

Bilag 7

Port of Aalborg

Risikovurdering af nyttiggørelsesanlæg**Notat**

Bilag til ansøgning om miljøgodkendelse for nyttiggørelsesanlæg i forbindelse med udbygning af Aalborg Havn

Projekt nr.: 10412359
Dokument nr.: XJNSNQYP4TXD-
1549421073-1521
Dato: 23. november 2022
Rev9: 26. oktober 2023

Udarbejdet af HEMH
Kontrolleret af KSCM/TKB/LASA
Godkendt af MASM/TOST



1	Indledning	4
2	Scenarier og faser	5
3	Vandområdets tilstand	8
3.1	Økologisk tilstand	9
3.1.1	Vandområdeplan 2 (VoP2)	9
3.1.2	Vandplan 3 (VP3)	9
3.2	Kemisk tilstand	10
4	Konceptuel model af nyttiggørelsesanlægget	10
4.1	Model	11
4.2	Beregning af kildestyrken	12
4.3	Perspektivering	15
4.4	Miljøkvalitetskrav	16
5	Stoftransport og fortynding	20
5.1	Vandmængden	20
5.2	Udsivning	21
5.3	Udsivning til vandløb	23
5.4	Retardation og nedbrydning og af organiske stoffer	26
5.4.1	Benz(a)pyren/PAH	27
6	Overholdelse af miljøkvalitetskrav	28
6.1	Overholdelse i Limfjorden	28
6.1.1	Sediment og biota	30
6.2	Overholdelse i Romdrup Å	30
6.3	Overholdelse under etableringsfase	31
7	Supplerende oplysninger	33
7.1	Krom	33
7.2	Kviksølv	33
8	Vurdering af påvirkning	34
8.1	Bilag IV-arter	34
8.2	Natura 2000-områder	34
8.3	Skaldyrvande	34
8.4	Målsatte vandområdeforekomster	34
8.5	Kumulative effekter	35
9	Referencer	36

Bilag 7.3 39



Bilag

Bilag 7.1: Beregninger for jord

Bilag 7.2: 3D-model for opblanding af den udsivende vandstrøm

Bilag 7.3: Udtræk af hydraulisk model med høj opløsning

Bilag 7.4: vurdering af kviksølv og bly ift. biota

1 Indledning

Port of Aalborg planlægger at udvide kajkapaciteten og bagarealerne, da havnen oplever stor efterspørgsel fra både eksisterende og nye virksomheder.

Udbygningen ønskes gennemført gennem etablering af et nyttiggørelsesanlæg til lettere forurenede jord¹ (som kan være forskellige jordtyper, sand mv., herefter kaldet jordmateriale). Den lettere forurenede jord forventes dog ikke at indeholde forurening med kviksølv over jordkvalitetskriteriet.

I den forbindelse skal der laves en risikovurdering af udsivningen af stoffer fra nyttiggørelsesanlægget. Med baggrund heri kan det vurderes, hvilke koncentrationer af forurenende stoffer i jordmaterialet, der kan accepteres, uden at det giver risiko for miljøet.

Aalborg Kommune har meddelt, at bæredygtighed bør indtænkes som en vigtig faktor i vurderingerne. Der er derfor taget udgangspunkt i at indbygningen af jordmateriale i anlægget helt overvejende kun benytter nyttiggørelsesmateriale, og ikke jomfrueligt råstofmateriale. Det vurderes, at det kun er langs vandløbet, at der er behov for etablering af rentjordsbræmme mod vandmiljøet, for at sikre en fuldstændig beregningsmæssig sikkerhed for, at der ikke sker udsivning af PAH'er.

Dette notat udgør bilag 7 til ansøgning om miljøgodkendelse for nyttiggørelsesanlægget.

Notatet indeholder en beskrivelse af tilstanden i det vandområde, der potentielt kan påvirkes; dernæst en beskrivelse af den potentielle udsivning fra nyttiggørelsesanlægget og en risikovurdering i forhold til forurening af overfladevand i vandområderne.

Beregningerne i denne risikovurdering er baseret på metodikken fra Miljøstyrelsens "Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.)" (MST, 2010). Denne metodik er baseret på 3 hovedelementer, som er beskrivelse af stoftransport, beregning af kildestyrke og vurdering af påvirkning. Derudover er der suppleret med beregninger af nedbrydning i jorden af PAH'er. Alle 3 hovedelementer er beskrevet yderligere i de følgende afsnit.

Der er i projektet nogle forskellige scenarier og forskellige faser, som beskrives og vurderes. Der vil potentielt være påvirkning af både Limfjorden og vandløbet Romdrup Å, der løber ud gennem det planlagte nyttiggørelsesområde.

Der er taget udgangspunkt i at området ikke befæstes. Såfremt dele af området befæstes, vil der være tale om en lavere miljørisiko, da der så vil være tale om et mindre kvantum regnvand, der potentielt perkolerer gennem anlægget. Såfremt det vurderes nødvendigt at etablere et mellemdepot for jordmateriale opstrøms nyttiggørelsesanlægget, vil evt. påvirkning af udvaskede stoffer fra denne jordmængde være omfattet af denne risikovurderings rammer. Den vurdering baseres på, at der ikke på noget tidspunkt vil kunne være mere jord (og dermed heller ikke en større samlet udvaskning) fra ufærdigt nyttiggørelsesanlæg + mellemdepot end fra færdigt nyttiggørelsesanlæg. Det lægges yderligere til grund, at der ikke sker udsivning fra mellemdepot til Romdrup Å ved gennemførelse af tiltag herfor, f.eks. vold eller lignende.

¹ Jf. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 558 af 19/05/2010 om definition af lettere forurenede jord

Den overordnede struktur i denne risikovurdering består af 6 afsnit, som beskriver scenarierne, den konceptuelle model af nyttiggørelsesanlægget, stoftransport og fortynding, kildestyrke, overholdelse af miljøkvalitetskrav (MKK) og vurdering af påvirkning, herunder påvirkning på Natura2000 og bilag IV arter (jf. habitat-bekendtgørelsen²)

Hovedhensynet ved vurderingen er at sandsynliggøre, at en eventuel påvirkning fra udsivning af stoffer indeholdt i det lettere forurened jordmateriale, ikke vil bevirke overskridelse af miljøkvalitetskravene i Limfjorden og Romdrup Å, og at udsivningen dermed ikke vil være til hinder for målsætningsopfyldelse i vandområdet (Limfjorden og Romdrup Å) jf. vandområdeplanerne.

Lovgrundlaget er bilag 2 i habitatvejledningen, BEK 1625/2017³, og (vandområdeplan2, VoP2 (MIM, 2016 og MST, 2019) og vandplan 3,VP3 (MiljøGIS, 2021) (jf. BEK 448/2019⁴) og bestemmelserne i indsatsbekendtgørelsens § 8⁵.

Det trykprøves, om vurderingerne er konservative ved at sammenholde de beregnede resultater for udsivningens kildestyrke, med en konkret sag, nemlig kendte, målte koncentrationer for en udsivning fra et tilsvarende eksisterende anlæg i Københavns Kommune (Kbh., 2011).

2 Scenarier og faser

Udbygningen udgør et areal på ca. 1.130 gange 120 meter, opdelt af vandløbet Romdrup Å ca. i midten, illustreret på nedenstående skitse af projektområdet. Da en del af det samlede areal udgøres af Romdrup Å eller områder med rene jordmaterialer, er der i beregningerne taget udgangspunkt i et areal på 120.000 m².

Nyttiggørelsesanlægget består af to områder. På vestsiden af udløbet (8017vest) etableres spuns til afgrænsning af nyttiggørelsesanlægget, da der i 2025 skal etableres 300 m færdigt kajanlæg, benævnt (8017Vest). De yderligere ca. 200 m vest for åen (8017Øst) forberedes til, at der senere kan anlægges kaj. På østsiden af udløbet (8018) forventes nyttiggørelsesanlægget omkranset af et dige med stensætning, alternativt spunskonstruktion. Romdrup Å forlænges ud gennem anlægget. Etapeplanen og den udførsel fremgår af miljøansøgningen afsnit 2.3.

Forlængelsen af Romdrup Å forventes at blive gennemført ved at åløbets ca. 50 meter tættest på Limfjorden bliver med spuns som langs 8017, mens åløbets ca. 70 meter tættest mod landsiden bliver etableret med stensætning og en dæmning bagved. Opbygningen vil være tilsvarende når 8018 etableres.

Område 8017 forventes at have en kapacitet på ca. 430.000 m³, og område 8018 forventes at have en kapacitet på ca. 500.000 m³. Risikovurderingen er ikke afhængig af volumen, men af arealernes størrelse, og vurderingerne tager udgangspunkt i at hele anlægsarealet etableres som nyttiggørelsesanlæg.

I vurderingen af påvirkningerne på Limfjorden er området regnet som ét område på 120.000 m². Etablering af området øst for Romdrup Å (8018) er ikke

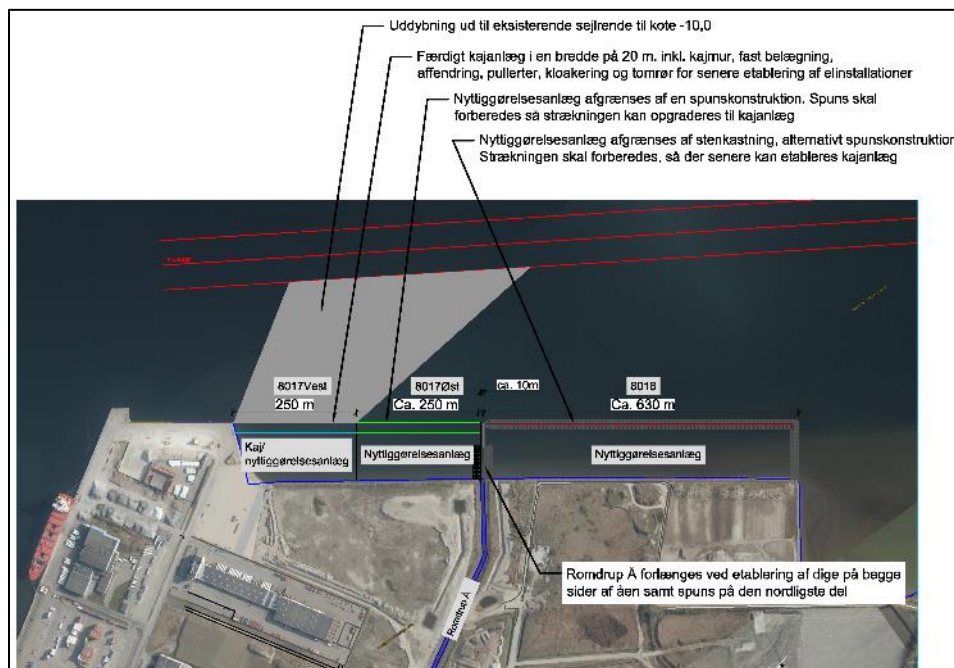
² Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. BEK nr. 1595 af 06/12/2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter.

³ Miljøstyrelsens Bekendtgørelse nr. 1625 af 19/12/2017 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

⁴ Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. 448 af 11/04/2019 om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster.

⁵ Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. 797 af 13/06/2023 om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter.

umiddelbart forestående, og forventes igangsat når 8017 er etableret. I alle vurderinger er det påvirkningen fra det samlede område, 8017 og 8018, der er vurderet.



Figur 1. Skitse af nyttiggørelsesanlæggets delområder og den forventede placering af den forlængede Romdrup Å. 8017 vest vil i forhold til skitsen være ca. 300 m og 8017 øst vil være 200 m. Der henvises til ansøgning om miljøgodkendelse, afsnit 2.3 for nærmere beskrivelse af det ansøgte projekt. Kortet er ikke målfast.

Nyttiggørelsesanlægget, herunder barrierer, vil blive opført i 4 etaper, som udbygges successivt jf. etapeplanen, jf. miljøansøgningen figur 2. Snit for anlægget fremgår af bilag 3 til miljøansøgningen. Der henvises til disse for nærmere beskrivelse af opbygningen.

Fælles for alle etaper er, at der forud for tilfyldning med lettere forurenede jord i nyttiggørelsesanlægget etableres en materialetæt barriere hele vejen rundt, således der er skærmet helt af i forhold til fjorden og Romdrup Å.

Fortrængningsvand som følge af opfyldning med lettere forurenede jord i nyttiggørelsesanlægget udledes til fjorden gennem midlertidige drænløsningsanlæg. Drænløsningsanlægget etableres i vandoverfladen (kote 0) for at begrænse udstrømning af lettere forurenede sediment mest muligt.

Barrieren til nyttiggørelsesanlægget, der enten etableres som en spunsvægskonstruktion eller dige, er beskrevet nærmere nedenfor. Ligeledes er det bagvedliggende nyttiggørelsesanlæg beskrevet.

Spunsvægskonstruktion (barriere for nyttiggørelsesanlæg)

Spunsvægskonstruktionen skal, udover at være barriere for nyttiggørelsesanlægget, kunne anvendes som fremtidig kajkonstruktion, der skal besejles af større skibe. Dette indebærer, at bløde sætningsgivende jordlag på havbunden (gytje og tørv) under fremtidig kaj skal fjernes i nødvendigt omfang.

Spunsvægskonstruktioner udføres i stål. Efter etablering af en frontspuns og en midlertidig afstivning i nødvendigt omfang kan tilfyldning med lettere forurenede jord bag spunsvægskonstruktionen påbegyndes. For at konstruktionen kan regnes stabil og fungere som en fremtidig kajkonstruktion må det forventes, at området,

umiddelbart bag spunsvæggen, skal tilfyldes med lettere forurenede sand med gode geotekniske egenskaber. Efter delvis opfyldning etableres forankring af frontspunsvæggen til en ankerspuns. Når forankringen er etableret og fastholdt af jord kan den midlertidige afstivning af frontspunsvæggen fjernes og konstruktionen vil i sig selv være stabil for færdiggørelse af opfyldningen samt stabil for brug som fremtidig kaj.

I tilfælde, hvor spunsvægskonstruktioner udføres foran et allerede etableret dige, er udførelsesrækkefølgen lidt anderledes end beskrevet ovenfor. Her etableres bagspunsvæggen som det første, som afstives midlertidigt i nødvendigt omfang. Derefter fjernes bløde sætningsgivende aflejringer foran bagspunsvæggen. Efterfølgende etableres frontspunsvæggen, som ligeledes afstives midlertidigt i nødvendigt omfang. Der fyldes delvist op mellem de to spunsvægge med lettere forurenede jord/sandmateriale og der etableres forankring mellem væggene. Når forankringen er etableret og der er opfyldt i nødvendigt omfang kan den midlertidige afstivning fjernes og spunskonstruktionen vil i sig selv være stabil for færdiggørelse af opfyldningen bag bagspunsvæggen samt stabil for brug som fremtidig kaj.

Det lettere forurenede sand/jord forventes at skulle hentes fra mellemdetotet, således at anlægsarbejdet kan foregå i en kort og effektiv arbejdsgang.

Før at spunsvægskonstruktionen skal kunne anvendes som kaj skal den opgraderes ved etablering af affendring, pullerter, afvanding, el, belægning m.v. Ligeledes skal der uddybes foran kaj ud til sejlrunden.

Dige (barriere for nyttiggørelsesanlæg)

Diger udføres med en kerne af rent sand. Kernen udføres med en bredde på minimum 2 m. Ud mod fjorden og Romdrup Å erosionssikres kernen ved etablering af stenmaterialer, således at der ikke er risiko for, at bølger vil ødelægge digerne. Når digerne er etableret, herunder erosionssikret, kan opfyldning med lettere forurenede jord bag digerne påbegyndes.

Nyttiggørelsesanlæg bag spunskonstruktion og dige

I projektområdet består de øvre jordlag på fjordbunden af bløde sætningsgivende aflejringer. Disse fjernes, som beskrevet, under fremtidige kaj, inkl. kajgade, i nødvendigt omfang og dermed vil sætningerne i dette område være begrænsede. Bag den fremtidige kajgade, hvor bløde sætningsgivende aflejringer ikke fjernes, må der forventes større sætninger, der udvikler sig over tid. For at udvikle sætningerne hurtigt skal nyttiggørelsesanlægget fyldes op med overhøjde, dvs. der skal foretages en forbelastning. Når sætningerne på et delområde er tilstrækkeligt udviklede, flyttes forbelastningen over til et nyt delområde og overfladen afsluttes i toppen med skærver.

På nuværende tidspunkt er Port of Aalborg ved at undersøge, hvor stor en mængde lettere forurenede sand, med gode geotekniske egenskaber, der kan skaffes til indfyldning i spuncellen. Kan der ikke findes lettere forurenede materiale med de rette geotekniske egenskaber, vil spuncellen blive etableret med rene sandmaterialer.

Etableres 8018 med dige frem for spuns, vil det ikke ændre på vurderingerne, da jordmaterialet i et dige vil forsinke udsivningen af visse stoffer, og medvirke til at øge den tid, der er til rådighed for omsætning af nedbrydelige stoffer i jordmaterialet.

Bræmme af rent materiale

Undervejs i projekteringsfasen har det været overvejet at indrette anlægget med en bræmme af rent materiale langs indersiden af spunsen, med henblik på at reducere udsivningen af stof fra anlægget.

Rent anlægsteknisk er etablering af en bræmme bestående af jomfrueligt materiale af en vis bredde en forholdsvist kompliceret opgave, da der vil skulle arbejdes mange meter under vand. Kræves der etablering af en sådan bræmme af rent materiale af en vis bredde, vil der grundet dybden/højden af anlægget skulle etableres en betydeligt bredere bræmme dybest i anlægget for at kunne sikre den ønskede bredde øverst i anlægget.

Alternativt kan der etableres en helt anden og materialeressourcekrævende type anlæg med betydeligt stærkere godstykkelser, hvor det indspunsede område først pumpes tørt, og en bræmme af rent jord derpå etableres. Dette vurderes ikke at være en reel mulighed pga. økonomien, og ikke bæredygtigt i forhold til ressourceforbruget.

Af bæredygtighedshensyn, dvs. af hensyn til at mindske brugen af jomfrueligt materiale, vil det være hensigtsmæssigt at mindske størrelsen af evt. bræmme af rent jord mest muligt.

Der er foretaget beregninger og vurderinger i nærværende notat, der beskriver den potentielle effekt af en bræmme af rent jord. Disse konkluderer, at rentjords/sandbræmme overvejende vil have en effekt på udledningen af PAH'er, og at miljøkvalitetskrav i vandområdet for disse kan overholdes uden etablering af rentjords/sandbræmme.

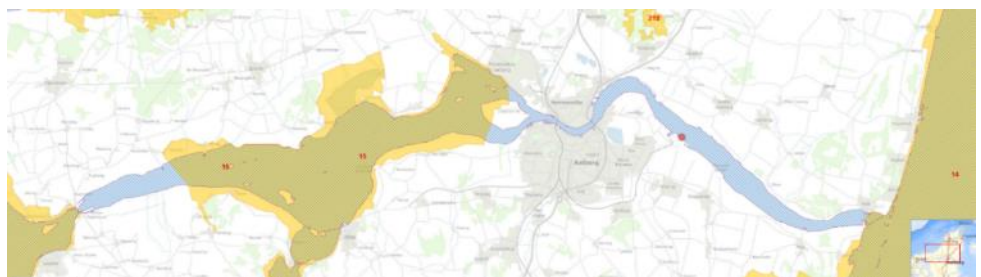
3 Vandområdets tilstand

Vandområdet Limfjorden bliver med VP3 delt op i 6 nye delområder. I VoP2 og VP1 var Limfjorden et sammenhængende vandområde. Den nye underopdeling sker pga. forskel i salinitet, strømforhold, opholdstid og ferskvandspåvirkning. Forskellene bevirker, at områderne ikke tilhører samme type vandområde. Derudover er der forskel på vandområdernes miljømæssige status.

Aalborg Havn ligger jf. VP3 ud til kystvandområde nummer 235, 'Nibe Bredning og Langerak', som er en del af Hovedvandopland 1.2 Limfjorden, under Vandområdedistrikt I – Jylland og Fyn (MST, 2019; MiljøGIS, 2021). Kystvandet er et 1-sømilsområde, og udgøres af Limfjorden (på nær Halkær Bredning) fra Aggersund omtrent midt i Limfjorden til Hals ved udløbet mod øst i Kattegat, og omfatter 166 km².

Typologien for "Nibe Bredning og Langerak" er beskrevet som en fjord karakteriseret ved overfladesalinitet med 20-30 cm tidevand.

Kystvandet er inkluderet i Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn, og kystvandet er målsat til god økologisk og kemisk tilstand (MIM 2016). Samme målsætning må forventes for den kommende vandplanperiode.



Figur 2 Oversigt over kystvandområdet 235: Nibe Bredning og Langerak, samt N2000-områder (markeret med gult) i nærheden. Nyttiggørelsesanlæggets placering er angivet med en rød prik (MiljøGIS, 2021).

3.1 Økologisk tilstand

Den samlede økologiske tilstand for kystvande bestemmes jf. vandområdeplaner generelt på baggrund af de biologiske kvalitetselementer, der er vist i Tabel 1.

Tabel 1. De seneste tilstandsvurderinger for økologisk og kemisk tilstand, samt de kvalitetselementer, der ligger til grund for den samlede økologiske tilstandsvurdering.

	Vandområdeplan 2	Vandplan 3
Økologisk tilstand, vurderet på baggrund af nedenstående kvalitetselementer	-	Ringe
Rodfæstede planter (ålegræs, dybdegrænse)	-	Moderat
Fytoplankton (planteplankton)	-	Ringe
Bentiske invertebrater (Dansk Kvalitetsindeks (DKI))	-	God
Nationalt specifikke miljøfarlige forurenende stoffer	God	-
Kemisk tilstand	-	Ikke-god

Det skal bemærkes, at Vandområdeplan 2 (VoP2) fortsat er juridisk gældende og vandplan 3 endnu ikke er trådt i kraft, mens de undersøgelser af den aktuelle tilstand, der er foretaget i forbindelse med forberedelserne til vandplan 3, bør benyttes som grundlag ved enhver vurdering af tilstandspåvirkninger, da det er den bedste og seneste tilgængelige viden om områdets tilstand.

3.1.1 Vandområdeplan 2 (VoP2)

Ifølge den seneste tilstandsvurdering i forbindelse med VoP2 (MST, 2019) er den økologiske tilstand for de nationalt specifikke stoffer i Kystvandområde Nibe Bredning og Langerak god. Vurderingen er foretaget på baggrund af målinger af indholdet af methylnaphtalener i muslinger på en station ved Troldholme i Nibe Bredning. Der er ikke målinger i vandfase eller sediment, og ikke målinger af stoffer, ud over methylnaphtalener, hvilke ikke er relevante for denne sag, da stoffet ikke må forekomme i lettere forurenede jord.

3.1.2 Vandplan 3 (VP3)

I forbindelse med vandplanernes næste planperiode (2021-2027) er der foretaget tilstandsvurdering for kvalitetselementerne ålegræs, klorofyl-a og bundfauna (MiljøGIS 2021):

- Tilstandsvurdering for kvalitetselement rod-fæstede planter er et udtryk for levebetingelser for planter, særligt ålegræs.
 - Tilstand 2021: Moderat økologisk tilstand
- Tilstandsvurdering for klorofyl af foretages, da høje klorofylkoncentrationer i kystvandene hovedsageligt opstår ved høje belastninger af næringsstoffer og deraf følgende forøget vækst af plankton og én-årige makroalger.
 - Tilstand 2021: Ringe økologisk tilstand
- Tilstandsvurdering for kvalitetselementet bentiske invertebrater, udtrykker bundfaunaens sammensætning og tæthed.
 - Tilstand 2021: god økologisk tilstand

Samlet er den økologiske tilstand for 'Nibe Bredning og Langerak' vurderet ringe (MiljøGIS, 2021).

3.2 Kemisk tilstand

I Vandområdeplanen er opstillet mål for kemisk tilstand (MIM 2016). Vurderingen af kemisk tilstand baserer sig udelukkende på tilstedeværelsen af 45 EU prioriterede stoffer, der udgør en særlig, væsentlig risiko for vandmiljøet.

Den kemiske tilstand overvåges af Miljøstyrelsen, og bestemmes ved at målte koncentrationer af de prioriterede stoffer i vandfase, sediment og biota sammenlignes med miljøkvalitetskravene i BEK 1625/2017⁶. I tilfælde af overskridelser vurderes tilstanden af vandområdet som ikke-god.

Der er i forbindelse med basisanalysen for næste vandplansperiode (2021-2027) foretaget en vurdering af tilstanden.

Der er foretaget målinger på 14 EU-stoffer i sediment og/eller biota (antracen, BDE (sum), benz(a)pyren, bly, cadmium, dioxiner (sum), flouranthen, HBCDD (sum), hexachlorbenzen, kviksølv, naphthalen, nonylphenoler, octylphenoler og PFOS). Der er ingen målinger i vandfasen.

Der er konstateret overskridelser af koncentrationen af kviksølv og BDE i fisk, af bly i muslinger og af nonylphenoler i sediment (MST 2021b).

Samlet er den kemiske tilstand for 'Nibe Bredning og Langerak' vurderet ikke-god (MiljøGIS, 2021).

4 Konceptuel model af nyttiggørelsesanlægget

Den grundlæggende forståelse af den potentielle påvirkning ved en mulig udsivning fra nyttiggørelsesanlægget er fælles for de scenarier, der er beskrevet i afsnit 2, og de fleste antagelser er fælles.

Den potentielle påvirkning fra de to delanlæg regnes som samtidigt forekommende, da der er sandsynlighed for, at der vil forekomme udsivning af de samme stoffer på samme tid fra de to dele. Særligt for udsivning til vandløbet er det relevant at vurdere på den samlede udsivning fra de to dele.

Der arbejdes i den konceptuelle model jf. MST 2010 ud fra en antagelse om, at der ikke er bræmmer med rent materiale, hvori der kan ske omsætning eller tilbageholdelse af forurenende stoffer, og det antages som udgangspunkt, at der er fuld gennemtrængelighed for den bagfra kommende vandstrøm gennem barrieren (spuns eller dæmning) mod Limfjorden og Romdrup Å.

Hovedscenariet for vurderingerne er, at det antages, at udsivning sker jævnt over den samlede kajkant. Dvs. det antages, at både spuns mod Limfjorden og dæmning mod Romdrup Å er gennemtrængelig for vand.

Der kan med tiden pga. korrosion imidlertid ske en fortætning af spunsen, således at en større del af vandstrømmen fra anlægget vil løbe mod Romdrup Å. Det vurderes ikke, at spunsen vil opnå fuldstændig tæthed, og der vil derfor til stadighed ske en vis udsivning mod fjorden. Men hvis det antages, at spunsen mod Limfjorden med tiden kan blive fuldstændigt tæt for udsivning, og at al

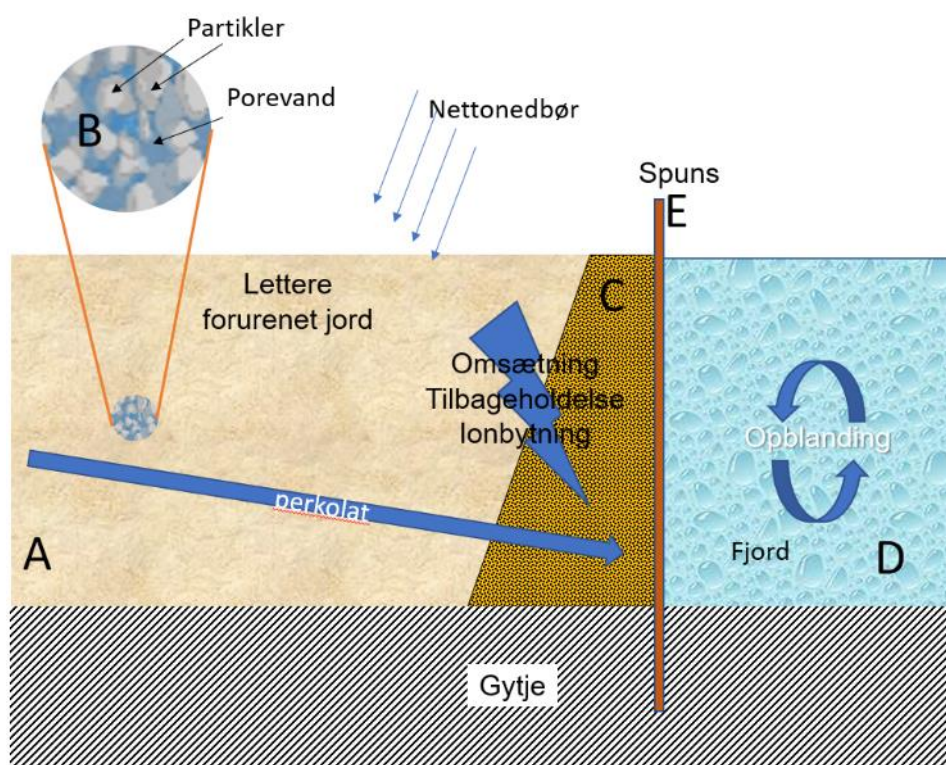
⁶ Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse 1625 af 19/12/2017 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

udslivning dermed sker via Romdrup Å, vil den samlede påvirkning ske via vandløbet. Dette scenarie er også belyst og vurderet.

Disse forudsætninger vurderes at være et konservativt scenarie. Det er det scenarie, der lægges til grund ved vurdering af, om projektet kan gennemføres uden at påvirke vandområdet.

4.1 Model

Nedenstående Figur 3 viser den konceptuelle model for beregninger på udsivning fra nyttiggørelsesanlægget. Det ses på figuren, at lettere forurenede jordmateriale og jordlignende produkter (A på Figur 3) udlægges op til en vis kote bag dæmning eller spuns (C og E på Figur 3).



Figur 3 Konceptuel model af nyttiggørelsesanlægget.

I nærværende risikovurdering vil spunsen blive betragtet på lige fod med en dæmning, hvorigennem der udsiver vand med opløste stoffer (kaldet perkolat) fra materialerne, som er nyttiggjort i nyttiggørelsesanlægget.

Når materialet er udlagt i anlægget, vil der falde nedbør på arealet, som vil sive ned i materialet. I jordmaterialet vil stofferne dels være bundet til partiklerne i jorden (faststoffasen) og opløst i porevandet (B på Figur 3). Fordelingen af stof mellem partikler og porevand er bestemt af en stofs specifik fordelingskoefficient, som beskrives nærmere i afsnit 4.2.

Porevandet inklusiv indeholdte stoffer vil sive gennem det udlagte materiale og evt. dæmning (C på Figur 3) som perkolat. Under transporten gennem det udlagte materiale og igennem dæmning, vil der ske en tilbageholdelse af stofferne (retardation), sådan at transporttiden for stofferne er længere end transporttiden for vandet. Der vil også ske en nedbrydning og omsætning af forskellige stofforbindelser undervejs. I denne specifikke sammenhæng er det udelukkende

PAH'erne, som nedbrydes og omsættes, idet metallerne er grundstoffer, der ikke omsættes.

Perkolat med opløste stoffer vil nå vandområdet udenfor nyttiggørelsesprojektet. Her vil der være en kraftig opblanding mellem perkolat og vandløbsvand/fjordvand, og der vil opnås en kraftig fortynding af koncentrationen af stoffer i perkolatet (D på Figur 3).

Da denne model ikke indarbejder den omsætning og nedbrydning af PAH'erne, som foregår ved transporten gennem jorden, er der foretaget supplerende beregninger for at belyse dette. (afsnit 5.4)

Afledning af vand under etableringsfase

Der kan under etableringsfasen opstå en situation med behov for afledning af fortrængningsvand fra det indspunsede bassin. Ved en evt. udledning af fortrængningsvand kan udledningen også indeholde udvaskede stoffer fra nyttiggørelsesmaterialet. Denne del af vurderingen foretages i afsnit 6.3.

Efter etableringsfasen kan der i den permanente fase udsive vand indeholdende miljøfarlige forurenende stoffer.

Der kan etableres en bræmme med rent jordmateriale ud mod vandmiljøet, hvori der vil ske en opbremsning af udsivning af nogle stoffer, og omsætning af nedbrydelige stoffer. Det er beregnet (se afsnit 5.4), at der vil være behov for en bræmme af rent jord langs vandløbet, når det antages, at spunsen mod havet er tæt, og at al udsivning af stof dermed sker via vandløbsbredden.

4.2 Beregning af kildestyrken

De gennemførte beregninger svarer til trin 1 i Miljøstyrelsens "Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.)" (MST, 2010). Trin 1 omfatter beregning af kildestyrken.

Beregningerne følger den model, som er opstillet i "Notat vedrørende vurdering af §19-ansøgninger på Vejle Havn" (Vejle Kommune, 2012).

Forudsætningerne for beregningen af kildestyrken er, at al jordmaterialet er belastet med alle forureningskomponenterne netop svarende til maksimumsgrænsen for indholdet i "lettere forurennet jord".

Koncentrationsintervallerne findes i bekendtgørelse 554/2010 om definition af lettere forurennet jord⁷. Det er en forudsætning, at jorden ikke må være forurennet med andre stoffer, der kan have skadelig virkning på mennesker og miljø, jf. BEK 554/2010.

Ved antagelse om at maksimalkoncentrationen i jordmaterialet fx maksimalt må være på 50% eller 33% af kravværdierne jf. ovenfor, bliver kildestyrken tilsvarende på 50% eller 33% af det nedenfor forudsatte. Hvis myndigheden vælger at fastsætte kravværdier på brøkdele (fx 1/2 eller 1/3) af maksimalkoncentrationen jf. bekendtgørelse om lettere forurennet jord, kan det som udgangspunkt antages, at den udledte koncentration reduceres til tilsvarende brøkdel, og at fortyndingsbehovet reduceres tilsvarende.

⁷ Miljø- og fødevarerministeriets bekendtgørelse nr. 554 af 19/05/2010 om definition af lettere forurennet jord.

Den tilhørende teoretiske porevandskoncentration i nyttiggørelsesanlægget beregnes på baggrund af en antagelse om, at der indstiller sig en ligevægt mellem stoffernes koncentration i jordfasen og koncentrationen i porevandsfasen. Det maksimale indhold af forureningskomponenter i materialet, som skal nyttiggøres, er angivet i Tabel 2.

Tabel 2. De vurderede stoffer, den benyttede K_d -værdi, det maksimale indhold i lettere forurenede jord samt den beregnede maksimalkoncentration i porevandet.
* zink baseret på jordindhold 750 mg/kg TS

Stofgruppe	Stof	K_d	Maksimalt indhold i lettere forurenede jord	Beregnet koncentration i porevand
		l/kg	mg/kg TS	µg/l
Tungmetaller	Bly	12.589	400	31,8
	Cadmium	794	5	6,3
	Kobber	501	1.000	1.996
	Krom, total	7.943	1.000	126
	Kviksølv	6.310	3	0,475
	Zink	1.259	1.000	794
	Zink*	1.259	750	595
Oliekulbrinter	C ₂₀ -C ₃₅	JAGG	300	315
PAH	Benz(a)pyren	JAGG	3	1,60

For metallerne kan ligevægtskoncentrationerne beregnes på baggrund af fordelingskoefficient mellem jord- og vandfasen (adsorptionskoefficienten, K_d) efter følgende formel, hvor C_{jord} er koncentrationen i faststoffractionen (mg/kg TS), K_d er stoffets adsorptionskoefficient (liter/kg) og C_v er porevandskoncentrationen (µg/l):

$$\frac{C_{jord}}{C_{vand}} = K_d$$

$$C_{vand} = C_{jord} / K_d * 1000$$

Denne beregning giver en god beskrivelse af den resulterende stoffordeling imellem væske- og jordfasen under de fleste miljømæssigt relevante forhold mht. jordtyper og koncentrationer (MST, 1996).

For organiske stoffer er de teoretiske koncentrationer i porevandet beregnet i Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj JAGG 2.1 (MST, 2016). I JAGG 2.1 er det muligt at beregne en fasefordeling mellem jord, luft og vand samt at tage højde for, at indholdet af stoffer i porevandet ikke overstiger den maksimale vandopløselighed af stofferne. Dermed fås et endnu bedre estimat af den teoretiske porevandskoncentration for de organiske stoffer, da ovenstående ligning, som anvendes til metallerne, ikke i tilstrækkelig grad sikrer den relevante vurdering ifht. organiske stoffer.

Mobiliteten af stoffer i jord og grundvand vokser med aftagende værdi af K_d , hvilket vil sige, at stoftilbageholdelsen er lille for stoffer med lave K_d -værdier og stor for stoffer med høje K_d -værdier. Høj tilbageholdelse giver langsommere frigivelse til miljøet. En underestimering af K_d vil derfor være konservativ i forhold til beskyttelsen af miljøet.

K_d værdierne er dog afhængige af metallernes tilstandsform (f.eks. om der tale om vandopløselige salte), jordens indhold af mineraler (jern/mangan-oxider, silikat, pH, organisk indhold) og kan variere flere størrelsesordener (US EPA, 2005; Sauvé, Hendershot og Allen, 2000; Andersen og Holm, 2006).

I princippet kan der foretages en eksperimentel bestemmelse af K_d for hver enkelt jordtype, der ønskes nyttiggjort i anlægget, men dette vil kræve et stort og omkostningstungt dokumentationsarbejde, som formodentlig ikke står mål med den eventuelle forøgede miljøbeskyttelse eller de eventuelt lempeligere krav til de tilførte materialer, der kan opnås som følge af dette dokumentationsniveau. Der er i stedet benyttet konservative opslagsværdier for K_d . Fremgangsmåden med at benytte konservative opslagsværdier er almindeligt benyttet for denne og tilsvarende sagstyper, idet der med de konservative K_d -værdier opnås en bedre miljøbeskyttelse end ved en eksperimentel bestemmelse af K_d -værdien for hvert enkelt jordparti, da de benyttede jordpartier helt typisk vil være blandede jordtyper med forskellige fordelingskoefficienter, hvoraf der så vælges den jordtype, der teoretisk medfører den tungeste belastning af vandområdet.

Miljøstyrelsen har i den vejledende udtalelse om miljøkonsekvensvurderinger for bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter og spulefelter (MST 2010) angivet K_d værdier for metallerne i forhold til dæmningsmaterialer som typisk udgøres af et forholdsvist sandholdigt fyldjordsmateriale. Miljøstyrelsens forslag til K_d værdier anses typisk som meget konservative for nyttiggørelsesprojekter, da der planlægges nyttiggjort jordmaterialer, som ofte består af lerede og/eller muldholdige jordtyper, som skyldes en diffus forureningsbelastning i ikke-kortlagte bynærområder. Diffus jordforurening i bynære områder vil helt typisk have været udsat for regnvandsbetinget udvaskning, og den tilbageværende restforurening kan forventes at være bestående af svært udvaskelige fraktioner, der er tilbageholdt i jordfasen på grund af udfældning og sorption.

Til beregning af den teoretiske porevandskoncentration for metallerne er der valgt et sæt af K_d -værdier, som er medianen af en lang række eksperimentelt bestemte værdier (US EPA, 2006).

Til beregning af de teoretiske porevandskoncentrationer (C_v) for de organiske komponenter anvendes standardparametre i JAGG 2.1 (MST, 2016) for opløselighed, damptryk og octanol/vand-fordelingskoefficient (K_{ow}), og en standard vandmættet sandjord med et organisk indhold på 0,1 % ($F_{oc} = 0,001$) som vægtandel, jordens volumenvægt, ρ_b , på 1,46 kg/l og jordens vandindhold, ϵ , på 0,45 l/l.

Det lave organiske indhold på 0,1 % er en konservativ forudsætning, da der i lermuld typisk vil være et højere organisk indhold på omkring 1 %, og i sandmuld omkring 2 % (JAGG, MST 2016).

Det betyder, at de teoretiske porevandskoncentrationer for PAH'er, som her beregnet og præsenteret i Tabel 2 formodentlig er overestimerede, og alene på basis af denne ene konservative forudsætning overestimeret op til 10-20 gange.

Det er i det videre arbejde valgt at repræsentere PAH'erne (som jf. bekendtgørelse om lettere forurenede jord udgøres af 7 forskellige stoffer) ved benz(a)pyren, da overholdelse af miljøkvalitetskrav i vandområderne kontrolleres ved overvågning af koncentrationen af benz(a)pyren, da omsætning og tilbageholdelse af PAH'er i jordmaterialet medfører en lavere udledning, end der kan beregnes ved de simple modeller, som her lægges til grund, og da perspektiveringen gennemgået nedenfor underbygger, at beregningsmetoderne (som ikke tager højde for omsætning og tilbageholdelse i jordmaterialet) overestimerer udledningen af stofferne.

Det må forventes, at de jordmaterialer, der skal anvendes til nyttiggørelse, vil have en blandet sammensætning, som har et betydeligt højere gennemsnitligt indhold af organisk materiale end den her anvendte konservative betragtning, da

der vil være tale om jordmateriale fra Aalborg kommune og opland med forskelligt indhold af organisk materiale.

4.3 Perspektivering

De her beregnede porevandskoncentrationer er teoretiske, og beregningerne er foretaget på baggrund af en lang række antagelser, der er gennemgået for hver beregning. Af hensyn til den samlede vurdering, foretages der her en trykprøvning af de beregnede værdier, ved at sammenholde dem med målinger af udledt vand fra et eksisterende anlæg i Københavns Kommune Kbh, 2011) til håndtering af tungere belastet jord end det, der planlægges nyttiggjort i Aalborg Havn. Det fremgår af nedenstående, at den tungere belastede jord fra det eksisterende anlæg giver en lavere udledning end den her beregnede udledning, hvilket sandsynliggør at de her beregnede koncentrationer, er konservative og overestimerer den reelle påvirkning af vandområderne.

Det eksisterende anlæg må modtage jord med en højere koncentration end det planlagte anlæg i Aalborg Havn, og af pladshensyn må der ikke modtages uforurenede jord. Det kan derfor antages, at jorden i det eksisterende anlæg er kraftigere forurenede end det, som planlægges nyttiggjort i Aalborg Havn. De konkrete kravværdier for de to anlæg, fremgår af tabel 2.

Tabel 3. Kravværdier for jordmaterialer, der må benyttes i hhv. det planlagte anlæg i Aalborg, og et eksisterende anlæg i København (Kbh., 2011).

	Planlagt nyttiggørelsesanlæg Aalborg havn	Eksisterende anlæg, Københavns Kommune
	mg/kg TS	mg/kg TS
Bly	400	2.500
Cadmium	5	1000
Krom	1.000	10.000
Kobber	1.000	50.000
Kviksølv	3	500
Zink	1.000 / 750	50.000
PAH total	40	75
Benz(a)pyren	3	
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	300	
Kulbrinter C ₆ -C ₃₅		300
*Kulbrinter C ₆ -C ₃₅		*2.500
		Heraf benz(a)pyren max 1000

*I en særskilt celle på knapt 10% af det samlede areal kan der modtages materiale med koncentration af kulbrinter på op til 2500 mg/kg TS.

Anlægget i Københavns kommune er indrettet med tæt membran i sider og bund, hvilket betyder at al nedbør, som falder på anlægget og infiltrerer gennem jordmaterialet, bliver udledt via en rørledning med mulighed for at udtage analyser af vandet. Det betyder, at der er mulighed for at vurdere på kvaliteten af den vandstrøm, der passerer gennem anlæggets forurenede jord.

I anlægget er der de seneste 8 år hvert år blevet kørt et egenkontrolprogram med udtag af prøver til analyse 6 gange jævnt fordelt over året.

NIRAS har til brug for denne risikovurdering fremskaffet værdier fra egenkontrolprogrammet og analyseret data, herunder gennemsnit og 95% median af de knapt 50 prøver fra egenkontrolprogrammet. Beregningerne viser, at der er udledt vand med betydeligt lavere koncentrationer end de her teoretisk beregnede koncentrationer.

Tabellen viser til venstre data for 8 års egenkontrolprogram præsenteret som middelværdi, maksimumkoncentration og 95% percentilen, og til højre de beregnede værdier for nyttiggørelsesanlæg, Aalborg Havn.

	Data fra 8 års egenkontrolprogram, eksisterende anlæg, Københavns Kommune			Beregnete teoretiske udledninger, planlagt nyttiggørelsesanlæg, Aalborg Havn
	Middel	Max	95 %	
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bly	1,31	8,8	8,02	32
Kobber	6,4	37	19,4	1996
Krom	1,52	4,8	4,74	126
Zink	10,7	39	39	794 / 596
Kviksølv	0,057	0,26	0,144	0,475
Cadmium	0,21	1,9	0,97	6,3
Benz(a)pyren	0,0053	0,014	0,0086	1,6
ΣPAH	0.1108	1.7	0.8365	*1,6

Det fremgår af Tabel 4, at de beregnede værdier for det planlagte anlæg i Aalborg Havn, kan antages at være ganske konservative estimater af den forventede udsivning fra det planlagte nyttiggørelsesanlæg. Eksempelvis benyttes i beregninger i dette dokument for kobber og benz(a)pyren værdier, der er 300 gange højere end middelværdien af de målte værdier i perkolatet fra anlægget i København, mens det for krom og zink er ca. 80 gange højere værdier, der indgår. Derudover oplyses det fra Aalborg Kommune, at størstedelen af de jordflytninger, som Kommunen anviser med kategori 1 jord, har et indhold af benz(a)pyren på langt under 3 mg/kg TS. Det vil kun være en mindre andel af jorden, der har et væsentligt indhold af PAH'er i det hele taget.

4.4 Miljøkvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav er fastsat for både ferskvand og saltvand, hvor værdierne kan være forskellige, og kravværdierne for vandfasen defineres på to måder, nemlig miljøkvalitetskravet udtrykt som årsgennemsnit (det "generelle miljøkvalitetskrav") og miljøkvalitetskravet udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentration).

16

Nogle naturligt forekommende stoffer har et MKK som er defineret som "en tilføjet værdi", hvor bekendtgørelsens talværdi skal lægges til den lokalt forekommende naturlige baggrundsværdi. Hermed fås et MKK, som er gældende for det lokale område.

Den naturlige baggrundskoncentration er ikke det samme som den i forvejen forekommende koncentration. Den i forvejen forekommende koncentration udgøres af den naturlige baggrund plus evt. forurening fra andre kilder.

Målinger af indholdet af de relevante stoffer i havvand indgår ikke i det nationale overvågningsprogram, og der er endnu ikke nogen autoritativ database over anbefalede værdier. Data for naturlig baggrund og i forvejen forekommende koncentration skal derfor stykkes sammen via forskellige kilder, som vurderes mest repræsentative. Værdier for naturlig baggrund og i forvejen forekommende koncentration, som er benyttet for det lokale vandområde, præsenteres med angivelse af kilder i Tabel 5. I forbindelse med en større sag under Miljøstyrelsens tilsyns- og godkendelseskompetence (Energinet, 2014), er der i 2012 foretaget en større undersøgelse af den i forvejen forekommende koncentration i vandfasen i den vestlige del af Limfjorden.

Tabel 5. Angivelse af værdier for i forvejen forekommende koncentration og naturlig baggrundskoncentration, der er benyttet ved beregninger og vurderinger i dette notat.

Stof	I forvejen forekommende (Limfjord*)	Naturlig baggrund (Limfjord)
	µg/l	µg/l
Bly (Pb)	0,274	-
Cadmium (Cd)	0,0236	0,025 (kilde MST datablad)
Kobber (Cu)	1,15	0,50 (kilde MST Datablad – Isefjorden)
Krom (Cr)	0,725	-
Kviksølv (Hg)	0,00368	0,003 (kilde – Lille Torup) (EU datablad: Rhinvand 0,005. meget højt)
Zink (Zn)	3,14	1 (kilde MST datablad)

*havvand defineres i bekendtgørelse 1448 /2019 som andet vand end indlandsvand, hvor "indlandsvand" defineres som: "Alt stillestående eller strømmende vand på jordoverfladen og alt grundvand på landsiden af den basislinje, hvorfra bredden af territoriale farvande måles Indlandsvand omfatter vandløb og søer og dertil knyttede kunstige eller stærkt modificerede vandområder". Dermed er vandet i Limfjorden pr. denne definition havvand.

For de tunge kulbrinter, som er omfattet af bekendtgørelse om lettere forurenede jord, og som derfor kan forventes at forekomme i materialet i nyttiggørelsen, er der ikke fastlagt et miljøkvalitetskrav i bekendtgørelsen. Der er i beregninger og vurderinger, som her foretaget, taget udgangspunkt i en værdi på 30 µg/l, der oprindeligt er foreslået af Vejle Kommune (2012), og som er blevet benyttet i en række tilsvarende sager. NIRAS har vurderet at det arbejde, som Vejle Kommune i 2012 har benyttet som grundlag for forslaget, fuldt ud er tilstrækkeligt og fyldestgørende.

Der er nedenfor desuden redegjort for, hvordan vurderingerne vil se ud, under antagelse af, at et potentielt miljøkvalitetskrav for tunge kulbrinter skal ligge på 7 µg/l i stedet for 30 µg/l, hvor 7 µg/l svarer til grundvandskvalitetskriteriet.

Der er ikke foretaget beregninger for andre stoffer end de, der fremgår af bekendtgørelse om lettere forurenede jord. Lettere oliefraktioner indgår dermed ikke i vurderingsarbejdet. Lette olier må betegnes som forureningskomponenter, der kan renses bort, og bør derfor ikke forekomme i jord, der skal nyttiggøres.

Såfremt jordmaterialet har været forurenset med lette olier, må det derfor antages, at koncentrationen i jorden er forholdsvis lav, da lette olier er lettere omsættelige end tunge olier (og dermed forholdsvis hurtigt nedbrydes), og da de er mere flygtige end tunge olier (og dermed i højere grad damper af). Ved en beregning svarende til den, der er foretaget for de tungere oliestoffer vil der fremkomme en porevandskoncentration i samme størrelsesorden som den beregnede for tunge olier, og dermed et fortyndingsbehov i samme størrelsesorden som den beregnede for tunge olier.

De relevante, lokale miljøkvalitetskrav (og vurderingskriterier), som her er benyttet som vurderingsgrundlag er derfor følgende:

Tabel 6. Miljøkvalitetskrav for vandfasen i Limfjorden (andet overfladevand end indlandsvand) beskrevet som det generelle MKK (der skal overholdes i gennemsnit over året) og udtrykt som højeste tilladte koncentration (maksimumkoncentrationen, der ikke må overskrides).

Stof	Baggrund for miljøkvalitetskravet	Lokalt MKK generelt	Lokalt MKK maksimum-koncentration
		µg/l	µg/l
Bly (Pb)	EU prioriteret	1,3	14
Cadmium (Cd)	EU prioriteret farligt	0,2	0,45
Krom (Cr) (Cr III) ⁸	Nationalt	3,4	124
Kobber (Cu)	Nationalt	1,5	2,5
Kviksølv (Hg)	EU prioriteret farligt	-	0,07
Zink (Zn)	Nationalt	8,8	9,4
PAH total		0,00017	0,027
Benzo(a)pyren	EU	0,00017	0,027
Dibenz(a,h)anthracen	EU	0,00014	0,018
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	Vurderingskriterie	30	30
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	Grundvandskrav	7	7

For vandløbet foretages samme øvelse som for det marine miljø. Der foreligger som for det marine miljø ingen autoritativ database over naturlige baggrundsværdier eller i forvejen forekommende koncentrationer, men i denne naturtype er der et bedre datagrundlag.

For den naturlige baggrund er det for nogle stoffer valgt at benytte værdien fra miljøstyrelsens datablade for fastsættelse af miljøkvalitetskrav, mens det for nogle er valgt at benytte 10'ers percentilen fra afrapportering fra NOVANA-programmet.

For den i forvejen forekommende koncentration er beregningerne baseret på mediankoncentrationen fra NOVANA-data.

For zink og kobber, som i høj grad udledes til miljøet pga. antropogene kilder i landbruget, kan umiddelbart fremstå som om, der allerede inden tilførsel af udsivningen fra Aalborg Havn er overskridelser af miljøkvalitetskravet. Imidlertid

bør vurderingen af zink og kobbers toksicitet i vandmiljøet vurderes i forhold til den biotilgængelige fraktion af stoffet i opløsning, og den særlige problematik behæftet hertil adresseres nedenfor.

Tabel 7 For ferskvand, vandløb: Den i forvejen forekommende koncentration (IFF), den naturlige baggrund, og miljøkvalitetskravet for stofferne. Tabellen her for ferskvand svarer til Tabel 5 og Tabel 6 for saltvand.

Stof	IFF (vandløb)	Naturlig baggrund (vandløb)	Lokalt MKK generelt	Lokalt MKK maksimum- koncentration
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Bly (Pb)	0,12	0,036	1,2	14
Cadmium (Cd)	0,017	0,0071	0,08	0,045
Krom (Cr) (Cr III)	0,37	0,22	4,9	124
Kobber (Cu)	*1,5	0,25	1,25	2,25
Kviksølv (Hg)	0,0021	-	-	0,07
Zink (Zn)	*17	1,5	9,3	9,9
Benzo(a)pyren	-	-	0,00017	0,00017
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	-	-	30	30
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅			7	7

* Zink og kobber skal vurderes i forhold til den biotilgængelige fraktion af stofferne.

Zink og kobber

For zink og kobber i ferskvand er der det særlige, at der er tale om naturligt forekommende stoffer, som kan forekomme i forskellige tilstandsformer, der ikke umiddelbart er biologisk tilgængelige (og dermed ikke er skadelige for organismerne i miljøet). Derfor skal miljøkvalitetskravet for disse stoffer defineres som enten den tilføjede værdi eller som den biologisk tilgængelige fraktion.

Den biologisk tilgængelige fraktion for zink og kobber bestemmes på baggrund af stedsspecifikke data for opløst organisk stof (DoC), pH-værdien og vandets koncentrationen af Ca⁺⁺.

Her er værdierne bestemt på baggrund af eksisterende målinger i Romdrup Å ved hjælp af værktøjet m-BAT-tool, som er frit tilgængeligt (WFD-UK, 2014).

Den benyttede pH-værdi er fundet som et gennemsnit af 16 målinger i Romdrup Å fra 2020 (kilde: OdaForAlle) til 7,76. Den benyttede koncentration for opløst organisk kulstof (DoC) er fundet som et gennemsnit af 12 målinger fra Romdrup Å i 2016 (kilde: Miljøportalen) til 5,7 ug/l. Den benyttede koncentration for Ca⁺⁺ er fundet som en omregning fra danske hårdhedsgrader til Ca-koncentration, hvor der er benyttet gennemsnittet af 12 målinger fra 2013 (Kilde: Miljøportalen) på 19,3° dH, som omregnet giver [Ca⁺⁺]=121 mg/l.

Den i forvejen forekommende koncentration af kobber er sat til 1,5 ug/l, og den i forvejen forekommende koncentration af zink er sat til 17 ug/l.

Ved omregning via m-BAT-tool fås den biotilgængelige fraktion af kobber i udledningen til 88,14 ug/l, og den biotilgængelige fraktion af zink til 284 ug/l.

Værktøjet m-BAT beregner også et foreslået stedsspecifikt miljøkvalitetskrav for opløst stof, som kan tages med i betragtning, når vurderingen af udledningens signifikans ift. overholdelse af miljøkvalitetskrav skal foretages.

I Tabel 8 er angivet eksempler på omregning via m-BAT, hvor inputtet er værdierne for opløst kobber og zink fra udsivningen og den i forvejen forekommende koncentration i vandløbet, og resultatet er den biotilgængelige fraktion. I Tabel 11 i afsnit 5.3 er de resulterende koncentrationer i vandløbet for stofferne afbilledet sammenholdt med miljøkvalitetskravet.

*Tabel 8: Koncentration i udledning og i vandløbet inden udledningen, sammenholdt med resultater fra m-BAT-tool.
Udover den biotilgængelige fraktion af zink og kobber beregnet for udsivningen og for den i forvejen forekommende koncentration vises m-BAT's foreslåede stedsspecifikke miljøkvalitetskrav (PNEC, predicted no observable effects concentration) for opløst stof.*

	Opløst konc. kobber	Bio-available Copper Conc	Site-specific PNEC Dissolved Copper	Opløst konc. zink	Bio-available Zinc Concentration	Site-specific PNEC Dissolved Zinc
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Koncentration i Romdrup Å	1,5	0,07	22,65	17	3,36	30,46
Koncentration i udsivningen	1.996	88,14		794/596	284/213	

5 Stoftransport og fortynding

5.1 Vandmængden

Vandmængden som kan udsive fra nyttiggørelsesområdet udgøres af regnvand og tilstrømmende grundvand fra oplandet.

Arealet af hele nyttiggørelsesområdet er ca. 120.000 m². Ved en grundvandsdannelse på 267 mm pr år (MC Aalborg 2008) svarer det til et udsivende vandvolumen på godt 32.000 m³/år.

Det må forventes, at der pga. vejforholdene nogle år er en højere infiltration (meget nedbør, lav fordampning) og nogle år er en lavere infiltration (lav nedbør, høj fordampning), og at der ved fremtidig befæstelse i større eller mindre grad af dele af området vil ske en reduktion af det areal, hvorfra nedbør kan nedsive og infiltrere.

Mængden af tilstrømmende grundvand Q_i kan jf. nedenstående formel estimeres på baggrund af: Den hydrauliske gradient for oplandet (bestemt til 0,001 m/m på baggrund af målinger af grundvandsstanden i det umiddelbare opland), den hydrauliske ledningsevne K i jordtypen for opfyld og opland (begge her sat til 0,00005 m/s jf. "mellemkornet sand" iflg. Miljøstyrelsens vurderingsværktøj JAGG 2.1 (MST 2016), anlæggets bredde B på 1125 m, og jorddybden d på anlægget, (her sat til 8 meter).

$$Q_i = B * K * i * d$$

Den tilførte grundvandsmængde estimeres på den baggrund til knapt 13.500 m³ pr. år.

Den samlede vandmængde, der siver ud gennem nyttiggørelsesanlægget, bliver derfor tilsammen 32.000 m³/år + 13.500 m³/år = 45.500 m³/år, svarende til 1,44 l/s.

Den samlede længde af anlæggets afgrænsning mod Limfjorden og vandløbet Romdrup Å er på ca. 1.450 meter. Ved antagelse af, at udsivningen sker jævnt fordelt over hele anlægskanten, kan det beregnes at udsivningen på 45.500 m³/år svarer til godt 31 m³ pr meter anlægskant om året.

5.2 Udsivning

Når den udsivende perkolats volumen og koncentration er kendt, og koncentrationen i det modtagende vandområde er kendt, kan det beregnes, hvor stor en mængde vand og dermed hvilken fortyndingsfaktor, der skal til for at fortynde den udsivende perkolat for netop at overholde miljøkvalitetskravene i vandområdet.

Den resulterende koncentration i en blanding af to væsker med forskellige koncentrationer (af samme stof) er lig med den samlede stofmængde opblandet i det samlede volumen.

Koncentrationen i det tilfælde, at miljøkvalitetskravet lige netop er overholdt, beregnes i nedenstående formel hvor C_{MKK} er den resulterende koncentration, som er lig med miljøkvalitetskravet for vand, C_{SPV} er koncentrationen i perkolatet, V_{SPV} er volumen af perkolatet, C_{Vand} er koncentrationen i fjorden og V_{Vand} er volumen af den nødvendige vandmængde til fortynding:

$$C_{MKK} = \frac{C_{SPV} * V_{SPV} + C_{Vand} * V_{Vand}}{V_{SPV} + V_{Vand}}$$

Den påkrævede vandmængde isoleres i formlen:

$$\frac{V_{SPV} * (C_{MKK} - C_{SPV})}{(C_{Vand} - C_{MKK})} = V_{Vand}$$

Og fortyndingsfaktoren kan beregnes som forholdet mellem den udledte spildevandsmængde V_{SPV} , og det påkrævede vandvolumen, $V_{Vand} + V_{SPV}$, der lige netop skal til for at overholde miljøkvalitetskravet.

$$F = \frac{(V_{Vand} + V_{SPV})}{V_{SPV}}$$

Fortyndingsfaktoren, dvs. den nødvendige fortynding for at overholde miljøkvalitetskravet i vandområdet, er forskellig for hvert enkelt stof. Fortyndingsfaktoren afhænger som ovenfor demonstreret af miljøkvalitetskravet for stoffet, koncentrationen i vandområdet, og koncentrationen i den udsivende vandmængde. Fortyndingsfaktoren for de relevante stoffer er angivet i Tabel 9.

Tabel 9. Den påkrævede fortyndingsfaktor F , for netop at overholde MKK i vandområdet, beregnet for stofferne omfattet af bekendtgørelse om lettere forurenede jord, samt 3 metaller (markeret med*), som kan forekomme som jordforureningskomponent. Tabellen viser den teoretiske koncentration i det udsivende porevand, koncentrationen i vandområdet, det lokale miljøkvalitetskrav, samt den beregnede påkrævede vandmængde, der som minimum skal være til stede for at fortynde den udsivende perkolat.

Parameter	Udsivende porevand	Vandområde	Miljøkvalitetskrav	Fortyndingsfaktor F	
	Koncentration	Koncentration	Generelt MKK	Flow	Fortyndingsfaktor
	C_{SPV}	C_{Vand}		V_{Vand}	$(V_{Vand} + V_{SPV})/V_{SPV}$
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	m^3/dg	F
Bly (Pb)	31,8	0,274	1,3	3.714	31
Cadmium (Cd)	6,30	0,0236	0,2	4.321	36
Krom (Cr)	126	0,725	3,4	5.724	47
Kobber (Cu)	1.996	1,15	1,5	722.334	5.780
Kviksølv (Hg)	0,475	0,00368	0,01	.9.211	75
Zink (Zn)	794/596	3,14	8,8	17.340	140
Benzo(a)pyren	1,60	0	0,00017	1.176.346	9.412
Kulbrinter $C_{20}\text{-}C_{35}$	315	0	30 (vurderingskriterie)	1.188	11
Kulbrinter $C_{20}\text{-}C_{35}$	315	0	7 (grundvandskriterie)	5.500	45

Som det ses af tabellen er det metallet kobber og den biologisk nedbrydelig PAH benzo(a)pyren, der er særligt interessante, da der er behov for en forholdsvist høj fortynding i Limfjorden, sammenlignet med de øvrige stoffer.

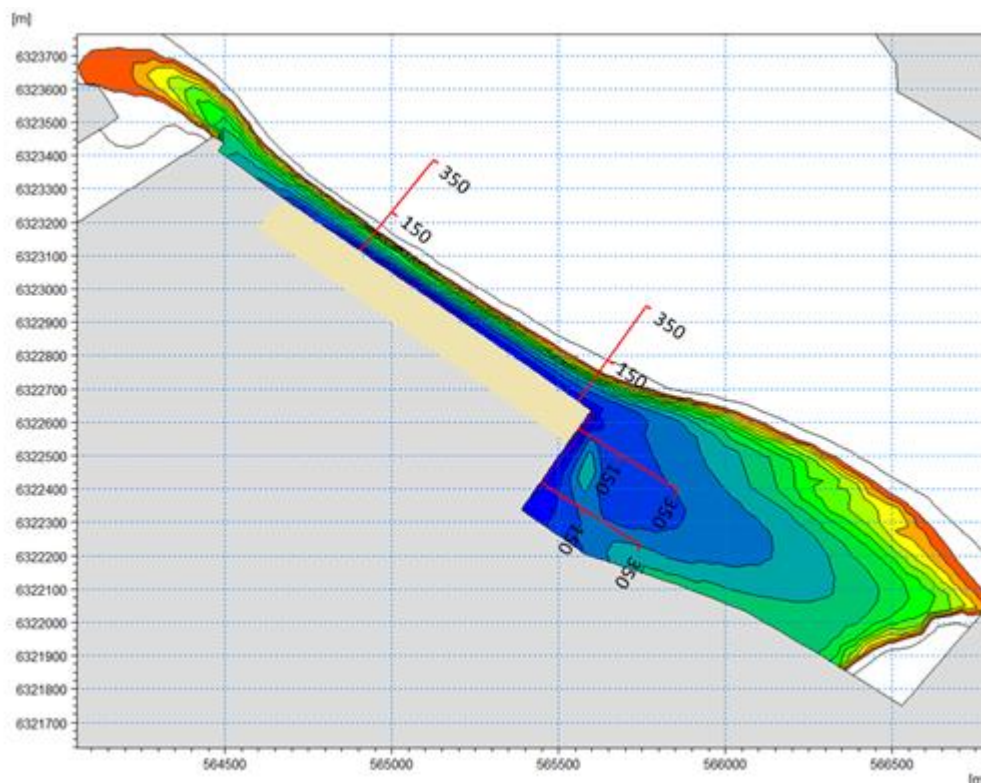
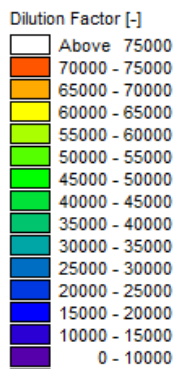
Model for opblanding i Limfjorden

Der er udarbejdet en 3D-model for opblanding af den udsivende vandstrøm i vandområdet ud for nyttiggørelsesanlægget, som tager udgangspunkt i den stedsspecifikke bathymetri og hydrodynamik (se bilag 7.2). Udsnit af modellen er gengivet i figur 4. Modellen tager udgangspunkt i en udledning på $31 \text{ m}^3/\text{år}$ pr. meter anlægskant, dvs. den forventede udsivning fra det planlagte anlæg. Modellen opererer med 1.390 udledningspunkter langs kanten af anlægget for at simulere en jævn udsivning over hele anlægskanten.

Som det ses af Figur 4 er der, som forventet på grund af det lave volumen i udsivningen og den forholdsvist friske strøm i Limfjorden, god opblanding allerede meget tæt på anlægskanten, med en fortynding på 30.000-50.000 gange allerede 50 meter fra anlægget, og for størstedelen af anlæggets længde endda mere. Der er på figuren angivet skalamarkering med afstandene 150 og 350 meter fra kajkanten, som er afstande der kan være relevante i forhold til at vurdere en maksimal acceptabel blandingszone i hhv. Limfjorden og åbent hav; som ovenfor beskrevet foregår den relevante opblanding i dette tilfælde allerede langt tættere på kysten. Se endvidere afsnit 6.1.

Figur 4: Målfast fortyndings-model for nærområdet omkring anlægget. Anlæggets placering er skitseret med lys markering. Afstand fra kanten af arealet er angivet på rød skala. Blå koordinatsystem følger verdenshjørnerne.

Den dårligste fortynding sker ved den sydøstlige afslutning af nyttiggørelsesanlægget, hvor fortyndingsgrad er på mellem 6800 og 10000 gange, helt tæt på anlægskanten.



Den modellerede fortynding anvendes til beregning af potentielle koncentrationer af udsivende stoffer fra den lettere forurenede jord, ved antagelse af at jorden, der modtages på nyttiggørelsesanlægget, har et maksimalt tilladt indhold af stoffer, jf. bekendtgørelse om lettere forurenede jord (BEK 554/2010).

5.3 Udsivning til vandløb

Med kendskab til den udsivende vandmængde Q_{SPV} , den indeholdte koncentration i udsivningen c_{SPV} , vandløbets vandføring $Q_{vandløb}$ og i forvejen forekommende koncentration $c_{vandløb}$, kan den resulterende koncentration i vandløbet beregnes.

$$c_{\text{resulterende}} = \frac{(Q_{SPV} * c_{SPV}) + (Q_{vandløb} * c_{vandløb})}{Q_{SPV} + Q_{vandløb}}$$

Vandføringen i vandløbet kan opgøres på forskellige måder. Her er vurderingerne foretaget i forhold til årsmiddelvandføringen, som er det årlige gennemsnit af de daglige vandføringer, og i forhold til medianminimumsvandføringen Q_{mm} , som er en statistisk værdi for den laveste vandføring på et år, dvs. udledningens påvirkning vurderes i forhold til den værst tænkelige situation, nemlig den tørreste dag på året.

Med en udsivning på 31 m³/m pr. år, og en strækning på ca. 120 meter på begge sider af vandløbet, fås en årlig udsivning til vandløbet på ca. 7.500 m³/år.

Etableres der tæt spuns om hele nyttiggørelsesanlægget på nær langs dæmning ud mod vandløbet, og den samlede vandmængde udledes via 2*70 meter ikkespunset dæmning, fås den årlige udsivning til vandløbet til 45.500 m³/år.

Tabel 10 Viser forudsætningerne for vurdering af de 4 scenarier.
 Scenarierne A refererer til et nyttiggørelsesanlæg med udsivning gennem spunsen.
 Scenarierne B refererer til et anlæg med tæt spuns.
 Scenarierne 1 refererer til gennemsnitlig vandføring i vandløbet.
 Scenarierne 2 refererer til vandføring på årets tørreste dag i vandløbet.

Scenarie:	A1	A2	B1	B2
Vandføring udsivning: [m ³ /år]	7.506		45.461	
Vandføring udsivning: [l/s]	0,000238		0,00144	
	Årsmiddel	Q _{mm}	Årsmiddel	Q _{mm}
Vandføring å (m ³ /s)	0,585	0,273	0,585	0,273
Hydraulisk fortynding	2.457	1.146	406	189

Der er dermed 2 scenarier, som vurderes i 2 situationer, og for hver, kan den resulterende koncentration beregnes. Resultatet er afbilledet i Tabel 11. Der er ikke afbilledet værdier for benz(a)pyren, da PAH'erne omsættes i bræmme af ren jord, og koncentrationen allerede ved udsivningens begyndelse, ved vandløbsbredden, overholder miljøkvalitetskravet Se afsnit 5.4.1

Tabel 11 Tabel for resulterende koncentration i 4 scenarier efter opblanding i Romdrup Å.
 *beregnet pba. 1000 mg/kg TS
 **beregnet pba. 750 mg/kg TS

	Scenarie	A1	A2	B1	B2
	MKK				
Bly (Pb)	1,2	0,13	0,15	0,20	0,29
Cadmium (Cd)	0,080	0,020	0,023	0,033	0,050
Kobber (Cu)	1,25	2,3	3,2	6,4	12
Kobber (Cu) biotilg.	1	0,11	0,15	0,29	0,53
Krom (Cr)	4,9	0,42	0,48	0,68	1,03
Kviksølv (Hg)	-	0,0024	0,0028	0,0040	0,0062
Zink (Zn)*	9,30	17,3	17,7	18,9	21,1
Zink (Zn)* biotilg.	7,8	6,2	6,3	6,8	7,6
Zink (Zn)**	9,30	17,2	17,5	18,4	20,0
Zink (Zn)** biotilg.	7,8	6,2	6,3	6,6	7,2
Kulbrinter C20-C35	30	0,13	0,27	0,77	1,65

For alle stofferne og alle scenarier ses det, at den resulterende koncentration efter opblanding overholder miljøkvalitetskravet, på nær zink, hvor der vil være overskridelse af miljøkvalitetskravet ved fuld opblanding i vandløbet i de 2 scenarier, hvor alt vandet fra de 2 kajanlæg 8017 og 8018 løber ud udelukkende i vandløbet.

Tabel 12 Viser forudsætningerne for vurdering af yderligere 2 scenarier. Scenarierne B refererer til et anlæg med tæt spuns og er mage til scenarierne fra Tabel 10 Scenarierne C refererer til et anlæg hvor del 8017 har tæt spuns og al vandet ledes til vandløb, mens del 8018 udleder diffust langs hele kajkanten.. Scenarierne 1 refererer til gennemsnitlig vandføring i vandløbet. Scenarierne 2 refererer til vandføring på årets tørreste dag i vandløbet

Scenarie:	B1	B2	C1	C2
Vandføring udsivning: [m ³ /år]	45.461		22.731	
Vandføring udsivning: [l/s]	0,00144		0,0007	
	Årsmiddel	Q _{mm}	Årsmiddel	Q _{mm}
Vandføring å (m ³ /s)	0,585	0,273	0,585	0,273
Hydraulisk fortynding	406	189	811	378

Antages det (scenarie C1 og C2), at alt vandet fra 8017 løber i vandløbet, mens vandet fra 8018 løber ud jævnt fordelt over dæmning, hvilket svarer til den planlagte tilstand inden for den nærmeste fremtid, bliver den resulterende koncentration af zink som vist i Tabel 13.

Tabel 13. Tabel for resulterende koncentration i 4 scenarier efter opblanding i Romdrup Å. Bemærk at det ikke er samme scenarier som i Tabel 11.

**beregnet pba. 1000 mg/kg TS*

***beregnet pba. 750 mg/kg TS*

	Scenarie	B1	B2	C1	C2
	MKK				
Zink* (Zn)	9,30	18,91	21,08	17,96	19,05
Zink* (Zn) biotilg.	7,8	6,79	7,59	6,43	6,84
Zink** (Zn)	9,30	18,42	20,04	17,71	18,52
Zink** (Zn) biotilg.	7,8	6,59	7,17	6,33	6,62

Påvirkningen i vandløbet kan ikke vurderes udelukkende på baggrund af, om der er en tilstrækkeligt høj vandføring til at fortynde udledningen, således at den resulterende koncentration bliver lavere end MKK; det skal også vurderes hvor stort et areal af vandløbet, der potentielt og i værste fald kan blive påvirket af koncentrationer af stof over MKK.

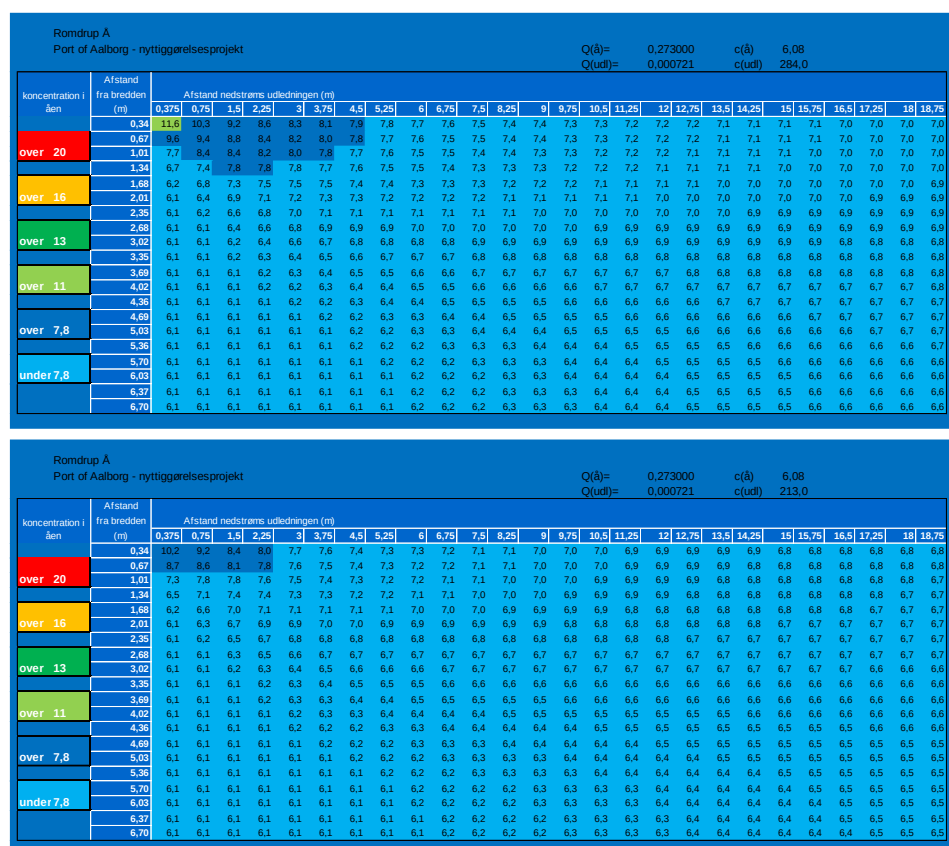
Da udsivningen sker så forholdsvis tæt på udløbet i Limfjorden, hvor der er demonstreret en god fortynding, er det imidlertid vurderet, at det ikke er relevant at illustrere blandingszonens udstrækning i vandløbet. Blandingszones udstrækning vil i praksis højst kunne nå til Romdrup Ås udløbspunkt i havet, og udsivningen medfører ikke en resulterende koncentration, som overstiger miljøkvalitetskravet.

Da koncentrationen af zink som vist ovenfor ikke nødvendigvis kan overholde miljøkvalitetskravet ved medianminimumsvandføring pga. den høje i forvejen forekommende koncentration, er der foretaget en vurdering af, hvordan zinkkoncentrationen vil fordele sig i vandløbet nedstrøms udledningspunktet. Der er benyttet en videreudvikling af beregningsværktøjet fra MST's FAQ 68 (mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-reenser-vi-det/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/#H), hvor den resulterende koncentration efter opblanding beregnes og vises. Modellen antager konservativt et udledningspunkt (og ikke den udsivning, der reelt sker). Der er antaget dispersionskoefficient 0,05, medianminimumsvandføring 273 l/s i vandløbet, og en vandhastighed på 10 cm/s.

Som det ses (Figur 5), vil der være overholdelse af MKK uden for en blandingszone på omkring 1,5 meter ud fra bredden og 5 meter nedstrøms (det fiktive) udlødningspunkt (mørkeblå farve).

Da der i praksis vil være en udsivning langs de nedenfor viste 50 meter langs vandløbskanter, vil den påvirkede zone have en lavere koncentration, en kortere udbredelse på tværs af vandløbet samt en længere udstrækning langs vandløbsbredden på langs af vandløbet.

Da miljøkvalitetskravet kan overholdes ved sommermedianvandføring, og da der er arbejdet med de 2 forholdsvis overestimerede scenarier, at både alt materialet som indbygges i nyttiggørelsesanlægget er forurenat med zink op til netop under grænsen for indhold jf. bekendtgørelse om lettere forurenat jord, og at alle spunser er helt lukkede og at alt vandet dermed udsiver til åen, konkluderes det, at udsivning til vandløb ikke vil kunne medføre risiko for uacceptabel påvirkning af vandløb.



Figur 5. Den resulterende koncentration af zink (biotilgængeligt) baseret på jordindhold på 1000 mg/kg TS (øverst) og 750 mg/kg TS (nederst) ved minimummedianvandføring. Figuren viser, med mørkeblå hvor miljøkvalitetskravet overskrides, dvs. en blandingszone.

Tilsvarende vil påvirkningen ved udløbet fra vandløbet til fjorden potentielt kunne have en effekt. Da det imidlertid ovenfor er påvist, at udsivningens påvirkning i værste fald strækker sig 10-20 meter ud i fjorden, er det her vurderet, at det ikke er relevant at udarbejde en hydraulisk model for opblanding af vandløbsvand i fjorden.

5.4 Retardation og nedbrydning og af organiske stoffer

Stofferne adsorberes til jordpartikler, og transporttiden af stofferne gennem jordmaterialet kan forsinkes (retardation) i forhold til vandstrømmens hastighed gennem jorden. Udsivning af metaller til vandmiljøet kan forsinkes eller udsættes, ved etablering af en bræmme med ren jord, mens nedbrydelige stoffers

koncentration kan nedbringes. Nogle stoffer bliver i så høj grad forsinket, at de i praksis ikke bliver udvasket, men forbliver bundet til jordmaterialet.

Retardationens og nedbrydningens hastighed er stofspecifik og afhængig af jordtype og -sammensætning.

5.4.1 Benz(a)pyren/PAH

PAH'er er nedbrydelige, og modelstoffet benz(a)pyren vurderes her i forhold til retardation og nedbrydelighed.

Vandets hastighed v gennem jorden beregnes på baggrund af den hydrauliske ledningsevne K i jordtypen for opfyld (her sat til 0,00005 m/s jf. "mellemkornet sand" iflg. Miljøstyrelsens vurderingsværktøj JAGG 2.1 (MST 2016)), den hydrauliske gradient i (bestemt til $\sim 0,001$ m/m på baggrund af målinger af grundvandsstanden i det umiddelbare opland), og den effektive porøsitet p (her sat til 0,15).

$$v = \frac{K * i}{p}$$

Vandets hastighed gennem jorden beregnes til $v \approx 10$ m/år.

Retardationen R beregnes på baggrund af fordelingskoefficienten K_d (her sat til 34 l/kg), jordens densitet P_b (her sat til 1,62 kg/l ved opslag i JAGG) og den vandmættede porøsitet e_w (her sat til 0,4).

$$R = 1 + K_d * \left(\frac{p_b}{e_w} \right)$$

Retardationen for benz(a)pyren beregnes til 140, dvs. når grundvandet bevæger sig 140 meter, bevæger benz(a)pyren sig 1 meter. Med en grundvandshastighed på 10 m/år, fås stofhastigheden for benz(a)pyren til $\approx 0,07$ m/år.

På baggrund af halveringstiden for stoffet kan det beregnes, hvor lang tid, der vil gå, før stoffets koncentration er tilstrækkeligt lav til at miljøkvalitetskravet kan overholdes uden blandingszone. I følge Miljøprojekt 728 (MST, 2002) er halveringstiden for benz(a)pyren på mellem 3 og 660 dage. Der er her benyttet den mest konservative værdi, nemlig 660 dage. Med et miljøkvalitetskrav på 0,00017 µg/l og en porevandskoncentration på 1,6 µg/l skal koncentrationen halveres 14 gange, før koncentrationen er lavere end miljøkvalitetskravet. 14 halveringer á 660 dage svarer til 25,3 år.

På 25 år bevæger benz(a)pyren sig $0,07$ m/år $\cdot 25,3$ år = 1,8 m. Dvs. at med en bræmme af rent sand på knapt 2 meter kan koncentrationen af benz(a)pyren reduceres til under miljøkvalitetskravet inden udledning.

Benyttes en porevandskoncentration på 260 µg/l, som er den beregnede samlede porevandskoncentration af PAH'er med udgangspunkt maksimalindholdet i lettere forurenede jord, fås tilsvarende beregning, med benz(a)pyren som modelstof: koncentrationen på 260 µg/l skal halveres 21 gange for at nå ned under miljøkvalitetskravet. 21 halveringer á 660 dage svarer til knapt 38 år. I løbet af den tid bevæger benz(a)pyren sig $0,07$ m/år $\cdot \sim 38$ år = 2,7 m.

Retardationen bliver højere, hvis jorden har et højere indhold af organisk materiale, og hvis kornstørrelsen er mindre. Benyttes som input retardationsværdierne for benz(a)pyren i en jordtype med 0,1 % organisk materiale i stedet for – som ovenfor antaget – en meget mineralisk jordtype med et organisk indhold på 0,01%, fås retardationsværdi på mellem 1296 og 1544 afhængig af kornstørrelse. Da disse retardationsrater er i størrelsesordenen

10 gange større end de førnævnte 140, bliver stoffets transport gennem jordmaterialet 10 gange kortere, dvs. at stoffet bliver nedbrudt til en koncentration på under miljøkvalitetskravet allerede efter en transportvej gennem materialet på 1/10 af de 1,8 m og 2,7 m beregnet ovenfor, dvs. hhv. 18 eller 27 cm.

Nedbrydning og retardation af PAH'er i jord sker også undervejs under transporten i selve nyttiggørelsesmaterialet.

Det betyder, at PAH'er i jordmateriale, der ligger mere end 2,7 meter fra spunsen kan betragtes som omsat og nedbrudt, inden perkolatet når frem til vandområdet. I praksis vil nyttiggørelsesmaterialet givetvis bestå af blandede jordtyper, med højere indhold af organisk materiale end ren mineraljord, og stofferne vil derfor i praksis blive tilbageholdt og nedbrudt i endnu højere grad end her beregnet.

Grundet PAH'ernes retardation og omsætning i jordmaterialet, som her beskrevet, samt kontrolværdierne fra det tungere belastede jordmateriale fra Københavns havn (afsnit 4.3) vurderes det, at udsivning af PAH'er fra nyttiggørelsesanlægget ikke bør udløse krav om etablering af rentjordsbræmme omkring anlægget.

I det øvrige vurderingsmateriale i dette notat er der taget udgangspunkt i værdien for koncentration i porevandet på 1,6 µg/l for benz(a)pyren, uagtet at det i ovenstående vurdering konkluderes, at der ikke vil være påvirkning i vandområdet fra PAH'er.

6 Overholdelse af miljøkvalitetskrav

Det vurderes, om udsivning af stoffer fra nyttiggørelsesprojektet vil medføre, at der i det modtagende vandområde ikke kan opnås god tilstand jf. vandområdeplanernes bestemmelser, eller om udsivningen kan være til hinder for opnåelse af god tilstand.

Vurderingen foretages pba. en vurdering af, om der er risiko for, at miljøkvalitetskravene for de relevante stoffer overskrides, eller om udsivningen er til hinder for at miljøkvalitetskravene kan overholdes.

Vurderingerne tager udgangspunkt i hidtidig praksis fra Miljøstyrelsens virksomhedskontor, samt den nyeste FAQ (MST FAQ 2021) for administration af lovgivningen.

6.1 Overholdelse i Limfjorden

Som beskrevet i afsnit 5.2, kræves der for nogle af stofferne en vis fortynding i Limfjorden, for at miljøkvalitetskravet er overholdt. Fortyndingskravene fra Tabel 9 gengives for læsbarhedens skyld her i Tabel 14.

Tabel 14 Fortyndingsfaktor for de relevante stoffer.

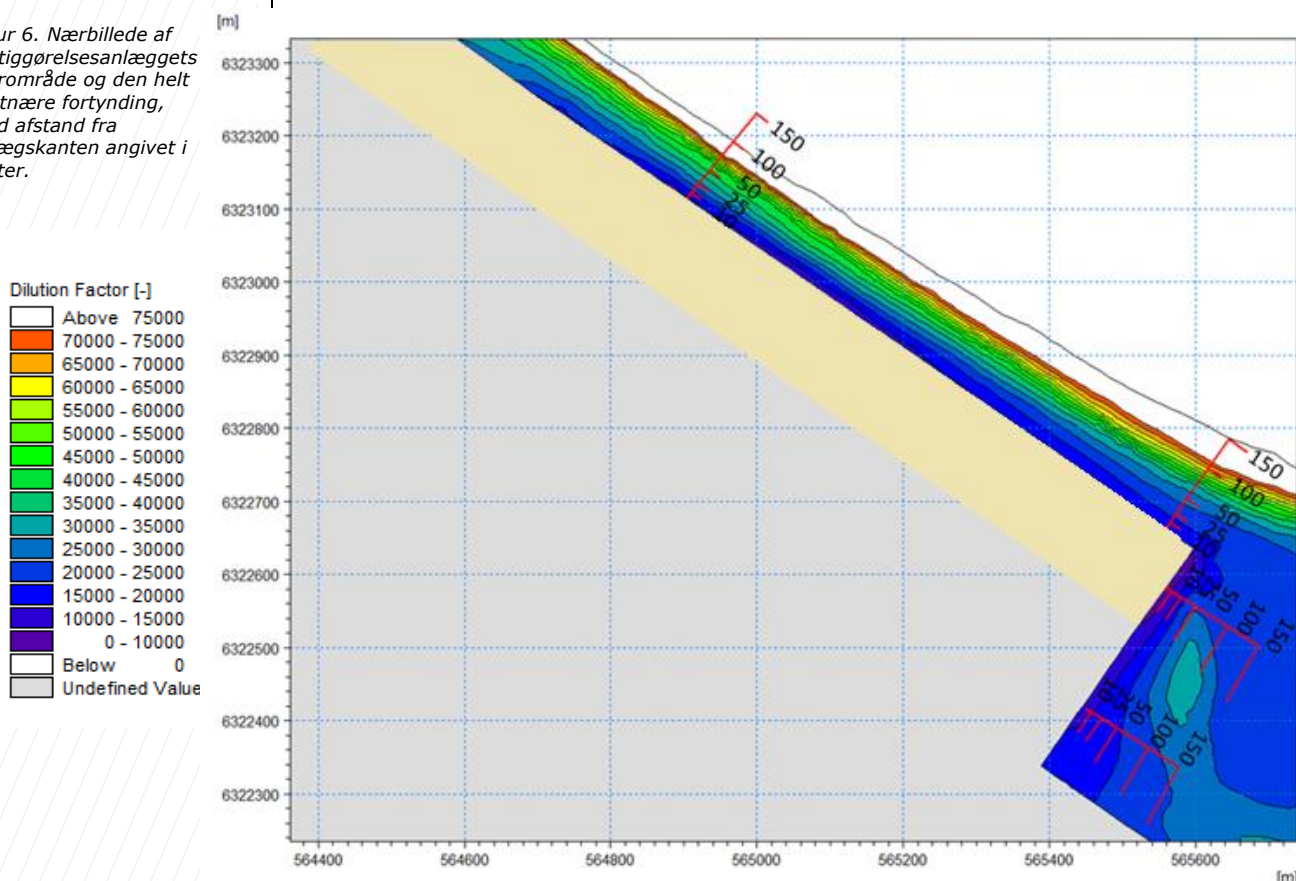
Stof	Fortyndingsfaktor
	$F = (V_{\text{vand}} + V_{\text{SPV}}) / V_{\text{SPV}}$
Bly (Pb)	31
Cadmium (Cd)	36
Krom (Cr)	47
Kobber (Cu)	5.780
Kviksølv (Hg)	75
Zink (Zn)	140

Benzo(a)pyren (uden omsætning ved transport i jord)	9.412
Kulbrinter C _{20-C35}	11
Kulbrinter C _{20-C35} (grundvandskriterie)	45

Sammenholdes den påkrævede fortynding med den udarbejdede fortyndingsmodel ses det at der omkring 25 meter fra anlægskanten (ved den dårligste opblanding langs den korte kant mod sydøst) er en fortynding på 15.000 gange, mens der ved den lange kant mod nordøst allerede ved 10 meters afstand er en tilsvarende fortynding.

Det betyder, at der udenfor en blandingszone på 25 meter langs den sydøstlige kant, og en blandingszone på 10 meter langs den nordøstlige kant vil være overholdelse af miljøkvalitetskravene, og at udsivningen dermed ikke vil være årsag til at tilstanden i vandområdet forringes.

Figur 6. Nærbillede af nyttiggørelsesanlæggets nærområde og den helt kystnære fortynding, med afstand fra anlægskanten angivet i meter.



Som nævnt tidligere er beregningerne udført som worst-case beregninger, hvor det antages, at der ikke er tilbageholdelse eller omsætning i jordmaterialet, samt at der i anlægget udelukkende indbygges lettere forurenede jord med maksimalt indhold af alle stoffer, dvs. den beregnede udsivning er markant overestimeret.

6.1.1 Sediment og biota

For udvalgte stoffer er der også fastsat miljøkvalitetskrav for sediment og biota (BEK 1625/2017), samt krav om, at sedimentkvaliteten i forhold til forurenende stoffer ikke forringes ved udledning, og at udledningen ikke vil give anledning til ophobning af miljøfarlige stoffer i nærområdets sedimenter, bløddyr, skaldyr eller fisk (BEK 1433/2017).

På nuværende tidspunkt findes der ingen gældende metodik for omregning af koncentration af stoffer i udsivende porevand til potentielt indhold af stoffer i vådvægt i fisk eller anden biota samt sediment. Det vil være vanskeligt at lave en realistisk beregning heraf, idet det i hvert enkelt tilfælde (et nyttiggørelsesanlæg eller anden punktkilde) vil kræve indarbejdelse af en lang række antagelser om blandt andet regionale fysisk-kemiske forhold samt økosystem-relaterede sammenhænge i de enkelte områder. Med baggrund heri vurderes det, at der ikke kan laves en omregning, som giver et troværdigt resultat. Den problematik er håndteret i Miljøstyrelsens FAQ (MST FAQ 2017), hvor det beskrives, at *"En overholdelse af det generelle kvalitetskrav har til formål at beskytte vandmiljøet mod kroniske effekter på vandlevende organismer"*.

Forholdet er yderligere uddybet i FAQ 33 på MSTs hjemmeside (MST FAQ 2021):

Ved fastsættelse af de generelle kvalitetskrav for vand skal der jf. 'Europa-Kommissionens tekniske rapport nr. 2011-055, 'Guidance document no. 27, Technical guidance for deriving environmental quality standards', som opdateret i 2018, tages hensyn til beskyttelse mod sekundær forgiftning af biota og beskyttelse ved human konsum. Dermed vil overholdelse af generelle kvalitetskrav for vand som hovedregel også sikre overholdelse af miljøkvalitetskrav for biota, men der vil være et fåtal af stoffer, hvor der grundet begrænset datagrundlag endnu ikke endegyldigt kan drages en sådan konklusion. Indtil datagrundlaget er opdateret, kan det ved behandling af ansøgninger om udledningstilladelse og ved revurdering af udledningstilladelser forudsættes, at overholdelse af det generelle kvalitetskrav for vand også sikrer overholdelse af miljøkvalitetskravet for biota.

Det betyder, at der ved overholdelse af de generelle kvalitetskrav for vand vil være en tilstrækkelig beskyttelse af de vandlevende organismer, og at overholdelse af miljøkvalitetskravene for vand er tilstrækkelige til at sikre overholdelse af miljøkvalitetskravene for biota.

NIRAS vurderer derfor, at en overholdelse af de generelle kvalitetskrav i andet overfladevand vil sikre, at også miljøkvalitetskravene for sediment og biota vil kunne overholdes.

For bly og kviksølv gælder det imidlertid, at der allerede i forvejen er overskridelser af miljøkvalitetskravet for biota i vandområdet, jf. tilstandsvurderingen for VP3. Der er derfor udarbejdet en dyberegående vurdering af projektets indvirkning på koncentrationen i biota i vandområdet, jf. Bilag 7.4.

6.2 Overholdelse i Romdrup Å

Som beskrevet i afsnit 5.3 og Tabel 11 er der for alle stofferne i alle scenarier tale om, at udsivningen ikke er til hinder for målopfyldelse; det vurderes at miljøkvalitetskravene vil kunne overholdes i vandløbet, uden for en blandingszone med en begrænset geografisk udbredelse, jf. miljøstyrelsens FAQ <https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-renser-vi-det/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/#H> nr. 67 og en videreudvikling af regnearket i FAQ'ens nr 68 .

6.3 Overholdelse under etableringsfase

Fortrængningsvand.

Under etableringsfasen vil der ved starten af etableringen ikke være nogen udsivning indeholdende relevante stoffer. Efterhånden som anlægget fyldes op, vil udsivning begynde at forekomme. Når anlægget er fuldt etableret vil udsivningen være den eneste påvirkning med opløste stoffer fra nyttiggørelsesanlægget.

Indtil etableringen er færdiggjort, kan der i teorien opstå hændelser, hvor der vil ske fortrængning af vand fra anlægget til Limfjorden. Uanset valg af metode for tilførsel af fyldjordsmateriale, vil den maksimale kildestyrke for udledningen af fortrængningsvand svare til de beregnede kildestyrker for porevandet, inden fortynding i recipienten, og for PAH'ernes tilfælde, nedbrydning ved transport gennem jordmaterialer eller rentjordsbrømme.

De 2 påvirkninger, udsivning og udledning af fortrængningsvand, kan ske samtidig. Udledning af stoffer via udsivning er en proces, der sker via frigørelse af materialebundet stof til porevand, og derfra til en vandstrøm i materialet forårsaget af bagfrakommende tryk i form af regnvand og tilstrømmende grundvand.

Det vurderes, at da påvirkningen fra udsivning er vurderet acceptabel, og under etableringsfase endnu ikke vil være af fuld styrke, vil gevinsten ved at forsøge at kvantificere den samlede påvirkning ikke stå mål med indsatsen.

For at vurdere risikoen forbundet med udledning af fortrængningsvand er der opsat 3 scenarier, med følgende fælles forudsætninger.

- Anlægget er delt op i 2, hvor det største delanlæg (8018) har et volumen på 500.000 m³
- Der fortrænges vand svarende til det tilførte volumen jordmateriale.
- Delanlæg fyldes op i løbet af ½ år.
- Der påfyldes dagligt ca. 5.000 m³ materiale, og fortrænges vand af tilsvarende volumen
- Svarende til et samlet fortrængt vandvolumen på 500.000 m³
- Det opfyldte materiale kan med tid medføre udvaskning af stoffer jf. ovenstående risikovurdering.
- Fortynding med indtrængende grund- og fjordvand eller nedbør er ikke medregnet
- Den fortrængte vandmængde vil helt typisk være overfladenært vand, der for den volumenmæssigt største del ikke vil have været i kontakt med det tilførte materiale, og dermed ikke være forurennet.

Scenarie 1:

Ved start af opfyldningen. Der er påfyldt 10.000 m³ materiale, fortrængt 10.000 m³ vand, og der er 490.000 m³ tilbage i bassinet.

Scenarie 2:

Midtvejs i opfyldningsprocessen efter ca. 3 mdr. Der er påfyldt 250.000 m³, fortrængt en tilsvarende vandmængde, og der er 250.000 m³ vand tilbage i det indspunsede bassin.

Scenarie 3:

Sidste dag i opfyldningsprocessen. Der påfyldes 5.000 m³, og i løbet af dagen fortrænges de sidste 5.000 m³.

Risikoen vurderes for de 3 opsatte scenarier.

Scenarie 1.

Materialet har henligget i det indspunsede bassin i maksimalt 1 døgn. Vurderingen er, at der ikke er opstået ligevægt mellem fyldjordsmateriale og porevand, eller mellem porevand og vandet i bassinet i løbet af den forholdsvis korte tid, der er gået, og at der derfor ikke vil ske nogen forurening af fjordvandet ved fortrængning af det daglige volumen på 5.000 m³.

Scenarie 2.

Det påfyldte jordmateriale med volumen 250.000 m³ har tilbragt 1-90 dage i det indspunsede bassin. Det vurderes her, at det er tvivlsomt, om der har været tid til at der er opstået ligevægt mellem fyldjordsmateriale og porevand, og mellem porevand og vandfase.

Der kan teoretisk set være opnået ligevægt mellem det først tilførte materiale og porevandet, mens der ikke vil være opnået ligevægt mellem det senest tilførte materiale og vandet, jf. scenarie 1.

Det tidligst tilførte jordmateriale vil helt givet for hovedparten være blevet tildækket af det senest tilførte materiale.

Evt. udvaskning af stoffer fra det tidligst tilførte materiale til den åbne vandfase i det indspunsede bassin, vil pga. tilbageholdelse (jf. afsnit ovenfor om omsætning og retardation af PAH) i det nyest tilførte materiale næppe ske i et væsentligt omfang. Det vil være vand fra den åbne vandflade, der fortrænges, og størstedelen af den fortrængte vandmængde vil alt andet lige ikke have været i kontakt med det først tilfyldte materiale i særligt lang tid. Det vurderes her, at det er usandsynligt, at der vil kunne ske en væsentlig forurening af fjordvandet ved fortrængning af 5.000 m³/dag i dette scenarie.

Scenarie 3:

På den sidste dag tilføres de sidste 5.000 m³ materiale. De i alt 500.000 m³ materiale har ligget i det indspunsede bassin i 0-180 dage. Det er ikke usandsynligt, at der vil være opstået ligevægt mellem jordmateriale og porevand i det dybest beliggende (dvs. tidligst tilførte) materiale. Dannet porevand fra materialet vil strømme gennem det nyere tilførte jordmateriale, hvor evt. udvasket stof igen vil forsinkes, indgå i ligevægt med jordmaterialet og for PAHs tilfælde blive omsat. Med en grundvandshastighed på omkring 10 meter pr år, som beskrevet ovenfor, vil der dog gå op til flere år før dannet porevand vil nå den åbne vandflade. Udvasning fra det nyere påfyldte materiale vurderes ikke at ske i væsentlig grad pga. manglende tid til at opnå ligevægt mellem opløsning, udfældning og sorption, svarende til scenarie 1 og 2. Det er usandsynligt, at dannet porevand, som her beskrevet, vil kunne forurene de sidste 5.000 m³ vand, der fortrænges, i nogen væsentlig grad.

Samlet set vurderes det her, på baggrund af gennemgangen af de 3 scenarier under etableringen af nyttiggørelsesanlægget, at der ikke vil være nogen yderligere risiko for det omkringliggende vandmiljø i Romdrup Å og Limfjorden, ved udledning af fortrængningsvand.

Ovenstående vurderinger vurderes også at omfatte vand fra område for mellemdepot.

Udledning af sediment

Det kan ikke udelukkes, at der ved indbygningen af materiale i anlægget vil ske en vis ophvirvling af sediment i vandet, altså en opløsning af materiale i vandfasen. I tilfælde af, at der opstår fortrængningsvand, som ikke når at udsive gennem spunser mod havet eller gennem sandbræmme mod vandløbet, vil vandet løbe

oven ud af anlægget, eller der kan etableres et overløbsbygværk, der sikrer et kontrolleret overløb i den fjerneste ende af anlægget i forhold til det punkt, hvor der fyldes materiale i. I forhold til risikoen for, at der sker udledning af sediment vurderes det, ikke være nogen relevant risiko ifht. målsætningsopfyldelse i vandområdet. Dette baseret på, at materialet kontinuert vil være under sedimentering mod bunden af anlægget, og at det udelukkende vil være vand fra vandoverfladen, som afledes via en dekantering.

7 Supplerende oplysninger

7.1 Krom

Bemærk, at Miljøstyrelsen har udarbejdet et nyt datablad med miljøkvalitetskriterier for krom. Værdierne fra databladet er ikke udmøntet som miljøkvalitetskrav i lovgivningen. Det gældende miljøkvalitetskrav er fastsat som et almindeligt miljøkvalitetskrav, der skal overholdes som det fremgår af bekendtgørelsen. Det nye miljøkvalitetskriterie foreslås fastsat enten som en tilføjet værdi eller som en værdi baseret på den biotilgængelige koncentration. Det nye datablad indeholder ikke nogen vurdering af den naturlige forekomst af krom, og det vurderes her, at inddragelse af databladet vurderinger bør inkludere en forholdsvist grundig gennemgang af den naturlige forekomst af krom i danske forhold, før det kan benyttes som et relevant vurderingsgrundlag. Den vurdering er foretaget i de nyere datablade, for naturligt forekommende metaller, der er udarbejdet senere end det her omtalte datablad for krom.

Der er foretaget overslagsberegninger for krom baseret på de foreslåede miljøkvalitetskriterier i det nye datablad, som viser at der kræves en større fortynding end ved benyttelse af det lovmæssigt fastsatte MKK, men under fortyndingsfaktoren for kobber, dvs. ikke noget, der betyder noget for konklusionen.

7.2 Kviksølv

Der er foretaget vurdering af den mulige udsivning af kviksølv fra nyttiggørelsesanlægget, baseret på grænseværdierne for kviksølv i lettere forurenede jord jf. bekendtgørelsen.

Med baggrund i lokalkendskab og erfaringer med et stort antal jordforureninger i området er det imidlertid vurderet, at da der ikke forekommer kviksølvsforurening i området, er det ikke relevant at nyttiggøre jord, der er forurenede med kviksølv over jordkvalitetskriteriet.

Det benyttede materiale er som beskrevet i afsnit 4.2 helt typisk jord, der vil have været udsat for regnvandsbetinget udvaskning, og den tilbageværende restforurening kan forventes at være bestående af svært udvaskelige fraktioner, der er tilbageholdt i jordfasen på grund af udfældning og sorption. Ligesådan vil det forholde sig med den naturligt forekommende kviksølv i jorden, som vil forekomme i svært udvaskelige fraktioner. Da der ikke er kendskab til kviksølvsforurening, vil materialet derfor være sammenligneligt med naturligt materiale for så vidt angår indholdet af kviksølv.

Det naturlige indhold af kviksølv i jord i Danmark ligger på et niveau omkring 0,04 mg/kg (<https://mst.dk/media/92435/Kviksoelv%20dec2002.pdf>), dog med betydelige udsving, da stoffet naturligt forekommer i tilknytning til organisk stof. Der er højere naturlig forekomst i jord fra skove med højt organisk indhold, end i jord fra andre naturarealer.

(https://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_temareporter/rapporter/87-7772-235-3.pdf)

Det kan derfor afvises, at der ved tilførsel af jord til indbygning med indhold under jordkvalitetskriteriet vil ske en påvirkning af vandområdet med kviksløv ud over det naturlige.

Det materiale, som indbygges i anlægget, indeholder kun et naturligt niveau af kviksløv, og udsivningen kviksløv fra anlægget svarer derfor til den naturlige udsivning, der sker fra det naturlige opland.

Etablering af nyttiggørelsesanlægget medfører derfor ingen ændring af mulighederne for, at der kan opnås målsætningsopfyldelse i vandområdet. Se også bilag 7.4, hvori der er foretaget en mere dybdegående vurdering af kviksløv i forhold til biota, med udgangspunkt i de grænseværdier for lettere forurenede jord på 1 – 3 mg/kg TS, som fremgår af bekendtgørelsen om definitionen af lettere forurenede jord.

8 Vurdering af påvirkning

I dette afsnit vurderes påvirkninger fra nyttiggørelsesanlægget på relevante arter og naturtyper på udpegningsgrundlaget for nærmeste Natura-2000 områder samt påvirkning af kystvandområde nr. 235, Nibe Bredning og Langerak.

8.1 Bilag IV-arter

Marsvin vurderes at være den eneste relevante bilag IV-art i forhold til nyttiggørelsesanlægget. Som tidligere beskrevet vurderes miljøkvalitetskravene at være overholdt udenfor blandingszonen. Baseret på den begrænsede udsivning af stoffer fra nyttiggørelsesanlægget vurderes det, at nyttiggørelsesanlægget ikke medfører påvirkninger af den økologiske funktionalitet af yngle- og rasteområder for marsvin.

8.2 Natura 2000-områder

Nærmeste Natura 2000-område er N14 Ålborg Bugt, Randers Fjord og Mariager Fjord, som har grænse ved Limfjordens udløb i Kattegat, ca. 14 km øst for projektområdets østgrænse. Herudover er Natura 2000-område N15 "Nibe Bredning, Halkær Ådal og Sønderup Ådal" beliggende ca. 18 km vest for Aalborg Havn (Danmarks Miljøportal, 2017).

Potentiel påvirkning fra nyttiggørelsesanlægget vurderes at være udsivning af stoffer fra det nyttiggjorte materiale.

Da miljøkvalitetskravene for samtlige stoffer vurderes at være overholdt indenfor en blandingszone på 25 m, vurderes det at udsivning fra nyttiggørelsesanlægget ikke vil medføre væsentlige påvirkninger af arter og naturtyper på udpegningsgrundlaget for de nærmeste Natura 2000-området.

8.3 Skaldyrvande

Nærmeste skaldyrvand er beliggende ca. 14 km vest for projektområdet.

Potentiel påvirkning fra nyttiggørelsesanlægget vurderes at være udsivning af stoffer fra det nyttiggjorte materiale. Da miljøkvalitetskravene for samtlige stoffer vurderes at være overholdt indenfor en blandingszone på 25 m, vurderes det at udsivning fra nyttiggørelsesanlægget ikke vil medføre væsentlige påvirkninger af skaldyrvande, og endvidere, at der jf. §6, stk. 6 i BEK 1433/2017 ikke sker smagsforringende påvirkning af fisk og skaldyr som følge af udledningen.

8.4 Målsatte vandområdeforekomster

Da udsivningen fra nyttiggørelsesanlægget vurderes at overholde miljøkvalitetskravene for samtlige stoffer inden for en afstand af 25 m fra

anlægget, vurderes det, at nyttiggørelsesanlægget ikke vil medføre forringelse af hverken den økologiske eller kemiske tilstand af vandområdet udenfor blandingszonen. Det vurderes ligeledes, at udsivningen af stoffer fra nyttiggørelsesanlægget ikke vil have betydning for målopfyldelse.

8.5 Kumulative effekter

I området findes en række nyttiggørelsesanlæg og deponeringsanlæg, som potentielt kan være årsag til udsivning af de samme stoffer, som det her vurderede anlæg. Som udgangspunkt må det forventes, at udsivning fra disse vil kunne overholde gældende regler, og at de derfor ikke vil være til hinder for målsætningsopfyldelse.

Da kildestyrken for udsivning fra lettere forurenede jord i andre nyttiggørelses- eller deponeringsanlæg langs Limfjordskysten absolut må forventes at være sammenlignelig med den her vurderede, vil udsivningens påvirkning tilsvarende være sammenlignelig. Som det her er vist, vil en udsivning langs kysten i værste tilfælde påvirke op til 25 meter fra kysten, hvis der er områder med strømløse, og op til højst 10 meter fra kysten ved øvrige kyststrækninger. Anlæg og udledninger, som sker længere borte, kan pga. de gode opblandingsforhold i Limfjorden antages at indgå som en komponent i den i forvejen forekommende koncentration.

Den kumulative effekt er inddraget ved at forholde vurderingerne til den i forvejen forekommende koncentration, og vurderes at være uden betydning for muligheden for at opnå målsætningsopfyldelse.

9 Referencer

Lovgivning

Miljø- og Fødevareministeriet / Miljøstyrelsen:

Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 1625 af 19/12/2017.

Miljø- og Fødevareministeriet:

“Habitatbekendtgørelsen”

Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. BEK nr. 1595 af 06/12/2018

Miljø- og Fødevareministeriet:

Bekendtgørelse om miljømål for overfladevandområder og grundvandsforekomster. BEK nr. 448 af 11/04/2019

Miljø- og Fødevareministeriet:

“Indsatsbekendtgørelsen”

Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter. BEK nr. 449 af 11/04/2019.

Miljø- og Fødevareministeriet:

Bekendtgørelse om definition af lettere forurenede jord. BEK nr. 554 af 19/05/2010
www.retsinformation.dk/eli/lta/2010/554

Miljø- og Fødevareministeriet:

Bekendtgørelse nr. 1433 af 21/11/2017 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder
www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1433

Vandområdeplaner

MIM 2016

Miljø- og Fødevareministeriet / Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, Juni 2016: Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn
<https://mst.dk/media/122170/revideret-jylland-fyn-d-28062016.pdf>

MST 2019

Miljøministeriet/Miljøstyrelsen 2019: MiljøGIS for Vandområdeplanerne 2015-2021
<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv2-bek-2019>

MiljøGIS 2021

Miljøstyrelsen, 2021: MiljøGIS for marine og grundvands tilstandsdata juli 2021. Miljøstyrelsen. Udgivet juli 2021, hentet online [11. august 2021].
<https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?&profile=vandrammedirektiv3tilstand2021>

MST 2021b.

Email fra MST med oplysninger om tilstandsvurdering.

Øvrige kilder

Andersen, L og Holm, J. 2006 Udsivning fra spulefelter. Udført af DHI for Miljøstyrelsen.

Kbh, 2011

MILJØGODKENDELSE AF DEPONERINGSANLÆG FOR FORURENET JORD I NORDHAVNEN.

Juni 2011 Teknik- og Miljøforvaltningen, Center for Miljø i Københavns Kommune, Njalsgade 13-15 Postboks 259, 1502 København V, tlf. 33 66 33 66, E-mail: miljøe@tmf.kk.dk , www.miljøe.kk.dk

DMU 1992

Danmarks Miljøundersøgelser, 1992: Tungmetaller i danske jorde.

http://www.dmu.dk/1_viden/2_Miljøe-tilstand/3_jord/4_tungmetaller/tungmetaller.htm

Energinet 2014

LL. TORUP GASLAGER. VEDLIGEHOLDELSEPROJEKT. OVERVÅGNING I LOVNS BREDNING OG HJARBÆK FJORD IFM PILOTPROJEKT.
Rapport, Rambøll, juni 2014.

MST 1996

Miljøstyrelsen, 1996: projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 20. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand.

MC Aalborg 2008

Miljøministeriet: Miljøcenter Aalborg: "Faglig rapport": Opsamlingsrapport for Aktivitetsområde 20 – Aalborg SØ

http://jupiter.geus.dk/Rapportdb/Grundvandsrapport.seam?download_file_filter_request_parameter=1255272&grundvandsrapportRapportid=84467&actionOutcome=%2FGrundvandsrapportEdit.xhtml&cid=94330

MST 2009

Miljøstyrelsen, 2009: Håndtering af lettere forurenede jord – fase 1. Miljøprojekt nr. 1285. udarbejdet af DHI for Miljøstyrelsen.

MST 2010

Miljøstyrelsen, 2010: Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.).

MST 2016

Miljøstyrelsen, 2016: JAGG 2.1. Regneark til risikovurdering af forurenede grunde.
<http://mst.dk/affald-jord/jordforurening/it-vaerktoejer-til-vurdering-af-jord/jagg-programmet/>

MST, 2002

Miljøstyrelsen, 2002: Miljøprojekt nr. 728. Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening: Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark.

<https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2002/87-7972-303-9/html/kap04.htm>

MST FAQ, 2017

www.mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-reenser-vi-det/miljoekvalitetskrav-for-overfladevand/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/

MST FAQ 2021

<https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-reenser-vi-det/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/>

Sauvé, S.; Hendershot, W. og Allen, H.E. (2000): Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, total metal burden and organic matter. Environ. Sci. Technol. vol 34, no. 7, s 1125-1131.

US EPA, 2005.

Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste. EPA Document Number: EPA/600/R-05/074. July 2005.

<http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Ambrose600R05074PartitionCoefficients.pdf>

Vejle Kommune, 2012: Notat vedrørende vurdering af §19-ansøgninger på Vejle Havn – herunder vurdering af kvalitetskriterium for oliestoffer for Vejle Fjord.

Udarbejdet af DMR A/S for Vejle Kommune.

WFD-UK 2014:

<http://www.wfduk.org/resources/rivers-lakes-metal-bioavailability-assessment-tool-m-bat>

Bilag 7.1 – Beregninger for jord

Notat

Beregning af porevand fra lettere forurenede jord

Projekt ID: 10412359-002
 Ændret: 11-12-2023 16:10
 Click or tap here to enter text.

Udarbejdet af JAF
 Kontrolleret af HEMH
 Godkendt af HEMH

1 Indledning

Port of Aalborg planlægger at udvide kajarealet så der er plads til oplag for udslibning af kæmpe-vindmøllevinger. Dette betyder at der skal etableres en ny havn og kajplads, og bygherre ønsker at benytte lettere forurenede jord.

I de følgende er der foretaget en teoretisk beregning af porevandskoncentration i kontakt med lettere forurenede jord.

2 Forudsætninger

Lettere forurenede jord er jord, hvor der er konstateret forurening med en eller flere komponenter, som overskrider jordkvalitetskriterierne, men hvor indholdet er mindre end afskæringskriterierne. Koncentrationsintervallerne er defineret i bekendtgørelse om definition af lettere forurenede jord /1/ og er gengivet i Tabel 2.1. Desuden må jorden ikke være forurenede med andre stoffer, der kan have skadelig virkning på mennesker og miljø /1/.

Da der typisk er tale om forskellige jordpartier som er anvist af en kommunal miljø- eller affaldsmyndighed i henhold til jordflytningsbekendtgørelse/2/ vil der ikke forventes at lettere forurenede jorden som gennemsnit er forurenede op til den maksimale tilladelse indhold.

I de følgende beregninger er der foretaget en konservativ tiltag og anvendt en worst case vurdering, hvor al jord er forurenede til den maksimale tilladelse indhold med alle parametre, jf. i Tabel 2.1 samt at der altid opnås en ligevægtskoncentration mellem jorden og porevand. I praksis vil der sjældent opnås en ligevægtsforhold pga. af den begrænsede kontakttid ift. den nedsivende regnvand eller strømning af grundvand. Desuden vil der opstå præferentielle strømningsveje gennem jordfasen og en del af jordmatrix vil dermed ikke have kontakt til vandet som strømmes igennem jordfasen.

Tabel 2.1 Koncentrationsinterval for lettere forurenede jord

	Lettere forurenede jord mg/kg TS	
Bly	40	400
Cadmium	0,5	5
Chrom (ikke chrom VI)	500	1.000
Kobber	500	1.000
Kviksølv	1	3
Zink	500	1.000
PAH total	4	40
Benzo(a)pyren	0,3	3
Dibenz(a,h)anthracen	0,3	3
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅ Tunge kulbrinter	100	300

2.1 Metallerne

For metallerne kan ligevægtskoncentrationerne beregnes fra fordelingskoefficient mellem jord- og vandfasen, K_d .

$$\frac{C_{jord}}{C_{vand}} = K_d$$

K_d værdierne er dog afhængig af metallernes tilstandsform (f.eks. om der tale om vandopløselige salte), jordens indhold af mineraler (jern/mangan-oxider, silikat, pH, organisk indhold) og kan variere flere størrelsesorden 0 og 00g /5/. For eksempel har man i /5/ undersøgt udvaskning fra uforurenede jord, lettere forurenede jord og forurenede jord, og selvom data er kun præsenteret som plot af udvaskningsresultaterne ift. faststofanalyserne er det tydeligt at der er tale om store spredning i værdierne.

Miljøstyrelsen har dog i deres vejledende udtalelse om miljøkonsekvensvurderinger for bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter og spulefelter /6/ angivet nogle K_d værdier for metallerne i forhold til dæmningsmaterialer som typisk udgøres af sand fill. Umiddelbart anses Miljøstyrelsens forslag til K_d værdier som meget konservativ, da der planlægges deponeret lettere forurenede jord som ofte består af lerede og/eller muldholdige jord som skyldes en diffus forureningsbelastning i ikke-kortlagte bynærområder områder. Diffuse jordforurening i bynærområder vil have været udsat for regnvandsbetingede udvaskning og restforurening kan forventes at være tilbageholdt i jordfasen på grund af udfældning og sorption.

Tabel 2.2

Koncentrationsinterval for porevand i ligevægt med lettere forurenede jord

Metal	Lettere forurenede jord mg/kg TS	Median 0	Min 0	Max 0	MST /6/	Porevand iht. median 0 µg/l	Porevand iht. MST /6/
		K _D					
Bly	400	12.600	5,0	100.000	100	32	4.000
Cadmium	5	790	1,3	100.000	20	6,3	250
Chrom (ikke chrom VI)	1.000	7.900	10	50.000	23	126	43.478
Kobber	1.000	500	1,3	4.000	100	1.996	10.000
Kviksølv	3	6.310	160	630.000	20	0,8	250
Zink	1.000	1.300	0,1	100.000	20	2.349	50.000

Som ses af Tabel 2.2 er der stor spredning i de beregnede porevandskoncentrationer. De højeste porevandskoncentrationer ses ved anvendelse af K_D-værdier fra MST og medføre porevandskoncentrationer på mg-niveau/l. Ved disse beregninger kan der ikke kontrolleres om de beregnede porevandskoncentrationer overstiger stoffernes vandopløselighed i rent vand, idet metallernes tilstandsform kendes ikke og kan variere for lettere forurenede jord fra forskellige lokaliteter. Rapporterne fra Miljøstyrelsen /6/, /8/, hvor der er foretaget beregning af K_D ift. dæmningsmaterialer er baseret på forholdsvis lave målte koncentrationer i vandfasen på µg-niveau/l, f.eks. er det højeste indhold af zink i sediment målt til 100 mg/kg og dermed er det usikkert om disse beregnede K_D kan ekstrapoleres lineær ved højere koncentrationer.

2.2 Organiske forbindelser

Beregning af porevandskoncentrationer kan udføres ved hjælp af fasefordelingsmodul i Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj, JAGG 2.1 /7/.

Fasefordelingen bestemmes af stofferne fysisk-kemiske egenskaber og jordtypen. Typisk vil jord tilbageholde et højere stofindhold hvis den organiske indhold i jorden er høj, f.eks. en muldjord. For de standard jordtyper i JAGG 2.1 er der ingen forskel om der vælges en ler-eller sandjord, idet % organisk kulstof (0,1% = en foc som andel på 0,001) er den samme for begge jordtyper. Ved beregningerne i JAGG er der anvendt en lerjord. Beregningerne er heller ikke følsom over vandindholdet idet PAH'er og tunge kulbrinter ikke er flygtig (dvs. meget lidt fordeling til poreluften). I Miljøstyrelsens risikovurderingsværktøj, JAGG 2.1 er der indarbejdet en kontrol således at der ikke kan beregnes en porevandskoncentration som overskrider stoffets vandopløselighed i rent vand.

PAH-total er defineret som summen af fluoranthen, benzo(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren. Da fluoranthen med 4 ringe er den mindste af de 7 PAH'er anvendes det som modelstoffet.

Ved beregning af porevandskoncentration for de tunge kulbrinter i kulbrintefraktion C₂₀-C₃₅ anvendes oliemodul i JAGG 2.1, hvor der antages, at indholdet af de flygtige og lette kulbrintefraktioner er mindre end de analytisk detektionsgrænser på hhv. 2 og 5 mg/kg.

Tabel 2.3 Koncentrationsinterval for lettere forurenede jord

	Lettere forurenede jord mg/kg TS	Beregnet porevand µg/l
PAH total	40	260
Benzo(a)pyren	3	1,6
Dibenz(a,h)anthracen	3	2,0
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅ Tunge kulbrinter	300	310

3 Referencer

- /1/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse nr. 554 af 19/05/2010 om definition af lettere forurenede jord.
<https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2010/554>
- /2/ Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse nr. 1452 af 07/12/2015 om anmeldelse og dokumentation i forbindelse med flytning af jord. Jordflytningsbekendtgørelsen.
<https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2015/1452>
- /3/ Sauvé, S.; Hendershot, W. og Allen, H.E. (2000): Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, total metal burden and organic matter. Environ. Sci. Technol. vol 34, no. 7, s 1125-1131.
- /4/ USEPA. Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste. EPA Document Number: EPA/600/R-05/074. July 2005.
<http://www.epa.gov/athens/publications/reports/Ambrose600R05074PartitionCoefficients.pdf>
- /5/ Hansen, J. Bjerre, Oberender, A. Hjelmar, O. Asmussen, O og Klem.S. 2009 Supplerende data for udvaskning af uorganiske og organiske stoffer fra jord. Miljøprojekt nr. 1286. 2009.
- /6/ Miljøstyrelsen. 2010. Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.). 13-09-2010.
- /7/ Miljøstyrelsen. 2016. Risikovurderingsværktøjet, JAGG 2.1.
<https://mst.dk/affald-jord/jordforurening/it-vaerktoejer-til-vurdering-af-jord/jagg-21-programmet/>
- /8/ Andersen, L og Holm, J. 2006 Udsivning fra spulefelter. Udført af DHI for Miljøstyrelsen.

Appendix 1: Beregninger

Metallerne -Porevand

Stof	Konc. i jord		K _d	Beregnet teoretisk konc. i porevand	
				ved given jordklasse	
				μg/l	
	mg/kg TS		l/kg jord		
	min	max		min	max
Bly, Pb	40	400	12.589	3	32
Cadmium, Cd	0,5	5	794	1	6,3
Chrom (III), Cr	500	1000	7.943	63	126
Kobber, Cu	500	1000	501	998	1.996
Kviksølv, Hg	1	5	6.310	0	0,8
Zink, Zn	500	1000	1.259	783	2.349

Stof	Konc. i jord		K _d	Beregnet teoretisk		Grundvands-
				ved given jordklasse		kriteriet
				µg/l		
			MST			
	mg/kg TS		l/kg jord			µg/l
	min	max		min	max	
Bly, Pb	40	400	100	400	4.000	1
Cadmium, Cd	0,5	5	20	25	250	0,5
Chrom (III), Cr	500	1000	23	21.739	43.478	25
Kobber, Cu	500	1000	100	5.000	10.000	100
Kviksølv, Hg	1	5	20	50	250	0,1
Zink, Zn	500	1000	20	25.000	50.000	100

Organiske forbindelser -porevand

Fugacitetsberegninger

Lokaliteten

Navn: Port of Aalborg - udvidelse Lokalitetsnr.:
Adresse: Postnr./by:
Matrikel nr.: Projekt nr.:
Note

Jord

Kommentar

nej

Standard data Indtastede data (angives med fed)

Jordtype

Poreluftvolumen

Vandindhold

Samlet porøsitet

Volumen af jordskellet

Kornrumvægt

Volumenvægt

Indhold af organisk kulstof

V_L

V_V

$\epsilon = V_L + V_V$

V_J

d

ρ

f_{oc}

Ler	
0,1	
0,3	
0,4	
0,6	
2,7	kg/l
1,62	kg/l
0,1	%

Stoffer

Kommentar

nej

Forureningskomponent

Målepunkt

Dato

Molmasse

Damptryk

Vandopløselighed

log oktanol/vand ford. koef.

K_{OC}

Henrys konstant

MP

dato

m

p

S

$\log K_{OW}$

K_{OC}

K_H

Stof 1	Stof 2	Stof 3	Stof 4	
Fluoranthen	Benzo(a)pyren	Dibenzo(a,h)anthracen		
202	252	278		g/mol
0,001	7,3E-07	3,7E-10		Pa
0,26	0,002	0,002		mg/l
5,16	6,13	6,75		
33,605	342,926	#####		
4,1E-04	4,6E-05	1,7E-08		
0,00	0,00	0,00		
0,01	0,00	0,00		
0,99	1,00	1,00		
0,11	0,00	0,00		mg/m ³

Fugacitetsberegninger

Angiv signifikant cifre

3

Kommentar

nej

Målt konc. i poreluft

Beregnet jordkonc.

Beregnet vandkonc.

Målt konc. i grundvand

Beregnet poreluftskonc.

Beregnet jordkonc.

Målt konc. i jorden

Beregnet poreluftskonc.

Beregnet vandkonc.

C_L

C_t

C_v

C_v

C_L

C_t

C_t

C_L

C_v

								mg/m ³
								mg/kg TS
								mg/l
								mg/l
								mg/m ³
								mg/kg TS
40	3	3	3					mg/kg TS
0,106	7,4E-05	3,3E-08						mg/m ³
0,26	0,00162	0,00198						mg/l
Risiko for frifase	Risiko for frifase	nej	nej					
Nej	Nej	Nej	Nej					

Risiko for fri fase?

Anvendt Brugerdata?

Beregningerne udført af

Firmanavn

Navn/initialer

Dato/Underskrift

NIRAS

JAF

Beregningerne kontrolleret /godkendt af

Kontrolleret

Godkendt

Beregningerne er udført med de ovenfor angivne data og uden at der er foretaget ændringer af beregningsformler.

Oliestoffer - fugacitetsberegninger

Lokaliteten

Navn:	Port of Aalborg - udvidelse	Lokalitetsnr.:	
Adresse:		Postnr/by:	
Matrikel nr.:		Projekt nr.:	
Note			

Jord

Kommentar

Nej Standard data Indtastede data (angives med fed)

Jordtype		Ler	
Poreluftvolumen	V_L	0,1	
Vand-indhold	V_V	0,3	
Samlet porøsitet	$\epsilon = V_L + V_V$	0,4	
Volumen af jordskellet	V_J	0,6	
Kornrumvægt	d	2,7	
Volumenvægt	ρ	1,62	
Indhold af organisk kulstof	f_{oc}	0,1	

Beregning: Fugacitet

Kommentar

Nej	Målepunkt	Dato	Fri fase?	Anvendt brugerdata
	Teoretisk		Risiko for frifase	Nej

Angiv signifikant ciffer

2				Jordkoncentrationer			Vandkoncentrationer			Poreluft konc.		
	Indtastede værdier	Beregnet ud fra profil	Jordkvalitets-kriterium	Overskridelse af kriteriet	Beregnet ud fra fugacitet	Grundvands-kriteriet	Overskridelse af kriteriet	Beregnet ud fra fugacitet	Afdampnings-kriteriet	Overskridelse af kriteriet		
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	gange	µg/l	µg/l	gange	mg/m³	mg/m³	gange		
BTEX'er												
Benzen	0,0003		1,5	Nej	1,2	1	1,2	0,41	0,00013	3190		
Toluen	0,0003				0,82	5	Nej	0,23	0,4	Nej		
Ethylbenzen	0,0003				0,41			0,099				
Sum Xylener	0,0003				0,39	5	Nej	0,084	0,1	1,83		
Naphtalen	9,3E-05				0,019	1	Nej	0,00011	0,04	Nej		
Kulbrintefraktionering												
C ₆ -C ₁₀	2	2	25	Nej	280			95				
C ₁₀ -C ₁₅	5	5			17			3,3				
C ₁₅ -C ₂₀	5	5			0,097			0,076				
C ₂₀ -C ₃₅	300	300			16			1,2E-05				
Sum af kulbrinter	300	300	100	3	320	9	35	98	0,1	981		
Alkylbenzener												
C ₉ -C ₁₀ aromatiske kulbrinter					280	1	278	40	0,03	1350		
Polyaromatiske Kulbrinter (PAH)												
Benzo(a)pyren	0,5	0,3	1,67		0,0027	0,01	Nej	1,4E-08				
benzo(b+j+k)fluoranthren	0,5				0,0025			6,6E-09				
benzo(ghi)perylene	0,4				0,00032			1,5E-10				
Dibenz(a,h)anthracen	0,05	0,3	Nej		0,00038			4E-13				
Fluoranthren	0,00255				0,0028	0,1	Nej	2,1E-07				
indeno(1,2,3-cd)pyren	13,991				0,0082			7,1E-09				
Sum af 7 PAH'er jord	15,0436	4	3,76									
Sum af 4 PAH'er					0,011	0,1	Nej					
NSO-forbindelser												
Sum af NSO-forbindelser	0	0,1001			113,717			30,982				

Beregningerne udført af

Firmanavn	NIRAS
Navn/initialer	JAF
Dato/Underskrift	

Beregningerne kontrolleret /godkendt af

Kontrolleret	
Godkendt	

Beregningerne er udført med de ovenfor angivne data og uden at der er foretaget ændringer af beregningsformler

Bilag 7.2 - 3D-model for opblanding af den udsivende vandstrøm

Note - Limfjord Modelling

Dilution Zones

Date: 14 October 2021

Project ID: 10412359
Modified: 11-12-2023 16:10
Click or tap here to enter text.

Prepared by RPKO
Verified by KLBU
Approved by HEMH

Indhold

1	Hydrodynamic Model Setup	47
1.1	Mesh Extent	47
1.2	Flow Direction	49
1.3	Sources	50
2	Results	51

1 Hydrodynamic Model Setup

The location of the proposed quay wall extension can be seen in Figure 1. Currently the Romstrup å ends here in the connected water body. The model will verify the dilution of potential seepage through the new quay wall.

First a MIKE3 HD model will be constructed to simulate the hydrodynamic conditions in the area. The model will be driven by water level measurements in the area, notably the Hals Havn and Løgstør Havn.

Based on this sources will be added along the quay wall simulating the seepage by releasing a low concentration of non-dimensional concentration into the model mesh.



Figure 1: Quay Wall Extension

1.1 Mesh Extent

In order to investigate the velocities near the quay wall, a model connecting the Limfjord at Løgstør havn with Hals Havn. An overview of the model mesh can be seen in Figure 2. Measured water levels at Løgstør and Hals Havn were used as inputs on the model boundaries.

In order to cope with model instabilities, the boundary has been placed further out from Hals Havn as shown in Figure 2.

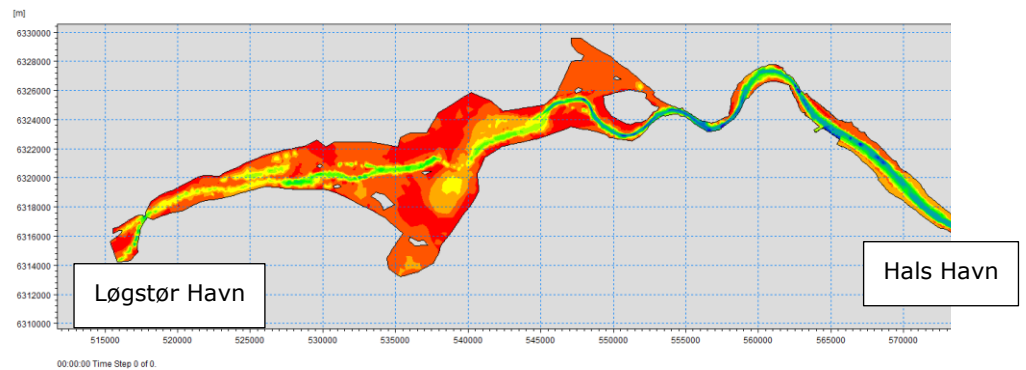


Figure 2: Mesh Extent

Based on the full model extent the hydrodynamics through the channel were modelled by using water level measurements from the Løgstør and Hals Havn. In Figure 2 a detailed model was created in the vicinity of the quay wall extension, shown in Figure 3. The water levels and velocities were extracted from the full scale model in Figure 2. The bathymetry has been deepened to -12 m in front of the quay, as is planned upon implementation of the quay wall. In order to get accurate results for the seepage dilution, a fine mesh of 100m² was used increasing in size further from the area of interest. It is expected the dilution factor will be lower towards both boundaries, in line with the flow directions of the current, rather than towards the opposing bank. Hence the fine mesh in longitudinal direction.

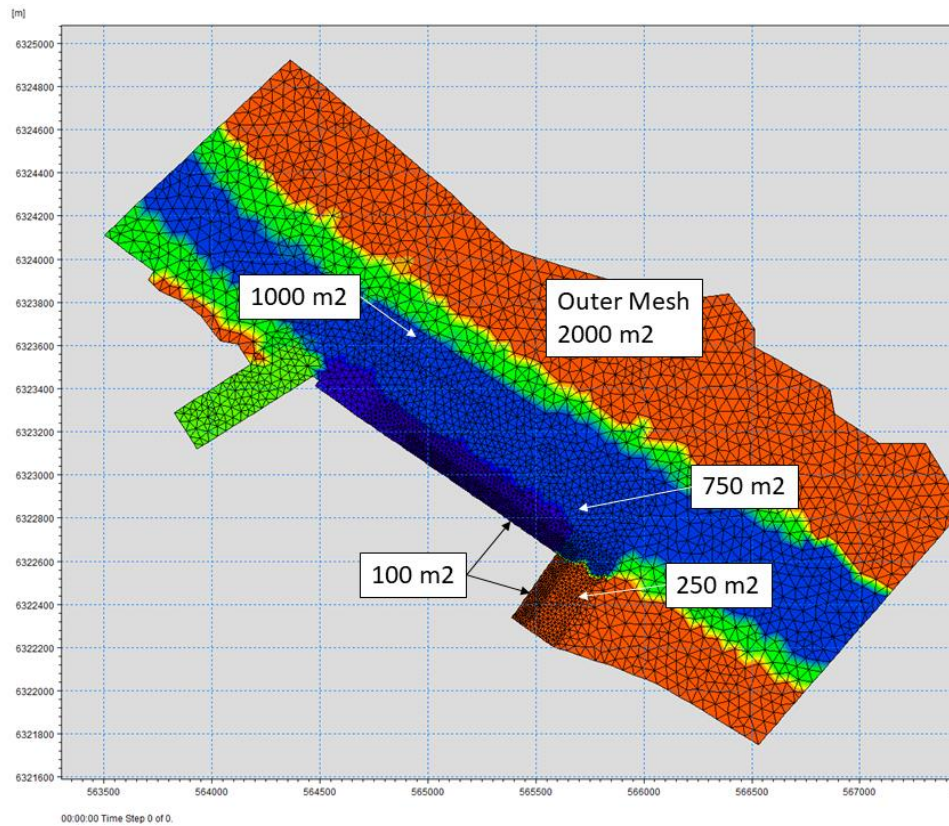


Figure 3: Detailed Mesh

1.2 Flow Direction

In order to accurately map the dilution zones, a timeseries was chosen during which the flow was going both from Hals Havn to Løgstør Havn and vice versa. The model was run for 2 days using a timeseries from 01/11/2018 00:00:00 to 02/11/2018 17:40:00. In Figure 4 the reversal of the flow is shown where the flow in the main channel is still towards Hals Havn. What can also be seen is that the vortex around the new quay extension is also captured during west-east flow.

This is relevant to the dilution extent, as the flow direction in the main channel will determine the extent of a low dilution factor towards either Løgstør or Hals Havn.

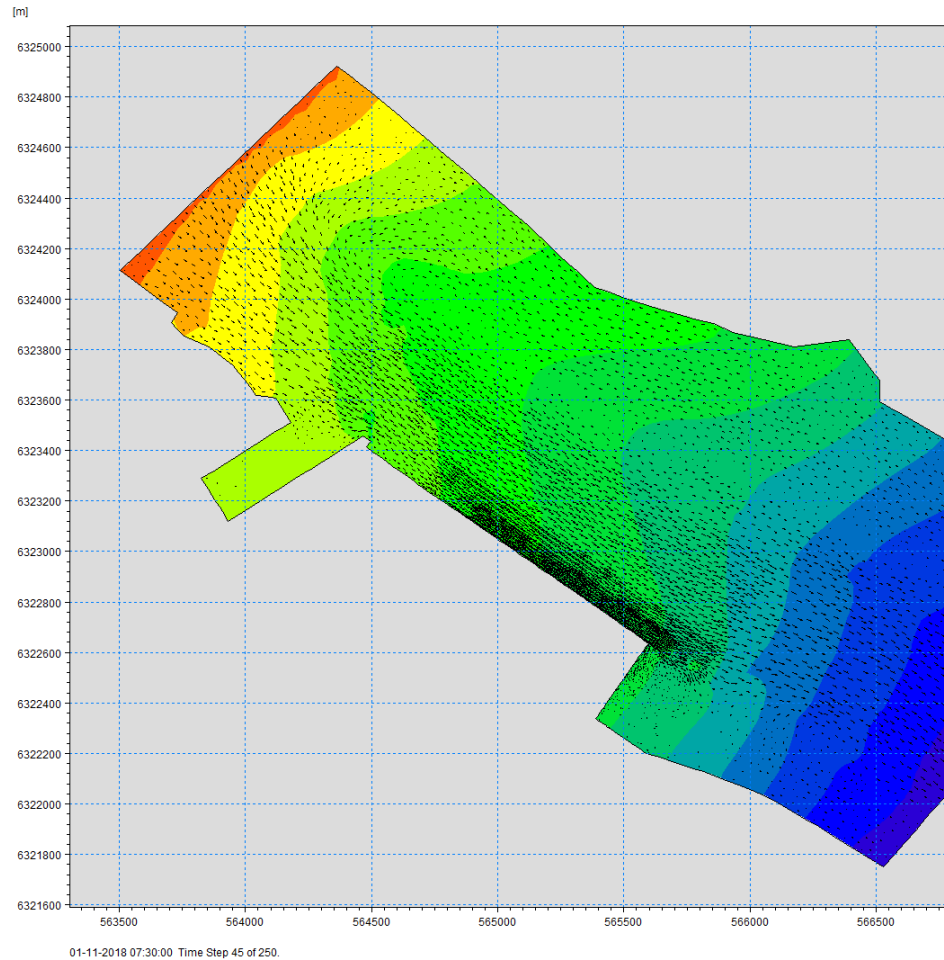


Figure 4: Flow Reversal

1.3 Sources

Alongside the quay wall a number of sources have been placed to simulate the seepage through the quay wall. Because the seepage will occur throughout the water column, a MIKE 3 HD model has been used where there are 10 vertical layers in the mesh. A source has been placed on each vertical layer for each seepage source location.

Alongside the quay 139 sources have been placed based on the mesh setup at the source location, adding up to a total of 1390 sources alongside the quay wall. The annual rate per m^1 is expected to be $31.06m^3/year$. For each source, a seepage rate with non-dimensional concentration of $1 \cdot 10^{-6}m^3/s$ is added.

2 Results

The results are shown in Figure 5 for the Near-Field. Figure 6 shows the entire length along the quay. As expected, there is a relatively high dilution factor as a result of the low flow rate released by the sources. The smallest dilution factor with values between 6800 to 10.000 can be found near the 110m south to east quay wall as a result of the lower velocities in this area. This results in a lower dispersion resulting in a low dilution factor for the seepage on this side of the quay.

The 1125m quay wall alongside the channel is more directly exposed to the flow through the channel. Therefore a higher dilution factor is found alongside this quay wall with values starting around 12.000-15.000 near the quay.

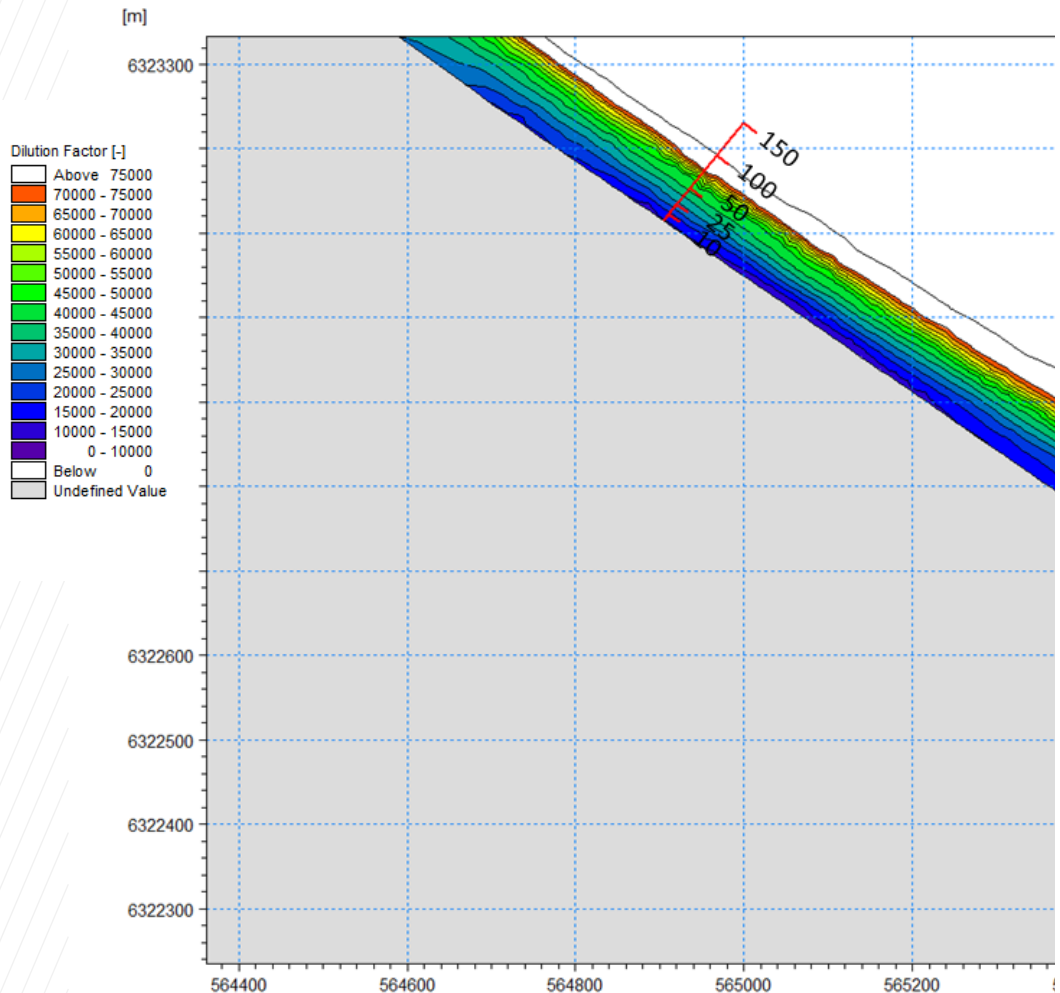


Figure 5: Close-up Nearfield Dilution Factor

For the far field dilution factor in Figure 7, it can be seen that the dilution factor is smallest in line with the flow direction. The flow through the channel is causing the concentration to be dispersed further, resulting in relatively a lower dilution factor. Moving towards the other side of the channel, the dilution factor becomes larger as the flow moves in longitudinal direction (Figure 4).

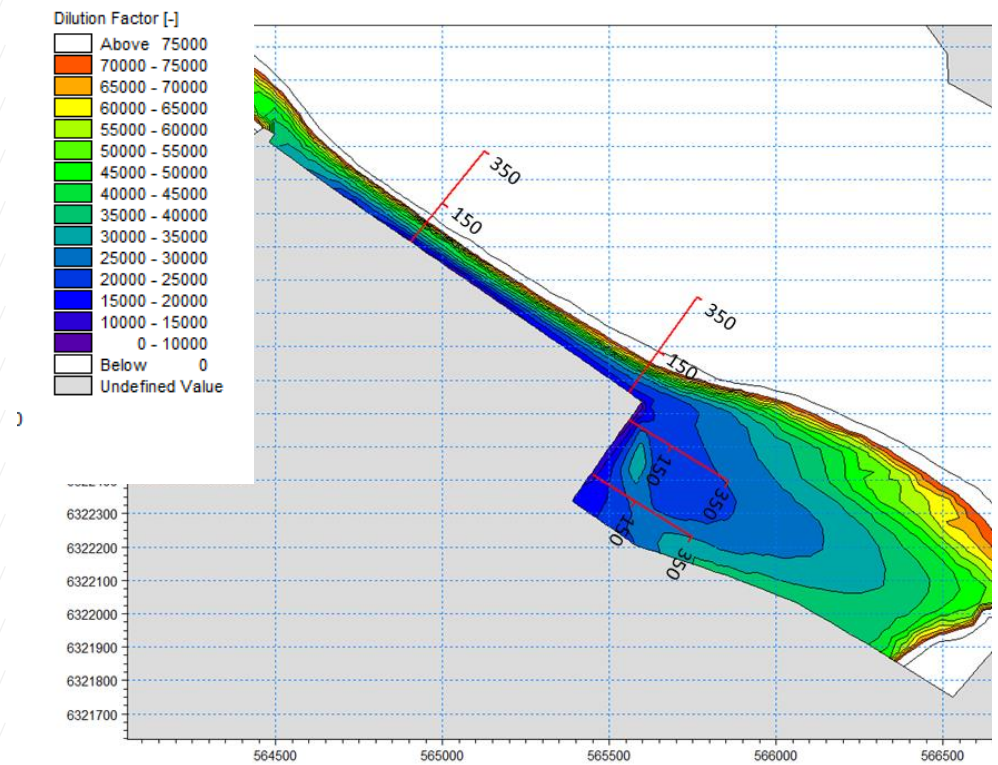


Figure 6: Near-field Dilution Factor

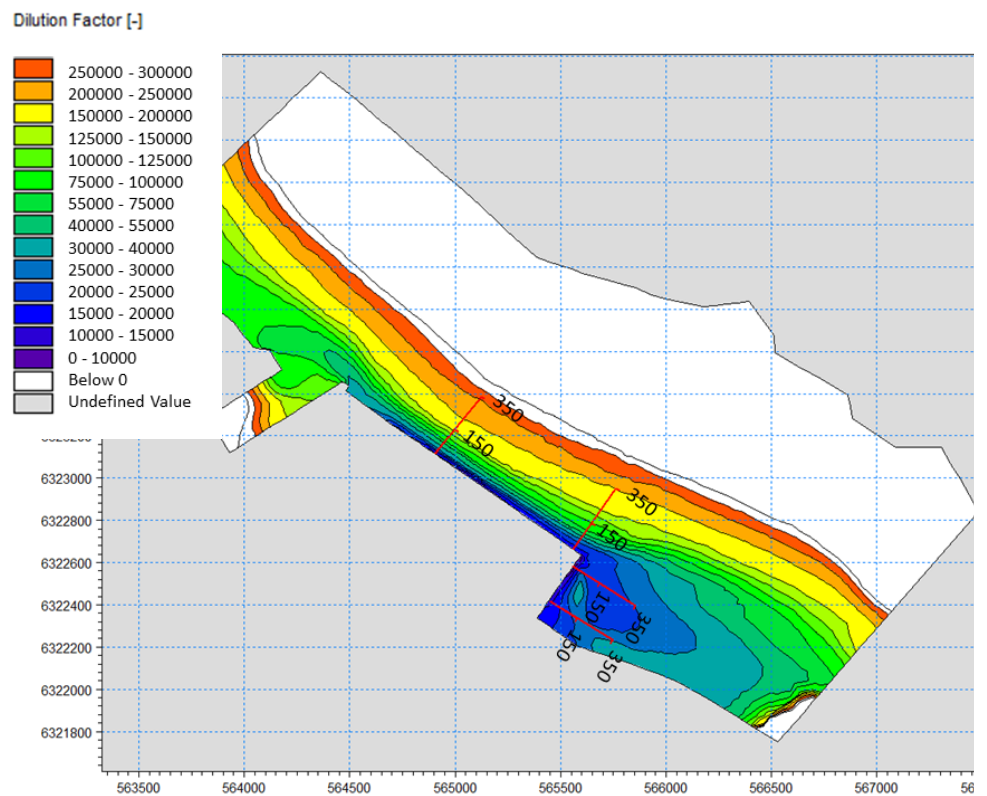


Figure 7: Far-Field Dilution Factor

Bilag 7.3

Blandingszoner

Aalborg Kommune har efterspurgt at risikovurderingen suppleres med beregninger til forslag for udlægning af blandingszoner for de ansøgte stoffer.

Der er derfor blevet foretaget et udtræk af den hydrauliske model for opblanding (se bilag 7.2), hvor der her i dette bilag er zoomet længere ind, således at blandingsforholdene kan ses i bedre opløsning. Det er ikke muligt med den foreliggende model at trække data frem, der viser lavere spring i fortyndingsgrad.

Notatets tabel 14 (her gengivet som del af nedenstående tabel 7.3.1) viser fortyndingsfaktoren. Stofferne er her sorteret efter faldende fortyndingsfaktor.

Tabel 7.3.1 Fortyndingsfaktor for de relevante stoffer samt forslag til blandingszone størrelse.

	Fortyndingsfaktor	Blandingszone størrelse	
	$F = (V_{Vand} + V_{SPV})/V_{SPV}$	Nordvendt kaj m x m	Østvendt kaj
Benzo(a)pyren BaP (uden omsætning ved transport i jord)	9.412	4 x 50	10 x 100
Kobber (Cu)	5.780	0 x 0	2 x 50
Zink (Zn)	140	0 x 0	0 x 0
Kviksølv (Hg)	75	0 x 0	0 x 0
Krom (Cr)	47	0 x 0	0 x 0
Cadmium (Cd)	36	0 x 0	0 x 0
Bly (Pb)	31	0 x 0	0 x 0
Kulbrinter C20-C35	11	0 x 0	0 x 0

Det fremgår af afsnit 6.1, om blandingszone for BaP

Det betyder, at der udenfor en blandingszone på 25 meter langs den sydøstlige kant, og en blandingszone på 10 meter langs den nordøstlige kant vil være overholdelse af miljøkvalitetskravene.

Ved forstørrelse (de her nedenfor indklippede tværsnit af fortyndingen langs kajen) af opblandingen ses det af profil 4/location 4, at den ringeste fortynding langs kajen er 8.333 gange, dvs. BaP er det eneste stof, der kræver udlæg af en blandingszone for at miljøkvalitetskravet kan opfyldes.

Den bliver på ca. 4 x 50 m.

Det ses af profil 6/location 6, at blandingsforholdene langs den østvendte kaj giver anledning til blandingszone for kobber på ca. 2 x 50 m og BaP på ca. 10 x 100 m.

Bemærk at det forudsættes, at tilnærmelsesvis al BaP bliver omsat inden udsivning.

Blandingszonerne vil gradvis mindskes, efterhånden som stofferne udvaskes, og i langt højere grad efterhånden som området forventeligt befæstes og færdiggøres.

Se Annex 7.3 – Profiler.

Bilag 7.4

3 Særskilt vurdering af kviksølv og bly i forhold til overskridelser i biota.

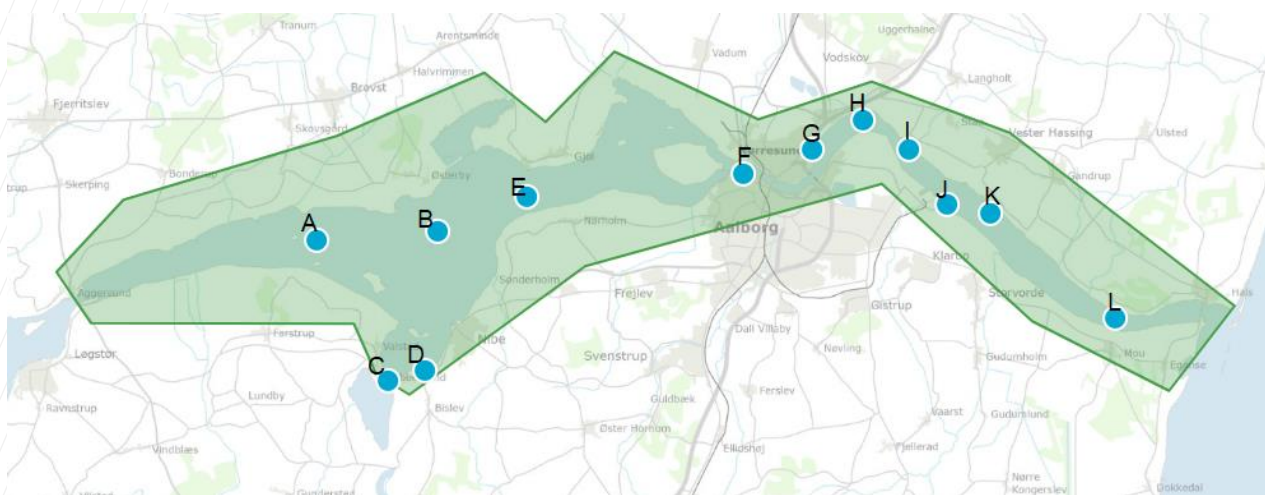
Miljøstyrelsens FAQ (MST FAQ 2021) nr. 33 nævner, at der findes stoffer, hvor det gælder, at overholdelse af det generelle miljøkvalitetskrav for vand ikke nødvendigvis i tilstrækkelig grad sikrer overholdelse af biotakravet.

Da der er overskridelser af biotakravet i vandområdet for 2 af nævnte typer stof, nemlig bly og kviksølv i biota, er der foretaget en særskilt vurdering af disse stoffer i forhold til biota.

3.1 Bly

For bly er der fastsat miljøkvalitetskrav for både vand, sediment og biota.

Idet der er overskridelser af miljøkvalitetskravet for bly i vandområdet i forvejen, er det relevant at foretage en trykprøvning af, om nyttiggørelsesprojektet vil kunne medvirke til at forringe tilstanden for vandområdet eller er til hinder for målsætningsopfyldelse.



Figur 7: Placering af prøvetagningspunkter (A-L) for miljøfremmede stoffer i biota i vandområdet i perioden 01-01-2018 – 01-01-2023.

Bly er medvirkende årsag til at vandområdets kemiske tilstand er ikke-god, idet der er fundet blåmuslinger med indhold af bly i en koncentration over miljøkvalitetskravet i vandområdet jf. (Vandplandata.dk, 2022). Prøvetagningspunktet som ligger til grund for vandplanens klassificering er markeret med et H på

Figur 7. Der er i dette punkt den 29-10-2019 fundet muslinger med en gennemsnitskoncentration af bly i vævets bløddele på 289,7 µg/kg VV, hvor miljøkvalitetskravet for biota ligger på 110 µg/kg VV.

Udover de data, der er inddraget i vandområdeplanen 2021-2027 jf. vandplandata.dk, er der en række målinger fra vandområdet, der har overskridelser af MKK(biota). Se Tabel 4. Der er foretaget 3 målinger af biota indhold af bly siden udarbejdelsen af vandplanen, hvoraf 2 punkter (punkt G og L på ovenstående

Figur 7) viser overskridelser af MKK(biota).

Tabel 4. Angivelse af målestationer for miljøfremmede stoffer i vandområdet, indeholdende data for blykoncentrationen i muslingevæv. Værdier som overskrider miljøkvalitetskravet for bly i biota, MKK(biota), er markeret med gul.

Station	Vandområde	Dato	Resultat	Enhed
A	Nibe Bredning, Vest	06-11-2018	0,096	mg/kg VV
B	Nibe Bredning	06-11-2018	0,12	mg/kg VV
C	Nibe Bredning	12-11-2018	0,072	mg/kg VV
D	Nibe Bredning	14-11-2022	47	µg/kg VV
F	Aalborg Havn	03-11-2015	1,3	mg/kg TS
G	Nørre Uttrup	05-12-2021	137	µg/kg VV
H	Hesteskoen	03-11-2015	0,6	mg/kg TS
H	Hesteskoen	29-10-2019	0,2897	mg/kg VV
I	Hesteskoen	01-12-2015	0,6	mg/kg TS
J	Vester Hassing	01-12-2015	0,7	mg/kg TS
L	Gåser	27-10-2015	1,4	mg/kg TS
L	Gåser	27-10-2015	1,1	mg/kg TS
L	Gåser	02-11-2016	0,19	mg/kg VV
L	Gåser	03-11-2016	0,17	mg/kg VV
L	Gåser	29-10-2018	0,23	mg/kg VV
L	Gåser	29-10-2018	0,249	mg/kg VV
L	Gåser	06-09-2021	165	µg/kg VV

Bly er et tungt og blødt metal, der ikke ruster, og som har været brugt i et utal af produkter pga. af sine unikke egenskaber. Det er et giftigt tungmetal, der ophobes i naturen og i mennesker. De primære kilder til bly i vandmiljøet stammer fra udledning af regnvand og spildevand, samt atmosfærisk deposition. Luftforurening med bly er dog faldet markant, hvilket tilskrives udfasningen af bly i benzin. Med reduceret emission af bly til atmosfæren fra trafik, er det i dag affaldsforbrænding, der er den væsentligste kilde til luftforurening med bly (DMU, 2006).

Overvågningen af blyindholdet i blåmuslinger i Danmark viser, at indholdet overskrider miljøkvalitetskravet på 110 µg/kg vådvægt i 50 % af målingerne (DCE, 2019). Der er for bly i muslinger i det marine miljø observeret en faldende udvikling i koncentrationsniveauet i perioden 2014-2019 sammenlignet med perioden 2008-2013 (DCE, 2021a)- Der er således en nedgang i indholdet i biota, der formodentlig skyldes en øget opmærksomhed og regulering af brugen af og udledningen af bly.

Bly binder ekstremt hårdt til sedimentpartikler og har en fordelingskoefficient på 4.000 (Miljøministeriet, 2010), hvilket betyder, at bly i meget høj grad vil sedimenteres og fjernes på renseanlæg, regnvandsbassiner mv.

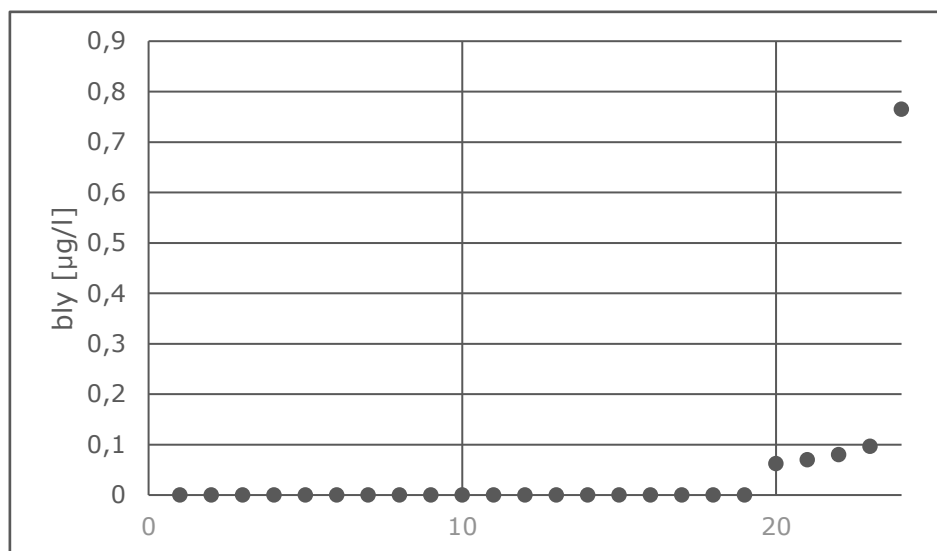
De seneste målinger af blyindhold i blåmuslinger i Danmark viser, der ikke kan konstateres nogen markant tidlig ændring i overvågningsdata for koncentrationen af bly i muslinger (DCE, 2021a).

Vandfase / biota

Koncentrationer i vand, der er under det generelle miljøkvalitetskrav, sikrer som hovedregel, at udledningen ikke medfører en væsentlig stigning i koncentrationen af stoffet i biota, jf. MST's FAQ 33. (MST FAQ 2021). Imidlertid er der både

ationale og EU-fastsatte krav for bly, som ikke er i fuld overensstemmelse med hinanden.

Miljøkvalitetskravet for biota for bly er et nationalt specifikt krav. Det er jf. Miljøstyrelsens datablad for fastsættelse af kvalitetskriterier for Bly (Miljøstyrelsen, 2013) fastsat af hensyn til menneskets sundhed. De beregnede vandkoncentrationer jf. databladet, som sikrer overholdelse af kravet til biotakoncentrationen, ligger lavere end det fastsatte miljøkvalitetskrav for vand.



Figur 8 viser koncentrationen af bly i $\mu\text{g/l}$ for 85 målinger på 24 stationer i Danmark. Målinger under DL er sat til 0, hvor der er færre end 50% af målingerne pr station, der er over DL. Kun én station har 50% eller flere af målingerne over DL (2 målinger ud af 4)

Det vil sige, at for at sikre, at der ikke sker en overskridelse af det danske biotakrav, skal der i princippet overholdes en lavere vandkoncentration end miljøkvalitetskravet for vand. Helt specifikt nævner det danske datablad, at miljøkvalitetskriteriet for vand bør ligge på $0,11 \mu\text{g/l}$ (tilføjet).

Da det bekendtgørelsesfastsatte miljøkvalitetskrav for bly i vandfasen ikke er defineret som en tilføjet værdi, er der ikke stor erfaring med brug af kilder til naturlig baggrund for bly. Blandt 85 analyserede prøver af havvand på 24 stationer i danske farvande i 2021 er kun 6 over detektionsgrænsen på $0,1 \mu\text{g/l}$. (se Tabel 2). Den naturlige baggrund må ligge lavere end $0,1 \mu\text{g/l}$. Databladet skønner den naturlige baggrund til $0,15 \mu\text{g/l}$.

Den i forvejen forekommende koncentration af bly i vandfasen er i de øvrige vurderinger i bilag 7 antaget at være på $0,27 \mu\text{g/l}$, på baggrund af data fra en tidligere sag med udledning af saltlage i en anden del af Limfjorden. Der er siden da blevet indhentet data i de ovenfor nævnte 85 analyser på 24 stationer i Danmark, hvoraf 2 stationer er beliggende i Limfjorden. Begge disse viser indhold af bly i vandfasen under detektionsgrænsen.

Det vurderes her i dette delbilag, at de nyeste tilgængelige data er bedste grundlag for vurdering. Det antages derfor, at den i forvejen forekommende koncentration af bly i vandområdet er under detektionsgrænsen på $0,1 \mu\text{g/l}$. Det betyder ikke noget for konklusionerne vedr. bly af de øvrige foretagne vurderinger i bilag 7 at sætte den i forvejen forekommende koncentration til en lavere værdi.

Det er til vurderingerne her valgt at sætte den i naturlige baggrundsværdi højt i forhold til målingerne (Tabel 2), nemlig databladets $0,15 \mu\text{g/l}$, og sætte den i forvejen forekommende koncentration til samme $0,15 \mu\text{g/l}$.

Tabel 5 – svarer til tabel 9 i bilag 7. Her opdateret med nye værdier (markeret med fed) for IFF for bly, og et MKK(vand, tilføjet) for bly på tilføjet 0,11 µg/l + naturlig baggrund på 0,15 µg/l, der skal sikre, at koncentrationen i vand ikke overstiger et niveau, hvor der ophobes bly i biota.

Parameter	Udsivende porevand	Vandområde	Miljøkvalitetskrav	Fortyndingsfaktor F	
	Koncentration	Koncentration	Generelt MKK	Flow	Fortyndingsfaktor
	C _{SPV}	C _{Vand}		V _{Vand}	(V _{Vand} + V _{SPV})/V _{SPV}
	µg/l	µg/l	µg/l	m ³ /dg	F
Bly (Pb)	31,8	0,274	1,3	3.714	31
Bly (Pb)	31,8	0,15	0,26	35811	287
Cadmium (Cd)	6,30	0,0236	0,2	4.321	36
Krom (Cr)	126	0,725	3,4	5.724	47
Kobber (Cu)	1.996	1,15	1,5	722.334	5.780
Kviksølv (Hg)	0,792	0,00368	0,01	15484	125
Zink (Zn)	794/596	3,14	8,8	17.340	140
Benzo(a)pyren	1,60	0	0,00017	1.176.346	9.412
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	315	0	30 (vurderingskriterie)	1.188	11
Kulbrinter C ₂₀ -C ₃₅	315	0	7 (grundvandskriterie)	5.500	45

Det er vurderet, om udledningen kan overholde den tilføjede værdi på 0,11 µg/l + den naturlige baggrund, der iflg. det danske datablad sikrer, at der ikke sker ophobning i biota. Udsivningen skal fortyndes ca. 287 gange for at sikre, at dette krav kan overholdes. Det vurderes pba. de generelle fortyndingsberegninger, at denne fortynding sker helt tæt på kajkanten, idet der er mere end 4000 ganges fortynding her.

Evt. forekomst af bly i udsivningen vil dermed ikke medføre forhøjede koncentrationer i vandfasen, hverken over det generelle miljøkvalitetskrav eller den tilføjede værdi på 0,11 µg/l, der sikrer mod ophobning i biota. Det er dermed vist, at udsivningen ikke vil bevirke, at koncentrationen af bly vil stige i biota. Det er også vist, at udsivningen ikke vil være til hinder for at nedbringe koncentrationen i biota i vandområdet.

Konklusion bly

Projektets udsivningen af bly medfører ikke tilførsel af bly, der vil være medføre forringelse af tilstanden i vandområdet, eller medvirke til at forhindre målsætningsopfyldelse for vandområdet.

Det vurderes samlet, at nærværende projekt vil være uden betydning for koncentrationen af bly i vand og biota i vandområdet og dermed ikke vil forringe tilstanden eller forhindre målopfyldelse for kemisk tilstand i vandområde nr. 235 Nibe Bredning og Langerak.

3.2 Kviksølv

Der er ikke fastsat et generelt miljøkvalitetskrav for kviksølv. En evt. udledning af kviksølv fra skal jf. MST's FAQ (MST FAQ 2021) vurderes jf. FAQ 46, dvs. ift. en række parametre for øvrige påvirkninger og tilførsler til vandområdet. Da det materiale, som skal benyttes i nyttiggørelsesanlægget, ikke forventes at indeholde kviksølv ud over det naturlige indhold, er det i princippet ikke nødvendigt at foretage en sådan vurdering.

I det nedenstående er vurderingen foretaget med baggrund i de beregnede porevandskoncentrationer, der opnås ved antagelse af, at det nyttiggjorte materiale er belastet med faststof koncentrationer af kviksølv svarende til bekendtgørelses om lettere forurenede jord, dvs. 1-3 mg/kg TS.

Den beregnede udsivningskoncentration er relativiseret ved at sammenholde med målte koncentrationer fra et anlæg beregnet til håndtering af jordmaterialer, der i langt højere grad er belastet med tung forurening.

3.2.1 Kviksølvs forekomst og benyttelse

På grund af kviksølvs farlighed for mennesker og miljø er kviksølv og dets forbindelser blandt de mest regulerede farlige stoffer både nationalt, i EU og i internationale konventioner. I 2013 blev man på globalt niveau enige om en ny kviksølvkonvention (Miljøstyrelsen, 2021).

I Danmark er forbrændingsanlæg den vigtigste kilde til udslip af kviksølv til luften, givetvis fordi der uhensigtsmæssigt afbrændes kviksølvholdigt affald pga. mangelfuld sortering af affald. Den næststørste kilde til udslip til luft er historisk set kulkraftværker. Udslip til vand sker via spildevand fra kommunale renseanlæg, hvor kviksølv fra tandklinikker vurderes at udgøre den primære belastning. Udslip til jord sker især fra spildevandsslam og kirkegårde (Miljøstyrelsen, 2021). Der findes flere diffuse kilder til kviksølv i vandmiljøet, hvor atmosfærisk deposition, grundvand, gødning samt slam er de dominerende kilder (DHI, 2020). DHI har beregnet, at diffuse kilder bidrager til en kviksølvkoncentration i overfladevand på 0,016 – 0,055 µg/l.

Siden Miljøstyrelsens opgørelse over forbruget af kviksølv i Danmark er brugen af kviksølv til tandfyldninger reduceret markant og erstattet af plastik. Anvendelsen af lysstofrør og sparepærer er også i meget stor udtrækning blevet erstattet af LED, der ikke indeholder kviksølv. Forbruget af kviksølv må derfor antages at være reduceret væsentligt.

I 2020 var kviksølvkoncentrationen i 39 % af muslingeprøverne fra hele Danmark over miljøkvalitetskravet (DCE, 2021b). Dette ligger på niveau med målingerne i 2019, men er lavere end andelen i de øvrige år fra 2012 til 2018, som udgjorde 39-48 %. Udviklingen skal dog ses med det forbehold, at nogle stationsplaceringer ændres over tid, og at det således ikke nødvendigvis er en direkte tidslig udvikling, der fremgår af procentfordelingerne (DCE, 2019). Sammenlignes koncentrationer af kviksølv målt i biota i perioden 2008-2013 med perioden 2014-2019, ses der overordnet et fald i koncentrationer over tid (DCE, 2021a). De højeste koncentrationer af kviksølv i biota i Danmark er fundet i Køge Bugt (området syd for Kalveboderne i København) og i Københavns Havn (DCE, 2019).

Kulkraftværker

I nærområdet til Limfjorden bliver fyring med kul på Nordjyllandsværket endeligt udfaset senest i 2028 og erstattet med varmeindvinding med varmepumper og andet (Energy Supply, 2022).

Ligeledes er der på den store virksomhed Aalborg Portland projekter i gang, der allerede i 2023 skal udfase og erstatte kul med gas (Energiwatch, 2022)

Tilførslen af kviksølv til vandområdet via afkastluft fra de 2 kulfyrede energianlæg forsvinder dermed.

Renseanlæg

I det umiddelbare nærområde til nyttiggørelsesanlægget findes 2 renseanlæg, Aalborg Kloaks Renseanlæg Øst og Renseanlæg Vest, samt 2 tilknyttede

slammineraliseringsanlæg, hvor noget af den bortrensede slam fra de 2 renseanlæg mineraliseres, nedsives og udledes til Limfjorden.

I følge den nationale overvågning af udledningen fra renseanlæg (NOVANA, Miljøstyrelsen, 2021) er ca. 40% af målingerne fra renseanlæg under detektionsgrænsen. Der kan dermed ikke fastsættes et nøgletal for udledningen af kviksølv fra renseanlæg, men der er angivet en indikativ størrelse, der kan benyttes som nøgletal.

Der er kun en enkelt måling af kviksølvkonzentrationen i udledningen fra de 2 renseanlæg, og resultatet er, at koncentrationen ligger under detektionsgrænse på 0,05 µg/l, og derfor er de følgende beregninger foretaget på baggrund af tentative typetal.

Det tentative typetal på 0,13 µg/l er baseret på data ML-metoden (most likely), og baseret på data fra MBNDK-reseanlæg for perioden 2011-2019. Udledningen fra renseanlæg er nedbragt betydeligt. Typetallet for udledning af kviksølv fra MBNDK-reseanlæg for perioden 1998-2019 er på 0,62 µg/l, og vidner om at der sker en nedbringelse af brugen af kviksølv på samfundsniveau.

Udledningen af kviksølv fra de 2 renseanlæg anslås her til ca. 3,315 kg pr år, baseret på de årligt udledte vandmængder siden 2018 på gennemsnitligt omkring 25,5 mio. m³ pr år, baseret på udtræk af spildevandsdatabasen PULS på miljøportalen.dk. Der kan ikke anslås en udledt mængde fra de 2 slammineraliseringsanlæg, idet der er verserende sager om mulig nedlukning, og der ikke umiddelbart foreligger data for udledningens størrelse i PULS.

Øvrige punktkilder

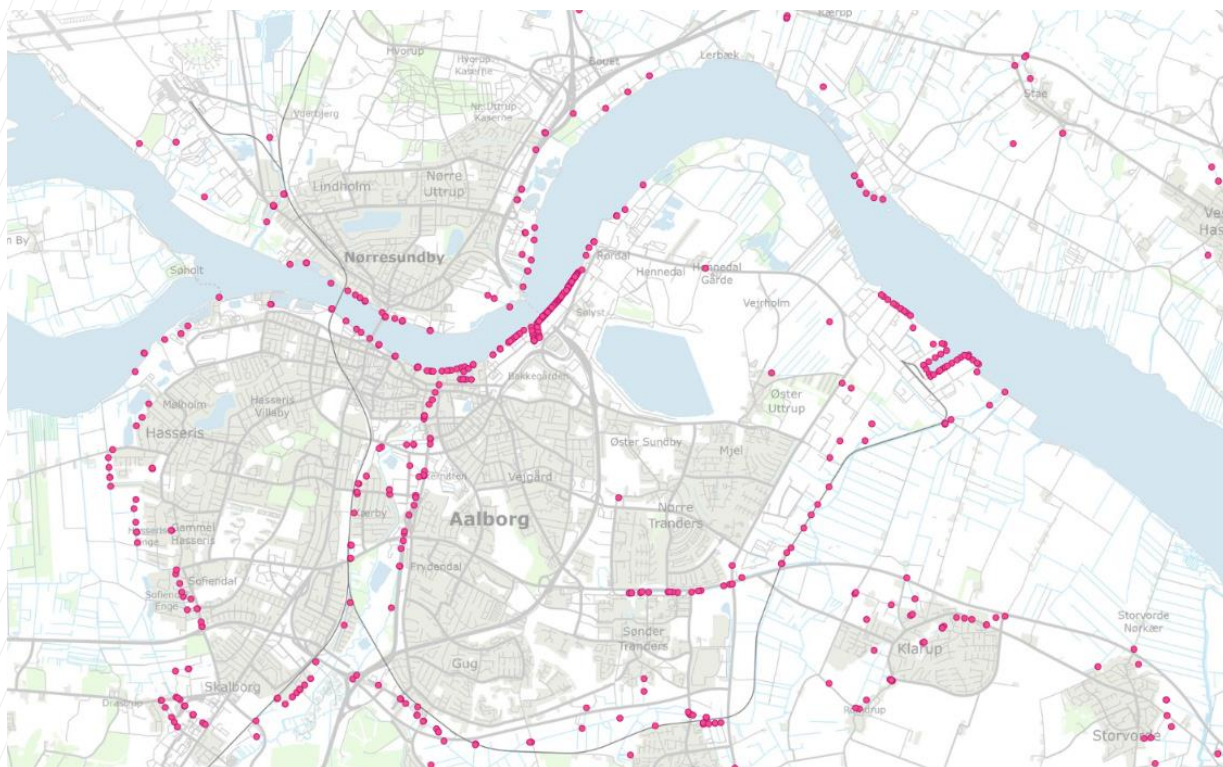
Der findes en række forskellige deponier, spulefelter, og industrier i det umiddelbare opland til det relevante delområde af Limfjorden, hvorfra der i forskelligt omfang kan tilføres kviksølv til vandområdet.

Grundvand

Derudover tilføres der kviksølv fra grundvandet. Kviksølvkonzentrationen i grundvandsanalyser i oplandet til Limfjorden (hovedvandopland 1.2) har jf. <https://mst.dk/media/210807/rapport-mfs-fra-diffuse-kilder.pdf> i perioden 2000-2017 ligget på gennemsnitligt 0,13 µg/l, med en 10% percentil på 0,0005 µg/l og 90% percentil på 8,7 µg/l.

Overfladevandsafstrømning

Der tilføres kviksølv til vandområdet fra almindelig overfladevandsafstrømning via vandløb, samt en lang række regnbetingede udledninger (se Figur 9. Den typiske koncentration af kviksølv i vand udledt fra fælleskloakerede områder er iflg. (<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/01/978-87-7038-386-8.pdf>) på 0,05 µg/l.



Figur 9. Oversigt over regnbetingede udledninger i det umiddelbare nærområde for nyttiggørelsesanlægget, skærmdump fra udtræk af spildevandsdatabasen PULS.

Konklusion kviksølv

Belastningen med kviksølv i det nyttiggjorte materiale forventes at ligge betydeligt lavere end de 1-3 mg/kg TS, som bekendtgørelse om lettere forurenede jord angiver som forureningsniveauet. Der forventes ikke at blive nyttiggjort materiale, der er forurenede med kviksølv, men kun materiale, der har et indhold af kviksølv på et naturligt niveau.

Etablering af et nyttiggørelsesanlæg indeholdende kviksølv på et naturligt niveau, vil ikke medføre nogen mervirkning af Limfjorden med kviksølv, da der ikke vil være et indhold i jorden ud over det naturlige, der kan vaskes ud – og som derfor ikke adskiller sig fra det nuværende opland til Limfjorden, hvor det fremtidige nyttiggørelsesanlæg skal placeres.

Antages det alligevel, at fx 1/3 af det nyttiggjorte materiale er forurenede med kviksølv netop til grænsen på 3 mg kviksølv /kg TS, fås ved beregning en koncentration i det udledte vand på 0,158 µg/l, som ligger på samme niveau som til gennemsnittet i grundvandsprøver (0,13 µg/l, se ovenfor) i oplandet til Limfjorden.

Selv under antagelse af, at der forekommer kviksølv i det nyttiggjorte materiale, vil udsivningen af kviksølv fra anlægget forventes at være betydeligt lavere end beregnet.

Som nævnt i afsnit 4.3 er der indhentet data for kontrolleret udledning fra et deponeringsanlæg for tungt forurenede jord i Københavns Nordhavn. Her deponeres der udelukkende tungt forurenede jord, da uforurenede jord af pladshensyn ikke må deponeres i anlægget, men skal anbringes andre steder.

Grænseværdien for lettere forurenede jord er på 1-3 mg/kg TS.

Grænseværdien for jord deponeret i det københavnske deponi ligger på 500 mg/kg TS.

Den beregnede udsivning fra nyttiggørelsesanlægget, indeholdende kviksølvforurening på 1-3 mg/kg TS, ligger på 0,158-0,475 µg/l.

Den målte udledning fra det københavnske deponi, baseret på en grænseværdi på 500 mg/kg TS ligger på gennemsnitligt 0,057 µg/l. 95% af alle målinger ligger under 0,144 µg/l.

Det vil sige at en forurenede jord, der har et indhold på op til 166 gange højere end maksimumgrænseværdien for lettere forurenede jord medfører en udledning der i 95% af tiden er lavere end 0,144 µg/l, svarende til den her beregnede udsivning på 0,158 µg/l for den nedre grænse for lettere forurenede jord.

Taget i betragtning, at der forventes udelukkende at blive nyttiggjort jord uden forureningskomponent for så vidt angår kviksølv, må det vurderes, at projektet ikke medfører nogen udsivning af kviksølv ud over et naturligt niveau, som ikke adskiller sig fra den nuværende udsivning fra kysten. I forhold til andre tilførsler af kviksølv fra punktkilder, diffus belastning og atmosfærisk deposition til Limfjorden vurderes udsivningen fra nyttiggørelsesanlægget ikke at tilføre kviksølv, der vil have nogen signifikans i forhold til tilstanden i vandområdet.

Det vurderes, at udsivning fra nyttiggørelsesanlægget er ubetydelig i forhold til den øvrige tilførsel til vandområdet – udsivningen ligger på et niveau, der svarer til den naturlige udsivning fra oplandet til Limfjorden.

Det forventes, at udviklingen af den samlede tilførsel af kviksølv til vandområdet fortsat vil falde grundet reguleringer og indsatser for kviksølv.

Kviksølv fra udsivningen vil – i det omfang det forekommer i materialet – være på samme form som naturligt forekommende kviksølv, da der til nyttiggørelsesprojektet helt overvejende vil blive benyttet jord, der i høj grad er udvasket. Diffus jordforurening i bynære områder vil helt typisk have været udsat for regnvandsbetinget udvaskning, og den tilbageværende restforurening kan forventes at være bestående af svært udvaskelige fraktioner, der er tilbageholdt i jordfasen på grund af udfældning og sorption.

Den beregnede koncentrationsstigning i vandområdet som følge af en beregnet udsivning på 0,475 µg/l med udgangspunkt i en faststofkoncentration på 3 mg/kg TS bliver i løbet af få dm fra kajkanten umulig at detektere med almindelige metoder, hvor detektionsgrænsen for overvågning af koncentrationen i marint vand iflg. analysekvalitetsbekendtgørelsen er sat til 0,001 µg/l. Fortyndingen langs kajkanten er på mindst 4500 gange. Sammenholdt med de øvrige oplysninger oven for om den forventede reelle udsivning fra området vurderes det, at det vil være umuligt at detektere ændringer i kviksølvkonzentrationen i vandet ud for nyttiggørelsesanlægget.

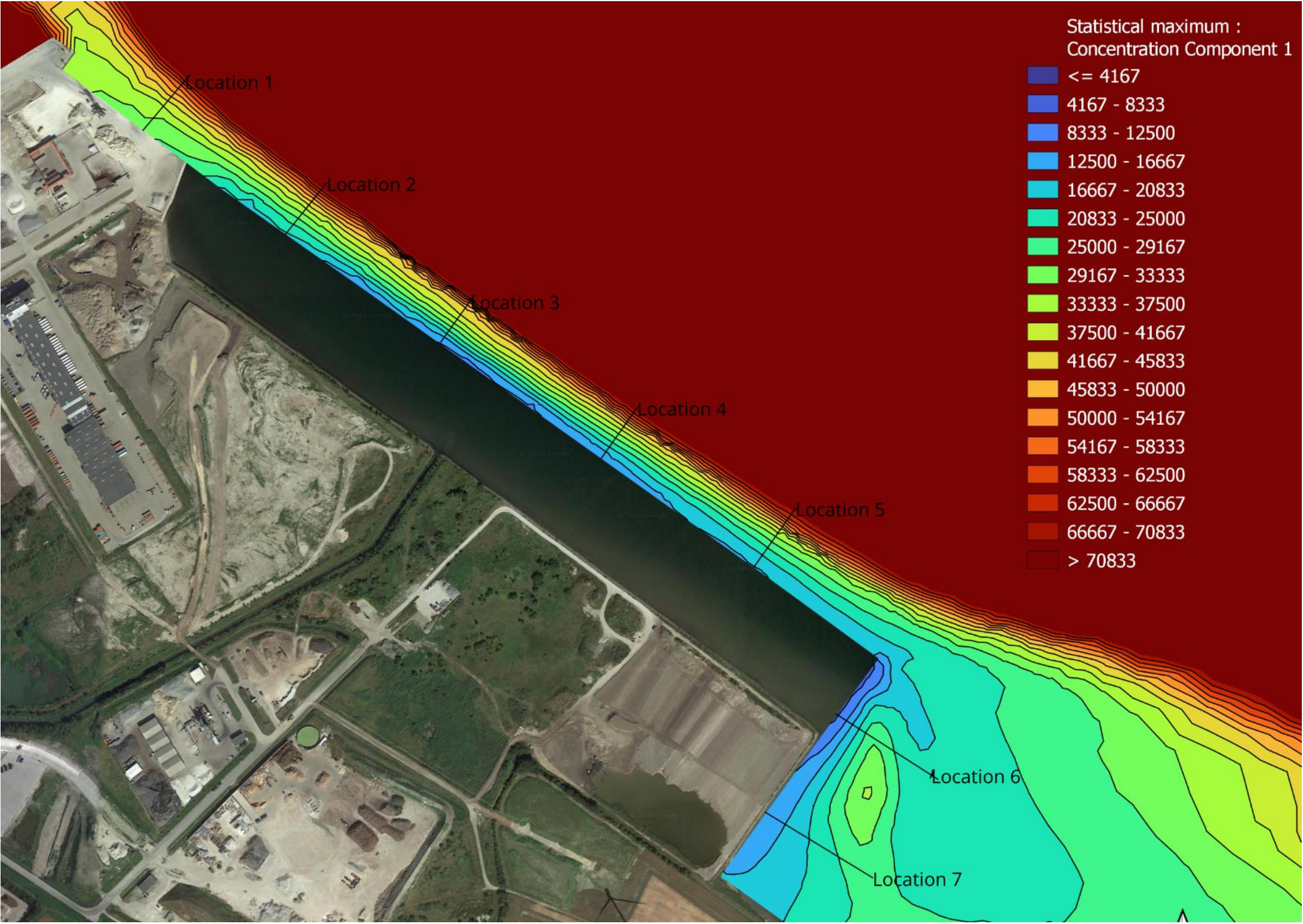
Det vurderes samlet, at nærværende projekt vil være uden negativ effekt på koncentrationen af kviksølv i vand og biota i vandområdet og dermed ikke vil forringe tilstanden eller forhindre målopfyldelse for kemisk tilstand i vandområdet.

4 Referencer

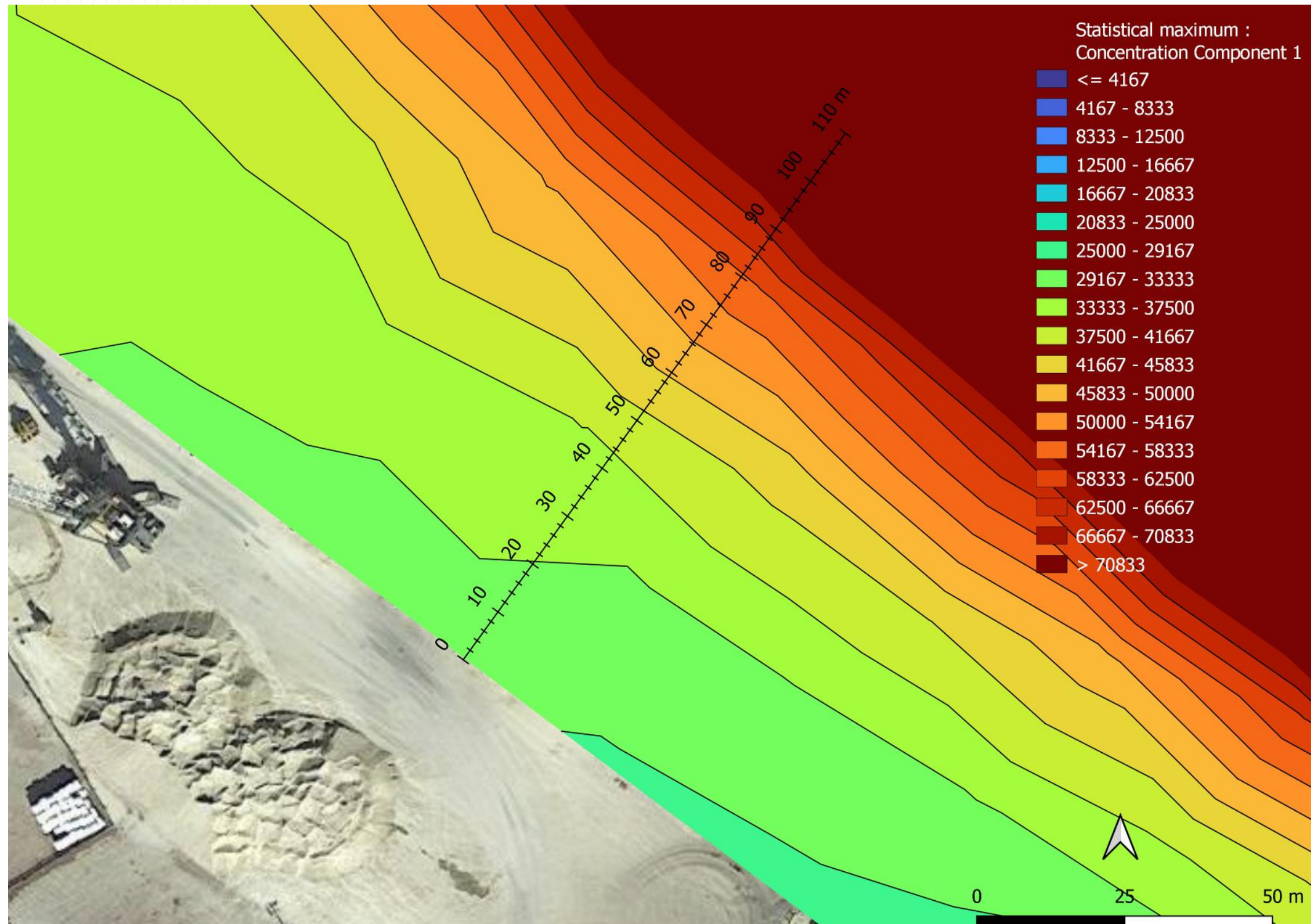
DCE. (2019). Marine områder 2019.

- DCE. (2021a). Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2009-2019. *Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 466 2021*.
- DCE. (2021b). Marine områder 2020.
- DHI. (2020). Kvantificering af tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder til vandmiljøet. Miljøstyrelsen.
- DMU. (2006). Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet.
- Energiwatch. (18. marts 2022). EnergiWatch. Hentet fra https://energiwatch.dk/Energinyt/Olie___Gas/article13840207.ece
- Energy Supply. (17. februar 2022). https://www.energy-supply.dk/article/view/835585/aalborg_forsyning_sender_danmarks_storste_havvandsvarmepumpe_i_udbud. Hentet fra https://www.energy-supply.dk/article/view/835585/aalborg_forsyning_sender_danmarks_storste_havvandsvarmepumpe_i_udbud
- miljødata.dk. (u.d.). *miljoedata.miljoportal.dk*. Hentet fra Miljødata.dk: miljoedata.miljoportal.dk
- Miljøministeriet. (2010). Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.). Miljøministeriet, Jord & Affald.
- Miljøstyrelsen. (2013). *Bly. Fastsættelse af kvalitetskriterier*.
- Miljøstyrelsen. (2021). Kviksølv. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/kviksoelv/>. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/kviksoelv/>.
- Miljøstyrelsen. (2022). Spørgsmål og svar om udledning af visse forurenende stoffer til vandmiljøet. <https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/spildevand/hvad-er-spildevand-og-hvorfor-renses-vi-det/spoergsmaal-og-svar-om-miljoekvalitetskrav/>.
- NOVANA, Miljøstyrelsen. (2021). *Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg - opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019*. Hentet fra <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2021/03/978-87-7038-287-8.pdf>
- Vandplandata.dk. (2022). Miljøministeriet. <https://vandplandata.dk/vp3hoering2021/vandomraade>.

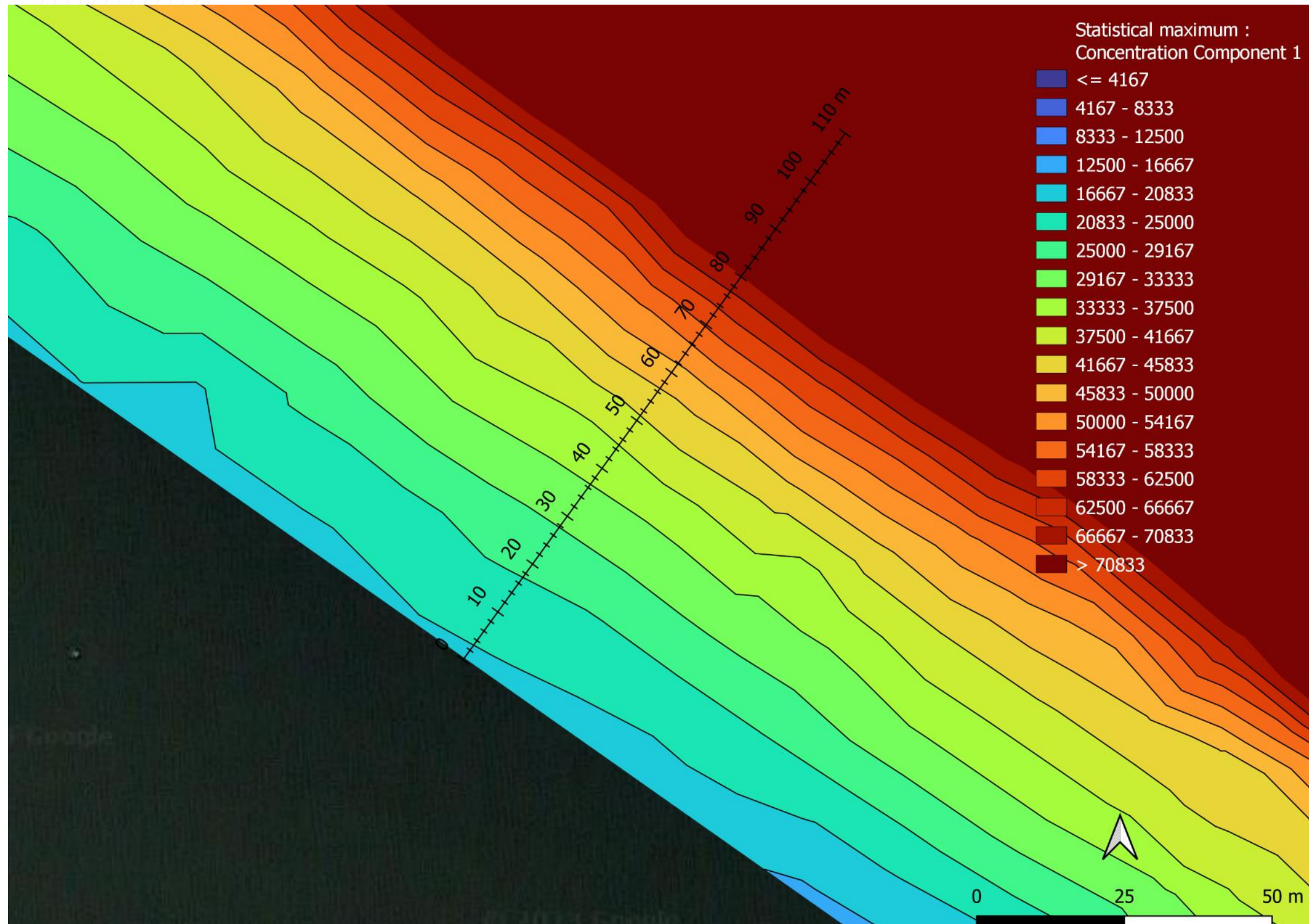
Annex 7.3 - Profiler



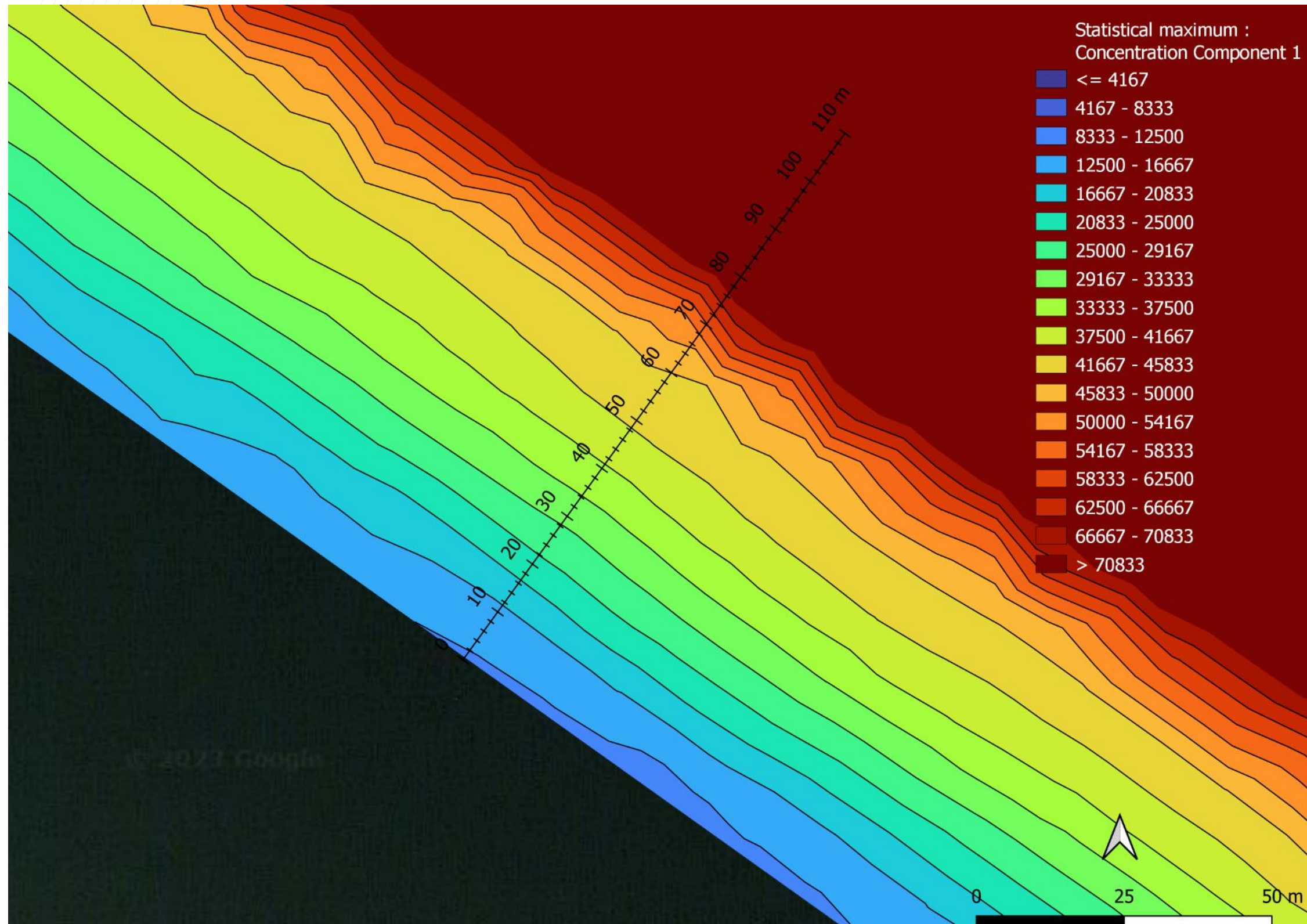
Lokation 1



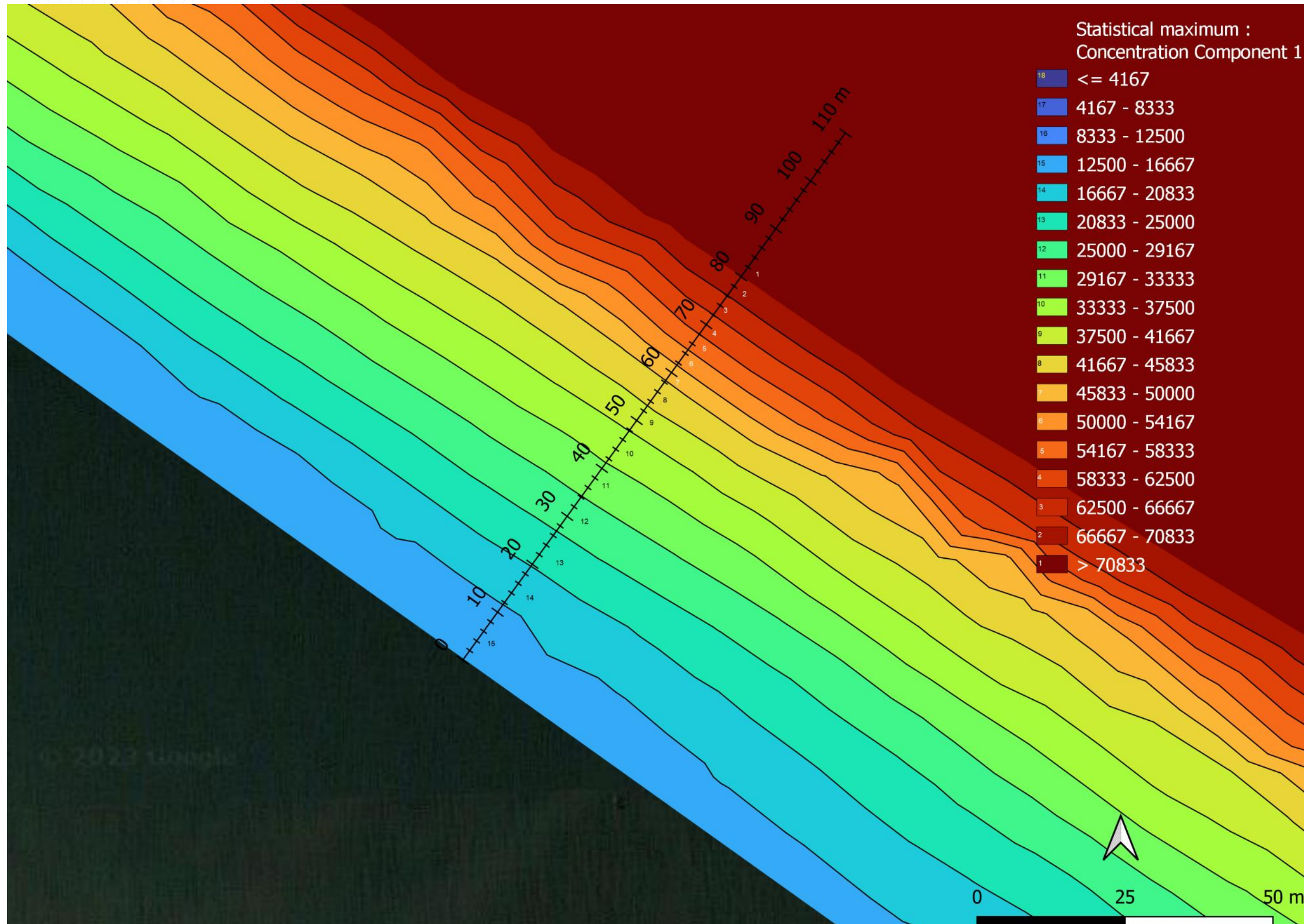
Lokaltion 2



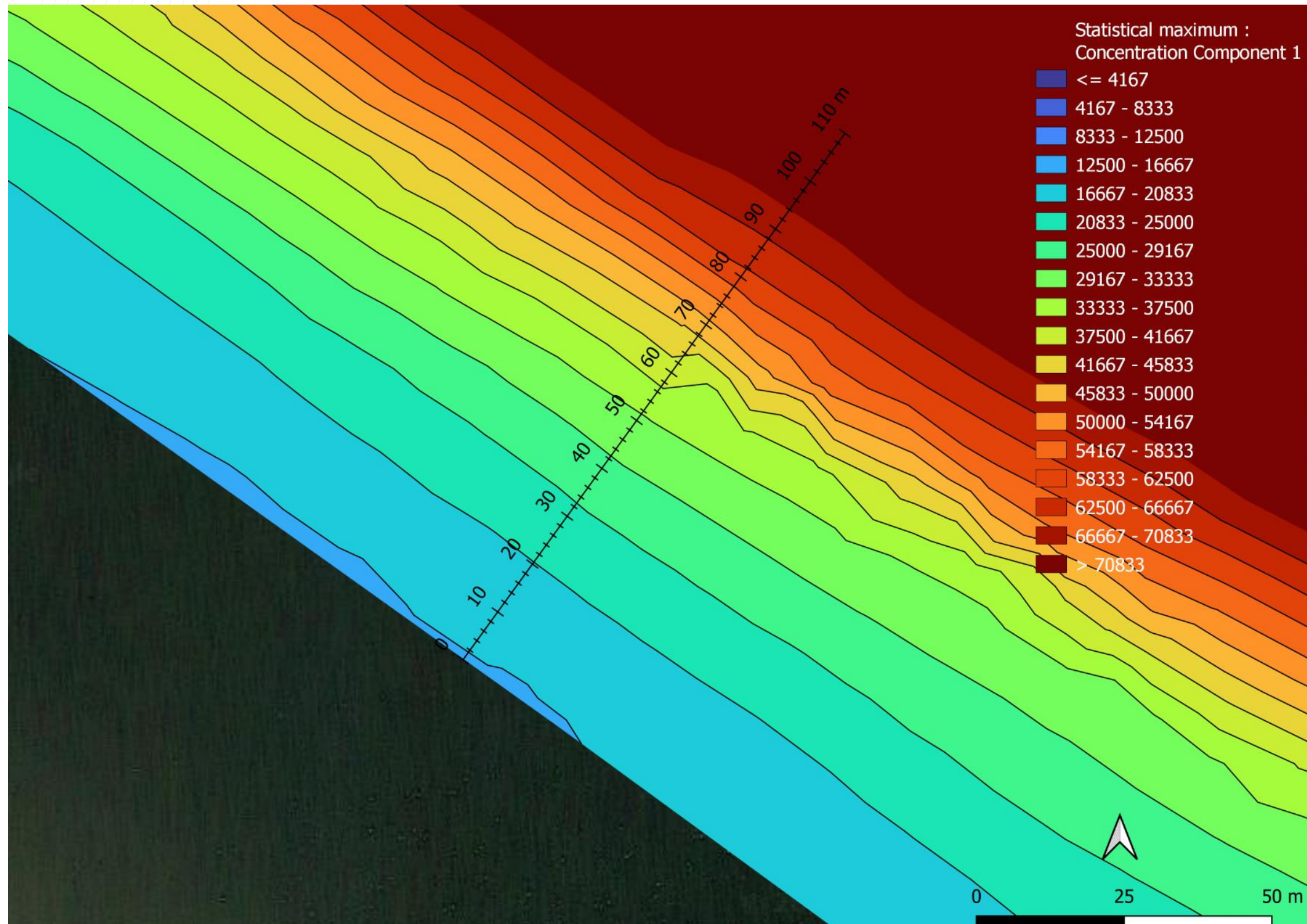
Lokation 3



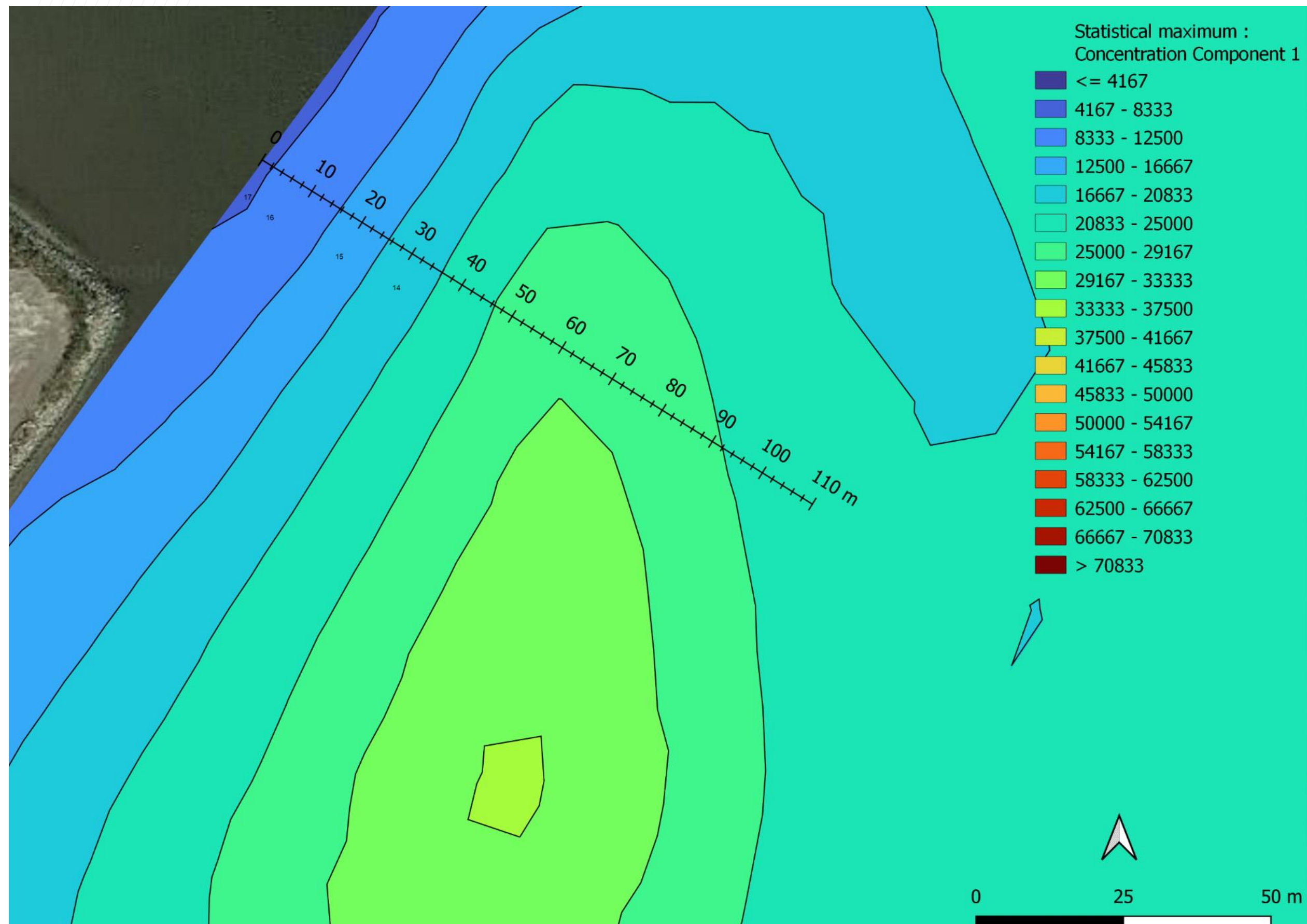
Lokation 4



Lokation 5



Lokation 6



Lokation 7

