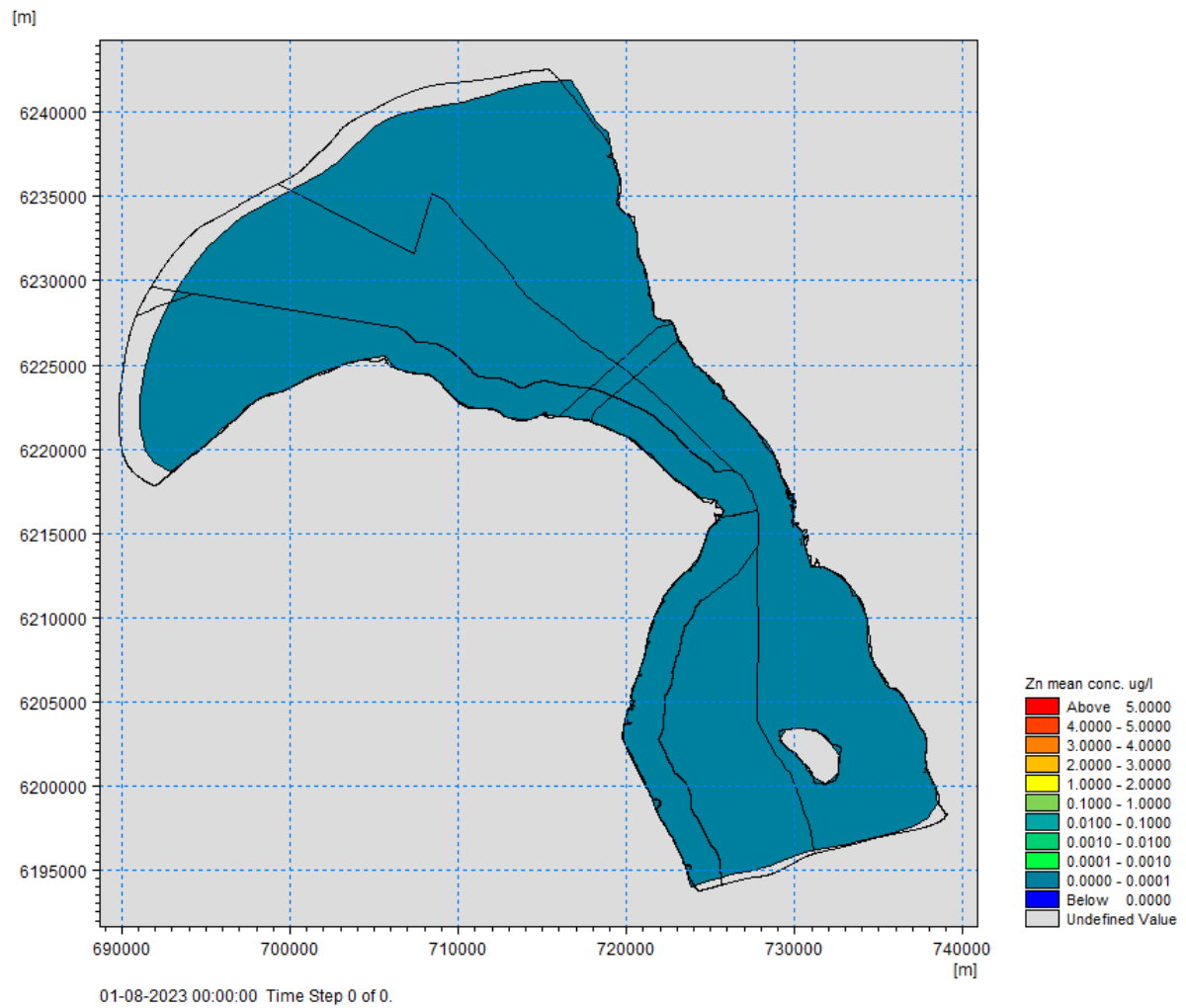
Figur 4-37 Gennemsnits koncentrationsstigning for nikkel i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



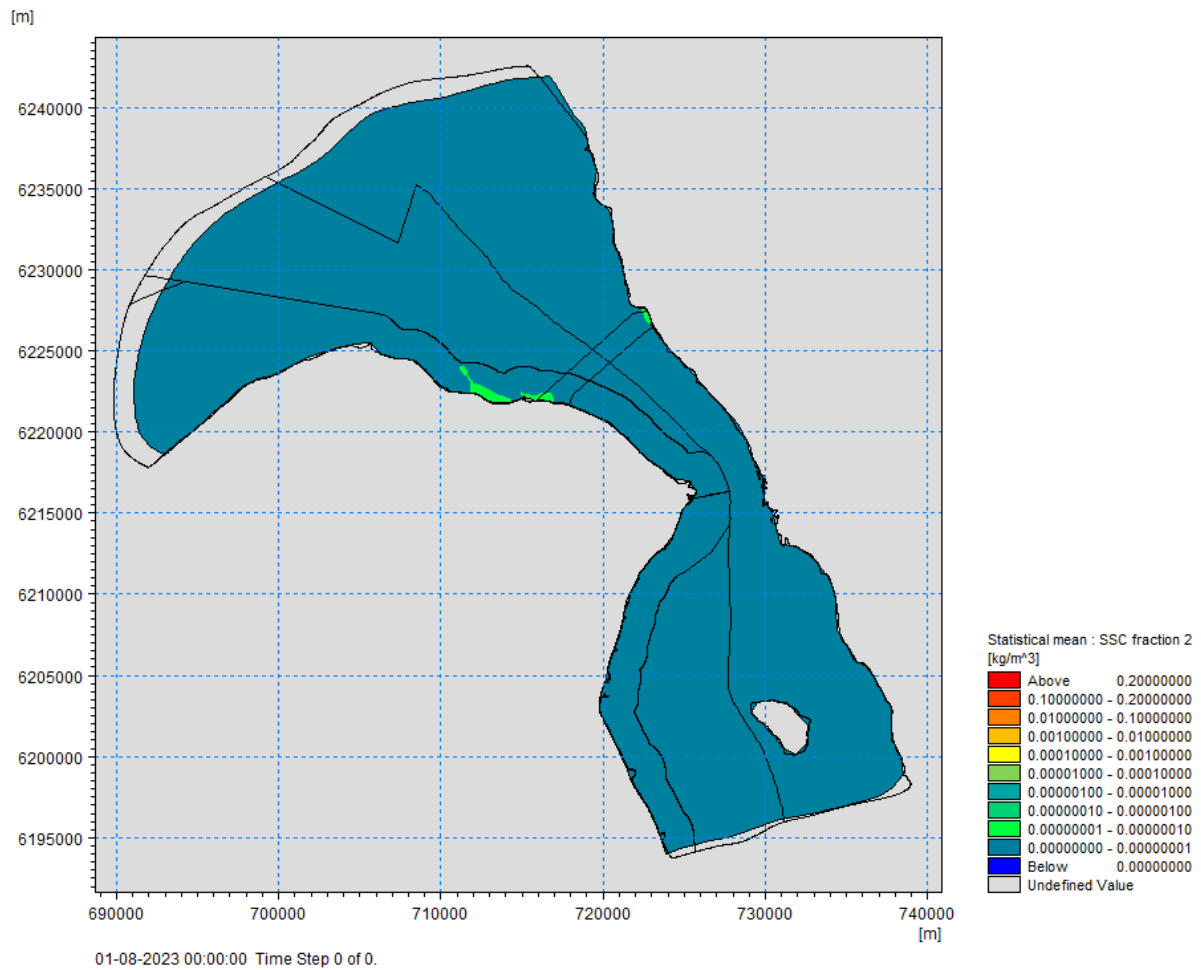
Figur 4-38 Gennemsnits koncentrationsstigning for sølv i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



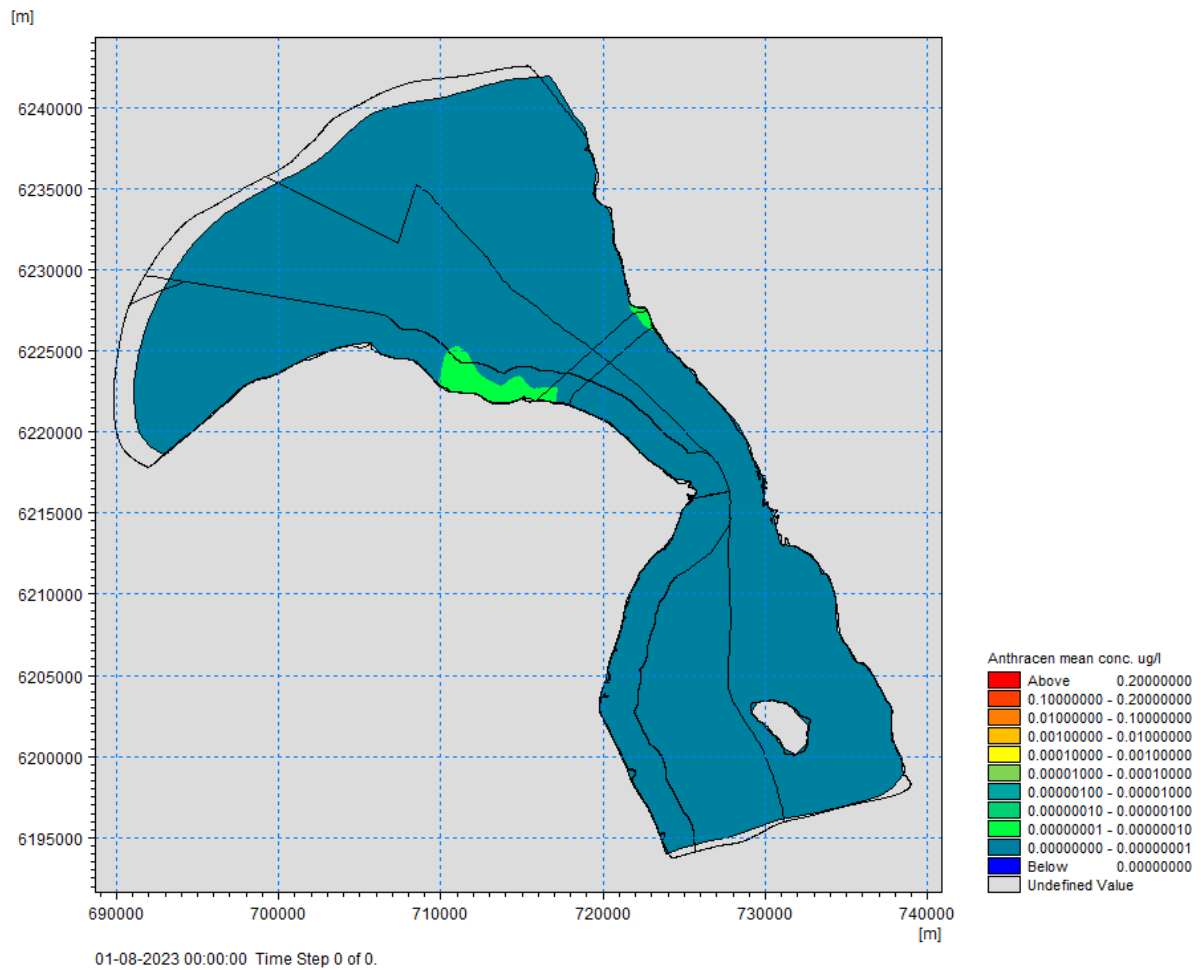
Figur 4-39 Gennemsnits koncentrationsstigning for vanadium i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



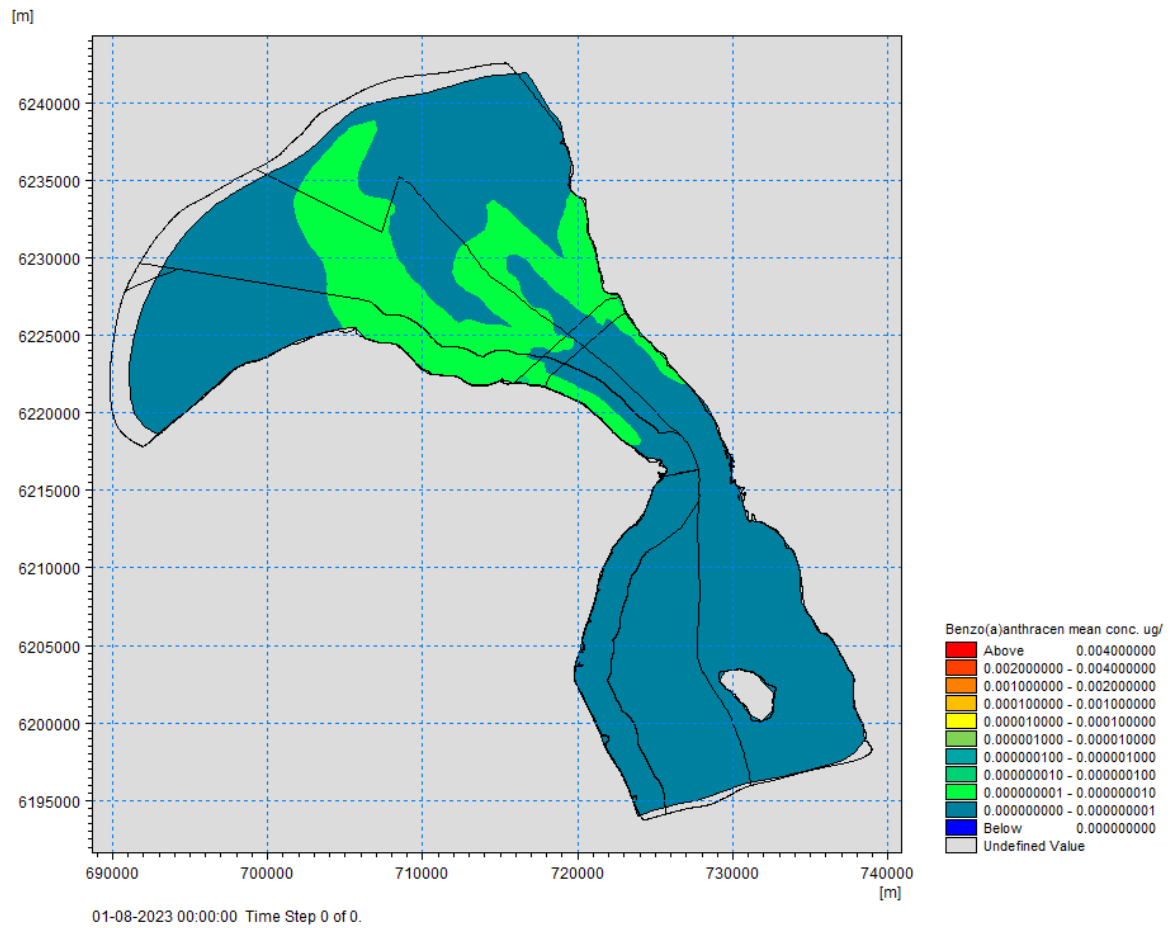
Figur 4-40 Gennemsnits koncentrationsstigning for zink i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



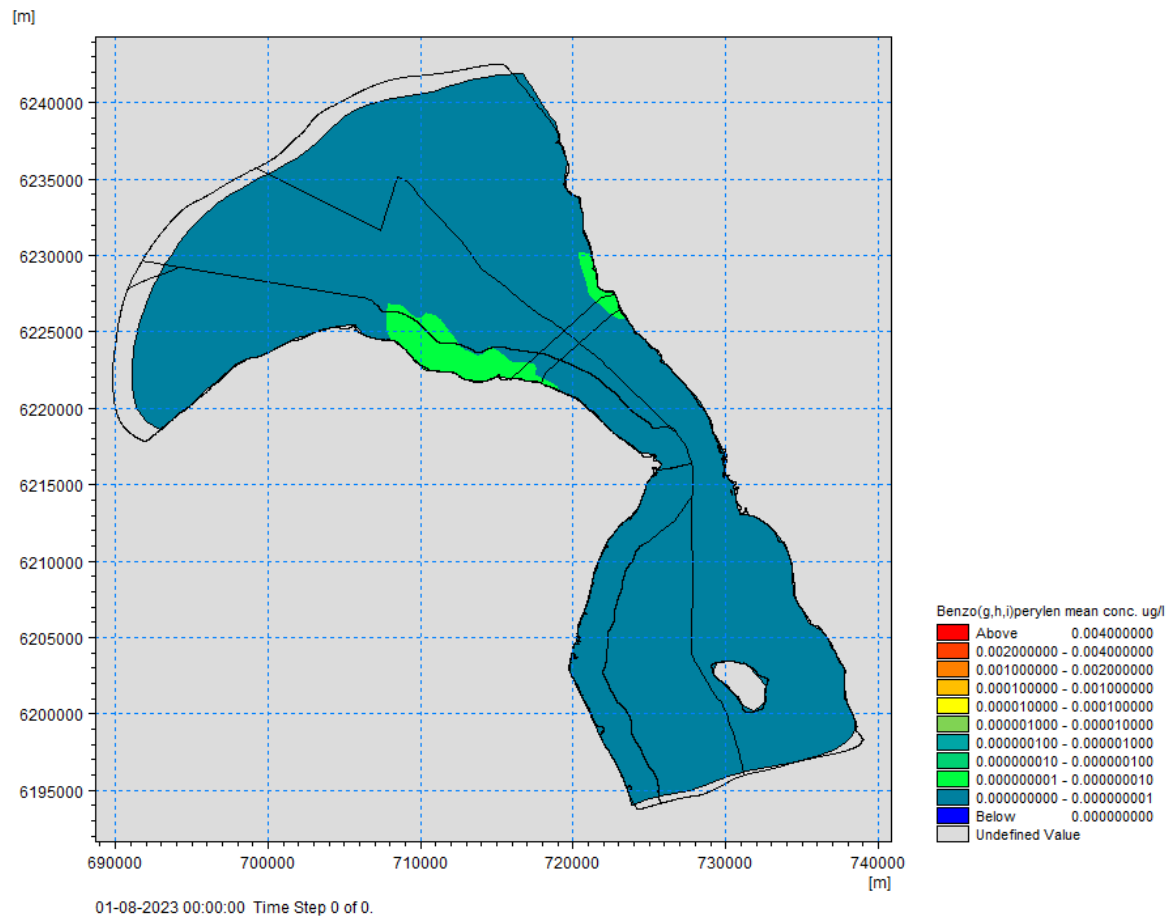
Figur 4-41 Gennemsnits koncentrationsstigning for acenaphthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



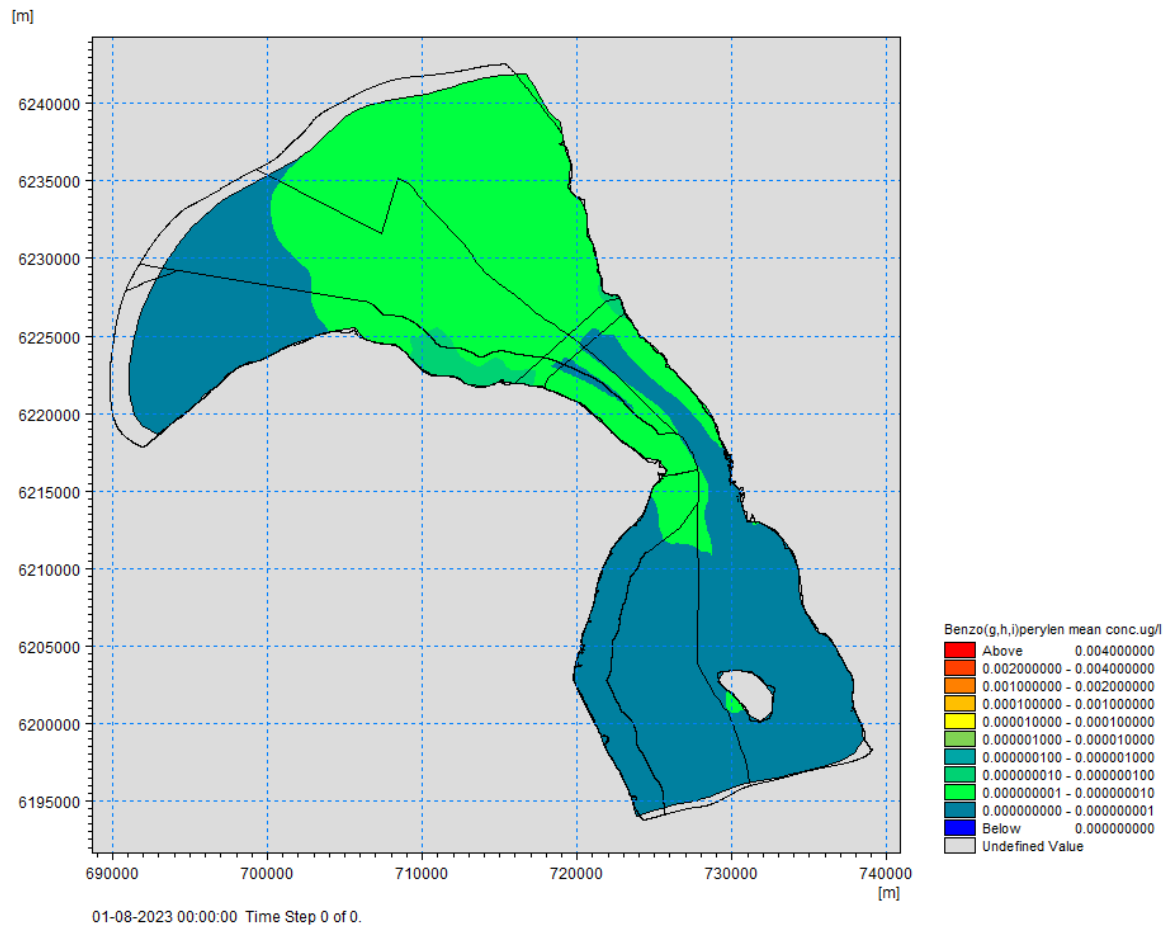
Figur 4-42 Gennemsnits koncentrationsstigning for anthracen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



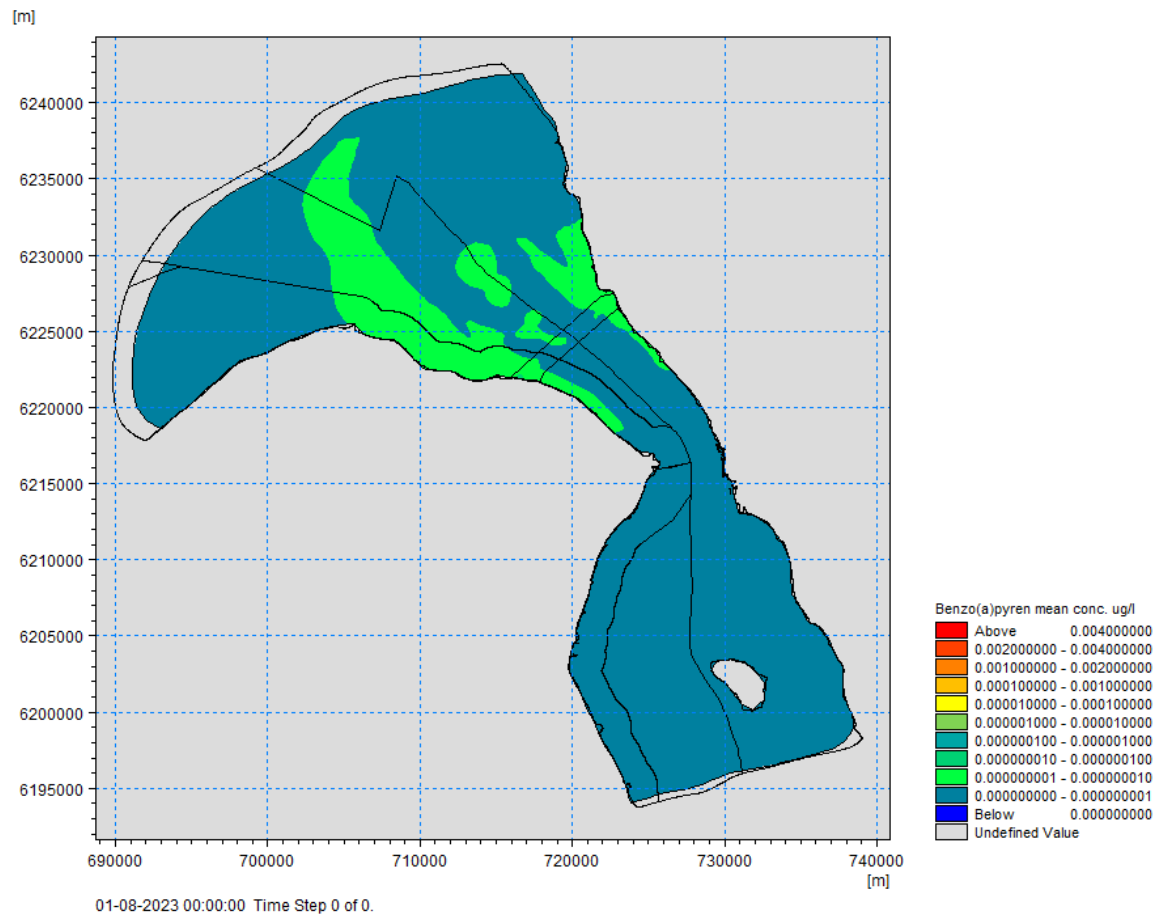
Figur 4-43 Gennemsnits koncentrationsstigning for benz(a)anthracen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



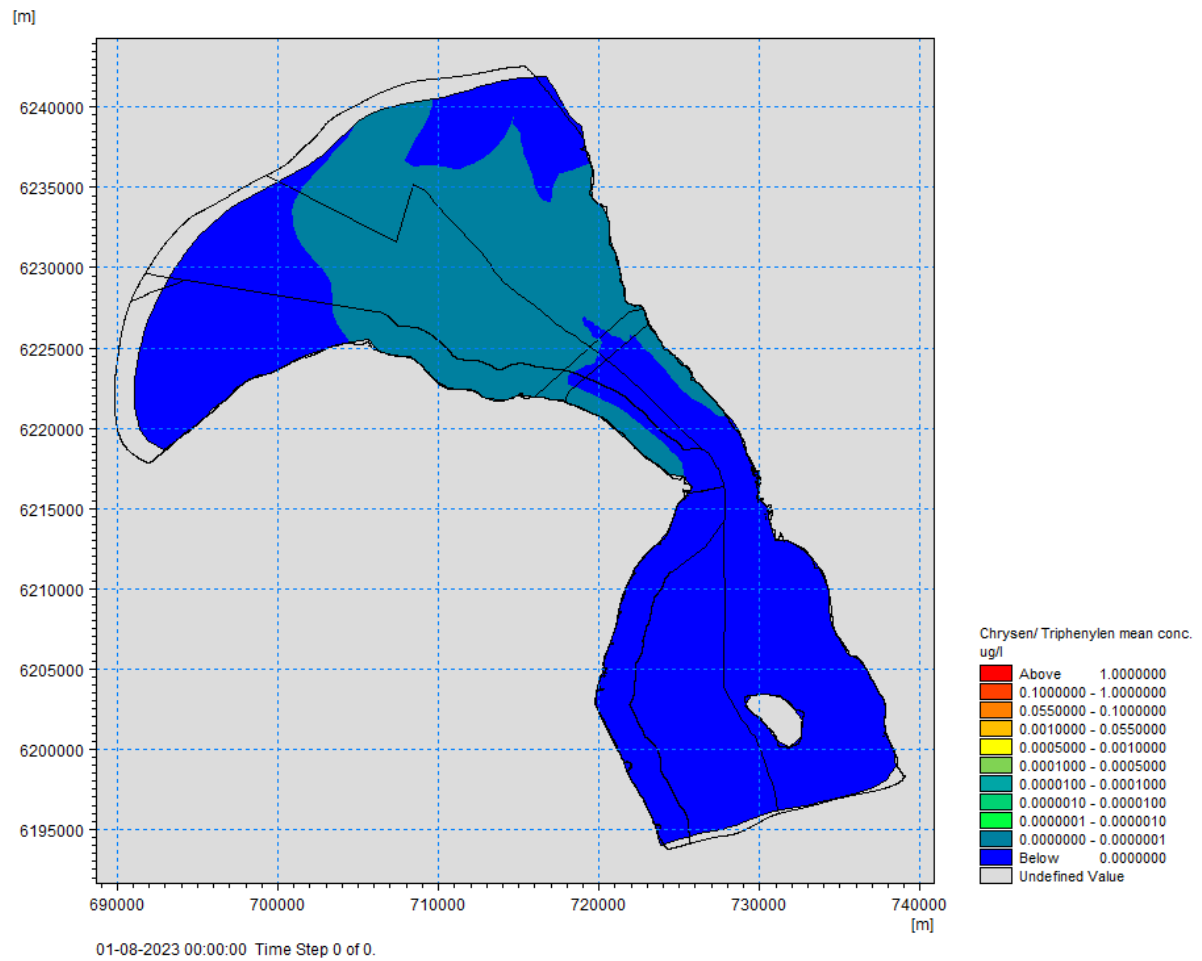
Figur 4-44 Gennemsnits koncentrationsstigning for benz(g,h,i)perylene i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



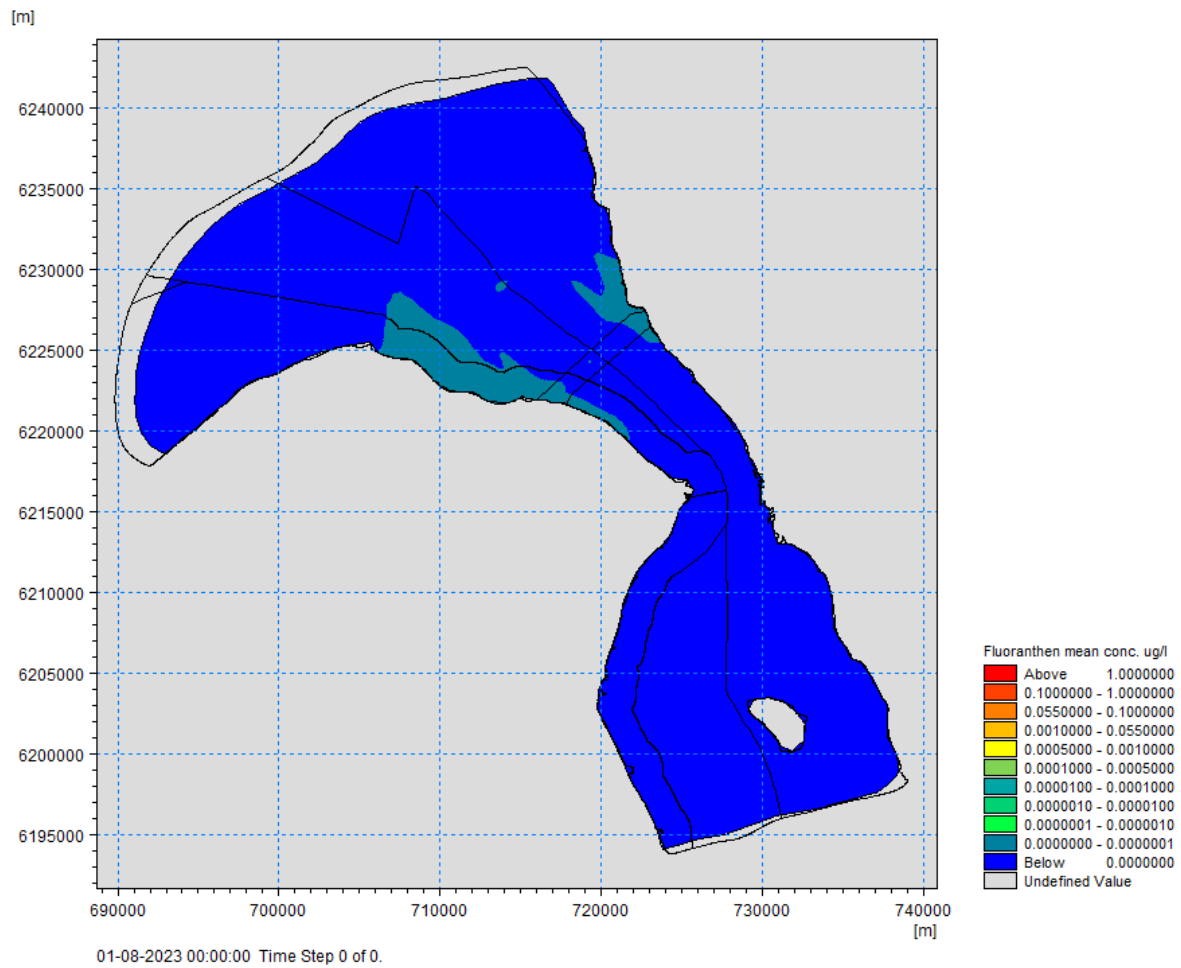
Figur 4-45 Gennemsnits koncentrationsstigning for benz(b+j+k)-flouranthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



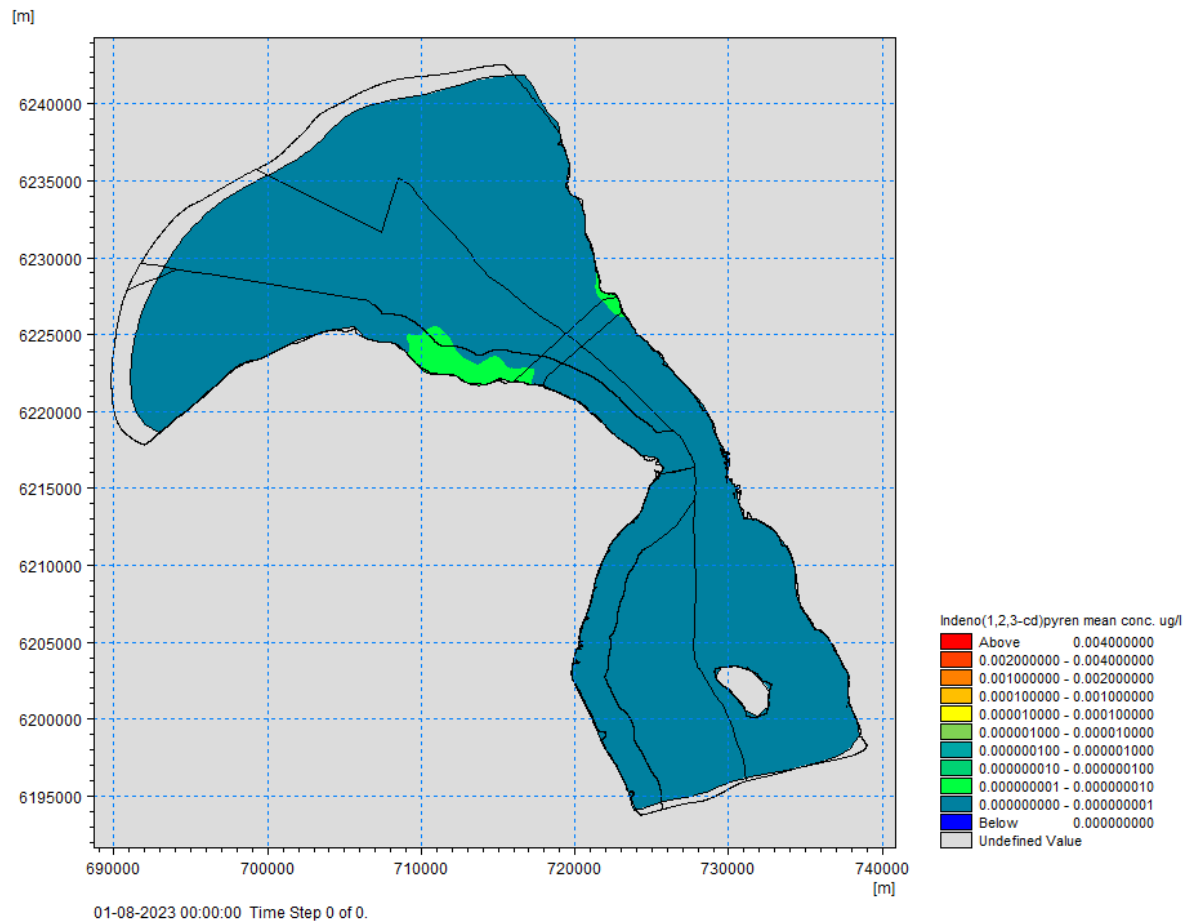
Figur 4-46 Gennemsnits koncentrationsstigning for benz(a)pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



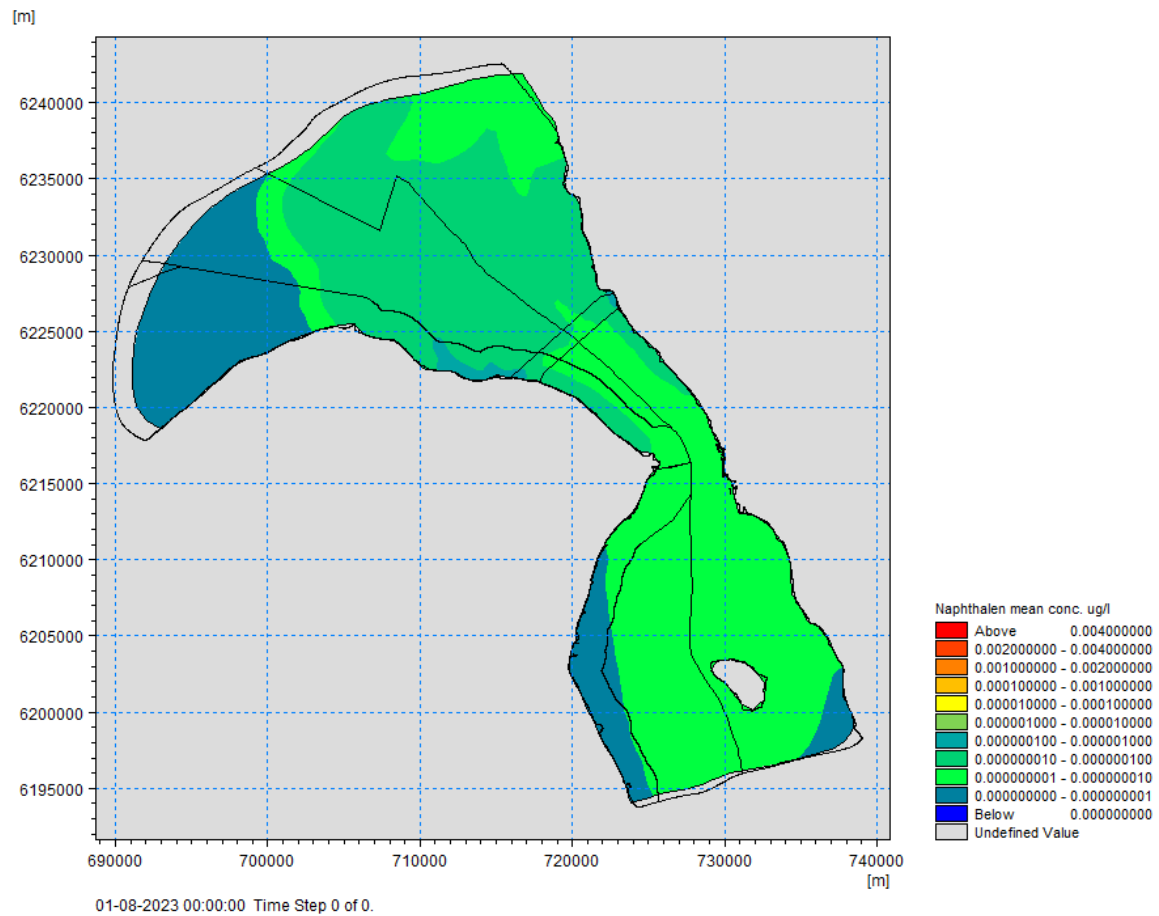
Figur 4-47 Gennemsnits koncentrationsstigning for chrysen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



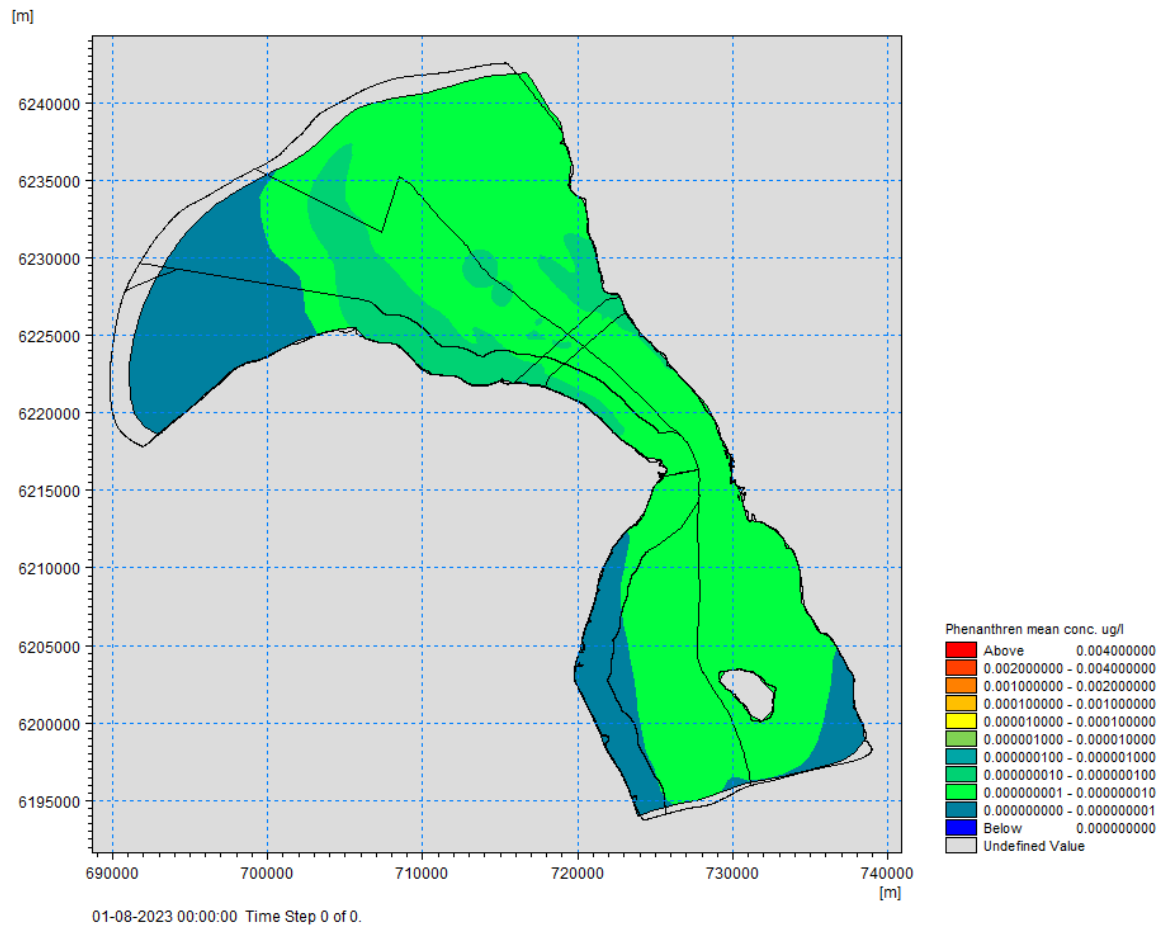
Figur 4-48 Gennemsnits koncentrationsstigning for fluoranthen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



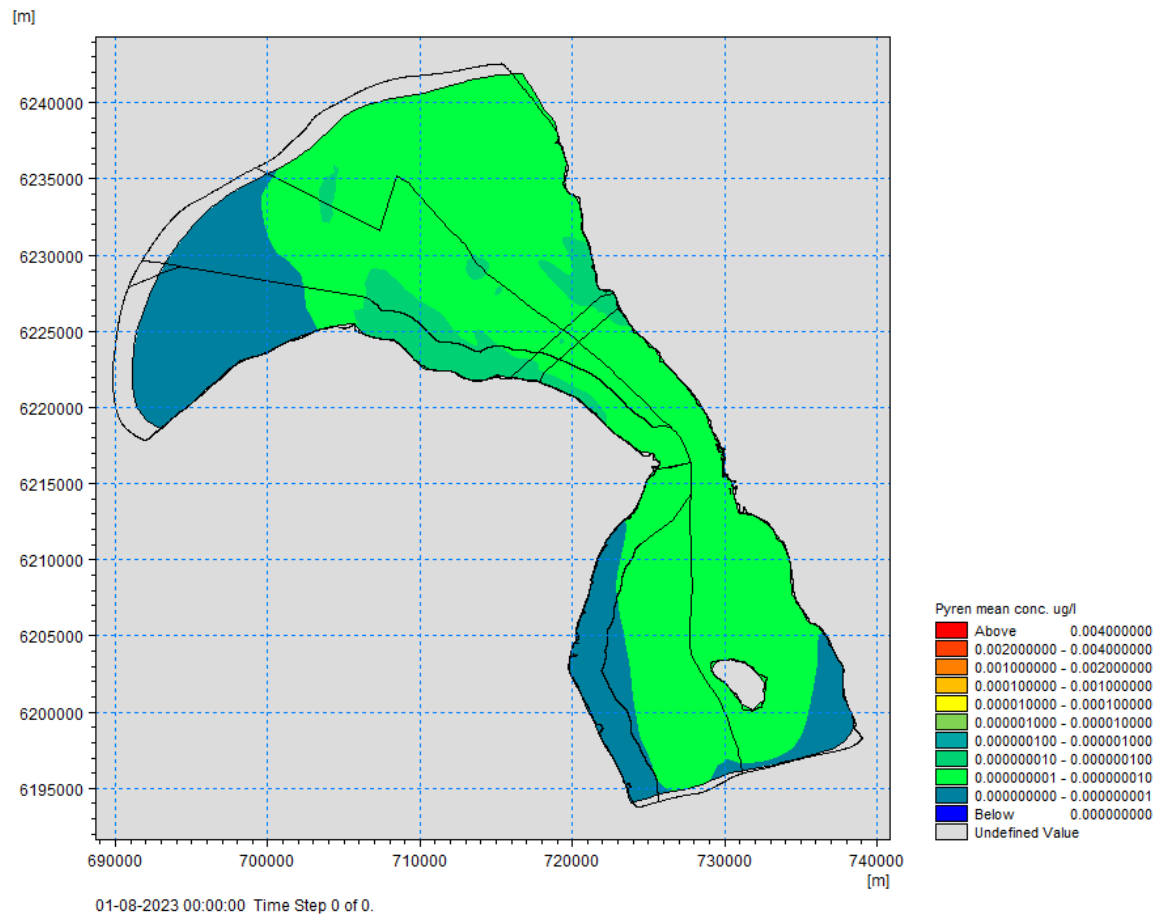
Figur 4-49 Gennemsnits koncentrationsstigning for indeno(1,2,3-cd)pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



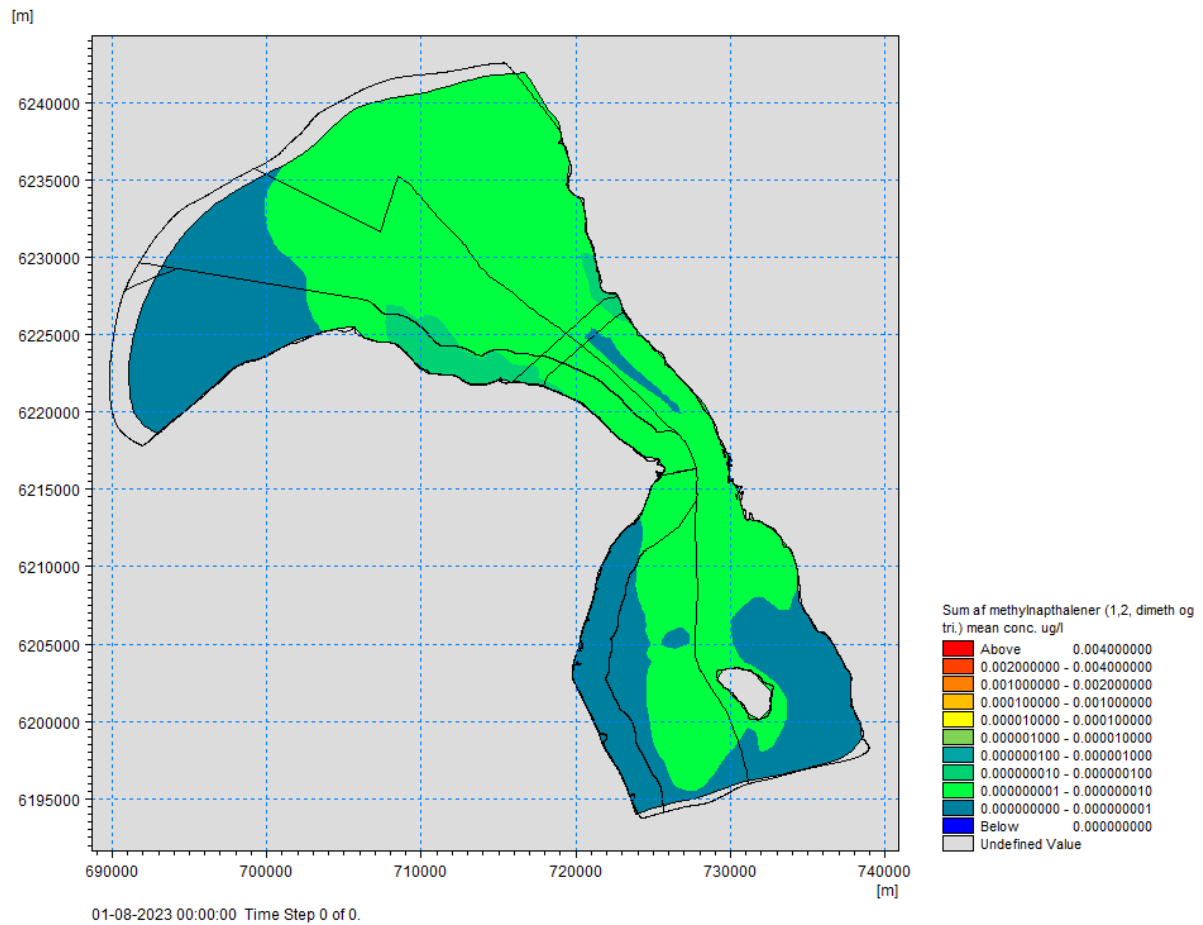
Figur 4-50 Gennemsnits koncentrationstigning for naphthalen i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



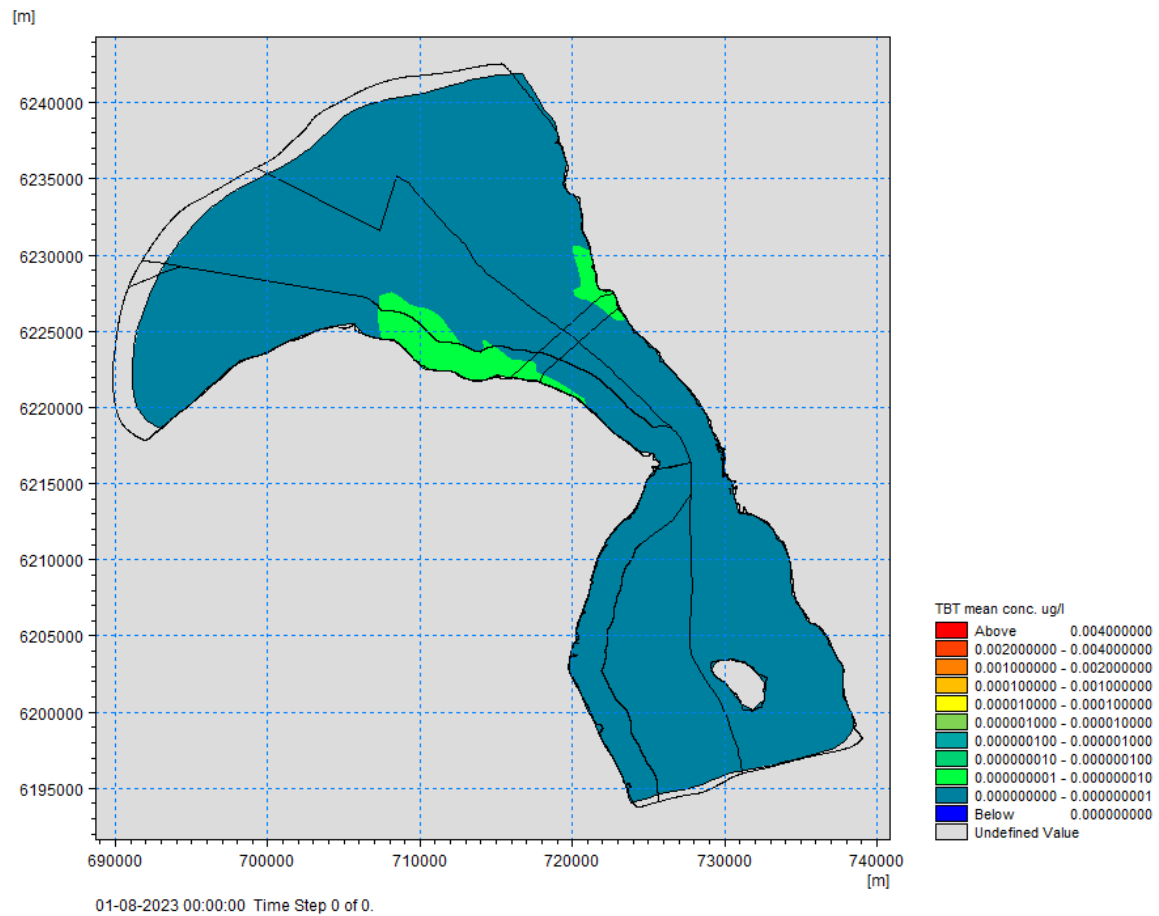
Figur 4-51 Gennemsnits koncentrationsstigning for phenanthren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



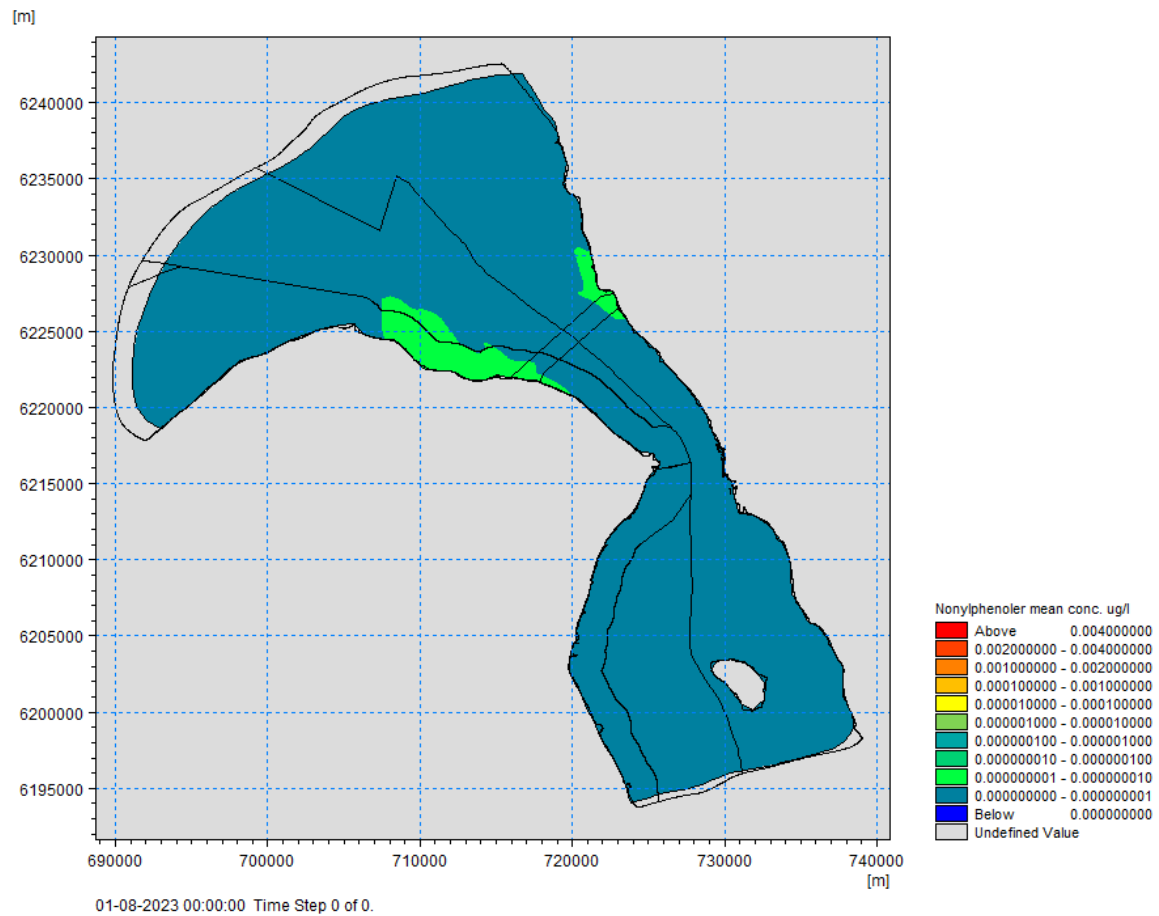
Figur 4-52 Gennemsnits koncentrationsstigning for pyren i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



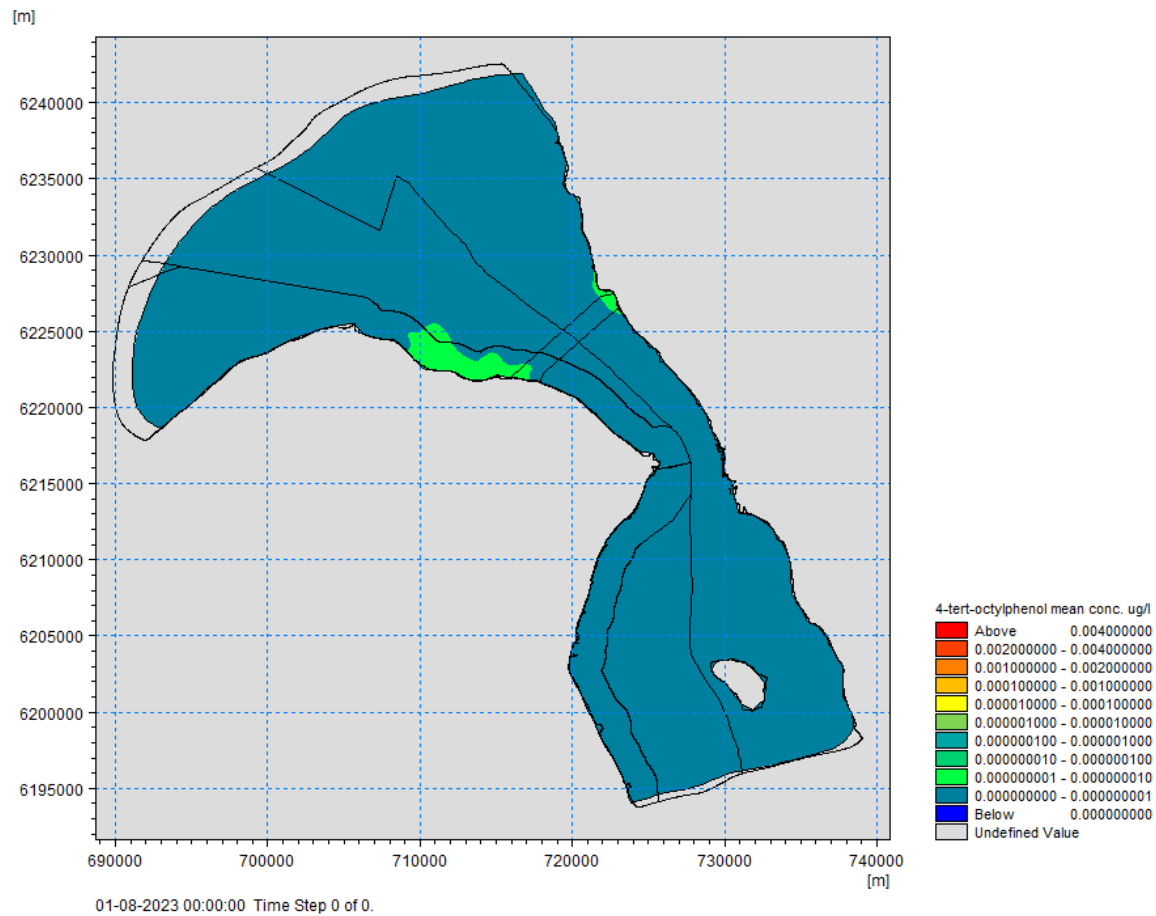
Figur 4-53 Gennemsnits koncentrationsstigning for sum af methylnapthalener i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



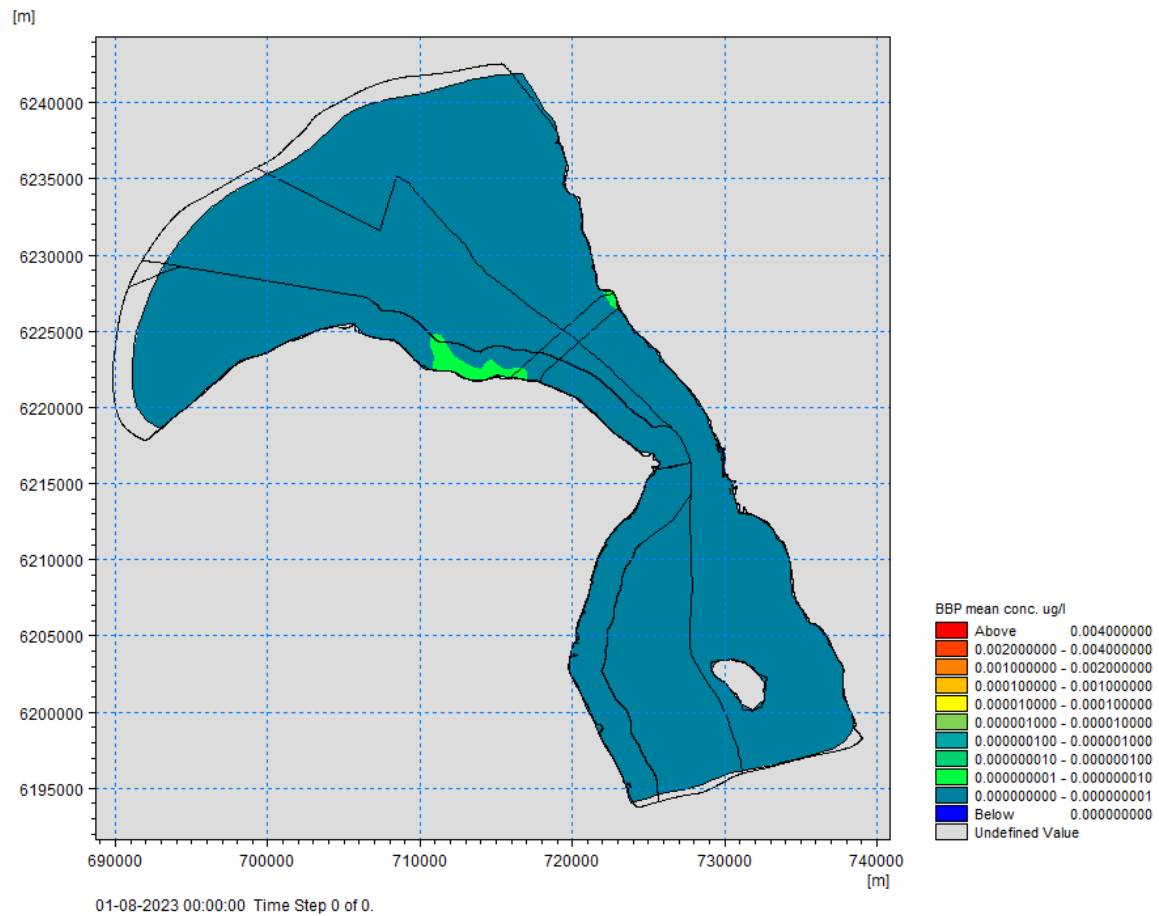
Figur 4-54 Gennemsnits koncentrationstigning for TBT i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



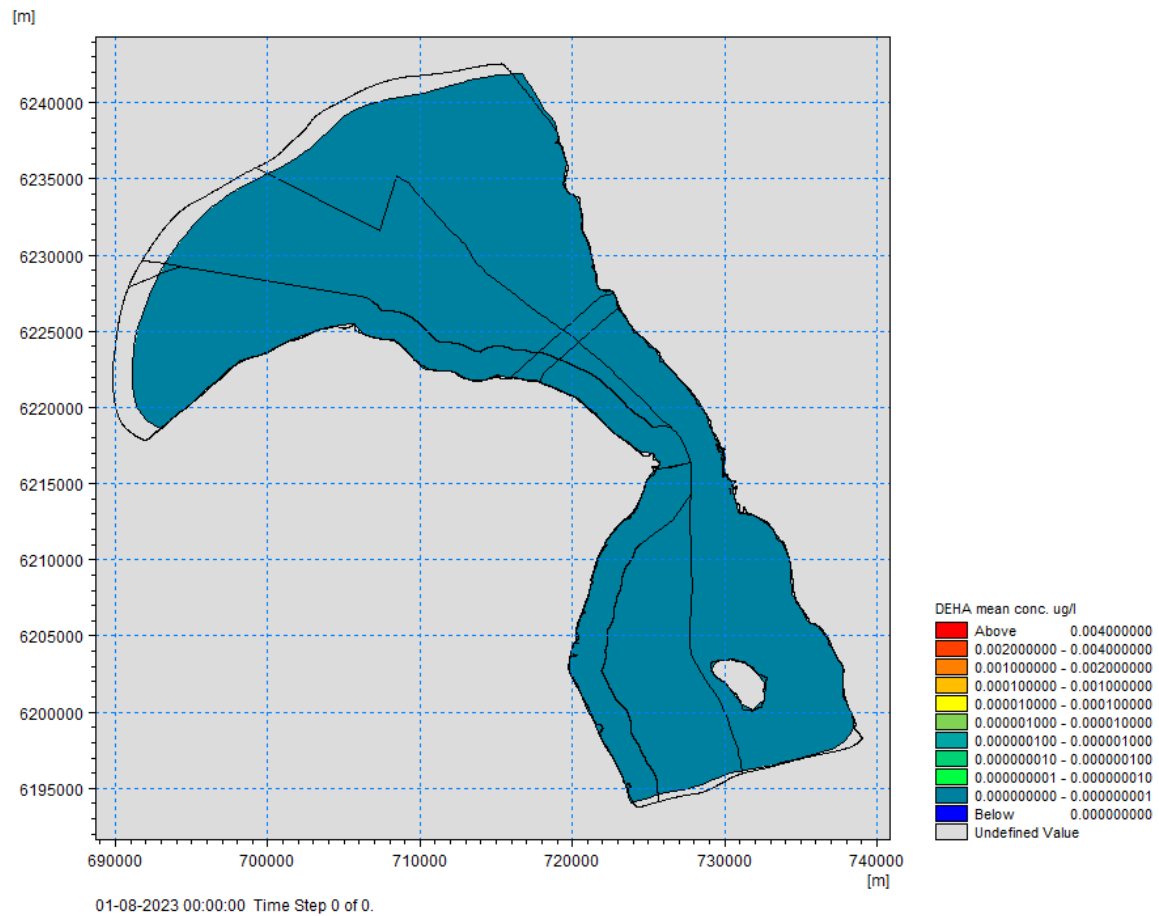
Figur 4-55 Gennemsnits koncentrationsstigning for nonylphenoler i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



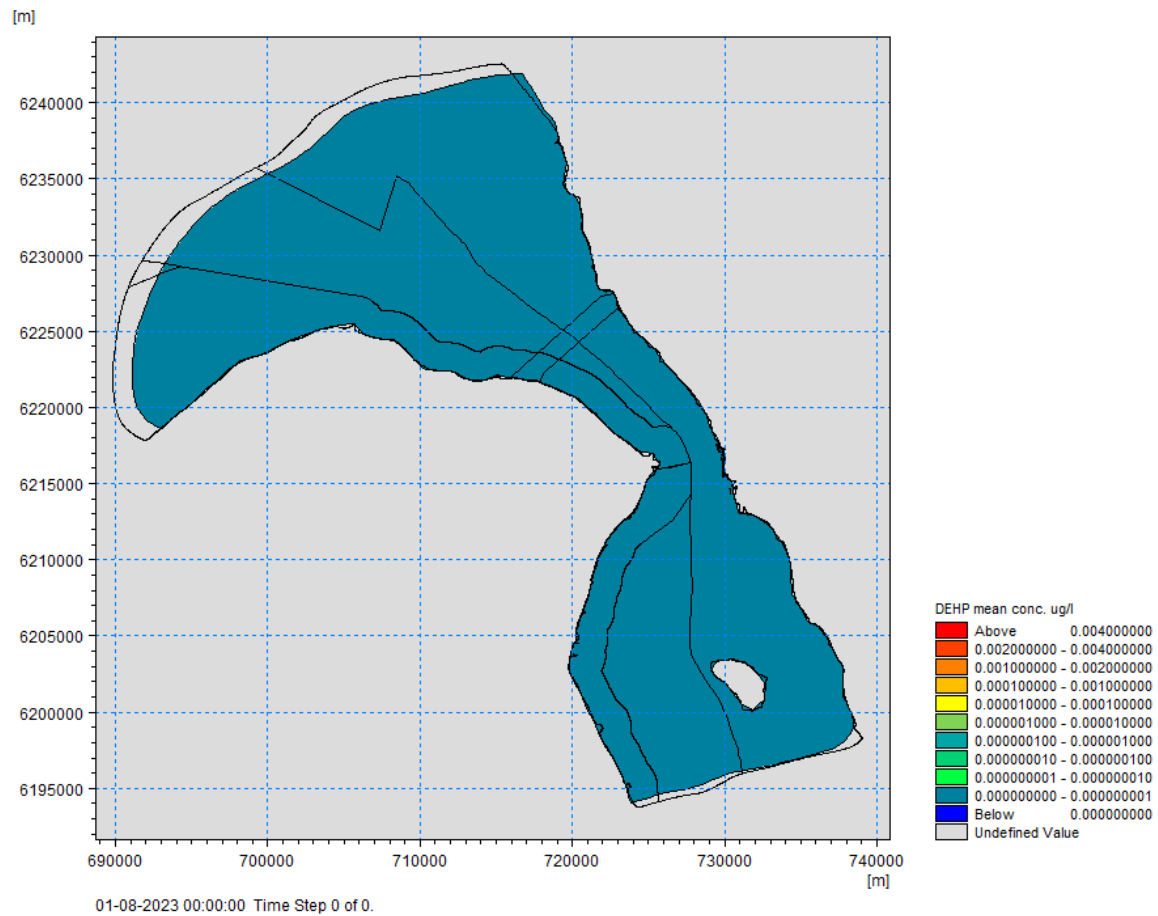
Figur 4-56 Gennemsnits koncentrationsstigning for 4-tert-octylphenol i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



Figur 4-57 Gennemsnits koncentrationsstigning for BBP i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



Figur 4-58 Gennemsnits koncentrationsstigning for DEHA i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.



Figur 4-59 Gennemsnits koncentrationsstigning for DEHP i vandsøjlen i forbindelse med nedlægning af kablerne. Modellen er kørt over 28 dage.