

DAN GØDNING A/S

Supplerende undersøgelse - Fredericia Havn



Rekvirent: Dan Gødning A/S

Dato: 16. juni 2017

DMR-sagsnr.: 2016-0257



Dansk Miljørådgivning A/S

Din rådgiver gør en forskel ...

Kokbjerg 14, 6000 Kolding

Tlf. 86 95 06 55

E-mail: kolding@dmr.dk www.dmr.dk

Indholdsfortegnelse

1. Registreringsblad.....	5
2. Sagsforløb	6
2.1 Påbud dateret 20. april 2016	6
2.2 Teknisk rådgivning ved NIRAS og supplerende påbud	6
3. Grundlag og formål	8
3.1 Kortlægningsstatus.....	9
4. Gødningstyper og dets fysisk-kemiske egenskaber	11
5. Udførte undersøgelser - introduktion.....	12
6. Feltarbejde og prøveudtagning	13
6.1 Udført feltarbejde	13
6.2 Prøveudtagning og vandspejlslogning.....	14
6.3 Slug test – feltforsøg	15
6.4 Poreluftprøver.....	15
6.5 Analyseprogram	15
7. Kvælstofkredsløbet og biomasse	17
7.1 Indhold og forskydning af urea.....	17
8. Konceptuel model for forureningsudbredelse	34
8.1 Geologi	34
8.2 Hydrogeologi	37
8.3 Påvirkning fra ledninger, stenkastninger, spuns, bolværk mv.	43
8.4 Påvirkning fra indtrængende havvand	51
8.5 Sammenfattende vurdering af udbredelse af forurening	55
9. Beskrivelse af forurening i jord og grundvand	59
9.1 Baggrunds niveauer og kriterier for gødning i jord og grundvand.....	59
9.2 Udvaskningsforsøg	63
9.3 Jordkoncentrationer i umættet versus mættet zone	64
9.4 Tidslig udvikling i jordkoncentrationer fra 6 til 12-14 måneder	65
9.5 Beskrivelse og afgrænsning af forurening i jord og grundvand.....	67
10. Forureningsudbredelse og massebalance (efter 12-14 måneder)	79
10.1 Masseberegning via geostatistisk modellering i Kartotrak	81
10.2 Datagrundlag for jordforurening	83
10.3 Geostatistisk modellering for jordforurening.....	84
10.4 Modelresultater for massen af jordforurening	87
10.5 Datagrundlag for konturering af grundvandskoncentrationer.....	89
10.6 Variogramanalyse til konturering af koncentrationer i grundvand.....	90
10.7 Masseestimer for N i grundvand	92
10.8 Samlet opgørelse af kvælstof i jord og grundvand efter 12-14 måneder	94
11. Risikovurdering	95
11.1 Kontakt og indeklime	Fejl! Bogmærke er ikke defineret.
11.2 Grundvand	99
11.3 Overfladevand	100
12. Udvælgelse af afværgeteknikker i jord og grundvand	105
12.1 Afværgekatalog og projekteringsparametre, VMR	105
12.2 Afværgeteknikker – jord & grundvand.....	107
12.3 Opsummering - valg af afværgeteknik	112
13. Jordudskiftning	113
13.1 Oprensningskriterie og omfang	113

13.2	Banedanmarks krav/betingelser ved graveaktiviteter	114
13.3	Genopretning > 1.000 kg/TS - ubefæstede arealer i umættet zone.....	115
13.4	Alternativ oprensning, indhold over 2.000 mg total-N/kg.....	118
14.	Oppumpning af grundvand med on/ex-site rensning.....	121
14.1	Sænkning af grundvand ved oppumpning	121
14.2	Pumpebestykning og SRO-styring.....	123
14.3	Ex-site rensning ved Fredericia Centralrenseanlæg - FCRA.....	125
14.4	Modtagekapacitet ved FCRA.....	126
14.5	Tilledningsforhold, kloaknettet på Fredericia Havn	127
14.6	Genopretning, økonomi for oppumpning, afledning og ex-site rensning ved FCRA.....	128
14.7	Alternativ løsningsmulighed, økonomi – kombineret afværge- og test i 2 år.....	130
14.8	On-site rensning af vand	132
15.	Referencer	135

Bilagsfortegnelse

Bilag 1	Oversigtskort
1.1	Placering af boringer i undersøgelsesarealet
1.2	Befæstelser i undersøgelsesarealet
1.3	Tværsnit B1-B3 og L1-L3 gennem undersøgelsesområdet
1.4	Potentialekort for øvre og nedre del af grundvandsmagasinet
Bilag 2	Visualiseringer af forureningsudbredelser
2.1	Udbredelse af total-N i jord (0-12 m u.t.)
2.2	Udbredelse af total-N i grundvand
2.3	Udbredelse af NH ₄ /NH ₃ i grundvand
2.4	Udbredelse af NO ₃ /NO ₂ i grundvand
2.5	Udbredelse af total-N i nedre del af grundvandsmagasinet
2.6	Udbredelse af NH ₄ /NH ₃ i nedre del af grundvandsmagasinet
2.7	Udbredelse af NO ₃ /NO ₂ i nedre del af grundvandsmagasinet
2.8	Udbredelse af total-N i øvre del af grundvandsmagasinet
2.9	Udbredelse af NH ₄ /NH ₃ i øvre del af grundvandsmagasinet
2.10	Udbredelse af NO ₃ /NO ₂ i øvre del af grundvandsmagasinet
2.11	Vertikal udstrækning i øvre del af magasinet
2.12	Vertikal udstrækning nedre del af magasinet
Bilag 3	Feltdata
3.1	Vandprøvetagningsskemaer
3.2	Pejleskema fra synkronpejling
3.3	Data fra slugtests
3.4	Kornkurver fra sigte- og slemanalyser
3.5	Poreluftdata
3.6	Sænkingsberegninger
Bilag 4	Borejournaler (boringer fra 2016 og 2017)
Bilag 5	Analyseresultater
5.1	Analysetabeller
5.2	Resultat af DNA sekventering

- 5.3 Resultat af nitrifikationshæmningstest
- 5.4 Resultat af udvaskningstest
- 5.5 Analyserapporter fra Eurofins Miljø A/S og Højvang A/S

Bilag 6 Afværge

- 6.1 Graveplan i umættet zone, total-N >1.000 mg/kg TS
- 6.2 Graveplan i umættet zone, total-N >2.000 mg/kg TS

Bilag 7 Sikkerhedsdatablade for N18 Urea solution og UAN

Sagsbehandlere



Hans-Henrik Clausen
Civilingeniør



Lars Mortensen

Kontorleder, Civilingeniør



Jan Petersen
Cand. Scient (biologi & kemi)

Kvalitetskontrol



Claus Larsen
Civilingeniør

1. Registreringsblad

<i>Rekvirent:</i>	Dan Gødning A/S
<i>DMR-sagsnr.:</i>	2016-0257
<i>Sagsbehandlere:</i>	Jan Petersen, Cand.scient. (biologi/kemi) Lars Mortensen, Kontorleder og civilingeniør
<i>Kvalitetskontrol:</i>	Claus Larsen, Civilingeniør
<i>Titel:</i>	Supplerende undersøgelse af udslip med gødningsvand på Fredericia Havn
<i>Dato:</i>	16. juni 2017
<i>Adresse:</i>	Møllebugtvej 7, 7000 Fredericia
<i>Matr.nr.:</i>	3910ø Fredericia Stadsjorder (Møllebugtvej 7)
<i>Grundejer:</i>	Fredericia Havn A/S
<i>Lejer:</i>	Dan Gødning A/S, Møllebugtvej 9, 7000 Fredericia
<i>Kommune:</i>	Fredericia Kommune
<i>Region:</i>	Region Syddanmark
<i>Nuværende arealanvendelse:</i>	Erhverv (produktion og oplagring af flydende gødning)
<i>Kortlægningsstatus:</i>	Ejendommen er kortlagt på vidensniveau 2 (V2)
<i>Grundvandsforhold:</i>	Ejendommen er beliggende i et område uden særlige drikkevandsinteresser og uden for indvindingsopland til almene vandforsyningsanlæg
<i>Recipient:</i>	Ejendommen ligger indenfor bufferzone til målsat recipient (Lillebælt)
<i>Boreentreprenør:</i>	Jysk Boret teknik A/S Boret teknik A/S Probing.dk
<i>Analyselaboratorium:</i>	Eurofins Miljø A/S og Højvang A/S

2. Sagsforløb

Den 3. februar 2016 kollapsede tank 7, indeholdende flydende N32 gødning, ved Dan Gødning A/S på Møllebugtvej 7, 7000 Fredericia. Kollapset medførte beskadigelse af flere tanke, som herefter lækkede flydende N-16 gødning (tank 1-4) og rå palmeolie (CPO/PFAD).

2.1 Påbud dateret 20. april 2016

Fredericia Kommune har den 20. april 2016 meddelt Dan Gødning A/S påbud /1/ om følgende:

- undersøge forureningens vertikale og horisontale udbredelse.
- udarbejde en kvantitativ beskrivelse af forureningen, herunder relevante forureningsstoffer samt virkningerne heraf (risikovurdering, der redegør for kontaktrisiko og påvirkning af grundvand og recipienter).

Dansk Miljørådgivning A/S (DMR) udarbejdede herefter for Dan Gødning A/S et undersøgelsesprogram omfattende boringer og analyser til dokumentation af gødningens udbredelse i jord og grundvand samt dertilhørende risikovurderinger og afværgemuligheder. Det første undersøgelsesoplæg blev drøftet med Fredericia Kommune på et arbejds møde ved Fredericia Kommune den 22. juni 2016. Et revideret undersøgelsesoplæg er fremsendt til Fredericia Kommune den 24. juni 2016. Fredericia Kommune har den 29. juni 2016 godkendt undersøgelsesprogrammet, hvorved det samlede antal boringer endte på 17 håndboringer og 58 miljøtekniske boringer.

Efter aftale med Fredericia Kommune er boringer primært placeret i ubefæstede arealer ud fra et forsigtighedsprincip og en "worst case" betragtning ifht. forureningen i jord og grundvand. Med afsæt i de 75 boringer og analyseresultater fra august 2016 – ca. 6 måneder efter ulykken – har DMR beregnet den tilbageværende mængde gødning i jord og grundvand til mellem 1.062 og 2.026 ton kvælstof, hvor mængden af kvælstof blev opgjort efter fradrag af det af kommunen fastsatte baggrunds niveau for kvælstof (1.000 mg/kg TS).

2.2 Teknisk rådgivning ved NIRAS og supplerende påbud

Efter modtagelse af undersøgelsesrapporten meddelte Fredericia Kommune, at rapporten skulle granskes af kommunens eksterne rådgiver Niras. I notat dateret 10. marts 2017 navngivet "Vurdering af undersøgelsesrapport" /46/ har Niras kommenteret undersøgelsesrapporten, og vurderet det direkte udslip af gødning til Lillebælt. Ved opgørelse af gødning tilført Lillebælt, og dermed tilbageholdt mængde på land, har Niras valgt en konceptuel model, hvor mængden af tilført gødning til jord & grundvand på land beregnes på land ud fra en lavning-betragtning. I lavning-modellen opgøres volumener i lavninger uden anvendelse af analyseresultater fra de 75 udførte miljøtekniske boringer. I alt vurderer Niras, at der maksimalt kan være tilbageholdt ca. 1.100-1.500 m³ på terræn efter udslippet svarende til maksimalt 370-500 ton total-N med følgende fordeling:

- 600-1.000 m³ eller 200-330 ton i grøftearealet bag Autohuset Vestergaard A/S,
- Ca. 150 m³ i tankgrav eller 50 ton
- og 350 m³ eller 117 ton afløbsløse lavninger.

Opgørelsen fra Niras er baseret på DTM-modellen (Danmarks Digitale Terrænmodel) fra 2015. De fleste lavninger er befæstede arealer.

Fredericia Kommune er den 9. marts 2017 fremkommet med et supplerende undersøgelsespåbud til Dan Gødning A/S. I påbuddet meddeles det, at det modtagne materiale ikke vurderes som fyldestgørende i forhold til påbud dateret 20. april 2016. Fredericia Kommune har påpeget en risiko for, at gødningsprodukterne med en densitet på 1.300 kg/m³ kan sive gennem den mættede zone, og dermed lægge sig på lerlagene, som udgør bunden af grundvandsmagasinet. Jævnfør /3/ er det afgørende for Fredericia Kommune at få belyst, om der på grund af forskelle i massefylde mellem vand og gødning findes puljer af "fri fase" gødningsvand på toppen af det lerlag, som udgør bunden af grundvandsmagasinet. Risikoen for en glemt pulje af "fri fase" gødning i magasinet bund er hverken påvist eller medtaget i masseopgørelsen i undersøgelsesrapporten fra november 2016. Nærværende rapport beskriver de udførte supplerende undersøgelser.

3. Grundlag og formål

Fredericia Kommune har i det supplerende undersøgelsespåbud af 9. marts 2017 påbudt Dan Gødning A/S at gennemføre supplerende undersøgelser og udarbejde en revideret rapport. Dan Gødning A/S har på den baggrund bedt Dansk Miljørådgivning A/S (DMR) om teknisk bistand til at efterkomme Fredericia Kommunes supplerende påbud.

Kommunen har i påbuddet beskrevet, hvilke tiltag der vurderes nødvendige for at opfylde det supplerende undersøgelsespåbud. DMR har indarbejdet kommunens krav til tiltag i et undersøgelsesoplæg dateret 23. marts og revideret 31. marts 2017 /4/, der blev godkendt af Fredericia Kommune den 31. marts 2017. Undersøgelsen er udført med udgangspunkt i undersøgelsesoplægget.

Formålet med undersøgelsen er at efterkomme Fredericia Kommunes supplerende undersøgelsespåbud og dermed sikre et beslutningsgrundlag for vurdering af eventuelle videre tiltag.

Fredericia Kommune har i undersøgelsespåbud af 20. april 2016 /1/ og det supplerende påbud /3/ geografisk afgrænset påbuddet til Dan Gødning A/S' ejendom og de arealer som Dan Gødning A/S råder over samt en række ejendomme tilhørende tredjemand, som kan være berørt af forureningen.

Kommunen har i den forbindelse indhentet frivilligt samtykke til undersøgelse af eventuel jord- og grundvandsforurening fra følgende¹:

- Autohuset Vestergaard A/S (matr.nr. 391mg, 391pa),
- Banedanmark (matr.nr. 419a),
- Fredericia Havn (matr.nr. 391mv, 391pe, 391pf, 391pg, 391pæ, 391ob, 423, 424),
- Fredericia Kommune (matr.nr. 7000er, 7000fi, 7000da, 391om, 391ol, 391qv, 391as),
- Fredericia Spildevand og Energi A/S (matr.nr. 416),
- Q8 Danmark (matr.nr. 391lf) og
- TVIS I/S (matr.nr. 391pø).

¹ Alle tilhørende ejerlavet Fredericia Stadsjorder.

3.1 Kortlægningsstatus

Der har gennem tiden været en række forurenende aktiviteter på de berørte havnearealer. Nedenstående kortudsnit (figur 3.1) viser de forskellige matriklers kortlægningsstatus, jf. /5/.



Figur 3.1 Kort med angivelse af V1- (blå) og V2-kortlagte (røde) arealer /5/.

På baggrund af materiale fremsendt af Region Syddanmark er kortlægningsstatus og begrundelse for kortlægningen angivet i nedenstående tabel 3.1.

Adresse	Matr.nr. ¹⁾	Kortlægningsniveau ²⁾	Begrundelse for kortlægning
Depotvej 4	391pæ	V1 (607-00479)	Matriklen er en del af oliehavnen (tidl. YARA Chemicals).
Møllebugtvej 5A	391pg	V1 (607-00478)	Matriklen er en del af oliehavnen.
Møllebugtvej 7/7A/7B	391oø	V2 (607-00604)	Matriklen er en del af oliehavnen. Tanklager for benzinprodukter (ca. 1975-96). Indbygning af flyveaske under ringmursfundament (ca. 4.500 m ²) til tankgård (1996).
Møllebugtvej 8	391rq	V1 (607-00605)	Se Møllebugtvej 9/9A
Møllebugtvej 9/9A	391oa (tidl. 391nø)	V1 (607-00605)	Matriklen er en del af oliehavnen (er/har været 20-25 tanke med olie og kemikalier, og matriklen ejet/udlejet til bl.a. BP Chemicals og Sveda Kemi). Tankgård/depot på i alt ca. 6.000 m ³ (etableret 1976). Miljøgodkendelse til import, oplag, aftapning og udlevering af opløsningsmidler (2003).
		V2 (607-00605)	Tegning med angivelse af jordforurening fremsendt af Univar A/S, 19. dec. 2003.
Møllebugtvej 11/11A	391oa	V1 (607-00477)	Matriklen er en del af oliehavnen. Oplag af fyringsolie på mere end 5.900 liter ifm. kunstgødningsproduktion (fra ca. 1987). Ejendommen har tidligere været brugt til arbejde med bitumen.

Tabel 3.1 Kortlægningsstatus og begrundelse for kortlægning. ¹⁾: Alle matr.nr. hører under ejerlav Fredericia Stadsjorder. ²⁾: Regionens lokalitetsnr. er angivet i parentes.

Som det fremgår af tabel 3.1 er en stor del af havneområdet kortlagt, fordi de pågældende matrikler er en del af "Oliehavnen", hvor der har været håndteret og oplagret store mængder olieprodukter, jf. Vejle Amts kortlægningsbrev af 27. december 2004.

4. Gødningstyper og dets fysisk-kemiske egenskaber

Ved skaden i februar 2016 skete der et udslip fra tanke indeholdende gødningstyperne N-32 (tank 7, ca. 4.000 ton total-N) og N-16 (tank 1-4, ca. 780 ton total-N). Det samlede udslip er af Dan Gødning A/S opgjort til ca. 4.800 ton total-N.

N-16 gødning er urea granulat fra BIOFARM. Urea er et produkt fra nedbrydning af proteiner, og det udskilles i opløst form med urinen, deraf det ældre navn "urinstof". BIOFARMs urea granulat er derfor urinstof på fast form. Når Dan Gødning A/S producerer N-16 – N-18 gødning sker det ved opløsning af urea-granulat i vand i forholdet ca. 1:1. I praksis blandes ca. 1 ton vand med 1 ton urea-granulat. I denne urea-opløsning er 16-18 % total-N, svarende til ca. 160-180 kg total-N/m³ N-16. På skadestidspunktet var der oplagret N-16 gødning med et indhold på 160 kg total-N/m³ eller 160.000 mg total-N/l.

N-32 gødning er kvælstofgødning bestående af ca. 16 % urea (N-16 gødning) tilsat ammoniumnitrat.

Der er ikke tilsat inhibitorer til N16 og N32 gødningen oplagret i tankene før skaden indtraf, hvilket muliggør en høj omsætning og fordampning af ammoniak ved kontakt med eksempelvis jord og planter. Nedenfor beskrives spildstofferne fysisk-kemiske egenskaber og forventede egenskaber i jord og grundvand. Sikkerhedsdatablade for spildstofferne er vedlagt i bilag 7.

Parameter	N-16 Urea solution Urea granulat i vand (1:1)	N-32 (UAN) UreaAmmoniumNitrat
Indholdsstof(fer)	Urea Urea-granulat opløst 1:1 i vand	Blanding af Ammoniumnitrat og Urea
Vægtfylde [ton/m ³]	1,1	ca. 1,32-1,33
Amid-N (urea)	16 %	15,9 % 1 m ³ N-32 indeholder 0,159 m ³ urea
Ammonium-N	-	Ca. 8 % 1 m ³ N-32 indeholder ca. 0,08 m ³ ammonium-N
Nitrat-N	-	Ca. 8 % 1 m ³ N-32 indeholder ca. 0,08 m ³ nitrat-N
Total-N	16 % 160 kg total-N/m ³ N-16	31,7 % 422 kg total-N/m ³ N-32
Kemisk formel	CH ₄ N ₂ O	CH ₄ N ₂ O, NH ₄ NO ₃
Molekylvægt [g/mol]	60,06	80,04
Tilstandsform	Klar gullig væske	Farveløs eller brunlig væske
Damptryk [Pa]	0,0016 (v/25°C)	480
Viskositet [cP]	-	3,1-5,3 (v/20°C)
Vandopløselighed	Opløseligt	Opløseligt
pH	8,5	6,5-7,5
Smeltepunkt [°C]	-	-26
Kogepunkt [°C]	-	107
Faresymbol	Ingen	Ingen

Tabel 4.1 Fysisk-kemiske egenskaber for de oplyste spildstoffer. Data er fra Sigma-Aldrich, ECHA, produktblad fra Dan Gødning og BIOFARM.

Som det fremgår af tabel 4.1, er der ikke ammonium-N eller nitrat-N i den rene urea-opløsning N-16, men derimod 16 % amid-N. N-32 produceres ved at tilsættes ca. 8 % ammonium-N og 8 % nitrat-N til 16 % amid-N gødning. I N-32 udgør urea (amid-N) dermed ca. 50 % af indholdet af total-N. Af de spildte 4.000 ton total-N fra N-32 udgør urea derfor 2.000 ton.

Sammen med de spildte ca. 780 ton N-16 urea-opløsning (uden inhibitor) udgør amid-N (urea) samlet 2.780 ton total-N eller ca. 58 % af den samlede spildmængde på ca. 4.800 ton.

Der er fra Miljøstyrelsens side ikke fastlagt kriterier for maximale indhold i jord og grundvand af de kvælstofforbindelser, der er spildt ved skaden. Kvælstofforbindelser er således heller ikke medtaget på listen over stoffer i regionernes afværgekatalog, der beskriver afværgeteknikker ved jord- og grundvandsforureninger for en række forureningsstoffer. Samtidig er kvælstofforbindelser naturligt forekommende i både jord og grundvand og vil derfor påvirke tolkningen af udbredelsen af den spildte kvælstofholdige gødningsvæske.

Termen "forurening" er i rapporten anvendt om kvælstofindhold i jord og grundvand, hvis indholdet vurderes at stamme fra den spildte gødningsvæske. Dette for at undgå forvirring i forhold til eksempelvis en anvendelse af afværgeomatrixen (Regionernes videntcenter) for afværgeteknikker over for forurenede jord & grundvand, se kommunens påbud /3/.

5. Udførte undersøgelser - introduktion

I dette kapitel redegøres for resultaterne fra den udførte supplerende undersøgelse, der har omfattet yderligere fire håndboringer og 56 miljøtekniske boringer til afgrænsning af gødningsvandets udbredelse.

Omfang og placering af boringer fremgår af kravspecifikationen i det foreliggende påbud og det godkendte undersøgelsesoplæg. Omfanget og placeringen er med andre ord anvist og godkendt af Fredericia Kommune

Undersøgelsen i sommeren 2016 og i foråret 2017 er udført omtrent 6 og 12 måneder efter skaden indtraf i februar 2016.

I denne reviderede rapport er det valgt, at revurdere forureningens udbredelse og massebestemmelsen baseret på resultaterne fra foråret 2017. Med dette valg sker der ikke en overestimering af den nuværende forureningssituation, men samtidig er massebetragtninger af samme grund ikke nødvendigvis retvisende for den tilledte mængde gødning til jord og grundvand umiddelbart efter skaden i februar 2016. Ud fra en massebetragtning repræsenterer dette valg ikke "worst case" på spildtidspunktet, da indholdet af gødningsstoffer som nævnt vil aftage over tid i både jord og grundvand. De seneste 12 måneder vil der være pågået en spredning, fortynding, omsætning og fordampning af gødning. Nærværende rapport kan opfattes som et tidsbillede af forureningssituationen i foråret 2017, hvor øvrige data fra undersøgelsen i august 2016 afleveret i november 2016 løbende vil blive inddraget og relateret til den nuværende forureningssituation. Rapportens risikovurderinger og afværgeforslag tager af ovennævnte grunde udgangspunkt i forureningssituationen i 2017.

Boringernes placering fremgår af nedenstående situationsplan (figur 5.1) samt bilag 1.1. Boringerne fra 2016 fremgår ligeledes af denne figur. I alt er der i jorden foretaget 264 supplerende analyser for henholdsvis ammonium/ammoniak, nitrit-nitrat og total-N (som tillæg til de 150 jordanalyser fra 2016). Der er udtaget og analyseret 208 grundvandsprøver (som tillæg til de 57 vandanalyser fra 2016). Ved undersøgelsen er der i en række boringer og vandprøver konstateret ammoniaklugt og i enkelte vandprøver også misfarvning som tegn på påvirkning fra spildet med gødningsvand. Feltobservationer samt PID-målinger fremgår af borejournalerne i bilag 4.

For at fremme overblikket er analyseresultater for jord og vand som udgangspunkt samlet i tabeller vedlagt som bilag samt i relevant omfang inddraget og omtalt i rapporten.

6. Feltarbejde og prøveudtagning

Undersøgellesprogrammet /4/ er baseret på kravene i det supplerende påbud og en besigtigelse af tilgængelige arealer. Undersøgellesprogrammet /4/ er i henhold til det supplerende påbud /3/ drøftet, revideret og godkendt ved Fredericia Kommune.

Undersøgelsen er udført i perioden fra 4. april 2017 til 9. juni 2017.

Enkelte af borerne er flyttet op til et par meter i forhold til oplægget, blandt andet for at opretholde sikkerhedsafstand til ledninger i jorden. Samtlige udførte supplerende borer er efterfølgende GPS-indmålt. Koordinater er målt i koordinatsystemet UTM32 (euref89). Koter er bestemt i forhold til DVR90.

Der er udført synkronpejling af alle filtre den 11. maj 2017. Der er desuden over flere perioder udført logning af vandspejl med diverse i udvalgte borer.

6.1 Udført feltarbejde

6.1.1 Håndboringer

Der er i perioden 4. april til 9. maj 2017 udført fire håndboringer. Borerne B112 og B114 er udført i banedæmningen ved grøften og borerne B105 og B107 er udført gennem gulve i lagerbygninger hos Autohuset Vestergård. Borerne er ført til mellem 1,5 og 2 m u.t.

6.1.2 Miljøtekniske borer

Der er i perioden den 4. april til 9. maj 2017 udført 52 miljøtekniske borer. Borerne er primært udført som tørrotationsboringer med 6" sneglebor. Borerne B111, B113 og B115 er dog udført med geoprobeudstyr med udtagning af jord- og grundvandsprøver via nedrammede sonder med diameter på ca. 3-5 cm. Disse tre borer er udført som 45° skråboringer ind i banedæmningen.

Størstedelen af borerne er ført til oversiden af den dybereliggende lerjord for at afgrænse forureningen vertikalt. Borerne er således ført til dybder på op til 16 m u.t. Størstedelen af borerne er udført som forede borer dels for at kunne udføre borerne og dels for at minimere risikoen for øget vertikal spredning af forurening. Omfang og placering af borer er baseret på påbuddets bemærkninger /3/. Der er udført to korte borer under gulve i to lagerbygninger beliggende mellem Autohuset Vestergaards hovedbygning og grøften. Autohuset Vestergård var ikke umiddelbart interesseret i at få udført borer inde i hovedbygningen, men der er i stedet udført borer umiddelbart op af hovedbygningen og der er ligeledes udført poreluftmålinger under hovedbygningen ved Autohuset Vestergaard A/S, så en potentiel risiko for afdampningen er belyst og veldokumenteret.

Der er i størstedelen af borerne monteret et eller flere ø63 mm filtre til vandprøvetagning. Der er typisk anvendt filterlængder på 2-3 meter.

Borearbejdet blev udført af certificerede boreentreprenører med A-bevis (Bekendtgørelse nr. 1826 af 16. december 2015) og med miljøtilsyn ved DMR A/S.

Boringernes placering fremgår sammen med angivelse af områdets befæstelsestype af situationsskemaet i bilag 1.2. Befæstelsen fremgår ligeledes i analysetabellerne i bilag 5.1. På figuren fremgår enkelte borer, som udelukkende er anvendt til vurdering af udbredelse af palmeolie og som ikke behandles yderligere i denne rapport. Det er borerne B144a og B144b.



Figur 6.1: Oversigtskort med placering af udførte boringer.

6.2 Prøveudtagning og vandspejlslogning

Felt- og laboratoriearbejdet blev udført i henhold til DMR's kvalitetshåndbog og almene retningslinjer for branchen. DMR's kvalitetsstyringssystem er certificeret i henhold til DS EN ISO 9001:2008.

6.2.1 Jordprøver

I de udførte boringer blev der udtaget jordprøver i Rilsan-pose til PID-måling i DMR's laboratorium fra dybderne 0,1-0,2 m u.t., 0,5 m u.t. og derefter for hver halve meter til bund af boringen. Der blev i felten foretaget en geologisk beskrivelse og en vurdering af eventuelt indhold af forurening ud fra jordens udseende og lugt. På baggrund af feltobservationer og PID-målinger blev jordprøver til analyse udvalgt til analyse. Endvidere blev der udtaget jordprøver i prøveemballage udleveret af analyselaboratoriet specifikt til denne opgave til efterfølgende kemisk analyse.

Alle jordprøver opbevares på køl i mindst 6 mdr. hos analyselaboratoriet med henblik på udførelse af eventuelt supplerende analyser.

6.2.2 Vandprøver

Der er udtaget grundvandsprøver fra alle nye filtre og fra alle filtersatte boringer fra 2016. Alle grundvandsprøver er udtaget i maj 2017. Prøverne blev udtaget med whalepumpe efter forpumpning. Der kunne ikke udtages vandprøver fra boringerne B23 og B37, da disse boringer

ikke var tilgængelige. Data vedrørende prøveudtagningen, herunder pejleresultater og målinger af ledningsevne, ilt, pH og temperatur, er vedlagt i bilag 3. Vandprøver fra geoprobeboringerne B11, B113 og B115 er udtaget direkte fra sonden af borefirmaet probing.dk.

6.2.3 Vandstandslogging

Med det formål at kortlægge strømningsforholdene på havneområdet er der i undersøgelsesperioden udført fire logningsperioder. Logningen har fokuseret på strømningsforhold omkring de tidligere kyststrækninger og på at undersøge evt. afvigende strømningsforhold i forhold til strømningsbilledet fra undersøgelsen i 2016. Der er anvendt vandstandsloggere (divere) af typen MiniDiver og CeraDiver fra ROTEK A/S, der har været placeret i det relevante undersøgelsesområde og desuden har der været installeret en CeraDiver yderst på molen (kaj 23) i Møllebugthavnen til måling af vandstandsændringer i havnebassinet.

For at kunne korrigere for det tryk som det atmosfæriske tryk (barometertryk) påfører vand-spejlet, er der endvidere ophængt en BaroDiver (MiniDiver i luftmedium) på havneområdet. Kompensation for barometertryk er efterfølgende beregnet i softwaren Diver-Office 2016. De kompenserede værdier er relateret til de indmålte koter for toppen af boringerne (referencepunkt).

Resultater fra logningerne og tolkning af dataene fremgår af afsnit 8.

6.3 Slug test – feltforsøg

Der er i perioden 16.-17. maj 2017 udført i alt seks slugtests. Data fra testene og efterfølgende beregninger af hydraulisk ledningsevne fremgår af bilag 3.

6.4 Poreluftprøver

Der er i april 2017 udført i alt 19 poreluftprøver og 1 udeluftreference. Data fra feltmålinger fremgår af bilag 3.

Fredericia Shipping accepterede ikke udførelse af poreluftmålinger under gulvet i bygningen, hvorfor disse ikke er udført.

6.5 Analyseprogram

6.5.1 Jordanalyser

Jordprøver udtaget i Rilsan-posere blev tempereret i ca. 18-24 timer ved rumtemperatur, hvorefter der blev foretaget PID-måling på prøverne. Der blev anvendt en PID-måler af mærket Mini Rae Lite, som var kalibreret med en 100 ppm isobuthylengasblanding. Det højeste udslag blev noteret. PID-målingen giver et mål for jordens indhold af flygtige gasser som ammoniak, jf. det godkendte undersøgelsesoplæg /4/. PID-udslag på 1-5 kan dog skyldes jordens naturlige indhold af organisk stof. PID-resultater fra de udførte boringer fremgår af boreprofilerne i bilag 4.

Jordprøver blev udvalgt til kemisk analyse dels på baggrund af det fremsendte undersøgelsesoplæg og dels på baggrund af feltobservationer, geologisk bedømmelse af samtlige jordprøver samt ved forhøjede PID-målinger.

En stor del af de udtagne prøver er analyseret for pH og indhold af gødningsstoffer – enten som total-N og med fraktionerne ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit eller kun som total-N. Alle resultaterne fremgår af analysetabeller i bilag 5.1.

Alle kvælstofanalyserne er udført på laboratoriet Eurofins Miljø A/S, der også udførte de kemiske analyser ved undersøgelsen i 2016. De anvendte analysemetoder er ligeledes tilsvarende metoderne anvendt ved undersøgelsen i 2016 og fremgår af de vedlagte analyserapporter i bilag 5.5.

Der er på seks jordprøver udført en udvaskningstest, hvor der er bestemt indhold af total-N i eluatet efter en 1-trins batchtest. Testene er udført på laboratoriet Højvang A/S med udgangspunkt i standarden DS/EN 12457-1. Analyseresultater fremgår ligeledes af analyserapport i bilag 5.4.

Der er på seks jordprøver foretaget en bestemmelse af kornstørrelsesfordeling til brug for bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne (k) og dermed flux. Der er ligeledes udført bestemmelse af glødetab på disse prøver. Disse bestemmelser er udført i DMRs eget geotekniske laboratorium, jf. Laboratoriehåndbogen, dgf-bulletin 15, dec. 2001. I bilag 3 fremgår resultater af de udførte forsøg og der er på baggrund af disse resultater beregnet hydrauliske ledningsevner.

Der er derudover foretaget en DNA sekvensanalyse på i alt 23 jordprøver fra umættet og mættet zone i borerne B119, B121, B14ny, B38ny, B145, B146, B147 og HB5ny. Analysen er foretaget af firmaet DNAsense ApS, Aalborg. DNA sekvensanalyser er udført for at imødekomme Fredericia Kommunes bemærkninger i påbuddets punkt 7, hvor "det skal vurderes, hvordan biomassen har reageret på udslippet, og i hvilke omfang biomassen har bidraget til omsætning af kvælstofforbindelser og ophobning i biomassen, såvel inden for i det påvirkede område som nedstrøms det påvirkede område".

6.5.2 Vandanalyser

Alle grundvandsprøver er analyseret for pH og kvælstof i form af total-N, ammonium/ammonik-N og nitrat/nitrit-N. Enkelte prøver er desuden analyseret for urea.

Der er udført boringskontrol på i alt 11 grundvandsprøver fra både højtliggende og dybtliggende dele af den mættede zone.

Der er ligeledes udført en sekvensanalyse på seks grundvandsprøver fra borerne B3, B38-2, B142-3, B119, B121 og B133-3.

Endelig er der udført en nitrifikationshæmningstest på vandprøver fra borerne B5, B16, B32, B39, B52 og B143-3. Analyseresultater fremgår af bilag 5.4.

7. Kvælstofkredsløbet og biomasse

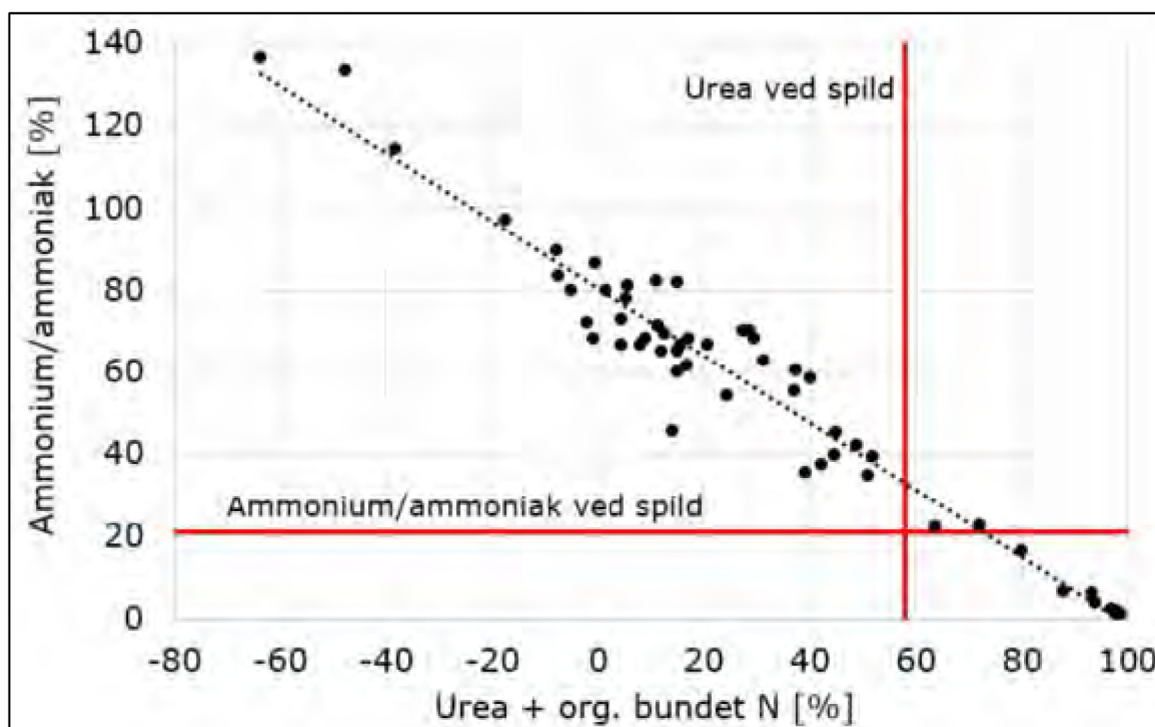
I undersøgelsesrapporten fra 2016 /2/ er beskrivelsen af kvælstofkredsløbet baseret på samarbejder med forskere fra Københavns Universitet og Forskningscenter Foulum under Aarhus Universitet. Foulum har endvidere haft undersøgelsesrapporten /2/ til kommentering.

I denne rapport er den konceptuelle model for kvælstofkredsløbet revurderet og suppleret med eksempelvis specifikke DNA-analyser. Arbejdet er planlagt og udført i et tæt samarbejde med forskere fra Aalborg Universitet. Alle resultater, beregninger og vurderinger i denne forbindelse er eksternt kvalitetssikret og godkendt ved professor Jes Vollertsen, Aalborg Universitet /49/. Da en stor del af arbejdet med kvælstofkredsløbet er udført i perioden marts-april 2017 er en del af dataanalyserne udført på data fra undersøgelsen i 2016 /2/. Tolkninger på data fra 2017 vurderes dog at underbygge tolkningerne af data fra 2016.

7.1 Indhold og forskydning af urea

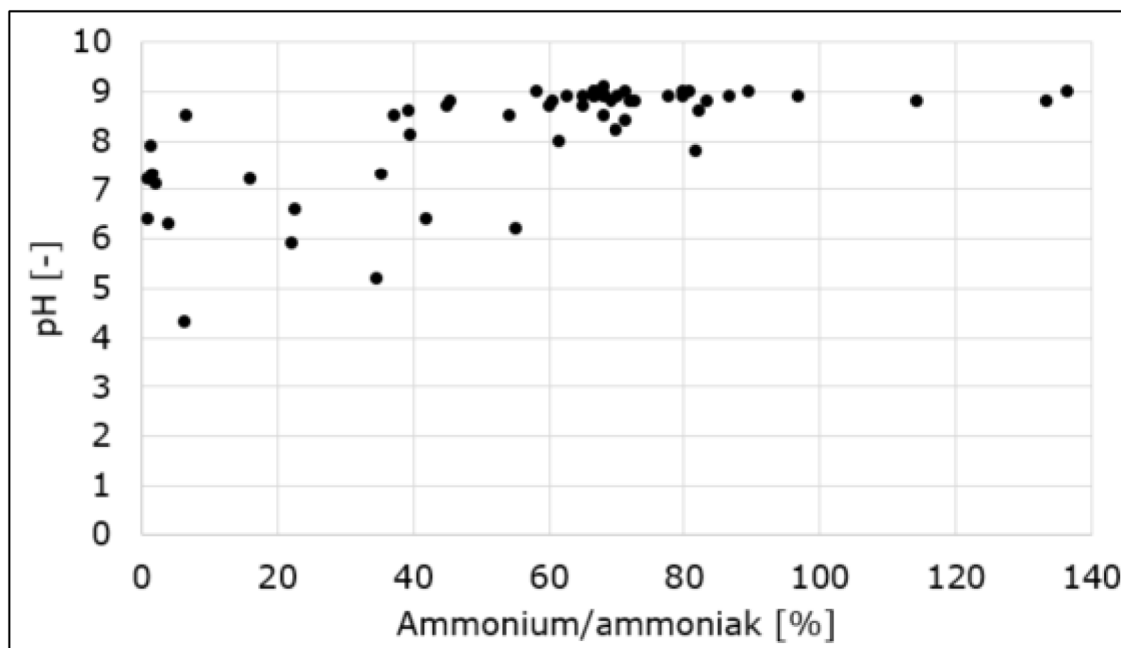
Urea ved amid-N (urea) udgør samlet 2.780 ton total-N eller ca. 58 % af den samlede spildmængde på ca. 4.800 ton. Det er ikke muligt, at måle indholdet af urea direkte i jordprøverne, men fratrækkes total-N indholdet af ammonium/ammoniak og indholdet af nitrit/nitrat, kan indholdet af urea + organisk bundet kvælstof estimeres. Betragtes medianen af den procentuelle ammonium/ammoniak koncentration, ligger den på 66 %, medianen for nitrit/nitrat er 15 % og medianen for urea + organisk bundet N er 17 %. Fraktionen af nitrat er omtrentligt uændret eller faldet minimalt i forhold til N32 og N16.

Endvidere viser resultaterne fra /1/, at der er sket en betydelig forskydning i fraktionen af urea og ammonium/ammoniak i løbet af de første 6 mdr., da urea ved udslippet gennemsnitligt udgjorde 58 % og ammonium/ammoniak 21 %. I nedenstående figur, er forholdet mellem det procentuelle indhold af ammonium/ammoniak og det estimerede indhold af urea + organisk bundet N visualiseret. Uanset usikkerheder på analyseresultaterne, illustrerer nedenstående figur entydigt, at der er sket en omsætning af urea til ammonium/ammoniak. Det er tilfældet i langt størstedelen af jordprøverne, da fraktionen af urea er under 58% i langt de fleste prøver, og fraktionen af ammonium er over 21% i langt de fleste jordprøver.



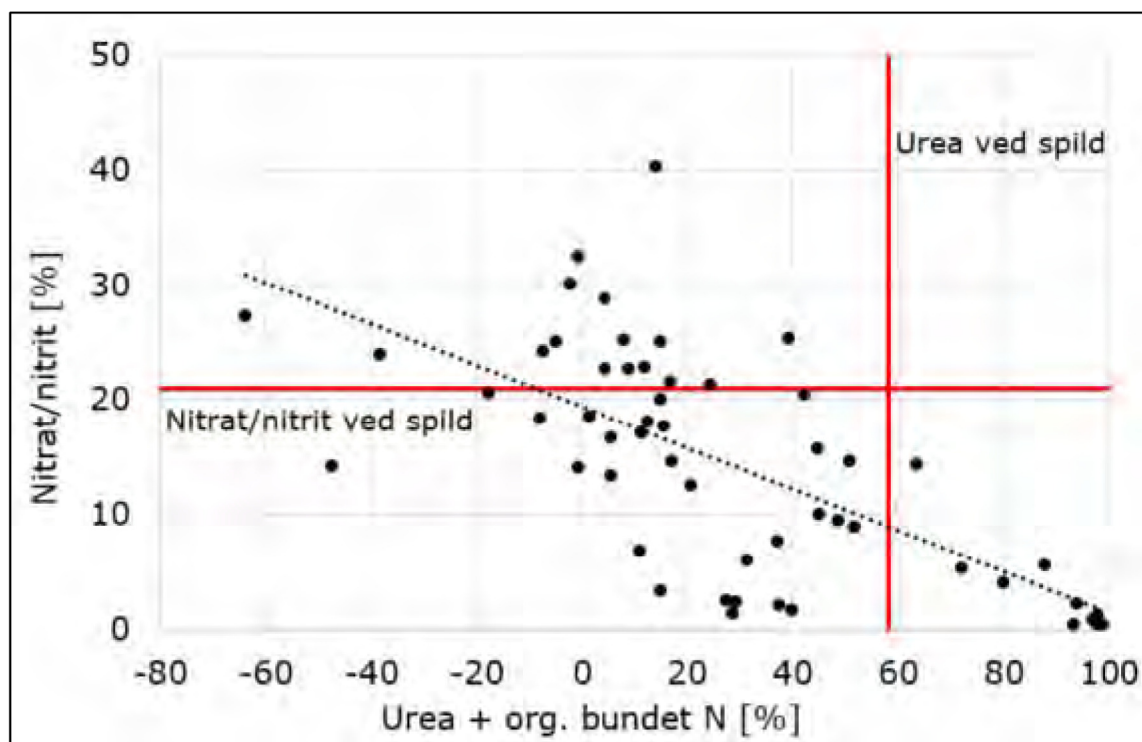
Figur 7.1: Forhold mellem det procentuelle indhold af ammonium/ammoniak samt urea + org. bundet N.

Betragtes jordprøver med total-N koncentration over baggrunds niveauet, er der endvidere identificeret en tendens til stigende pH, desto større fraktionen af ammonium/ammoniak er i jordprøverne. Dette er visualiseret i nedenstående figur. En stigende pH vil medføre frigivelse af kvælstof via ammoniak fordampning.



Figur 7.2 Procentuelt indhold af ammonium/ammoniak plottet mod pH i jordprøver med total-N koncentration over baggrunds niveauet.

Der er udarbejdet et tilsvarende plot for sammenhængen mellem relativ nitrat-/nitritkoncentration og urea + organisk bundet N, som ses af nedenstående figur.



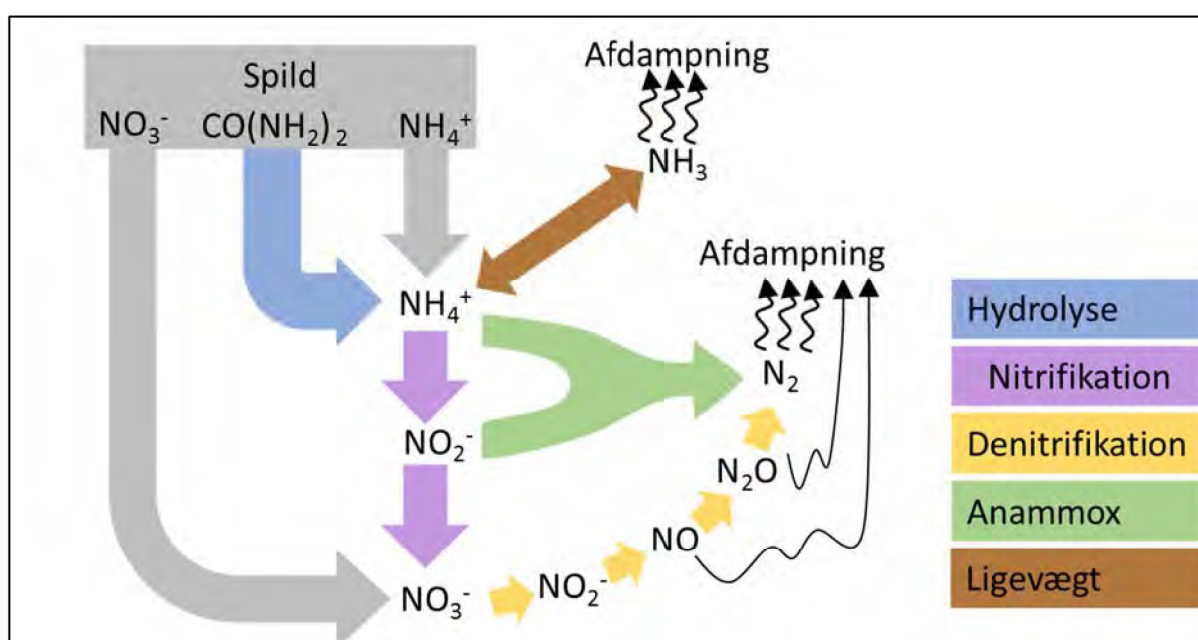
Figur 7.3 Procentuelt indhold af nitrit/nitrat plottet mod procentuel urea + org. bundet N i jordprøver med total-N koncentration over baggrunds niveauet.

Som det fremgår af figur 7.3, kan der være en svag tendens til øget nitratindehold desto lavere indhold af urea. Som beskrevet ovenfor ligger medianen for nitrat/nitrat på 15%, hvilket er under eller på niveau med udgangsniveauet på 21%. Når der ses en svag tendens til øget nitratindehold ved lavere indhold af urea + organisk bundet N, hænger det sandsynligvis sammen med, at ammoniumindholdet også er øget ved lave relative indhold af urea + organisk bundet N. Nitratindeholdet kan dermed skyldes omsætning af ammonium via nitrifikation, hvilket er uddybet nedenfor.

7.1.1 Primære processer der påvirker kvælstof sammensætningen på Fredericia Havn

Kvælstofkredsløbet er relativt velbeskrevet (eks. /6/ og /7/), og af figur 7.4 fremgår en tilpasset version af kvælstofkredsløbet, der viser de vigtigste reaktioner for omdannelsen af kvælstof på Fredericia Havn efter spildet.

Hvilke reaktioner der reelt er vigtigst vil helt afhænge af forskellige lokale forhold, såsom tilgængelighed af ilt og kulstof.

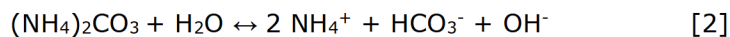
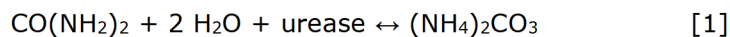


Figur 7.4 Oversigt over reaktioner fra kvælstofkredsløbet der er relevante for omdannelsen af kvælstof på Fredericia Havn.

Som det fremgår af figur 7.4 er der overordnet fem processer, der er vigtige for omsætningen af nitrat (NO_3^-), urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) og ammonium (NH_4^+), og som i sidste ende kan resultere i, at det spildte kvælstof ender som en flygtig forbindelse (NH_3 , NO , N_2O og N_2), der kan afdampe til atmosfæren, og medvirke til at spildet ikke udvaskes til Lillebælt. Det bemærkes, at afdampning af lattergas (N_2O) til atmosfæren er en relativ aggressiv drivhusgas (310 gange mere kraftig end CO_2). Fraktioner af kvælstof der er bundet som nitrat, urea, ammonium eller nitrit vil være opløst i vandfasen eller porevand i jorden (gælder både umættet og mættet zone – dvs. over grundvandsspejlet eller i grundvandet under grundvandsspejlet).

Urea - hydrolyse

Hydrolyse af urea kan forekomme enzymatisk (se eks. /7/), men der er i litteraturen også eksempler på spontan kemisk hydrolyse af urea, som dog primært er dokumenteret ved forhøjede temperaturer over 100°C /8/. Som det fremgår af nedenstående ligevægte hydrolyseres urea under tilstedeværelse af det mikrobielt producerede enzym urease til ammonium (NH_4^+) og hydrogencarbonat (også kaldet bikarbonat, HCO_3^-) /9/, /10/, /11/:



Processen foregår typisk på overfladen af fugtig jord, på planterester eller på levende plante-materiale /11/, og eftersom enzymet urease produceres af en række forskellige organismer i jorden, foregår omdannelsen af urea til ammonium og hydrogencarbonat relativt hurtigt /12/, /13/ med rater på 20-50 mg N/kg/h /14/. Urease findes både i levende mikrobielle celler og som et ekstracellulært enzym frigivet til jordmiljøet ved celledød /15/, og det er således den kombinerede aktivitet af intra- og ekstracellulært urease, der bestemmer den hastighed, hvor-med urea hydrolyseres i jord /16/. I /2/ er det dokumenteret i et pilotforsøg at hydrolysen forekommer relativt hurtigt efter et spild.

Enzymatisk hydrolyse foregår generelt hurtigst i topjord, hvor dels den mikrobielle aktivitet er størst og indholdet af næringsstoffer, organisk stof og ilt er større end i dybereliggende jordlag /16/. Således er hydrolysen af urea i /16/ konstateret at forløbe gennemsnitligt tre til otte gange hurtigere i topjord (0-0,15 m u.t.) end i dybereliggende jordlag (0,30-0,80 m u.t.).

I et feltforsøg er omfanget og hastigheden af hydrolyse af urea i grænsefladen mellem over- og underjord undersøgt ved injektion af urea i grænselaget mellem over- og underjord (0,3 m u.t.) og efterfølgende målinger af koncentrationen af en række N-forbindelser i tre målepunkter beliggende 5-65 cm fra injektionsstedet /17/. Omdannelsen af urea til ammonium indikeredes at foregå hurtigt/umiddelbart, idet tilførsel af urea til grænsefladen mellem overjorden og det impermeable lerlag medførte hurtige og signifikante stigninger i koncentrationen af ammonium i målepunktet beliggende tættest på injektionsstedet /17/. Denne umiddelbare stigning i ammoniumkoncentrationen omkring injektionsstedet indikerer urease-aktivitet i grænsefladen mellem over- og underjord /17/.

Efter den første umiddelbare stigning forblev koncentrationen af ammonium i målepunktet 5 cm fra injektionsstedet på nogenlunde samme niveau gennem resten af forsøgsperioden på ca. 50 dage /17/. I målepunkterne, beliggende længere væk fra injektionsstedet, konstateredes gradvist stigende ammoniumkoncentrationer over tid, mens der ikke blev fundet niveauer af NO_3^- , NO_2^- , N_2O eller N_2 over baggrunds-niveauerne /17/.

Lignende observationer med nogenlunde konstante niveauer af ammonium over ca. 50 dage konstateret i den periodevist vandlidende jord i målepunkt tættest på injektionsstedet /17/ er i overensstemmelse med den tendens til stabilisering af ammoniumniveauet, som blev fundet i /16/. Samlet kan resultaterne indikere en vis tilbageholdelse af kvælstof i form af ammonium i (periodevist) vandlidende/vandmættede jorde.

Hvilke omdannelsesprocesser af kvælstof, der foregår, er tilsyneladende afhængigt af dybden. /17/ konkluderer, at der i dårligt drænede jorde (0,3 m u.t.) kan være et betydeligt potentiale for mikrobielt medieret omdannelse af kvælstof i grænselaget mellem top- og underjord, og at nitrat i denne zone kan undergå hurtig denitrifikation /17/. Generelt må der terrænnært forventes at være relativt mere organisk stof end i dybereliggende jordlag, og hvis dræningsegenskaberne er dårlige kan der forventes relativt dårlig geniltning, hvilket kan forklare tendensen til øget denitrifikation terrænnært sammenlignet med dybere zoner, f.eks. under pløjelaget.

Hydrolysehastigheden stiger med stigende pH /16/, /18/, hvilket kan indikere en favorisering af væksten af ureaseproducerende mikroorganismer ved højere pH /16/. /16/ har i en topjord målt ændringer i hastigheden af den enzymatiske hydrolyse på op til 0,54 mg urea-N kg^{-1} jord h^{-1} pr. pH-enhed. I pløjelaget fra en landbrugsjord er en pH-stigning fra 5,4 til 6,8 fundet at

øge hydrolysehastigheden med 21% og dermed reducere opholdstiden for urea i jorden fra 5,2 til 4,3 dage.

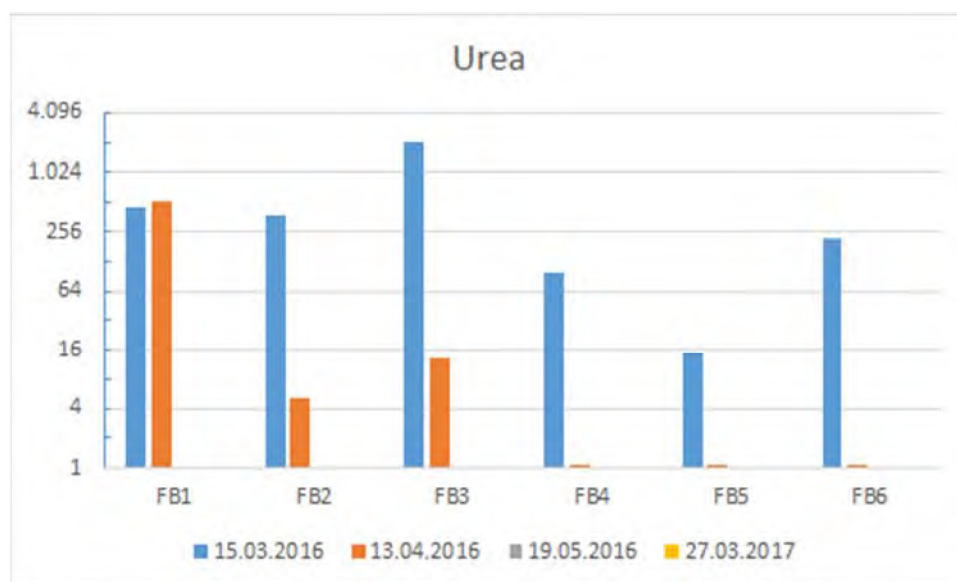
Desuden stiger hastigheden af urea-hydrolysen med stigende temperatur /19/ og eftersom den efterfølgende omdannelse af natriumcarbonat til ammonium sker under forbrug af H^+ -ioner, vil øget temperatur også medføre en hurtigere stigning i jordens pH.

Som følge af den høje nedbrydningshastighed detekteres urea generelt ikke i jord, hvorimod nedbrydningsprodukter såsom ammonium, (nitrit) og nitrat sædvanligvis kan måles (/16/, /20/).

Da der kan forekomme store tab af kvælstof i form af ammoniak (afdampning) ved anvendelsen af urea som gødning i landbruget /21/, tilsættes sædvanligvis en urease-inhibitor, som nedsætter hastigheden, hvormed urea hydrolyseres til ammonium og hydrogencarbonat /22/. Eftersom der ikke er tilsat en sådan inhibitor til det spildte gødningsvand, underbygger det yderligere, at mulighederne for at urea omsættes til ammonium via hydrolyse er optimale, og sandsynligvis sket relativt hurtigt efter spildet.

I henhold til /23/, er evnen til at producere urease vidt udbredt til mange forskellige bakteriearter, men de fleste bakterier er i henhold til /6/ inhiberet af ureasekoncentrationer ned til 2 %, men nogle underarter af *Sporosarcina* kan tolerere forhøjede ureakoncentrationer og er ofte fundet i jord, hvor der udledes urin.

Fredericia Shipping er beliggende uden for lavningsområdet, dvs. beliggende uden for områder som NIRAS opfatter som påvirket med gødning. Uagtet denne antagelse er der i jord og grundvand påvist høje indhold af gødning i arealer ved og omkring Fredericia Shipping. Der er omkring kontorbygningen ved Fredericia Shipping udført seks korte filtersatte borer, benævnt FB1-FB6. Boring FB1-FB6 er udført af DGE på vegne af Topdanmark Forsikring, og resultaterne er ikke medtaget i DMR undersøgelsesrapporten dateret 11. november 2016. Nedenstående figur viser koncentrationsniveauet for urea, og dets udvikling over et år, fra marts 2016 til marts 2017.



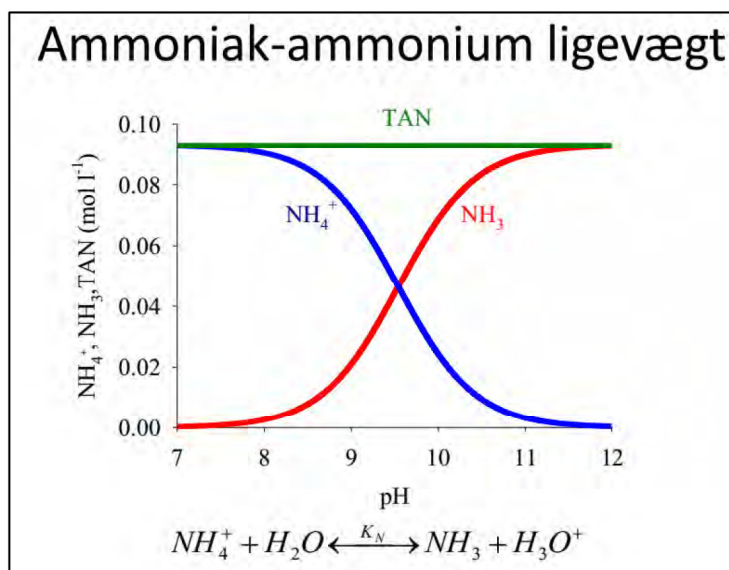
Figur 7.5 Indhold af urea i vandprøver (mg/l) i FB1-FB6.

Som det fremgår af figur 7.5 er der allerede ved prøvetagningen i maj 2016 ikke påvist signifikante indhold af urea i vandprøverne fra FB1-FB6. Dette bekræfter, at der pågår en massiv

hydrolyse, og/eller fortynding af urea i grundvandszonen. Ved en enzymatisk urease omdannes urea til ammonium, som indgår i en ligevægt mellem ammonium-ammoniak. Foulum /50/ vurderer, at urease vil være dominerende og størst i de øverste jordlag, men Foulum forventer, at der kan pågå en signifikant urease i alle jordlag, selv i dybereliggende jordlag til eksempelvis 4-6 m u.t. – uanset om det er beliggende i eller over grundvandsspejlet.

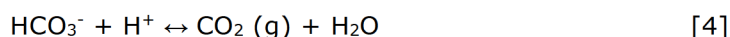
Ligevægt

Som det fremgår af reaktionsligning [2], medfører omdannelsen af urea en stigning i pH (i kraft af en stigende koncentration af OH^-), afhængigt af jordens pH og bufferkapacitet /11/. Den ved reaktionsligning [2] dannede ammonium indgår i en pH- og temperaturafhængig ligevægt med ammoniak. Ligevægtens pH afhængighed er visualiseret i figur 7.6.



Figur 7.6 Bjerrum-diagram for ammonium og ammoniak.

Både ammonium (NH_4^+) og hydrogencarbonat (HCO_3^-) indgår i ligevægt med gasser i atmosfæren, hvorfor der kan forekomme fordampning af ammoniak (NH_3) og kuldioxid (CO_2) /11/, /22/:



Da kuldioxid (CO_2) er 300 gange mindre vandopløseligt end ammoniak (NH_3), fordamper CO_2 hurtigst af de to molekyler. Jf. reaktionsligning [4], vil dette medføre en stigning i pH i kraft af et forbrug af H^+ -ioner. Samlet set forskydes ligevægtene [3] og [4] mod højre, resulterende i et øget tab af ammoniak (NH_3) ved fordampning /11/. Jo højere pH, jo større fordampning /23/, /24/.

Forholdet mellem basen ammoniak og den korresponderende syre, ammonium, i en opløsning afhænger af pH og syrestyrkeeksponenten, pK_a , som for ammoniumionens vedkommende ligger på 9,24 /24/. Når pH har samme værdi som pK_a , er koncentrationerne af ammonium og ammoniak i opløsningen lige store, mens ammonium vil dominere ved lavere pH. Som tommelfingerregel vil der ved pH 8,24 være 90 % ammonium og 10 % ammoniak, mens der ved pH 10,24 vil være 10 % ammonium og 90 % ammoniak. Forholdet mellem syren (ammonium) og basen (ammoniak) som funktion af pH kan afbildes i et såkaldt Bjerrum-diagram (figur 7.6).

Sædvanligvis er pH-værdier omkring 7 mest relevante i forbindelse med jordbundskemi, men der er i jordprøverne udtaget på Fredericia Havn målt pH-værdier i intervallet 6,5-9,2 og visse steder helt op til 10. Som det fremgår af Bjerrum-diagrammet, vil der allerede ved pH-værdier

omkring 8 være ammoniak i opløsningen, som potentielt kan afdampe. Der vil således i jord eller jordvæske, hvor der er målt pH-værdier over 8 være potentiale for afdampning af ammoniak. I takt med en fordampning af ammoniak kan pH falde grundet en forsurende, da der sker en forskydning af ligevægten mellem NH_4^+ og NH_3 i retning mod NH_4^+ . Med andre ord fordamper der efterhånden mindre ammoniak /23/.

Ammoniakfordampningen er typisk størst (meget stort, /9/) de første seks til 24 timer efter udbringning af urea, særligt på ubevokset jord, hvorefter omfanget af fordampningen aftager /9/. Således vil ca. halvdelen af den samlede ammoniakfordampning fra gylle udbragt på jordoverfladen/marker finde sted i løbet af de første 12 til 24 timer efter udbringning /9/. Noget tilsvarende kan formentlig forventes for gødningsspildet på Fredericia Havn. Forskellige faktorer har indflydelse på fordampningen af ammoniak fra urea, herunder temperatur, vindhastighed og nedbørsmængde.

Fordampningen af ammoniak fra urea stiger med stigende temperatur /9/, /22/, /23/, /21/ hvorfor fordampningen er større i sommerhalvåret end i vinterhalvåret /9/. Allerede ved lave temperaturer er der imidlertid risiko for en vis ammoniakfordampning fra urea /23/. Ammoniakfordampningen stiger med stigende vindhastighed /9/, /22/. De første seks dage efter spildet lå middelvindhastigheden i intervallet 5-10 m/s, hvorefter den faldt til under eller lige omkring 5 m/s /25/.

Da der som nævnt ovenfor ikke er tilført ureaseinhibitor inden spildet skete kan afdampningen i Fredericia forventes at være markant højere end referencer med urea, N-16 og N-32 tilsat inhibitor. Der kan formentlig forventes en maksimal fordampning på 20-50 % af det tilførte kvælstof /13/, /23/. Uden yderligere dokumentation oplyser NIRAS, at deres konservative bud på en afdampning af ammoniak har været under 1% og derfor er uden betydning for vurdering af massebalancen. NIRAS baserer bl.a. sin argumentation på en perspektivering til antallet af slagtesvin i Danmark, og en fordampning svarende til 3,2 mio. slagtesvin årligt. NIRAS oplyser dog, at en del af ammoniakken fra slagtesvinestalde er partikulært bundet og lugtbilledet i det hele taget er anderledes end hvis der var tale om ren ammoniak, da der bl.a. indgår svovlforbindelser, men eksemplet illustrerer, at generne ved en ammoniakfordampning af denne størrelse ville have været mærkbare. En argumentation baseret på antallet af slagtesvin opfattes af DMR som sekundær og uden reel årsagssammenhæng med de faktiske forhold på Fredericia Havn. Ifølge notatet er NIRAS ikke bekendt med oplysninger om vedvarende gener fra ammoniak på havnen efter spildet.

7.1.2 Afdampning fra befæstede overflader ved Fredericia Shipping

Efter udslippet blev der bl.a. udført skadesbegrænsninger ved Fredericia Shipping, og kontorlandskaber i stueetagen blev flyttet til 1. sal. Samtidig blev der igangsat omfattende afrensninger af betonflader/bygningsdele, opsat aktiv luftrensning samt ventilation med etablerede lugt-afskærmninger mellem bl.a. stueetagen og 1. sal. Trods de gennemførte afværgeforanstaltninger klagede medarbejdere over gener i perioden efter skaden, hvilket foranledigede målinger for ammoniak den 26. marts 2016, dvs. mere end 7 uger efter skaden. B-værdien i forhold til arbejdsmiljøet er 14 mg/m³. Medarbejderne klagede over kraftige lugtgener med ammoniak, selvom arbejdspladsen på 1. sal var isoleret og afskærmet. I alle de berørte lokaler i stueetagen blev der før og efter afrensning af overflader registreret høje måleværdier og kraftig ammoniaklugt. Det påpeges, at påvirkningen af de befæstede arealer som gulve har været kortvarig.

Der blev foretaget luftmålinger af Arbejdsmiljøeksperter med en Phoccheck Tiger med serienr. T-109339 og logning af målinger hvert 5. sekund i kælderetagen, stueetage og 1. sal. Uagtet en hurtig skadesbegrænsende indsats med fjernelse af gødningsvand, har Arbejdsmiljøeksperter i det måletekniske notat oplyst, at der ved målinger den 26. marts 2016 (efter 7 uger) i kælderetagen er målt op til 9 ppm (ca. 6 mg/m³), og lugten var kraftig. Måledata fra disse

luftmålinger fremgår af figur 7.7. Afdampningen af ammoniak skyldes ikke urease, men ligevægten mellem ammonium-ammoniak, som selv på betonoverflader, og efter 7 uger, fortsat medførte massive afgivelser af ammoniak. Disse målinger er i fuld overensstemmelse med feltobservationer fra området.



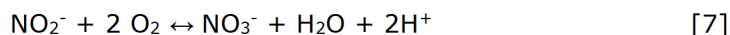
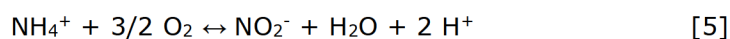
Figur 7.7: Resultat af luftmålinger den 26. marts 2016 udført af Arbejdsmiljøeksperten (mg/m³).

Det påvirkede område er opgjort til ca. 267.200 m², hvoraf ca. 51.100 m² er ubefæstede arealer (20 %). Fra 80% af arealet må der forventes at være en sket påvirkning og tilbageholdelse/diffusion i materialer af gødning med en potentiel afdampning fra overflader.

DMR har ud fra forsigtighedsprincippet valgt at udelade fordampningen af kvælstof i masseopgørelsen efter 12 måneder (nærværende undersøgelse), selvom den vurderes at være signifikant og dermed have betydning for massebalancen.

Nitrifikation

Nitrifikation er en iltforbrugende proces /26/, hvor ammonium (eller ammoniak) iltes over nitrit til nitrat /26/ ved reaktionsligningerne [5] og [6] som er samlet til en ligning [7]:



Indtil for nylig er nitrifikation blevet betragtet som en proces der forekommer i 2 trin - henholdsvis ammonium oxidation (ligning [5]) og nitritoxidation (ligning [6]) af ammoniumoxiderende bakterier (AOB) og nitritoxiderende bakterier (NOB). Gruppen af ammoniumoxiderende bakterier er eks. repræsenteret ved *Nitrosospira* og *Nitrosomonas* og nitritoxiderende bakterier er repræsenteret ved eks. *Nitrobacter* og *Nitrospira* /27/. Der er dog nu også identificeret undergrupper af *Nitrospira*, som kan udføre hele nitrifikationsprocessen (ligning [3]) /48/.

Generelt er nitrificerende bakterier følsomme overfor lave iltkoncentrationer og i /26/ er der beskrevet en halvmætningskonstant på 0,5-1 g ilt/m³ svarende til at processen forløber med halvdelen af den maksimale hastighed ved denne iltkoncentration. Det er endvidere beskrevet i /28/, at der skal bruges 4,6 kg O₂ for at oxidere 1 kg ammonium-N. Tages udgangspunkt i

medianen for den relative andel af ammonium på 66% ud af total-N i jord og grundvand (1.880-2.950 ton total-N), skal der således bruges 5.200-8.200 ton ilt for at oxidere alt ammonium.

Selvom der regnes med tilførsel af fuldt iltmættet grundvand til området og en estimeret flux på vil der, såfremt der ikke sker en udvaskning/flux til Lillebælt, teoretisk gå mere end 4.000 år inden der er tilført ilt nok til at nitrifikation alene kan omsætte alt ammonium til nitrat.

For at skønne en (meget overestimeret) tilførsel af ilt til området, kan der som eksempel antages, at forureningen vinkelret på strømningsretningen har en udbredelse på ca. 600 m og at det vandførende sandlag har en mægtighed på maksimalt 4 m mod nordvest som ligger opstrøms forureningen, samt hydraulisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-4}$ m/s og en gradient på 0,005. Antages endvidere et relativt højt iltindhold på 10 mg/L i grundvandet, svarer det til, at der trænger ca. 0,4 ton ilt ind i zonen pr. år. Der vil altså gå mere end 10.000 år inden der er tilført ilt nok til at nitrifikation alene kan omsætte alt ammonium til nitrat. Ved dette simple overslag er det endvidere antaget, at alt ilt der trænger ind går til nitrifikation, og uden at skele til realistiske omsætningsrater for nitrifikation, hvilket yderligere underbygger, at der ikke er mulighed for tilstrækkelige nitrifikation til, at det kan have en nævneværdig effekt på ammoniumindholdet. Der vil givetvis også blive tilført en vis mængde ilt via geniltning på overfladen af grundvandsspejlet, men det vurderes stadig ikke, at dette vil være tilstrækkeligt til, at nitrifikation kan medføre en betydelig omsætning af ammonium til nitrat.

Anammox

Ved anammoxprocessen omsættes ammonium først til nitrit under aerobe forhold, hvorefter ammonium oxideres med nitrit som elektronacceptor under anaerobe forhold og der produceres frit kvælstof. Processen forløber efter reaktionsligning [8] /6/.



Ved spildevandsrensning har driften både været styret med skiftende aerobe og anaerobe forhold i en reaktor, og ved at selekterer for granuler med nitritproducerende nitrifikanter på overfladen i en aerob zone og anammox bakterierne i midten af granulerne i en anoxisk zone.

Anammox bakterierne hører i henhold til /6/, /48/ og /29/ til phylum Planctomycetes, og er relativt velbeskrevne i aktiv slam anlæg. Anammoxprocessen er endvidere dokumenteret at forekomme i jord, under grundvandsspejlet, hvor der også blev konstateret øget antal bakterier relateret til anammoxbakterierne fra renseanlæg /29/. Selvom Anammox i henhold til /30/ reducerer iltbehovet med ca. 60% (svarende til ca. 1,8 kg ilt/kg ammonium-N) sammenlignet med en konventionel kombination af nitrifikation/denitrifikation til fuldstændig omsætning af ammonium til frit nitrogen vurderes det heller ikke, at denne proces har en betydelig effekt på frigivelsen af ammonium, da der dermed vil gå minimum ca. 1.400 år inden alt ammonium er iltet med den mængde ilt, der trænger ind med grundvandet.

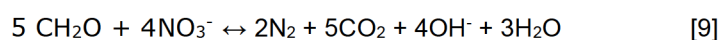
Samlet set vurderes det på baggrund af ovenstående at anammox kan forekomme i grundvandszonen, men at den samlede effekt på fjernelsen af ammonium vil være uden reel betydning i forhold til en naturlig omsætning og fjernelse af gødningsstofferne i jord og grundvand.

Denitrifikation

Ved denitrifikation omdannes nitrat under anoxiske forhold til frit nitrogen med flere mellemprodukter, som vist i figur 7.4. Afdampningen som frit nitrogen (N_2) betyder, at det pågældende kvælstof er ude af systemet (også ift. havmiljøet), og ikke længere udgør et miljøproblem. Forløber processen ikke optimalt, kan der som anført i figur 7.4 i stedet dannes lattergas (N_2O), hvilket er en drivhusgas. Denitrifikation foregår i såvel mættede som umættede (periodevist mættede) jorde /31/. En lang række af primært heterotrofe (fakultativt anaerobe) bakterier, som er tilstede i stort set alle jorde, kan forestå omdannelsen af nitrat. For de nitratreducerende

bakterier er anvendelsen af NO_3^- som elektronacceptor mindre favorabel end anvendelsen af O_2 /31/. Hovedparten af de denitrificerende bakterier udfører derfor kun denitrifikation, når der ikke er tilstrækkeligt med ilt tilstede, hvilket i de fleste jorde vil være under/efter regnvejrshændelser, hvor porerne i jorden vandmættes og hastigheden af diffusionen af ilt nedsættes væsentligt /31/. Denitrifikationsprocessen starter således typisk ved et vandfyldt porevolumen på 60% og opefter /31/. Denitrifikation styres desuden af jordens indhold af organisk stof og nitrat. Organisk stof er vigtigt, fordi de fleste denitrificerende bakterier er heterotrofe og kræver organisk stof som elektrondonor, mens nitrat som tidligere nævnt fungerer som elektronacceptor. Dét, at mange af de denitrificerende bakterier er fakultativt anaerobe, vil sige, at de foretrækker at anvende ilt som elektronacceptor, men at de kan skifte til anaerob metabolisme, når iltindholdet i jorden når under en vis grænse. Inhibering af denitrifikation kan i mættet jord ske ved at udtørre jorden eller på anden vis belufte den /31/.

Den overordnede reaktionsligning for denitrifikation med CH_2O som kulstofkilde fremgår af ligning [9] /28/.



Som nævnt, kræver denitrifikation ud over anoxiske forhold tilstedeværelse af organisk stof, som kan fungere som elektrondoner, og i anvendes kulstofkilden vist i ligning [9] skal der anvendes 2,68 kg org. stof/kg nitrat-N. Omsætningsraten vil endvidere være afhængig af hvor let omsættelig en kulstofkilde der anvendes, hvorfor der i renseanlæg ofte anvendes relativt simple kulstofkilder som metanol eller ethanol. På havnen, må det forventes, dels at der er relativt lidt organisk kulstof tilstede og det der måtte være vil sandsynligvis være af en relativ dårlig kvalitet. Spildet af palmeolie og øvrig gammel forurening, som de påvist olieforbindelser i jord og vand, kan dog være en kulstofkilde i denitrifikationsprocessen. Som beskrevet ovenfor, var der ved starten efter spildet af ammonium på 21 % nitrat ud af total-N i jord og grundvand (1.880-2.950 ton total-N) svarende til ca. 400-620 ton nitrat. Dette medfører, at der skal bruges minimum 1.660 ton organisk stof med ovenstående sammensætning for at fjerne nitratan delen fra det oprindelige spild. I Miljøstyrelsens JAGG model anvendes for sand, et indhold og organisk kulstof på 0,1 %, hvilket i henhold til /31/ svarer til 0,17 % (faktor 0,58) organisk stof, eller 1,7 kg pr. ton sand. Overslagsmæssigt skal der dermed anvendes alt kulstof fra ca. 980.000 ton sand. Da det tilgængelige kulstof i jorden alt andet lige må forventes at være relativt svært omsætteligt, og det er tale om relativt store mængder illustrerer det, at denitrifikation ikke kommer til at spille en betydelig rolle for fjernelse af kvælstofspildet på havnen. Dette underbygges endvidere af, af nitratan delen 6 mdr. efter spildet stort set er uændret, hvilket sandsynligvis skyldes, at der ikke er tilstrækkelig med organisk stof til at processen kan forløbe.

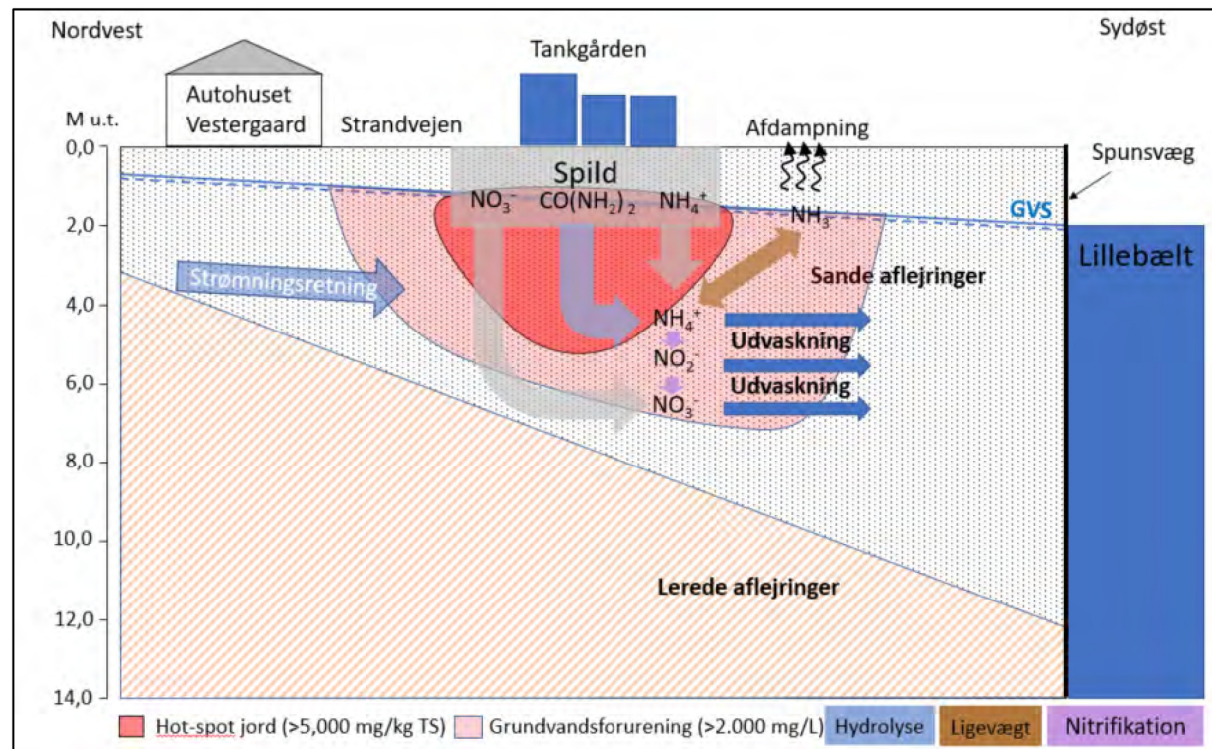
Der kan også forekomme assimilatorisk nitratreduktion, hvor nitrat først reduceres til ammonium og efterfølgende indbygges i biomasse. Denne proces er dog inhiberet af tilstedeværelsen af ammonium, hvorfor den ikke er relevant i denne sammenhæng.

7.1.3 Opsummering og sammenligning af de styrende processer

På baggrund af ovenstående gennemgang af kvælstofkredsløbet vurderes det, at nitrifikation, anammox og denitrifikation sandsynligvis forekommer i og omkring spildet, men at mangel på ilt og organisk stof medfører, at disse processer ikke har et omfang, der naturligt over tid kan sikre en reetablering til hidtidige tilstande. Det fastholdes, at hydrolysen af urea allerede har forekommet/forekommer, og at der af samme grund forekommer afdampning af ammoniak til atmosfæren via ligevægten med ammonium. Dette er dokumenteret af poreluftmålinger udført i forbindelse med denne undersøgelse.

Den samlede mængde af nitrat vil sandsynligvis forblive uændret, og kan dermed sammen med ammonium og en relativt begrænset fraktion af nitrit fortyndes og udvaskes over tid til Lillebælt.

Dog må det forventes, at ammoniums positive overfladeladning kan medføre en vis tilbageholdelse til negativt ladede jordpartikler. Der er udført udvaskningsforsøg, hvor resultater viser en lav sorption ved højere koncentrationer og dermed en høj opløselighed/udvaskningsgrad. Den reviderede konceptuelle model, som viser de primære processer og spredningsveje for urea, ammonium og nitrat ser dermed ud som vist på nedenstående figur.



Figur 7.8 Revideret konceptuel model.

Som det fremgår af figur 7.8 er der primært fokuseret på mættet zone, da det er her langt den største kvælstofmasse ligger tilbage. Endvidere er udstrækningen af den umættede zone relativt begrænset. I umættet zone vil der sandsynligvis være øget tilgængelighed af ilt og til dels også organisk stof i fyldlaget, herunder de områder som er påvirket af palmeolie. Kombinationen af palmeolie og gødningsstoffer samt mulighed for en høj geniltning fremmer potentialet for en omsætning i disse områder.

7.1.4 Bakteriesammensætningens (biomassens) respons på kvælstof

Der er udtaget jord- og grundvandsprøver til DNA sekventering af den bakterielle biomasse, med henblik på at undersøge, om den konceptuelle forståelse beskrevet ovenfor kan spores i biomassen. Forenklet foregår DNA sekvensanalyse ved at oprense alt DNA fra en prøve. Desto mere en art udgør af den samlede biomasse, desto mere DNA vil der være fra denne art. Alle DNA strenge opformeres/kopieres efterfølgende ved polymerase chain reaction (PCR) hvorefter den relative sammensætning af forskellige arts-specifikke DNA-strenge kan kvantificeres ved sekventering. Metoden og de enkelte resultater for undersøgelse af biomassen er uddybet i analyserapporten i bilag 5.2.

Udover DNA sekventering er der udført nitrifikationshæmningstest på udvalgte grundvandsprøver. Analyserapporten fra testen fremgår af 5.4.

Arbejdshypotesen for undersøgelsen er, at hvis udslip af kvælstof i en størrelsesorden som på Fredericia Havn resulterer i opregulering af nogle processer i kvælstofkredsløbet, vil det også resultere i selektion/opformering af specialiserede bakteriegrupper, som kan udføre netop disse processer. Specielt for nitrifikation og anammox er der relativt få forskellige arter, der er relevante, mens antallet af arter der kan udføre denitrifikation er betydeligt mere bredspektret.

7.1.5 Analyserede prøver og datakvalitet

Der blev udvalgt 23 jordprøver til DNA sekventering, hvoraf 2 jordprøver, henholdsvis B121 (0,2 m u.t.) og B147 (0,2 m u.t.) blev udtaget og analyseret som triplikater, for at undersøge kvaliteten af prøvetagning og analyse. Der blev desuden udtaget og analyseret 6 grundvandsprøver, hvoraf en vandprøve blev udtaget og analyseret som triplikat. Boringerne hvorfra der blev analyseret jord- og grundvandsprøver fremgår af nedenstående figur.



Figur 7.9 Boringer hvor der er udtaget jord- og grundvandsprøver til DNA sekventering og nitrifikationshæmningstest.

Prøverne er udvalgt med henblik på at repræsentere henholdsvis upåvirkede referenceområder (B119, B121, B146, og B147), randområder der er delvist påvirket af kvælstofudledningen (B3, B145) og hot-spot områder (B14, B38, HB5, B133, B138 og B142) som er relativt kraftigt påvirket af kvælstofudledningen.

Som det fremgår af analyserapporten for DNA sekventering (figur 1 og tabel 2 i bilag 5.2), er der fundet relativt gode overensstemmelser mellem triplikater i jord og grundvandsprøver, hvilket viser, at prøvetagning og analyseresultater fra DNA sekventeringen er af en kvalitet, der repræsenterer artssammensætningen i de udtagne prøver, og forskelle i artssammensætning reflekterer artssammensætningen i det pågældende punkt på lokaliteten.

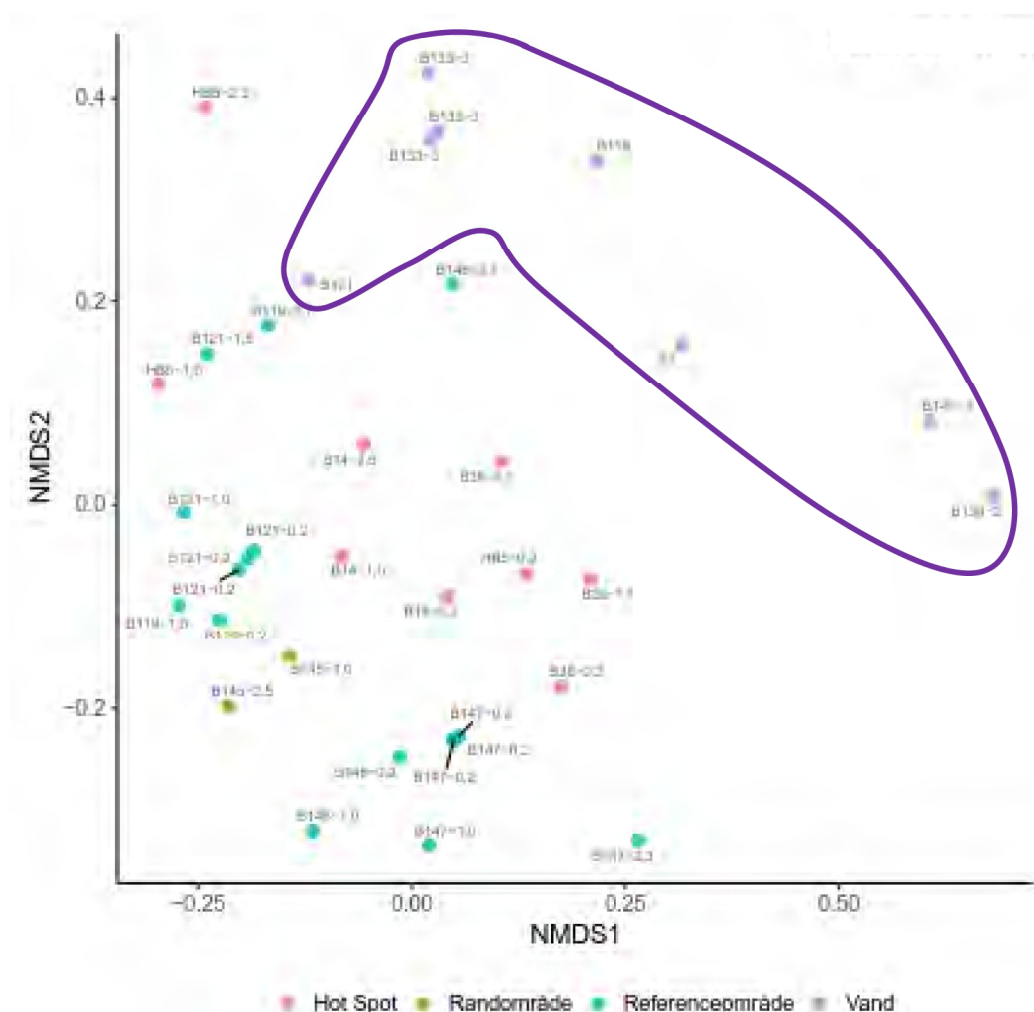
Der er gennemsnitligt sekventeret 16170 individuelle DNA sekvenser fra hver prøve, og hver enkelt sekvens er sammenlignet med biblioteker med DNA sekvenser for kendte bakteriearter, for at fastlægge identiteten af bakterierne. Resultaterne fra hver prøve er dermed den procentuelle fordeling af de forskellige arter. Da der i alt er identificeret ca. 4.200 forskellige bakteriearter, er der anvendt multivariat statistik (PCA-analyse) til at kortlægge forskellene mellem prøverne, samt til at identificere eventuelle arter, der har relativt størst betydning for artssammensætningen prøverne imellem.

Resultaterne fra PCA-analyse præsenteres i PCA-plots, hvor prøver med relativ ens artssammensætning grupperes, og det er efterfølgende muligt at lave mere detaljerede datagennemgange af prøver med ens artssammensætning for at fastlægge hvilke arter der forårsager dette, og dermed f.eks. er opformet i et hot-spotområde.

7.1.6 Resultater fra DNA sekventering

Af figur 2 i analyserapporten fremgår PCA-plot, som visualiserer den relative forskel mellem alle analyserede prøver (både jord og grundvand). Figuren er gengivet i nedenstående figur.

Som det fremgår af nedenstående figur 7.10, er der en tendens til, at artssammensætningen fra vandprøverne adskiller sig fra de andre prøver. Der er endvidere en tendens til, at 7 ud af 9 prøver fra hot-spotområdet ligger i et område for sig i midten af figuren, hvilket kan indikere en selektion for bestemte bakteriearter i disse prøver. Overordnet er der dog ikke en entydig gruppering af jordprøverne, som kan forklares ved kvælstofpåvirkningen af prøverne. Det bemærkes, at der også kan være mange andre faktorer der spiller ind på artssammensætningen, f.eks. om der forekommer højt indhold af organisk stof (muld) i prøven eller om jordprøven er udtaget over eller under grundvandsspejlet.

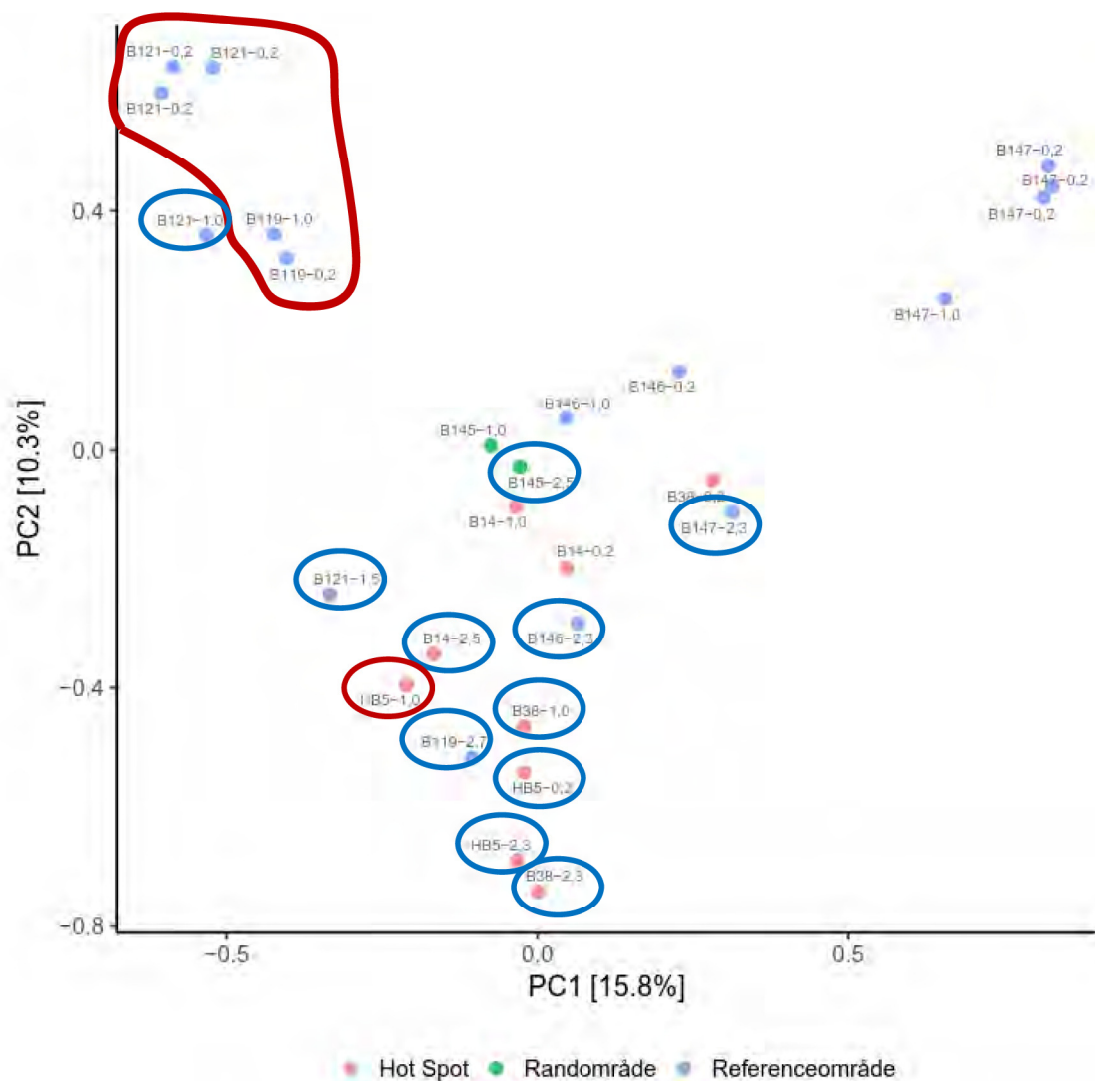


Figur 7.10 PCA plot som visualiserer den bakterielle forskel mellem alle analyserede jord og grundvandsprøver.

I analyserapportens figur 3 er resultater fra vandprøverne ekskluderet fra PCA plottet, med henblik på at fremhæve eventuelle forskelle/fællestræk i jordprøverne som skyldes artssammensætningen og figuren fra analyserapporten er gengivet i figur 7.11. Det er i figur 7.11 markeret, hvilke prøver der ved den geologiske feltvurdering er vurderet at indeholde muld, samt hvilke prøver der er karakteriseret som våde/fugtige.

Som det fremgår af figur 7.11, er der ingen entydig gruppering, men dog en tendens til, at prøverne med indhold af muld grupperes, bortset fra HB5 (1,0 m u.t.), men denne prøve er karakteriseret som tørv, hvilket sandsynligvis kan forklare, hvorfor den ikke grupperes sammen med prøver med indhold af muld. Der er endvidere en tendens til, at prøver udtaget under

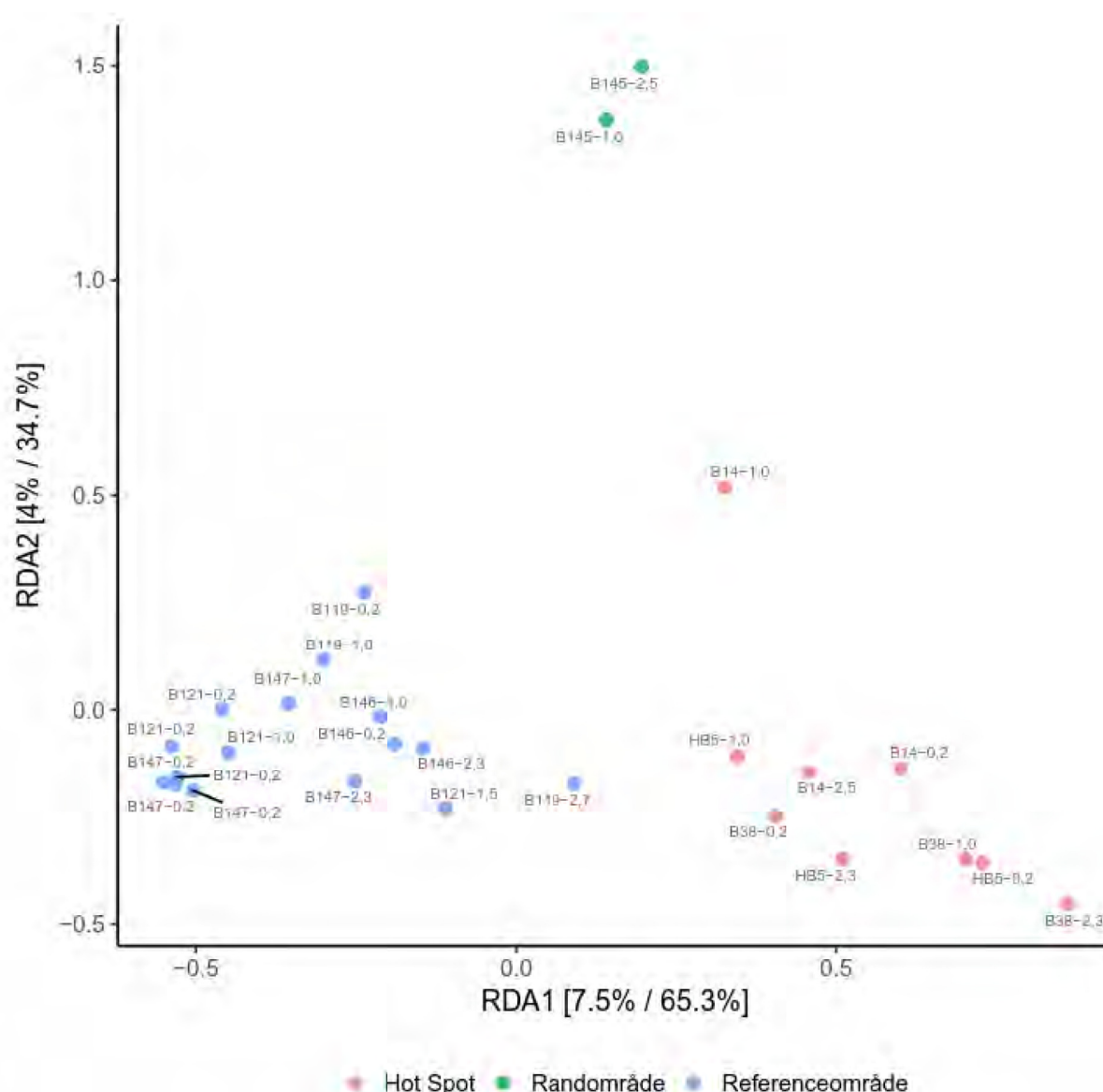
vandspejlet grupperes mere i bunden af plottet. Der vurderes ud fra plottet i figur 7.11 ikke at være en adskillelse af jordprøver ud fra om de er påvirket af kvælstofudslippet. Det vurderes sandsynligt, at forskelle i artssammensætning fra kvælstofudslippet "overdøves" af forskelle i artssammensætninger fra andre påvirkninger såsom indholdet af muld eller om prøven er udtaget over eller under grundvandsspejlet.



Figur 7.11 PCA plot som visualiserer den bakterielle forskel mellem alle analyserede jordprøver. Prøver med indhold af muld er omkranset af en brun cirkel og prøver der er udtaget under grundvandsspejlet er omkranset af en blå cirkel.

I analyserapportens figur 4, er der præsenteret resultaterne fra en såkaldt constrained PCA analyse, og resultatet er gengivet i nedenstående figur 7.12. Kort beskrevet går en constrained PCA analyse ud på at lave en hypotesedrevet PCA analyse. I dette tilfælde er hypotesen, at der skal være forskel i artssammensætningen, som skyldes at jordprøven er påvirket af kvælstofudledningen. Resultatet af en constrained PCA analyse er dermed, hvor meget af variansen i artssammensætning der kan forklares ved om prøven er udtaget i referenceprøver, i randzonen eller i hot-spot.

Som det fremgår af figur 7.12 kan 7,5 % af variansen forklares ved den vandrette adskillelse af prøverne og 4 % af variansen kan forklares ved den lodrette adskillelse af prøverne.

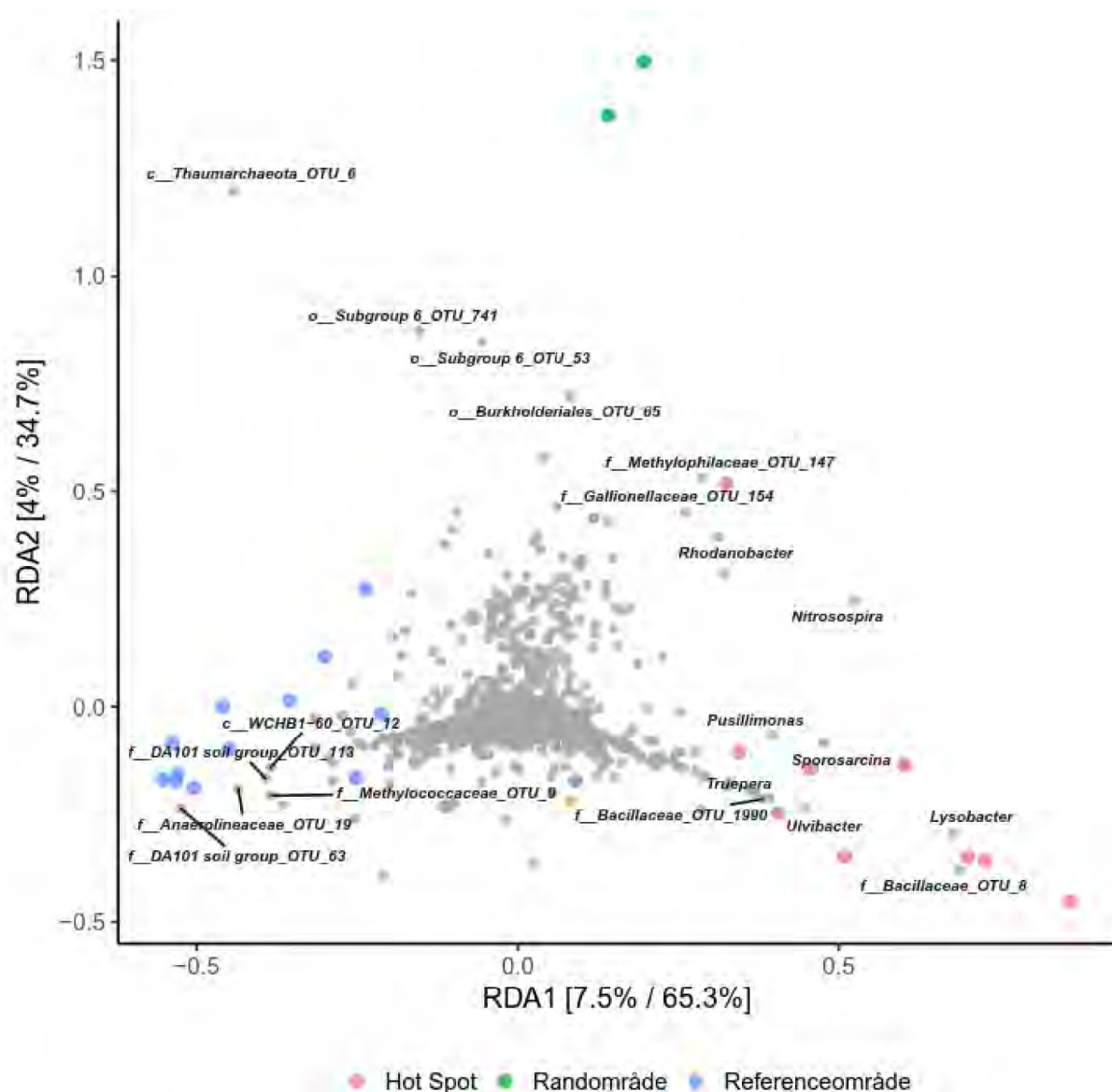


Figur 7.12 Constrained PCA plot som visualiserer den bakterielle forskel der skyldes forureningspåvirkning mellem alle analyserede jordprøver.

Figur 7.12 er endvidere gengivet i figur 7.13, men med påtegning af, hvilke bakteriearter der påvirker variansen relativt mest.

I tabel 7.1 er der præsenteret et overblik over hvilke bakterier/bakteriegrupper, der er overrepræsenterede i hotspot, og ved screening af litteraturen er det undersøgt om disse bakteriearter tidligere er sat i forbindelse med kvælstofkredsløbet. Blandt bakterierne der er selekteret for i hotspot, er *Nitrosospora* kendt for ammoniumoxidation /27/ og *Sporosarcina* producerer extracellulær urease /6/.

Det bemærkes, at der godt kan forekomme påvirkninger af kvælstofkredsløbet fra nogle af de andre arter, dog uden det er konstateret ved tidligere studier. Det er bemærkelsesværdigt, at der er en overrepræsentation af ureaseproducerende bakterier i hotspot og at netop ureahydrolysen er den proces, der sandsynligvis har bidraget med den største omdannelse af forureningen på lokaliteten, vurderet ud fra figur 7.1. Der er endvidere konstateret en vis grad af ammoniumoxidation idet der i nogle vandprøver er konstateret ophobning af nitrit.



Figur 7.13 Constrained PCA plot som visualiserer den bakterielle forskel der skyldes forureningspåvirkning mellem alle analyserede jordprøver. De bakteriearter der påvirker forskellen mest er noteret med navn.

Phylogenetisk art/gruppe	Mulig påvirkning af N-kredsløbet
Nitrosospira	NH ₄ ⁺ oxidation
Pusillimonas	-
Sporosarcina	Urease producerende
Bacillaceae OTU 8	-
Bacillaceae OTU 1990	-
Truepera	-
Ulvibacter	-
Lysobacter	-
Methylophilaceae OTU 147	-
Gallionellaceae OTU 154	NO ₃ ⁻ reduktion via Fe(II) oxidation
Rhodanobacter	Denitrifikation

Tabel 7.1 Bakteriegrupper som der selekteres for i hotspot, samt mulig påvirkning af kvælstofkredsløbet.

Betragtes alle de analyserede prøver under et, er der som det fremgår af analyserapporten også blandt de 50 mest talrige arter konstateret:

- Thiobacillus, som kan udføre denitrifikation.
- Candidatus Scalindua, som kan udføre anammox.
- Candidatus Brocadia, som kan udføre anammox.
- Thaumarchaeota, som kan oxidere ammonium.
- Candidatus Nitrotoga, som kan udføre nitritoxidation.
- Nitrospirales, som kan udføre nitritoxidation.

Der er dog i figur 7.13 ikke konstateret tegn på, at disse grupper er beriget som følge af kvælstofudledningen. Skulle processerne nævnt i ovenstående punktopstilling være opreguleret, ville der forventeligt også være en øget vækst af de pågældende bakteriegrupper, og resultaterne indikerer dermed indirekte, at disse processer ikke forekommer i betydeligt omfang.

Resultater fra nitrifikationshæmningstest

Analyserapporten fra nitrifikationshæmningstest fremgår af bilag 5.4 og er opsamlet i nedenstående tabel.

Boring	B5	B16	B32	B39	B52	B143
Hæmning (%)	53**	<10	350**	46**	<10**	<10

Tabel 7.2 Resultater fra nitrifikationshæmningstest. **betyder at prøvernes høje indhold af ammonium-N og nitrat-N øger usikkerheden på resultatet.

Som det fremgår af tabel 7.2, er der indikationer på nitrifikationshæmning i B5, B32, B39 og B52. Der er dog ved de samme resultater angivet øget usikkerhed pga. højt indhold af ammonium og nitrat. Analyseresultaterne fra nitrifikationshæmningstesten underbygger resultaterne af DNA undersøgelsen, da der er konstateret hæmning af nitrifikationen i hotspot samtidig med, at der ikke er konstateret tegn på selektion eller øget vækst af nitrificerende bakterier i hotspot, herunder specielt nitritoxiderende bakterier.

7.1.7 Samlet vurdering af biomassens respons på kvælstofudslippet

Samlet set vurderes det ud fra jordprøverne, at der er dokumenteret tegn på et respons fra biomassen efter udslippet i form af berigelse af urease producerende bakterier i hotspot, samt øget antal af ammoniumoxiderende (nitrificerende) bakterier i hotspot og i randområderne. Det er endvidere bemærkelsesværdigt, at netop Sporosarcina, som er kendt for, som en af de få bakteriegrupper, at kunne tolerere forhøjede ureakoncentrationer, og at netop dette træk, bruges til berigelse af denne gruppe i jord /6/. Da der ikke er konstateret tegn på berigelse af ovennævnte grupper i punktopstillingen, vurderes det ikke at disse grupper, og tilhørende processer (nitritoxidation og anammox) er øget efter udslippet, hvilket underbygges af, at ammoniumfraktionen er langt den største.

Det vurderes således ud fra biomassens respons, at forureningen i hotspot sandsynligvis ikke har hæmmet ureaseprocessen i hotspot, men snarere øget denne proces og at dette kan have øget potentialet for afdampning af ammoniak fra området.

Ud fra analyseresultaterne af vandprøverne, er der ikke en entydig tendens til, at vandprøver fra hotspot (B133, B138 og B142) har ensartet artssammensætning, hvilket indikerer, at der ikke forekommer en klar selektion af bakterier i vandfasen som følge af kvælstofpåvirkning.

8. Konceptuel model for forureningsudbredelse

Når de supplerende undersøgelser er gennemført og forureningen er afgrænset, er det Fredericia Kommunes vurdering /3/, at der er basis for udarbejdelse af en konceptuel model, der beskriver forureningsudbredelse i jord og grundvand. Modellen skal kunne tage højde for spredningskilder, variationer i geologien, strømningsretninger samt bygnings- og anlægsdele der kan have betydning for udbredelse af forureningen og valg af metode til afværge eller delvis afværge af forureningen. Med baggrund i ovenstående er det Fredericia Kommunes vurdering at undersøgelsesrapporten skal suppleres med en præsentation af en konceptuel model, der viser forureningsudbredelse i jord og grundvand. Jævnfør påbuddet betinger Fredericia Kommune følgende:

- Der skal udarbejdes en konceptuel model, der beskriver forureningsudbredelse i jord og grundvand.
- Den konceptuelle model skal udarbejdes på grundlag af de samlede undersøgelsesresultater og boringsoplysninger fra GEUS Jupiter optegnes profilsnit gennem undersøgelsesområdet til illustration af jordlagsforhold og forureningsfordeling i området mellem jernbaneskråningen bag Autohuset Vestergaard A/S og Lillebælt. I profilsnittene indarbejdes beliggenheden af den oprindelige kystlinje og det daværende terræn.
- Modellen skal tage højde for spredningskilder, variationer i geologien, strømningsretninger samt bygnings- og anlægsdele der kan have betydning for udbredelse af forureningen og valg af egnede metoder til valg af afværge eller delvis afværge af forureningen

I det følgende er der redegjort for geologi/hydrogeologi, tekniske underjordiske installationer/anlæg på havneområdet samt profilsnit og den konceptuelle modelopfattelse.

8.1 Geologi

Området øst for Strandvejen er relativt fladt med DVR90 koter i omegnen af +2 m. Veje er typisk beliggende i lavere niveau end de omkringliggende arealer. Vest for Strandvejen er terrænet relativt fladt. Mod nordvest afgrænses undersøgelsesområdet af en kraftig stigning i terrænet ved stenalderhavets (nu inaktive) kystklint, hvor terrænet stiger til DVR90 kote +10 til +18 m. Umiddelbart nedenfor kystklinten er stedvist en lavning med DVR90 koter på +1,5 m.

I henhold til påbuddet beskrives geologien på baggrund af boringer til impermeable jordlag. De hydrauliske forhold herunder ledningsevnen af jordlagene vurderes i forhold til slug test i udvalgte boringer. På baggrund af undersøgelserne er der optegnet seks profilsnit gennem undersøgelsesområdet til illustration af jordbundsforhold og forureningsfordeling (konceptuel model).

På baggrund af lokale data fra den netop gennemførte undersøgelse samt regionale boredata fra eksempelvis Jupiter (GEUS' landsdækkende database), er der i det følgende foretaget en detaljeret beskrivelse af de geologiske og hydrogeologiske forhold. Beskrivelsen har blandt andet gjort brug af geologiske snit fra programmet GeoGIS2020.

For at fremme overblikket er DMR's konceptuelle geologiske model opsummeret i tabel 8.1.

Overordnet geologisk bedømmelse		Træffes i kote	Hydraulisk lednings-evne, K (m/s)	Bemærkninger
Fyld	Sand, mellem, sv. gruset Varierende organisk indhold	+2- til -5	Beregnet ud fra feltdata $1\text{--}8\cdot 10^{-5}$	Interne lag af lavpermeabelt gytje ($k = 2\cdot 10^{-8}$ m/s) og ler. Menneskelige artefakter såsom ledningsgrave, kystindfatning mv.
Sand, Ma, Pg	Sand, mellem, sv. gruset Varierende organisk indhold	+1 til -12	Beregnet ud fra feltdata $6\cdot 10^{-4}$ til $4\cdot 10^{-6}$	Interne lag af lavpermeabelt tørv og gytje samt skredafsl. af ler.
Glimmersand	Sand, fint, siltet	0 til -11	Beregnet ud fra feltdata $2\cdot 10^{-5}$ til $9\cdot 10^{-6}$	Interne lag af lavpermeabelt glimmerler
Glimmerler	Ler, ret fedt, sv. sandet Indholder ofte finsandsslirer	0 til -12	Anslået $<1\cdot 10^{-7}$	Ofte ikke gennemboret Interne lag af mere højerpermeabelt glimmersand
Lillebæltssler	Ler, meget fedt	-10 til -19	Anslået $<1\cdot 10^{-8}$	Ikke gennemboret. Ligger i kote ca. 0 i borerne ved klinten. Typisk uden sand- og gruslag.

Tabel 8.1 Skematisk beskrivelse af områdets geologi, som indgår i den konceptuelle model.

I de følgende afsnit er der redegjort for observationer og tolkninger samt den konceptuelle geologiske opfattelse af havneområdet.

8.1.1 *Fyld (recent, primært indpumpet sandfyld)*

Arealet syd for Strandvejen er indvundet, det vil sige opfyldt med blandt andet indpumpet havsand (og stedvist også grus). Da dette fyldsand stammer fra havet, er grænsen til det underliggende postglaciale havaflejrings sand svært at identificere. Fyldsandet varierer i kornstørrelse, dog med hyppig forekomst af mellemkornet sand (der er i fyldsandet påvist $k = 2\cdot 10^{-5}$ m/s). Internt i fyldsandet findes stedvist lerlag og lerede lag med lavere hydraulisk ledningsevne (i B55 påvist $k = 2\cdot 10^{-8}$ m/s). Ligeledes kan variationer i mængden af organisk indhold få permeabiliteten til at ændre sig.

Det vurderes, at fyldsandet andrager tykkelser fra ca. 1 m til over 7 m. Internt i fyldlaget forefindes menneskelige reminiscenser såsom ledningsgrave, kystindfatninger mv. der påvirker fyldaflejringerne hydrauliske ledningsevne lodret og vandret.

8.1.2 *Øvre Sandlag (Postglaciale marint)*

Det postglaciale marine sand er ligesom det overliggende fyldsand varierende i kornstørrelse og grusindhold, men dog med et gennemgående indhold af mellemkornet sand. Varierende indhold af organisk indhold i sandet kan få permeabiliteten til at variere.

Lagserien andrager tykkelser på op til over 10 m i den sydlige del af undersøgelsesområdet og mødes på det dybeste sted i kote -12 m. De postglaciale lag kiler ud ved klinten (mod nordvest) og forsvinder for foden af klinten tæt på terræn.

Der er ved sigteanalyser påvist hydrauliske ledningsevner, k , på $6\cdot 10^{-4}$ til $4\cdot 10^{-6}$ m/s i det trufne postglaciale sand. Ved slugtests er der i andre dele af laget påvist hydrauliske ledningsevner på $1\text{--}8\cdot 10^{-5}$ m/s i det postglaciale marine sand. De beregnede k værdier ud fra hhv. sigteanalyser og slug tests vurderes at være sammenlignelige. Beregninger på sigteanalyser og slugtests er vedlagt i bilag 3. I det postglaciale sand findes lokalt lavpermeable gytjelag (i B55 med påvist

$k = 2 \cdot 10^{-8}$ m/s), der forekommer relativt vilkårligt. Der er stedvist truffet gytjelag med op til over 3 m tykkelse (B144). Der er udført slugtests i det øvre sandlag i borerne B17, B30-2 og B106-2. Resultaterne af slugtestene fremgår af tabel 8.2.

Boring	Filterdybde	Aflejringer	Interval for k m/s	Bemærkning
B17	0,5-6,0	Sand, mellem-groft og sand, mellem-fint	$2 \cdot 10^{-5}$	Vurderes umiddelbart at være lidt lav i forhold til, at magasinet ud for filteret primært er observeret som mellem-groft sand Nogen usikkerhed pga. hurtig udstømning fra filteret
B30-2	3,5-4,0	Sand, mellem-groft, stærkt gruset	$4,1 \cdot 8 \cdot 10^{-5}$	Ligger indenfor erfaringsværdier for mellemkornet sand i JAGG 2.1
B106-2	1,5-2,0	Sand, mellemkornet	$1,1 \cdot 5,7 \cdot 10^{-5}$	Ligger i den lave ende for erfaringsværdier for fint og mellemkornet sand i JAGG 2.1. Nogen usikkerhed pga. hurtig udstømning fra filteret

Tabel 8.2 Resultater af slugtests for borerne filtersat i det øvre sandlag.

I undersøgelsesområdet nordøstlige del, altså tættest på klinten, er der i flere borer truffet indslag af ler tolket som postglaciale skredaflejringer i den øvre del af den postglaciale marine lagserie. Skredaflejringerne vurderes at stamme fra erosionen af den aktive og tilbagetrækkende kystklint igennem postglaciertid (bl.a. B51 og B144B). For foden af kystklinten er der truffet lag tolket som ferskvandsaflejringer af postglacial alder (B52, understøttes af eksisterende borer fra GEUS' borearkiv). Aflejringer fra senglacial og glacial er kun truffet i ringe omfang, bl.a. er der truffet 1 m moræneler i boring 123.891.

8.1.3 Nedre Sandlag (Miocæn glimmersand)

Således træffes der under de postglaciale aflejringer typisk glimmersand af miocæn alder. Glimmersandet er overvejende finsand (stedvist også fint-mellem) med varierende indhold af silt (med sigtekurve påvist $k = 3 \cdot 9 \cdot 10^{-6}$ m/s og med slugtests påvist $k = 2 \cdot 10^{-5}$ m/s og $6 \cdot 9 \cdot 10^{-6}$ m/s) og opnår centralt i undersøgelsesområdet tykkelser på op til 8 m (B133), men varierer indenfor området meget i omfang og dybde, dog højestliggende i den nordvestlige del, hvor glimmersandets overkant ligger i ca. kote 0 m og dybest ved B133, hvor bunden af glimmersandet træffes i kote ca. -11. Nogle steder i området træffes glimmersandet ikke. Der er udført slugtests i det nedre sandlag i borerne B10-1, B30-1 og B106-1. Resultaterne af slugtestene fremgår af tabel 8.3.

Boring	Filterdybde	Aflejringer	Interval for k m/s	Bemærkning
B10-1	10,8-12,8	Sand, filt-siltet	$2 \cdot 10^{-5}$	Ligger indenfor erfaringsværdier for silt/fint sand i JAGG 2.1
B30-1	4,4-6,4	Sand, fint, siltet, partier af ler	$6,1 \cdot 8,9 \cdot 10^{-6}$	Ligger i underkanten af erfaringsværdier for silt/fint sand i JAGG 2.1, men vurderes ikke at være urealistisk lave.
B106-1	2,5-4,5	Sand, mellemkornet og sand, fint	$4,2 \cdot 6,5 \cdot 10^{-5}$	Ligger i intervallet for erfaringsværdier for fint-mellemkornet sand i JAGG 2.1. Nogen usikkerhed pga. hurtig udstømning fra filteret

Tabel 8.3 Resultater af slugtests for borerne filtersat i det nedre sandlag.

Det fremgår af tabel 8.3, at den hydrauliske ledningsevne generelt ligger på niveau med eller lidt lavere end i det øvre sandlag. Internt i glimmersandet er indslag af lavpermeabelt glimmerler. Det vurderes, at der ikke over større områder, er tale om sammenhængende lag, men nærmere mindre lag og linseformer. Grænsen til det underliggende lag af glimmerler vurderes flere steder at være successivt.

8.1.4 Øvre Lerlag (*Miocænt glimmerler*)

Mange undersøgelsesboringer er stoppet 1-3 m nede i det miocæne glimmerler. Glimmerleret er typisk ret fedt og svagt sandet, ofte dog med varierende antal af fine sandslirer. Glimmerleret er højest beliggende ved kystklinten, hvor det lokalt træffes i kote 0 (B111). Laget falder væk fra klinten og er således lavestliggende i den sydøstlige del af undersøgelsesområdet, hvor det lokalt træffes i kote -12 m (B3NY). Glimmerlerets tykkelse varierer meget indenfor undersøgelsesområdet. I boringer, hvor glimmerleret er gennemboret har det flere steder tykkelser på op til 5 m.

Internt i glimmerleret er der stedvist lag/linser af glimmersand.

8.1.5 Nedre Lerlag (*Eocæn Lillebæltssler*)

Det nedre og meget lavpermeable lerlag udgøres primært af det finkornede og meget fede Eocæne lillebæltssler. Lillebæltssleret træffes i den sydvestlige del af undersøgelsesområdet i kote ca. +1,5 m i en boring i klinten (B119), hvorefter det falder stejlt mod nordøst, mens lillebæltssleret har et mere moderat fald mod sydvest. I den sydøstlige del af undersøgelsesområdet træffet lillebæltssleret ikke. Lillebæltsslerets overflade er i den resterende del af undersøgelsesområdet beliggende i koter fra ca. -10 til -19 m.

I den vestligste del af undersøgelsesområdet udgøres undergrænsen af glimmeraflejringerne i et par boringer af såkaldt "Søvind Mergel" af Eocæn alder. Der vurderes ikke at være truffet Søvind Mergel i undersøgelsesboringerne, selvom dette ikke kan udelukkes grundet ligheden med lillebæltssleret. Den hydrauliske ledningsevne i de tertiære lerlag er ikke påvist, men vurderes at være betragteligt lavere end de andre påviste værdier i denne undersøgelse.

8.2 Hydrogeologi

Der er efterpejlet i alle undersøgelsesboringerne ca. 1-2 uger efter borearbejdets afslutning. Der er generelt observeret relativt ens vandspejl i filtre sat i de forskellige områder af det vandmættede profil ned til oversiden af lerjorden. Dette indikerer en hydraulisk kontakt mellem top og bund af det vandmættede profil på størstedelen af det undersøgte område. Det er i overensstemmelse med at der, som ovenfor nævnt, ikke er observeret nogen sammenhængende impermeable lag i de påviste øvre og nedre sandlag.

Grundvandsspejlet er ved pejlinger truffet omkring kote 2,8 til -0,2 m DVR90. Vandspejlsobservationerne er beliggende højest i området ved den gamle kystklint og falder generelt mod Lillebælt.

Niveauet af det sekundære grundvandsspejl i undersøgelsesområdet er afhængig af årstid, nedbør og vandstandsvariationerne i Lillebælt. Sidstnævnte påvirkes af niveauet for almindeligt tidevand, 0,2 til 0,4 m ifølge /32/, samt lokale og regionale forhold for vindstuvning, strømning mv. Der er ingen grundvandsinteresser eller almene vandforsyninger inden for mere end 2 km fra spildområdet. Nærmeste målsatte recipient er Lillebælt, som er beliggende umiddelbart sydøst for spildområdet. Spildområdet er beliggende i et område med begrænsede drikkevandsinteresser (OBD). Nærmeste område med særlige drikkevandsinteresser (OSD) ligger mere end 4 km mod vest.

De udførte slugtests i de postglaciale aflejringer og i glimmersandet viser en hydraulisk ledningsevne indenfor $6 \cdot 10^{-6}$ til $8 \cdot 10^{-5}$ m/s, hvilket er på niveau med eller lige i underkanten af de typiske erfaringsværdier for disse aflejringstyper. Der vurderes at være en rimelig god overensstemmelse mellem k-værdier bestemt ved slugtests og ved sigtekurver. Det vurderes dog at slugtestene medfører mere sikre bestemmelser end sigtekurverne hvorfor det er valgt at anvende ovennævnte k-interval fra slugtestene i de efterfølgende beregninger. Generelt indeholder glimmersand typisk silt og evt. ler, der kan nedsætte permeabiliteten i forhold til det

trufne postglaciale sand og overordnet set vurderes permeabiliteten ud fra de udførte slugtests at være højere i det postglaciale sand end i glimmersandet. De indlejrede gytjelag er lavpermeable og der kan forventes lokale vandspejl beliggende over disse lag. Det underliggende glimmerler er i sig selv lavpermeabelt, men er ofte med silt- og finsandsslirer, der selv sagt øger permeabiliteten.

8.2.1 Strømningsretning

Der er den 11. maj 2017 udført en synkronpejlerunde i alle tilgængelige borer i det undersøgte område. Der er på baggrund af denne pejlerunde udarbejdet et kort over grundvandspotentialet for både det terrænnære grundvand og for grundvand i de dybeste filtre i borerne. Potentialekortene fremgår af de efterfølgende figur og er vedlagt i bilag 1.4. I langt de fleste borer er der ingen eller kun meget lille forskel på de to vandspejl.



Figur 8.1: Grundvandspotentiale den 11. maj 2017 i terrænnær del af magasin.

Det fremgår af figur 8.1, at den dominerende strømningsretning er fra nordvest mod sydøst eller sydsydøst. Der ses centralt på det nedre havneområde (markeret med rødt) et område, hvor der er en minimal forskel i potentialet, og hvor strømningen af samme grund opfattes som lav. Grundvandet kan være stillestående på det nedre havneområde, svarende til "dødt vand". Diverdata fra perioden omkring 11. maj 2017 viser, at fluktuationerne i f.eks. B3, B10 og B12 følges ad og at vandspejlet i B3 og B10 i hele måleperioden på ca. 14 dage ligger over vandspejlet i B12 (se i øvrigt figur 8.13). Det potentialemæssigt "indelukke/døde" område på det

nedre havneområde vurderes derfor ikke at skyldes en opstuvning pga. højvande, men vurderes at være en mere stationær situation. Strømningsbilledet er meget lig det der blev påvist ved en synkronpejlerunde i borerne B1-B56 den 14. oktober 2016, som er afbildet i figur 8.2. Her blev der ligeledes påvist et potentialemæssigt dødt område centralt på havnen.



Figur 8.2: Grundvandspotentiale den 14. oktober 2016 i borerne B1-B56.

Ved undersøgelsen i 2017 er der ligeledes placeret filtre i større dybde og i figur 8.3 ses grundvandspotentialet for den nedre del af de vandførende lag, hvilket typisk er lige over lerjorden.



Figur 8.3: Grundvandspotentiale den 11. maj 2017 i nedre del af magasin.

Der ses af figur 8.3. en overordnet sydøstlig strømningsretning i den nedre del af magasinet og med samme tendens til stillestående/dødt vand på det nedre havneområde analog til forholdene i det terrænnære grundvand.

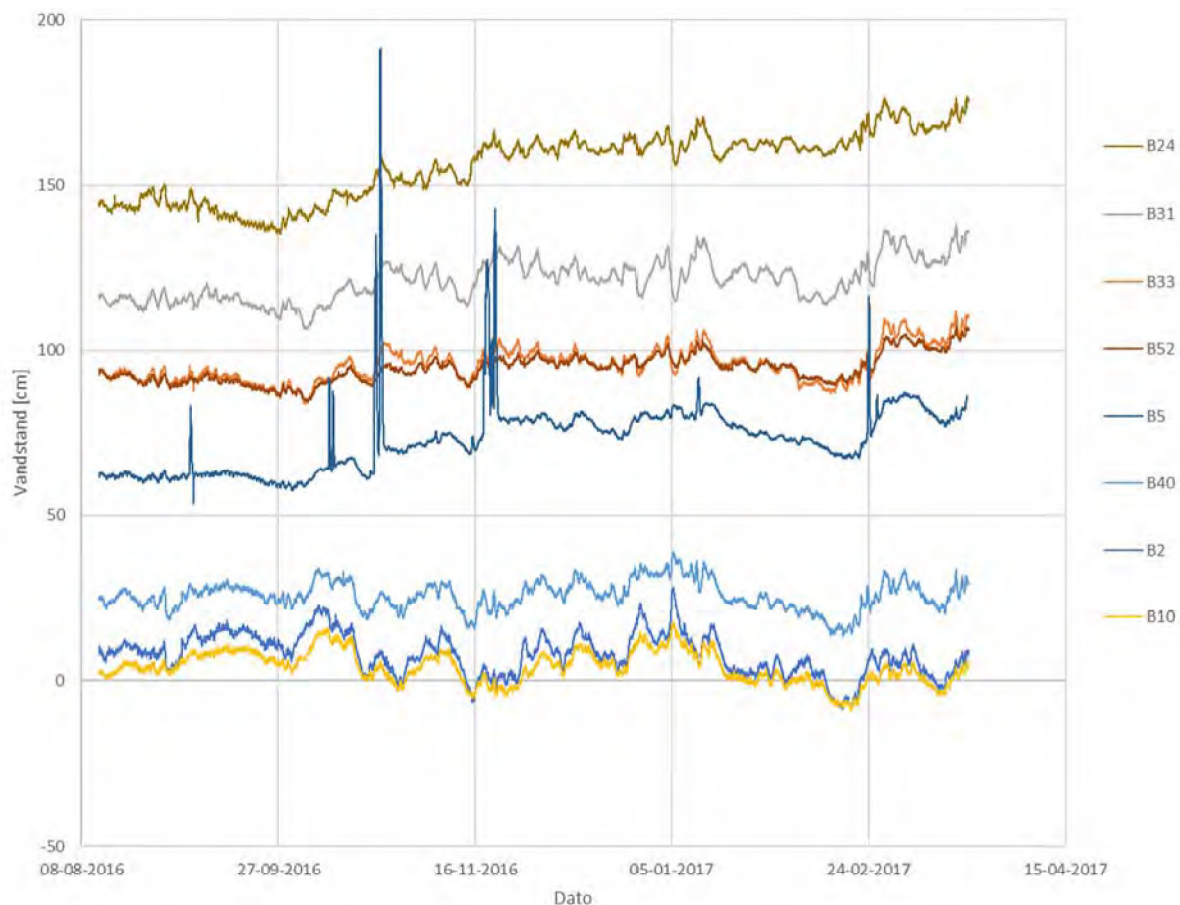
Potentialeforholdene afslører ikke sænkningstragter eller forceret spredning/udstrømning via ledningsgrave. Dette er behandlet yderligere i afsnit 8.3.

8.2.2 Vandstandslogning

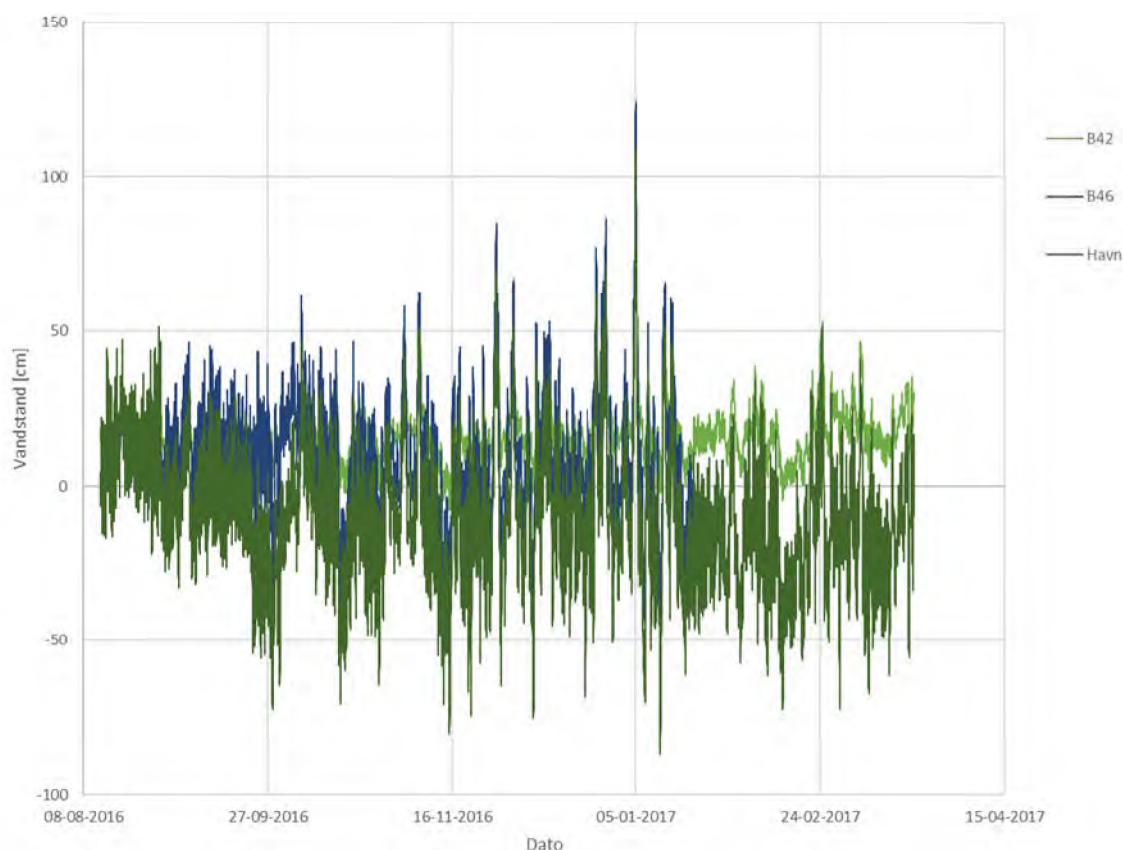
Der er i perioden fra den 14. august 2016 til den 21. marts 2017 foretaget registrering af vandstands niveauet i 10 filtersatte borer i diverse placeret i boring B2, B5, B10, B24, B31, B33, B40, B42, B46 og B52 samt ved molen (kaj 23) i Møllebugthavnen. Data er tappet for perioden, hvorefter der er foretaget beregninger til kompensation for barometertryk, og data er relateret til indmålte koter for top af borer. Beregningerne er foretaget i programmet Diver-Office 2016. Resultatet af målingerne fremgår af figur 8.4. Målingerne fra havnen samt B42 og B46 er undladt for bedre at kunne se vandstandsvariationerne i de øvrige borer. Diverdata for disse tre målepunkter fremgår derfor separat af figur 8.5.

Data fra vandstandsloggerne i figur 8.4 bekræfter den beskrevne sydøstlige strømningsretning, og dokumenterer samtidig, at strømningsretningen har været uændret gennem måleperioden. Dermed vurderes det også at en synkronmåling med diskrete pejlinger (fremfor kontinuerte loggerdata) kan anvendes til en repræsentativ bestemmelse af strømningsforholdene over tid, som det er gjort den 11. maj 2017.

Som det fremgår af figur 8.5 er der stort sammenfald mellem fluktuationerne i boring B42, B46 og havnen. Dette viser, at disse to borer er tydeligt meget hurtigt påvirkede af vandstandsændringer i havnen og der er derfor en stort set uhindret hydraulisk kontakt mellem grundvandet i borerne og havvandet i havnebassinet.



Figur 8.4 Vandstandsændringer som funktion af tid (data fra diverse i borerne B2, B5, B10, B24, B31, B33, B40 og B52 for perioden 14. august 2016 til 21. marts 2017).



Figur 8.5 Vandstandsændringer som funktion af tid (data fra diverse i borerne B42 og B46 samt i havnen, for perioden 14. august 2016 til 21. marts 2017).

8.2.3 Hydraulisk gradient og strømningshastighed

Den hydrauliske gradient (i) angiver hældningen på vandspejlet. En høj gradient giver en større strømningshastighed, og dermed en større opblanding i magasinet, hvilket resulterer i en lavere koncentration. Gradienten, der er bestemt ud fra potentialekortet, varierer over projektområdet, og er størst (0,017) i det nordlige og nordøstlige område ved grøften og i skovområdet sydvest for Vestre Ringvej. Ved selve tankgården og nærområdet heromkring er gradienten bestemt til 0,006. I området omkring Nyhavnsvej og i retning ud mod Océankajen er gradienten meget begrænset og tæt på 0, som det også fremgår af potentialekortene i figur 8.1 og 8.3.

Vandføringen eller strømningshastigheden, v , er bestemt ud følgende udtryk: $v = k \cdot i / e_{\text{eff}}$, hvor k er jordlagets hydrauliske ledningsevne, i er den hydrauliske gradient og e_{eff} er den effektive porøsitet. Den effektive porøsitet er valgt ud fra 1/33. De beregnede strømningshastigheder fremgår af tabel 8.3.

Område	Hydraulisk ledningsevne (k) [m/s]	Hydraulisk gradient (i) [m/m]	Effektiv porøsitet (e_{eff})	Vandføring (v) [m/s]	Vandføring (v) [m/døgn]
Grøften nord for Strandvejen	$6 \cdot 10^{-6}$ til $8 \cdot 10^{-5}$	0,017	0,3	$3,4 \cdot 10^{-7} - 4,5 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-2} - 3,6 \cdot 10^{-1}$
Tankgård og nærliggende arealer	$6 \cdot 10^{-6}$ til $8 \cdot 10^{-5}$	0,006	0,3	$1,2 \cdot 10^{-7} - 1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-2} - 1,4 \cdot 10^{-1}$

Tabel 8.3 Grundvandsdata.

De hydrauliske gradienter påvist i maj 2017 er i samme interval som gradienter omtalt i 2016. Det terrænnære grundvand i undersøgelsesområdet strømmer dermed med en hastighed på mellem 0,01 og 0,36 m/døgn eller ca. 4-130 m/år, når der ses bort fra området centralt på havnen, hvor vandet ikke har en gradient og i væsentlig grad vurderes at være stillestående. Ud fra kornstørrelsesfordelingen vurderede DMR i 2016 /2/ grundvandshastigheden til 0,7-2,1 m/døgn, hvilket betyder at opløste stoffer vil nå havnebassinet inden for en tidsramme på 1 år.

Ved de udførte slugtests er der således påvist lavere hydrauliske ledningsevner end forudsat i /2/. Strømningshastigheden er beregningsstyrende for fluxen, og dermed den løbende påvirkning af Lillebælt, mængden af indstrømmende upåvirket grundvand samt strømningen/udvaskningen ud fra det forurenede område. De nye data, der viser en lavere hydraulisk ledningsevne, vil således føre til lavere strømningshastigheder, fluxe og udvaskning til Lillebælt end beregningerne foretaget i /2/. Dette har betydning for både risikovurdering og afværge, der er omtalt i kapitlerne 11 og 14.

8.3 Påvirkning fra ledninger, stenkastninger, spuns, bolværk mv.

Som anført i påbuddet skal den konceptuelle model tage højde for bygnings- og anlægsdele der kan have betydning for udbredelse af forureningen. I henhold til påbuddet er de oprindelige kystlinjer og tidligere havneanlæg medtaget på profilsnittene. De etablerede ledninger i området er generelt etableret uden nogen betydende hældning, da der ikke er behov for gravitationstransport. Dette gælder eksempelvis for ledninger til el, varme, gas, telefon og fibernet, som generelt er placeret relativt terrænnært i den umættede zone. Således løber eksempelvis Yara Praxair A/S' CO₂-ledning fra Yara Praxair over Depotvej langs med Bitumenvej tæt på tankgrunden i kote ca. 1,7-1,8 m DVR90, mens Dansk Gas Distributions ledning gennemløber området parallelt med Strandvejen i sydvestlig retning i ca. kote 0,9 m DVR90. TREFOR A/S har oplyst, at deres elkabler typisk ligger 0,5-1,3 m u.t. TDCs kabler langs vej er normalt placeret 0,45-1,25 m u.t. Telias ledninger vil normalt forefindes 0,4-0,9 m u.t. Ved FDO's brændstofledninger er jorddækningen normalt 0,6-0,8 meter.

I modsætning til ovenstående er kloakker generelt etableret med et fald for at kunne bortlede overfladevand og spildevand. På havneområdet opererer Fredericia Spildevand A/S med forskellige ledningstyper i jorden til dette formål. Således er der indenfor det undersøgte havneområde rørføringer til spildevand og fællessystem (regnvand og spildevand), som generelt (bortset fra overløbsledninger) løber til renseanlæg. Derudover er der rørføringer til regnvand, der har udløb i havnen. Regnvand fra det grønne areal, hvor blandt andet B53 er udført, har dog udløb i lystbådehavnen. Vejvand fra den del af Strandvejen, der passerer spildområdet, løber normalt til fællessystemet, men ved kraftige regnvejrshændelser og lignende ledes det via et overløbssystem til Møllebugthavnen (tæt på Kaj 24).

For at undersøge, om der kan være sket en spredning af gødningsstoffer i området omkring kloakkernes linjeføring, og dermed om der er områder tæt på spildstedet, der kan have fungeret som spredningsvej for gødningsvandet, er kloaksamlebrøndenes bundkote (oplyst af Fredericia Spildevand A/S) sammenholdt med koten for overgangen fra umættet til mættet zone i boringerne B1-B56. De steder hvor samlebrøndene tæt på spildstedet er placeret i umættet zone, kan der i forbindelse med spildhændelsen være sket en øget spredning af gødningsstoffer via kloaktracéer, og dermed en påvirkning længere væk fra spildstedet end man ellers ville forvente ud fra et typisk spredningsmønster. Særligt i de områder, hvor kloakkerne er placeret i lavpermeable aflejringer er der risiko for, at gødningsvandet kan løbe via kloaktracéernes højpermeable sandmateriale.

I området omkring tankanlægget ligger spildevandsledningen (rød på figur 8.6) i umættet zone. Ledningen har fald fra Bitumenvej mod Møllebugtvej, og det er på strækningen langs Depotvej, at spildevandsledningen kan ligge i umættet zone.



Figur 8.6 Kloaktegninger fra Fredericia Spildevand A/S

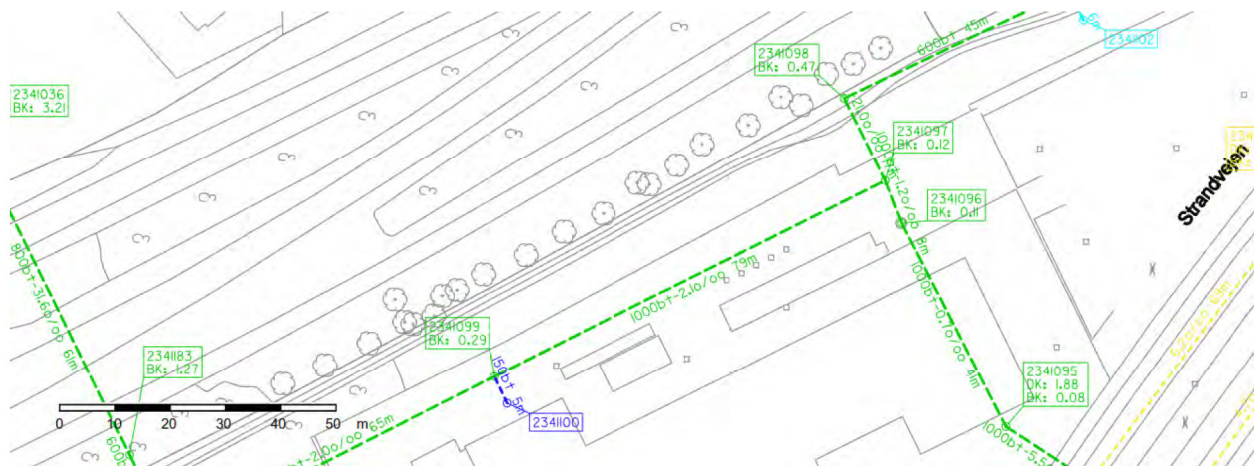
Der er intet der tyder på, at en eventuel spredning af gødningsvand via spildevandsledningen er fortsat direkte ud i havnen, idet der i boring B42, der er placeret mellem Depotvej og havnen, blot er målt op til 600 mg total-N/kg TS (2,5 m u.t.) ved undersøgelsen i 2016.

Derimod kan det ikke udelukkes, at en del af spildet med gødningsvand i området, hvor boringerne B33-B36 er placeret, kan være transporteret via spildevandsledningen ned langs Møllebugtvej i sydvestlig retning. Således er der i grundvandszonen målt indhold på 2.100-2.800 mg total-N/l i boring B33-B35, 1.400 mg/l i boring B36 og 1.600 mg/l i boring B40/B41. Spildevandsledningen falder langs Møllebugtvej i sydvestlig retning, hvor indholdet af gødningsvand aftager yderligere i retning mod boring B8 (1.000 mg/l), hvorefter indholdet falder markant i de omkringliggende nedstrøms boringer (B4 og B9). Det kan på den baggrund ikke udelukkes, at en del af spredningen kan være sket via spildevandsledningen. De udførte boringer vurderes dog at give en tilstrækkelig beskrivelse af spredningen, da de er placeret relativt tæt omkring ledningen.

Ved tankgården langs Bitumenvej og i sydvestlig retning (samme retning som ledningernes fald) ligger ledningerne til vejvand og fællesystem generelt i mættet zone, og nedsivet gødningsvand i dette område forventes derfor at følge det overordnede strømningsmønster for grundvandet. De målte indhold af gødningsvand langs sporarealet vurderes dermed ikke at skyldes spredning langs kloaktracéer eller andre ledninger, da der ikke er oplysninger om sådanne i dette område, men vurderes at skyldes, at der er tale om ubefæstede arealer, hvor nedsivningen har haft gode betingelser.

Der er ingen oplysninger om ledninger i umiddelbar nærhed af den sydvestlige del af tankgården ud mod oplagsarealet.

I stiområdet (grøften) bag Autohuset Vestergaard A/S, hvor der i en længere periode efter spildhændelsen lå gødningsvand på jordoverfladen, og som af denne grund er medtaget som et spildområde, er kloakkerne generelt placeret i mættet zone, og gødningsvandet forventes derfor at følge det overordnede strømningsmønster for grundvandet i området. Kloakledningernes placering i området ses i figur 8.7.



Figur 8.7. Kloakplacering i stiområdet bag Autohuset Vesterqaard A/S.

8.3.1 *Fundamenter og spuns*

Der er indhentet og gennemgået materiale fra Fredericia Kommunes digitale byggesagsarkiv omkring bygværker indenfor en stor del af det formodede påvirkede område. Desuden har ADP A/S venligst stillet materiale om havnens konstruktioner, herunder spuns og kystindfatninger til rådighed. Materialet er gennemgået med henblik på at vurdere om eventuelle fundamenter, spuns eller lignende kan forventes at have væsentlig betydning for spredningen af forureningen i jord og grundvand. Generelt er langt de fleste bygværker på havnearealerne etableret på dybe pæle. Funderingspælene tillader passage af grundvandet, dog med en forventet forsinkelse.

Bygværkers randfundamenter og kældre under bygninger forventes primært at skabe forsinkelser og ændringer i spredningsbilledet i den umættede zone. På arealerne vest for Strandvejen ved Autohuset Vestergaard A/S er der ikke oplysninger om pælefundering.

De nye havnefronter er etableret med spuns. I den forbindelse er der nedrammet et stort antal funderingspæle til etablering af spunsvægge og kranspor. Ved kajkanten langs Pakhusvej og Océankajen er der en dyb spuns (bolværk), som rækker ned i lerjorden. Denne spuns er ikke tæt, men vil skabe en forsinkelse og måske en ophobning af grundvandsforurening på indersiden af spunsen. For at undersøge dette er det besluttet at gentage borerne B3, B10 og B18 og føre dem til overkant af lerjorden. Langs havnefronten er der desuden etableret et stort antal ankerplader. Ankerpladerne er placeret omkring kote 0 m under befæstede arealer og langt fra spildstedet, og vurderes på den baggrund ikke at udgøre en betydende hydraulisk barriere for grundvandet.

8.3.2 Stenkastninger og bolværk ved kystlinjen

Der er i materialet modtaget fra ADP A/S oplysninger om flere stenkastninger (kystindfatninger), der tidligere udgjorde havnens kystlinjer, og som i dag er helt eller delvist fjernet i forbindelse med udvidelser af havneområdet. På nedenstående kort er disse stenkastninger markeret med gult og grønt. Stenkastningerne ses desuden på oversigtskortet i bilag 1.1.



Figur 8.8 Helt eller delvist fjernede stenkastninger på indvundet havneareal.

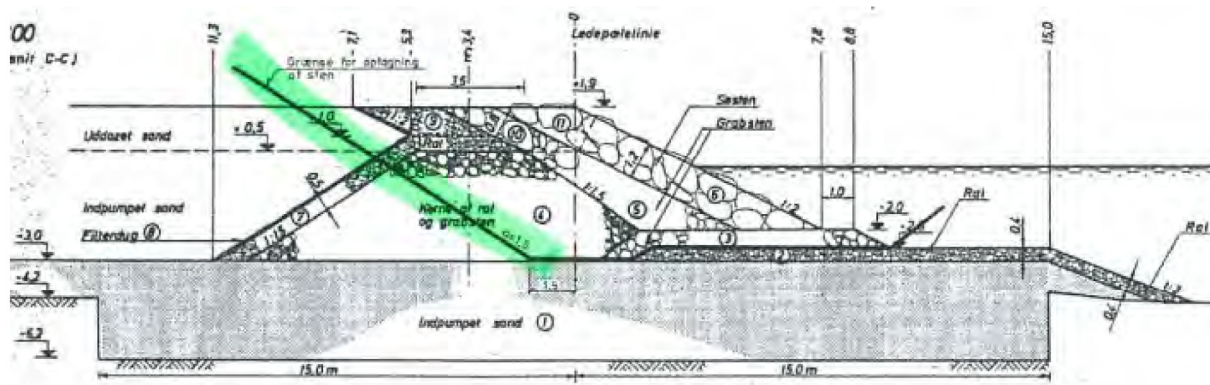
På historiske kort (lave målebordsblade, 1900-1971) fremgår endnu en tidligere kystlinje. Kystlinjen på denne tid fremgår af nedenstående figur 8.9, der er en blanding af det historiske kort og et nyere luftfoto.



Figur 8.9 Figur med placering af kystlinjen i perioden 1900-1971.

Det formodes, at den tidligere kystlinje i figur 8.9 også har været udført med stenkastninger, og det vides pt. ikke, i hvilket omfang disse er fjernet ved indvinding af nye havnearealer. Det må formodes, at der kan ligge rester af stenkastninger langs denne linje og langs de tidligere kystlinjer, der fremgår af figur 8.8.

I figur 8.10 fremgår eksempeltværsnit af stenkastninger fra havnearealet.



Figur 8.10 Tværsnit i stenkastning fra Fredericia Havn.

Det fremgår af figur 8.10, at stenkastningen ligger både over og under grundvandsspejlet og i dette tilfælde op til kote +1,9. Umiddelbart vurderes det ud fra figur 8.10, at stenkastningen er fjernet ned kote 0,5.

Det vides ikke præcist hvor meget af stenkastningerne der står tilbage, men umiddelbart vurderes det, at størstedelen af materialerne i den umættede zone er fjernet og genbrugt andre

steder. I borerne B16 og B19 er der i kote ca. -0,5 og -1 (ca. 2,5-3 m u.t.) truffet sten, der betød at borerne måtte stoppes. Dette er i overensstemmelse med placeringen af resterne af stenkastningen i Møllebugtvej markeret med gult i figur 8.8.

I figur 8.11 fremgår placering af de kendte stenkastninger (inkl. forventet stenkastning ved kystlinjen markeret på det historiske kort) og placeringen af de kendte bolværk omkring havneområdet.

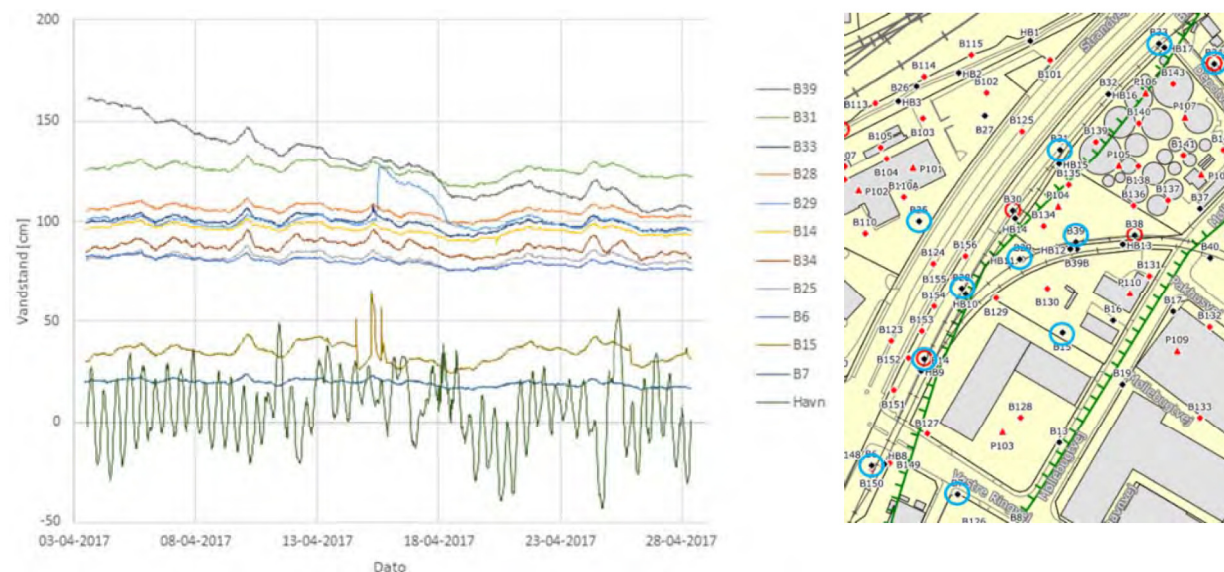


Figur 8.11 Kendte stenkastninger, hhv. sløjfede (grønne) og eksisterende (røde) samt bolværk (blå).

Stenkastningerne har muligvis en indflydelse på strømningsforholdene og det påviste område med stillestående vand på det nedre havneområde. Af samme grund kan stenkastningerne have

en effekt i forhold til spredningen af forurening. Effekten kan f.eks. være en midlertidig tilbageholdelse og midlertidig retningsændring af både grundvands- og forureningstransporten i den mættede zone. Ved varige retningsændringer i grundvandsstrømning og dermed forureningsfluxen vurderes det, at der vil være målbare påvirkninger i grundvandspotentialer, som nævnt tidligere i dette afsnit. For at undersøge dette nærmere er der ved den supplerende undersøgelse udført en detaljeret monitoring af grundvandspotentialer ved logning af vandspejl i 8-10 borer placeret i og omkring de kendte tracéer for stenkastningerne.

Således er der foretaget logning af vandspejlet i borer i og omkring tracéet for stenkastningen længst oppe mod Strandvejen. Der er i den forbindelse foretaget logning i de borer, der er markeret med blå ring i nedenstående figur 8.12.

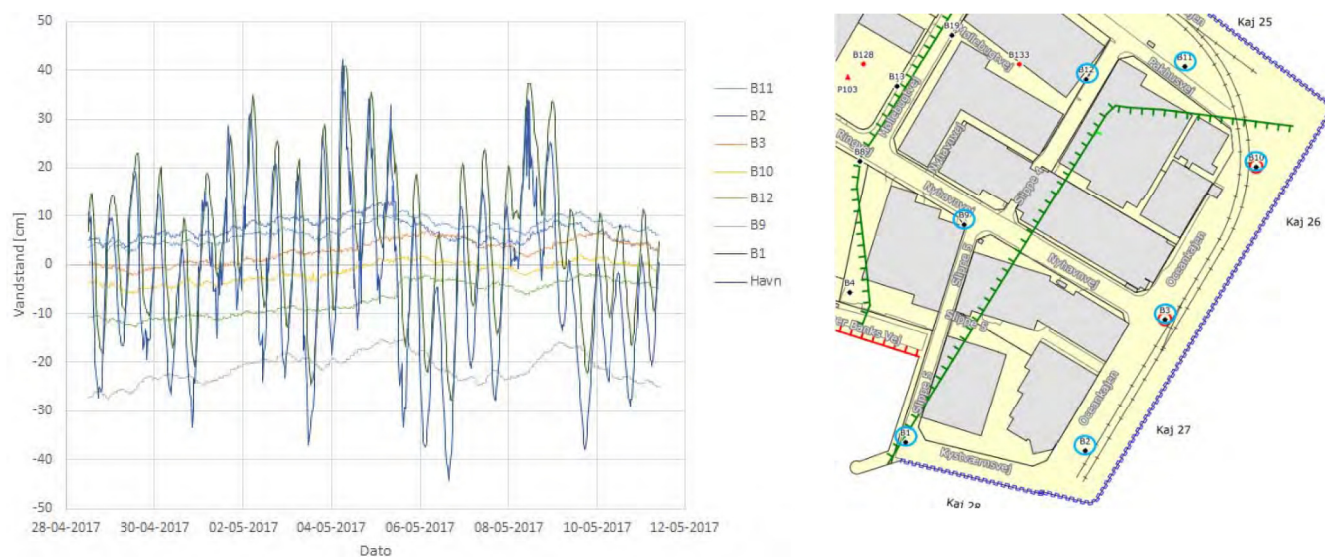


Figur 8.12 Vandstandslogning langs tidligere kyststrækning langs Strandvejen og Bitumenvej.

Som det fremgår af figur 8.12 forekommer både mindre og større udsving parallelforskyd i samtlige borer (divere i havnebassinet undtaget). Boringerne påvirkes dermed ensartet uanset om de er placeret op- eller nedstrøms i forhold til den tidligere kyststrækning. Dette indikerer, at der ikke sker nogen væsentlig tilbageholdelse eller retningsændring i grundvandsstrømningen via de tidligere kyststrækninger.

De momentvise udsving i boring B15 vurderes at skyldes en ydre påvirkning af datalogningen, som ikke skyldes reelle ændringer i vandstanden. Det samme gør sig gældende for det pludselige og efterfølgende langsomt aftagende udsving i B29 den 15. april 2017. Data bekræfter desuden (med undtagelse af B25), hvilke borer, der ligger henholdsvis opstrøms og nedstrøms i forhold til den overordnede grundvandsstrømning i sydøstlig retning.

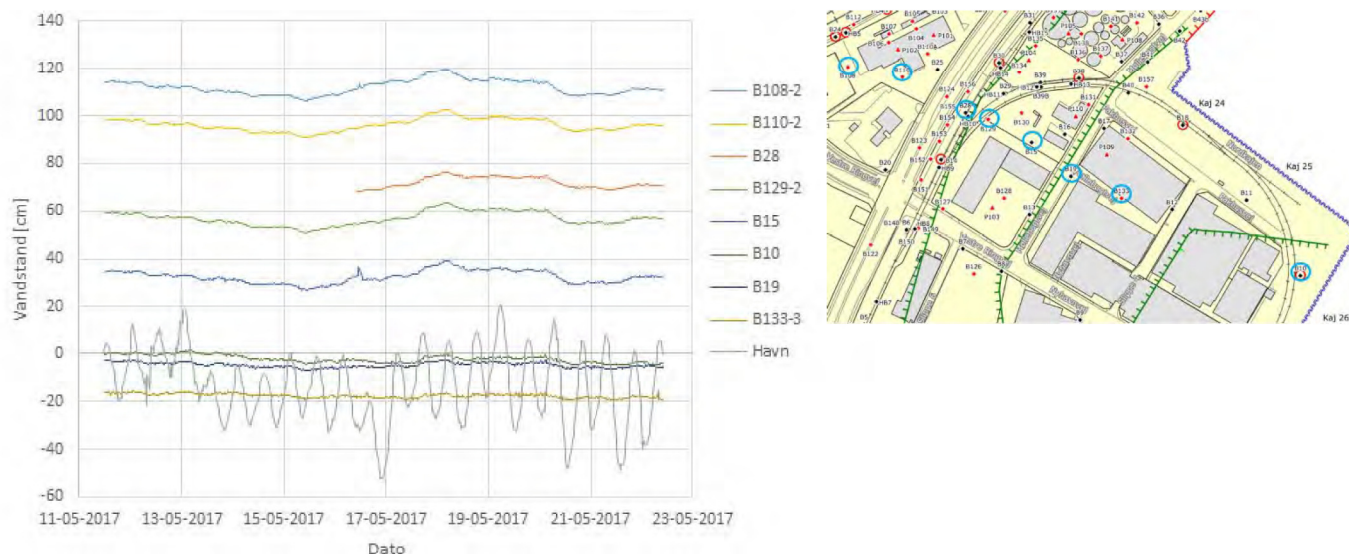
Langs den tidligere kyststrækning tættest på den nuværende havnefront ved Oceankajen er der en tendens til at divermålingerne er følger samme fluktuationer blandt de fleste borer (figur 8.13).



Figur 8.13 Vandstandslogning langs den tidligere yderste kyststrækning (grøn linie).

Dog følger diverdata fra boring B1, der er placeret tæt på (5-10 m) kajkanten i et område, hvor der ikke er spuns på den vestlige side ind mod lystbådehavnen, de udsving, der er målt i havnen, og adskiller sig derved markant fra målingerne i de øvrige boringer. Som det fremgår af figur 8.13, er den højeste vandstand generelt påvist tættest på havnefronten i boring B11, B2, B3 og B10, hvilket indikerer en lokal strømning i retning mod boringerne nordvest for den tidligere kyststrækning. Desuden bemærkes, at forskellen mellem vandstandsændringerne i dette område er betydeligt mindre end i de to andre måleområder, som er placeret ved tidligere kyststrækninger længere mod nordvest. Dette indikerer en påvirkning fra havvandet i havnebassinet, og, at der sker en opstuvning på land ved bagsiden af bolværket pga. en forsinkelse i gennemstrømningen af bolværket. Der ses ikke en entydig hældning i vandspejlet i retning ned mod B1 og der ses ikke forhøjede koncentrationer i jord eller grundvand i B1 og der er således ikke et entydigt tegn på, at den tidligere kyststrækning har en drænende effekt på det kvælstofforurenede grundvand.

Som det fremgår af resultatet af vandstandslogningen på tværs af de tidligere kyststrækninger (figur 8.14) er påvirkningen af det terrænnære grundvand ensartet i borerne længst opstrøms, dvs. i boring B108-2, B110-2, B28, B129-2 og B15, hvilket indikerer, at der ikke sker nogen betydende dræning i dette område. Vandstanden i disse borer er aftagende i den nævnte rækkefølge, og bekræfter en overordnet grundvandsstrømning i sydøstlig retning mod Lillebælt.



Figur 8.14 Vandstandslogning på tværs af de tidligere kyststrækninger.

I de nedstrøms boringer (B10, B19 og B133-3) er vandstanden aftaget yderligere, og graferne for vandstandsændringerne i disse boringer er mere afdæmpede og følger ikke på samme måde udslagene i boring B108-2, B110-2, B28, B129-2 og B15. Resultaterne viser således en adskillelse mellem boringerne opstrøms og nedstrøms Møllebugtvej i et område, hvor kyststrækningen tidligere har været. Desuden ses kun mindre forskelle i vandstandskoterne i området mellem Møllebugtvej og Oceankajen (B10, B19 og B133-3). Resultaterne er i overensstemmelse med resultaterne af den udførte synkronpejlerunde den 11. maj 2017, der viser et område på havnearealet, hvor der kun er en meget lille forskel i potentiale og hvor strømningen må forventes at være begrænset. Resultaterne viser derfor ikke nogen éntydige tegn på at den tidligere kyststrækning langs Møllebugtvej har en drænende effekt på grundvandet.

8.4 Påvirkning fra indtrængende havvand

Der er i 11 af grundvandsprøverne udført en boringskontrolanalyse, hvor bl.a. indholdet af chlorid er bestemt. Udvalgte resultater af boringskontrolanalyserne er præsenteret i tabel 8.4.

Boring	Filterinterval m u.t.	Chlorid mg/l	Natrium mg/l	Total-N mg/l
B119	1,5-3,5	32	18	2,6
B146-1	7,7-10,7	8.700	5.600	56
B146-2	1,6-4,6	2.100	1.300	20
B143-1	12,0-15,0	49	43	0,78
B143-2	6,8-8,3	63	41	65
B143-3	2,5-5,5	1.100	280	7.200
B128-1	6,0-8,0	540	300	2,1
B128-2	3,0-5,0	580	460	120
B132-1	8,0-11,0	5.700	3.600	4,7
B132-2	2,0-4,0	720	490	560
B106-1	2,5-4,5	130	36	2.500
B106-2	0,5-2,0	57	36	2.100
B134-1	5,7-7,2	600	450	64
B134-2	2,0-5,0	200	160	2.900

Tabel 8.4 Udvalgte resultater af boringskontroanalyserne.

Det vurderes ud fra resultaterne i tabel 8.4, at der er tydelige tegn på indtrængende havvand i de dybe filtre i boringerne B146 og B132. I boring B146 er der sandsynligvis også en påvirkning i det øverste filter. Det forhøjede chloridindhold på 1.100 mg/l i det øverste filter i B143 kan ikke umiddelbart forklares, men kan muligvis skyldes et generelt højt ionindhold i prøven eller indsprøjtet slukningsvand.

Der er ved Geoprobeundersøgelser på området udført af NIRAS på vegne af Rambøll og ADP /34/ påvist grundvandsforurening med kvælstof til og i flere dybder. Det fremgår af disse undersøgelser, at der i disse boringer påvist saltholdigt havvand i de udførte boringer. Tilstedeværelsen af saltvand i boring B132-1 er i god overensstemmelse med, at der i boringerne udført af NIRAS /34/ blev påvist tegn på saltvand med et indhold af chlorid på 4.900 mg/l i dybden 9-10 m u.t. i boringen nærmest B132 (GB3). Placeringen af boringerne GP1-GP6, udført af NIRAS i februar 2017 fremgår af figur 8.15. Boringerne er udført som geoprobeboringer med dybde-specifik vandprøvetagning men uden jordprøver eller lagbeskrivelse. Ved geoprobe-boringer er der ikke etableret permanente Ø63 mm filtre, som muliggør efterfølgende monteringer af vand-spejl, slugtest og udtagning af eksempelvis vandprøver til vurdering af den tidlige udvikling.



Figur 8.15 Placering af seks geoprobeboringer (GP1-GP6) udført af NIRAS.

De målte chloridkoncentrationer og koncentrationer af total-N i borerne udført af NIRAS fremgår af figur 8.16., ligesom de er medtaget på profilsnittene L2 og L3 i bilag 1.3. Det fremgår af disse koncentrationer i prøver udtaget ned gennem profilet, at koncentrationen af total-N falder væsentligt samtidig med, at koncentrationen af chlorid stiger og at denne ændring sker over en kort afstand. Mest tydeligt ses det i boring GP1 og GP4, hvor ændringen sker indenfor ca. 1 meter, men også i boring GP3 ses samme billede.

Det stigende chloridindhold er tegn på tilstedeværelsen af saltholdigt havvand i bunden af borerne. Den markante koncentrationsnedgang for total-N lige ved overgangen fra ferskvand til det mere saltholdige havvand indikerer, at havvandet hindrer/mindsker en vertikal opblanding af grundvandsforureningen med kvælstof i det nedre magasin. Undersøgelserne dokumenterer, at der ikke er sket en nedsivning af tungere gødningsvand i gennem magasinet og en efterfølgende afstrømning på overside af lerlaget. Densiteten i havvandet er ifølge COWI /35/ ca. 1,02 tons/m³, og selvom det spildte gødningsprodukt har en densitet på op til 1,3 tons/m³ (inden det blev opløst i grundvandet) ser det ud fra data i figur 8.16 ud til, at udbredelsen af forureningen stoppes ved toppen af det underliggende havvand, muligvis som følge af et springlag.

Ifølge DMI er springlag en lagdeling af en vandsøjle i to eller flere lag, med individuelle fysiske og kemiske karakteristika f.eks. betinget af temperaturændringer. Lagdelingen vil typisk forekomme i søer og indelukkede havområder. Den øvre vandmasse vil altid have en lavere massefylde end det nederste, og strømretningerne for de to lag kan være forskellige. Indholdet af bl.a. næringssalte kan også være forskelligt, da udvekslingen af vand mellem de to lag er nedsat pga. af lagdelingen. Springlaget opstår som følge af forskelle i to forskellige parametre, nemlig saliniteten og temperaturen. Jo kraftigere temperatur- og salinitetsgradienten er, jo mere energi kræves der, for at springlaget nedbrydes. I havmiljøet sker dette typisk først hen på efteråret, når de kraftige storme begynder. På havneområdet vurderes der ikke at være tilstrækkelig energi (strømning og densitet) til at bryde springlaget. Det ses som en opblanding af forureningen i det ferske grundvand, dog med en tendens til også høje koncentrationer i zonen med springlaget.

Det fremgår af data i figur 8.16, at det saltholdige vand træffes højt i særligt boring GP6 og også i boring GP2. Det forhøjede saltindhold i hele profilet i GP6 indikerer, at spunsen er

utæt/gennemtrængelig over hele vandsøjlen. Dette er ifølge COWI /35/ også en naturlig måde at udføre spunsene på for at undgå at skulle dræne ferskvand på landsiden af spunsene. Der er ikke oplysninger om dræn på landsiden af spunsene og en udleveret tegning fra ADP viser ingen dræn ved etablering af spuns til Kaj 28.

Det fremgår af resultaterne i figur 8.16 nedenfor, at koncentrationen af ilt er 0 i samtlige borer og måledybder, på nær et indhold på 0,03 mg/l i bunden af GP6. Havvand indeholder typisk mere end 4 mg ilt/l /36/. I boring GP6, der er placeret relativt tæt ved kystsikringsspunsen på Oceankajen, er der ikke påvist ilt i vandprøverne, selvom der ikke er forurening i prøverne. Dette indikerer, at der ikke strømmer væsentlige mængder frisk havvand ind i området og at det saltholdige vand, der er truffet i borerne, er ældre og stillestående havvand. Det vurderes umiddelbart af COWI /35/, at der kun sker en vandudskiftning indenfor op til 15 m bag spunsene på havneanlæg.

GB1 Prever udtaget 2017-02-09											
Filterpåløsering/prøvetagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N
M u.l.	M u.l.	mg/l	µS/cm	mV	°C	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2-3	1,65	8,80	0	6999	-260	3,67	29,475	430	49	97	570
4-5	1,65	9,07	0	5750	-311	4,19	0	820	0,11	210	990
6-7	1,77	9,22	0	8510	-322	4,72	0	2100	0,15	16	2300
8-9	1,80	7,70	0	11010	-258	5,02	12,895	92	0,05	87	380
10-11	2,40	6,94	0	15730	-99	6,27	11,053	20	< 0,1	20	10000
11-12	3,58	6,98	0	15520	85	6,48	9,211	21	< 0,1	22	10000
12-13	3,55	7,86	-	14160	-76	3,71	11,053	46	< 0,015	0,54	45

GB2 Prever udtaget 2017-02-08											
Filterpåløsering/prøvetagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N
M u.l.	M u.l.	mg/l	µS/cm	mV	°C	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2-3	1,84	7,87	0	6786	-170	6,41	16,58	130	0,36	24	170
4-5	1,98	8,19	0	12040	-197	7,92	11,053	26	< 0,015	< 0,1	29
6-7	-	8,12	0	16940	-241	8,91	12,895	2	< 0,015	< 0,1	6,2
8-9	1,89	8,03	0	17130	-243	8,88	11,053	2,3	< 0,015	< 0,1	8,8
10-11	1,98	7,99	0	17440	-232	9,39	9,211	2,2	< 0,015	< 0,1	3
12-13	1,98	7,95	0	17370	-228	8,76	9,211	3,2	< 0,015	< 0,1	7,1
14-15	2,1	7,89	0	17690	-216	8,83	12,895	11	< 0,015	< 0,1	14
15-16	2,10	7,63	0	18060	-203	9,31	14,738	14	< 0,015	< 0,1	14
16-17	2,04	7,60	0	17190	-177	9,96	14,738	6,6	< 0,015	< 0,1	18

GB3 Prever udtaget 2017-02-08											
Filterpåløsering/prøvetagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N
M u.l.	M u.l.	mg/l	µS/cm	mV	°C	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1,5-2,5	1,58	8,04	0	5231	-229	6,96	0	580	16	180	760
3-4	1,65	8,33	0	5892	263	8,88	0	930	65	210	1200
5-6	1,80	8,57	0	7277	-289	10,29	0	1400	40	410	1700
7-8	1,65	8,69	0	8560	-304	11,15	0	1800	37	510	2200
9-10	1,65	8,97	0	12730	-319	10,71	0	1400	21	290	1700
10-11	6,40	7,40	0	14340	-194	10,53	7,369	28	0,12	0,7	32
11-12	10,4	7,09	0	9739	-150	8,51	12,895	30	0,016	1,6	39
12-13	4,20	6,98	0	9028	-129	10,31	16,58	21	< 0,015	0,23	22

GB4 Prever udtaget 2017-02-09											
Filterpåløsering/prøvetagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N
M u.l.	M u.l.	mg/l	µS/cm	mV	°C	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2-3	1,60	9,00	0	13950	-369	8,96	11,053	4900	0,095	1600	6300
3-4	1,60	9,00	0	15260	-376	10,07	12,895	5600	0,036	1700	7300
5-6	1,80	8,82	0	11200	-339	11,28	18,422	3000	0,12	710	3600
7-8	3,9	8,87	0	14900	-331	11,45	14,738	4500	< 0,015	1000	5500
9-10	8,80	7,87	0	10410	-198	9,8	25,791	200	0,2	86	310
10-11	5,33	7,70	0	5280	-167	10,99	14,738	14	< 0,015	0,24	17
11-12	4,40	8,02	0	3362	-113	11,69	14,738	14	< 0,015	0,54	23

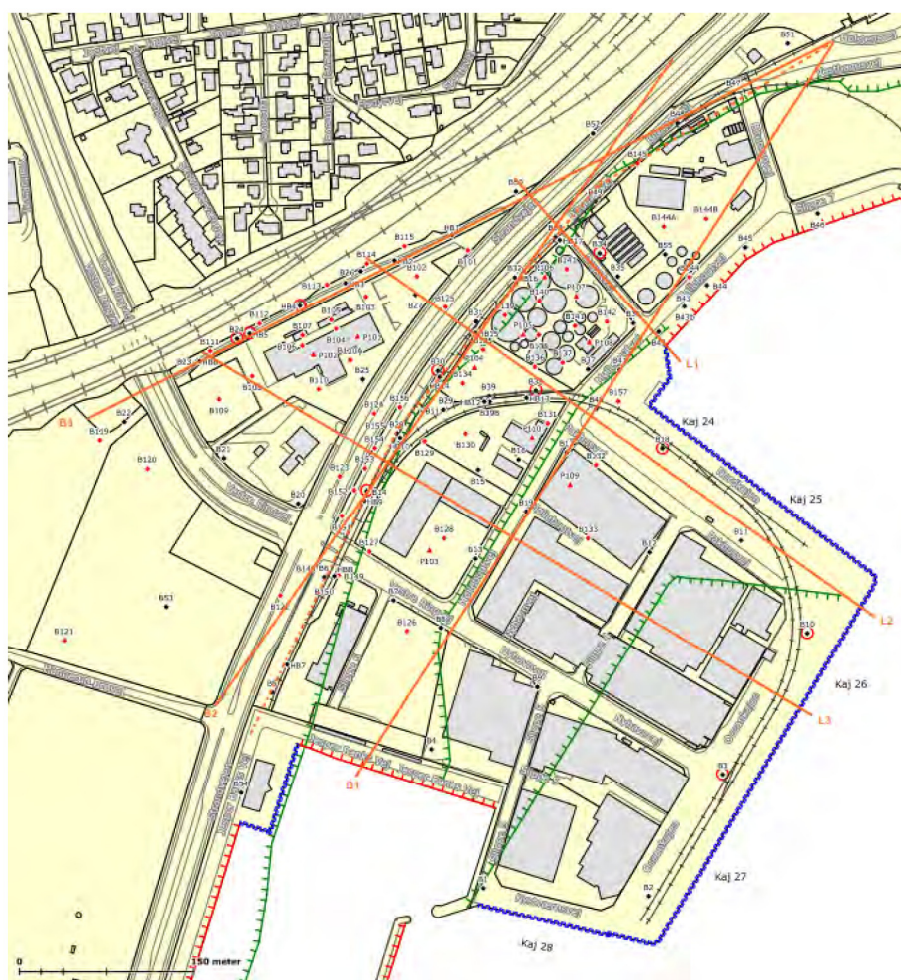
GB5 Prøver udtaget 2017-02-09												
Filterpølsering/pr øvelagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N	Chlorid, filtreret
M u.t.	M u.t.	mg/l	μS/cm	mV	°C	μg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2-3	1,56	7,79	0	3585	-231	8,75	11,053	270	0,46	30	320	220
3-4	1,56	8,57	0	4623	-288	10,30	12,895	870	3,2	130	980	250
4-5	1,58	8,67	0	4896	-273	11,25	7,369	1000	1,7	160	1200	280
5-6	1,64	8,83	0	6054	-253	11,54	7,369	1500	0,02	270	1600	250
6-7	5,70	8,91	0	17280	-202	10,85	12,895	4700		1500	6000	2000

GB6 Prøver udtaget 2017-02-08												
Filterpølsering/pr øvelagning	VSP	pH	It	Ledningsevne	Redox	Temp.	Sulfid	Ammoniak+amm onium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N	Chlorid, filtreret
M u.t.	M u.t.	mg/l	μS/cm	mV	°C	μg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2-3	1,91	8,00	0	11500	-219	7,15	11,053	0,87	0,062	1,9	5,2	6100
4-5	1,91	7,98	0	13380	-216	8,91	7,369	1,1	< 0,015	< 0,1	2,5	8900
6-7	1,91	7,99	0	16320	-227	9,12	11,053	4,0	< 0,015	< 0,1	4,2	12000
8-9	1,91	7,91	0	17270	-205	9,24	11,053	4,4	< 0,015	< 0,1	4,2	13000
10-11	-	7,86	0	17800	-205	9,36	11,053	5,1	< 0,015	< 0,1	5,2	13000
12-13	1,91	7,79	0	18040	-189	9,19	9,211	4,4	< 0,015	< 0,1	4,8	14000
14-15	1,91	7,74	0	18310	-187	9,49	12,895	4,8	< 0,015	< 0,1	4,6	14000
15-16	2,10	7,57	0	18310	-169	9,09	11,053	5,1	< 0,015	< 0,1	5,4	14000
16-17	1,94	7,27	0,03	18450	-105	9,4	3,684	5,6	< 0,015	< 0,1	9,8	14000

Figur 8.16 Vandanalyser fra geoprobeboringer udført af NIRAS.

8.5 Sammenfattende vurdering af udbredelse af forurening

Der er på baggrund af de udførte undersøgelser udarbejdet tværsnit, der viser geologiske og hydrogeologiske tolkninger gennem undersøgelsesområdet og forureningsindhold i jord og grundvand i dybden. Tværsnittene er vedlagt i bilag 1.3 og i figur 8.17 ses placeringen af tværsnittene i undersøgelsesområdet. Tværsnittene illustrerer bl.a. den faldende leroverflade i retning fra nordvest mod havnen i sydøst.



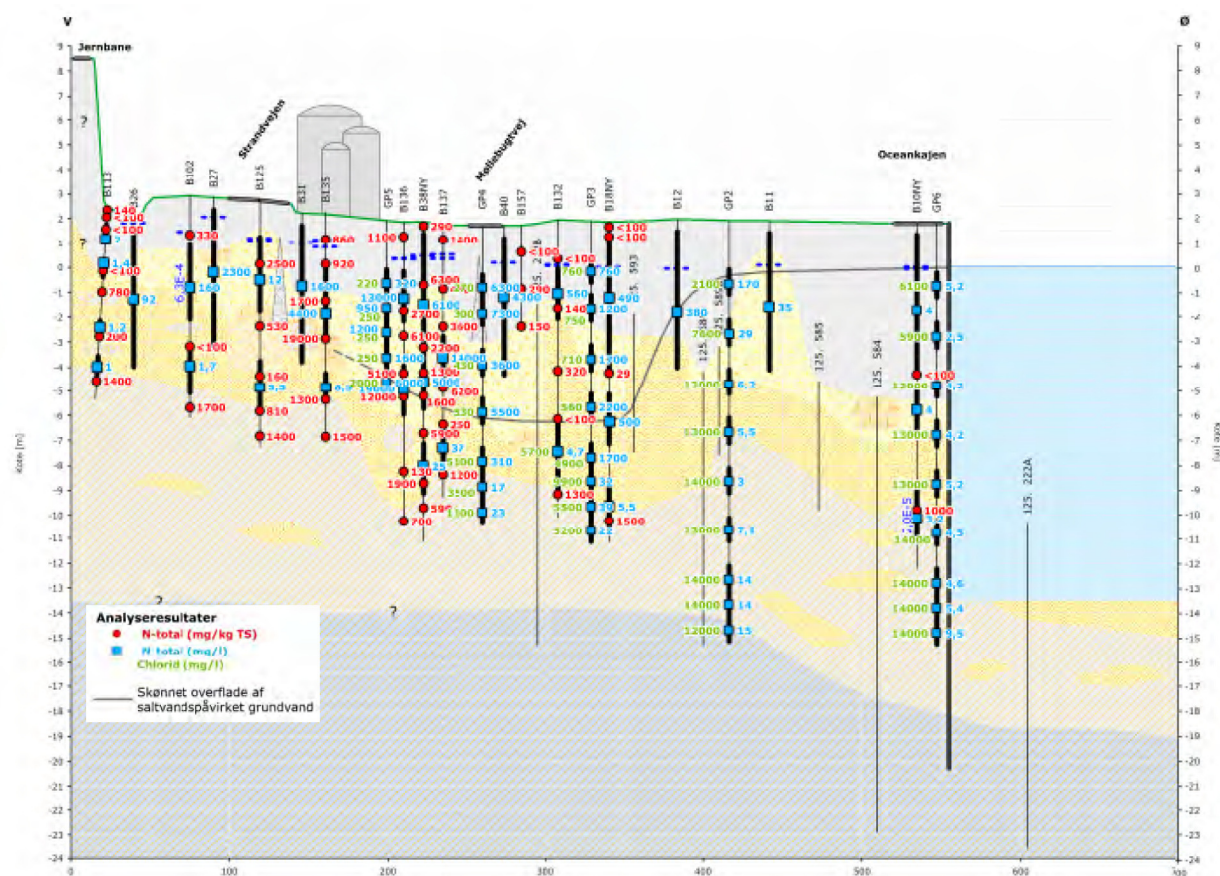
Figur 8.17: Placering af tværsnit gennem undersøgelsesområdet.

Spredningen af gødningsspildet er indledningsvist sket iht. det tolkede hændelsesforløb. Herefter er der sket en nedsivning på ubefæstede arealer og ikke tætte befæstede arealer.

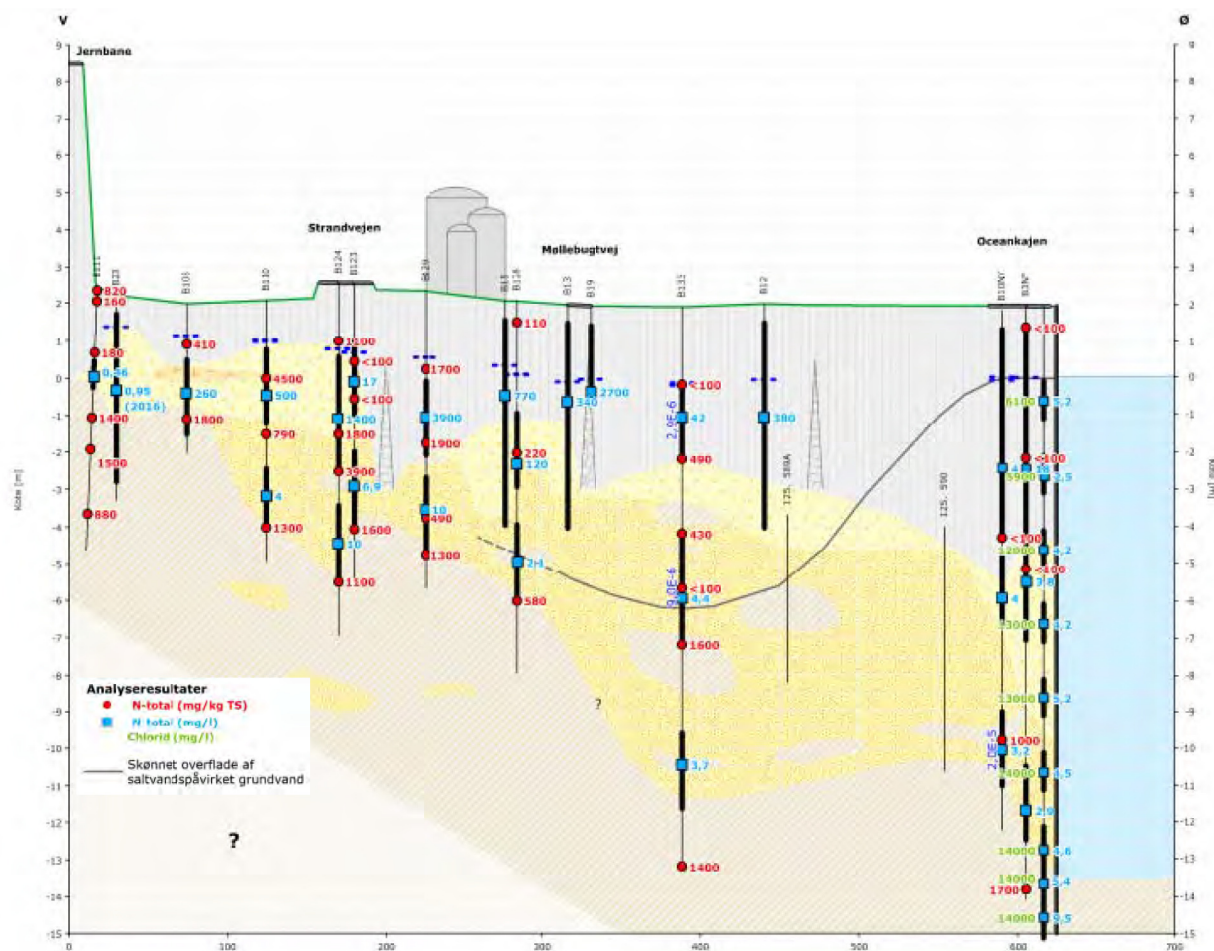
Herefter er forureningen spredt ned gennem den umættede zone og opblandet i den mættede zone, hvorfra den spredes yderligere ved grundvandsbåren transport i en sydøstlig retning. Der sker stadig udvaskning fra den umættede zone.

Grundvandsforureningen vurderet ud fra prøver udtaget i maj 2017 viser et kildeområde i og omkring tankområdet. Tankområdet har været befæstet og omfanget af jord og grundvandsforurening i netop tankområdet er påpeget uafklaret af Fredericia Kommune. Det var også korrekt i 2016, da tankområdet ikke var frigivet og/eller sikkert arbejdsområde ift. undersøgelser. Tankområdet og dets bund er efterfølgende fjernet, hvilket har sikret fri adgang til området. I tankområdet har der været et højt udslip og infiltration af gødning, som har forceret/presset gødning ned i gennem jord og grundvand. De store mængder slukningsvand har medvirket til en vandfront og forceret transport i og omkring tankområdet. DMR vurderer, at netop dette forhold afspejles i en højere opblanding af gødningsstoffer i kildeområdet, hvor der er påvist høje indhold i jord og vand til overside af lerlag, som i dette kildeområde er beliggende blot 6-8 m u.t. Koncentrationsprofilet i tankområdet viser ikke en densitetsstrømning på bunden af magasinet, men en fuld opblanding i vandsøjlen i kildeområdet.

Tilstedeværelsen af det saltholdige havvand kan have reduceret den vertikale udbredelse af forureningen. På tværsnit L2 og L3 er der indtegnet chloridkoncentrationer fra borerne udført af NIRAS og herudfra markeret en skønnet overflade for det saltholdige havvand i bunden af grundvandsmagasinet. Det er valgt på alle profilerne kun at medtage analyseresultater fra 2017, da data fra 2016 vurderes at kunne være ændrede.



Figur 8.18 Del af tværsnit L2 med skønnet saltvandsgrænse.



Figur 8.19 Del af tværsnit L3 med skønnet saltvandsgrænse.

Snittene vurderes at bekræfte, at grundvandsforureningen i stor grad er stoppet over saltvandet. Filter 2 i boring B133 er sat fra kote -4 til -7, hvilket vurderes at være lige over saltvandet. Der er ikke påvist forurening i dette filter, hvilket viser, at forureningen ikke flyder ud i retning mod kajen ovenpå saltvandsoverfladen. Det tolkes således, at forureningen i særligt kraftigt belastede områder er spredt hele vejen ned til toppen af havvandet inden det er blevet opløst i grundvandet ("saftvand i vand" princippet). I mindre belastede områder er forureningen typisk blevet opløst inden det er nået til toppen af saltvandet.

Dette betyder også, at mange af de påviste koncentrationer i toppen af glimmerleren på det saltvandspåvirkede havneareal må være naturligt indhold. Dette omtales nærmere i afsnit 9.1 omkring baggrundsværdier.

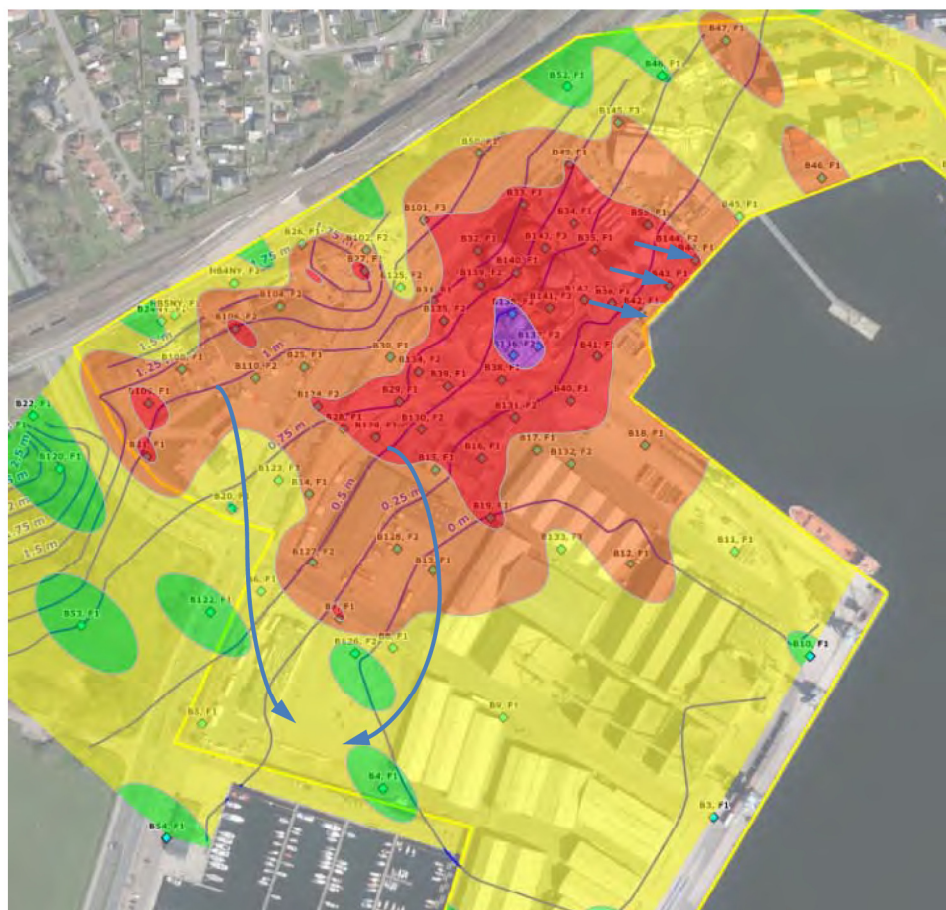
Ved de spunsede kyststrækninger (primært ved GP2 ved Kaj 24/25 og ved GP6 ved Kaj 26) ses der en front af saltholdigt havvand, der, sammen med en højere vandstand end i den nedre del af havneområdet, minimerer tilstrømningen af forurening til og gennem spunsene. I de kystnære boringer GP1 og GP3, der er udført relativt tæt på hotspot, ses der først havvand i større dybde og der træffes forurening med kvælstof indtil disse dybder. Ud fra de foreliggende data vurderer DMR, at der på bagsiden af spunsene er påvist en saltvandsfront, der minimerer tilstrømningen af gødningsholdigt vand til spunsvæggene.

Vurderingerne af betydningen af ledninger, spuns, fundamenter og bolværk mv. viser, at der ikke er fundet tegn på, at der er sket eller fortsat sker en væsentlig spredning på land via disse potentielle spredningsveje. Det kan dog ikke udelukkes, at flere af de etablerede bygværker,

såsom dybe fundamenter og kystindfatninger kan medføre midlertidig tilbageholdelse eller forsinkelse af spredningen.

En stor del af fluxen af forureningsstoffer ud i Lillebælt vurderes at foregå via udstrømning til Møllebugthavnen gennem stenkastningen ved den nordlige ende af Møllebugtvej, som markeret på figur 8.20. Dette vurderes dels fordi dette område ligger tæt på hotspot, dels fordi kystsikringen er langt mere gennemtrængelig end de spunsede kyststrækninger og dels fordi resultaterne af undersøgelsen viser, at der er en relativt kraftig forurening i grundvandet i nærområdet ved denne kyststrækning.

Det vurderes på baggrund af potentialelinierne for grundvandet ligeledes, at en del af den grundvandsbårne forurening fra området ved grøften og Autohuset Vestergård vil spredes ned mod den centrale del af havneområdet og evt. ud i Lystbådehavnen. Kystsikringen mellem Lystbådehavnen og Jesper Banks Vej består af en stenkastning og der er således ikke spundet som ved Kaj 24-28. Dette vurderes at medføre en mindre opstuvning/forsinkelse på bagsiden af kystsikringen og dermed en lettere transportvej for grundvandet. Samme transportvej vurderes at kunne gælde for den sydvestligste del af hotspotområdet. Grundvandet flytter sig iht. afsnit 8.2.3 med ca. 4-130 m/år og udbredelsen af forureningen forventes derfor stadig at ændre sig løbende. Det forventes umiddelbart, at en større del af forureningen kan spredes ind i området centralt på havnen, hvor gradienten er lav. De omtalte resultater behandles nærmere efterfølgende.



Figur 8.20 Vurderede primære områder for udstrømning af forurening til Lillebælt.

9. Beskrivelse af forurening i jord og grundvand

I dette kapitel redegøres for resultaterne fra den udførte supplerende undersøgelse, der har omfattet fire håndboringer og 56 miljøtekniske boringer til afgrænsning og beskrivelse af gødningsvandets udbredelse. Der er i alt gennemført 114 miljøtekniske maskinboringer og 21 håndboringer i 2016-2017.

I databehandlingen er anvendt 2017 data for at kunne illustrere forureningens omfang og udbredelse ca. 12-14 måneder efter skaden i februar 2016. Boringernes placering fremgår af nedenstående oversigtskort (figur 9.1) samt bilag 1.1. I alt er der i jorden (ved den supplerende undersøgelse) foretaget 264 supplerende analyser for henholdsvis total-N og herunder også ammonium/ammoniak, nitrit-nitrat. Feltobservationer samt PID-målinger fremgår af borejournalerne i bilag 4. I bilag 2.1 er der vedlagt plots fra modelberegninger i programmet Kartotrak, der viser den beregnede forureningsudbredelse i jordlag fra 0-12 m u.t.



Figur 9.1: Placering af udførte og tidligere udførte boringer. Røde cirkler angiver gentaget boring.

9.1 Baggrunds niveauer og kriterier for gødning i jord og grundvand

Miljøstyrelsen har ikke fastsat kvalitetskriterier for kvælstof i jord og grundvand /47/. I henhold til undersøgelsesoplægget /4/ er det aftalt, at baggrundsværdier for total-N i jord og grundvand revurderes på baggrund af de udførte supplerende undersøgelser.

9.1.1 Baggrundsniveau i jord

Der er i /2/ regnet med en baggrundsværdi for kvælstof (total-N) i jord på 1.000 mg/kg TS som bestemt af Fredericia Kommune. Der blev ved vurderingen af baggrundsværdien inddraget borerne B22, B51 og B53. Koncentrationerne af total-N varierede en del i disse borer og der er i det supplerende påbud stillet krav om en revideret vurdering af baggrundsværdien ud fra de supplerende borer. Samtidig er der stillet krav om vurdering af, om borerne B22 og B43 er påvirket af forurening som følge af uheldet.

Der er i området ved B22 og B53 udført borerne B119, B120 og B121. Derudover er der i den nordøstlige ende af de undersøgte område udført borerne B146 og B147. I nedenstående tabel fremgår resultaterne af analyser på jordprøver fra disse borer og de tidligere udførte B22, B51 og B53. Analyserapporter fra Eurofins Miljø A/S er vedlagt i bilag 5.5 og i bilag 5.1 fremgår tabeller med de samlede analyseresultater fra undersøgelsen i /2/ og fra den supplerende undersøgelse.

Boring	Dybde	pH	Tørstof	Glødetab	NH ₃ /NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	Total-N
	[m u.t.]		[%]	[% TS]	mg/kg TS		
B22	0,5	7,5	83	4,8	10	13	1.300
	2,5	4,0	81	0,82	< 5	< 5	130
B53	0,2	7,1	86	3,2	8,1	9	1.400
	1,5	5,6	69	4,8	13	< 5	1.900
	3,0	7,3	76	17	13	< 5	1.100
B119	0,5	6,9	82	-	6,3	22	940
	2,0	6,7	77	-	< 5	21	380
	3,5	8,7	70	-	< 5	17	240
B120	0,5	5,8	82	-	6,1	29	1.200
	2,0	5,3	46	-	37	37	6.700
	4,0	8,2	71	-	13	28	340
B121	0,1-						
	0,2	5,6	85	-	< 5	45	680
	1,0	6,7	83	-	< 5	< 5	< 100
	2,0	6,7	76	-	18	6,7	580
	4,0	8,3	76	-	20	8,6	670
B51	0,2	7,8	88	2,5	8,9	11	420
	2,5	8,6	84	0,29	< 5	< 5	< 100
	5,0	7,6	86	7,0	< 5	< 5	100
B146	0,1-						
	0,2	10	96	-	< 5	7,5	200
	2,5	8,9	82	-	< 5	16	< 100
	6,0	9,2	82	-	8,9	11	< 100
	9,0	8,9	75	-	29	40	240
B147	12,0	8,2	78	-	32	22	1.400
	0,5	8,5	96	-	< 5	18	< 100
	2,0	9,0	83	-	< 5	15	< 100
	5,0	8,3	75	-	< 5	17	160
	6,5	8,3	78	-	< 5	36	100
B147	11,5	6,0	72	-	13	17	470

Tabel 9.1 Analyseresultater for jordprøver fra borer i forventede referenceområder.

Borerne B119 og B120 er placeret i området omkring B22. Koncentrationen af total-N i dybden 0,5 m u.t. er i både B119 og B120 på samme niveau som B22, dvs. omkring 1.000 mg/kg TS. Der er tale om skovbund i alle tre borer, og der må forventes et højt indhold af organisk stof og også organisk bundet kvælstof i denne dybde. Der var ikke tegn på afsvidning i området ved de tre borer B22, B119 og B120 og dermed ikke tegn på, at gødningsspildet er kommet over Vestre Ringvej i dette område. De påviste koncentrationer af total N i topjorden i disse borer på ca. 900-1.300 vurderes derfor at være naturlige. Baggrundsniveauet for ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit i området vurderes bl.a. ud fra boring B121 at ligge på op til ca. 40-50 mg/kg TS.

I dybden 2 m u.t. er der i B120 påvist et indhold af total-N på 6.700 mg/kg TS. Der er tale om et tørvelag, der ikke er truffet i B119 (se borejournaler i bilag 4). Tørvelaget må formodes at have et væsentligt indhold af organisk materiale og dermed også mulighed for forhøjet indhold af organisk bundet kvælstof. Som det fremgår af nedenstående afsnit omkring baggrundsværdier i grundvand er der ikke påvist forhøjet indhold af kvælstof i grundvandsprøven fra B120. Dette indikerer, at der ikke er tale om en forureningspåvirkning, ligesom de relativt begrænsede fraktioner af ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit indikerer, at der er tale om organisk bundet kvælstof. Sædvanligvis findes størstedelen af kvælstoffet i jord bundet til organisk materiale, mens kun en mindre andel er tilgængeligt som uorganisk kvælstof i form af ammonium eller nitrat /37/, hvilket også afspejles i resultaterne.

Boring B121 er lavet i området ved B53, men udenfor det vedligeholdte græsareal. Koncentrationerne i B121 indikerer ikke en forurening fra gødningsspildet og, som det fremgår nedenfor, er der ligeledes ikke påvist koncentrationer i grundvandet, der indikerer en forurening med kvælstof. Indholdet af total N på 670 mg/l i B121 vurderes derfor at være naturligt. Det vurderes umiddelbart at de påviste koncentrationer i B53 kan skyldes vedligeholdelsen af det grønne areal, der bl.a. anvendes til Tivoli-plads.

I den nordøstlige del af undersøgelsesområdet er borerne B146 og B147 udført. Den tidligere udførte boring B51 vurderes ud fra observationer og koncentrationer ikke at være forurenede. Der er påvist relativt lave koncentrationer af total N i de to borer, som ikke indikerer en forureningspåvirkning. Dog er der i B146 påvist et indhold på 1.400 mg/kg TS i toppen af lerjorden i dybden 12 m u.t. Der er i mindre dybder i boringen ikke påvist mere end maksimalt 240 mg total N/kg TS. Der er i B146 påvist koncentrationer af kvælstof i grundvandet på 20 og 56 mg/l i hhv. det terrænnære og det dybe filter. Det kan således ikke udelukkes, at der er en mindre påvirkning af grundvandet ved B146.

I forhold til jordforurening i B146, så er koncentrationsniveauet 1.000-1.500 mg total N/kg TS truffet i toppen af lerjorden i en række af de udførte supplerende borer, hvor der ikke er påvist forurening i hverken jord eller grundvand henover lerjorden. Det er f.eks. tilfældet i dybden 15,5 m u.t. i B3ny (gentaget boring B3), hvor der er påvist 1.700 mg total N/kg TS i og i dybden 11,5 m u.t. i B10ny, hvor der er påvist 1.000 mg total N/kg TS. I begge disse borer er der kun påvist lave (<10 mg/l) indhold af kvælstof i grundvandet lige over lerjorden, som ikke vurderes at stamme fra gødningsspildet. Det vurderes ikke, at disse indhold er årsagen til de forhøjede koncentrationer i toppen af lerjorden. Det vurderes snarere, at indholdene i toppen af lerjorden kan stamme fra naturligt bundet kvælstof, hvilket også underbygges af, at koncentrationen af ammonium/ammoniak og nitrit/nitrat er meget lav i f.eks. boring B10ny.

Samtidig er saltvandsgrænsen i området ved f.eks. B10ny, B3ny og B133 væsentligt over de dybder, hvor der er påvist indhold af total-N på 1.000-1.700 (se snit L3 i bilag 1.3) og det vurderes iht. afsnit 8.4 omkring havvand, at der højst sandsynligt ikke er tale om kvælstof fra forureningen i disse borer. Tilsvarende kan det ud fra snit B1 i bilag 1.3 ses, at der er stigende lerbund fra kildeområdet ved tankgården og hen mod B126, hvor der er påvist en jordkoncentration på 1.400 og 1.500 mg total-N/kg TS i toppen af glimmerleren. Det tyder således ikke på at forurening har spredt sig langs overkant af lerlaget og hen til B126. Koncentrationen i grundvandet i B126 indikerer ligeledes ikke en væsentlig påvirkning fra spildet og jordkoncentrationen på 1.400 og 1.500 mg/kg TS i B126 vurderes derfor at være et naturligt indhold.

Det vurderes på den baggrund, at de flere steder i undersøgelsesområdet kan være baggrundsværdier for total-N på 1.000-1.500 mg/kg TS og muligvis lokalt højere. Baggrundsværdier for indholdet af ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit vurderes bl.a. ud fra B147 at ligge på niveau med baggrundsværdierne for det sydøstlige område, dvs. 40-50 mg/kg TS.

9.1.2 Baggrunds niveauer i grundvand

I grundvandet er der i henhold til undersøgelsesoplægget udført boringer, udtaget og analyseret vandprøver til yderligere belysning af baggrunds niveauet udenfor spildområdet. Der er udført boringerne B119, B120, B121, B146 og B147. I boringerne B146 og B147 er der monteret to filtre. Der er udtaget grundvandsprøver fra alle filtrene i de nye boringer og i boringerne fra 2016.

Resultaterne af de kemiske analyser for indhold af kvælstof i grundvandet fremgår af tabel 9.2. Der fremgår ligeledes resultater fra vandprøverne udtaget i 2016 fra de aktuelle boringer (kursiv). Analyserapporter fra Eurofins Miljø A/S er vedlagt i bilag 5.5.

Boring	Filterinterval	pH	Ilt [mg/l]	NH ₃ /NH ₄ ⁺ [mg/l]	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻ [mg/l]	Total-N [mg/l]
B119	1,5-3,5	7,1	4,17	0,083	2,2	2,6
B120	1,5-4,5	7,1	0,65	0,53	< 0,1	1,1
B121	0,5-2,0	6,6	1,24	0,11	2,8	5,4
B22 (2016)	0,5-6,0	6,8	0,25	14	1,1	14
B22 (2017)	0,5-6,0	6,6	0,78	0,64	< 0,1	1,4
B53 (2016)	0,5-6,0	6,5	8,15	0,18	< 0,1	2,3
B53 (2017)	0,5-6,0	6,7	1,53	0,073	0,56	2
B146-1	7,7-10,7	7,6	0,24	54	< 0,1	56
B146-2	1,6-4,6	7,4	0,17	20	0,18	20
B147-1	9,3-11,3	6,5	0,13	3,2	< 0,1	4,2
B147-2	1,7-4,7	7,0	0,12	3,8	< 0,1	4,2
B51 (2016)	0,5-6,0	6,8	0,04	2,2	< 0,1	2,6
B51 (2017)	0,5-6,0	7,0	0,17	1,4	< 0,1	2,4
B56 (2016)	0,5-6,0	7,7	0,10	15	< 0,1	13
B56 (2017)	0,5-6,0	7,7	0,09	18	0,3	18

Tabel 9.2 Analyseresultater for kvælstof i grundvand fra de planlagte referenceboringer.

Det fremgår af resultaterne, at alle de nye prøver fra det sydvestlige afgrænsende område sydvest for Vestre Ringvej (B119, B120, B121, B22 og B53) kun indeholder små koncentrationer af total N med 5,4 mg/l som det højeste i B121. Den nye prøve fra B22 viser ligeledes et meget begrænset indhold af kvælstof på 1,4 mg total N/l. Koncentrationen i B53 vurderes ikke at have ændret sig væsentligt fra 2016 til 2017. Det vurderes på baggrund af disse resultater, at der ikke ses en væsentlig påvirkning af grundvandet i området sydvest for Vestre Ringvej og at baggrundskoncentrationen i dette område ligger på 1-6 mg total N/l.

I det nordøstlige afgrænsende område (B146, B147, B51 og B56) ses der ligeledes ikke tegn på en påvirkning i boringerne B51 og B147 med højeste koncentrationer på ca. 4 mg total N/l. Baggrunds niveauet i dette område vurderes som i det sydøstlige område at ligge på omkring 1-6 mg total N/l. Koncentration i B51 er stort set uændret fra 2016 til 2017. Der er i øvrigt truffet en forurening med mineralisk olie i boring B147.

I boring B146 og B56 ses der forhøjede indhold af kvælstof i grundvandet i forhold til det vurderede baggrunds niveau. Koncentrationerne i B56 og B146 er hhv. ca. 3 og 9 gange højeste skønnede baggrundskoncentration. Dette omtales nærmere i afsnit 9.4 omkring udbredelse af grundvandsforureningen.

I alle boringerne er pH forholdene relativt stabile omkring 6,5-7,7, dog med en tendens til de højeste pH-værdier i prøverne fra B56 og B146, der vurderes at være påvirkede af spildet.

Der fremgår i tabel 9.2 feltmålinger for ilt i forbindelse med vandprøvetagningen. Generelt er der i alle de udførte boringer i undersøgelsen truffet iltfrie forhold, da iltkoncentrationerne er på <1 mg/l. Feltmålingerne fremgår af feltjournalerne for vandprøvetagning i bilag 3.1. De udførte iltmålinger i felten i tabel 9.2 viser, at iltindholdet er lavt i selv størstedelen af de af-

grænsende boringer. I boring B51, der vurderes at være upåvirket af gødningsspildet, er indholdet på 0,04 og 0,17 mg/l og indholdet af ilt vurderes derfor ikke at være en éntydig indikator for en forureningspåvirkning. I boring B119 ses et indhold på 4,17 mg/l, hvilket indikerer at der strømmer iltholdigt vand ned mod havneområdet herfra. Det høje indhold i B53 i 2016 vurderes umiddelbart at være fejlbehæftet, da indholdet er væsentligt større end i 2017 og da det også er væsentligt højere end i f.eks. B121. Vurderinger baseret på de 11 udførte boringskontroller viser også at der generelt er anaerobe til nitratreducerende forhold i undersøgelsesområdet.

Der vurderes således at være nogen usikkerhed og variation i baggrundsniveauet, særligt for jord. Der er efterfølgende taget udgangspunkt i baggrundsværdier på op til omkring 1.000-1.500 mg/kg TS i jord og for vand op til omkring 5-10 mg/l.

9.2 Udvaskningsforsøg

Der er på fire jordprøver udført en udvaskningstest, hvor der er bestemt indhold af total N, ammonium og nitrat i eluatet efter en 1-trins batchtest. Testene er udført på laboratoriet Højvang A/S med udgangspunkt i standarden DS/EN 12457-1. Batchudvaskningstesten anvendes til, at beskrive stofudvaskningen som funktion forholdet mellem af koncentrationer før og efter samt inden for et døgn. Resultatet af EN 12457-1 giver således en gennemsnitskoncentration for gødningsstoffer i eluatet. Erfaringsmæssigt vil processer med langsom kinetik eller som kan forløbe over længere tid, som f.eks. mineralomdannelser, karbonatisering og oxidation samt biologiske processer, sjældent kunne påvises i EN 12457-1, som gennemføres over et døgn.

Selve testen repræsenterer ca. 10 gennemskylninger af porevolumenet af 1 kg jord. Analyse-resultater er sammenfattet i nedenstående tabel, og fremgår ligeledes af analysetabeller i bilag 5.4. De fire jordprøver er udtaget i grøften ved HB5, i det ubefæstede baneareal sydvest for tankgården (boring B38 og B135) samt i boring B14 ved banelegemet ved Strandvejen. I nedenstående tabel er foreliggende analyseresultater fra jord og vand udtaget omtrent i samme dybde/medie medtaget, så de kan indgå i tolkningen. Tabellens analyseresultat for start og slutindhold (kaldet eluatet) er udelukkende vandanalyser udtaget ved udvaskningsforsøgene ved Højvang A/S.

Bo- ring	Type	Resultater, felt, undersøgelse		Resultater, lab. udvaskning		
		Vand [mg /l]	Jord [mg/kg TS]	Startindhold (mg)	Indhold eluat (mg)	Fjernelsesprocent
B135	Total-N	4.400	1.700 (3,5 m u.t.)	720	740	≥ 100%
	Ammonium	3.500		616	540	87,7
	Nitrat/nitrit	750		127	106	83,5
B14	Total-N	190	4.600 (4,5 m u.t.)	112	2.000	≥ 100%
	Ammonium	120	1.700			
	Nitrat/nitrit	46	190			
B38	Total-N	6.100	6.300 (2,5 m u.t.)	5.318	2.200	41,4
	Ammonium	4.900	5.900	1.604	1.420	88,6
	Nitrat/nitrit	1.300	1.500	451	380	84,3
HB5ny	Total-N	20	1300 (3 m u.t.)	180	8,8	4,9
	Ammonium	16	12	5	2	44,4
	Nitrat/nitrit	3,2	12	x	x	x

Tabel 9.3 Resultater fra feltundersøgelser og laboratorieforsøg for udvaskningsforsøg.

I boring B135 er der påvist en fuldstændig udvaskningsgrad (fjernelsesrate ≥ 100%). I laboratorieforsøget er startkoncentrationer lavere end de påviste indhold i vandprøven fra B135. Samtidig er indhold og fjernelsesraten for ammonium og nitrat høj.

Boring B14 er placeret ved det ubefæstede areal ved banelegemet ved Strandvejen. I boring B14 er der ved feltundersøgelserne i vand og jord, påvist høje koncentrationer i både 2016 og 2017. Ved udvaskningstesten er der i eluatet et indhold på 2.000 mg, hvilket medfører en fjernelsesrate på ca. 1.700% grundet en lav startkoncentration. Det er naturligvis ikke teoretisk muligt, men ses som udtryk for en (for) lav startkoncentration målt ved laboratoriet forud for udvaskningstesten. Under henvisning til feltresultaterne må den lave startkoncentration tilskrives usikkerheder og indbyrdes variation i jordprøven på 1 kg.

I kildeområdet er der i boring B38 påvist en fjernelsesrate på ca. 42 % for total-N. Koncentrationen i eluatet er høj - over 2.000 mg. Fjernelsesraten er ligevægtsstyret og afhængig af koncentrationsgradienten mellem bl.a. porevand/jord og frit vand. Såfremt udvaskningsforsøget i B38 fortættes med "nyt" vand, vil der igen ske en høj fjernelsesgrad. Udvasningsraten for både ammonium og nitrat er fra 84-88%, og dermed høj.

I grøften i håndboring HB5 er der i både vand og jordprøven relativt lave koncentrationer. Jordanalyser fra felten viser indhold på 1.300 mg/kg TS, hvilket vurderes at være inden for baggrunds niveauet. I vandprøven fra udvaskningsforsøget er der påvist lave indhold af ammonium, hvilket understøtter vurderingen af, at indholdet af total-N i prøven ikke er relateret til gødningsspildet. Resultaterne afspejles i en lav/ingen fjernelsesrate af de naturlige kvælstof-forbindelser, som givetvis er bundet til jorden.

Opsummeret vurderes det dokumenteret, at der er og vil være en høj udvasknings- og fjernelsesrate fra jord til vand af ammonium og nitrat på Fredericia Havn. Denne vurdering stemmer overens med de fysiske-kemiske egenskaber for gødningsstofferne.

9.3 Jordkoncentrationer i umættet versus mættet zone

Der er udført statistisk databehandling på de foreliggende analyseresultater fra 2017 i jordprøver fra henholdsvis umættet og mættet zone. Figur 9.2 viser fordelingen af de påviste jordkoncentrationer af total-N i hhv. umættet og mættet zone under befæstede arealer.

	Umættet		Mættet	
	N	%	N	%
≤100	9	34,6	13	18,6
100-500	7	26,9	17	24,3
500-1.000	6	23,1	6	8,6
1.000-2.500	3	11,5	31	44,3
2.500-5.000	1	3,8	2	2,9
>5.000	0	0,0	1	1,4
sum	26		70	

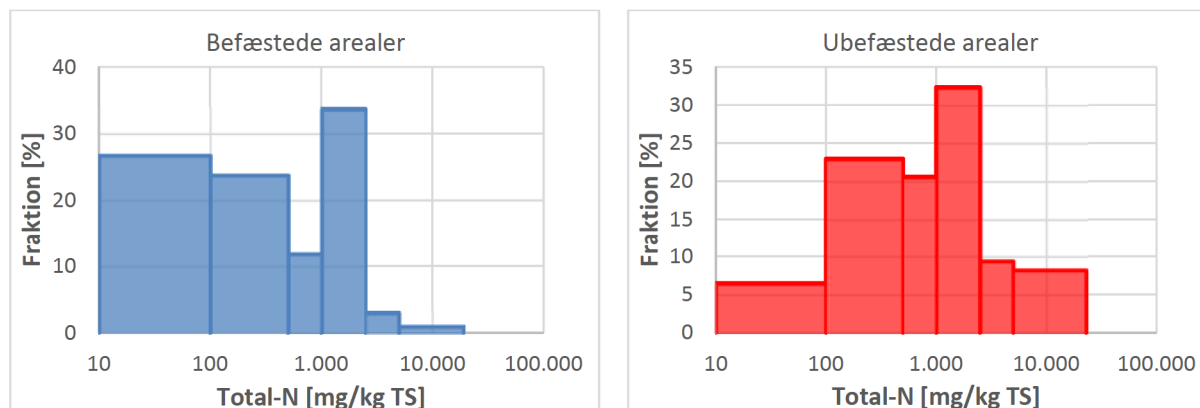
	Befæstede arealer	
	Umættet	Mættet
Antal totalt	26	70
Antal < DG	9	12
% < DG	35%	17%
Middel [mg/kg TS]	690	1.203
Median [mg/kg TS]	325	980

Figur 9.2 Fordeling af koncentrationer af total-N i umættet og mættet zone under befæstede arealer.

Som det fremgår af ovenstående figur foreligger der 26 jordprøver fra umættet zone i modsætning til 70 jordprøver fra mættet zone. I umættet zone er ca. 15% af jordprøver over 1.000 mg totalN/kg TS, hvorimod det i mættet zone er ca. 49% af jordprøverne.

Tilsvarende er det gennemsnitlige indhold af total-N i umættet zone under de befæstede arealer 690 mg/kg TS med en median på 325 mg total-N/kg TS. Det betyder, at indholdet af total-N under de befæstede arealer i 2017 (12-14 måneder efter spildet) er under eller på niveau med det gennemsnitlige baggrunds niveau, iht. afsnit 9.1.

En grafisk illustration af forskellen på befæstede og ubefæstede områder er vist neden for. Graferne viser data fra både umættet og mættet zone.



Figur 9.3: Fraktioner af total-N under hhv. befæstede og ubefæstede arealer.

Det fremgår af figur 9.3, at der er en forskel på fordelingen mellem de befæstede og ubefæstede arealer og at både middelværdi, medianværdi og maksimum er større for de ubefæstede arealer end for de befæstede arealer.

9.4 Tidlig udvikling i jordkoncentrationer fra 6 til 12-14 måneder

I henhold til oplægget er der udført 10 gentagne boringer til vurdering af udviklingen i gødningskoncentrationerne. Der er tale om boringerne B3, B10, B14, B18, B24, B30, B34, B38, HB4 og HB5. De gentagne boringer er udført maksimalt 1 m fra den tidligere udførte boring.

I B3, B10 og B18 blev i der i 2016 ikke påvist indhold af kvælstof over baggrundsværdien. Gentagelsen af disse tre boringer har primært været for at undersøge forureningsforhold mv. i større dybde. Boringerne inddrages derfor ikke i den efterfølgende vurdering af udviklingen i jordkoncentrationer.

I nedenstående tabel er der samlet de målte koncentrationer for kvælstof i 7 af de 10 boringer, der er gentaget ved undersøgelsen i 2017.

Boring	Befæstelse	Mættet/ umættet	Dybde m u.t.	pH	NH ₄ /NH ₃	NO ₃ /NO ₂	Tot-N	Andel (%) NH ₄ /NH ₃ og NO ₃ /NO ₂
B24	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,2	8,8	3.500	3.100	7.700	86
B24		Mættet	1,5	7,4	77	19	470	20
B24		Mættet	4	7,2	13	< 5	1.500	1,2
B24		Mættet	5	7,9	17	< 5	1.100	1,4
B24ny	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,1-0,2	8,8	1.900	490	2.600	92
B24ny		*Umættet	0,5	8,9	-	-	7.000	-
B24ny		Mættet	1,5	8,6	550	69	1.100	56
B24ny		Mættet	3	7,1	-	-	1.800	-
B24ny		Mættet	4	7,5	7,8	8,8	1.700	1,0
HB4	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,1-0,5	8,9	6.900	650	11.000	65
HB4		Umættet	1	8,7	1.300	400	2.000	85
HB4ny	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,1-0,2	9	4.200	1.100	5.100	104
HB4ny		Umættet	0,5	7,7	480	270	1.400	54

Boring	Befæstelse	Mættet/ umættet	Dybde m u.t.	pH	NH ₄ /NH ₃	NO ₃ /NO ₂	Tot-N	Andel (%) NH ₄ /NH ₃ og NO ₃ /NO ₂
HB4ny		Umættet	1	8,8	160	49	230	91
HB5	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,1-0,5	8,8	5.200	180	8.600	63
HB5		Umættet	1	7,2	2.900	710	18.000	20
HB5ny	Ubefæstet (grøften)	Umættet	0,1-0,2	9	3.600	230	4.600	83
HB5ny		Umættet	0,5	8,8	2.100	420	2.900	87
HB5ny		Umættet	1	6,6	760	120	23.000	3,8
HB5ny		Mættet	1,5	8,2	-	-	530	-
B14	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	0,5	9	1.500	360	2.100	89
B14		Mættet	4,5	8,5	1.600	880	4.300	58
B14		Mættet	5,5	5,6	48	39	800	11
B14ny	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	1,5	8,3	37	55	210	44
B14ny		Mættet	4,5	7,8	1.700	190	4.600	41
B14ny		Mættet	5,5	6,9	78	36	1.800	6,3
B30	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	0,2	8,8	490	47	930	58
B30		Mættet	2	8,9	1.300	210	1.500	101
B30		Mættet	3	4,3	270	15	4.300	6,6
B30		Mættet	4	5,9	100	90	290	66
B30ny	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	0,1-0,2	8,9	180	66	470	52
B30ny		Umættet	1	7,4	2.100	750	3.900	73
B30ny		Mættet	2	8,6	-	-	270	-
B30ny		Mættet	3	7	-	-	3.100	-
B30ny		Mættet	6,5	7,3	-	-	1.500	-
B34	Ubefæstet (nær asfalt)	Umættet	0,2	9	1.400	370	2.100	84
B34		Umættet	2,5	8,2	1.400	28	2.000	71
B34		Mættet	4	8,4	410	80	550	89
B34ny	Ubefæstet (nær asfalt)	Umættet	0,1-0,2	8,3	1.600	420	3.000	67
B34ny		Umættet	1,5	8,3	-	-	700	-
B34ny		Umættet	2,5	8,6	85	38	340	36
B34ny		Mættet	3	8,7	-	-	1.400	-
B34ny		Mættet	4	8,6	370	19	520	75
B38	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	0,2	6,3	< 5	< 5	410	2,4
B38		Mættet	2,5	9	7.000	200	12.000	60
B38		Mættet	6	8,5	750	26	1.100	71
B38ny	Ubefæstet (baneareal)	Umættet	0,1-0,2	8,3	6	97	290	35,52
B38ny		Mættet	2,5	9	5.900	1.500	6.300	117
B38ny		Mættet	5	9	-	-	2.200	-
B38ny		Mættet	6	8,6	920	180	1.300	85

***Vurderet som periodisk mættet**

Tabel 9.4 Data til vurdering af tidslig udvikling i gentagne boringer.

Der ses af dataene i tabel 9.4 umiddelbart en varierende udvikling i borerne.

Umættet zone

I borerne B24ny og HB5ny ses der ingen entydig udviklingstendens. I umættet zone er der dog i jordprøver udtaget 0,1-0,2 m u.t. påvist en reduktion fra 7.700 mg N/kg TS til 2.600 mg N/kg TS fra august fra 2016-2017 samt et tilsvarende fald i ammonium og nitrat. I boring B24ny er indholdet 0,5 m u.t. til gengæld højt. Begge borer er fra grøfteområdet, der jævnligt står delvist vandfyldt, pga. et højtstående grundvandsspejl. Der eksisterer således i flere perioder ikke nogen umættet zone i dette område og vilkårene for naturlig udvaskning fra den umættede zone vurderes at være dårlige i dette område. I begge borer ses der dog en stigende koncentration længere nede i den umættede zone, hvilket kan indikere en udvaskning af kvælstof fra den øverste del af den umættede zone.

I de øvrige borer HB4ny, B14ny, B30ny, B34ny og B38ny ses der generelt en aftagende koncentration i prøverne fra den umættede zone. Prøven fra B14ny er dog udtaget længere nede i den umættede zone end i 2016 og resultaterne kan således ikke direkte sammenlignes.

I boring B38ny ses en mindre koncentration af total-N, men en større procentdel af ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit. Det samme billede ses i HB4ny og til dels i HB5ny. Dette kan indikere en fortsat hydrolyseaktivitet og omdannelse af urea til ammonium/ammoniak og en nitrifikation til nitrat/nitrit i den iltholdige umættede zone.

Mættet zone

I boring B38ny ses der en væsentligt mindre koncentration af total N i toppen af den mættede zone (2,5 m u.t.) og samtidig er andelen af ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit væsentligt større end i prøven fra samme dybde i 2016. Dette kan som ved den umættede zone indikere en fortsat hydrolyseaktivitet og omdannelse af urea til ammonium/ammoniak og en nitrifikation til nitrat/nitrit i toppen af den umættede zone, hvor der sker en geniltning via ligevægt med iltkoncentrationen i den umættede zone.

I borerne B14ny, B24ny, B30ny og B34ny vurderes der ikke at være tendenser på udvikling i en bestemt retning.

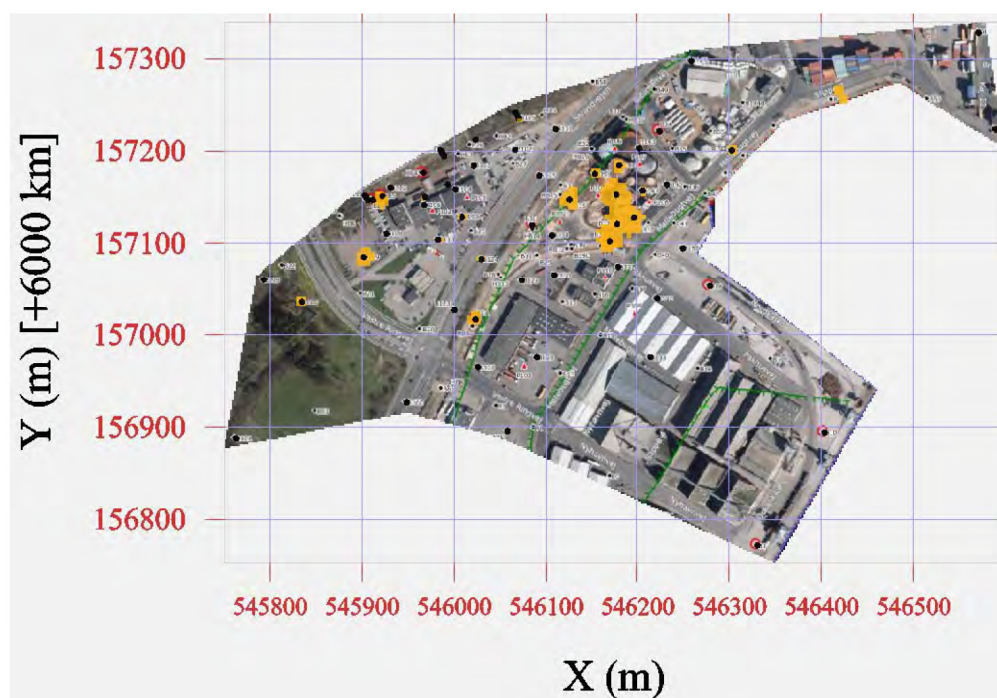
Der er ikke sammenlignelige værdier i den mættede zone for borerne HB4/HB4ny og HB5/HB5ny, da HB4 og HB5 kun blev ført til umættet zone.

Det vurderes samlet ud fra resultaterne, at der fortsat sker en udvikling i koncentrationerne og at dette sker sandsynligvis både som følge af udvaskning og omdannelse af kvælstofforbindelserne. Det vurderes at den største udvikling ses i den umættede zone, hvilket umiddelbart også må forventes ud fra de udførte udvaskningsforsøg omtalt i afsnit 9.2 og ud fra de biologiske processer der foregår i den umættede zone iht. beskrivelsen af kvælstofkredsløbet i kapitel 7.

9.5 Beskrivelse og afgrænsning af forurening i jord og grundvand

De udførte undersøgelser bekræfter billedet fra den tidligere undersøgelse og rapport /2/ af, at de kraftigste forureninger ligger i et område omkring tankgården og ved grøften. Flere mindre områder er påvist ved den supplerende undersøgelse. Ved 2017-undersøgelsen er forureningsforholdene i tankgården undersøgt og dokumenteret. Selvom tankgården er befæstet ses det, at stoffer fra spildet har påvirket jord og grundvand. Den omfattende brandslukning i tankområdet har endvidere medført en høj tilførsel af vand/havvand.

Der ses i figur 9.4 en grafisk afbildning af den horisontale udbredelse af forurening med total-N i jorden i koncentrationer over 2.000 mg/kg TS. Afbildningen er et plot fra modelprogrammet Kartotrak, der beskrives nærmere i kapitel 10.



Figur 9.4 Modelplot fra Kartotrak med total-N > 2.000 mg/kg TS.

I bilag 2.1 og i kapitel 10 fremgår yderligere visualiseringer af forureningsudbredelsen jorden i dybder fra terræn til 12 m u.t. I figur 9.5 ses en grafisk afbildning af den horisontale udbredelse af hhv. den maximale forurening med total-N uanset dybde og forurening i den nedre del af grundvandsmagasinet.



Figur 9.5 Kontureringsplot fra Surfer med total-N (mg/kg TS) for max. koncentrationer i borerne (tv) og koncentrationer i nedre del (th) af grundvandsmagasinet.

Den nedre del repræsenterer koncentrationen af total-N i filtre, der er sat omkring lergården i bunden af borerne. I bilag 2 fremgår disse afbildninger sammen med kontureringsafbildninger for ammonium/ammoniak og nitrat/nitrit. I kapitel 10 findes en nærmere beskrivelse af metoden bag udarbejdelse af de viste kontureringsplots for forureningsudbredelsen i grundvandet.

9.5.1 Området vest for/nord for Strandvejen

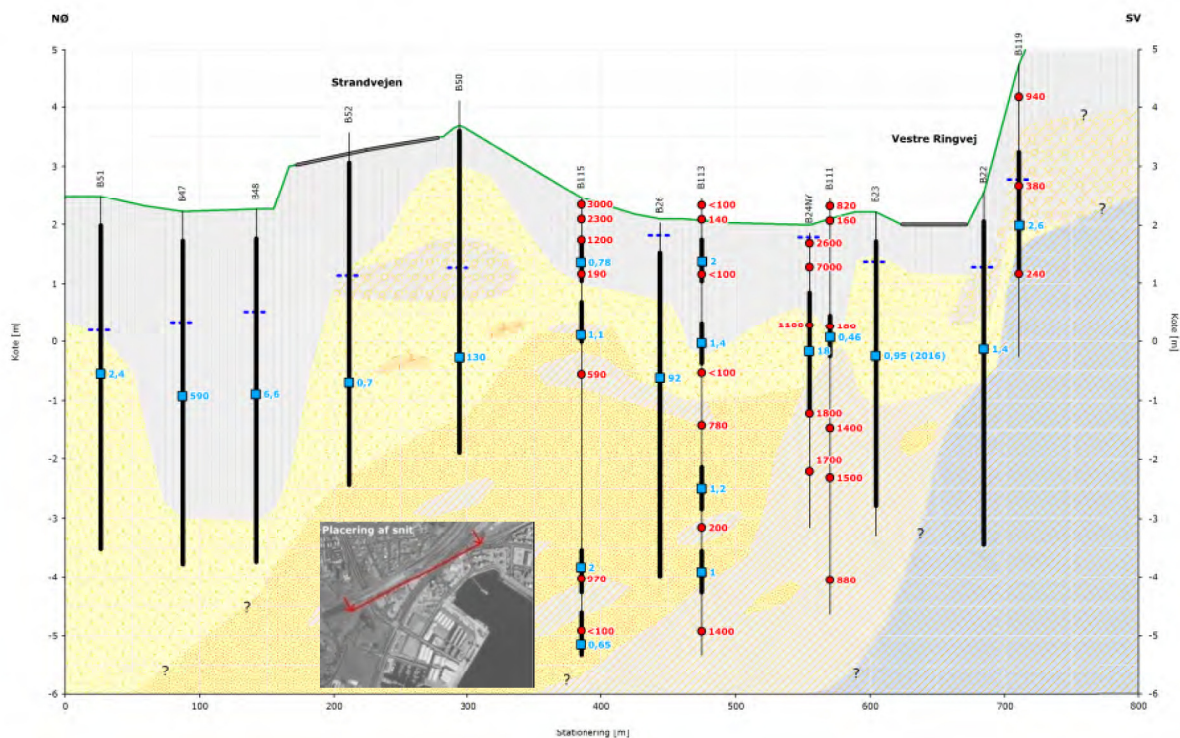
Jordforurening

Der er i området ved grøften påvist jordforurening i koncentrationer på op til 23.000 mg total-N/kg TS (HB5ny, 1 m u.t.). Der er i dette område suppleret med borer for at beskrive og afgrænse jordforureningen. Boringerne B24ny, HB4ny og HB5ny er gentagelser af de tidligere udførte borer. HB4ny og HB5ny er dog etableret med ø63 mm filter. Arealet og borerne fremgår af figur 9.6.



Figur 9.6 Placering af borer i området vest for Strandvejen.

Forureningen i grøfteområdet vurderes ud fra de udførte undersøgelser og analyser primært at være beliggende indenfor de øverste 1-2 meter. Den kraftige forurening i HB5ny er afgrænset i dybden 1,5 m u.t., hvor der er påvist 530 mg total-N/kg TS. Herunder er der truffet koncentrationer på op til 1.800 mg-N/kg TS i lerjorden. Der er i flere af borerne påvist indhold af kvælstof på ca. 900-1.800 mg-N/kg TS i glimmerleret og det vurderes, at en stor del af disse indhold skyldes naturligt indhold i henhold til afsnit 9.1 omkring baggrundsværdier. I figur 9.7 ses en vertikal udbredelse af forurening (røde tal er jordforurening). Der er på dette og de efterfølgende profilsnit kun medtaget analyseresultater fra 2017.



Figur 9.7 Snit B3 fra grøften med angivelse af forurening i jord (røde tal) som total-N/kg TS.

Boringerne B111, B113 og B115 er udført som 45° skråboring ind i banedæmningen. Forureningen i toppen af B115 viser forurening i den øverste 0,5-1 meter af det nederste stykke af banedæmningen (ca. 1 meter op ad dæmningen). Der vurderes ikke at være indhold af total-N derudover i de tre boringer, som tolkes som forurening. De tre boringer vurderes derfor i væsentlig grad at afgrænse jordforureningen grøften i nordlig og nordvestlig retning.

I håndboringerne B112 og B114 vurderes der med indhold af total-N på op til 740 mg/kg TS ikke at være påvist forurening op ad banedæmningen.

På den vestlige side af Vestre Ringvej er der suppleret med boringerne B119, B120 og B121. Disse boringer er beskrevet i afsnittet omkring baggrundsværdier. Der er ikke påvist tegn på forureningspåvirkning på overfladen ved boring B119-B121. Indholdet af total-N i B119 og B121 (maks. 1.200 mg total-N/kg TS) vurderes ikke at indikere påvirkning af forurening på den vestlige side af Vestre Ringvej. I boring B120 er der påvist et indhold af kvælstof på 6.700 mg total-N/kg TS i et tørvelag 2,0 m u.t. Dette område fremgår som det gule felt vest for Vestre Ringvej på figur 9.4. Der er ikke påvist grundvandsforurening i denne boring og som det beskrives i afsnit 9.1 vurderes indholdet ikke at stamme fra gødningsspildet.

På arealet tilhørende Autohuset Vestergård er der udført en række boringer i primært befæstede arealer. Boringerne viser, som det også fremgår af figur 9.4, at der er påvist forurening med kvælstof i flere boringer. Forureningen i området ved Autohuset Vestergård er primært truffet i den mættede zone, dog er der i boring B103 truffet et indhold på 5.000 mg total-N/kg TS i dybden 0,5 m u.t. Boring B103 ligger lavt på arealet og har også i en periode i undersøgelsesfasen været dækket af overfladevand. Det højeste indhold af kvælstof i dette område er truffet i B109, hvor der i dybden 4 m u.t. (i toppen af glimmerleren) er påvist 5.800 mg total-N/kg TS. I en prøve fra 5 m u.t. (også i glimmerler) i B109 er der påvist 2.300 mg total-N/kg TS. I grundvandsprøven fra B109 (filter fra 2-4 m u.t.) er der påvist forurening med gødningsstoffer. Herudover er der i dette område typisk påvist indhold af total-N på 1.100-1.800 mg/kg TS i toppen af lerjorden. Lergrænsen falder i retning fra B109 mod B101 og træffes på den vestlige del af området fra 4-6 m u.t., men i området ved B101 og B102 er lergrænsen i 8-11 m u.t. I

B101 er der i dybden 8 m u.t. (i sandjord med lugt af ammoniak) påvist 2.000 mg total-N/kg TS. Forurening i grundvandsprøven fra filteret i denne dybde i B101 bekræfter, at der er tale om gødningsforureningen.

Der er udført to boringer, B105 og B107, under lagerbygninger lige bag hovedbygningen hos Autohuset Vestergård. Der vurderes i de to boringer ikke at være truffet forurening i den umættede zone, men tegn på mulig forurening i den mættede zone (ammoniaklugt i våd prøve fra 2,0 m u.t. i B107). Der er i boring B106, som er udført tæt op ad hovedbygningen, ikke påvist tegn på forurening i den umættede zone.

Sammenlagt vurderes det, at undersøgelsen af jordforureningen i området nord og vest for Strandvejen imødekommer kravet om supplerende boringer iht. påbuddet fra Fredericia Kommune /3/ – både i mættet og umættet zone. Jordforureningen vurderes i væsentligt omfang at være afgrænset vertikalt og i vestlig og nordlig retning.

Grundvandsforurening

Det fremgår af figur 9.7, at der i området ved grøften kun er påvist relativt lave koncentrationer i grundvandet.

I boring B101, der dog ikke fremgår af figur 9.7, er der påvist 1.300 mg total-N/l i terrænnært grundvand og 360 mg/l i filterdybden 5,2-8,2 m u.t. I det dybere filter fra 9-11 m u.t. er der ikke påvist forurening. I boring B50 er der påvist 130 mg total-N/l. I de tre boringer B111, B113 og B115, der er ført skråt ind i banedæmningen er der ikke påvist indhold af total-N, der indikerer forurening i nogen af prøverne. Boring B115 er udført i området nær B101.

Da grundvandsstrømningen samtidig er dokumenteret at forløbe i en sydøstlig retning, vurderes det derfor, at grundvandsforureningen er afgrænset i vestlig/nordvestlig retning mod banedæmningen.

På den øvrige del af arealet ved Autohuset Vestergård er de mest markante forureninger påvist i boring B106 (2.100 mg total-N i filter fra 0,5-2 m u.t. og 2.500 mg total-N i filter fra 2,5-4,5 m u.t. lige over leren), B109 (3.800 mg total-N/l), B27 (2.300 mg total-N/l) og B21 (2.000 mg total-N/l). Indholdet i B21 var ved prøvetagningen i 2016 på 3,9 mg total-N/l).

Forureningen i B21, B25 og B27 er steget siden målingerne i 2016 mens forureningen i B24, B26 og B50, der ligger i grøften, er aftaget. Dette kan indikere, at grundvandsforureningen bevæger sig med grundvandet i sydøstlig retning.

I området vest for Vestre Ringvej, som ses i figur 9.8, er der boringerne B119, B120, B121, B22 og B53 ikke påvist indhold af kvælstof, der indikerer en forureningspåvirkning. I B22, hvor der i 2016 blev påvist 14 mg total-N/l er der i 2017 påvist 1,4 mg/l. I de øvrige boringer er der højst påvist 5,4 mg total-N/l. Både boring B22 og B119 er placering nær den regnvandsledning, der føres under Vestre Ringvej og som omtales i kommunens supplerende påbud. Boring B120 vurderes at ligge nedstrøms for ledningen i forhold til B22. Placeringen af ledningen fremgår af figur 9.8. Ledningen er beliggende i den mættede zone og evt. spredning via ledningen vurderes at ville medføre en forurening i grundvandet omkring ledningen som efterhånden ville spredes med grundvandsstrømmen. Regnvandsledningen vurderes derfor ikke at have medført en spredning af gødning fra kildeområdet øst for Vestre Ringvej og ind i området vest for Vestre Ringvej.

Grundvandsforureningen vurderes derfor at være afgrænset i vestlig og sydvestlig retning.



Figur 9.8 Boringer i området vest for Vestre Ringvej og kort med placering af regnvandsledning.

9.5.2 Området øst for Strandvejen

Jordforurening

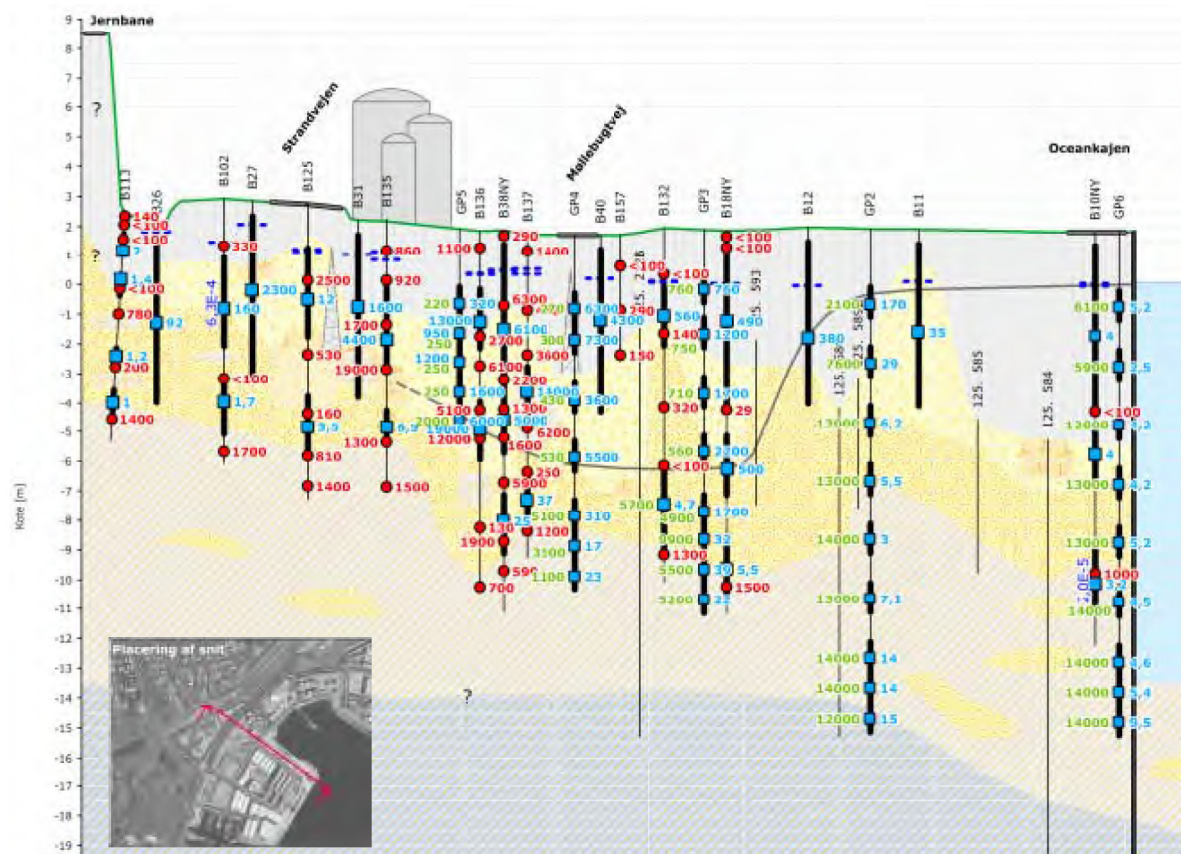
Der er i området ved tankgården påvist koncentrationer op til 19.000 mg total-N/kg TS (B135, 5 m u.t.). Der er udført en række supplerende boringer i området og en oversigt over boringsplaceringer ses i figur 9.9.



Figur 9.9 Placering af boringer i området øst for Strandvejen.

Der er som en del af opfyldelsen af påbuddet udført boringer i den tidligere tankgård (boring B137-B143) og der er udført en række boringer i de befæstede arealer omkring tankgården.

For at afgrænse forureningen vertikalt er stort set alle boringer ført til den underliggende lerjord. Ved B38 er der udført en ny boring (B38ny) iht. krav i påbuddet. Den nye boring er ført til 13 m u.t. I figur 9.10 fremgår et vertikalt snit gennem området lige ved tankgården og den befæstede del foran/sydvest for denne.



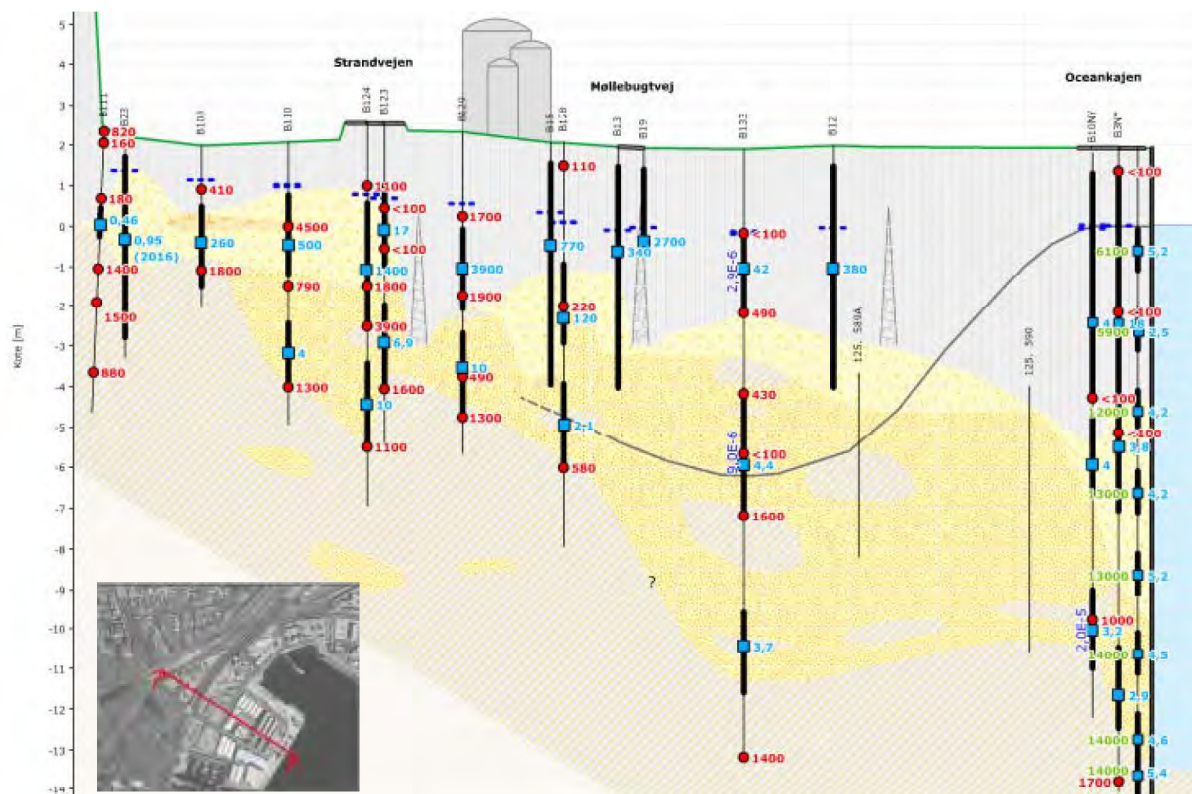
Figur 9.10 Udsnit af tværsnit L2 gennem område ved tankgård og ud til Oceankajen.

Det fremgår af tværsnittet, at jordforureningen med kvælstof (angivet som mg total-N/kg TS med rødt på figur 9.10) er afgrænset vertikalt omkring 9-10 m u.t., når der indregnes et niveau for baggrundsværdier på 1.000-1.500 mg total-N/kg TS, se afsnit 9.1 med baggrundsværdier.

Udover de nævnte tværsnit B1 og L2 er der i bilag 1.3 og nedenfor yderligere tværsnit L1, L3 samt B2 og B3, som viser forureningsudbredelse i området øst for Strandvejen.

Der er i hotspot området ved tankgården truffet kraftig forurening ned til omkring 7-10 m u.t. (12.000 mg total-N/kg TS i B136 i dybden 7 m u.t. og 5.900 mg total-N/kg TS i 8,5 m u.t. i B38ny). Der er tidligere påvist et indhold af total-N på 9.300 mg/kg TS i dybden 6,5 m u.t. i boring B39b. Der er i en række af boringerne i hotspotområdet påvist lugt af ammoniak i prøverne fra den mættede zone i dybder ned til ca. 9 m u.t. (B138). Der vurderes således at ligge en væsentlig mængde gødningsspild i jorden og grundvandet i området ved og i den tidligere tankgård.

I figur 9.11 ses et udsnit af tværsnit L3, der viser boringer, der ligger umiddelbart sydvest for boringerne i tværsnittet i figur 9.10. Det fremgår af snittet, at der kun er tegn på en begrænset jordforurening i boringerne i dette område øst for Strandvejen.

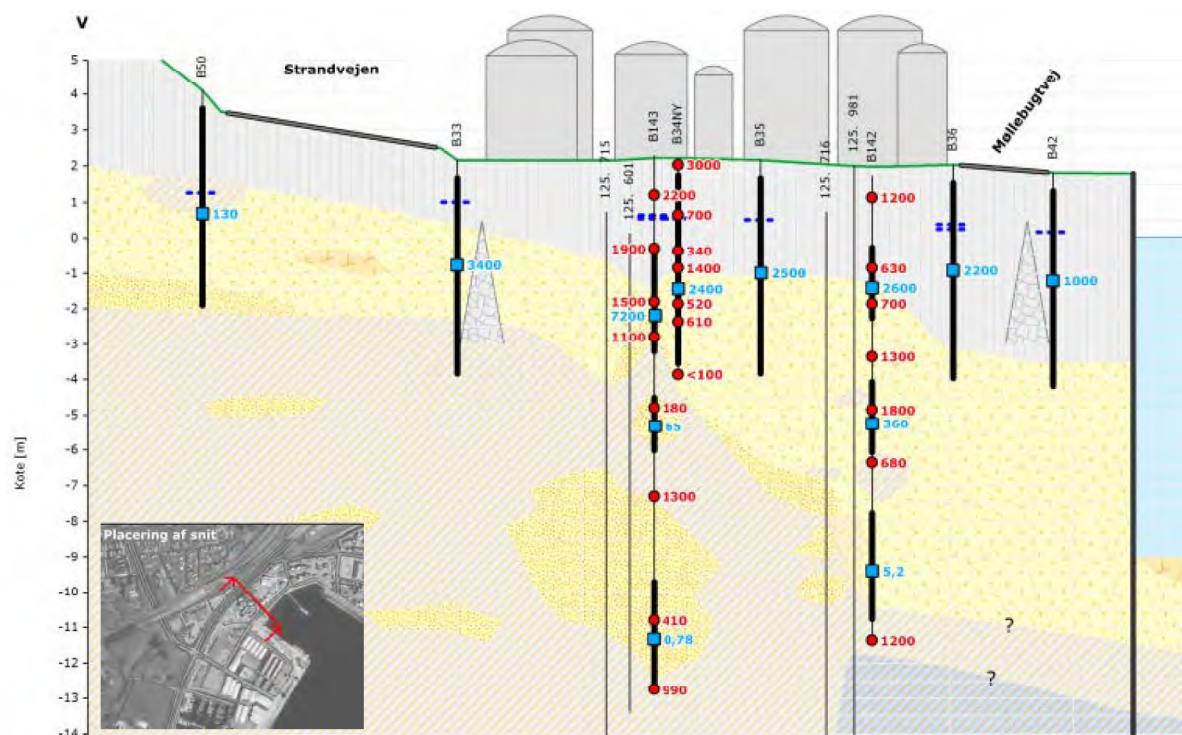


Figur 9.11 Udsnit af tværsnit L3 gennem området sydvest for tankgård og ud til Oceankajen.

Der er generelt i området ikke påvist væsentlig forurening i den umættede zone under befæstede arealer. Der er i flere af borerne i ubefæstede arealer fundet tegn på forurening i den umættede zone. Der er forurening i den mættede zone under både ubefæstede og befæstede arealer.

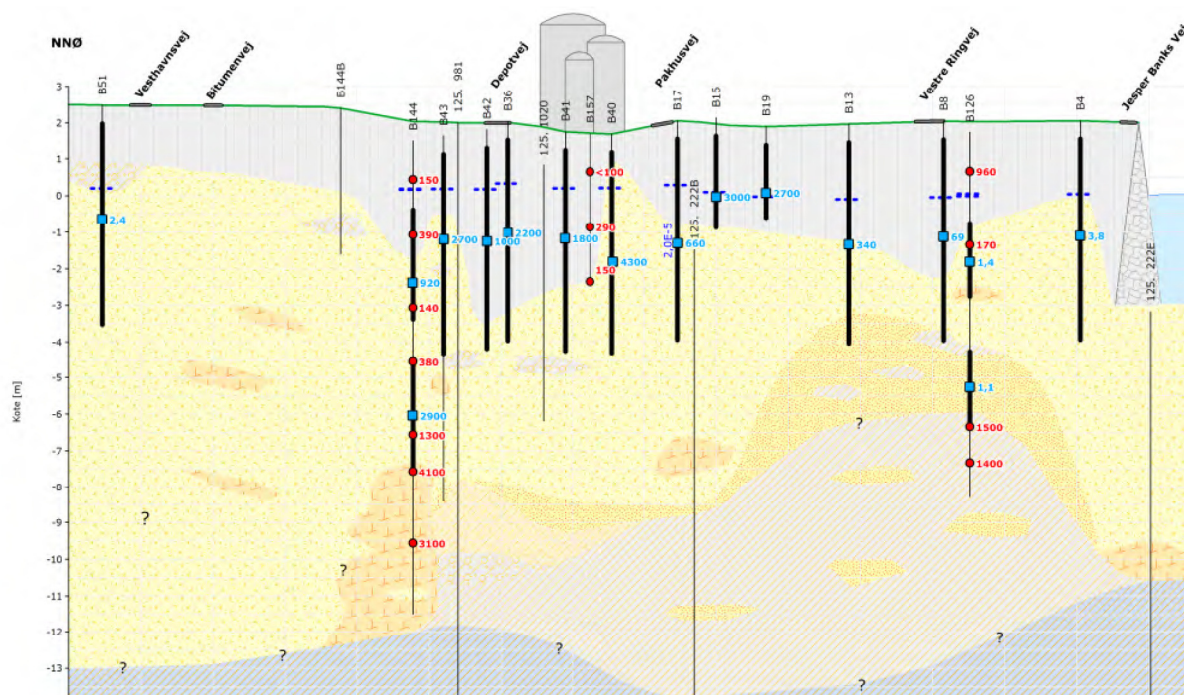
Det fremgår af tværsnittene i figur 9.10 og 9.11, at der er påvist forhøjede indhold af total-N i borerne B124 og B125 på hhv. 3.900 og 2.500 mg total-N/kg TS. Boringerne er udført i den ubefæstede rabat midt i Strandvejen. De forhøjede indhold er påvist hhv. 5 og 2,5 m u.t., dvs. i den mættede zone. Der er således tegn på forurening fra gødningsspildet i jorden under Strandvejen.

I figur 9.12 fremgår et udklip af snit L1, der viser borer lige nordøst for tankgården. Det fremgår af figuren, at forureningen i jorden i dette område er væsentligt mindre end i området lige sydvest for tankgården.



Figur 9.12 Udsnit af tværsnit L1 gennem området nordøst for tankgård og ud til Møllebugthavnen.

I figur 9.13 fremgår et udklip af snit B1, der viser boringer på en linie fra sydsydvest-nordnord-øst hen over havnen langs Møllebugtvej. Det fremgår af figuren, at forureningen i jorden i dette område er væsentligt svagere end i området lige sydvest for tankgården.

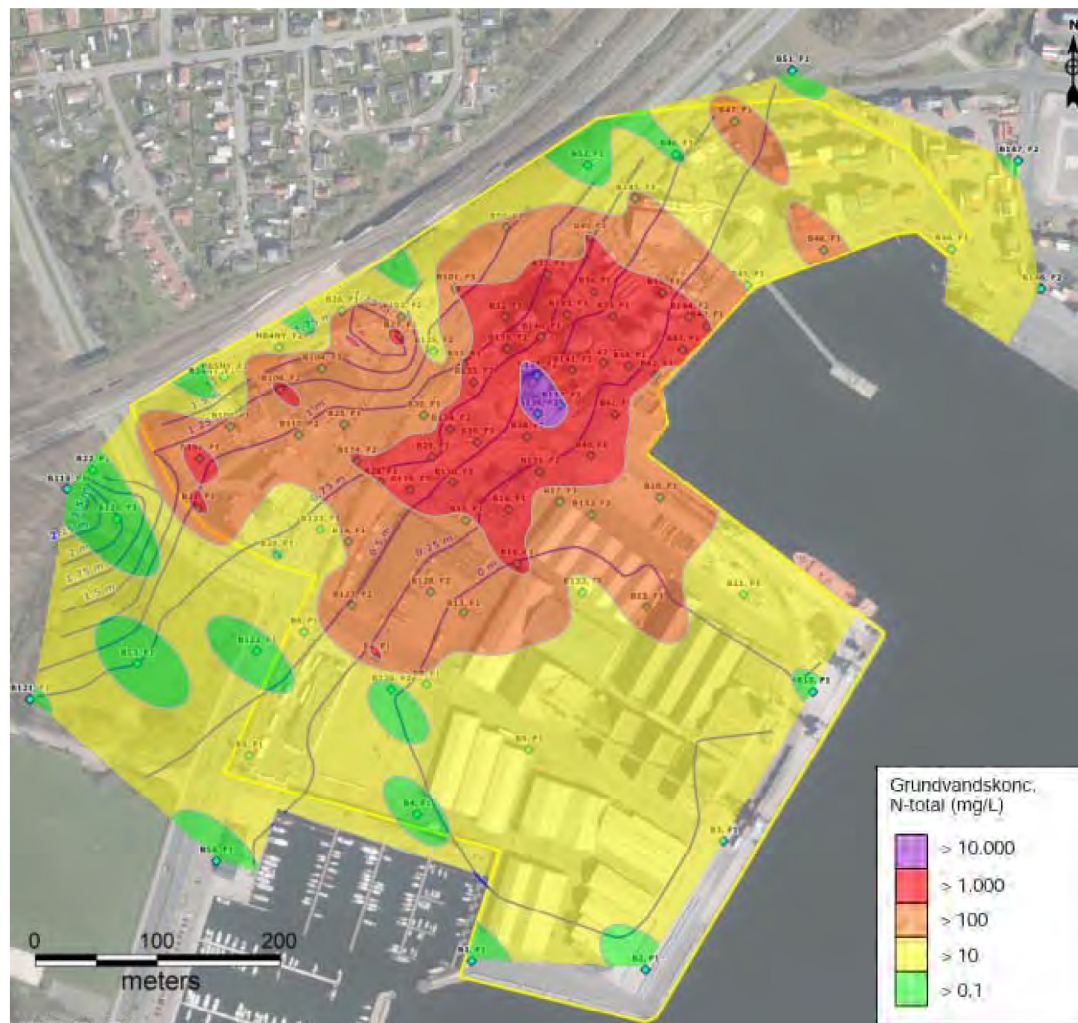


Figur 9.13 Udsnit af tværsnit B1 gennem havneområdet langs Møllebugtvej.

Grundvand

Det fremgår af de ovenstående tværsnit, at den kraftigste grundvandsforurening er påvist i området lige sydøst for og i den tidligere tankgård. Der er i borerne B136, B137 og B138 påvist koncentrationer af total-N på op til hhv. 19.000, 14.000 og 18.000 mg/l.

En konturering over de maksimale koncentrationer påvist i grundvandsprøverne ses i figur 9.14. Figuren fremgår ligeledes af bilag 2.



Figur 9.14 Kontureringsplot fra Surfer med max. koncentrationer for total-N (mg/l) i borer.

I det kraftigt forurenede område omkring borerne B136, B137, B138 og B139 er der påvist tegn på forurening i form af PID udslag og ammoniaklugt i den mættede zone fra omkring vandspejl og ned til ca. 6-9 m u.t. En relativt stor del af den mættede zone vurderes således at være kraftigt forurenet i dette område.

Der fremgår på figur 9.14 flere gule områder (10-100 mg/l) som beregningsprogrammet har indlagt ud fra de tilgængelige data. Flere undersøgelsespunkter vurderes dog at ville have begrænset omfanget af dette intervalområde, f.eks. er området vest for borerne B119, B120 og B53 gult, men området ligger opstrøms for det forurenede område og vurderes at være uforurenet. Der kan derfor pga. begrænset datagrundlag i nogle områder være tendens til en overestimering af omfanget af forureningen.

I boring B136 er den kraftigste forurening på 19.000 mg total-N/l påvist i dybden 5,8-7,8 m u.t. Dette vurderes ud fra profilet i figur 9.10 at kunne være tæt på saltvandslaggrænsen.

Som det fremgår af afsnit 8.4 omkring betydningen af saltvandslaget, så vurderes den vertikale udbredelse af grundvandsforureningen over dele af arealet, at være opblandet og afgrænset over det underliggende saltvandslag. Dette vurderes at være underbygget af tværsnittene L2 og L3 i figur 9.10 og 9.11. Det fremgår ligeledes af figur 9.14, at forureningen kun i begrænset omfang er spredt ud i retning af Kaj 25-28. Dette vurderes at hænge sammen med de i afsnit 8.2 omtalte strømningsforhold i det centrale område på havnen og også tilstedeværelsen af saltholdigt havvand.

En konturering over koncentrationen af total-N i de nedre filtre i grundvandsmagasinet, dvs. i filtre placeret lige over lerlaget, ses i figur 9.15. Figuren fremgår ligeledes af bilag 2.



Figur 9.15 Kontureringsplot fra Surfer med koncentrationer af total-N i filtre i nedre del af magasinet.

Det fremgår, at der i området ved Autohuset Vestergård ses en relativt kraftig forurening. Det er i boring B106, hvor lerlaget er truffet ca. 4 m u.t. og det dybeste filter er placeret fra 2,5-4,5 m u.t. Der er således ikke tale om en dybereliggende forurening i denne boring, men en forurening lige over et højtliggende lerlag.

I området øst for Strandvejen er der i boring B136 og B144 truffet forurening i de nederste filtre. Forureningen i B136 er omtalt ovenfor. B144 er placeret mellem tankgården og kajen til

Møllebugthavnen. Forureningen i B144 er truffet i filteret placeret fra 6-9 m u.t. Der er i denne boring observeret ammoniaklugt 8 m u.t. umiddelbart over et gytjelag.

Der er således kun i et meget begrænset omfang, at der er truffet forurening fra gødningsspildet i prøver fra filtre placeret lige over lerlaget.

Der er i udvalgte boringer udført analyse for urea. I boring B137 og B138 og B142, der er i eller nær hotspot området og med relativt høje koncentrationer af total-N, udgør indholdet af urea efter 12-14 måneder ca. 0,2-3 % af indholdet af total-N. Det er væsentligt mindre end de ca. 58% som er andelen af urea i de spildte produkter og det vurderes at indikere, at der er foregået en delvis hydrolyse af det spildte produkt. Dette underbygges af, at der i B135 ikke er påvist indhold af urea ved et totalindhold på 4.400 mg/l og tilsvarende er der ikke påvist urea i B144, hvor der er påvist 2.900 mg total-N/l. I kapitlet omkring kvælstofkredsløbet underbygges det både ved litteraturstudier, behandling af data fra 6 mdr. efter spildet samt ved udførte DNA undersøgelser i 2017 på biomassen fra hot-spot, at der siden spildet har foregået et betydeligt omfang af hydrolyse af det spildte urea.

I B29 blev der i 2016 ikke påvist urea samtidig med et indhold af total-N på 3.600 mg/l og i prøven fra B29 i 2017 blev der ligeledes ikke påvist urea ved et indhold af total-N på 3.100 mg/l. I boring B27 udgjorde andelen af urea i 2016 ca. 15% og i 2017 udgjorde andelen ca. 25%. Koncentration af total-N i B27 er som tidligere nævnt højere i 2017 end i 2016, hvilket kan skyldes, at en opstrøms kommende tilstrømning af forurening kan have påvirket sammensætningen af forureningen i B27.

Der er i den nordøstlige ende af undersøgelsesområdet udført boringerne B146 og B147 til afgrænsning af grundvandsforureningen, da der var tvivl om forureningen var afgrænset i denne retning med boring B56. Den nye prøve fra B56 viser et stort set uændret niveau (18 mg total-N/l mod 13 mg total-N/l i 2016). Prøverne fra de to filtre i B147 viser ikke tegn på forurening med gødning, mens prøverne fra B146 indikerer en mindre forurening i grundvandet, da der er påvist 20 mg total-N/l i en dybde svarende til B56 og 56 mg total-N/l i filteret placeret fra 7,7-10,7 m u.t. Forureningen hænger muligvis sammen med den dybtliggende forurening påvist i boring B144. Der vurderes at være tale om en relativt svag forurening i udkanten af det påvirkede område.

10. Forureningsudbredelse og massebalance (efter 12-14 måneder)

I dette kapitel redegøres der for forureningsudbredelsen efter ca. 12-14 måneder, svarende til foråret 2017. Forureningen i jord og grundvand på Fredericia Havn er kompleks grundet dens omfang, den geologiske variation i jordtyper horisontalt og vertikalt med deraf afledte forskelle i fysiske, kemiske og biologiske egenskaber i forhold til transport, fortynding og omsætning. Tilsvarende vil der være en naturlig variation ved prøvetagning i jord, vand og poreluft selv inden for korte afstande, pga. jordens inhomogenitet. Kombineret med usikkerheder ved analysearbejdet udfordrer dette en repræsentativ kortlægning og forståelse af de faktiske forureningsforhold i det relativt store område. Randbetingelser som befæstelsesgrad og påvirkning over tid ved bl.a. geniltning til og frastrømning af regn- og grundvand gennem det forurenede område vanskeliggør en vurdering og visualisering af udbredelsen i jord og vand yderligere.

I undersøgelsesrapporten fra november 2016 /1/ er udbredelsen vist ved konturerede kort udført i Mapinfo via 2D fladeinterpolation som triangulering. Den vertikale udbredelse er skønnet ud fra felt og analyseresultater, og generelt er anvendt en "lagkagemodel", hvor de vertikale aflejringer er fastsat for hele området ud fra gennemsnitsberegninger og betragtninger. Denne tilgang er almen anerkendt og anvendt ved forureningsager. Tilsvarende anvendes ofte simplificerede manuelle kontureringer og beregninger ofte ved undersøgelser.

NIRAS har i deres kommentering af /2/ anført, at overvægten af analyseresultater fra eksempelvis ubefæstede arealer kan medføre en overestimering af masser. NIRAS har valgt en konceptuel model, hvor der kun korrigeres for gødning tilledt Fredericia Centralrenseanlæg, gødning tilbageholdt i grøften bag Autohuset Vestergaard A/S (600-1.000 m³), 150 m³ tilbageholdt i tankgraven samt afløbsløse lavninger opgjort til ca. 350 m³. I alt vurderer NIRAS, at der maksimalt kan være tilbageholdt ca. 1.100-1.500 m³ på terræn efter udslippet. Opgørelsen fra NIRAS er baseret på DTM-modellen (Danmarks Digitale Terrænmodel) fra 2015. NIRAS' konceptuelle opfattelse af forureningens omfang medfører følgende forudsætninger:

1. Ingen signifikant nedsivning af gødningsvand på ubefæstede arealer under udstrømningen, men udelukkende tilbageholdelse i lavninger.
2. Befæstede arealer er tætte, og der sker ingen signifikant nedsivning i gennem belægninger.
3. Ingen signifikant fordampning af gødning ved og efter skaden.

Neden for fremgår et kortudsnit med udførte borer, "NIRAS lavninger" og typen af befæstelse på havnearealerne.



Figur 10.1 Kort med angivelse af type befæstelse og lavninger på havneområdet. Blå felter angiver lavninger.

Som anført i det godkendte undersøgelsesoplæg er databehandlingen og visualiseringen i denne rapport udført som 3D beregninger via geostatistik i programmet Kartotrak. Kartotrak anvendes dermed til at beregne og visualisere forureningens udbredelse 3-dimensionalt med angivelse af konfidensintervaller for beregningernes sikkerhed. DMR opfatter en anvendelse af Kartotrak som en garant for høj hensyntagen til de faktiske forhold, variationer i den horisontale og vertikale udbredelse, og dermed et kvalificeret bud på både udbredelse og forekomst af gødningsstoffer 12-14 måneder efter skadestidspunktet. I Kartotrak foretages således en statistisk beregning af masserne udført ud fra de foreliggende målte data.

I de følgende afsnit redegøres for dels Kartotraks anvendelse og dels resultater fra de udførte beregninger.

10.1 Masseberegning via geostatistisk modellering i Kartotrak

Geostatistik som teknisk disciplin, blev 'opfundet' i starten af 1960'erne og har siden da bl.a. været anvendt til at estimere koncentration og udbredelse af mineralårer i mineindustrien, på baggrund af diskrete boreprøver.

I 1978 kom første udgave af bogen "Mining Geostatistics" /43/, som en beskrivelse af 'state of the art' for praktisk anvendelse af geostatistik, baseret på viden opnået hos Centre de Morphologie Mathématique i Fontainebleau, Frankrig. Denne bog omhandler udelukkende problemstillinger relateret til minedrift, men har alligevel dannet baggrund for den tidlige anvendelse af geostatistik på miljøområdet – koblingen er jo nærliggende. Så vidt DMR ved, har geostatistik været anvendt på miljøområdet, i hvert fald, siden starten til midten af 1990'erne.

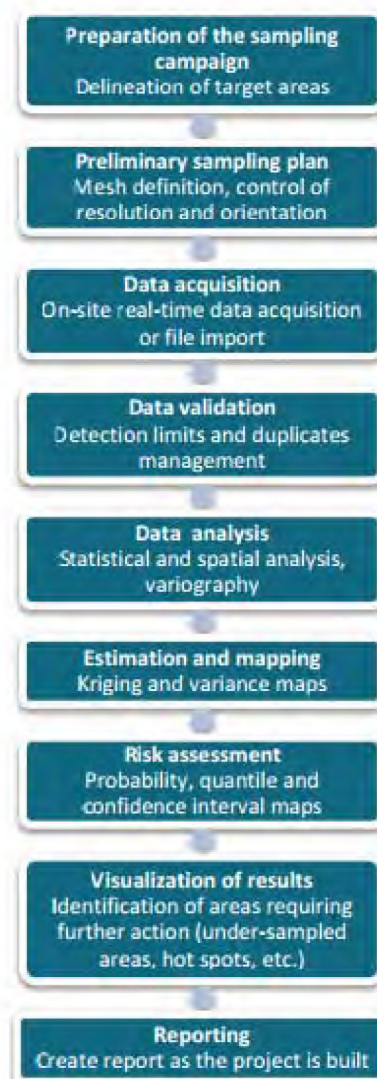
Geostatistik kan kort og godt betegnes som: "Statistik til beskrivelse af 2D- eller 3D-rumligt distribuerede variable"; f.eks. forekomsten af guldåre eller miljøfremmede stoffer som TCE, i en geologisk formation. Geostatistiske teknikker og redskaber har således været tilgængelige på miljøområdet i omkring 20-25 år, men har indtil de seneste år primært været anvendt til 2D-problemstillinger, relateret til konturering af data (f.eks. krigede kort over poreluftkoncentrationer i surfer), eller til 3D-problemstillinger indenfor forskningsverdenen, hvor man har haft 'nok' data til rådighed og programmeringskendskab nok til at håndtere de geostatistiske rutiner f.eks. i forskellige softwarepakker.

Der findes flere forskellige softwareløsninger, der kan benyttes til at gennemføre geostatistiske analyser på miljødata; løsninger, der har forskellige styrker og svagheder ift. geostatistisk formåen, "ease of use" og visualiseringsmuligheder.

Programmet "Kartotrak" fra Geovariances (Fontainebleau, Frankrig) /44/ har en række attraktive features:

- Udviklet til brug på problemstillinger relateret til forurening (ikke til mineindustri). Mulighed for at simulere lagdelinger/geologi på niveau med simple lagdelte konceptuelle modeller; inkl. håndtering af forureningskoncentrationer indenfor disse lagdelinger.
- En god balance imellem kompleksitetsniveauet af de geostatistiske redskaber og robustheden i de tolkede resultater (ikke så mange frihedsgrader, at man kan få alt til at passe, med tab af prædiktionsstyrke/validitet til følge).
- Mulighed for illustrative visualiseringer af resultaterne og den rummelige udbredelse samt valgfrie snit på tværs af det forurenede område.

DMR har bl.a. gennemført 5 projekter for Region Hovedstaden med beregning af masseestimer, som alle er baseret på anvendelse af programmet "Kartotrak". Der er således tale om et program, der også anvendes af myndighederne.



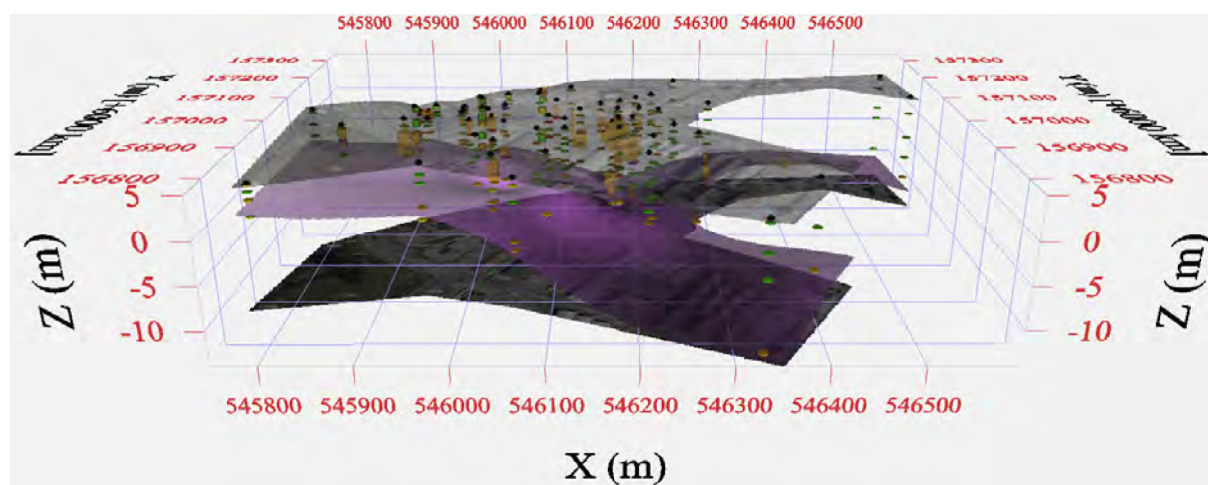
Figur 10.2 Funktioner i Geovariances, Kartotrak.

Geostatistiske redskaber, her eksemplificeret ved Kartotrak, kan bruges til at opnå masse- og volumenestimer i en forurenede matrice, og til at visualisere forskellige aspekter forbundet med disse estimer. Herunder kan vi kvantificere og visualisere hvor forureningen er beliggende samt de usikkerheder, der er i vores estimer (med det givne datamateriale). Traditionelt behandler vi vores undersøgelsesresultater som absolutte, selvom vi godt ved, at de er forbundet med usikkerheder (analyseusikkerheder og prøvetagningsusikkerheder). Ved at bygge geostatistiske analyser ovenpå vores indsamlede geologiske og forureningsmæssige data får vi adgang til et helt nyt lag af information i datamaterialet:

- Forureningsmasse med usikkerhed/konfidens.
- Forureningsbeligenhed med usikkerhed/konfidens.

Når usikkerhederne er blevet kvantificeret og synliggjort er det naturligt, at vi begynder at forholde os til om vi er tilfredse med den sikkerhed, der er i vores beslutningsgrundlag. Dermed kan vi begynde at arbejde aktivt med usikkerhederne med henblik på at træffe de "rigtige" beslutninger; f.eks. relateret til risikovurdering eller de volumener vi har tænkt os at sætte afværgeforanstaltninger ind imod.

I programmet Kartotrak er det muligt at anvende såvel kriging (middelbud) som Monte Carlo simulering (bud med konfidens), hvilket erfaringsmæssigt vil kunne være med til at øge tolkningsmulighederne ift. de indsamlede data. I de udførte masseberegninger har vi valgt et konfidensinterval på 90 og 95%. Hvis en metode giver f.eks. 90% konfidensintervaller vil det sige at metoden med 90% sandsynlighed vil give et interval, hvori parameteren ligger. I sundhedsvidenskabelig forskning anvendes traditionelt 90% intervaller, ligesom der også anvendes 95% intervaller i NIP og de fleste landsdækkende kliniske kvalitetsdatabaser /45/.



Figur 10.3 3D eksempel fra Kartotrak af forureningens udbredelse på Fredericia Havn (Total-N > 2.000 mg/kg TS, kriging = bedste bud).

I alle modeller simplificeres de reelle forhold i en række modelantagelser, ligesom modeller ikke kan medtage alle ubekendte. I Kartotrak er de faktiske geologiske forhold opsat i modellen som en konceptuel model (se kapitel 8). Der er ikke tale om en procesmodel hvorfor metrologiske data som nedbør og temperatur ikke indgår i modelberegningerne. Oplysninger om befæstelsesgrad, omsætningsforhold og transport i grundvandszonen samt en adskillelse af umættet og mættet zone er endvidere ikke med i modellen. Modellen kan af samme grund ikke modellere og estimere en udvikling og transport af forureningsforholdene over tid, men beregner og visualiserer forureningsbilledet for netop den periode dataserien repræsenterer (et "still" billede i tid), hvilket i det konkrete tilfælde er foråret 2017. Dette faktum vurderes at gøre modellen konservativ (underestimere massen) i forhold til den tilføjede mængde til jord og grundvand i februar 2016, da beregningen er udført med 2017 data, og derfor ikke medtager fordampning,

fortynding/udsvivning til Lillebælt, omsætning samt gødning tilledt renseanlæg og mængder fjernet ved den akutte indsats.

10.2 Datagrundlag for jordforurening

I det følgende præsenteres datagrundlaget for den geostatistiske simulering for indholdet af N-total i jorden. Datagrundlaget indeholder undersøgelsesresultater for koncentrationen af N-total i 264 jordprøver fra 73 borer (2017 data), jf. figur 10.3.

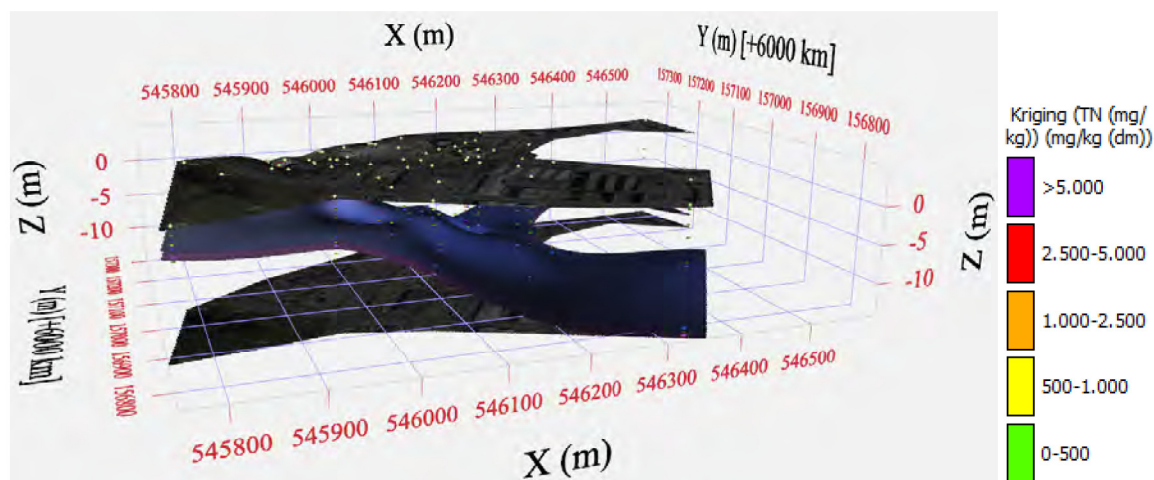


Figur 10.3 Præsentation af modelområde (ca. 238.400 m²) og borningsbeliggenhed.

I forhold til valg af afgrænsningen af modelområdet (figur 10.3) er der lagt vægt på at inddrage borer i og omkring kildeområdet, hvori der er udtaget jordprøver til kemisk analyse for Total-N, samt at foretage en forholdsvis snæver afgrænsning af borer/områder med betydende koncentrationer samt en vertikal afgrænsning af modelvoluminet til en dybde svarende til 1 meter under den øvre grænse til det intakte lerlag. Denne afgrænsning af modelvoluminet er foretaget på baggrund af den konceptuelle forståelse af forureningsbeliggenheden og på baggrund af datatætheden både horisontalt og vertikalt.

På baggrund af bruttogrundlaget er der, efter definition af modelvoluminet, foretaget en fraserter af 10 jordprøver, udtaget i dybder større end 1 meter under den øvre grænse i lerlaget.

Det endelige datagrundlag til den geostatistiske analyse består således af 254 jordprøver. Det er antaget, at samtlige jordprøver, udtaget som punktp prøver, dækker et dybdeinterval på 10 cm centreret omkring den angivne prøvedybde (svarende ca. til afstanden imellem to vindinger på boresneglen). F.eks. vil en jordprøve, der er angivet som udtaget 4,5 m u.t., beregningsmæssigt være tilegnet et dybdeinterval fra 4,45 – 4,55 m u.t.



Figur 10.4 3D-visualisering af modelområde, inkl. grænsen for leroverfladen (blå flade) og 1 meter nede i leren (lilla flade), samt jordprøver med Total-N-analyser.

Af de 254 jordprøver indenfor det definerede modelområde (topografi til 1 meter nede i leren) er der i 214 prøver konstateret indhold af Total-N over detektionsgrænsen (40 prøver med indhold under detektionsgrænsen). Den maksimale koncentration er 23.000 mg/kg TS (HB5 Ny, 1,0 m u.t.) og medianindholdet af Total-N i jordprøver med indhold over detektionsgrænsen er 1.100 mg/kg TS (middel ca. 1.700 mg/kg TS). Det samlede modellerede jordvolumen er på 3,53 mio m³.

10.3 Geostatistisk modellering for jordforurening

10.3.1 Datastruktur for total-N analyser

Den geostatistiske datastruktur er analyseret via opstilling af et horisontalt og et vertikalt variogram for de inddragne data. Den geostatistiske databehandling fremgår af figur 10.5.

I forhold til opstilling af en generelt gældende, underliggende datastruktur (variogrammerne) er fire datapunkter med meget høje koncentrationer fraserter ("masked"). Datapunkterne inddrages igen i modelleringen, men indgår blot ikke i opstillingen af en robust og generelt gældende datastruktur for jordvoluminet som helhed.

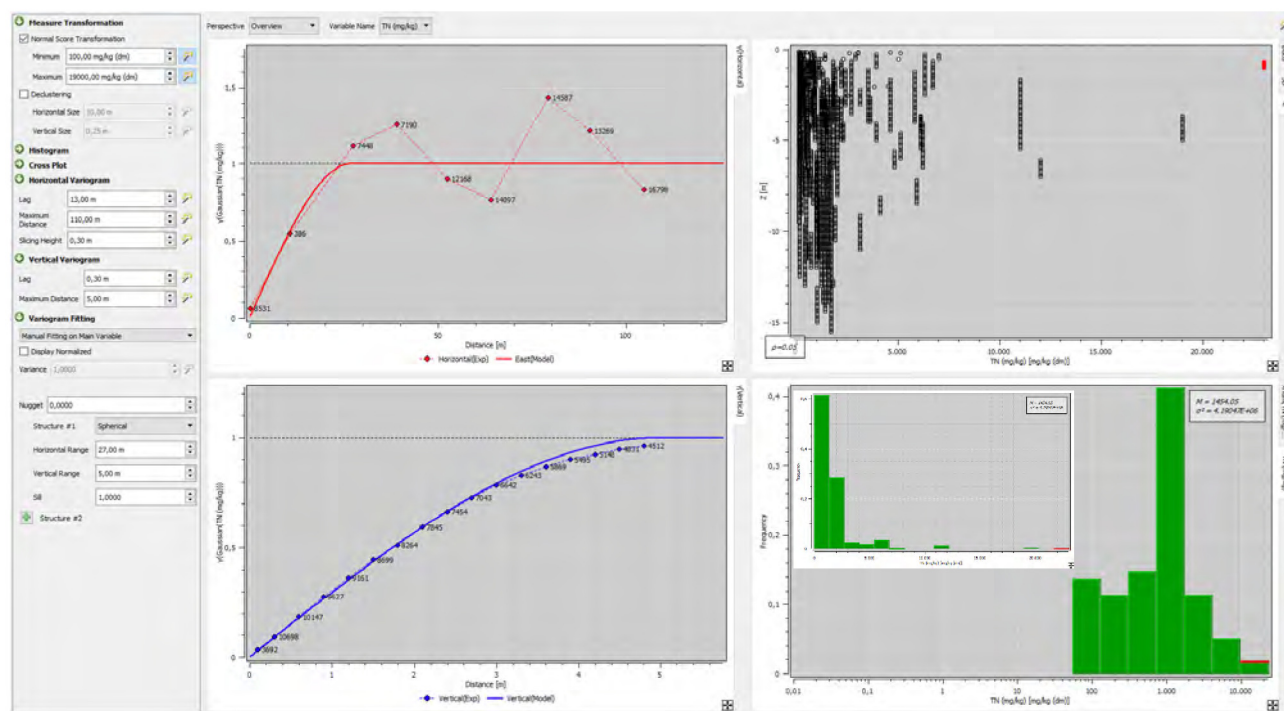
Total-N-værdier under detektionsgrænsen på 100 mg/kg TS er sat lig detektionsgrænsen, hvilket, alt andet lige, vil lede til let konservative estimater på forureningsmasser og forureningsvolumener i forhold til at sætte værdier under detektionsgrænsen til f.eks. halvdelen af detektionsgrænsen eller nul. Den modellerede geostatistiske datastruktur (variogrammerne) er testet robust ift. denne antagelse.

Som udgangspunkt for modelsimuleringerne er der foretaget en fitning af modelvariogrammer med en horisontal lag på 13,0 meter, en slicing height på 0,3 meter og en vertikal lag på 0,3 meter. Den modellerede geostatistiske datastruktur er testet robust ift. disse antagelser.

I figur 10.5 ses det, af grafen øverst til højre (konc. vs. dybde), at den generelle koncentrationstendens er at jordprøver med høje koncentrationer (f.eks. > 5.000 mg/kg TS) er beliggende i dybder svarende til 0-8,5 m u.t. I figuren ses det også, af grafen nederst til højre (histogrammet), at der er tale om en meget skæv fordeling af forureningskoncentrationerne (ca. log-normal), hvor langt de fleste dataværdier ligger med forholdsvis "lave" koncentrationer (<det.gr. til 1.000 mg/kg TS).

Af variogrammerne (venstre grafer) ses det, at der er konstateret en forholdsvis god geostatistisk kontinuitet i data i det vertikale plan og en ringere kontinuitet i den horisontale retning. Punkterne i de eksperimentelle variogrammer følger dog nogle relativt glatte/pæne kurveforløb; horisontalt op til ca. 25 meter og vertikalt op til ca. 5 meter, indenfor hvilke de er lette at modellere (kurverne).

Som det ses af figur 10.5 (panelet til venstre under punktet "Variogram Fitting"), så er variogrammerne fittet med en nugget på nul, da de eksperimentelle variogrammer (punkterne) ikke entydigt indikerer en nugget forskellig fra nul.



Figur 10.5: Screendump af den geostatistiske databehandling af datagrundlaget.

Venstre lodrette panel = parametre til opsætning af geostatistisk model (min, maks. og variogramparametre).

Graf øverst venstre: Horisontalt variogram.

Øverst højre: Total-N-koncentration vs. dybde.

Graf nederst venstre: Vertikalt variogram.

Nederst højre: Histogram over konc. (indsat figur med lineær x-akse).

De røde markeringer i graferne til højre indikerer et frasortet ("masked") data.

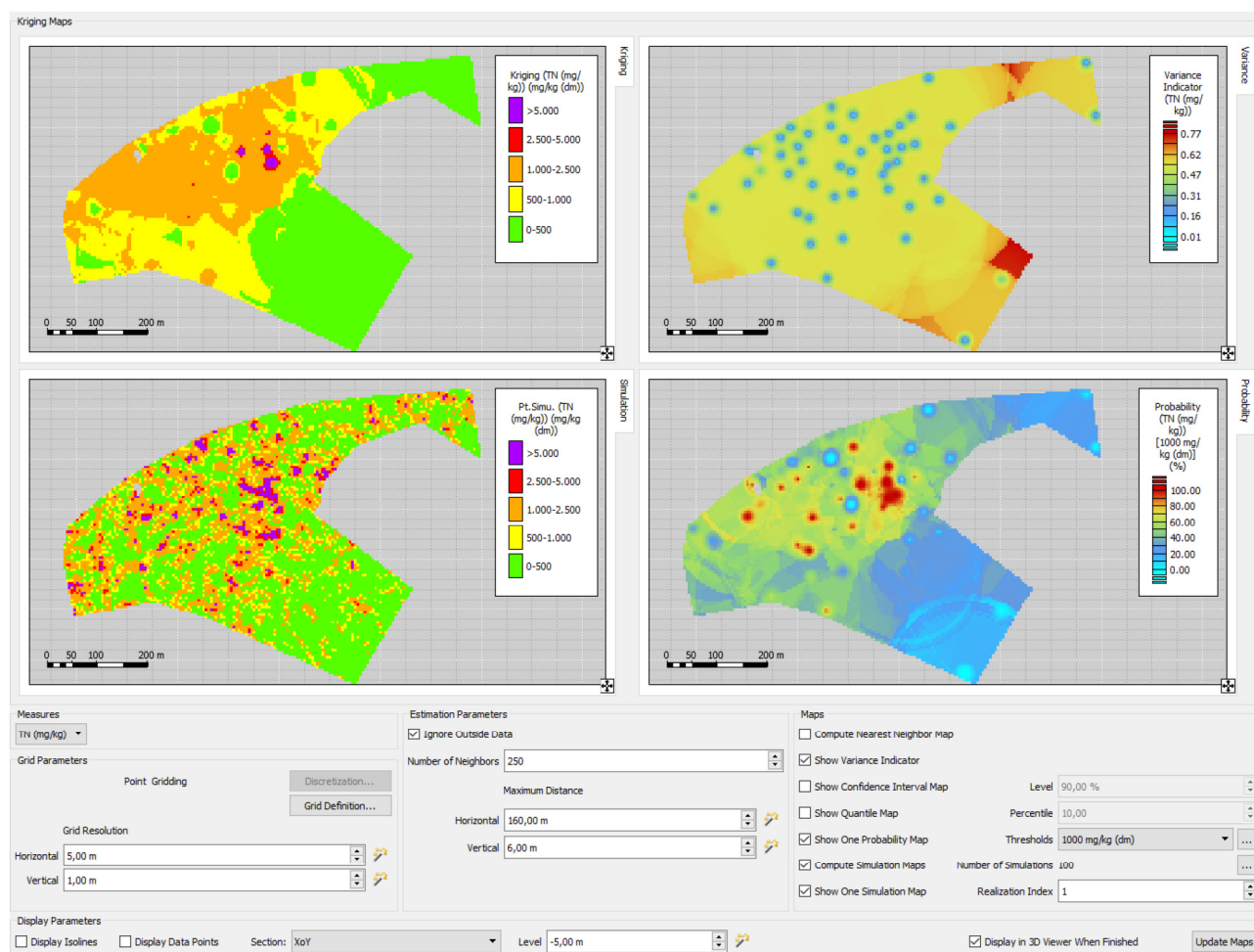
10.3.2 Modelopsætning

Kartotrak giver mulighed for at checke om modelopsætningen leder til numerisk tilfredsstillende resultater via en præsimuleringsfunktion. I det følgende er modelopsætningerne for de to simuleringer gengivet.

På baggrund af flere præsimuleringer er modellen opsat med et numerisk grid (l x b x h) på 5,0 x 5,0 x 1,0 m, samt et maksimalt antal punkter benyttet i estimeringen på 250 og en afstand for punkt-estimerer fra nærliggende punkter, svarende til en horisontal afstand på 160 meter og en vertikal afstand på 6 meter. Nederst til højre ses hvilke outputs, der er valgt for modellen. Det er valgt at se på koncentrationsniveauer på 100, 500, 1.000, 2.000 og 2.500 mg/kg TS.

Den endelige modelopsætning fremgår af figur 10.6, sammen med resultaterne af præsimuleringen med de valgte numeriske og geostatistiske parametre:

- Øverst til venstre ses det krigede forureningsbillede for total-N.
- Øverst til højre ses et billede af den beregnede variance indicator, hvor røde områder indikerer, at der er relativt store forskelle på de beregnede værdier imellem Monte Carlo realiseringerne (der er langt til kendt viden på baggrund af jordprøver). Lyseblå områder indikerer, at der er forholdsvis kort afstand til en jordprøve (= kendt viden), hvorfor koncentrationerne i de forskellige Monte Carlo realiseringer vil ligne hinanden mere i disse områder.
- Nederst til venstre ses resultatet af Monte Carlo realisering nr. 1 – én enkelt af de 100 simuleringer, der efterfølgende køres i modellen i alle dybder.
- Nederst til højre ses den %-vise sandsynlighed for at overskride total-N på 1.000 mg/kg TS.



Figur 10.6 Opsætning og præsimuleringsresultater (snit i dybden 5,0 m u.t.).

Øverst venstre: Kriget total-N-koncentration.

Nederst venstre: Total-N-konc. én Monte Carlo kørsel.

Nederste venstre panel = Model input.

Øverst højre: Variance Indicator (rel. usikkerhed).

Nederst højre: Sandsynlighed for konc. >1.000 mg/kg TS.

Nederste højre panel = Model output.

Som det fremgår af figuren findes der (datasvage) områder i modellen, hvor estimerne af total-N i jorden er forholdsvis usikre (jf. de to højre plots). Der er især tale om den nordøstlige, den sydøstlige og den vestlige del af modelområdet.

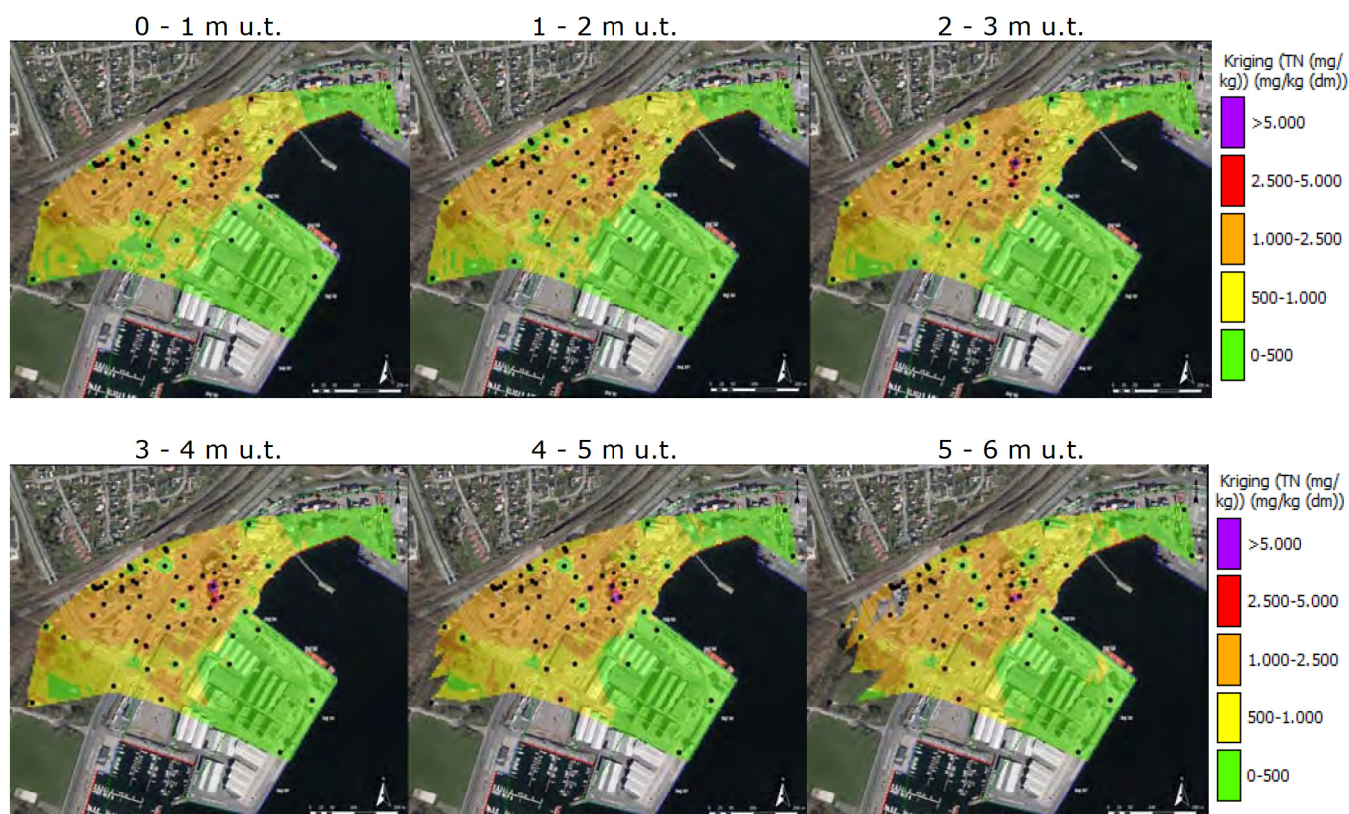
10.4 Modelresultater for massen af jordforurening

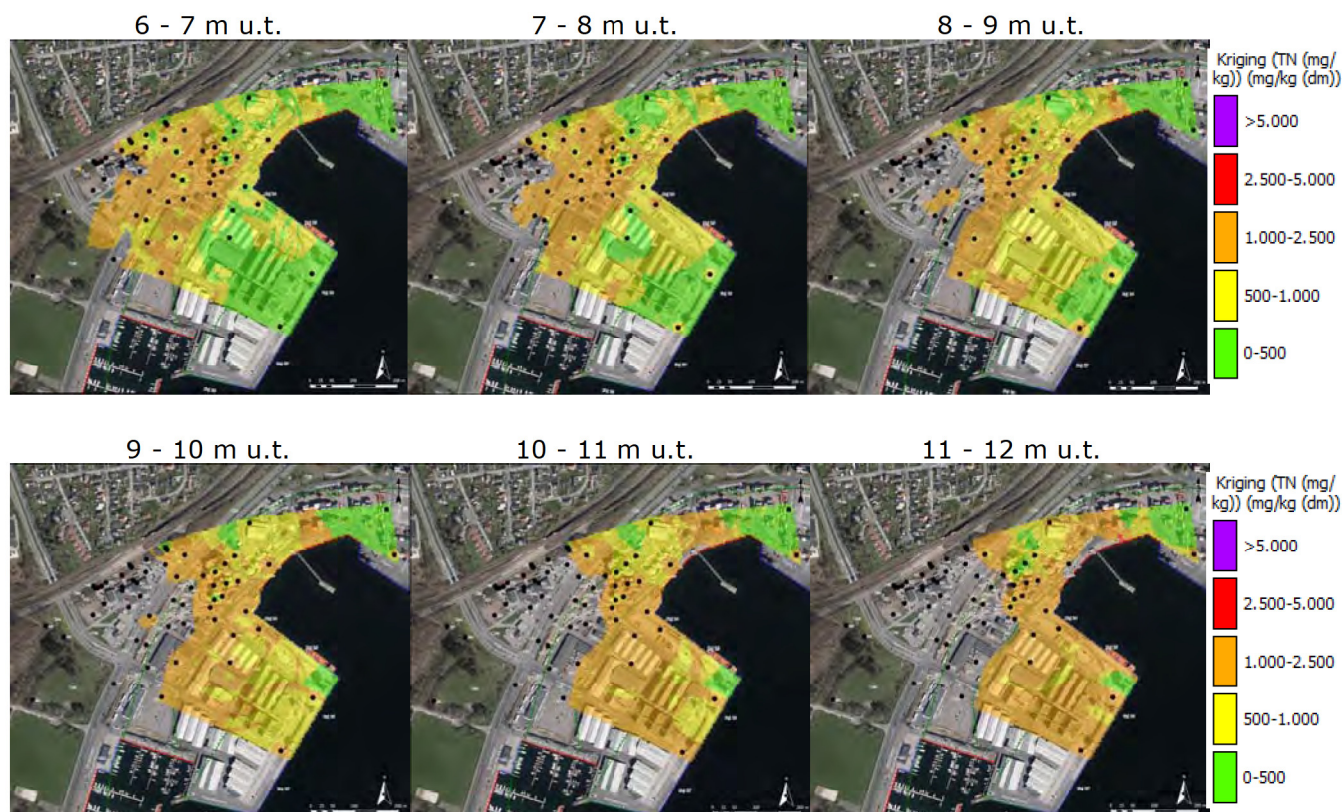
Tabel 10.1 viser forskellige modelestimer på massen af total-N i modelområdet (jordoverflade til 1 meter nede i leren); hhv. vores bedste bud (50% fraktilet) og 90% / 95% konfidensintervaller.

Koncentration (mg total-N/kg TS)	Total-N masse (tons)		
	50% fraktil	90% konfidensinterval	95% konfidensinterval
>100	6.190	5.200 – 7.490	4.990 – 7.900
>500	5.820	4.800 – 7.160	4.570 – 7.570
>1.000	5.390	4.370 – 6.730	4.160 – 7.140
>2.000	3.250	2.440 – 4.490	2.260 – 4.820
>2.500	2.980	2.210 – 4.170	2.050 – 4.500

Tabel 10.1 Total-N-masse tilknyttet forskellige koncentrationsniveauer og tilhørende konfidensintervaller. Jordoverflade til 1 meter nede i leren (beregnet i Kartotrak).

I figur 10.7 fremgår visualiseringer af de modelberegne udbredelser af jordforureningen i vertikale snit for hver meter ned til dybden 12 m u.t. Visualiseringerne er ligeledes vedlagt i bilag 2.

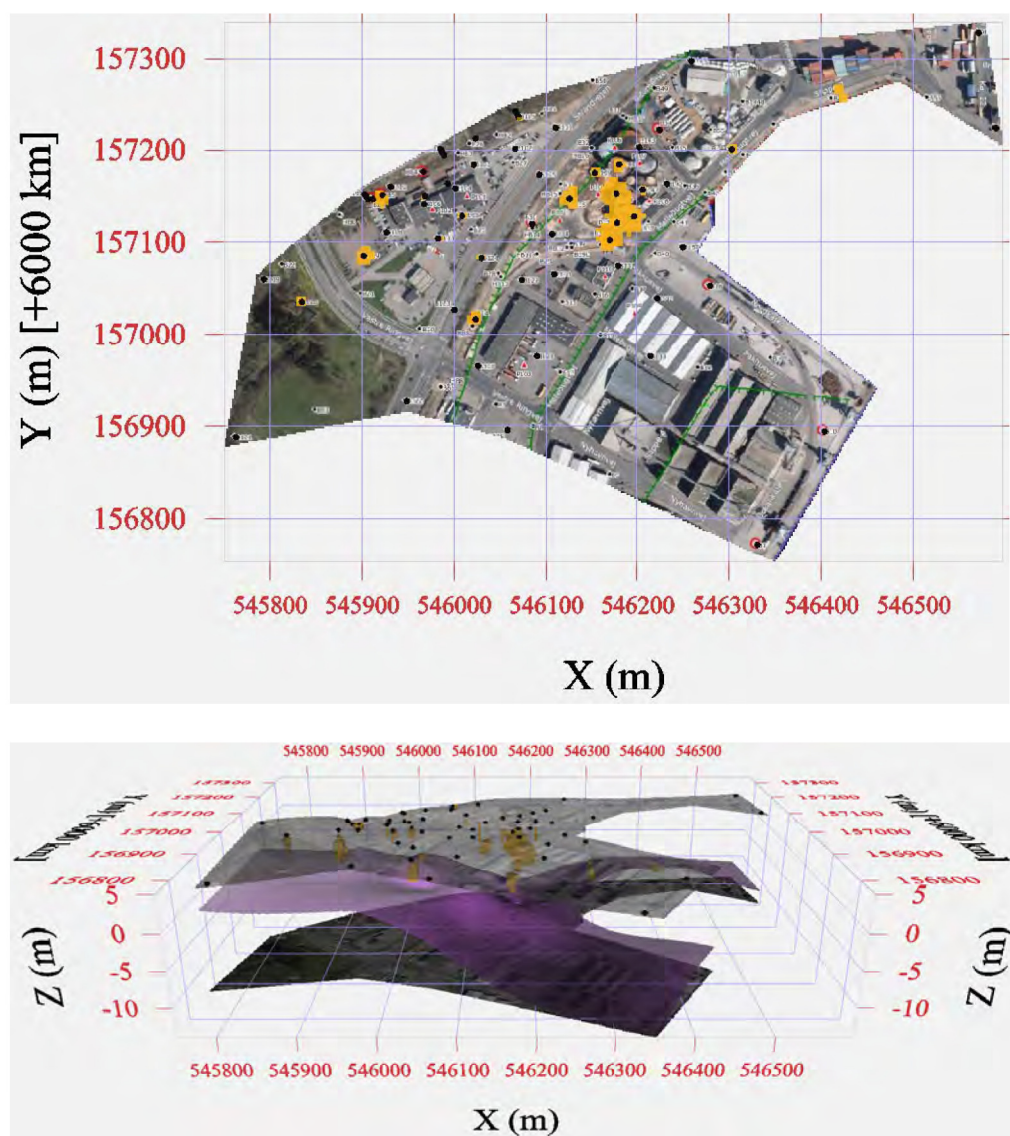




Figur 10.7 Plottede jordkoncentrationer fra Kartotrak fordelt over dybden.

Det fremgår af figur 10.7, at der særligt på den sydøstlige del af havnen mellem Møllebugtvej og Océankajen ses en udvidelse af koncentrationsintervallet 1.000-2.500 mg/kg TS med dybden fra omkring 9-12 m u.t. Dette skyldes, at der i beregningerne er medtaget koncentrationer af total-N i toppen af lerjorden, der træffes i disse dybder i dette område. Disse koncentrationer ligger typisk på 1.000-1.800 mg/kg TS og vurderes i henhold den konceptuelle opfattelse af spredningen i dette område sandsynligvis at være naturligt indhold og dermed ikke at stamme fra gødningsspildet. Såfremt der er tale om naturligt indhold vil modelberegningen overestimere massen af kvælstof fra spildet, når der medtages total-N i disse koncentrationer. Det vurderes derfor relevant at betragte de beregnede masser med koncentrationer af total-N over 2.000 mg/kg TS eller 2.500 mg/kg TS, som de fremgår af tabel 10.1 ovenfor.

I figur 10.8 fremgår en oversigt over områder med koncentrationer >2.000 mg total-N/kg TS (kriging = bedste bud) både set horisontalt og vertikalt.



Figur 10.8 Plottede jordkoncentrationer fra Kartotrak (koncentrationer >2.000 mg total-N/kg TS. Lilla flade er 1 m nede i lerjorden.

10.5 Datagrundlag for konturering af grundvandskoncentrationer

I det følgende præsenteres datagrundlaget for konturering af grundvandskoncentrationerne for N-total, $\text{NH}_3+\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ i grundvandet; hhv. som maksimale koncentrationer i alle boringer uanset dybde, som koncentrationer i den øvre del af magasinet og som koncentrationer i den nedre del af magasinet. De samme datasæt benyttes til masseberegninger for N-total, $\text{NH}_3+\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ i grundvandet senere i dette kapitel.

I boringer med kun ét filter, hvilket gælder alle boringer fra 2016 og enkelte fra 2017, er koncentrationen i dette filter anvendt til at repræsentere den øvre del af magasinet. Såfremt der er mere end ét filter i en boring er disse filtre som udgangspunkt anvendt til at repræsentere hhv. øvre og nedre del af magasinet, da det nedre som udgangspunkt er placeret lige over lerlaget. Der er i enkelte boringer sat et tredje filter mellem øvre og nedre filter, der i visualiseringerne er medregnet som den øvre del af magasinet.

Datagrundlaget for de konturerede plots er sammenfattet i nedenstående tabel.

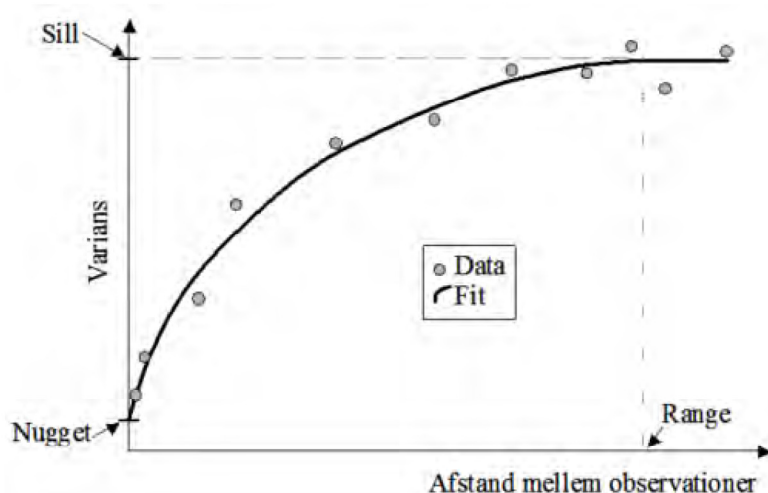
Maks pr. boring	N-total	NH ₃ +NH ₄ -N	NO ₂ +NO ₃ -N
Antal boringer	95		
Minimum (mg/L)	0,46	0,073	0,10
Maksimum (mg/L)	19.000	16.000	4.200
Middel (mg/L)	1.825	1.441	371
Median (mg/L)	500	380	79
Øvre del magasin	Tykkelse (middel: 2,7 m; median: 3,0 m)		
Antal Filtre	95		
Minimum (mg/L)	0,46	0,073	0,10
Maksimum (mg/L)	18.000	16.000	2.700
Middel (mg/L)	1.736	1.379	348
Median (mg/L)	500	380	79
Nedre del magasin	Tykkelse (middel: 2,3 m; median: 2,0 m)		
Antal Filtre	39		
Minimum (mg/L)	0,44	0,24	0,10
Maksimum (mg/L)	19.000	15.000	4.200
Middel (mg/L)	637	497	144
Median (mg/L)	4,3	3,7	0,10

Tabel 10.2 Sammenfattende statistik for grundvandsdata for N-total, NH₃+NH₄-N og NO₂-NO₃-N; hhv. som maksimale koncentrationer i alle boringer, som koncentrationer i den øvre del af magasin og som koncentrationer i den nedre del af magasin.

10.6 Variogramanalyse til konturering af koncentrationer i grundvand

Indledningsvist er det undersøgt om der er en tendens til at prøver udtaget tæt på hinanden ligner hinanden mere værdimæssigt, end prøver udtaget langt fra hinanden; en såkaldt variogramanalyse, der grafisk udtrykker variansen (dvs. et udtryk for forskellen) imellem værdier ved forskellige separationsafstande imellem prøvepunkterne. Herunder er det undersøgt om der er tendens til anisotropi i datamaterialet; dvs. til at variansen stiger hurtigere i én retning end i en anden retning. Dette er gjort, da grundvandsdata ofte vil have en større korrelationsafstand i grundvandets strømningsretning end på tværs af strømningsretningen (hvor variansen stiger hurtigere med separationsafstanden).

Figur 10.9 viser et typevariogram med en sfærisk variogrammodel (kurven) tilpasset et eksperimentelt variogram (datapunkterne). "Nugget" angiver den varians der er imellem to analyseresultater, udført som gentagelser på samme, mens "Range" angiver afstanden indenfor hvilken analyseresultaterne er rumligt korrelerede. "Sill" svarer til den totale varians i datamaterialet.



Figur 10.9 Typevariogram med sfærisk variogrammodel tilpasset eksperimentelle variogrampunkter. Nugget, Range og Sill er angivet.

Variogramanalyserne er udført i Surfer® 14 med overordnede resultater, som vist i nedenstående tabel. Variogrammer og modelparametre er vist på konturplottene for N-total, $\text{NH}_3+\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_2\text{-NO}_3\text{-N}$; hhv. maks-konc. pr. boring uanset dybde (bilag 2.2-2.4), nedre del af magasin (bilag 2.5-2.7) og øvre del af magasin (bilag 2.8-2.10). Samtlige modelvariogrammer er fittet med en Nugget på 0 (med mindre data entydigt indikerer, at der er en Nugget, der afviger fra 0) og en maksimal anisotropi-ratio på 2.

Maks pr. boring	N-total	$\text{NH}_3+\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$
Rumlig struktur (+/-)	+	+	+
Range (m)	50	50	55
Sill (mg/L^2)	14.000.000	10.000.000	550.000
Anisotropi (+/-)	+	+	+
Vinkel fra V mod uret (°)	136,8	138,2	140
Anisotropi-ratio	2	2	2
Øvre del af magasin			
Rumlig struktur (+/-)	+	+	+
Range (m)	45	59	40
Sill (mg/L^2)	11.000.000	8.000.000	350.000

Anisotropi (+/-)	+	+	+
Vinkel fra V mod uret (°)	136,8	138,2	140
Anisotropi-ratio	2	2	2
Nedre del af magasin			
Rumlig struktur (+/-)	-	-	-
Range (m)	-	-	-
Sill (mg/L) ²	-	-	-
Anisotropi (+/-)	-	-	-
Vinkel fra V mod uret (°)	-	-	-
Anisotropi-ratio	-	-	-

Tabel 10.3 Sammenfattende oplysninger vedr. rumlig struktur for grundvandsdata for N-total, NH₃+NH₄-N og NO₂-NO₃-N.

Som det fremgår af ovenstående tabel, så er der observeret rumlig struktur i samtlige datasæt for maks. koncentrationer pr. boring og for den øvre del af magasinet, mens der ikke er konstateret rumlig struktur i datasættene for den nedre del af magasinet. Dette skyldes sandsynligvis for få data og/eller tilstedeværelse af baggrundsindhold af total-N. Datasæt uden rumlig struktur er kontureret med standard-kriging funktionen i Surfer® 14.

10.7 Masseestimerer for N i grundvand

Der er udarbejdet estimerer for massen af N-total, NH₃+NH₄-N og NO₂-NO₃-N i hhv. den øvre og nedre del af grundvandsmagasinet.

Masseestimererne er udarbejdet ved først at konturere den vertikale udstrækning af hhv. den øvre del (bilag 2.11) og den nedre del af magasinet (bilag 2.12). Beregningerne tager udgangspunkt i de påviste koncentrationer og en vurderet vertikal udbredelse af indhold af total-N i delområderne af grundvandsmagasinet. Der er i denne proces foretaget en vurdering af den vertikale forureningsudbredelse i hver boring. Vurderingen er foretaget ud fra geologien, feltobservationer såsom lugt og ud fra analyser af jord og vand. Der er generelt vurderet en udbredelse på 1-4 meter i magasinet. I enkelte boringer er der etableret tre filtre og der foreligger her data fra et midterfilter udover data fra øvre og nedre filter. Disse data fra midterfilteret er rent beregningsteknisk brugt til at justere udbredelsen af grundvandsforureningen i enten det øvre eller det nedre filter.

Først er datasættet checket for rumlig struktur via en variogramanalyse. Resultaterne fremgår af nedenstående tabel og af situationsplanerne i bilag 2.11 og 2.12.

	Øvre del af magasin	Nedre del af magasin
Rumlig struktur (+/-)	+	-
Range (m)	100	-
Sill (m ²)	0,95	-
Anisotropi (+/-)	+	-
Vinkel fra V mod uret (°)	160	-
Anisotropi-ratio	2	-

Tabel 10.4 Sammenfattende oplysninger vedr. rumlig struktur for den vertikale udstrækning af øvre og nedre magasin.

Som det fremgår af ovenstående tabel, så er der observeret rumlig struktur i datasættet for den øvre del af magasinet, mens der ikke er konstateret rumlig struktur i datasættet for den nedre del af magasinet. Datasættet for det nedre magasin, uden rumlig struktur, er kontureret med standard-kriging funktionen i Surfer® 14.

Efterfølgende er grid-filerne tilhørende den vertikale udstrækning af de to magasiner (svarende til bilag 2.11 og 2.12) importeret til Excel, sammen med grid-filerne tilhørende koncentrationen af de enkelte komponenter i hvert magasin (svarende til bilag 2.5-2.10). Endelig er der udarbejdet masseestimer for hver komponent for hvert magasin:

$$Masse = \theta \cdot \sum_{i=1}^n A \cdot Z_i \cdot C_i$$

hvor:

θ er magasinets vandmættede porøsitet; antaget = 0,45 [0,35 – 0,50] jf. Miljøstyrelsens JAGG-model.

n er antallet af værdisatte gridpunkter i Surferfilerne.

A er arealet tilhørende hvert gridpunkt = ca. 3,81 m² i øvre del af magasin og 2,18 m² i nedre del af magasin.

Z_i er den vertikale udstrækning (m) for magasinet tilhørende gridpunkt nr. i .

C_i er koncentrationen (mg/L) for gridpunkt nr. i .

Masseestimerne er samlet i nedenstående tabel, hvor der for hver komponent er opstillet et bedste bud, svarende til en vandmættet porøsitet på 0,45, og et interval, svarende til det i JAGG-modellen anførte interval for porøsiteten for fint til groft sand (0,35-0,50).

	N-total	NH ₃ +NH ₄ -N	NO ₂ +NO ₃ -N
Masse i øvre del af magasin (tons)	153 [119-170]	128 [100-142]	23,6 [18,3-26,2]
Masse i nedre del af magasin (tons)	13,5 [10,5-16,4]	10,5 [8,1-12,8]	2,0 [1,5-2,4]
Sum (tons)	167 [130-186]	139 [108-155]	25,6 [19,8-28,6]

Tabel 10.5 Sammenfatning af masseestimer for N-total, NH₃+NH₄-N og NO₂-NO₃-N i hhv. øvre og nedre grundvandsmagasin.

10.8 Samlet opgørelse af kvælstof i jord og grundvand efter 12-14 måneder

For at give et overblik er de beregnede massebalancer efter 12-14 måneder sammenfattet i nedenstående tabel 10.6. For at undgå en overestimering af massen i jorden pga. baggrundsindhold af kvælstof i jorden er der anvendt et modelberegnet interval (95% konfidensinterval) for den del af indhold af total-N, der ligger over 2.000 mg/kg TS og der er anvendt den lave værdi i intervallet. Der er ligeledes valgt kun at anvende den lave værdi i det beregnede masseestimat for grundvandsforureningen.

Område	ton total-N
Kvælstof (total-N) i jord efter 12-14 måneder	2.260
Kvælstof (total-N) i vand	130
Sum	2.390
Potentiel restmængde kvælstof afledt til renseanlæg, Lillebælt, af-dampet ved og efter branden, nedbrudt biologisk og opsuget ved den akutte indsats	2.410

Tabel 10.6 Massebalance og opgørelse af total-N.

Sammenholdt med en samlet udledning af gødning på 4.800 ton, kan den potentielle mængde gødning tilledt bl.a. Lillebælt, renseanlægget og opsamlet væske ved den akutte indsats opgøres til ca. 2.410 ton kvælstof eller ca. 50% af den samlede spildmængde. Anvender man den af kommunen og Niras udmeldte baggrundsværdi på 500-1.000 mg total-N/kg TS medfører dette iht. de beregnede mængdeintervaller i tabel 10.1 (den nedre del af 95% konfidensintervallerne) mængder på 4.160-4.570 tons total-N i jorden. Hertil kommer indholdet i grundvandet.

11. Risikovurdering

På baggrund af undersøgelsens resultater er der udarbejdet en revideret risikovurdering i forhold til arealanvendelsen (kontakt og indeklime), områdets grundvand og målsat overfladevand.

11.1 Arealanvendelse

11.1.1 Kontaktrisiko

Der er ikke fastlagt grænseværdier i jord /47/ for indholdet af de stoffer, der findes i det spildte gødningsvand. Der er tale om udslip af de to produkter N16 Ureasolution og N32 (UAN). De tilhørende sikkerhedsdatablade er:

- N 18 Ureasolution (SDS fra 2012)
- UAN (blanding af ammoniumnitrat og ureasolution fra Achem (SDS fra 20-01-2016).

UAN er i dag beskrevet i databladet for N 32 (UAN) dateret 28-09-2017. Databladene er vedlagt i bilag 7.

Aktivstofferne i produkterne er:

Produktnavn	Aktivstof	CAS nr.	Indholds-%	EU's klassificering i datablad (CLP) ¹⁾
N 18 Ureasolution	Urea	57-13-6	< 45	Ingen
UAN (Blanding af ammoniumnitrat og ureasolution)	Ammoniumnitrat	6484-52-2	30 - 47	Achems egen CLP-vurdering i 20-01-2016: Brandfarlig og øjeirriterende
N 32 (UAN)	Ammoniumnitrat	6484-52-2	30 - 47	Flertallet af selvvrurderinger i EU: Brandfarlig og øjeirriterende

1) <https://echa.europa.eu/da/brief-profile/-/briefprofile/100.000.286> og <https://echa.europa.eu/da/brief-profile/-/briefprofile/100.026.680>.

Aktivstofferne er alle opløst i vand og de samlede produkter er således ikke brandfarlige.

Irritation af øjne vurderes at være afhængig af pH, således at irritationen øges med stigende pH og formindskes med faldende pH (mod neutral pH).

I forhold til udslippet af de to produkter opfattes N32 (UAN), CAS nr. 6484-52-2, som forbundet med mere omfattende effekter på menneskers helbred end CAS nr. 57-13-6. For CAS nr. 6484-52-2 har leverandøren Achem i starten af 2016 foretaget en meget konservativ vurdering. EU beskriver i dag stoffet ud fra, hvordan flertallet af leverandører af stoffet til EU-markedet vurderer det (iht. information om kemikalier hos ECHA). I denne vurdering er det centrale, at stoffet kan give anledning til irritation i visse vævstyper.

Da pH vil være faldende pga. udvaskning og fordampning vurderes risikoen for eksponering for stofferne og dermed risikoen for at skabe den irriterende effekt på mennesker at være aftagende med tiden.

Der er ved databasesøgning ikke umiddelbart fundet egnede undersøgelser, der bestemmer maximale eksponeringstider og mængder for mennesker i forhold til kontakt med jord indeholdende de spildte produkter. Pga. ovennævnte risiko for at udvikle irritation er jordforureningen med gødningsspildet derfor vurderet i forhold til om koncentrationerne er over eller under den vurderede baggrundsværdi på typisk op til mindst 1.000 mg/kg TS.

Der er ved undersøgelsen målt kvælstofindhold i jorden på op til 23.000 mg/kg TS. Inden for de øverste 0,5 meter er der generelt ikke påvist koncentrationer af total-N over 1.000 mg/kg TS, hvilket vurderes at være på niveau med baggrundsindholdet i jorden. I skovområdet ved B119, der ikke vurderes påvirket, er der f.eks. i terræn påvist indhold på 920 mg total-N/kg TS.

Der er dog indenfor den øverste 0,5 meter i området ved grøften og de tilstødende arealer tilhørende Autohuset Vestergård A/S påvist koncentrationer af total-N på f.eks. 7.000 mg/kg TS i B24ny, 5.000 mg/kg TS i B103 og 3.000 mg/kg TS i B115. Hele grøften er ubefæstet og offentligt tilgængelig og der vurderes i dette område derfor at være en risiko for kontakt med relativt kraftigt gødningsforurenede jord.

På arealet tilhørende Autohuset Vestergård er der på nær i B103, ikke påvist væsentlig forurening med gødningsstoffer eller tegn på disse terrænnært. Forureningen på 5.000 mg total-N/kg TS påvist 0,5 m u.t. i B103 er truffet under SF-sten og der er således ikke en kontaktrisiko i forhold til gødningsspildet på arealet tilhørende Autohuset Vestergård.

I den ubefæstede tankgård på havnearealet og i nærliggende ubefæstede områder er der i flere terrænnære prøver påvist forurening med gødningsstoffer og/eller lugt af ammoniak. Samtidig er der i flere af de terrænnære prøver påvist pH værdier på ca. 10-11 (f.eks. 11,2 i B138, 0,1-0,2 m u.t.), som er relativt høje pH værdier. Umiddelbart vurderes de forhøjede pH værdier dog i stort omfang at skyldes rester af beton (betonstøv) fra nedbrydningen. Betonstøv er erfaringsmæssigt meget alkalisk og kan påvirke pH værdien i prøverne væsentligt. Tilsvarende ses høje pH værdier i jorden lige under betongulvet i borerne B105 og B107 (hhv. 11,8 og 11,6), hvilket ligeledes vurderes at skyldes tilstedeværelse af betonstøv fra gennemboringen af betongulvet i lagerbygningerne.

Der vurderes dog at være forurening (over baggrundsværdierne) med gødningsstoffer og da området er offentligt tilgængeligt vurderes der at være en risiko for kontakt med forureningen.

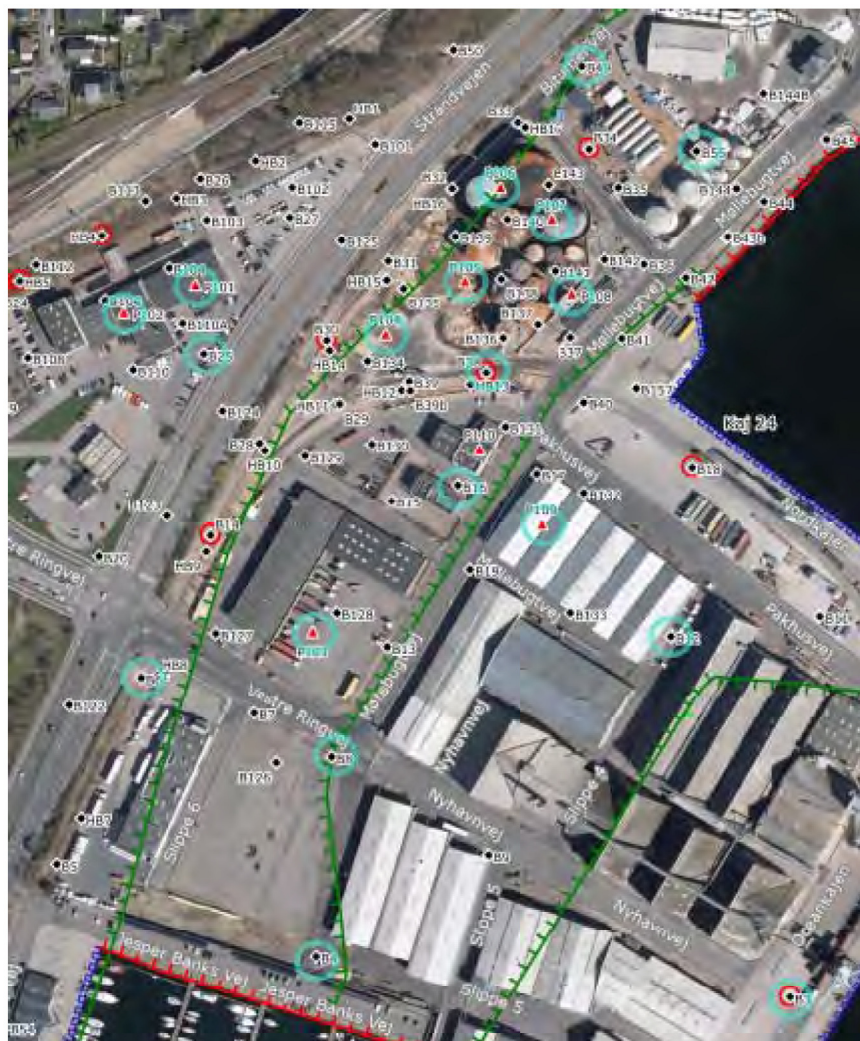
Såfremt dele af havneområdet fremtidigt omdannes til boligområde vil det betinge rene jordaflejringer i de øvre 0,5 m i ubefæstede jordarealer, hvilket svarer til nuværende risikovurderingsbillede ved uændrede befæstelsesforhold. Såfremt befæstede arealer fremtidigt ændres til følsomme ubefæstede arealer vurderes dette ikke at medføre et væsentligt ændret risikobillede, da der kun i meget begrænset omfang er påvist forurening med gødning i den umættede zone under befæstede arealer.

De forhøjede kvælstofindhold i jorden kan desuden udgøre en potentiel påvirkning i forbindelse med dybere gravearbejde og flytning af kvælstofholdig jord primært i form af frigivelse og lugt af ammoniak.

11.1.2 Indeklima

For at vurdere risikoen for afdampning af ammoniak til nuværende eller fremtidige bygninger på det påvirkede areal er der som en del af undersøgelsen udført i alt 19 poreluftmålinger og en udereference. Målingerne er udført dels ved prøvetagning fra et nedrammet spyd i den umættede zone, dels ved prøvetagning under betongulve og dels ved prøvetagning fra eksisterende borer med filterstrækning i den umættede zone.

Resultaterne af de udførte analyser fremgår af tabeller i bilag 5.1 og analyserapport er vedlagt i bilag 5.5. Placeringen af prøverne fremgår på oversigtstegningen i bilag 1.1 og i figur 11.1.



Figur 11.1 Placering af poreluftmålepunkter (markeret med blå ring).

Der er i poreluftmålingerne P101 og P102, udført under værkstedsgulvet i hovedbygningen hos Autohuset Vestergård, ikke påvist indhold af ammoniak. Den kan nævnes, at målepunktet P102 er udført nær boring B106, hvor der er påvist et indhold af ammonium/ammoniak-N på 2.100 mg/l i det terrænnære grundvand. Som omtalt i kapitel 4 er ammoniak meget vandopløseligt og der sker derfor en væsentlig mindre afdampning af ammoniak fra vandfasen end fra den umættede zone.

Den planlagte måling P110 blev ikke udført, da Fredericia Shipping ikke tillod dette. Der er dog udtaget en prøve fra filteret i den nærliggende boring B16, der ikke viste indhold af ammoniak. I B16 er der i den seneste vandprøve påvist et indhold af ammonium/ammoniak-N på 2.300 mg/l.

Der er prøverne P104-P107 og P109 påvist indhold af ammoniak på mellem 1,8 og 46 mg/m³ i poreluften. De højeste indhold er påvist i målingerne udført i og lige omkring den tidligere tankgård i P107 (46 mg/m³), P106 (11 mg/m³) og P104 (8,8 mg/m³).

Der eksisterer ikke noget afdampningskriterium for ammoniak /47/. B-værdien for ammoniak er på 0,3 mg/m³ og lugtgrænsen er på 5 ppm. Arbejdsmiljøkriteriet er på 14 mg/m³ /38/. På

øjnene virker ammoniak irriterende i koncentrationer over ca. 70 mg/m³ og øjeblikkelig irriterende ved koncentrationer over 500 mg/m³. Indånding af dampkoncentrationer over 3.500-4.500 mg/m³ kan medføre lungeødem, nyresvigt og vejrtrækningsstop. Eksponering for 1.800-3.000 mg/m³ i 30 minutter er dødelig /51/.

Der er på nuværende tidspunkt udelukkende erhvervsmæssig anvendelse i form af industri og kontor i det berørte område.

Vurdering i forhold i til eksisterende erhvervsanvendelse

I /52/ er det anført, at Arbejdstilsynet ikke har regler med hensyn til stoffbidrag til indeklimaet i erhvervsejendomme, "kontorværdier", hvor bidraget ikke stammer fra erhvervsmæssige aktiviteter, f.eks. en underliggende jordforurening. Der har dog været anvendt en praksis for organiske stoffer, hvor forholdene kan accepteres, såfremt der ikke måles værdier over 1/40 af Arbejdstilsynets grænseværdi.

Dette er også nævnt i en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen /39/, hvor der anvendes mellem 1/40 og 1/100 del af den arbejds-hygieniske grænseværdi på 14 mg/m³. Indeklimagrænseværdierne bliver i /39/ på denne måde beregnet til mellem 140 µg/m³ og 350 µg/m³.

Såfremt der regnes med en dæmpning på en faktor 100, som Miljøstyrelsen anser som et konservativt estimat for reduktion af poreluftforurening hen over et betongulv uden synlige revner, kan der med ovennævnte grænseværdier accepteres en poreluftkoncentration lige under nuværende og fremtidige gulve på 14-35 mg/m³. I området ved den tidligere tankgård kan der således med de nuværende koncentrationer af ammoniak ikke udelukkes, at der vil være en risiko, f.eks. ved en opførelse af kontorbyggeri.

Det vurderes dog, at risikoen løbende reduceres, efterhånden som indholdet af gødning i den umættede zone udvaskes til den mættede zone, hvor afdampningen af ammoniak er væsentligt mindre end afdampning fra den umættede zone og hvor der samtidig er en større jordmatrix over forureningen til reduktion af afdampningens transporthastighed op gennem den umættede zone. Samtidig sker der en fortsat afdampning af ammoniak til atmosfæren, som vil reducere indholdet i den umættede zone. Der omtales i øvrigt i de efterfølgende kapitler om afværge en indsats, der yderligere vil reducere forurening i både umættet og mættet zone og dermed også reducere afdampningen herfra.

Der er ikke påvist koncentrationer over 8,8 mg/m³ uden for tankgården.

Vurdering i forhold i til fremtidig mere følsom anvendelse

Såfremt der fremtidigt etableres mere følsom anvendelse, såsom boliger, kan ovennævnte grænseværdier ikke umiddelbart anvendes.

ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) har på baggrund af toksikologiske studier baseret på NOAEL-værdier og usikkerhedsfaktorer fastsat en MRL-værdi (Minimal Risk Level) ved akut eksponering for ammoniak på 1,7 ppm (svarende til 0,119 mg/m³) og ved kronisk eksponering på 0,1 ppm (svarende til 0,07 mg/m³) /53/. MRL er fastsat som en værdi under det niveau, der kan forårsage uønskede sundhedsvirkninger hos de mennesker, der er mest følsomme for stoffets virkninger, og MRL er dermed et udtryk for den daglige eksponering uden risiko.

Et koncentrationsniveau i boliger svarende til 0,07 mg ammoniak/m³ eller 70 µg/m³ (MRL ved kronisk eksponering) vurderes dermed ikke at medføre en risiko for indeklimaet.

Såfremt der, som ovenfor, regnes med en dæmpning på en faktor 100, som Miljøstyrelsen anser som et konservativt estimat for reduktion af poreluftforurening hen over et betongulv

uden synlige revner, kan der med ovennævnte grænseværdier accepteres en poreluftkoncentration lige under nuværende og fremtidige gulve på 7 mg/m³. I området i og lige ved den tidligere tankgård kan der således med de nuværende koncentrationer af ammoniak ikke udelukkes, at der vil være en risiko ved en opførelse af kontorbyggeri. I området ved P109 er der påvist en koncentration på 3,6 mg/m³, som kan opfattes som på niveau med de nævnte 7 mg/m³. Derudover er der ikke påvist indhold i poreluften på niveau med de 7 mg/m³.

Der omtales i de efterfølgende kapitler en afværgeindsats, der yderligere vil reducere forurening i både umættet og mættet zone og dermed også reducere afdampningen herfra. Denne afværge vurderes at medføre, at gødningsspildet ikke medfører en risiko for evt. fremtidige boliger, der etableres i området. Dette kan evt. dokumenteres med poreluftmålinger i det afværgede område efter udført afværge.

11.1.3 Udeluft

Miljøstyrelsen anfører i /54/, at afdampningen fra jorden ikke må overstige afdampningskriteriet. Der eksisterer som ovenfor nævnt ikke et afdampningskriterium, men der kan tages udgangspunkt i værdien på 70 µg/m³. Miljøstyrelsen anser generelt afdampningskriteriet for overholdt i udeluften, hvis poreluftkoncentrationen er mindre end 10 gange afdampningskriteriet /54/, dvs. i dette tilfælde mindre end 0,7 mg/m³. Beregninger med mere typiske forureningsstoffer end kvælstof viser, at dette normalt er en meget konservativ betragtning, dvs. at fortyndingen typisk er væsentligt større end 10 gange. Det har umiddelbart ikke været muligt at lave en tilsvarende beregning med kvælstof og der er derfor taget udgangspunkt i koncentrationen på 0,7 mg/m³. Denne koncentration er påvist og overskredet i området ved tankgården og i P109. Efter den foreslåede afværge vil afdampningen reduceres i disse områder og det vurderes ligeledes, at gødningsspildet ikke medfører en risiko for evt. fremtidige boliger, der etableres i området. Dette kan evt. dokumenteres ved udeluftmålinger efter afværgen.

11.2 Grundvand

Fredericia Havn ligger i et område med begrænsede drikkevandsinteresser (OBD) og med en afstand til nærmeste område med særlige drikkevandsinteresser (OSD) på mere end 4 km (mod vest). Afstanden til nærmeste indvindingsboringer til almen vandforsyning er desuden større end 2 km. Strømningen i det terrænnære grundvand sker i retning mod havnen (sydøstlig og syd-sydøstlig retning), og dermed i retning væk fra OSD og indvindingsboringer til almen vandforsyning.

Der er i store dele af det undersøgte område påvist forurening med kvælstof over baggrundsværdierne i den øvre og mellemliggende del af de vandførende lag. Der er påvist koncentrationer på op til 19.000 mg total-N/l, hvilket er en væsentlig overskridelse af de vurderede baggrundsværdier på omkring 1-6 mg total-N/l. Langt den største del af grundvandsforureningen er beliggende i området i og umiddelbart omkring den tidligere tankgård.

Fredericia Kommune har i deres supplerende påbud meddelt, at alt grundvand som udgangspunkt skal beskyttes (uanset om det har nogen værdi). Med det udgangspunkt er der tale om en omfattende forurening, der udgør en risiko for det undersøgte grundvandsmagasin.

De udførte undersøgelser viser, at der på størstedelen af det undersøgte område ikke ses en væsentlig påvirkning af dybereliggende grundvand. Dette fremgår bl.a. af profilsnittene beskrevet i kapitel 8 og 9. Som det er omtalt tidligere vurderes dette bl.a. at kunne skyldes tilstedeværelsen af havvand i bunden af en stor del af det undersøgte havneområde. Det vurderes derfor, at det forurenede grundvand ender med at blive transporteret i retning mod og ud i Lillebælt med det øvrige grundvand iht. strømningsretningen beskrevet i kapitel 8.

Der gøres for en god ordens skyld opmærksom på, at der i flere boringer (B143 og B147) i samme område er påvist flere grundvandsforureninger med mineralske olieprodukter som stammer fra andre forureningskilder.

Det er oplyst af Fredericia Kommune, at nærmeste enkeltindvinder er placeret 650 meter syd-vest for det undersøgte område på adressen Hannerup Engvej 3, 7000 Fredericia. I sydvestlig retning er forureningen i grundvandet afgrænset af boringerne B5, B119, B120, B121 og B53, hvor der i prøverne fra 2017 maksimalt er påvist et indhold af total-N på 14 mg/l og heraf et indhold af ammonium på 5 mg/l (B5). Da den overordnede strømningsretning ud fra pejlinger og diverdata vurderes at være i sydøstlig retning og da der er tale om en relativt stor afstand på 650 meter, vurderes forureningen med gødningsstoffer ikke at udgøre en risiko for den omtalte enkeltindvinding.

11.3 Overfladevand

Til vurdering af om udsivning af kvælstofholdigt grundvand til havnen kan udgøre en risiko for Lillebælt, der er målsat overfladevand, er der foretaget en fluxberegning, så det kan estimeres hvor meget kvælstof, der kan forventes at strømme i havnen. Resultatet af fluxberegningerne følger nedenfor og vil sammen med kendskabet til de lokale strømningsforhold mv. indgå i en risikovurdering i forhold til målsat overfladevand.

11.3.1 Flux

Først er der beregnet en horisontal stofflux i det terrænnære grundvand ud af kildeområdet. Fluxen er estimeret ved at betragte tværsnit gennem kildeområdet, og beregne efter følgende udtryk:

$$J = (H \cdot B) \cdot C \cdot k \cdot i,$$

hvor J er fluxen [g/år], H og B er hhv. højde og bredde af tværsnittet [m], C er koncentrationen [$\mu\text{g/l}$] = [mg/m^3], k er den hydrauliske ledningsevne [m/s] og i er den hydrauliske gradient [m/m].

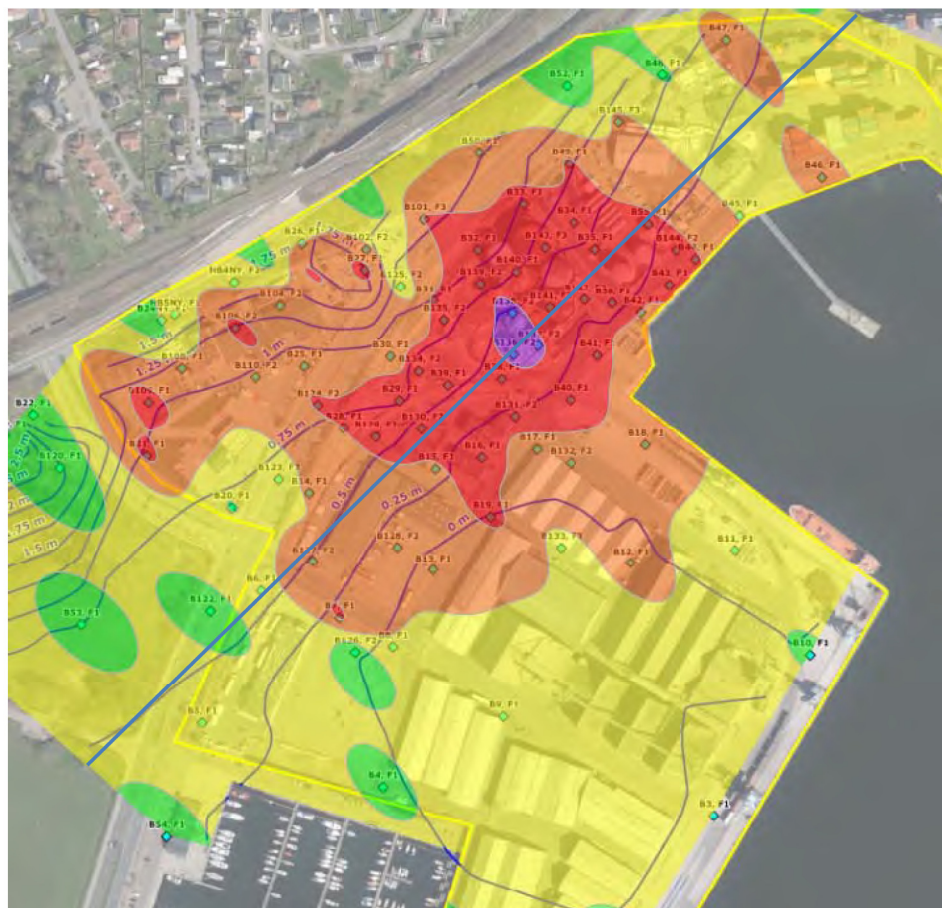
Der er taget udgangspunkt i de hydrauliske gradienter, der er påvist ved de udførte slugtests i forskellige dybder i grundvandsmagasinet og i de gradienter, der er bestemt ud fra potentialekortet.

Grundvandet og forureningen i dette vil fortrinsvist bevæge sig i de områder, hvor der er den største permeabilitet. Det er ud fra bl.a. feltobservationer skønnet udbredelser af grundvandsforureningen i de enkelte boringer. Dette er anvendt til masseestimatet i kapitel 10.

Der er i det følgende foretaget fluxberegninger for både en hydraulisk ledningsevne på $6 \cdot 10^{-6}$ m/s og $8 \cdot 10^{-5}$ m/s (jf. afsnit 8.2 om hydrologi). Der er regnet med en hydraulisk gradient på 0,006 m/m.

Der er indlagt et snit på tværs af havneområdet og igennem hotspot-området, hvilket vurderes at være en worstcase situation, da meget af forureningen fra området vil blive tilbageholdt i havneområdet på grund af gradientforhold centralt på havnen og pga. den konstaterede barriereeffekt fra saltvandslaget. Placeringen af snittet fremgår af figur 11.2.

De anvendte grundvandskoncentrationer er de gennemsnitlige koncentrationer af de angivne intervaller på bilag 2.2, fx er der anvendt en koncentration på 55 mg/l for intervallet 10-100 mg/l. Udbredelsen (længden) af de enkelte intervaller inden for snittet er opmålt for hele snittet.



Figur 11.2 Placering af snitplan til beregning af stofflux.

Med ovenstående antagelser er den horisontale stofflux igennem det indlagte snitplan beregnet, og resultaterne fremgår af tabel 11.1.

Plan	Areal [m ²]	Koncentration, C [kg N/m ³]	Hydraulisk gradient, i [m/m]	Hydraulisk led- ningsevne, k [m/s]	Flux, J [kg N/døgn]
Snit gennem hele området	400	0,055 (10-100 mg/l)	0,006	$6 \cdot 10^{-6}$ - $8 \cdot 10^{-5}$	20 - 266
	588	0,55 (100-1.000 mg/l)			
	960	5,5 (1.000-10.000 mg/l)			
	140	15 (>10.000 mg/l)			

Tabel 11.1 Beregnet flux ca. 12-14 mdr. efter gødningsspildet.

Som det fremgår af tabel 11.1, er der beregnet en flux på mellem 20 og 266 kg N/døgn. Det er ud fra en konservativ betragtning valgt kun at regne videre på den højeste fluxværdi. Ud fra denne forudsætning vurderes der hvert døgn over en årrække teoretisk at kunne strømme op til ca. 266 kg kvælstof ud i havnen og dermed Lillebælt. Mængden af kvælstof kan f.eks. sammenlignes med den årlige tilladte udledning af kvælstof fra renseanlægget tilhørende Fredericia Spildevand, som ifølge Fredericia Kommune er på 389 kg/døgn.

Det skal dog bemærkes, at der i beregningen af total-N, der strømmer til havet, ikke er taget højde for nedbrydning og sorption, hvilket betyder, at fluxen opfattes som konservativ. Ved adsorption til jordmatricen ved den horisontale strømning sker der en forsinkelse af spredningen og en reduktion af koncentrationen og dermed en reduceret flux. Samtidig vil mikroorganismer i jord og grundvand reducere mængden af kvælstof. Samlet set vil det medvirke til en mindre

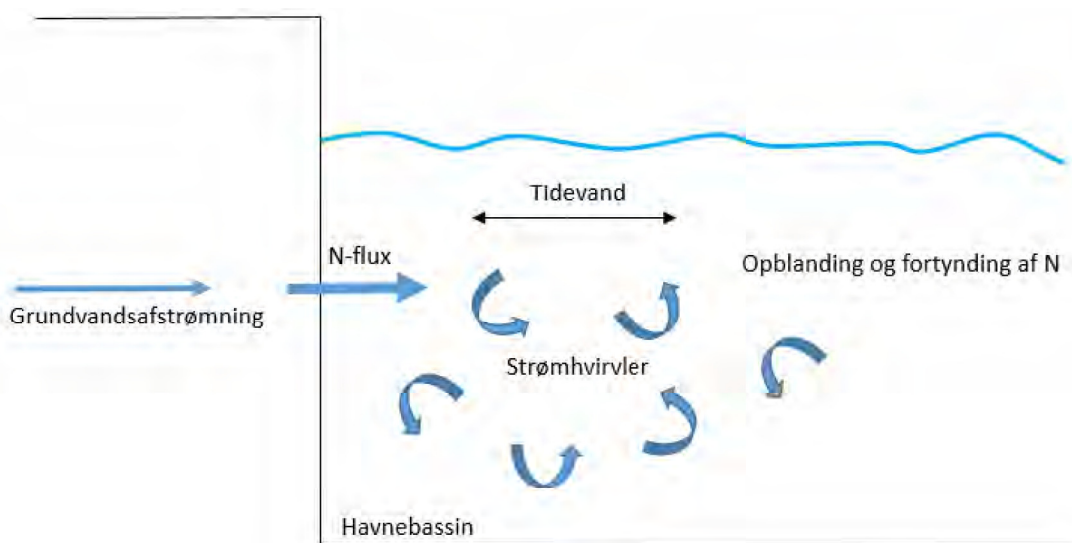
stoftransport. Derudover der som nævnt ikke medtaget den forsinkelse der vurderes at være grundet strømningsforholdene på havnen.

Der er i det følgende regnet med en udstrømning over hele havnefronten ud for det forurenede areal.

11.3.2 Strømningsforhold

Udsivningen af kvælstof sker over havnefronten i forskellige dybder. Når det kvælstofholdige grundvand siver ud i havnebassinet vil der ske en fortynding i vandmasserne, og dermed vil koncentrationen af kvælstof falde jo længere man kommer væk fra udledningsfronten. I den sammenhæng er de aktuelle strømningsforhold i havnen helt styrende for graden af opblanding og dermed fortyndingen.

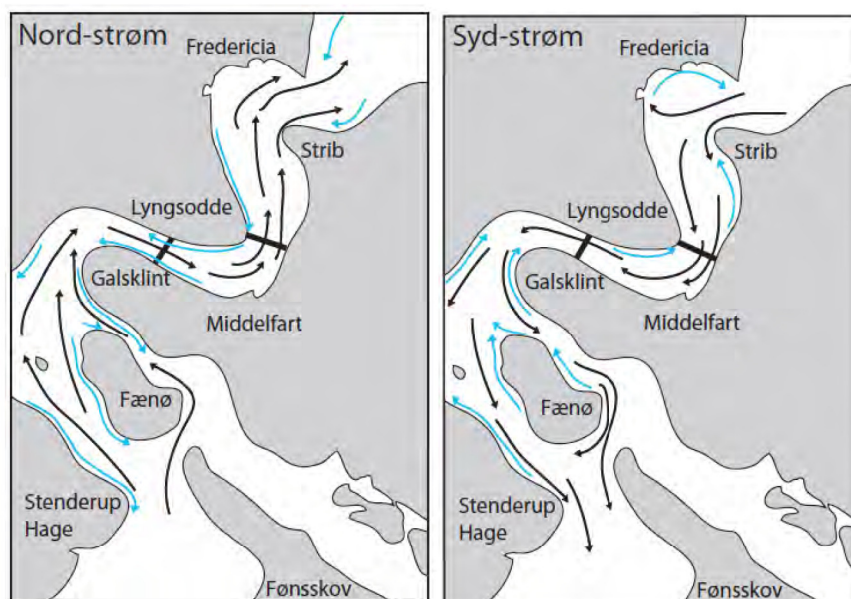
Udstrømningen af kvælstof til havnebassinet er skitseret i nedenstående figur 11.3.



Figur 11.3 Udstrømning af kvælstof til havnebassinet.

idvand

Der kan løbe en meget kraftig strøm gennem Snævringen i Lillebælt. Mellem 3 og 5 knob er ikke ualmindeligt i kulingsvejr, og selv under rolige vindforhold løber strømmen som regel med flere knob /40/. Det er vindretningen, der bestemmer hvilken vej vandet strømmer, men også afvanding fra Østersøen spiller en rolle, særligt om foråret, hvor overskudsvand fra floderne betyder, at den nordgående strøm kan være stærk. Kystnært vil strømmen ofte opføre sig anderledes end ude i åbent farvand. Snævringens kraftige slyngninger giver markante områder med idvand, hvor vandet trækkes i modsat retning af hovedstrømmen /40/. Disse strømhvirvler driver ind i Fredericia Havn, der ligger åbent ud til Lillebælt som en bøjning på den kraftige hovedstrøm. Rotationsretning og strømhastighed for idvandet skifter med strømretningen i Lillebælt, dvs. ca. 4 gange i døgnet, baseret på tidevandsfrekvensen /41/. Der er altså tale om et ret dynamisk system med kraftigt skiftende strømforhold og en kraftig vandudskiftning. Således vil selv et beskedent idvand på 0,5 knob (0,257 m/s) i havnebassinet flytte hele vandsøjlen med godt 900 meter pr. time. Den del af havnefronten, der kan være påvirket af kvælstofholdigt grundvand vurderes at udgøre op til ca. 1.000 meter, hvilket betyder, at alt vand langs kajerne udskiftes ca. hver time eller oftere ved en strømningshastighed på 0,5 knob. Med en antagelse om at strømmen langs kajen har en bredde på 30-50 meter, hvor vanddybden gennemsnitligt er 12 meter, vil der for et givet udsivningspunkt passere ca. 8-13 millioner m³ vand i døgnet.



Figur 10.3 Strømningsforhold i Lillebælt /40/.

Tidevand

I Fredericia Havn sker der desuden en kraftig fortynding som følge af den vandudskiftning, der sker i forbindelse med tidevandsændringer i havnen. Ifølge tidevandstabel for danske farvande /32/ varierer tidevandet i Fredericia Havn med ca. 0,4 meter mellem høj og lavvande. Dette optræder to gange i løbet af en 24,5 timers cyklus, hvilket svarer til en tidevandsbaseret vandudskiftning mellem havnen (anslået areal på 93.000 m²) og Lillebælt på ca. 72.882 m³/døgn. Sammenholdt med effekten af idvandet, udgør tidevandseffekten således en mindre del af den samlede vandudskiftning i Fredericia Havn.

11.3.3 Resulterende kvælstofkoncentration i havnen

På baggrund af ovenstående beregninger af flux og vandudskiftning i havnen, er der beregnet en koncentration af kvælstof i havnen. Der er taget udgangspunkt i den ovenfor beskrevne vandudskiftning. Med en beregnet konservativ flux på 266 kg N/døgn betyder det, at den udvaskede kvælstof fortyndes i en sådan grad, at kvælstofkoncentrationen i havnen vil være ca. 20-33 µg/l (se tabel 11.2).

Flux [kg N/døgn]	Vandudskiftning [m ³ /døgn]	N-koncentration [µg/l]
266	8,1·10 ⁶ - 13,4·10 ⁶	20-33

Tabel 11.2 Beregnet kvælstofkoncentration i havnebassinet som følge af flux fra grundvandszonen.

Ifølge Region Syddanmark anvendes et kvalitetskrav på 50 µg N/l. Den resulterende beregnede N-koncentration er således mindre end kvalitetskravet dog med en relativt lille margen til kriteriet.

Ses i stedet på opblandingen udenfor havneområdet, fremgår det i et notat udarbejdet af COWI /42/, at vandføringen gennem Lillebælt (udenfor havneområdet) typisk er tidevandspåvirket og på omkring 6.600 m³/s (svarende til 570 mio. m³/døgn) og i særlige tilfælde (ca. 2-3 gange om året) helt op på 30.000 m³/s /42/. Såfremt den daglige udsivning på 266 kg N/døgn fortsætter længere ud i Lillebælt, vil der med en typisk strømning på 6.600 m³/s være en fortynding på være et bidrag fra kvælstoffluxen på 0,5 µg N/l, hvilket ikke vurderes at medføre nogen målelig effekt på havmiljøet i Lillebælt.

I kommunens supplerende påbud er der udført en fortyndingsberegning, hvor der er set bort fra ovennævnte fortyndinger som følge af idvand og tidevand. Kommunen har i stedet anvendt en fortyndingsværdi fra Miljøstyrelsens Dashboard-model for fortynding langs de danske kyster. Denne fortyndingsværdi er oplyst til 10.803 gange for området umiddelbart ved Fredericia Havn. Fortyndingsværdien er baseret på en udledning af grundvand på 0,1 l/s.

I nedenstående er der foretaget en fortyndingsberegning med udgangspunkt i kommunens betragtninger. Der anvendes den højeste beregnede flux på 266 kg N/døgn. Der er beregnet en samlet udledning af grundvand på 265 m³/døgn svarende til ca. 3 l/s. Dette medfører en koncentration i det udledte grundvand på ca. 1.000 mg N/l. Ovennævnte fortyndingsfaktor på 10.803 justeres herefter til ca. 350 pga. en vandudledning 30 gange større end 0,1 l/s. Anvendes denne fortynding på den maximale beregnede stofflux på 266 kg N/døgn svarer det til en koncentration i recipienten på ca. 3 mg/l. Dette er væsentligt over det oplyste kriterium på 50 µg/l og med denne beregningsmetode medfører udledningen til recipienten en væsentlig påvirkning af recipienten.

Om der beregningsmæssigt er risikoen for recipienten afhænger således af om der medtages fortyndinger som følge af idvand og tidevand.

For at koncentrationen med den sidstnævnte fortyndingsberegning skal ende under kriteriet på 50 µg/l skal fluxen reduceres med ca. 60 gange til mindre end 5 kg/døgn. Fluxen kan reduceres ved både fjernelse af forurening og ved en hydraulisk afværge, hvor udstrømningen af forurenede grundvand reduceres. Dette er nærmere beskrevet i den efterfølgende afværgebeskrivelse.

12. Udvalgelse af afværgeteknikker i jord og grundvand

Ifølge det supplerende undersøgelsespåbud dateret 9. marts 2017 /4/, skal der på baggrund af undersøgelsens resultater og risikovurderingerne, udarbejdes en overslagspris for en fuldstændig oprensning samt en eller flere alternative løsningsmuligheder. Alle løsningsforslag skal som udgangspunkt sikre den nuværende, og en eventuel fremtidig mere følsom, anvendelse af arealet samt grundvand og recipienter.

Jævnfør påbuddet er det Fredericia Kommunes vurdering, at genopretningen til den hidtidige tilstand vil være en oprensning til minimum 1.000 mg total-N/kg TS eller såfremt supplerende undersøgelser af baggrundsniveauet viser lavere baggrunds niveauer, svarende til dette niveau. Denne løsning inkl. tilhørende økonomi skal beskrives. Derudover er der mulighed for, at beskrive en eller flere alternative løsningsforslag, hvor der gennemføres en delvis oprensning. Ved opstilling af disse alternative forslag skal omfanget af efterladt restforurening og den tilhørende risiko beskrives. Det er i det følgende valgt som en alternativ løsning at beskrive en oprensning af jordforurening ud over 2.000 mg total-N/kg TS. Dette valg er med grundlag i de påviste og vurderede baggrunds niveauer i jorden i området.

I henhold til påbuddets /4/ punkt 10 bør der tages udgangspunkt i principperne, der ligger til grund for "afværgekatalog og projekteringsparametre".

12.1 Afværgekatalog og projekteringsparametre, VMR

Afværgekatalog og projekteringsparametre er udarbejdet tilbage i 2007/2010. Videntcenteret er i dag navngivet Regionernes Videntcenter for Miljø og Ressourcer (VMR). Afværgekataloget er en web-baseret interaktiv platform. Neden for er medtaget et skærmbillede fra hjemmesiden <http://miljoeogressourcer.dk/afvaergekatalog.php>. Figuren viser beslutningsmatrixen for afværgeteknikker ved jord- og grundvandsforureninger. Matrixen er opdelt på kilde, fane og indeklime som funktion af stofgruppe, geologi, hydrogeologi, omkostninger og erfaringsniveau.

Beslutningsmatrix for afværgeteknikker ved jord- og grundvandsforureninger																			
		Teknik	Forureningsstoffer										Geologi	Hydrogeologi	Oprensningsperiode 2)	Anlægsudgifter	Driftsudgifter	Erfaringsniveau	
			Perfluorerede alkyler (PFAS)	Chlorerede alkyler (CCA)	Benzin (C1-C12)	Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Trinitrotoluen (TNT)	Trinitrobenzol (TNB)	Trinitrochlorbenzol (TNCB)	Trinitrofluorbenzol (TNFB)	Trinitrophenol (TNP)	Trinitroethanol (TNE)							Trinitroacetone (TNA)
Afværgeteknikker	Hvide	Tjernelse af jord (afgraving og opbejling)														Kort	Medlem	Ingen	Højt
		Indeslutning														Kort	Højt	Ingen	Medlem
		Isolering i kombination med andre tekniker														1)	Højt 2)	Højt 3)	Lavt 3)
		Passiv ventilering														Lang	Lave	Lave	Lavt
		Vakuumentilning														Medlem	Medlem	Medlem	Højt
		Opumpning (pump & treat)														Lang	Lave	Medlem	Højt
		Flertåle ekstraktion / Bløddrilling														Lang	Medlem	Medlem	Lavt
		Airsparging														Medlem	Medlem-Højt	Medlem	Højt
		In-situ Aerator														Medlem	Lave	Medlem	Lavt
		Dampstripping														Kort	Højt	Højt	Medlem
	Varmbehandling														Kort	Højt	Højt	Lave	
	Kemisk oxidation/reduktion														Kort	Højt	Medlem	Medlem	
	Flukting (mættet zone)														Kort	Lave	Lave	Lavt	
	Fane	Opumpning														Lang	Lave	Medlem	Højt
Reaktiv væg med jern (0)															Lang	Højt	Lave	Medlem	
Reaktiv væg med karbonmaterialer															Lang	Højt	Medlem	Lavt	
Naturlig nedbrydning															Lang	Lave	Lave	Medlem	
Stimuleret biologisk nedbrydning (biostimulation)															Medlem	Lave-medlem	Lave-medlem	Højt	
Indeklima	Stimuleret biologisk nedbrydning (reduktion, SRO)														Medlem	Lave-medlem	Lave-medlem	Medlem	
	Tilvækst af bakterier og svampe														Medlem	Lave-medlem	Lave-medlem	Lavt	
	Phytoremediation														Lang	Medlem	Lave	Medlem	
	Rumventilation														Lang	Lave	Lave	Højt	
	Ventilation under gulv														Medlem	Lave	Lave	Højt	

Figur 12.1 Skærmbillede af beslutningsmatrix for afværgeteknikker - VMR.

Som det fremgår af matrixen omfatter beslutningsmatrixen ikke gødningsstoffer som ammonium og nitrat under "forureningsstoffer", men derimod pesticider, klorerede opløsningsmidler, tungmetaller, olieforbindelser etc. Det er DMR's vurdering, at gødningsstofferne på Fredericia Havn ikke direkte eller indirekte kan sidestilles med de fysiske, kemiske og biologiske karakteristika for de forureningsstoffer matrixen indeholder. DMR kan ikke pege på repræsentative modelstoffer i matrixen for gødningsstofferne og forureningsforholdene på Fredericia Havn. Beslutningsmatrixen for afværgeteknikker og projekteringsparametrene for afværgeren vurderes derfor ikke, at kunne anvendes direkte.

Af formentlig samme grund anmoder Fredericia Kommune om, at der tages udgangspunkt i principperne, der ligger til grund for "afværgekatalog og projekteringsparametre". Principperne for en udvælgelse af afværgeteknikker på hjemmesidens interaktive afværgekatalog er baseret på nedenstående rullemenu-funktion. Via de fire rullemenuer (AFVÆRGE OVERFOR, GEOLOGI, MÆTTET/UMÆTTET, STOFGRUPPER) vises normalt "afværgekatalogets" bud på afværgeteknikker. Da forureningsstofferne ikke omfatter "gødningsstoffer" genereres ingen bud på afværge-løsninger automatisk. I den nedre viste tabel er principperne for afværgekataloget vist og tilpasset, således at den grønne farvelægning markerer de områder, som DMR opfatter som værende repræsentative for Fredericia Havn.

Figur 12.1 Øverst skærbillede af rullemenuer i afværgekataloget.

Afværge overfor	Geologi	Mættet/umættet	Stofgrupper
Indeklima (tankgård)	Ler/silt	Mættet	Pesticider
Grundvand	Sand/Grus	Umættet	Klorerede opløsningsmidler
Kontaktrisiko	Kalk		Benzin
			Diesel
			Etc.

Tabel 12.1 Beslutningsstyrende parametre ved valg af afværgeteknik. DMR har markeret de områder/kriterier med grønt, som DMR vurderer er beslutningsstyrende for valg af afværgeteknik.

Under henvisning til risikovurderingen og /4/ kan der være en potentiel risiko for indeklimaet i tankgården ved en ændret og følsom fremtidig arealanvendelse. Ud fra en risikobetragtning bør en afværge inkludere risikoen for kontakt med påvirket jord samt påvirkningen af grundvand på havneområdet, selvom dette ikke vurderes at udgøre en risiko for enkeltindvindinger. Matrixen er ikke udviklet til påbudssager, hvor afværgeren som udgangspunkt er genopretning til hidtidig tilstand under hensyntagen til proportionalitet.

Eventuelle afværgeteknologier på Fredericia Havn skal være anvendelig i ler, silt og sandede aflejringer samt særskilt og/eller i kombination kunne afværge i både umættet og mættet zone. DMR har med udgangspunkt i ovenstående udarbejdet afværgematrixer for umættet og mættet zone som funktion af afværgekategori (fysisk, kemisk, biologisk) samt befæstelsesforholdene i indsatsområdet.

12.2 Afværgeteknikker – jord & grundvand

Afværgematrixen for umættet zone som funktion af overfladernes beskaffenhed er sammenfattet i de kommende tabeller. I tabellerne er teknikernes egnethed illustreret ved farvekodning grøn (høj egnethed), gul (middel egnethed) og rød (lav egnethed). I tabellerne er der i videst mulig omfang krydshenvisninger til relevante afsnit i rapporten. Løsningsforslag udover VMR matrixen, som vurderes relevante, er medtaget og markeret som ”*membranfiltrering (Omvendt Osmose - RO)” og ”*Membran bioreaktor (MBR)”.

12.2.1 Fysiske afværgeteknikker

Relevante fysiske teknikker omtalt i bl.a. VMR afværgematrixen er samlet og vurderet nedenfor.

Fysiske afværgeteknikker	Medie		Overflade		Kommentarer
	Jord	Grundvand	Befæstet	Ubefæstet	
Fjernelse af jord					Ved befæstede arealer med belægning og under bygninger er teknologien anvendelig, men omkostningstung. Generelt er teknikken mest anvendelig indtil 2 m u.t., hvorefter sikring ved graveanlæg, spuns el.lign. reducerer metodens relevans ift. økonomi. En fysisk fjernelse af jord ved jordudskiftning er erfaringsmæssigt en kost-effektiv teknologi ved ubefæstede arealer og terrænnære forureninger. Det er den klar den mest anvendte afværgeteknologi ved forureninger, herunder påbudssager. Grundvandsforureninger kan som udgangspunkt ikke graves væk. Ved jordudskiftning under vandspejl forudsættes en grundvandssænkning (oppumpning) med typisk on-site/ex-site vandbehandling af oppumpet vand inden udledning. Når vandspejlet er sænket (mættet zone ændres til umættet), kan en jordudskiftning foretages af tilbageværende forurening i jord. Opløste forureninger vil følge vandspejl og efter endt sænkning, kan der typisk ske genforurening af de tilkørte rene materialer, når vandspejl (med opløst forurening) normaliseres.
Indeslutning					Befæstede arealer kan opfattes som delvis indeslutning af forurening, da infiltration/vertikal udvaskning af jordforurening i eksempelvis umættet zone udgår. En indeslutning ved befæstelse kan begrænse en spredning og forhindre kontaktrisiko. 80% af havnearealet er befæstet og dermed allerede indesluttet. Teknikken kan derfor indgå passivt/omkostningsfrit som en afværge grundet de aktuelle forhold. En indeslutning opfattes ikke som en afværge der over tid kan reetablere til hidtidig tilstand, eller på anden vis nedbringe forureningen – dette betinger i givet fald en kombination med øvrige teknologier. En indeslutning kan være spunsning af områder. Havnefronten er udført med spuns, som dog ikke er tæt. Området er ”åbent” for indstrømmende grundvand fra eksempelvis banevolden.
Frakturering					En frakturering opfattes ikke som aktuelt på Fredericia Havn i de umættede jordlag. Umættet zone er allerede kendetegnet ved høj porøsitet/permeabilitet. Frakturering anvendes typisk i formationer med ler/kalk, hvor kontakten mellem sprækker/porevolumen og jord lav.
Oppumpning					En oppumpning kan naturligvis ikke anvendes i umættet zone, men har en høj anvendelighed i grundvandszonen (mættet) under både de ubefæstede og befæstede arealer.

					Grundet gødningsstoffers høje vandopløselighed, udvasknings- evne (se afsnit 9.2.) og dets lave sorption vurderes en hydrau- lisk pumpeløsning med on-site vandbehandling at have en høj egnethed over for jord og grundvand i mættet zone uafhængig af befæstelsesgraden. Samtidig har ADP selv haft overvejelser om en afværge pumpeløsninger ift. sikring og udvidelse af hav- nespunsens levetid.
Ventilation					Der er ikke påvist risiko for indeklima, hvor ventilationsløsning- er ellers vil være en typisk afværgeteknologi. Gødningsstoffer har høj vandopløselighed, men lav fordamp- ning. Såfremt pH øges vil ammonium-ammoniak ligevægten forskydes med afledt frigivelse af ammoniak. I /46/ har Niras anført, at ammoniak-fordampning på land skal medregnes i mil- jøpåvirkningen på havsiden. Derfor er en ventilationsløsning ikke relevant på land, da afværgeren flytter påvirkning fra land til vand.
Stripning					En forceret stripning i umættet zone vurderes ikke at være re- levant grundet gødningsstofferne fysisk-kemiske egenskaber. Såfremt pH øges forceres en ammoniak-stripning, men dette vil øge risiko for arealanvendelse og recipient. En opsamling af am- moniak på aktiv kulfiltre opfattes som irrelevant, da der ikke er en indeklamarisiko. Fjernelse af ammonium og nitrat ved strip- ning af grundvand er undersøgt. Det er teknisk muligt, men er af ovennævnte grunde fravalgt.
Termisk					Under henvisning til gødningsstoffer fysisk-kemiske egenskaber vurderes en termisk afværgeteknologi ikke at være relevant på Fredericia Havn. Samtidig er en termisk teknologi ekstrem energitung og mest velegnet til kraftige hot-spot områder – særligt i umættet zone, hvor den naturlige grundvandskøling kan begrænses. Den store udbredelse i jord og grundvand re- sulterer i et urealistisk stort indsatsområde, ligesom en opvarm- ning af jordlag ikke ses forenelig med områdets anvendelse som erhvervshavn.
*On-site membran filtrering ved RO					Membranfiltrering med RO kan i teorien rense oppumpet grund- vand særdeles effektivt, men for at opnå en kost-effektiv drift er det vigtigt, at koncentrationen af specielt chlorid og sulfat er relativ lav. Er koncentrationen af disse komponenter for høj, skal der påføres et relativt højt tryk, og driftsomkostninger sti- ger betydeligt. Alfa Laval, som leverer totalløsninger til RO har gennemgået dataene for grundvandsmonitoring, og baseret på erfaring, er der for de fleste borer potentialer for 5-20 gange opkoncen- trering af ammonium og nitratkoncentrationen i retentatet (til- bageholdt vand. Dog er det ikke umiddelbart vurderet muligt at etablere RO ved boring B143-3, pga. for høj koncentration af chlorid og sulfat. Medmindre der etableres forrensning af disse komponenter. En ulempe ved RO er, at der andre potentielle forureningskomponenter også tilbageholdes, så der produceres noget retentat med en høj koncentration af kvælstof, og sand- synligvis også andre stoffer som metaller og olie. Dette retentat skal efterfølgende håndteres. Det opfattes som tvivlsomt om, at retentatet kan anvendes/sælges som flydende gødning. Envi- dan vurderer, at udledning af retentatet til Fredericia Spilde- vand ikke vil give mening teknisk eller økonomisk, da RO ellers blot er et fordyrende led. Af disse grunde opfattes RO-teknologi som mulig, men ikke ideel. Der vil endvidere være noget løbende drift og vedligeholdelse af RO, som skal foretages manuelt.
*On-site vandrens- ning ved MBR					Der findes forskellige producenter af MBR anlæg, eks. Grundfos og Alfa Laval, og en fordel ved MBR er, at det kan drives med en relativ høj slamkoncentration sammenlignet med et konven-

					tionelt renseanlæg. Dermed kan der laves relativt kompakte anlæg, der eks. som Biobooster fra Grundfos kan opbygges i moduler alt efter ønsket kapacitet. Reelt kan MBR anlæg opbygges med kombineret nitrifikation og denitrifikation, så kvælstoffet i sidste ende afdamper som N₂. Det vurderes dog, at i henhold til overslagsbetragtninger i afsnit 7, at der vil skulle tilføres relativt store mængder ilt og organisk kulstofkulde, for at omsætte alt kvælstof på lokaliteten til N₂. Der skal endvidere påregnes en del drift af MBR anlæg, herunder bortskaffelse af overskudsslam, og rensning/vedligeholdelse af membraner.
--	--	--	--	--	---

Tabel 12.2 Vurdering af de fysiske teknikkers egnethed i jord & grundvand som funktion af befæstelsen.

I henhold til tabel 12.2 vurderer DMR, at en jordudskiftning i terrænære jordlag som indtil 2 m u.t. eller overside fra grundvandsspejl, er en egnet afværgeteknik i særligt de ubefæstede arealer. Tilsvarende kan teknikken være anbefalelsesværdig i befæstede arealer, dog under hensyntagen til befæstelsestypen (fliser, bygninger), omfanget af underjordiske installationer etc. En jordudskiftning er omtalt og prissat i undersøgelsesrapporten dateret 11. november 2016 /2/. Under henvisning til ovenstående vil økonomi og omfang for en jordudskiftning blive revideret i denne rapport under hensyntagen til Fredericia Kommunes bemærkninger i påbud dateret 9. marts 2017 /4/.

Under henvisning til gødningsstofferne fysisk-kemiske egenskaber og rapportens øvrige data om udvaskningsforhold, opfattes en pumpeløsning i grundvandszonen fortsat som en egnet og relevant afværgeteknologi over for både jord- og grundvand i mættet zone. Som påvist ved udvaskningsforsøgene vil jordforureningen opløses og udvaskes fra jord til vandfasen. En fysisk afværge baseret på oppumpning er medtaget som en egnet afværgeteknologi. Oppumpningen vil skulle kombineres med enten rensning af vandet på Fredericia Centralrenseanlæg, eller evt. på lokaliteten med en decentral løsning som MBR eller RO. Det vurderes, at endelig valg af løsning, om det Fredericia Centralrenseanlæg eller en decentral løsning med RO eller MBR, vil afhænge af udviklingen i koncentrationer i forbindelse ved en pumpetest/pilottestperiode, som kan kombineres med afværgeforslag B. Ingen af de øvrige fysiske teknikker vurderes at være tilstrækkelig egnet, og er derfor udeladt i den efterfølgende beskrivelse og prissætning af relevante afværgeteknologier.

12.2.2 Kemiske afværgeteknikker

De kemiske teknikker omtalt VMR afværgematrixen er kommenteret neden for.

Kemiske afværgeteknikker	Medie		Overflade		Kommentarer
	Jord	Grundvand	Befæstet	Ubefæstet	
Oxidation (*in situ nitrifikation)					Kemisk oxidation sker typisk ved tilsætning af ozon el.lign. I denne sammenhæng er oxidation medtaget som in situ nitrifikation, som også kan defineres som en biologisk afværge. Der vil være høj geniltning af den umættet zone i særlig ubefæstede arealer. Urease-processen har medført massive puljer af ammonium i grundvandszonen. En oxidation ved nitrifikation (som på renseanlægget) er nærliggende – også som on-site eller eventuel som en in-situ teknik. Injektion af ilt på havneområde er kompleks, grundet geologisk variation, et omfattende indsatsområde samt et areal fyldt med over- og underjordiske installationer. En in-situ oxidation flytter ammonium til nitrat, og dermed ændres total-N reelt ikke. Afværgeren opfattes i praksis som uegnet som in-situ afværge på Fredericia Havn. En kemisk oxidation vurderes ikke at være relevant på befæstede arealer i umættet zone. Endvidere vurderes forureningens udbredelse på et havneareal med mange tekniske installationer at vanskeliggøre en kemisk oxidation.
Reduktion (*in situ denitrifikation)					I denne sammenhæng kan reduktion ved denitrifikation også defineres som en biologisk afværge. En forceret reduktion ved denitrifikation betinger tilførsel af kulstof. Andelen af nitrat, se kap. 6, er ca. 15%. Ud fra en massebetragtning vil en målrettet afværge over for nitrat skulle kombineres med en oxidation ved nitrifikation for at kunne opfattes som en afværge med henblik på genopretning. Reelt betyder det, at alt ammonium først skal omdannes til nitrat ved nitrifikation, for efterfølgende at kunne blive denitrificeret. Teknikker til reduktion vurderes som egnet under kontrollerede forhold (on/ex-site) ved vandrensning, men opfattes som uegnet som en in-situ baseret afværge. DMR er ikke bekendt med erfaringer eller referencer inden for in-situ forceret alternerende drift i jord og grundvand.
Flushing					Gødningsstoffer har høj vandopløselighed. De betyder, at naturlig flushing (selv med vand) i ubefæstede arealer vil være yderst effektivt. Som omtalt i udvaskningsforsøgene er udvaskningsraten typisk 80%, se bilag 5.4. Befæstede arealer med fald vurderes at have en lav gennemtrængelighed ift. nedbør. Dog vil en nedsivning/flushing i umættet zone under selv befæstede arealer være effektiv, selvom den vil være omkostningstung. Flushing kombineres generelt med tilsætning af detergenter/ten-sider, som olieopløsende sæber o.lign. Ift. ammonium og nitrat kan en tilsætning af detergenter udelades, da flushing med vand opfattes som effektiv.
Sorption					Gødningsstoffernes affinitet til ladede overflader som jord og aktivt kul er lav. Sorption vurderes ikke at være en relevant afværge i hverken umættet eller mættet zone. Sorption kan også opfattes som en fysisk afværge, hvor aktivt kul anvendes til rensning af oppumpet forurenset vand.

Tabel 12.3 Vurdering af de kemiske teknikkers egnethed i jord & grundvand som funktion af befæstelsen.

Som angivet i ovenstående tabel, vurderes de kemiske teknikker generelt ikke at være anvendelige over for gødningsstoffer. Teknikken "flushing" er typisk en forceret gennemskyldning af jord (umættet og mættet) og grundvand, typisk ved tilsætning af detergenter/tensider el.lign. Såfremt flushing kun omfatter vand uden tilsætning af opløsende hjælpestoffer el.lign., opfatter DMR metodikken som en fysisk teknik afledt af eksempelvis oppumpning, hvor der naturlig sker en øget vandgennemstrømning i sænkingsområdet. I de ubefæstede arealer vil der naturligt ske en flushing af umættet zone ved nedbør. Ifølge Miljøstyrelsen foregår den største nedsivning om vinteren, når fordampningen er lille på grund af den beskedne plantevækst. Om sommeren er fordampningen i mange tilfælde så stor, at der ikke sker en nedsivning, selv om det regner meget. I følge GEUS er nettonedbøren i Fredericia ca. 200-250 mm/år. På en kvadratmeter er nettonedbøren (nedsivningen) altså ca. 0,2 m³. Flushing er medtaget i forslag til afværgeforanstaltninger, da en oppumpning forcerer flushing i grundvandszonen. Teknikkerne oxidation/reduktion er medtaget som on-site/ex-site afværge i kombination med afværgeoppumpningen.

12.2.3 Biologiske afværgeteknikker

De biologiske afværgeteknikker omtalt VMR afværgematrixen er kommenteret neden for.

Biologiske afværgeteknikker	Medie		Overflade		Kommentarer
	Jord	Grundvand	Befæstet	Ubefæstet	
Naturlig nedbrydning					Se konceptuel beskrivelse af kvælstofkredsløbet, kap. 7. Den enzymatiske urease-proces har reelt allerede sikret en hydrolyse af urea til ammonium-ammoniak. Som anført i selskabets beskrivelse er tidshorisonten på en naturlig nedbrydning af de øvrige gødningsstoffer langsommelig, hvor en reetablering til hidtidig tilstand ikke kan sikres inden for en generation, såfremt fortynding/udvaskning udelades. Kap. 11 viser en flux til Lillebælt, som over tid reducerer restforureningen på havnearealet, hvilket kombineret med den naturlige nedbrydning over tid vil kunne reetablere til hidtidig tilstand.
Stimuleret biologisk nedbrydning ved tilsætning af eksempelvis kulstof					Opfattes som relevant afværge ex-site ved Fredericia Centralrenseanlæg og on-site ved eksempelvis en Biobooster løsning.
Bakterie/svampe tilsætning					Den naturlige population i jord og grundvand må i henhold til DNA-undersøgelserne betragtes som tilpasset forskellige koncentrationsniveauer, hvorved nicher af biomasse med forskellig sammensætning er opstået. En stimulering og optimering af vækst- og omsætningsbetingelser (tilsætning af ilt, kulstof) automatisk vil medføre høje vækstrater og favorisering af de allerede forekommende, og aktive, bakterier.
Phytoremediering					Phytoremediering er en naturlig og anvendelig teknologi ved ubefæstede arealer. De høje gødningsmængder kan have virket toksiske på planter, træer og buske. Efter mere end 12 måneder vurderes indholdet i jorden i umættet zone at være optagelig og anvendelig for bl.a. eksisterende bevoksning. Gødningen i umættet zone vil derfor kunne blive optaget af planter, buske og træer i den umættede zone i de ubefæstede arealer i det omfang arealerne er beplantet.

Tabel 12.4 Vurdering af de biologiske teknikkers egnethed i jord & grundvand som funktion af befæstelsen.

Som angivet i tabel 12.4, vurderes de biologiske teknikker som in-situ stimulering af den naturlige nedbrydning af være en egnet teknik, selvom erfaringsgrundlaget med in-situ oprensning af gødningsstoffer i jord og grundvand er lav. Teknologien og viden er høj ved ex-site rensning som på landets renseanlæg, herunder det nærliggende Fredericia Centralrenseanlæg.

Under den stimulerede oprensning inkluderes derfor en ex-site rensning af oppumpet grundvand fra indsatsområdet. Kildeområderne bag Autohuset Vestergaard A/S er beplantet, hvilket betyder at eksisterende beplantning vil foretage en naturlig phytoremediering af gødningsstoffer i terrænnært jord og grundvand.

12.3 Opsummering - valg af afværgeteknik

Som det fremgår af kapitel 8-10 er den kortlagte påvirkning med kvælstof i jord og grundvand i den mættede zone omfattende og opgjort til et samlet areal på op til 210.000 m². En jordudskiftning til 6-7 m u.t. med dertilhørende grundvandssænkninger vurderes ikke at være en realistisk afværgestrategi.

Som afværgeteknik i den umættede zone vurderes en graveløsning af være den mest egnede og det er derfor valgt at beskrive en graveløsning i de efterfølgende afsnit.

Som afværgeteknik over for kvælstof i grundvandszonen, vurderes en hydraulisk pumpeløsning som mest kost-effektivt, hvorfor denne afværge er beskrevet og prissat i de efterfølgende afsnit. Den hydrauliske løsning skal sikre en fjernelse af hotspot-områder med kvælstof samt reducere påvirkning og risikoen i forhold til Lillebælt. Afværgeløsningen kan anvendes som afværgeteknik til genopretning af hidtidig tilstand (totaloprensning) og som alternativ afværge med en kortere driftsperiode og restforurening. Som det fremgår af kapitel 9 vil der i afværgeperioden pågå en løbende tilstrømning af ikke påvirket iltet grundvand. Tilsvarende vil nedbørsperioder naturligt medvirke til en opløsning af kvælstof i infiltrerende regnvand med deraf følgende omsætning og udvaskning til grundvandzonen. På alle ubefæstede arealer forventes eksisterende bevoksning samtidig at forbruge eventuelt tilgængeligt kvælstof i overfladejorden. Ved afværgepumpningen vil fluxen til Lillebælt reduceres/udgå, da oppumpningen medfører helt til delvis hydraulisk kontrol over havneområdet.

Analog til afværgeprojekteringen af en jordudskiftning, betinger en projektering af en hydraulisk afværge involvering af de rette interessenter samt detailprojektering af pumpeanlæg, ledningsnet og tilslutning i forhold til de eksisterende forhold og ledningsnettets afledningskapacitet.

13. Jordudskiftning

Under henvisning til det foregående kapitel vurderes en jordudskiftning at være en egnet afværgeteknik til fjernelse af jordforurening i de terrænære aflejringer, og særligt i umættet zone. I henhold til påbuddets punkt 10 vedr. opstilling af løsningsforslag forudsættes følgende:

- Der skal opstilles løsningsforslag og tilhørende økonomi for en fuldstændig oprensning/afværge (jord- og grundvandsforurening ud over baggrundsværdierne).
- Alle forslag til delvis oprensning eller afværge – dvs. hvor der bliver efterladt forurening ud over den hidtidige tilstand – skal suppleres med en beskrivelse af restforureningen og den risiko som en efterladt restforurening vil indebære i forhold til indeklima, grundvand, overfladevand samt i forhold til eksisterende og evt. fremtidig mere følsom anvendelse.
- Oprensningsforslag baseret på udskiftning af forurenede jord skal ledsages af plantegninger, som viser udstrækning og dybde af udgravninger.

13.1 Oprensningskriterie og omfang

Klassisk jordudskiftning af terrænære aflejringer ved forureninger er en velkendt, og den mest anvendte, oprensningsteknik. Af denne redegøres for omfang og økonomi til en fjernelse af kvælstof i overfladejorden og til grundvandsspejlet, svarende til umættet zone. Placering af grundvandsspejlet varierer generelt fra 1-1,5 m u.t. på havneområdet.

I undersøgelsesrapporten fra november 2016 /2/ er der regnet med en baggrundsværdi for kvælstof (total-N) i jord på 1.000 mg/kg TS baseret på bl.a. boringerne B22, B51 og B53. I /46/ vurderer Niras, at baggrundsniveauet for kvælstof (total-N) bør fastlægges med et indhold på 500 mg/kg TS. Jævnfør /3/ er det Fredericia Kommunes vurdering, at genopretningen til den hidtidige tilstand vil være en oprensning til minimum 1.000 mg total-N /kg TS eller såfremt supplerende undersøgelser af baggrundsniveauet viser lavere baggrundsniveauer svarende til dette niveau.

Jævnfør kapitel 9 er der i de ikke-påvirkede boringer B22, B119 og B120 total-N i topjorden påvist ca. 900-1.300 mg total-N /kg TS. I de dybereliggende lerlag er der påvist koncentrationer på 1.000-1.500 mg total-N/kg TS i jordprøver/boringer, hvor der ellers ikke er påvist forurening i hverken jord eller grundvand. I undersøgelsesområdet kan baggrundsværdier for total-N være op til 1.000-1.500 mg/kg TS, hvorfor forudsætningerne i /2/ opfattes som gældende. Ved prissætningen af afværgetiltag anvendes et baggrundsniveau på 1.000 mg kg/S. Ifølge Kartotrak-beregninger er mængden af total-N i intervallet 500-1.000 mg-N/kg et indhold på ca. 400 ton total-N i beregningsområdet med et 95% konfidensinterval. Som anført i rapporten er der i umættet zone, under de befæstede arealer, påvist et gennemsnitlig indhold på 690 mg total-N/kg TS med en median på 325 mg total-N/kg TS. Kun i enkelte af prøverne fra umættet zone er der påvist indhold over 1.000 mg/kg TS og kun én prøve over 2.500 mg/kg TS. Det er i B103, hvor der er påvist 5.000 mg/kg TS. Som omtalt andetsteds i rapporten er B103 placeret i et område, der jævnlige oversvømmes og arealet ved B103 kan derfor ikke betragtes som en normal umættet zone.

Interval [mg-N/kgTS]	Umættet		Mættet	
	N	%	N	%
≤100	9	34,6	13	18,6
100-500	7	26,9	17	24,3
500-1.000	6	23,1	6	8,6
1.000-2.500	3	11,5	31	44,3
2.500-5.000	1	3,8	2	2,9
>5.000	0	0,0	1	1,4
Sum	26		70	

Befæstet	Umættet	Mættet
Antal totalt	26	70
Antal < DG	9	12
% < DG	35%	17%
Middel [mg/kg TS]	690	1.203
Median [mg/kg TS]	325	980
Maks [mg/kg TS]	5.000	19.000

Det forudsættes derfor, at mængden af gødningsstoffer i umættet zone under befæstede arealer, og særligt bygninger vil være under 1.000 mg/kg TS. Ved et oprensningskriterie på 1.000 mg/kg TS omfatter jordudskiftningen i umættet zone i givet fald de ubefæstede arealer.

Den fysiske jordudskiftning i umættet zone målrettes de tilgængelige ubefæstede arealer. Det betyder at afværgeøkonomien i modsætning til undersøgelsesrapporten fra november 2016 ikke indeholder oprensning under bygningsdele ved bl.a. Autohuset Vestergaard A/S. Tankområdet og grøfteområdet stødende op til banelegemet opfattes bl.a. som et kildeområde. Grundet dets placering ved banelegemet er Banedanmark kontakttet i forbindelse med accept af boringer i banevolden. Ved samme lejlighed har de kommenteret på Banedanmarks krav/betingelser ved graveaktiviteter.

13.2 Banedanmarks krav/betingelser ved graveaktiviteter

Banedanmark har bistået med oplysninger om Banedanmarks krav til undersøgelse og eventuelle aktiviteter som jordudskiftninger ved foden af banevolden. En tilladelse til etablering af de udførte skråboringer i banevolden var administrativ omstændig og betingede skriftlige aftaler og bygherres skriftlige accept af dækningsansvaret ved eventuelle skader/gener under og efter arbejdets udførsel. Banedanmarks forsigtighed skal ses i lyset af hensyntagen til togdriften og passageres sikkerhed, samt det faktum at flere banedæmninger ved ekstreme regnhændelser o.lign. har været beskadiget og ødelagte med omfattende gener/omkostninger til følge.

Banedanmark har i maj måned skriftligt oplyst, at ved en oprensning af dæmningsanlæg og de nærliggende arealer i en større skala, vil det have økonomiske konsekvenser samt det forventes at påvirke de daglige transporter af passagerer og gods. Banedanmark kan umiddelbart ikke tillade jernbanedrift ved entreprenøraktiviteter på og ved banearealer (som grøftearealet) under en aktiv jernbanedrift. Banedanmark refererer til de nyeste erfaringstal Banedanmark fra en særskilt dæmningsopgave i Nordjylland. I Nordjylland blev der over en strækning på 500-700 m foretaget en delvis udskiftning af en dæmning. Prisen til sikring var på mellem 14-15 mio. kr. inkl. alternativ transport af passagerer. Banedanmark påpeger, at disse nøgletal ikke kan anvendes direkte eller er repræsentative for sagen i Fredericia, men det illustrerer de økonomiske omkostninger forbundet med arbejder ved banedæmninger.

Banedanmark betinger, at de skal godkende alle arbejder, der skal foretages på Banedanmarks arealer og anlæg samt at samtlige udgifter i sagen afholdes af skadevolder. Banedæmningen langs grøften er en omfattende og kompleks konstruktion, hvor grundige geotekniske og statiske undersøgelser og beregninger bør gennemføres, inden selv en sektionsvis udskiftning af jordarealer langs dæmningen udføres. Eventuelle brud og skred på banevolden grundet jordarbejder med eventuel grundvandssænkning kan være fatale.

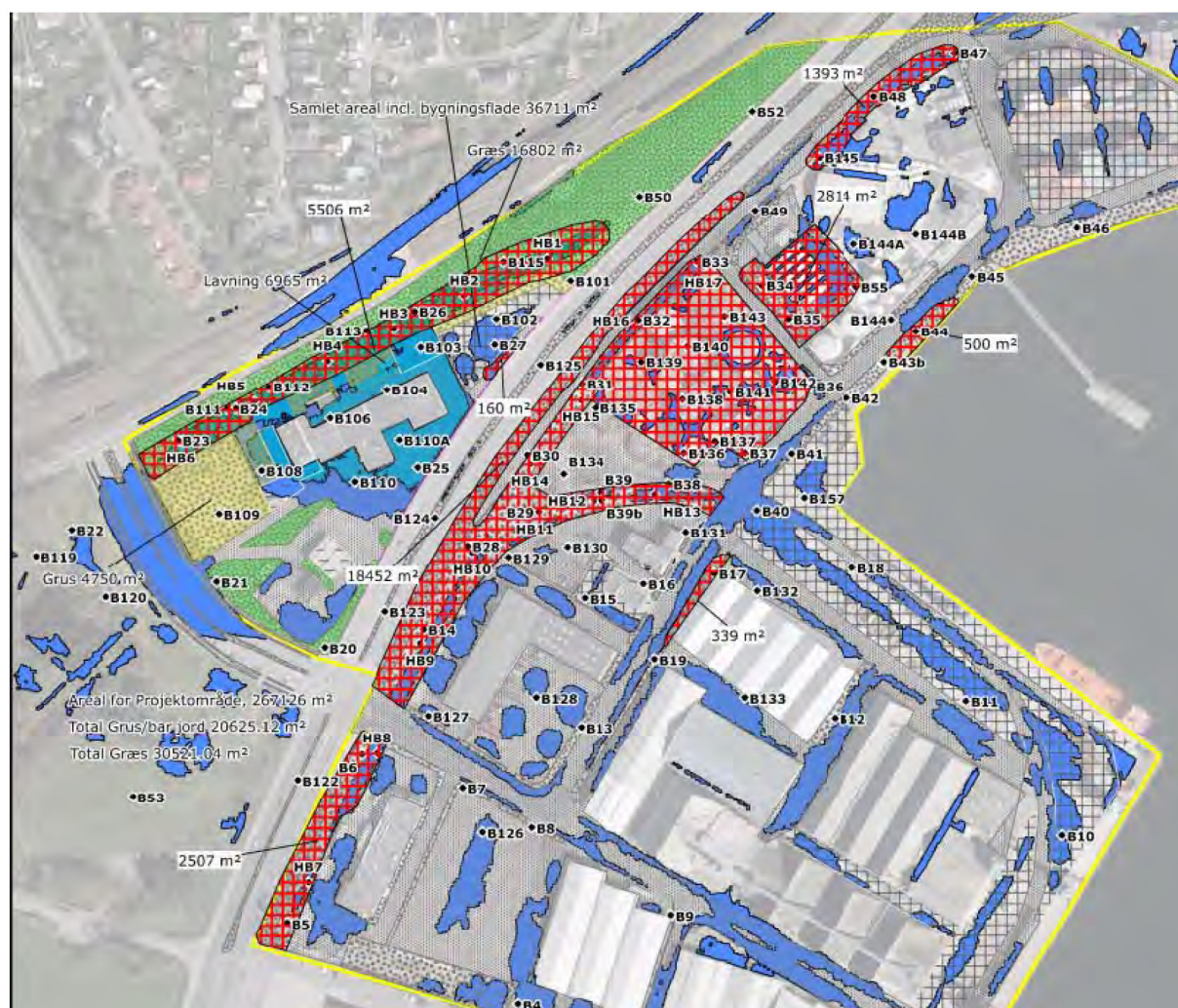
I budgettet har DMR valgt at medregne et budget til undersøgelse og midlertidig sikring af banevolden på 15 mio. kr., hvoraf tekniske undersøgelser og tilladelser skønnes at udgøre 1-2

mio. kr. Det er først ved en detailprojektering med de nødvendige undersøgelser, geotekniske og statiske beregninger samt bygherregarantier, at den eksakte omkostning til en sikring og opretholdelse af banedriften under en jordudskiftning i grøften kan færdiggøres og økonomien opgøres mere præcist.

13.3 Genopretning > 1.000 kg/TS - ubefæstede arealer i umættet zone

En jordudskiftning målrettes umættet zone og defineres om de øverste 0,5-1,5 meter jord afhængig af vandspejlsforholdene. I tankgården er vandspejlet generelt truffet omkring 1,5 m u.t., hvorimod det i grøfteområdet er ca. 0,5-1 m u.t. Det samlede graveareal med jordforurening i de ubefæstede områder (umættet zone) med et indhold over 1.000 mg/kg TS er opmålt på kort til ca. 31.670 m², hvoraf den ubefæstede tankgård udgør 7.150 m² og grøftearealet 5.506 m² (1.392 m², 2.814 m², 500 m², 18.452 m², 160 m², 2.507 m², 339 m², 5.506 m²).

Der forudsættes en gennemsnitlig oprensning til 1,0 m u.t. i hele området, undtaget Dan Gødning tankgård, hvor jordudskiftningen føres til 1,5 m u.t. Omkostninger til nedbrydning af tanke, betongulve og reetablering af selvsamme er ikke medtaget i budgettet, da disse aktiviteter (og omkostninger) allerede pågår i forbindelse med en genopbygning af anlægget. Tankgården er opmålt til 7.150 m², hvormed en jordudskiftning til 1,5 m u.t. svarer til 10.725 m³. I 3/ betinges en graveplan, med angivelse af områder, hvor en jordudskiftning betinges udført. Graveplanen er vedlagt som bilag 6.1 og navngivet graveplan for opgravning i umættet zone. Et kortudsnit af bilaget fremgår neden for.



Figur 13.1 Gravefelter, ubefæstede arealer, umættet zone (>1.000 mg total-N/kg TS). (Røde arealer).

Som det fremgår af kortudsnittet er tankområdet ved Yara Chemicals på Depotvej også markeret som gravefelt. I dette område forudsættes jord udskiftet i de ubefæstede arealer.

Der er på graveplanen valgt ikke at medtage overgangszoner i oprensningsområdet, dvs. befæstede arealer grænsende op til de ubefæstede arealer. Dette er valgt dels fordi udbredelsen af gødningen i umættet zone generelt vurderes at være vertikal og fordi boringerne i de befæstede arealer tæt på de ubefæstede arealer generelt ikke viser forhøjede indhold af kvælstof. Dette valg vurderes at medføre en usikkerhed i oprensningssomkostningerne, da der ved gravearbejdet kan fremkomme forurenede overgangszoner, som skal fjernes. Der er ikke afsat et særskilt budget til udskiftning af påvirket jord i overgangszonerne. Der er i stedet valgt at ændre usikkerheden på budgettet for oprensning fra +/- 15% til +15%.

I nedenstående budget er omkostningerne til en oprensning i den umættede zone i tankgården og ubefæstede arealer prissat til ca. 28 mio. kr. ekskl. moms. I budgettet bør der forventes en usikkerhed og risiko for mulige ekstraomkostninger på 15 %, dvs. oprensningssomkostninger kan få et niveau på op til 32 mio. kr. ekskl. moms.

Omkostninger til en fjernelse af banelegemet er ikke medtaget i budgettet i henhold til Fredericia Kommunes bemærkninger i de foreliggende påbud dateret 9. marts 2017. Beløb afsat til usikkerhed indgår ikke i sumbeløbet i budgettet.

Pos.	Jordudskiftning fra 0-1,5 m u.t., ubefæstet	Enhed	Antal	Enhedspris [ex. moms]	Sum [kr. ex. moms]
1.	Tankgården: Jordudskiftning i tankgården. Tankgården er opmålt til 7.150 kvm. Der forudsættes en jordudskiftning til 1,5 m u.t. Postering omfatter opgravning og læsning af jord samt transport. Der er ikke indregnet ekstra jordmængder grundet graveanlæg.	m ³	10.725	125	1.340.625
2.	Tankgården: Modtagelse af jord med kvælstof. Enhedspris forventes at være på niveau med lettere forurenet jord. Prisen er ikke inklusiv evt. gammel forurening med olieforbindelser. Der er forudsat en bortkørsel af ca. 19.300 ton jord, beregnet med en massefylde på 1,8 ton/m ³	ton	19.305	70	1.351.350
3.	Tankgården: Reetablering af tankgård med rent komprimeret sand. Reetablering af betongulv i tankgården er ikke inkluderet i postering, da dette arbejde er indeholdt i genopbygningen.	m ³	10.725	95	1.018.875
4.	Tankgården: Omkostninger til nedbrydning af tankgård og tankgulv afholdes i forvejen af Nagro A/S og Dan Gødning A/S og er derfor prissat til 0 kr.	Sum	1	0	0
5.	Øvrige ubefæstede arealer: Jordudskiftning af ubefæstede hotspot områder med indhold fra 1.000 mg N/kg TS. Områder omfatter grøften og grønne arealer i det forurenede område, se bilag. Arealet er opmålt til i alt 31.670 m ² , hvilket korrigeret for tankgården er ca. 24.520 m ² . Der forudsættes en generel jordudskiftning til 1 m u.t. Postering omfatter opgravning og læsning af jord samt transport. Jordudskiftninger udføres uden graveanlæg og eller i gravekasser, da udskiftning foretages ved bygninger, installationer og vejanlæg.	m ³	24.520	110	2.697.200
6.	Jordmodtagelse, "øvrige områder", ubefæstede: Modtagelse af jord med kvælstof. Enhedspris forventes at være på niveau med lettere forurenet jord. Prisen er ikke inklusiv evt. gammel forurening med olieforbindelser. Der er forudsat en massefylde på 1,8 ton/m ³ .	ton	44.136	70	3.089.520
7.	Reetablering, "øvrige områder", ubefæstede: Reetablering af udgravninger med rent komprimeret sand.	m ³	24.520	95	2.329.400
8.	Banedrift ved banevolden: Bandanmark har meddelt, at de ikke vil tillade gravearbejder ved og langs banevolden ved samtidig togdrift. Banestrækningen hovedlinjen mellem Jylland og Fyn. DMR skønner et sikringsbudget fra 15 mio. kr.	1,00	1	15.000.000	15.000.000
9.	Drift af byggeplads, sikkerhed, skiltning og arbejdsmiljø i arbejdsperiode (skønnet).	Sum	1	85.000	85.000
10.	Projektleddelse, miljøtilsyn, prøvetagning, byggemøder og afrapportering.	Timer	400	850	340.000
11.	Akkrediterede analyser til dokumentation. Der forudsættes udtaget prøver i felter på maks. 50m ² samt gravefrontprøver.	Antal	1.100	800	880.000
Sum, afværge					28.131.970

Tabel 13.1 Budget for oprensning i tankgård og ubefæstede arealer.

Såfremt Nagro A/S udfører en oprensning i tankgården, kan omkostninger prissat i afværgeøkonomien for Dan Gødning til disse aktiviteter udelades/reduceres, hvilket naturligvis også er gældende i det modsatte tilfælde.

I henhold til det foreliggende påbud /3/ er der i budgettet ikke taget højde for eventuel gammel/anden forurening med eksempelvis olieforbindelser fra de kendte V2-kortlagte områder samt eventuel ukendt forurening. Denne ekstraomkostning er tidligere kapitaliseret til 400

kr./ton. I forbindelse med en eventuel jordflytning forventes afregning baseret på dokumentationsprøver udtaget per 30 ton. Såfremt det f.eks. antages, at 20% af jorden opgravet i tankgården og 10% af jorden fra de øvrige ubefæstede arealer (ca. 19.300 tons fra tankgården og ca. 44.200 tons fra de øvrige områder) er forurenet med andre stoffer end kvælstof, f.eks. oliestoffer kan merprisen for jordbortskaffelse pga. disse andre stoffer estimeres til $(19.300 \cdot (400-190) \cdot 0,2 + 44.200 \cdot (400-70) \cdot 0,1) = 2,3$ mio. kr. ekskl. moms.

Som alternativ til en jordudskiftning ved banelegemet kan udlægning af eksempelvis 0,2-0,4 m rene materialer som stabilt grus og muldjord udføres uden en påvirkning af banelegemet. Området hvor rene materialer bør udlægges er ca. 5.500 m². Selve grøften har en udformning og anvendelse, der muliggør en påfyldning af rene materialer, således at den teoretiske risiko for offentlig færdsel på stier og arealer langs banelegemet kan elimineres. Omkostninger til levering og udlægning af rene materialer inklusiv reetablering med græs skønnes at have et samlet omkostningsniveau på op til 0,5 mio. kr.

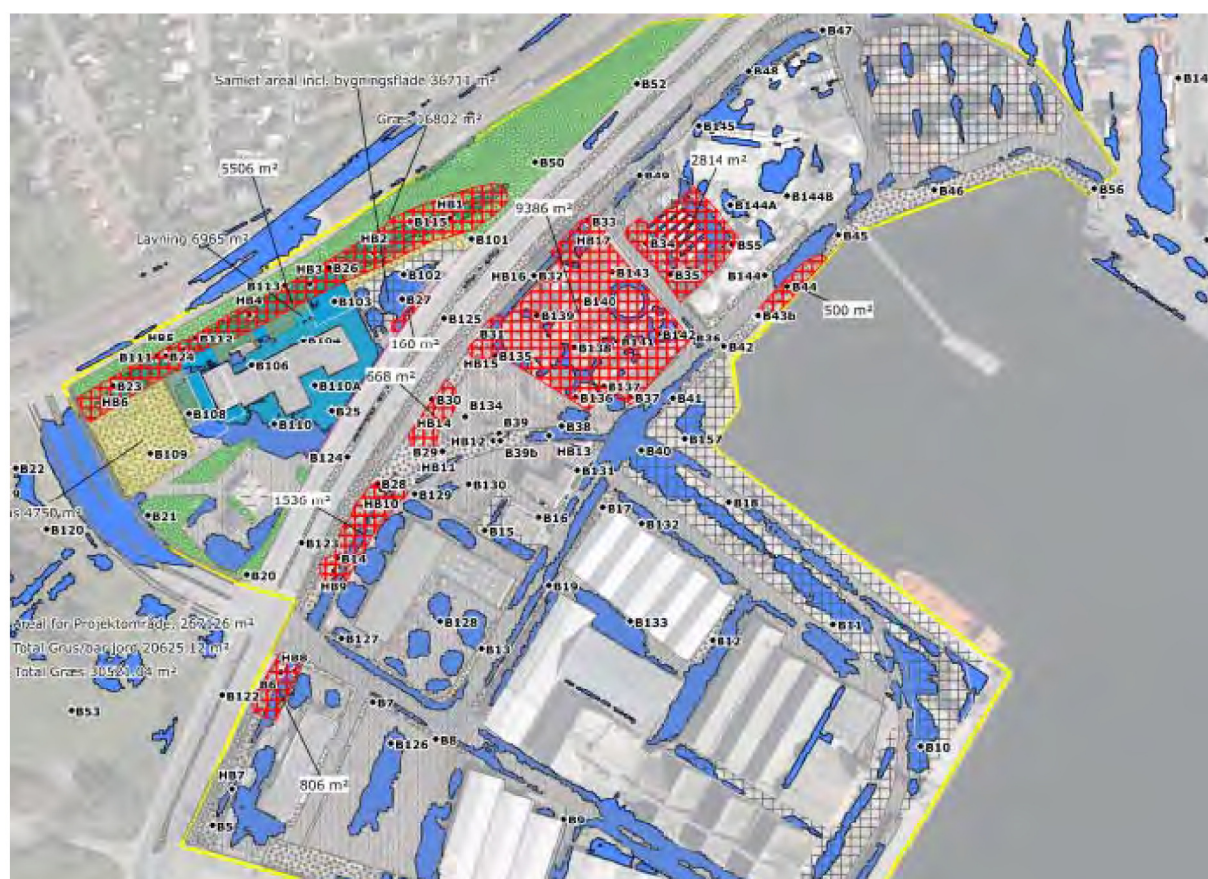
13.4 Alternativ oprensning, indhold over 2.000 mg total-N/kg

Under henvisning til de påviste baggrundsmålinger og Kartotrak-beregninger skønnes et oprensningskriterie på eksempelvis 2.000 mg/kg TS at være mere relevante i forhold til et oprensningskriterie på 1.000 mg-N/kg TS. Kartotrak-beregninger viser med 95% konfidensinterval en samlet mængde total-N bundet i jorden i grundvandsjorden (mættet zone) på minimum 2.260 ton total-N.

De ubefæstede arealer påvirkes af nedbør og infiltrerende regnvand. Jordlagene vil med andre ord blive gennemskyllet af regnvand. Sammenholdt med de udførte udvaskningstest omtalt i rapporten opfattes det som dokumenteret, at gødningsstoffer i også umættet zone vil udvaskes over tid. Tilsvarende vil beplantning i de ubefæstede arealer medføre et optag og forbrug af gødningsstofferne.

Ved et oprensningskriterium på 2.000 mg/kg TS reduceres omfanget af en nødvendig udskiftning. Det samlede areal med jordforurening fra 0-1 m u.t. med et indhold på over 2.000 mg/kg TS er opmålt til ca. 16.741 m². Heri indgår kun en del af tankgården. På grund af den ret omfattende forurening, der er påvist i tankgården og fordi der af samme grund vurderes at være stor risiko for, at der kan være flere upåviste steder med forurening >2.000 mg/kg TS i den umættede zone i tankgården, er det valgt at inddrage hele tankgårdens område (7.150 m²) til oprensning, svarende til niveauet for indsatsen i dette område under afsnit 13.3. Det samlede areal bliver herefter 21.376 m² (500 m², 9.386 m², 5.506 m², 668 m², 160 m², 1.536 m², 2.814 m², 806 m²). Der forudsættes en gennemsnitlig oprensning til 1,0 m u.t. i hele området, undtaget Dan Gødning tankgård, hvor jordudskiftningen føres til 1,5 m u.t. Omkostninger til nedbrydning af tanke, betongulve og reetablering af selvsamme er igen ikke medtaget i budgettet, da disse aktiviteter (og omkostninger) allerede pågår i forbindelse med en genopbygning af anlægget.

I /3/ betinges en graveplan, med angivelse af områder, hvor en jordudskiftning betinges udført. Graveplanen er vedlagt som bilag 6.2 og navngivet graveplan for opgravning i umættet zone. Et kortudsnit af bilaget fremgår nedenfor.



Figur 13.2 Gravefelter, ubefæstede arealer, umættet zone (>2.000 mg total-N/kg TS). (Røde arealer).

Jordudskiftningen omfatter også grøfteområdet, hvilket igen medfører omkostninger til sikring af banedrift og banevolden. Analog til en afværge med et oprensningskriterie på 1.000 mg N/kg TS opfattes en udlægning af rent jord/grus i grøfteområdet at være et kost-effektivt alternativ.

Som ved graveplanen for indsats overfor indhold af kvælstof >1.000 mg/kg TS, er der på graveplanen i figur 13.2 valgt ikke at medtage overgangszoner i oprensningsområdet, dvs. befæstede arealer grænsende op til de ubefæstede arealer. Der er ikke afsat et særskilt budget til udskiftning af påvirket jord i overgangszonerne. Der er i stedet valgt at ændre usikkerheden på budgettet for oprensning fra +/- 15% til +15%. I nedenstående budget er omkostningerne til en oprensning i tankgården og ubefæstede arealer prissat til ca. 24,3 mio. kr. ekskl. moms. I budgettet bør der forventes en usikkerhed og risiko for mulige ekstraomkostninger på 15 %, dvs. oprensningsomkostninger kan få et niveau på op til ca. 28 mio. kr. ekskl. moms.

Pos.	Jordudskiftning fra 0-1,5 m u.t., ubefæstet, >2.000 mg-N/kg TS	Enhed	Antal	Enhedspris [ex. moms]	Sum [kr. ex. moms]
1.	Tankgården: Jordudskiftning i tankgården. Tankgården er opmålt til 3.809 kvm. Der forudsættes en jordudskiftning til 1,5 m u.t. Postering omfatter opgravning og læsning af jord samt transport. Der er ikke indregnet ekstra jordmængder grundet graveanlæg.	m ³	10.725	125	1.340.625
2.	Tankgården: Modtagelse af jord med kvælstof. Enhedspris forventes at være på niveau med lettere forurenede jord. Prisen er ikke inklusiv evt. gammel forurening med olieforbindelser. Der er forudsat en bortkørsel af ca. 10.284 ton jord, beregnet med en massefylde på 1,8 ton/m ³	ton	19.305	70	1.351.350
3.	Tankgården: Reetablering af tankgård med rent komprimeret sand. Reetablering af betongulv i tankgården er ikke inkluderet i postering, da dette arbejde er indeholdt i genopbygningen.	m ³	10.725	95	1.018.875
4.	Tankgården: Omkostninger til nedbrydning af tankgård og tankgulv afholdes i forvejen af Nagro A/S og Dan Gødning A/S og er derfor prissat til 0 kr.	Sum	1	0	0
5.	Øvrige ubefæstede arealer: Jordudskiftning af ubefæstede hotspot områder med indhold fra 2.000 mg N/kg TS. Områder omfatter grøften og grønne arealer i det forurenede område, se bilag. Arealet er opmålt til i alt 14.226 m ² . Der forudsættes en generel jordudskiftning til 1 m u.t. Postering omfatter opgravning og læsning af jord samt transport. Jordudskiftninger udføres uden graveanlæg og eller i gravekasser, da udskiftning foretages ved bygninger, installationer og vejanlæg.	m ³	14.226	110	1.564.860
6.	Jordmodtagelse, "øvrige områder", ubefæstede: Modtagelse af jord med kvælstof. Enhedspris forventes at være på niveau med lettere forurenede jord. Prisen er ikke inklusiv evt. gammel forurening med olieforbindelser. Der er forudsat en massefylde på 1,8 ton/m ³ .	ton	25.607	70	1.792.476
7.	Reetablering, "øvrige områder", ubefæstede: Reetablering af udgravninger med rent komprimeret sand.	m ³	14.226	95	1.351.470
8.	Banedrift ved banevolden: Bandanmark har meddelt, at de ikke vil tillade gravearbejder ved og langs banevolden ved samtidig togdrift. Banestrækningen hovedlinjen mellem Jylland og Fyn. DMR skønner et sikringsbudget fra 15 mio. kr.	1,00	1	15.000.000	15.000.000
9.	Drift af byggeplads, sikkerhed, skiltning og arbejdsmiljø i arbejdsperiode (skønnet).	Sum	1	85.000	85.000
10.	Projektledelse, miljøtilsyn, prøvetagning, byggemøder og afrapportering.	Timer	300	850	255.000
11.	Akkrediterede analyser til dokumentation. Der forudsættes udtaget prøver i felter på maks. 50m ² samt gravefrontprøver.	Antal	800	800	640.000
	Sum, afværge				24.399.656

Tabel 13.2 Budget for oprensning i tankgård og ubefæstede arealer, indhold >2.000 mg N/kg TS.

I henhold til det foreliggende påbud /3/ er der i budgettet ikke taget højde for eventuel gammel/anden forurening med eksempelvis olieforbindelser fra de kendte V2-kortlagte områder samt eventuel ukendt forurening. Denne ekstraomkostning er tidligere kapitaliseret til 400 kr./ton. I forbindelse med en eventuel jordflytning forventes afregning baseret på dokumentationsprøver udtaget per 30 ton. Såfremt det f.eks. antages, at 20% af jorden opgravet i tankgården og 10% af jorden fra de øvrige ubefæstede arealer (ca. 19.300 tons fra tankgården og ca. 25.600 tons fra de øvrige områder) er forurenede med andre stoffer end kvælstof, f.eks. oliestoffer kan merprisen for jordbortskaffelse pga. disse andre stoffer estimeres til $(19.300 \cdot (400 - 190) \cdot 0,2 + 25.600 \cdot (400 - 70) \cdot 0,1) = 1,7$ mio. kr. ekskl. moms.

14. Oppumpning af grundvand med on/ex-site rensning

Som omtalt i rapporten er der påvist hotspot-områder af gødningsstoffer (ammonium og nitrat) på Fredericia Havn i både jord og grundvand. Gødningsstoffer er kendetegnet ved en høj vandopløselighed, dvs. gødningsstofferne generelt ikke adsorberer til jordskellet eller forekommer i fri fase, men gødningsstoffer kan opløses og diffundere ind i jordmatricen drevet af en koncentrationsgradient. Forureningsspredningen på Fredericia Havn er sket ved en opløsning og transport i grundvandszonen med efterfølgende påvirkning af jordmatricen, dvs. jorden var som udgangspunkt ikke forurenet med gødningsstoffer inden den vandopløste gødning spredte sig på havneområdet. Den høje vandopløselighed ses bl.a. ved produktionen af N16 og N32, hvor urea-granulat opløses i vand i forholdet 1:1, og denne opløsning sker umiddelbart selv ved en svag omrøring og lav opholdstid. Den rene urea-opløsning har typisk en koncentration på 160.000-180.000 mg/l. Til sammenligning er de højeste grundvandskoncentrationer i hotspot-områder på 13-19.000 mg/l.

Koncentrationen i vandfasen afspejler en ligevægtsbetragtning mellem jord og vand. Ved at sammenholde forureningsudbredelse og -niveauer i jord og grundvand, kan denne samhörighed og indbyrdes påvirkning konstateres. Ved en naturlig og/eller forceret udvaskning som oppumpning vil vandkoncentrationen falde, men samtidig vil afgivelsen fra jord til vandfasen øges, da koncentrationsgradienten over tid ændres fra jord mod vandfasen. Denne faseoverførsel er både tids- og koncentrationsstyret. De udførte udvaskningstests dokumenterer en høj udvaskningsrate fra jord til vand ved gødningsstofferne, hvilket er forventelig ud fra stoffernes fysiske-kemiske egenskaber.

En fysisk oprensning ved jordudskiftning af jordforurening i grundvandszonen kan ikke anbefales grundet forureningens omfang (vertikalt/horizontalt), de tekniske installationer i indsatsområdet samt områdets anvendelse som erhvervs- og industriområde. Populært sagt kan en grundvandsforurening ikke graves væk. Samlet set vurderes en hydraulisk (naturlig og/eller forceret) afværge at være den bedste afværge i grundvandszonen – både over for jord og grundvand. Under henvisning til gødningsstofferne egenskaber, de foreliggende undersøgelsesresultater og udvaskningstestene opfattes en hydraulisk baseret afværge som en afværgeteknologi til både helt og/eller delvis oprensning til hidtidig tilstand.

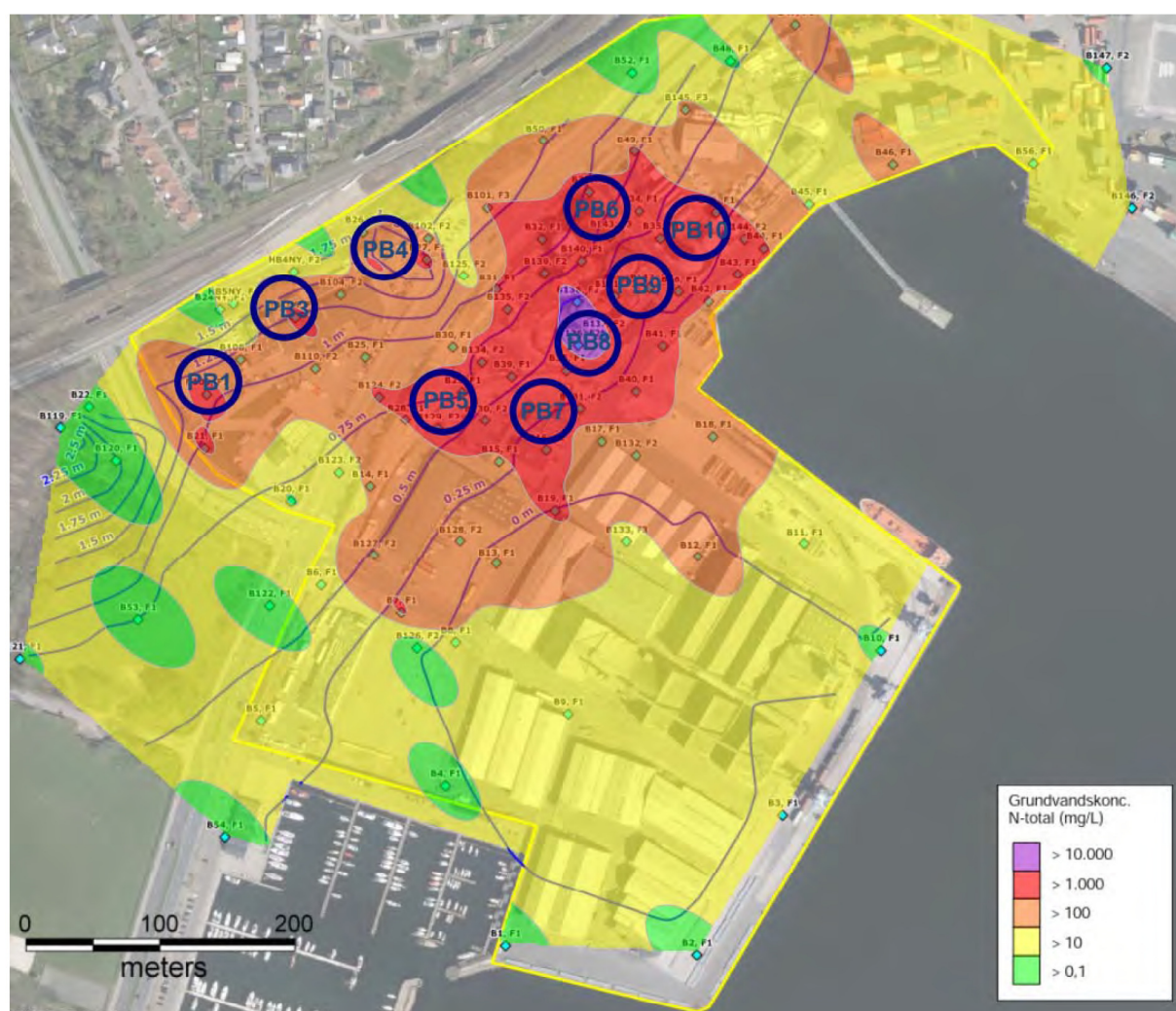
Af denne grund beskrives de hydrauliske forhold og platformen for en aktiv oppumpning i indsatsområdet i de følgende afsnit. Valg af renseteknik on-site, som anlæg til RO opstillet på havnen eller en ex-site rensning ved tilledning til Fredericia Spildevand er dermed uafhængig af den hydrauliske pumpeløsning. Renseteknologien kan med andre ord kombineres og justeres uafhængig af den hydrauliske kontrol/oppumpning.

14.1 Sænkning af grundvand ved oppumpning

Der er udført hydrauliske beregninger ved forskellige pumpeydeler Q , magasindybder H_0 og hydraulisk ledningsevner K . Sænkingsberegningerne er estimeret i en 10" boring i et frit magasin. Der er taget udgangspunkt i det interval for de hydrauliske ledningsevner, der er truffet ved de udførte slug tests. Der er benyttet Theim-dupuit's ligning for et frit magasin og Sichardt empiriske formel for influensradius. Der er udført sænkingsberegninger ved pumpeydeler på 1, 5 og 10 m³/h. Beregninger fremgår af bilag 3.

Ved beregninger er der ved en pumpeydelse på 1 m³/h estimeret en sækningsradius på 6,5-20,5 m fra pumpeboringens center og med en sænkning af vandspejl på 0,2-1,5 m afhængig af ledningsevnen og magasinets dybde. Tilsvarende er der ved en pumpeydelse på 5 m³/h estimeret en sækningsradius på op til 93 m fra pumpeboringens center og med en sænkning af vandspejl på 1,9-4,0 m. Beregningerne viser, at høje pumpeydeler som 5-10 m³/h vil medføre vandspejlsænkninger fra 2 m, og med en risiko for "tørpumpning" af magasinet. Høje

pumpeydeler kan ligeledes forcere en materialetransport, hvilket over tid kan være problematisk for bl.a. pumpe- og rørinstallationer samt de geotekniske forhold. En blotlægning af normalt vandfyldte jordlag og tekniske installationer i mættet zone kan medføre en iltning af jordlag/materialer. På det foreliggende grundlag skønnes pumpeydeler i nærheden af 1 m³/h at være anbefalelsesværdigt, da det medfører begrænset sænkninger af grundvandsspejlet, således at pumpeydeler begrænses til sænkninger på maksimalt 0,1-0,4 m i pumpeboringerne. Der forudsættes en kombineret afværge og pumpetest i etablerede pumpeboringer. På nedenstående kortudsnit er vist 10 pumpeboringer (PB1-PB10). I pumpetestene kortlægges påvirkning af koncentration, sænkning og potentialeforholdene i hver enkelt boring og de nærliggende monitoringsboringer. Afhængig af pumpeydeler, sænkning og ikke mindst koncentrationsudvikling udvælges de pumpeboringer der anvendes i afværgedriften. Der forventes op til 8 aktive pumpeboringer. Såfremt der i indkøringsperioden anvendes pumpeydeler på 0,25 m³/h (0-2 uger), 0,5 m³/h (2-4 uger) og herefter 0,75-1 m³/h (fra 4 uger) skønnes antallet af tilgængelige pumpeboringer at være minimum 8 styk med en indbyrdes afstand mellem pumpeboringer på ca. 40 m. Der skal udføres prøvepumpninger for at undersøge om dette antal er tilstrækkeligt.

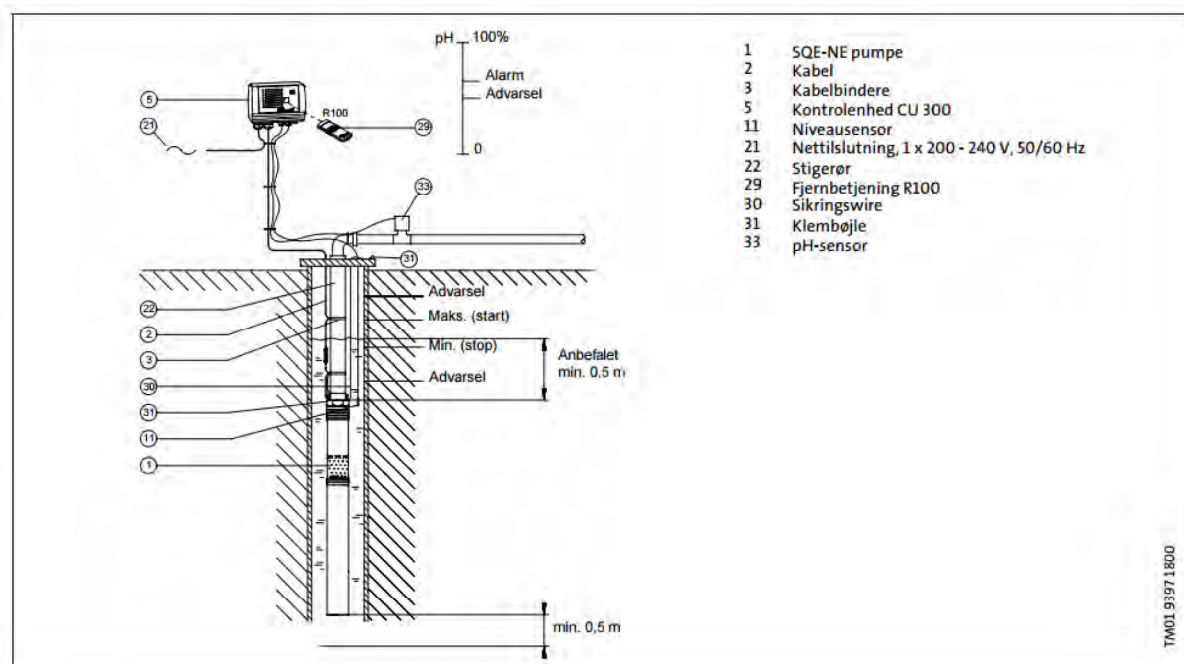


Figur 14.1 Illustration af forventede placeringer af pumpeboringerne PB1-PB10.

Pumpeboringer etableres typisk som Ø110mm pumpeboring, hvor alle pumpeboringer føres minimum 1 m ned i det nedre lerlag. Boringen filtersættes i hele filterstrækningen, således at pumpeindtaget kan justeres under afværgedriften, og placeres ved de højeste grundvandskoncentrationer.

14.2 Pumpebestykning og SRO-styring

Miljøpumpen SQE-NE fra Grundfos er udviklet og gennem årtier anvendt til netop afværgespumpning af forurenede vand fra aggressive miljøer som f.eks. lossepladser, kemikaliedepoter, industrigrunde og pumpning af processpildevand. Sammen med CU300 styreenheder til SQE-NE pumper kan pumperne overvåges, programmeres og styres (kaldet SRO) i forhold til eksempelvis fast pumpeydelse, pumpeydelse efter vandspejl og pumpeydelse efter koncentration, såfremt de som forudsat bestykses med detektor som eksempelvis ammonium elektrode. SQE-NE leveres efter pumpeydelsen, hvilket afspejles i deres navngivning ved SQE1 til SQE7, svarende til pumpeydelser fra 1-7 m³/h. Ved valg af SQE-NE pumpe bør pumpeydelsen derfor være kendt inden for ca. +/- 1 m³/h. Som anført tidligere forudsættes anvendelse af SQE1-NE pumpe med en pumpeydelse på ca. 0-1,5 m³/h. Neden for er vist en standardopbygning med SQE-NE afværgespumpning, hvor den illustrerede sensor er styret via flow, pH og dertilhørende alarmer og pumpeprogrammer.



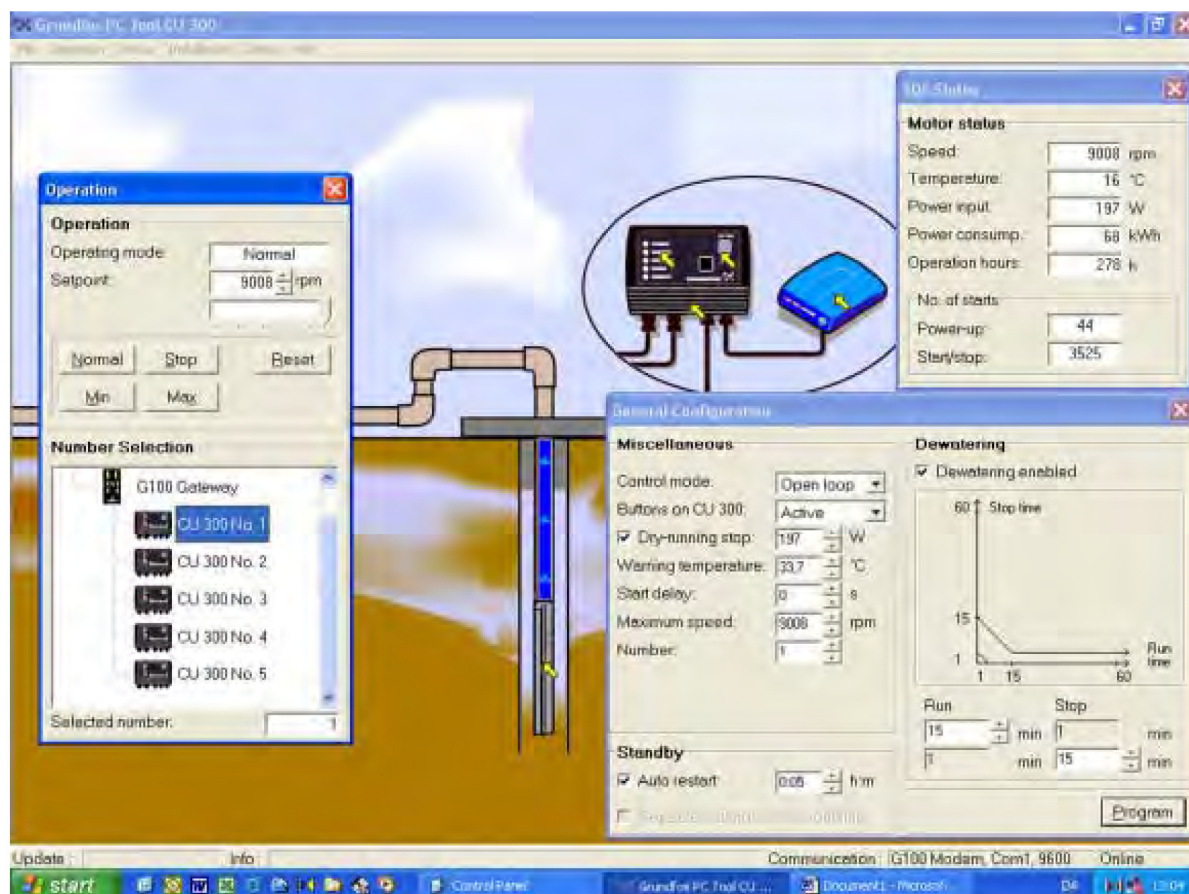
Figur 14.2 Grundfos illustration af afværgepumpning med overvågning af vandkvalitet /www.grundfos.com/.

Pumpeboringerne er dynamiske, og hver pumpeboring styres og reguleres særskilt via CU300 styrenheder tilkoblet GSM og dertilhørende software (PC Tool CU 300). Alle borer og pumper kan dermed styres på stedet ved en direkte tilslutning samt styres, overvåges via SRO-system fra internetadgang og brugerflade, dvs. der kan gives administrator og viewerfunktion til flere brugere, herunder eksempelvis Fredericia Spildevand og Fredericia Kommune. Neden for er vist et skærbillede af PC Tool, hvor der i det konkrete tilfælde er tilsluttet 5 styk SQE-NE pumper. De kan vælges særskilt og herefter opsættes/følges individuelt. Resultatet er høj sikkerhed, fleksibilitet og effektivitet. SQE-NE pumpen installeres i pumperøret, og CU300 styreenhed, flowmåler og eventuelle sensorer etableres på afgangsrøret. GSM-forbindelse installeres tilsvarende i eller ved brønde under kørefaste dæksler, dvs. hver pumpeenhed kan integreres helt under eksempelvis befæstede arealer. Det anbefales dog, at alle pumpe- og styreenheder i videst mulig omfang samles i overjordiske aflåselige pumpehuse for at højne adgang ved service, arbejdsmiljø og sikkerhed ved tilsyn/service.



Figur 14.3 Eksempel på overjordisk pumpehus med optimale adgangsforhold og afværgeboringer fuld-integreret i befæstede arealer, hvor adgangs- og arbejdsforhold er mulige, men ikke optimale.

Alle pumpeboringer etableres med prøvetagningsstuds med mulighed for udtagning af vandprøver og feltmålinger af eksempelvis ilt, pH, salinitet, redox og koncentration af gødningsstoffer.

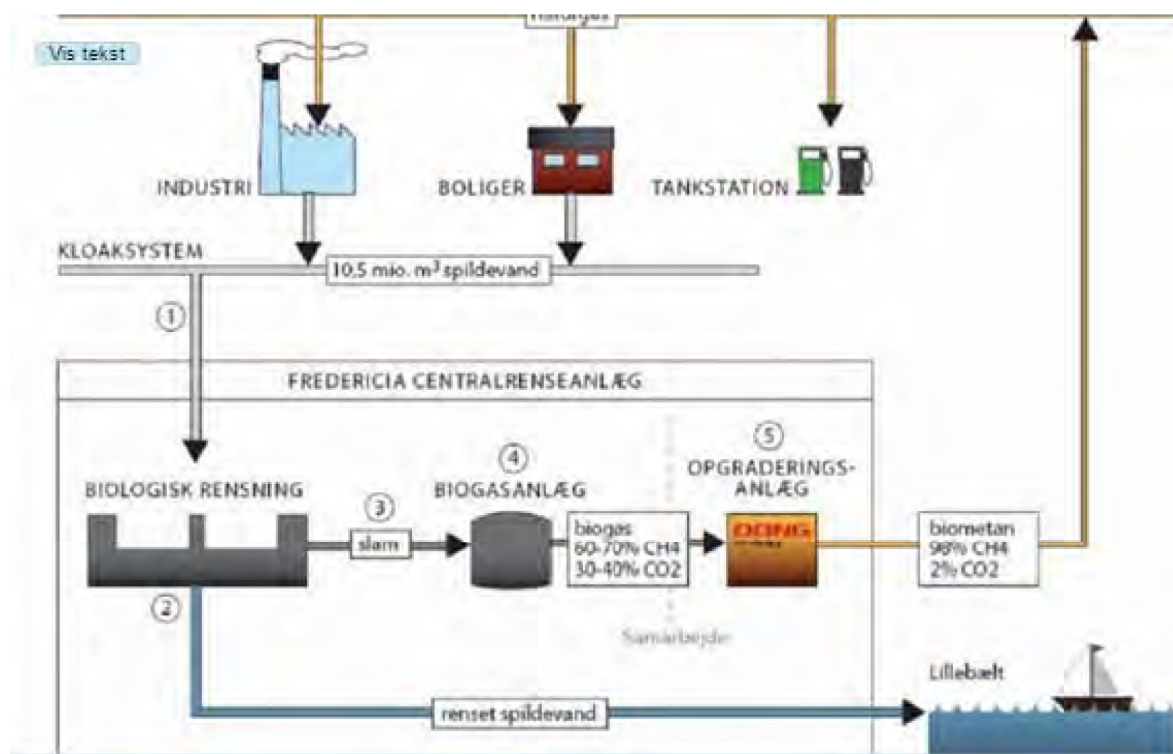


Figur 14.4 Skærbillede af PC-Tool med 5 tilsluttet CU300 enheder.

Styringen muliggør alternerende drift, dvs. perioder med pumpepauser, således at vandspejlet i og omkring pumpeboringen normaliseres (måles via den automatiske vandstandslogger i boringen). Med andre ord kan der også pumpes efter ydelse og vandspejlsintervallet. Det ønskes at vandspejlet ofte normaliseres, og dermed at jordlag er skiftevis vandfyldte/sænkede, analog til udvaskningsforsøg.

14.3 Ex-site rensning ved Fredericia Centralrenseanlæg - FCRA

Fredericia Centralrenseanlæg (herefter benævnt FCRA) er Danmarks anden største renseanlæg, og har en kapacitet på 420.000 PE. Renseanlægget har i dag et opland på ca. 25 km², hvoraf ca. 10,3 km² er fælleskloakeret. Centralrenseanlæg er placeret på Røde Banke 16 i Fredericia, og dermed under 2.000 m fra skadesstedet. I det følgende afsnit er der kort redegjort for procesbeskrivelsen på FCRA, da det samtidig illustrerer de processer et eventuelt on-site renseanlæg på havneområde skal kunne levere.



Figur 14.5 Procesdiagram fra Fredericia Centralrenseanlæg / <http://www.frse.dk/>.

Anlægget er opbygget med bl.a. biologisk forrensning i anoxisk tank, hvor nitrat omsættes til frit kvælstof under forbrug af letnedbrydeligt organisk stof. Der kan tilsættes organisk stof i form af methanol, såfremt råspildevandet ikke i sig selv indeholder tilstækkeligt letnedbrydeligt organisk stof. Propelomrører hindrer bundfældning i bassinet. Som nævnt under den konceptuelle beskrivelse er det gødningspåvirkede grundvand netop kendetegnet ved et højt indhold af nitrat og særlig ammonium-ammoniak samt et lavt indhold af organisk stof.

Vandet ledes herefter til mellemklaringsbassinet, hvor slam fra den biologiske forrensning bundfældes, og en del af slammet returneres til den anoxiske tank, resten pumpes til koncentrerings-tank. Der er etableret et luftrensningsanlæg på 1. procestrin, og tankene er derfor overdækkede. Luften føres gennem en luftvasker, hvor bl.a. svovlbriter, sulfider og merkaptaner fjernes i basiske trin.

2. procestrin - Bio-P-tank

Vandet løftes via mellempumpestationen til 2. procestrin, hvor den anaerobe Bio-Ptank er første led. I Bio-P tanken frigiver fosforakkumulerende bakterier alt fosfor, samtidig med at de optager/lagre organisk stof.

Luftningstanke

Vandet tilledes herefter de 4 store procestanke, hvor der kan tilledes luft gennem diffusorer i bunden af tankene. Slammet holdes opslemmet ved hjælp af omrørerbroer. De biologiske processer foregår ved vekseldrift mellem beluftning (aerob) og ikke beluftning (anoxisk). I den beluftede periode omsættes ammonium til nitrat og fosfor optages af de fosforakkumulerende bakterier. I den ikke-beluftede periode omsættes nitrat til frit kvælstof. Under hele processen sker der nedbrydning af tilgængeligt organisk stof.

Efterklaring og koncentreringstank

I efterklaringstankene adskilles vand og slam. For at optimere bundfældningen tilsættes et jernsulfatprodukt. Det rensede spildevand ledes til udløbs-pumpestationen og via 700 m havledning til Lillebælt, hvor det udledes på 25 m vanddybde. Spildevandets gennemsnitlige opholdstid i anlægget er ca. 2,5 døgn. Slammet bundfældes og ledes til returslampumpestationen, hvorfra en del går retur til Bio-P tanken.

En koncentreringstank modtager overskudsslam fra mellemklaringstanken. Slammet fra mellemklaringen pumpes videre til forafvanding efter opkoncentrering. En anden koncentreringstank, der gennem årene ikke har været i drift bliver i dag anvendt til udligningstank for internt produceret spildevand (rejektvand). Udover ovennævnte procestrin er der et termisk slamhydrolyseanlæg, rådnetank og anlæg til slutafovanding.

14.4 Modtagekapacitet ved FCRA

Der er afholdt arbejdsmøde ved FCRA onsdag den 17. maj 2017. På mødet er tekniske løsninger, tilslutningsforhold, kapacitet, tilladelser, risiko for andre miljøfremmede stoffer og økonomi drøftet.

Efter aftale har FCRA rekvireret EnviDan som rådgiver til at vurdere kapaciteten for en eventuel tilladning fra havneområdet. I det følgende er uddrag fra notatet medtaget. Der er gennemført procestekniske beregninger og kapacitetsvurderingerne, hvorfor disse må betragtes som retningsvisende med usikkerheder på op til $\pm 10-15\%$. Notatets kapitel 3 omhandler "Beregnet maksimal tilførsel af kvælstof".

Det forudsættes, at belastningen afledes udlignet over hele døgnet, og at der ikke er hængende stoffer i den tilførte spildevandsmængde med ekstra kvælstof til FCRA, hvilket skal undersøges og dokumenteres ved pumpe-tests. Det er beregnet, at FCRA bør kunne håndtere omkring 600 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ ekstra i døgnet ved ovenstående forudsætninger. Det anbefales langsomt at optrappe denne belastning mod de 600 kg $\text{NH}_4\text{-N}$. Ved en oppumpning fra havneområdet forventes en aftagende koncentrationsgrad i oppumpet vand. Det betyder, at der ved opstart af en afværge skal pumpes i periferien af hotspot-områder for at opnå fortynding og/eller i bedste fald med meget lav pumpeydelse. DMR forudsætter, at indkøringsperioden kombineres med pumpe-tests i PB1-PB10, hvor der eksempelvis køres pumpe-test parallelt i 4 uger på cirka 2-4 pumpeboringer. DMR udarbejder forslag til pumpe-test og monitoringsprogram inden en eventuel opstart. Pumpe-testene sikrer de nødvendige projekteringsdata og driftserfaringer inden de forventede 8 pumpeboringer bestykkes og afværge-driften optimeres. Selve bestykningen kan flyttes til andre/nye pumpeboringer, såfremt dette behov opstår.

Ud fra de foreliggende analyseresultater skønnes indholdet i grundvandet at være op til 5.000 mg/l eller 5 kg/m³. Efter en indkøring på 2-4 uger skønnes koncentrationerne i inden for oppumpning af have et niveau på 2-4.000 mg/l eller 2-4 kg/m³. I nedenstående tabel er de dertilhørende pumpe-mængder og samlet pumpe-ydelser per time medtaget.

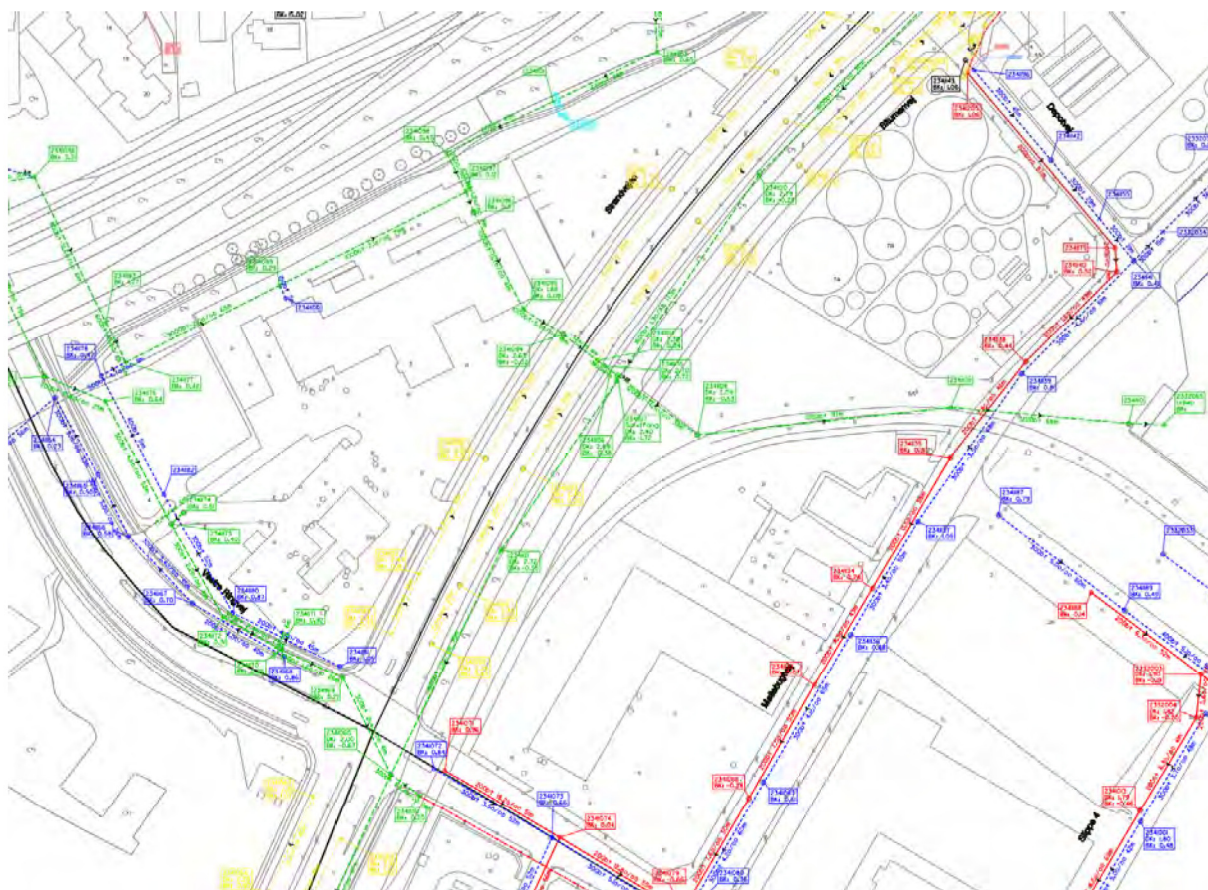
Periode [uge]	I alt, 14 dage [kg NH ₄ -N/d]	Belastning [kg NH ₄ -N/d]	Pumpeydelse [m ³ /d]	Pumpeydelse [m ³ /h]
0-2	2.800	200	40	< 2
3-4	5.600	400	80	< 4
4-6	8.400	600	150-300 m ³	~6-13

Tabel 14.1 EnviDans forslag til kvælstoftilførsel.

Som det fremgår af tabel 14.1, vil der i tilladningens første 4 uger maksimalt kunne tilledes 2-4 m³/h ved et gennemsnitlig indhold af kvælstof ved ammonium på 5 kg/m³. Når anlægget er indkørt forventes grundvandskoncentrationerne at falde, og pumpeydelsen kan herefter hæves til 6-13 m³ i takt med renseanlæggets tilvænning. Efter de 4 uger forventes kapaciteten at være 600 kg/d eller ca. 18 ton per måned, svarende til en årlig tilladning på op til 216 ton kvælstof. Ved et maksimalt flow på 6-13 m³/h og en tilladningsmængde på 150-300 m³/d, antages den årlige maksimale tilladning at være i størrelsesordenen at være 54.000-110.000 m³ oppumpet vand /år.

14.5 Tilladningsforhold, kloaknettet på Fredericia Havn

Fredericia Kommune har på arbejds mødet vist kloakplan over havneområdet, hvilket efterfølgende er fremsendt elektronisk. Nedenstående kortudsnit i figur 14.6 viser kloakeringen på havneområdet, hvor de gule ledningstracer er gravitationsledninger til renseanlægget og de røde er kloakledning, som via pumpestation ledes til renseanlægget. FCRA anbefaler i videst mulig omfang en tilslutning til gravitationsledningen placeret ved Strandvejen.



Figur 14.6 Kloakering på havneområdet.

Ved en tilladning til FCRA udnyttes eksisterende anlæg og installationer, og hvor der afregnes i henhold til aftalte aflednings- og særbidrag. Afværgen forudsætter en udledningstilladelse samt forudgående pumpe-test og detailprojektering. Et on-site afværgeanlæg som et membran-anlæg

kan opstilles på havnen, men anlægget kan være sårbart over for ændringer i flow, koncentrationer og lignende.

14.6 Genopretning, økonomi for oppumpning, afledning og ex-site rensning ved FRCA

Fredericia Spildevand (FRSE) har fremsendt deres regneark til beregning af særbidragsberegninger i indeværende år. Som omtalt er den årlige maksimale tilladning af kvælstof til centralrenseanlægget beregnet til ca. 216 ton.

I spildevandssammenhænge er indhold på over 2.000 mg/l høje, og medfører automatisk den højeste bidragssats. Bidragssatsen er sammensat ud fra et administrationstillæg, vandafledningspris og et særbidrag, hvor selve særbidraget er ved indhold af total-N over 100 mg/l. Ved en tilladning til FRSE vil den årlige opgørelse af særbidrag baseres på et gennemsnit af måleresultater fra tilløbsvandet, som samtidig skal sikre anlæg og overholdelse af udledningstilladelsen fra Fredericia Kommune.

Enhedsprisen er kr. 0,53 kg total-N der tillades FRSE med et administrationsbidrag på 10.000 kr. Den almindelige vandafledningsafgift er reguleret i forhold til vandmængde, dvs. enhedsprisen falder i takt med tilladningsmængden. Via regnearket fra FRSE er den gennemsnitlige enhedspris per m³ opgjort til kr. 16,86 ex. moms ved en tilladning fra 110.000 m³/årligt.

Økonomien er stort set proportionalt med driftsperioden. På havneområdet er der for grundvandszonen i /2/ opgjort en samlet masse af total-N i grundvandszonen på 142-336 ton. I denne supplerende rapport er indholdet estimeret til 130-186 ton. Såfremt gødning i grundvandet skal oppumpes og fjernes vil det teoretisk uden hensyntagen til fortynding betinge en pumpeperiode på ca. 2 år. Som tidligere nævnt er udvaskningsraten fra jord til grundvand høj, hvorfor en grundvandsbasseret afværge samtidig fjerner gødning i jord. Økonomi til afledningsomkostninger er prissat efterfølgende ved forskellige afværgeperioder. I nedenstående tabel er den økonomiske sammenhæng mellem driftsperiode og oprensningsgraden vist.

Driftsperiode [år]	Vandmængde, total [m ³]	Fjernet total-N [ton total-N]	Økonomi [kr ex. moms]
1	110.000	216	1.854.600
2	220.000	432	3.709.200
5	550.000	1.080	9.273.000
10	1.100.000	2.160	18.546.000
15	1.650.000	3.240	27.819.000
20	2.200.000	4.320	37.092.000

Tabel 14.2 Sammenhænge mellem fjernelsesgrad, vandmængde og omkostninger til afledning.

Afhængig af stopkriterier, sorption og naturlig omsætning/udvaskning opfattes en hydraulisk baseret afværge med henblik på genopretning til hidtidig tilstand at have en driftsperiode på 10-15 år.

I nedenstående budget er omkostninger til en afværge, målrettet mættet zone med henblik på genopretning, prissat for en driftsperiode på op til 15 år. I budgettet bør der forventes en usikkerhed på +/- 15 %, dvs. oprensningsomkostningerne kan få et niveau på op til ca. 41 mio. kr. ekskl. moms.

Pos.	Afværge ved oppumpning, 15 års afværgedrift	Enhed	Antal	Enhedspris [ex. moms]	Sum [kr. ex. moms]
1.	Pumpeboringer: Etablering af minimum 8 stk. pumpeboringer i hotspotområder. De 8 pumpeboringer etableres i pumpebrønde med filterrør som Ø110mm til 8-12 m u.t. Postering omfatter borearbejde, filtersætning og etablering af brønd med kørefast og aflåselig dæksel samt reetablering omkring borested. Pris til borearbejde er prissat til 11.500 kr. ex. moms, brønd til 5.000 kr. ex. moms og kørefast dæksel med lås til 6.000 kr ex. moms samt 1.000 kr til asfaltering/reetablering.	stk.	10	23.500	235.000
2.	Pumpeboringer: Tilslutning af pumpebrønde til eksisterende kloak, bestykning af pumper som Grundfos SQE1-NE pumper med SRO styreenhed samt tilslutning af vandspejlslogger og strømforsyning i boringer. Der er forudsat snit 30 lbm. kloaktilslutning per boring, dvs. ca. 180 m, prissat til 1.500 kr/lbm eller 45.000 kr per pumpeboring. SQE pumpe med restistente kabler og er prissat til 15.000, ligesom enhedspris per pumpe til PLC/SRO-anlæg (CU300, G100 og PCTool) er 15.000. Montering, programmering og klargøring ved entreprenør er prissat til 20.000 per. pumpeenhed.	stk.	10	85.000	850.000
3.	Pumpeboring, on-line flow og ammonium måling: FRSE har anbefalet høj kontrol. Pumpeboring udføres med flowmåler (8.000 kr) og on-line måling for total-N ved ammonium og nitrat med klorid komensation. Udstyr etableres in-line og er baseret på optisk måling. Indkøbspris med tilslutning og programmering til CU300 er fastsat til 65.000 inkl. nødvendige beslag og restistente kabler.	stk.	8	73.000	584.000
4.	Indkøring, opsætning, pumpeforsøg: Pumpeanlæg skal indkøres via kontrolleret pumpeforsøg i alle boringer samt opsætning af styresystem, overvågning. Postering er ekskl. rådgivning og afledningsomkostninger i testperiode. Testperioden per boring forventes at være 14 dage.	stk.	8	15.000	120.000
5.	Afledningsmængde, bidrag: Fra de 8 boringer forventes en pumpeydelse per døgn på ca. 300 m ³ eller ca. 110.000m ³ per år. Enhedspris er beregnet via bidrags-regneark fra FRSE og opgjort til i alt 16,86 kr/m ³ .	år	15	1.854.600	27.819.000
6.	Afværgedrift år 15, elforbrug: Elforbrug sættes til 0,3 kW pr. pumpe/boring (ca. 2 kW/h total) eller ca. 17.500 kWh/år. Der regnes med 2 kr./kWh.	år	15	35.000,00	525.000
7.	Monitering: Der forudsættes halvårslige monitoringer i det første driftsår, hvorefter monitering fastsættes til en årlig runde. Ved moniteringen udtages grundvandsprøver samt kontrol af installationer, drift, inkl. monitoringsnotat. Prøvetagning udtages dels fra pumpeboringer og de 53 monitoringsboringer.	stk.	17	45.000	765.000
8.	Styring, 24/7 SRO-kontrol: Døgnovervågning af anlæg, drift. Arbejdet udføres ved entreprenør og de årlige omkostninger er baseret på erfaringspriser og opgjort til 120.000 årligt. Hertil indgår 50.000 kr. årligt til eftersyn, service og reparation/udskiftning af pumper, målesystem som flow- og ammoniummåler.	stk.	17	120.000	2.040.000
9.	Projektlædelse, miljøtilsyn, prøvetagning, byggemøder og afrapportering ved en driftsperiode på 10 år.	Timer	1.200	850	1.020.000
10.	Akkrediterede analyser til dokumentation, årligt.	år	15	110.000	1.650.000
	Sum, afværggeomkostninger, kr. ex. moms				35.608.000

Tabel 14.3 Budget for en oprensning ved oppumpning.

Oprensningsomkostningerne i grundvandszonen er direkte proportional med oppumpet vandmængde. Det betyder, at lavere og højere nødvendige pumpeydelse vil påvirke økonomien angivet i tabel 14.3. Kombineret med en jordudskiftning i de umættede jordlag er de samlede oprensningsomkostninger ved en genopretning opgjort til ca. 73 mio. kr. ekskl. moms (32+41 mio).

Det skal som sagt bemærkes, at der er usikkerhed forbundet med estimerne, herunder ikke mindst hvor mange afværgeboringer der er nødvendige og hvor længe det er nødvendigt at opretholde afværgepumpningen.

14.7 Alternativ løsningsmulighed, økonomi – kombineret afværge- og test i 2 år

Ved en hydraulisk baseret afværge vil de første måneders afværgedrift typisk anvendes til pumpetest efterfulgt af en optimering og indkøring af anlægget. Som alternativ afværge, kan der etableres en grundvandsbaseret afværge på havnen med en forventet driftsperiode på eksempelvis 2 år. Parallelt med afværgen gennemføres monitoringer som viser fremdrift og resultater i monitoringsboringer placeret på havneområdet, hvilket sammenholdes med risikovurderinger ift. recipient.

DMR kan – som alternativ til de beskrevne afværgeteknikker – nævne muligheden for en hydraulisk afværge med en afværgedrift på eksempelvis 2 år, med løbende kontrol og dokumentation af den naturlige omsætning af kvælstof og transport mod Lillebælt. Programmet anbefales i givet fald at omfatte kontrolprøver i filtersatte boringer og en fortsat monitorering af grundvandsstanden.

De samlede driftsomkostninger til en grundvandsafværge over 2 år er opgjort til ca. 6,5 mio. kr. ex. moms. Afhængig af monitoringsresultater og den foreliggende risikovurdering, har Fredericia Kommune mulighed for at reducere eller øge afværgeperioden. Valg af denne tilgang vil endvidere medføre, at der kan afprøves forskellige teknikker til at håndtere det oppumpede vand, herunder rensning på Fredericia Renseanlæg, pilotanlæg til en on-site rensning eller en kombination, hvor vand fra boringer der f.eks. pga. indhold af inhiberende stoffer ikke bør ledes til Fredericia Centralrenseanlæg. Dette vil alt andet lige resultere i den mest smidige indkøring og erfaringsopbygning af afværgepumpningen.

Post	Alternativ - afværge ved oppumpning, fra 2 år	Enhed	Antal	Enhedspris [ex. moms]	Sum [kr. ex. moms]
1.	Pumpeboringer: Etablering af minimum 8 stk. pumpeboringer i hotspotområder. De 8 pumpeboringer etableres i pumpebrønde med filterrør som Ø110mm til 8-12 m u.t. Postering omfatter borearbejde, filtersætning og etablering af brønd med kørefast og aflåselig dæksel samt reetablering omkring borested. Pris til borearbejde er prissat til 11.500 kr. ex. moms, brønd til 5.000 kr. ex. moms og kørefast dæksel med lås til 6.000 kr ex. moms samt 1.000 kr til asfaltering/reetablering.	stk.	10	23.500	235.000
2.	Pumpeboringer: Tilslutning af pumpebrønde til eksisterende kloak, bestykning af pumper som Grundfos SQE1-NE pumper med SRO styreenhed samt tilslutning af vandspejlslogger og strømforsyning i borer. Der er forudsat snit 30 lbm. kloaktilslutning per borer, dvs. ca. 180 m, prissat til 1.500 kr/lbm eller 45.000 kr per pumpeboring. SQE pumpe med restistente kabler og er prissat til 15.000, ligesom enhedspris per pumpe til PLC/SRO-anlæg (CU300, G100 og PCTool) er 15.000. Montering, programmering og klargøring ved entreprenør er prissat til 20.000 per. pumpeenhed.	stk.	10	85.000	850.000
3.	Pumpeboring, on-line flow og ammonium måling: FRSE har anbefalet høj kontrol. Pumpeboring udføres med flowmåler (8.000 kr) og on-line måling for total-N ved ammonium og nitrat med klorid komensation. Udstyr etableres in-line og er baseret på optisk måling. Indkøbspris med tilslutning og programmering til CU300 er fastsat til 65.000 inkl. nødvendige beslag og restistente kabler.	stk.	8	73.000	584.000
4.	Indkøring, opsætning, pumpeforsøg: Pumpeanlæg skal indkøres via kontrolleret pumpeforsøg i alle borer samt opsætning af styresystem, overvågning. Postering er ekskl. rådgivning og afledningsomkostninger i testperiode. Testperioden per boring forventes at være 14 dage.	stk.	8	15.000	120.000
5.	Afledningsmængde, bidrag: Fra de 8 borer forventes en pumpeydelse per døgn på ca. 300 m ³ eller ca. 110.000m ³ per år. Enhedspris er beregnet via bidrags-regneark fra FRSE og opgjort til i alt 16,86 kr/m ³ .	år	2	1.854.600	3.709.200
6.	Afværgedrift år 4, elforbrug: Elforbrug sættes til 0,3 kW pr. pumpe/boring (ca. 2 kW/h total) eller ca. 17.500 kWh/år. Der regnes med 2 kr./kWh.	år	2	35.000,00	70.000
7.	Monitering: Der forudsættes halvårslige monitoringer i det første driftsår, hvorefter monitering fastsættes til en årlig runde. Ved moniteringen udtages grundvandsprøver samt kontrol af installationer, drift, inkl. monitoringsnotat. Prøvetagning udtages dels fra pumpeboringer og de 53 monitoringsboringer.	stk.	4	45.000	180.000
8.	Styring, 24/7 SRO-kontrol: Døgnovervågning af anlæg, drift. Arbejdet udføres ved entreprenør og de årlige omkostninger er baseret på erfaringspriser og opgjort til 120.000 årligt. Hertil indgår 50.000 kr. årligt til eftersyn, service og reparation/udskiftning af pumper, målesystem som flow- og ammoniummåler.	stk.	2	120.000	240.000
9.	Projektløse, miljøtilsyn, prøvetagning, byggemøder og afrapportering ved en driftsperiode på 10 år.	Timer	300	850	255.000
10.	Akkrediterede analyser til dokumentation, årligt.	år	2	110.000	220.000
	Sum, afværgeomkostninger, kr. ex. moms				6.463.200

Tabel 14.4 Budget for en alternativ grundvandsafværge.

14.8 On-site rensning af vand

Mulighederne for on-site renseteknologier er drøftet med Silhorko-Eurowater A/S, Alfa Laval og Aalborg Universitet. Kapacitet ift. flow, indløbskoncentrationer, driftssikkerhed er beslutningsstyrende, ligesom muligheden for flere decentrale renseenheder er fordelagtig. At etablere én samlet renseenhed på Fredericia Havn vil medføre behov for etablering af nyt ledningstrace fra de enkelte pumpeboringer til en central renseenhed. Da hele havneområdet er fyldt med underjordiske anlæg og installationer samt befæstelsen og arealanvendelsen vanskeliggør gravearbejder er det i praksis overordentlig vanskeligt at få etableret et internt ledningsnet mellem pumpeboringer og en central renseenhed. Ved de etablerede miljøboringer var der risiko for skader på underjordiske installationer, da ledningsoplysninger og tilgængelig viden må karakteriseres som mangelfuld. Ledningsarbejde på Fredericia Havn er forbundet med en betydelig risiko, hvor eventuelle skader, kan medføre betydelige gener og driftstab for havnens aktiviteter og virksomheder.



Figur 14.7 Membrananlæg fra Silhorko.



Figur 14.8 Decentral "mini-renseanlæg" fra Grundfos, Biobooster til 5-10 m³/h – lave koncentrationer som 77 mg total N/l.

14.8.1 Plug & play vandbehandlingsanlæg

Silhorko-Eurowater A/S og Alfa Laval har forskellige Plug & play vandbehandlingsanlæg, som typisk er placeret i 2-6 containere afhængig af rensekapaciteten. Teknologierne er eksempelvis omvendt osmose i nogle tilfælde kombineret med sandfiltre. Miljøstyrelsen har også i miljøprojekt 882 redegjort for erfaringer med membranfiltrering. Miljøstyrelsen har i samme miljøprojekt redegjort for rensning for problemstoffer ved membranfiltrering. Ved vurderingen af om membranfiltrering er relevant til rensning af det enkelte stof, er der foretaget beregning af produktionsomkostninger. Beregningerne er baseret på en række forudsætninger og tager udgangspunkt i rensning af vandmængder fra 10 m³/h, svarende til typiske behandlingskapaciteter for danske vandforsyningsanlæg med en udpumpning fra 75.000 m³/år og op til 1 mio. m³/år.

Nedenstående tabel viser projektets oversigt over beregnede produktionsomkostninger ved anvendelse af membranfiltrering i forhold til de anførte problemstoffer. Som det fremgår, er der tale om membrananlæg baseret på RO. Det bemærkes, at produktionsprisen omfatter en kapitalisering af anlægsomkostningerne over 20 år samt driftsomkostninger. Endvidere bemærkes det, at beregningen forudsætter afledning af koncentrat til offentlig spildevandsledning, samt at omkostningerne herved kan udgøre mere end 50 % af de samlede produktionsomkostninger.

Problemstof	Membran-teknik	Fødeavands-koncentration	Krav til rensningsgrad (%)	Bypass (%)	Udnyttelsesgrad (%)	Produktionspris (kr./m ³)
Nitrat	NF/RO	100 mg/l	60	40	80	4,3 – 4,8
Klorid	RO	1.000 mg/l	80	20	75	6,6 – 7,3
Ammonium	RO	2,5 mg/l	99	0	75	8,3 – 9,1

Tabel 14.5 Rensning med membranfiltrering, Miljøprojekt 882.

Produktionsprisen i tabel 14.5 er angivet som et interval, som angiver anlæg med en behandlingskapacitet fra 10 m³/h under de anførte forudsætninger. Ved et on-site membran anlæg er rensesgraden fra 60-99%. Ifølge projektet er eneste mulighed for bortskaffelse af koncentrat/retentatet erfaringsmæssigt afledning til spildevandssystemet. I dette projekt, vil denne løsning dermed ikke resultere i en reduceret belastning af Fredericia Centralrenseanlæg, hvorfor alternativ bortskaffelse af retentat bør overvejes. Afhængig af retentatets kemiske sammensætning, kan det eks. være en mulighed at genanvende kvælstof til gødningsformål, når da kvælstof vil blive betydelig opkoncentreret. Som det fremgår af tabel 14.5, har Alfa Laval estimeret potentiale for opkoncentrering på mellem en faktor 5-20, hvilket ved en total N koncentration i grundvandet på gennemsnitligt 3 g/L svarer til en retentatkoncentration af ammonium på 15-60 g/l. Til sammenligning indeholdt N-16 160 g/l og N-32 422 g/l. Til trods for lavere koncentrationer i retentatet, vurderes det, at indholdet er på et niveau, der kan være interessant som gødningsprodukt, hvis det prissættes forholdsmæssigt.

Alfa Laval påpeger dog, at en endelig vurdering af om det er rentabelt bør afhænge af en pilottest, som eks. kan udføres under den Alternative løsningsmulighed med kombineret afværge og pilottest over en 2 årig periode. Denne test vil endvidere afdække vigtige driftsmæssige forhold, såsom nødvendig frekvens af membranrensning. Alfa Laval har angivet en pris på to størrelser af RO-anlæg, hvor type 1 kan tage 1 m³/t og type 2 kan håndtere 5 m³/t. Type 1 koster overslagsmæssigt 1,4 mio. kr. og type 2 koster overslagsmæssigt 2,3 mio. Energiomkostningerne er overslagsmæssigt vurderet til ca. 7 kWh/m³ rensset vand, eller ca. 370 kr. pr. døgn for type 1 og ca. 1.900 kr. pr. døgn for type 2. Det bemærkes dog, at et eventuelt salg af retentat som gødning kan reducere nettoomkostningerne for rensningen.

Kapaciteten af 2 stk. type 2 anlæg er ca. 10 m³/t, hvilket omtrentligt svarer til pumpeydelsen (ca. 6-13 m³/t) for uge 4-6 i tabel fra Envidans overslagsberegninger for tilledning til Fredericia Centralrenseanlæg. Antages endvidere en fjernelse af kvælstof på 3 kg/m³, medfører det en oprensning på 720 kg N/døgn, hvilket er på niveau med den estimerede ekstra belastningskapacitet, der forekommer på Fredericia Centralrenseanlæg. Overslagsmæssigt vil der i løbet af 20 år blive fjernet ca. 5.200 ton N, hvis der tages udgangspunkt i en gennemsnitskoncentration af total N i det oppumpede grundvand på 3 kg/m³. Med de nævnte overslag over el-omkostninger og priser på type 2 anlæg kan der dermed estimeres omkostninger til anskaffelse og el på ca. 29 mio. ved 20 års drift. Dertil kommer omkostninger til rørføringer på havnen, drift/vedligeholdelse udover el, bortledning af retentatet samt etablering af afværgeboringer.

Hvis retentatet ledes til Fredericia Centralrenseanlæg vil en afledningsudgift på eksempelvis 15-18 kr./m³ herved være dominerende og ofte udgøre op mod 50 % af omkostningerne ved membranfiltrering. Miljøprojekt 882 oplyser, at membran anlæg erfaringsmæssigt betinger professionelt driftspersonel. Ved en anvendelse af membran anlæg sker der en direkte udledning til Lillebælt. Det betyder en høj sårbarhed ved fejl og varierende rensesgrader, da der ikke er en bufferkapacitet, fleksibilitet ift. flow og koncentrationer samt professionel driftspersonel som

ved Fredericia Spildevand. Miljøprojektet vurderer samlet set ikke at en membranløsning er anbefalelsesværdig ift. ammonium, men egnet til nitrat. Alfa Laval har dog ikke set rensning for ammonium som problematisk, så længe ionstyrken fra andre (ikke kvælstof) ioner er relativ lav.

De tekniske specialister fra Silhorko-Eurowater A/S har været involveret i en vurdering af rensemuligheder. Tilbage meldingen er, at de ikke kan anbefale en anvendelse af deres egne anlæg, og de ikke har et bud på teknologi der kan fjerne så høje værdier kvælstof med den fornødne kapacitet, renseeffektivitet og sikkerhed.

Samlet set opfatter DMR ikke umiddelbart et on-site membran anlæg som et kost-effektivt rensealternativ til en decentral rensning ved Fredericia Spildevand, som er beliggende under 2.000 m fra skadestedet. Dog kan RO vise sig at være relevant, hvis der fra nogle boringer forekommer komponenter, der ikke kan ledes til Fredericia Centralrenseanlæg, hvis det er muligt at opnå en betydelig opkoncentrering af kvælstof, hvis en pilottest viser tilfredsstillende driftsresultater i form af frekvens for membranrensning og anden vedligeholdelse. Som det fremgår af afsnit 14.3 har renseanlægget udstyr, personel, kapacitet og erfaring til en ex-site behandling af vandet fra Fredericia Havn, ligesom ledningsnettet på havneområdet er velegnet til de centrale pumpeenheder.

Biobooster er komplette decentrale MBR renseanlæg, som er velegnet til hus- og industrispildevand. Grundlæggende fungerer MBR anlæg som et stort konventionelt renseanlæg, men med højere slamkoncentration, og dermed mere kompakte enheder. Koncentrationer på Fredericia Havn er dog så høje, at det vil betinge en høj fortynding af tilløbsvandet og/eller en indkøring af Biobooster når indløbskoncentrationer er faldet. Samtidig vil en Biobooster løsning betinge tilsætning af kulstof og en risiko for direkte udledning til Lillebælt, behov for professionelt driftspersonel m.v. Samlet set vurderes en Biobooster løsning ikke at være et kost-effektivt alternativ. Af ovennævnte grunde er en prissætning af alternative on-site renseteknologier ikke prissat i rapporten, da leverandører ikke kan levere den fornødne dokumentation og sikkerhed som en central rensning ved Fredericia Spildevand.

15. Referencer

- /1/ Påbud til Dan Gødning A/S, CVR. Nr. 13495173, om undersøgelser af jordforurening som følge af udledning af gødning fra tanke på adressen Møllebugtvej 7, 7000 Fredericia, matr.nr. 3910ø, Fredericia Stadsjorder. Dateret 20. april 2016.
- /2/ Dan Gødning A/S. Undersøgelse af udslip med gødningsvand på Fredericia Havn, sagsnr. 2016-0257, udarbejdet af DMR A/S 11. november 2016.
- /3/ Supplerende påbud til Dan Gødning A/S som følge af udledning af gødning fra tanke på adressen Møllebugtvej 7, 7000 Fredericia, udstedt af Fredericia Kommune den 9. marts 2017.
- /4/ Undersøgelsesoplæg "Dan Gødning. Oplæg til supplerende undersøgelse af udslip med gødningsvand på Fredericia Havn", udarbejdet af DMR A/S for Dan Gødning A/S, 23. marts 2017 og revideret 31. marts 2017.
- /5/ Danmarks Miljøportal, dmp.dk
- /6/ Biology of microorganisms, Brock, M.T. Madigan og J.M. Martinko. 11. udgave. 2006.
- /7/ Environmental microbiology. R.M. Maier, I.L. Pepper og C.P. Gerba. 2000.
- /8/ Hydrolysis of urea for ammonia-based wet flue gas desulfurization. Zhu F., Gao J., Chen X., Tong M., Zhao Y., Lu J. Industrial and engineering chemistry research. 2015.
- /9/ Sommer, G.S. (1990): Ammoniakfordampning fra gylle og urea. Landbo-nyt. Årg. 44, nr. 12, s. 9-14.
- /10/ Tinoco, Jr., I., Sauer, K., Wang J.C., og Puglisi, J.D. (2002): Physical Chemistry. Principles and Applications in Biological Sciences. 4th Edition. Pearson Prentice Hall, Pearson Education International.
- /11/ Jensen, L.S. (2016b): Nitrogen Reactions in Soil and Plant Availability of Fertilizer Nitrogen (N). Forelæsningsnoter. Plante- og Jordvidenskab, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet.
- /12/ Harremoës, P. og Malmgren-Hansen, A. (1990): Kvælstofomsætning. I: Lærebog i Vandforurening. 1. udgave. Kap. 4.5, s. 141-146. Polyteknisk Forlag, Anker Engelsej 1, 2800 Lyngby.
- /13/ Jensen, L.S. (2016a): Personlig kommunikation. Telefonsamtale 14. september 2016. Professor i Jordfrugtbarhed og Recirkulering af Affaldsressourcer. Plante- og Jordvidenskab, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. Tlf.: 3533 3470, mail: lsj@plen.ku.dk.
- /14/ Kandeler, E. og Gerber, H. (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fertil. Soils, 8, s. 199-202.
- /15/ Ureases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. Krajewska B.

- Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic.
2009.
- /16/ Urea hydrolysis rate in soil toposequences as influenced by pH, carbon, nitrogen, and soluble metals.
Fisher, K.A., Meisinger, J.J. og James, B.R.
Journal of Environmental Quality. 2016.
- /17/ Transformations of nitrogen at the interface between the topsoil and an impervious clay subsoil.
Murray P.J., Hatch D.J., Dixon E.R., Granger S., O'Prey C., Stevens R.J., Laughlin R.J., Jervis S.C.
Water, Air, and Soil Pollution. 2005.
- /18/ Urea hydrolysis in soils along a toposequence: Influences of chemical conditions.
Fisher, K.A. & James, B.R.
Department of Environmental Science & Technology, University of Maryland. Poster præsenteret ved *ASA, CSSA and SSSA International Annual Meetings*, 3. - 6. november 2013.
- /19/ How can we reduce volatilization losses? Præsentation. Department of Soil Science, University of Wisconsin.
Bundy, L.G. (u.å.).
- /20/ Urea Screening Information Data set (SIDS).
UNEP Publications. Tilgængelig online: [<http://www.inchem.org/documents/sids/sids/57136.pdf>].
- /21/ Sommer, G.S. (1993): Ammoniakfordampning fra handelsgødning. Grøn viden. Nr. 113, s. 1-4. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg.
- /22/ Kelstrup, L. (2014): Tab af N giver ringere effekt af flydende gødning. Magasinet Mark. Februar 2014, s. 19.
- /23/ Nielsen, M. (1991): Kvælstof er ikke bare kvælstof – Ammoniakfordampning fra urea. Erhvervsjordbruget. Vol. 2, s. 6-7.
- /24/ Larsen, E. og Madsen, H.E.L. (2001): Fysisk og uorganisk kemi. 4. udgave. Polyteknisk Forlag, 2800 Kgs. Lyngby.
- /25/ Danmarks Meteorologiske Institut, dmi.dk
- /26/ Spildevandsrensning – Biologisk og kemisk
M. Henze, P. Harremoës, J. La Cour Jensen.
E. Arvin
1992.
- /27/ MiDAS: the field guide to the microbes of activated sludge.
McIlroy S.J., Saunders A.M., Albertsen M., Nierychlo M., McIlroy B., Hansen A.A., Karst S.M., Nielsen J.L., Nielsen P.H.
Database, Vol. 2015
- /28/ Spildevandsteknik.
L. Winther, M. Henze, J.J Linde, H.T. Jensen.
1998.
- /29/ Nitrogen loss by anaerobic ammonium oxidation in unconfined aquifer soils.
Wang S., Radny D., Huang S., Zhuang S., Zhao S., Berg M., Jetten M.S.M., Zhu G.

www.nature.com/Scientificreports

2017

- /30/ Kvælstoffjernelse uden kulstof.
Gert Petersen.
Spildevandsteknisk tidsskrift nr. 3. 2011.
- /31/ Effectiveness of pedo-transfer functions to quantify the spatial variability of soil water retardation.
Romano N., Santini A.
Journal of contaminant hydrology.
1997.
- /32/ Danmarks Meteorologiske Institut, dmi.dk
- /33/ Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 7 (1998).
- /34/ Notat vedrørende udførte geoprobeboringer på Fredericia Havn, udført af Rambøll for Niras, dateret 10. marts 2017.
- /35/ Oplysninger fra Asger Vestergaard fra Cowi pr. telefon og mail den 7. juni 2017.
- /36/ Iltsvind i de danske farvande i september-oktober 2016, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 4. november 2016
- /37/ Butterbach-Bachl, K., Gundersen, P., Ambus, P., Augustin, J., Beier, C., Boeckx, P., Dannenmann, M., Gimeno, B.S., Ibrom, A., Kiese, R., Kitzler, B., Rees, R.M., Smith, K.A., Stevens, C., Vesala, T. og Zechmeister-Boltenstern, S. (2011): Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. I: The European Nitrogen Assessment. Red.: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H.v. og Grizzetti, B. Cambridge University Press.
- /38/ AT Vejledning om Stoffer og materialer, C.0.1.
- /39/ Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 18, 2006, Afdampning fra beton.
- /40/ "Komma's havnelods 2011-2013" af Bent Lyman. Udgivet af Lindhardt og Ringhof, juni 2012 (ISBN-nr. 9788711380239).
- /41/ Mailkorrespondance med Asger Vestergaard, COWI A/S, den 5. November 2016.
- /42/ Udslip fra uheld på Fredericia Havn, Havmiljø. MEMO for Dan Gødning A/S, COWI A/S, 4. august 2016.
- /43/ Mining Geostatistics. A.G. Journel og Ch.J. Huijbregts. Academic Press, San Diego. Sixth printing 1993. ISBN: 0-12-391056-0.
- /44/ Contaminated Site Characterization with Kartotrak. Geovariances. Januar 2015.
- /45/ Statistik og beregningsudredning, Ekspertgruppen, Marts 2008, Sundhedskvalitet.
- /46/ Gødningsulykke, Fredericia Havn. Vurdering af undersøgelsesrapport. Niras for Fredericia Kommune, 10. marts 2017.

- /47/ Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand Miljøstyrelsen, juni 2015.
- /48/ Complete nitrification by Nitrospira bacteria.
Daims H., Lebedeva E.V., Pjevac P., Han P., Herbold C., Albertsen M., Jehmlich N., Palatinszky M., Vierheilig J., Bulaev A., Kirkegaard R.H., von Bergen M., Rattei t., Bendinger B., Nielsen P.H., Wagner M.
Nature 2015.
- /49/ DMR har den 2. juni 2017 fremsendt Kapitel 7 til professor Jes Vollertsen fra institut for byggeri og anlæg ved Aalborg universitet, der efterfølgende har kontrolleret kapitlets vurderinger og beregninger. Jes er blandt andet ekspert i biologisk rensning af spildevand for næringsstoffer - herunder kvælstof.
- /50/ Oplysninger og kommentarer fra professor Jørgen Eriksen, professor Jørgen Eivind Olesen, seniorforsker Søren O. Petersen og seniorforsker Peter Sørensen, Foulum, Aarhus Universitet.
- /51/ Samleværket "Kemikalier og sikkerhed", udarbejdet i 1973 i samarbejde mellem "Sikkerhedsudvalget for de kemiske industrier" og SIFA (Statens Institut for Arbejdshygiejne, som på daværende tidspunkt var en del af Arbejdstilsynet).
- /52/ Videncenter for jordforurening. Risikosammenstilling i forbindelse med indeklimasager, Teknik og Administration Nr. 4 2010.
- /53/ Toxicological profile for ammonia, U.S. Department of health and human services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Sept. 2004.
- /54/ Vejledning nr. 6, 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter. Hovedbind. Miljøstyrelsen, 1998.

Bilag 1

Oversigtskort

Bilag 1.1

Placering af boringer i undersøgelsesarealet

Bilag 1.2

Befæstelser i undersøgelsesarealet

**Signaturer**

Projektgrænse

● Miljøtekniske berøringer

Belægnings typer

Asfalt

Beton

Page 10 of 10

Fliser



Graes

Grus/bar jord

— — — Anden beænnit

Dato	Udg.	Udført af	Målestok
------	------	-----------	----------

Dato	Udg.	Udført af	Målestok
------	------	-----------	----------

Dato	Udg.	Udført af	Målestok
------	------	-----------	----------

08-06-2017 1 JBL

DMR-sagsnr.
2016.0257

Kunde/rekvirent

Kunde/reviren
Dan Godning A/S

Sagsnavn/adress

Fredericia Havn

Matr. nr.

Emne

Befæstelse og placering af borer

Bilag

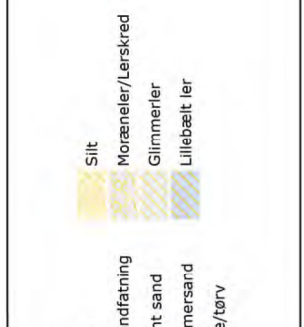
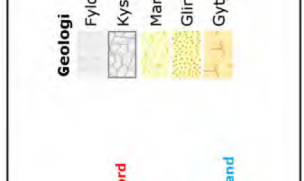
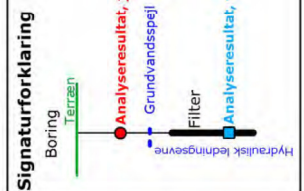
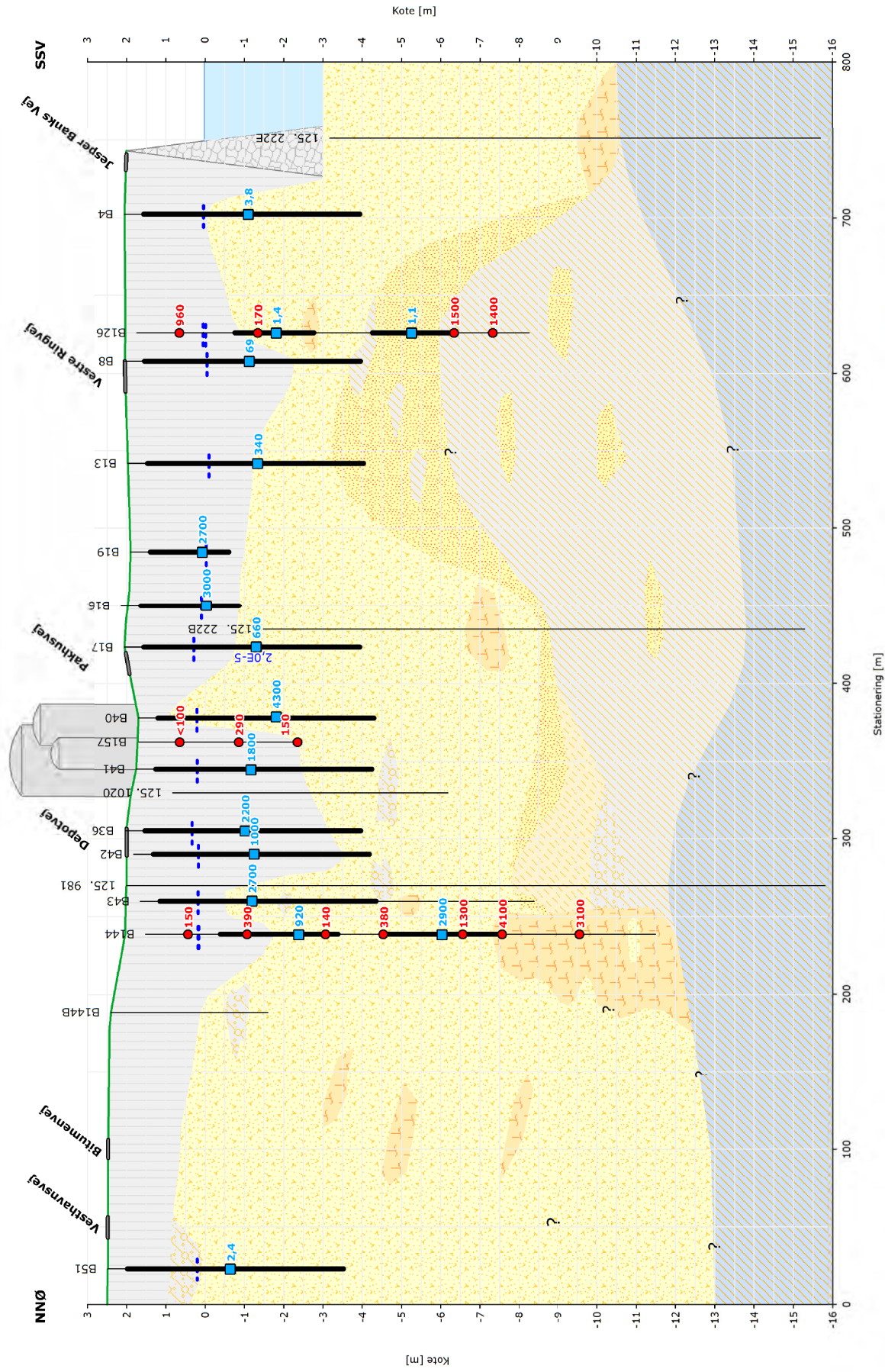
1.2

Copyright: Geodatastyrelsen

Postfach 13, D-4000 Düsseldorf 1

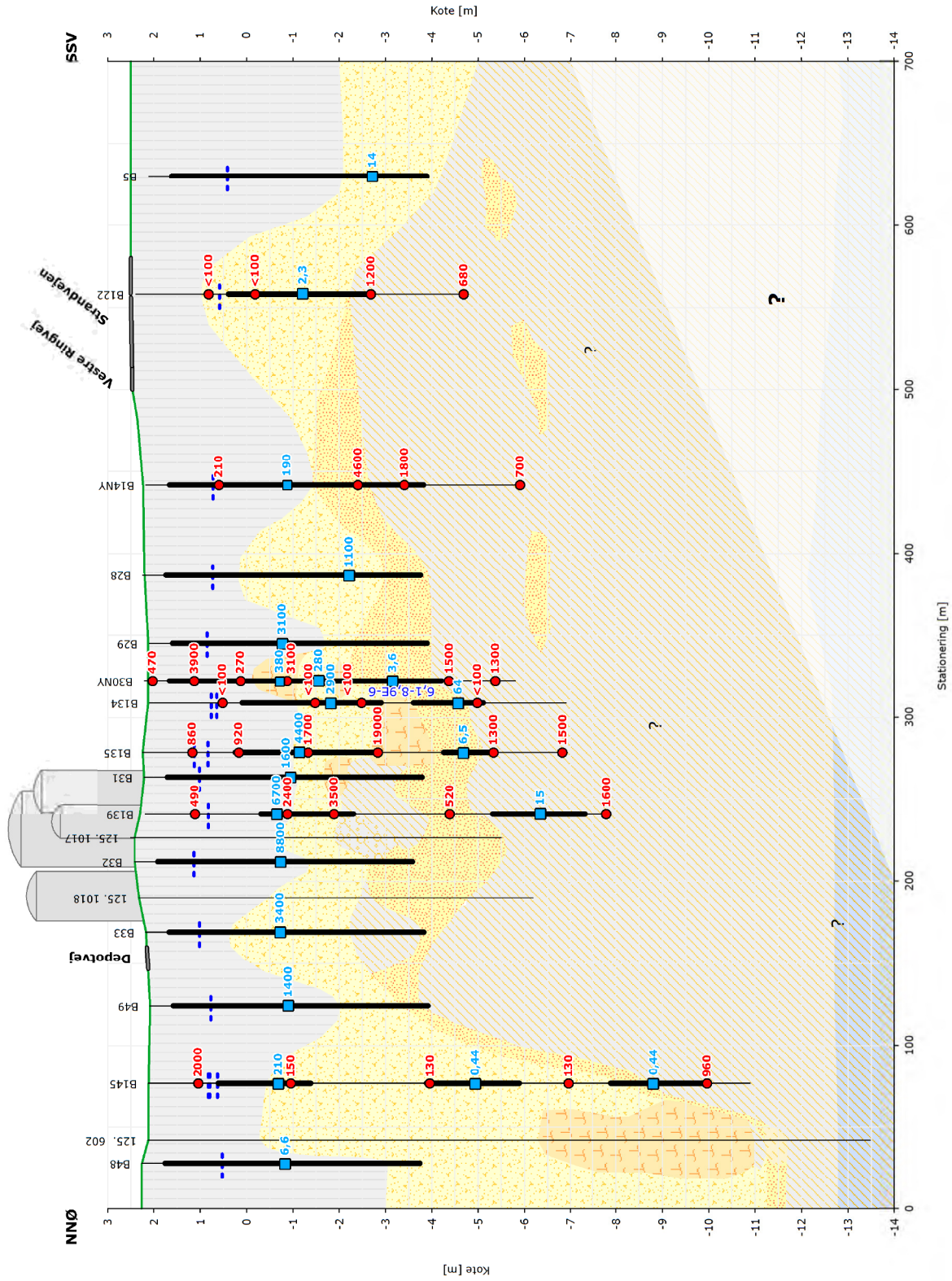
Bilag 1.3

Tværsnit B1-B3 og L1-L3 gennem
undersøgelsesområdet

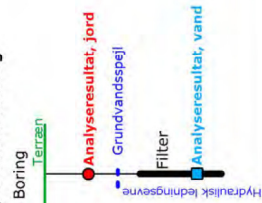


Dato	02.06.2017	Udg.	1	Udført af	ASH	Målestok	
DMR-sagsnr.	2016-0257			Skadesnr.			
Kunde/rekvirent	Dan Gørling A/S						
Sagsnavn/adresse	Fredericia Havn						
Matr. nr.							
Emne	Konceptuel model						
Snit	Snit B1						





Signaturforklaring



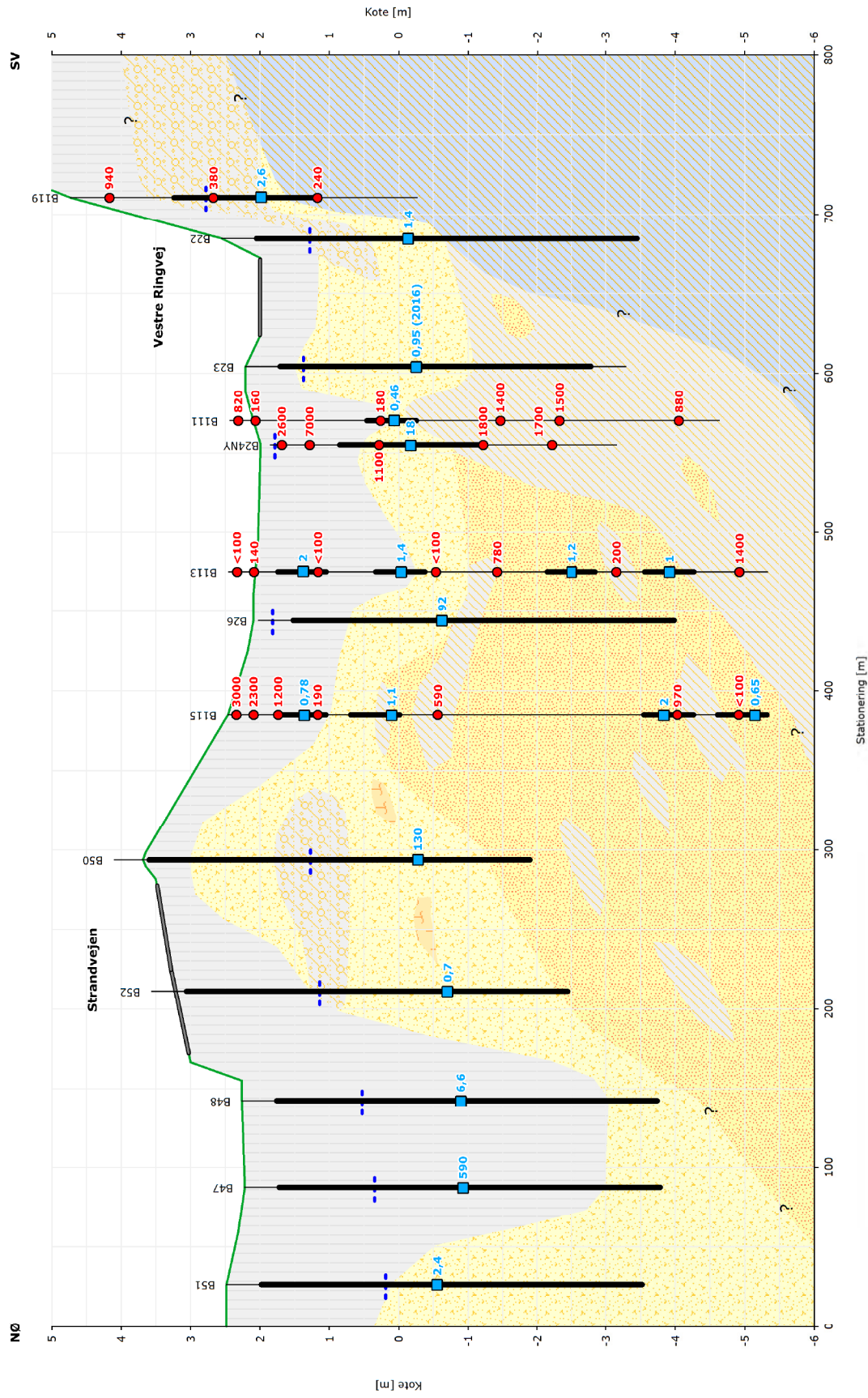
Geologi



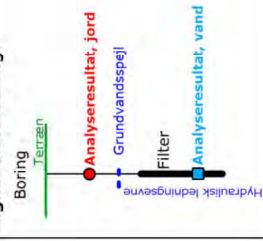
Analyseresultater



Dato	02.06.2017	Udført af	ASH	Målestok	
DMR-sagsnr.	2016-0257	Skadesnr.			
Kunde/rekvirent	Dan Gørling A/S				
Sagsnavn/adresse	Fredericia Havn				
Matr. nr.					
Emne	Konceptuel model				
Snit B2					



Signaturforklaring



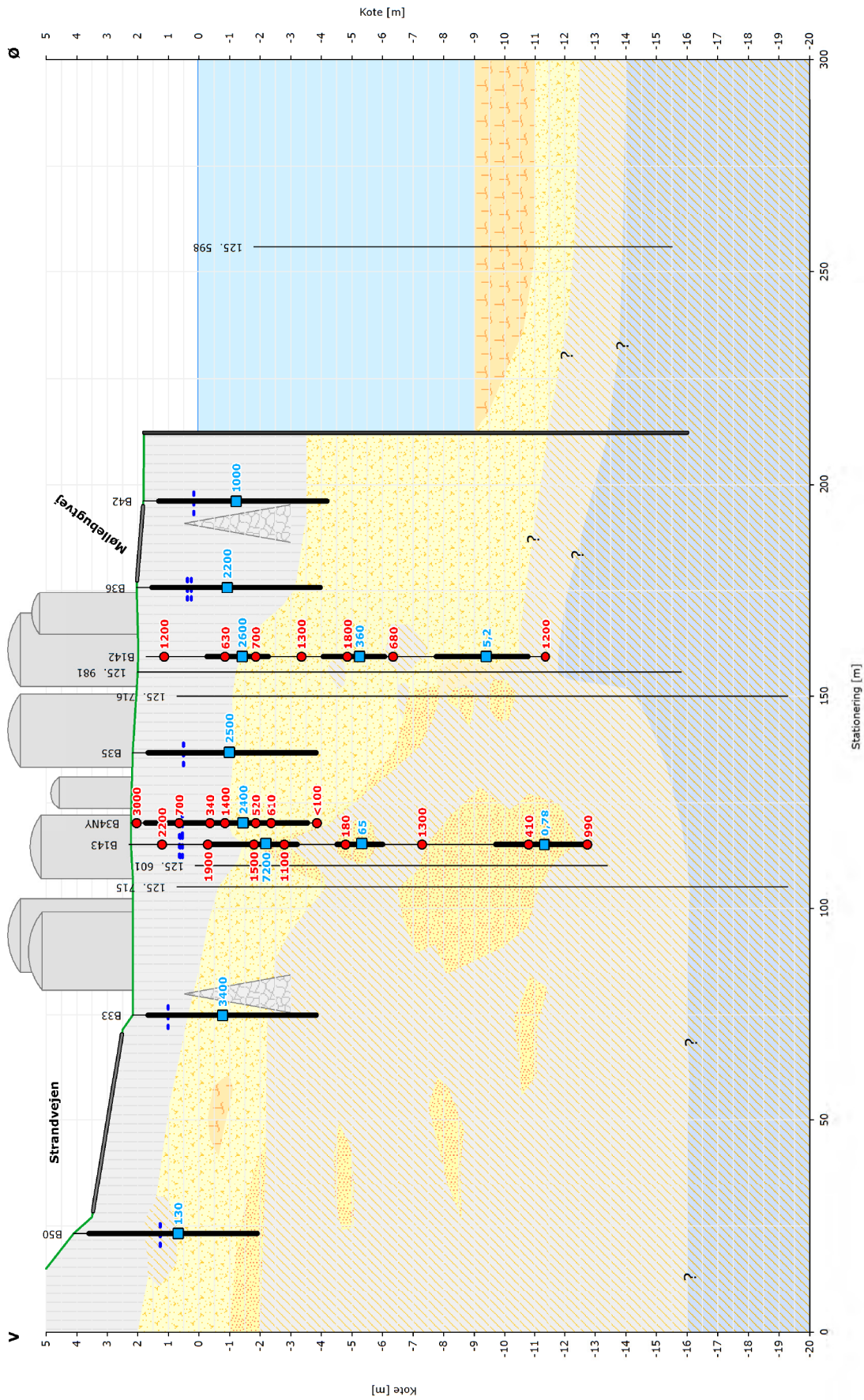
Geologi



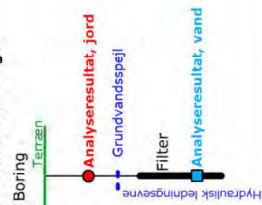
Analyseresultater



Dato	02.06.2017	Udg.	1	Udført af	ASH	Målestok	
DMR-sagsnr.	2016-0257	Kunde/rekvirent	Dan Gørding A/S	Skadesnr.			
Sagsnavn/adresse	Fredericia Havn						
Matr. nr.		Emne	Konceptuel model				
		Snit	Snit B3				



Signaturforklaring



Geologi



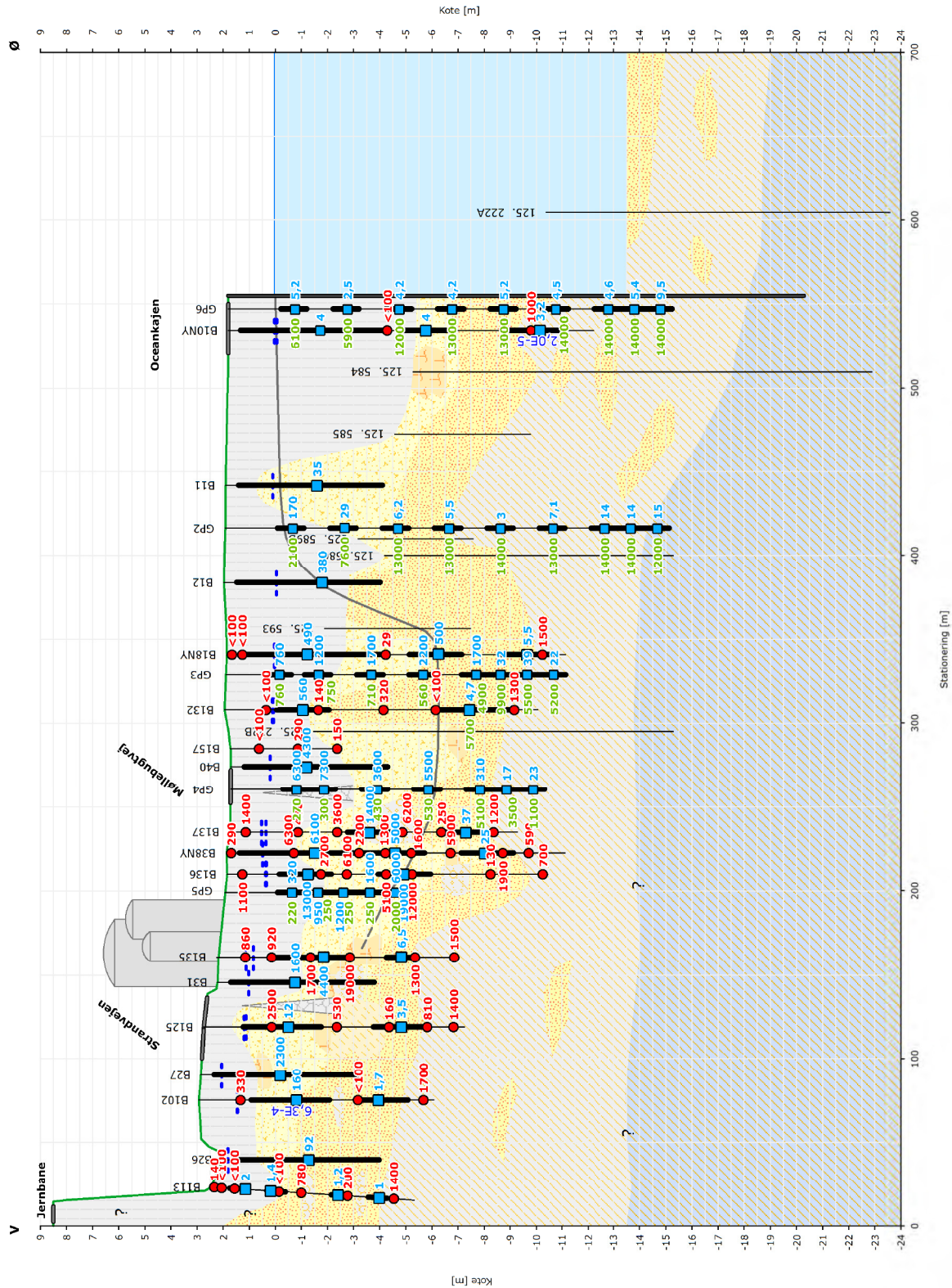
Analyseresultater



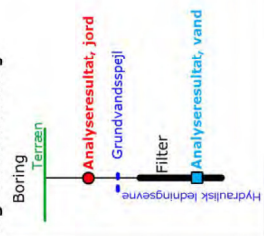
Placering af snit



Dato	02.06.2017	Udført af	ASH	Målestok	
DMR-sagsnr.	2016-0257	Skadesnr.			
Kunde/rekvirent	Dan Gørding A/S				
Sagsnavn/adresse	Fredericia Havn				
Matr. nr.					
Emne	Konceptuel model				
Snit L1					



Signaturforklaring



Geologi



Analysesresultater



Placering af snit

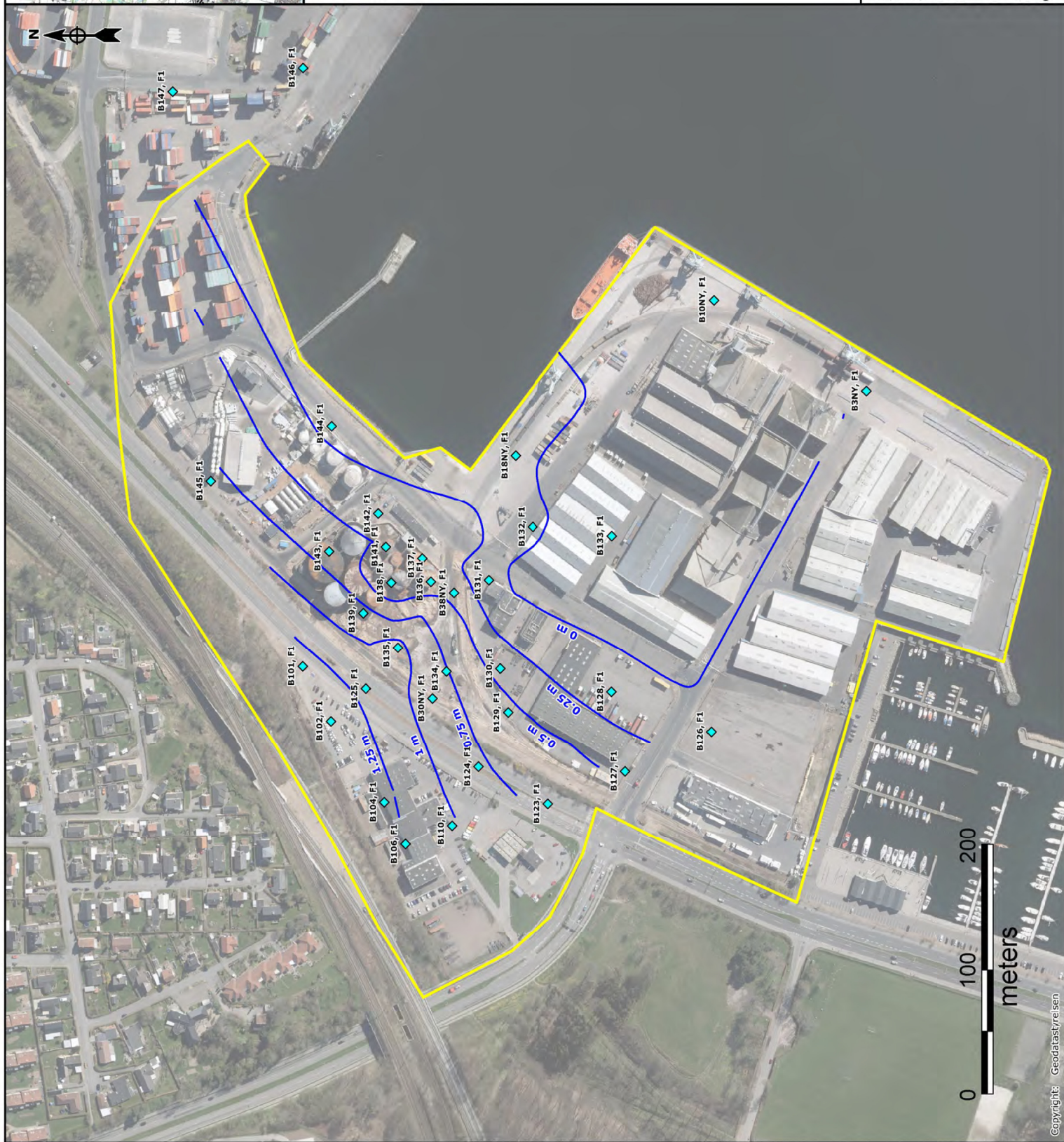


Dato	08.06.2017	Udført af	ASH	Målestok	
DMR-sagsnr.	2016-0257	Skadesnr.			
Kunde/rekvirent	Dan Gøding A/S				
Sagsnavn/adresse	Fredericia Havn				
Matr. nr.					
Emne	Konceptuel model				
Snit L2					



Bilag 1.4

Potentialekort for øvre og nedre del af grundvandsmagasinet



Signaturer

- Projektgrænse
- Synkronpejlerunde 11/5-2017
(meter DVR90)
- Pejlet boring
med filternummer
- Potentialelinje

Dato	Udg.	Udført af	Målestok
22-05-2017	1	TS	1:3.000
DMR-sagsnr.	Kundesag nr.		
2016-0257			
Kunde/ rekvisitent	Sagsnavn/ adresse		
Dan Gødning A/S	Fredericia Havn		
Matr. nr.			
Emne	Grundvandspotentiale - Nedre magasin		
Bilag			

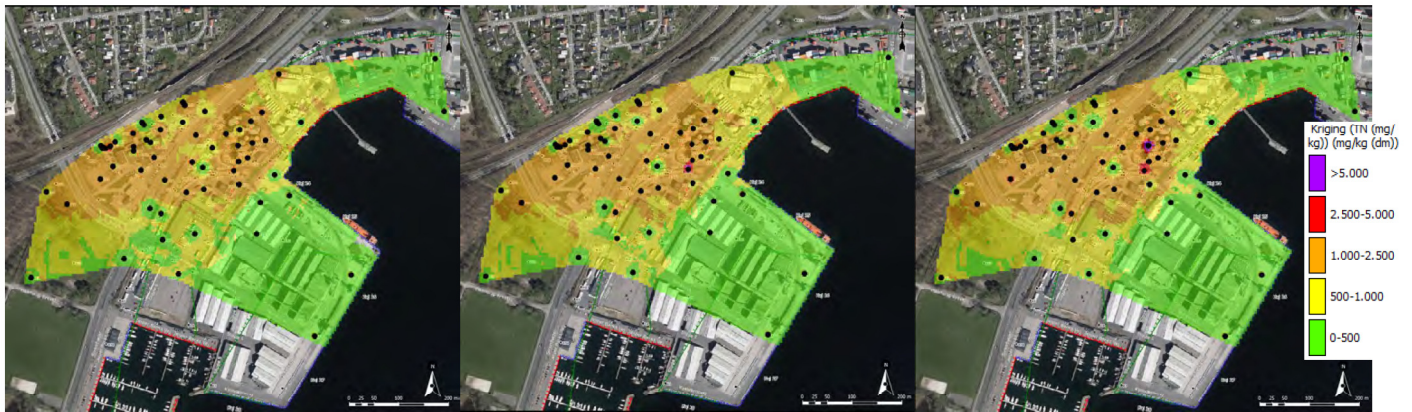
Bilag 2

Visualiseringer af udbredelser

0 - 1 m u.t.

1 - 2 m u.t.

2 - 3 m u.t.



3 - 4 m u.t.

4 - 5 m u.t.

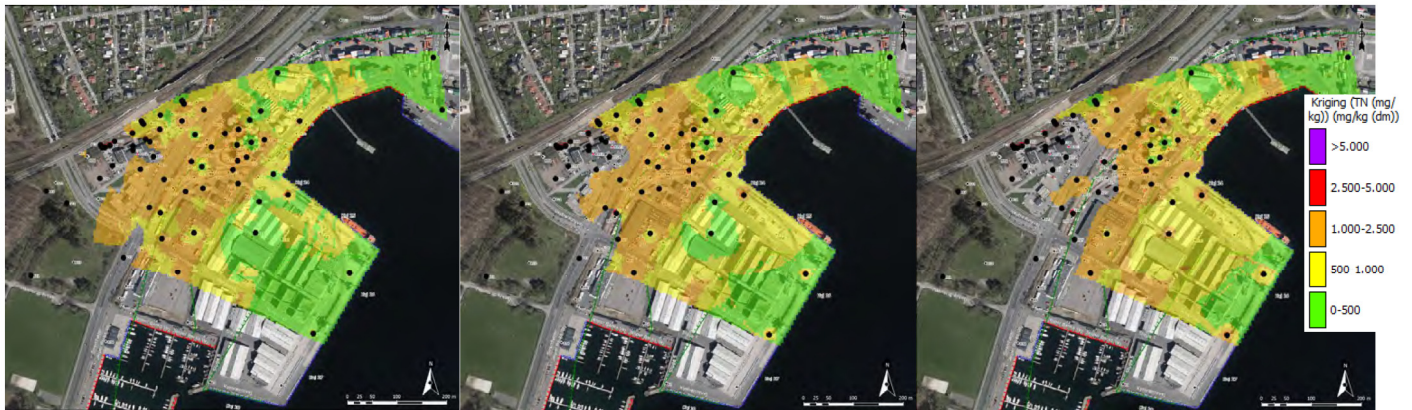
5 - 6 m u.t.



6 - 7 m u.t.

7 - 8 m u.t.

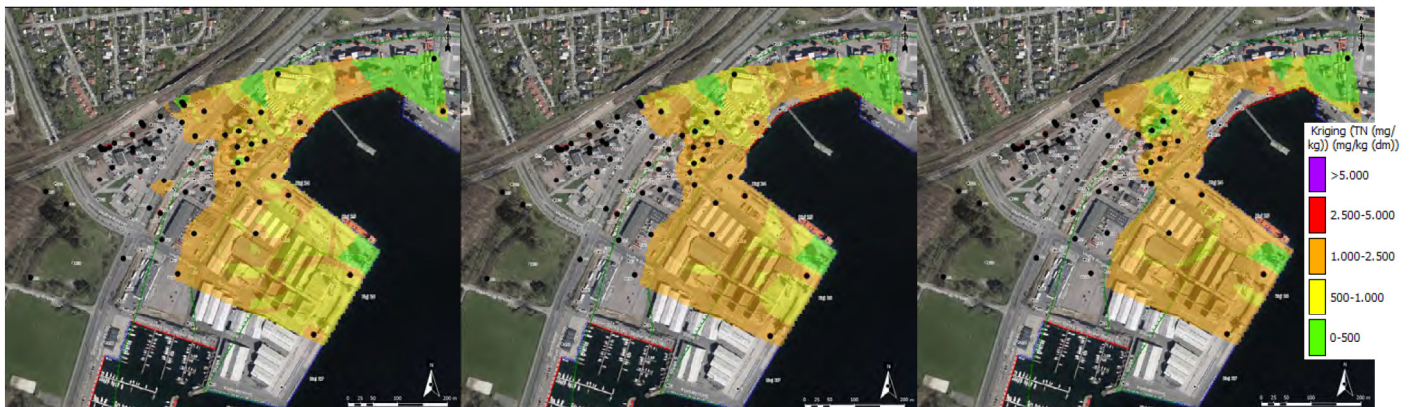
8 - 9 m u.t.



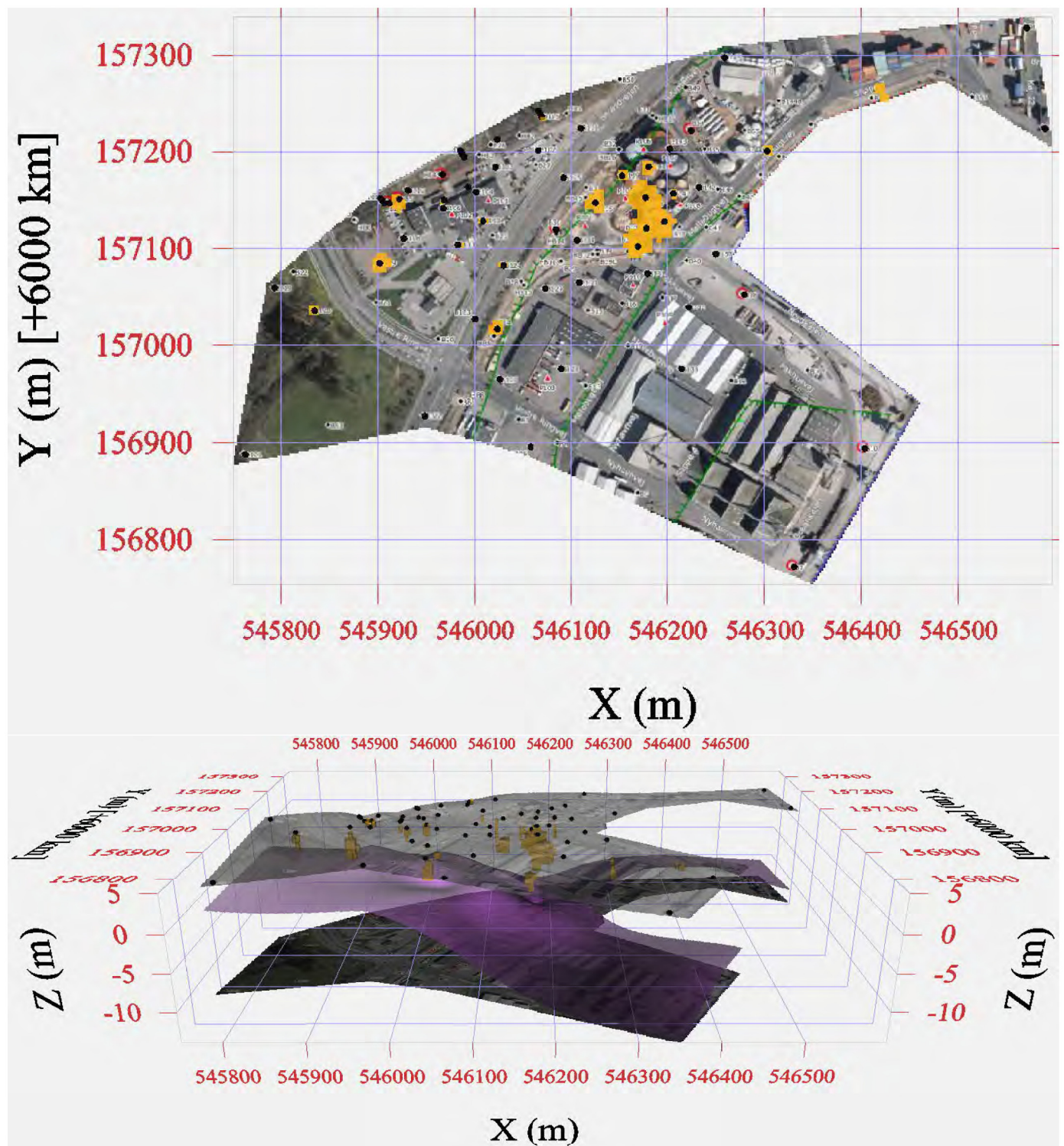
9 - 10 m u.t.

10 - 11 m u.t.

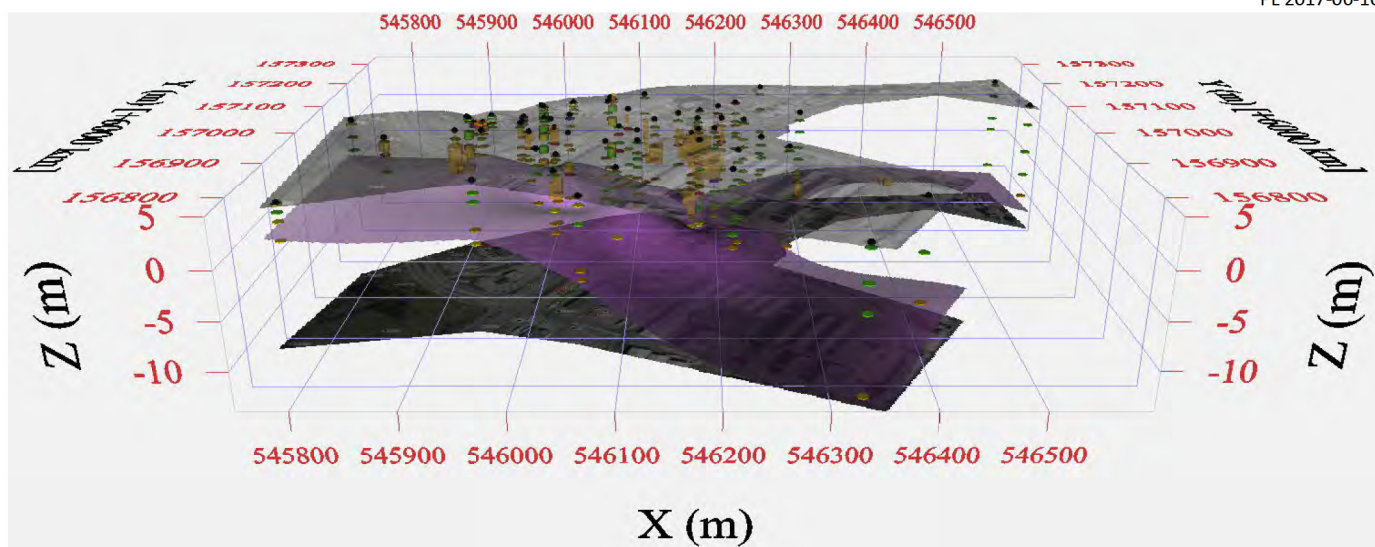
11 - 12 m u.t.



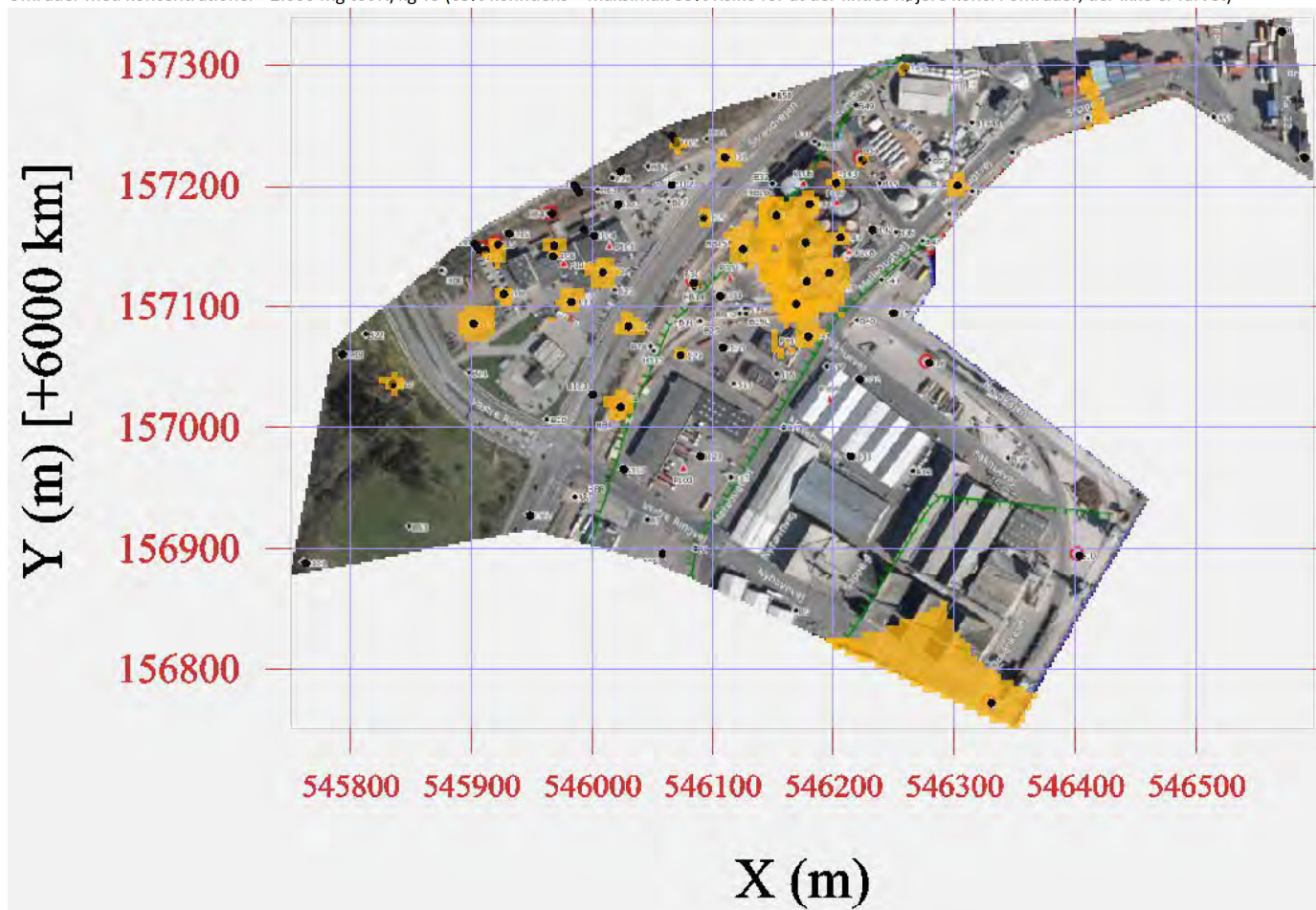
Områder med koncentrationer >2.000 mg tot N/kg TS (kriging = bedste bud)

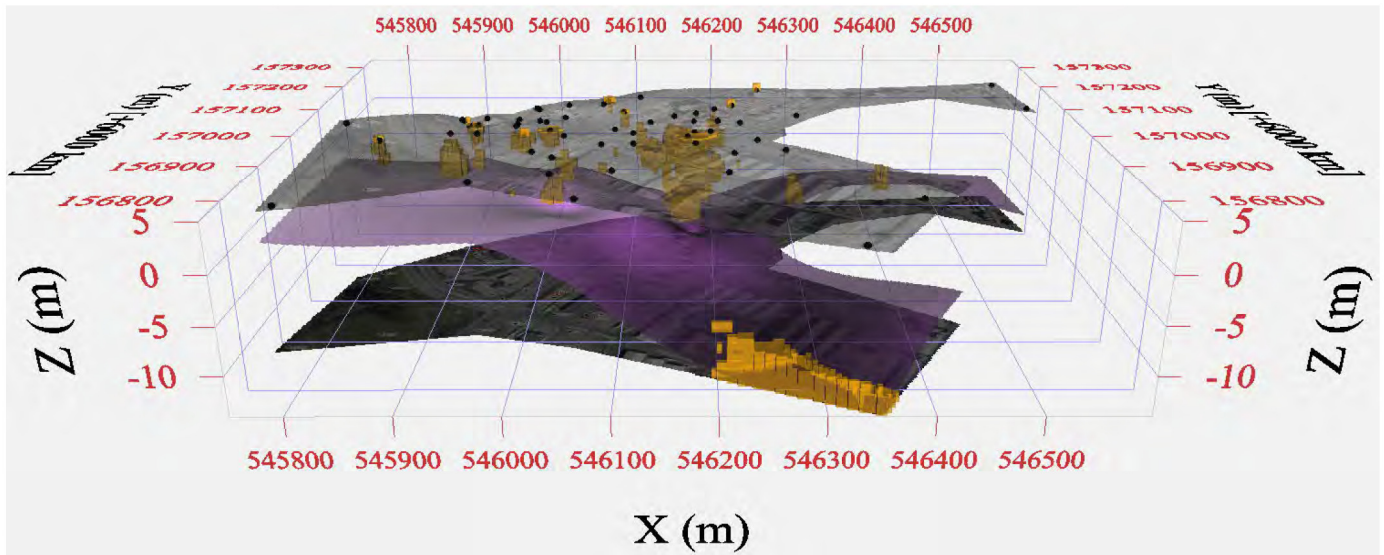


Samme plot – bare med samples på:

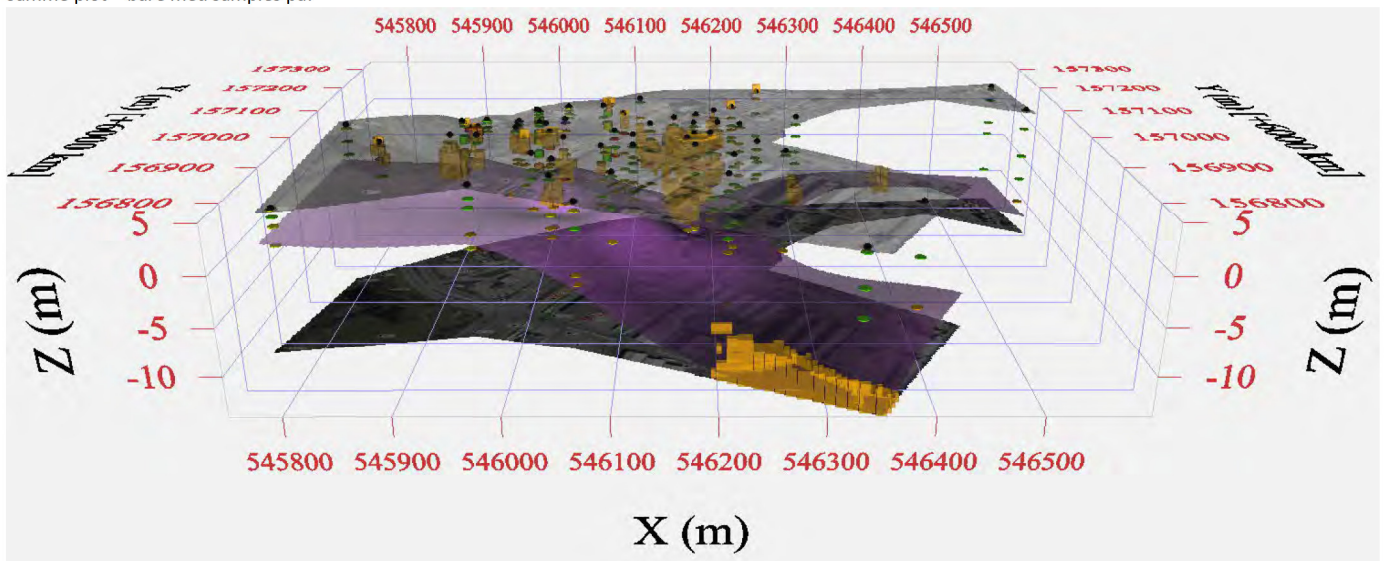


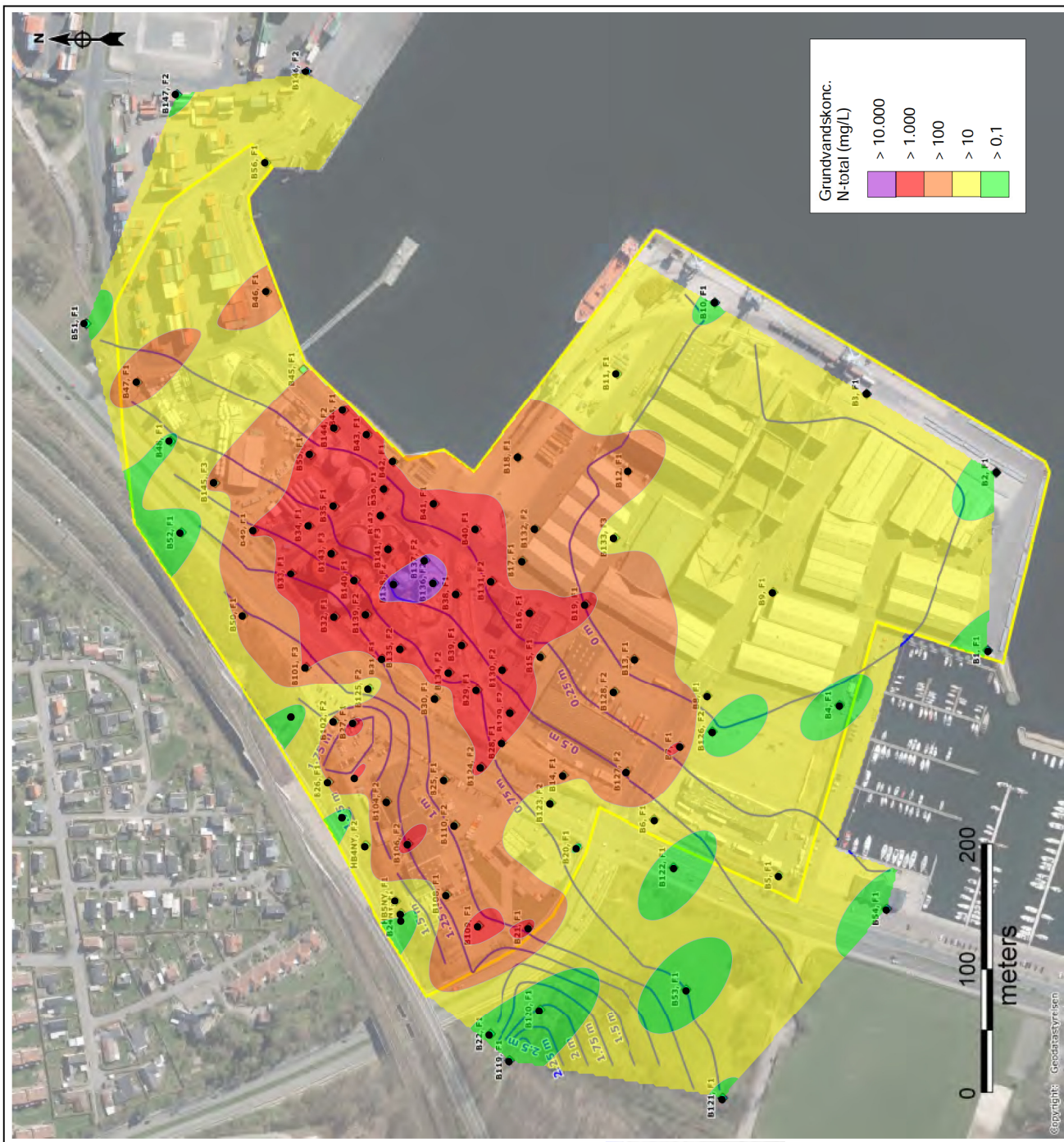
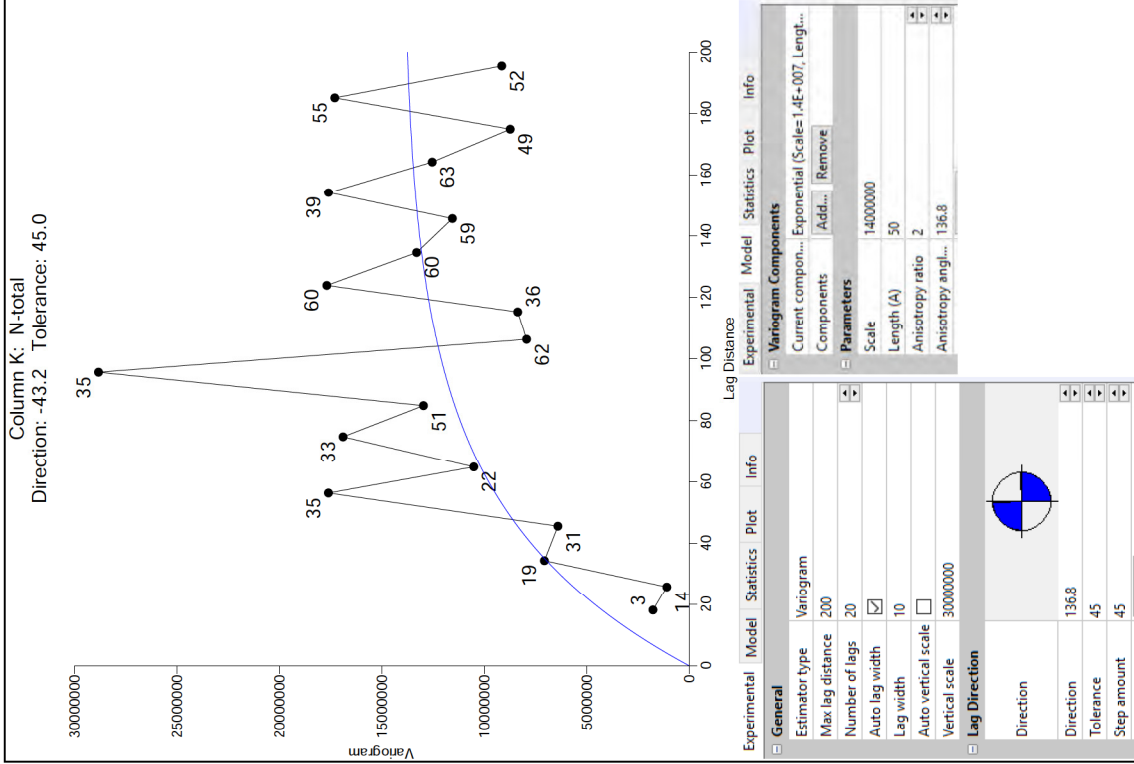
Områder med koncentrationer $>2.000 \text{ mg tot N/kg TS}$ (65% konfidens = maksimalt 35% risiko for at der findes højere konc. i områder, der ikke er farvet)





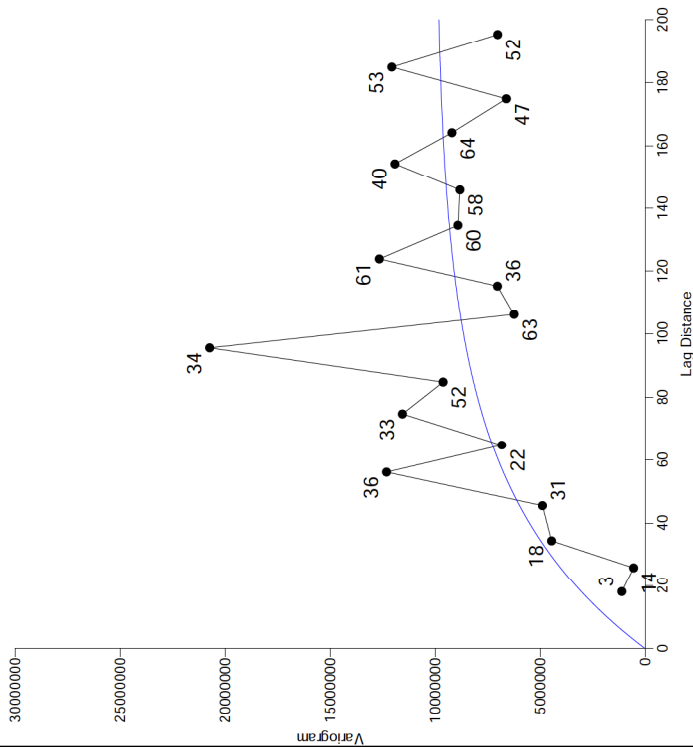
Samme plot – bare med samples på:



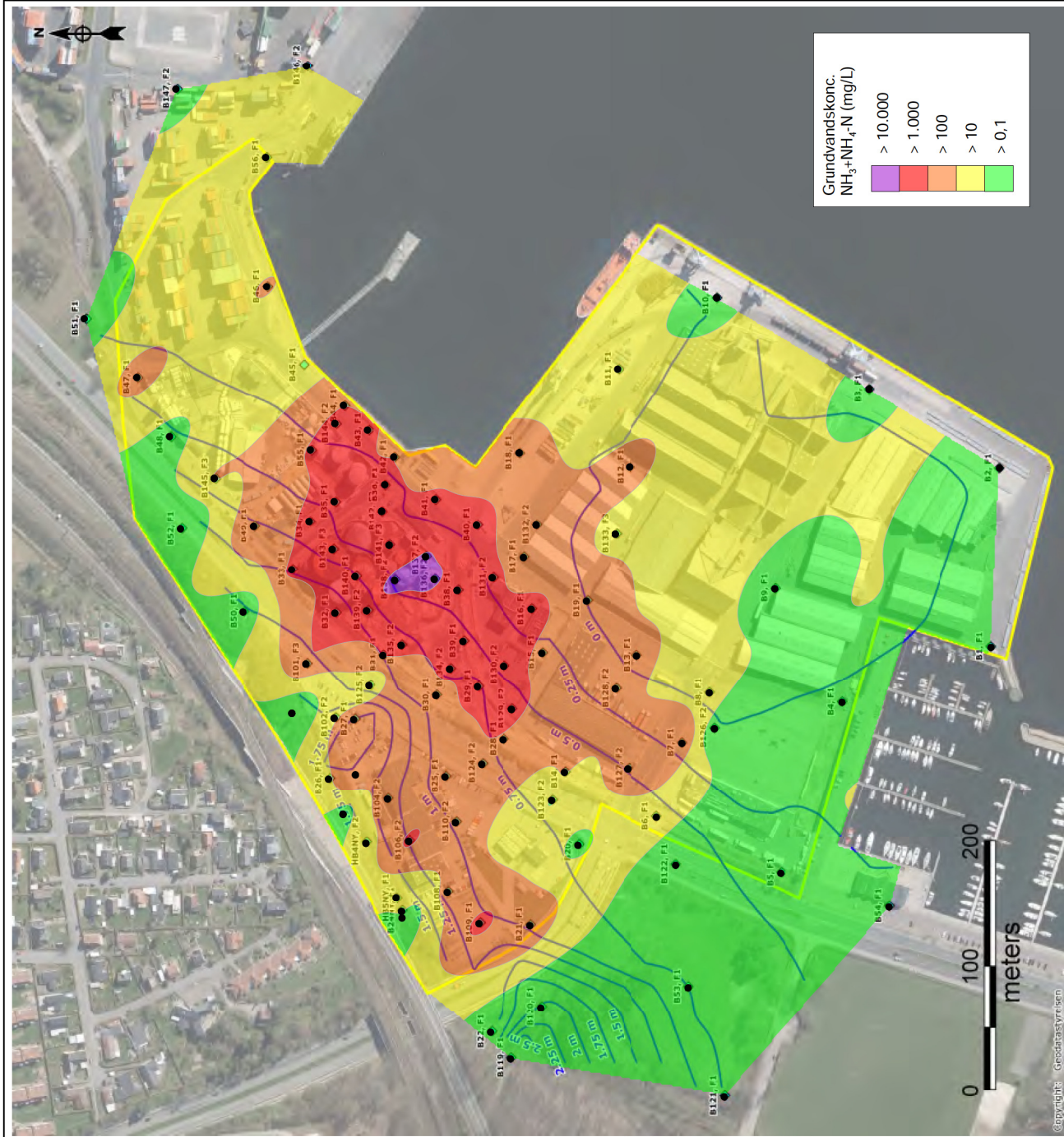


Erne	N-total i grundvand (maks. pr. boring uanset dybde)		A3
	Lokalitetssnr.	Adresse Fredericia Havn	Dato 12-06-2017
DMR	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Blagsnr. 2.2
	Udført af TT Godkendt af PL		

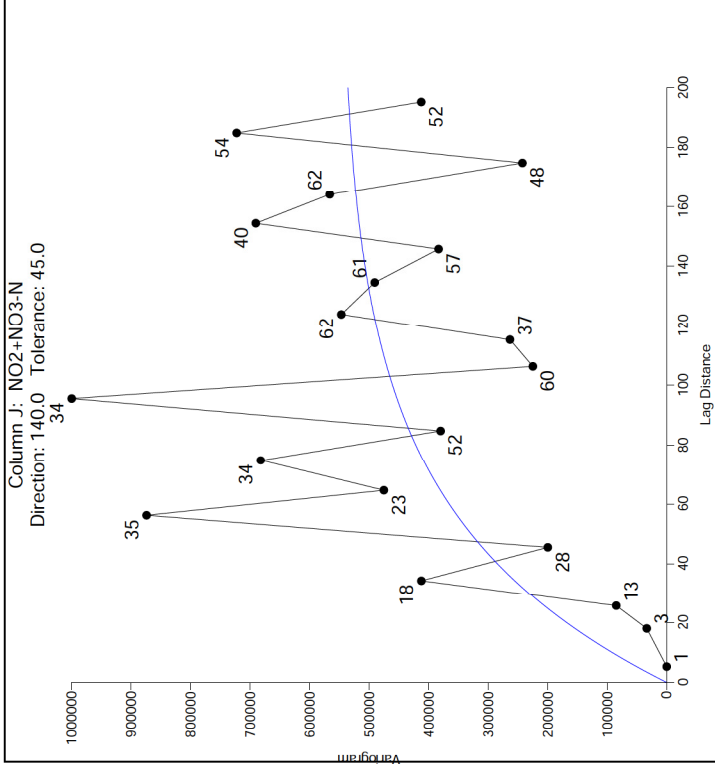
Column 1: NH3+NH4-N
Direction: 138.2 Tolerance: 45.0



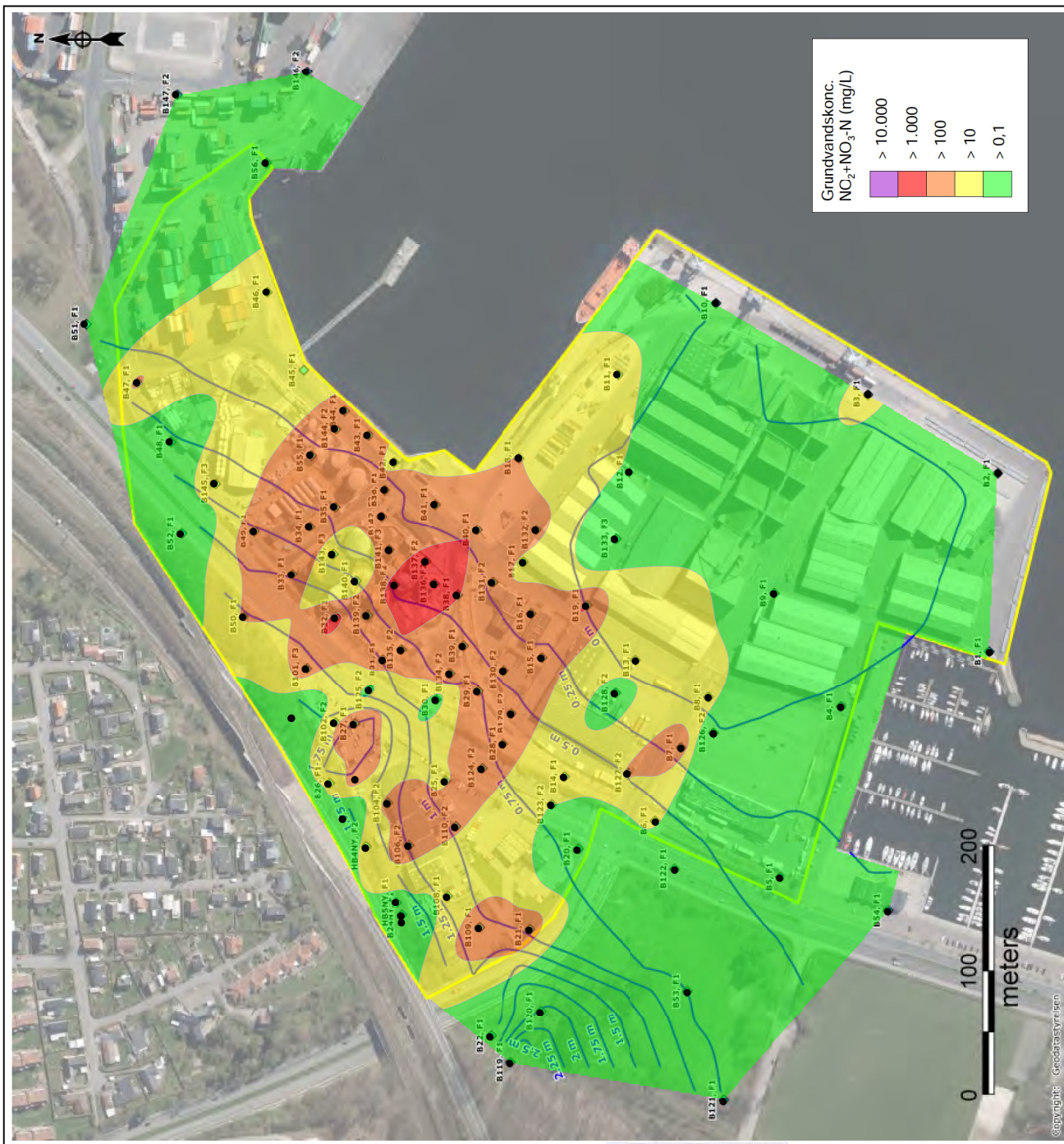
Experimental	Model	Statistics	Plot	Info
General				
Estimator type	Variogram			
Max lag distance	200			
Number of lags	20			
Auto lag width	☒			
Lag width	10			
Auto vertical scale	☐			
Vertical scale	3000000			
Lag Direction				
Direction				
Direction	138.2			
Tolerance	45			
Step amount	45			



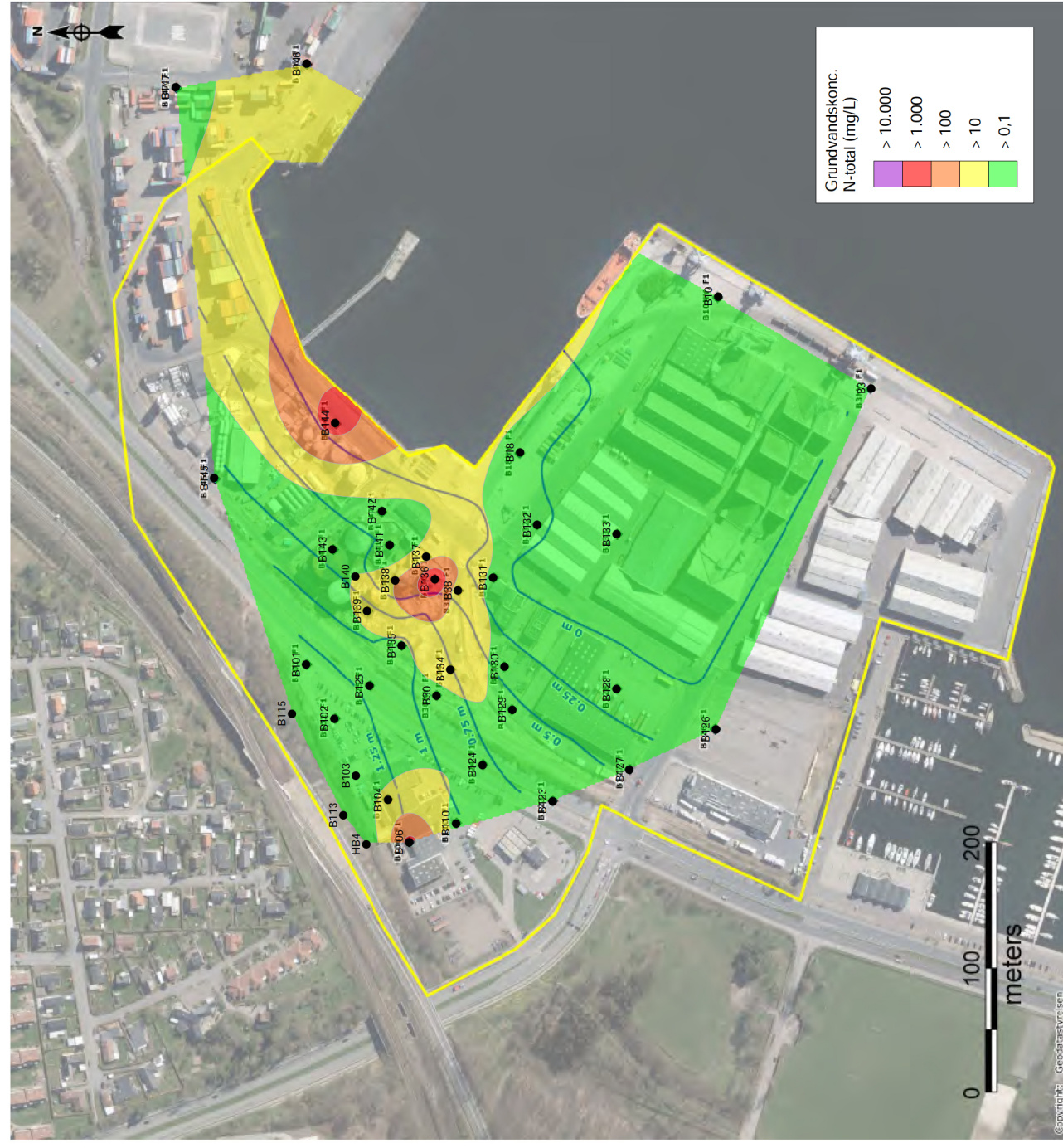
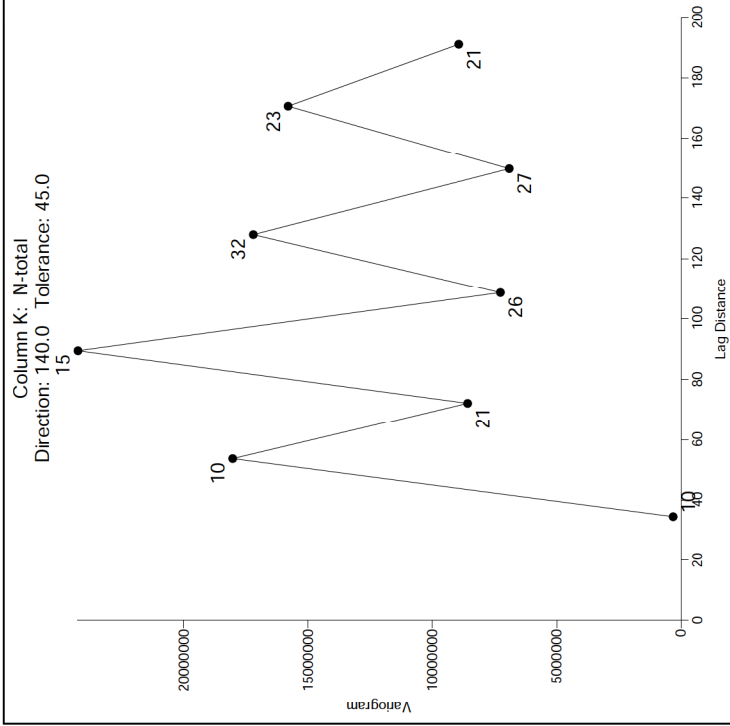
Erne	NH ₃ +NH ₄ -N i grundvand (maks. pr. boring uanset dybde)		A3
	Lokalitetnr.	Adresse Fredericia Havn	Dato 12-06-2017
Rådgivende Ingeniørfirma DMR Dansk Miljørådgivning A/S	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Blagsnr. 2.3
	Udført af TT Godkendt af PL		



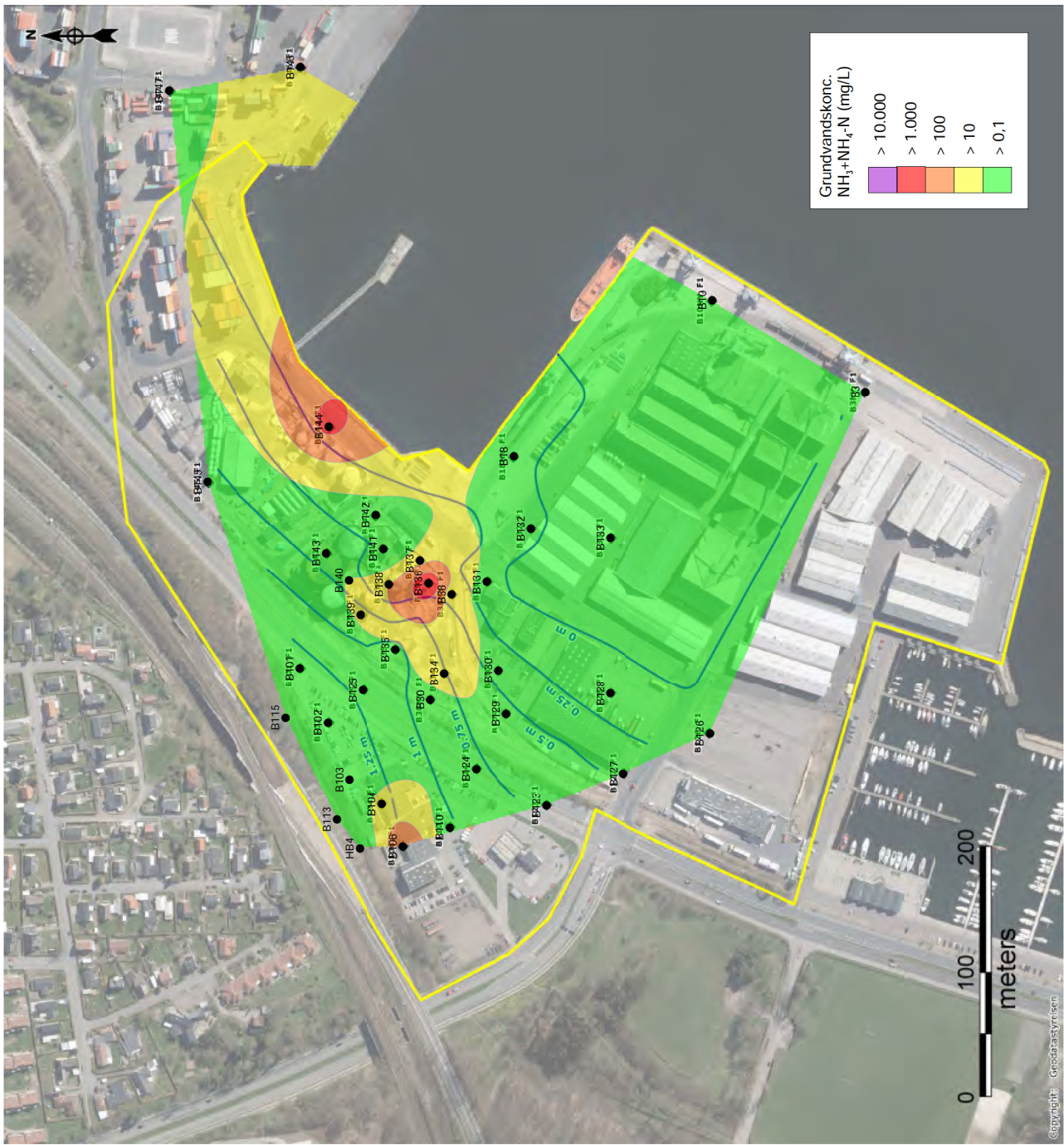
Experimental	Model	Statistics	Plot	Info
General				
Estimator type	Variogram			
Max lag distance	200			
Number of lags	20			
Auto lag width	☒			
Lag width	10			
Auto vertical scale	☐			
Vertical scale	100000			
Lag Direction				
Direction				
Direction	140			
Tolerance	45			
Step amount	45			
Variogram Components				
Current compon... Exponential (Scale=550000, Length=...				
Components Add... Remove				
Parameters				
Scale	550000			
Length (A)	55			
Anisotropy ratio	2			
Anisotropy angl...	140			



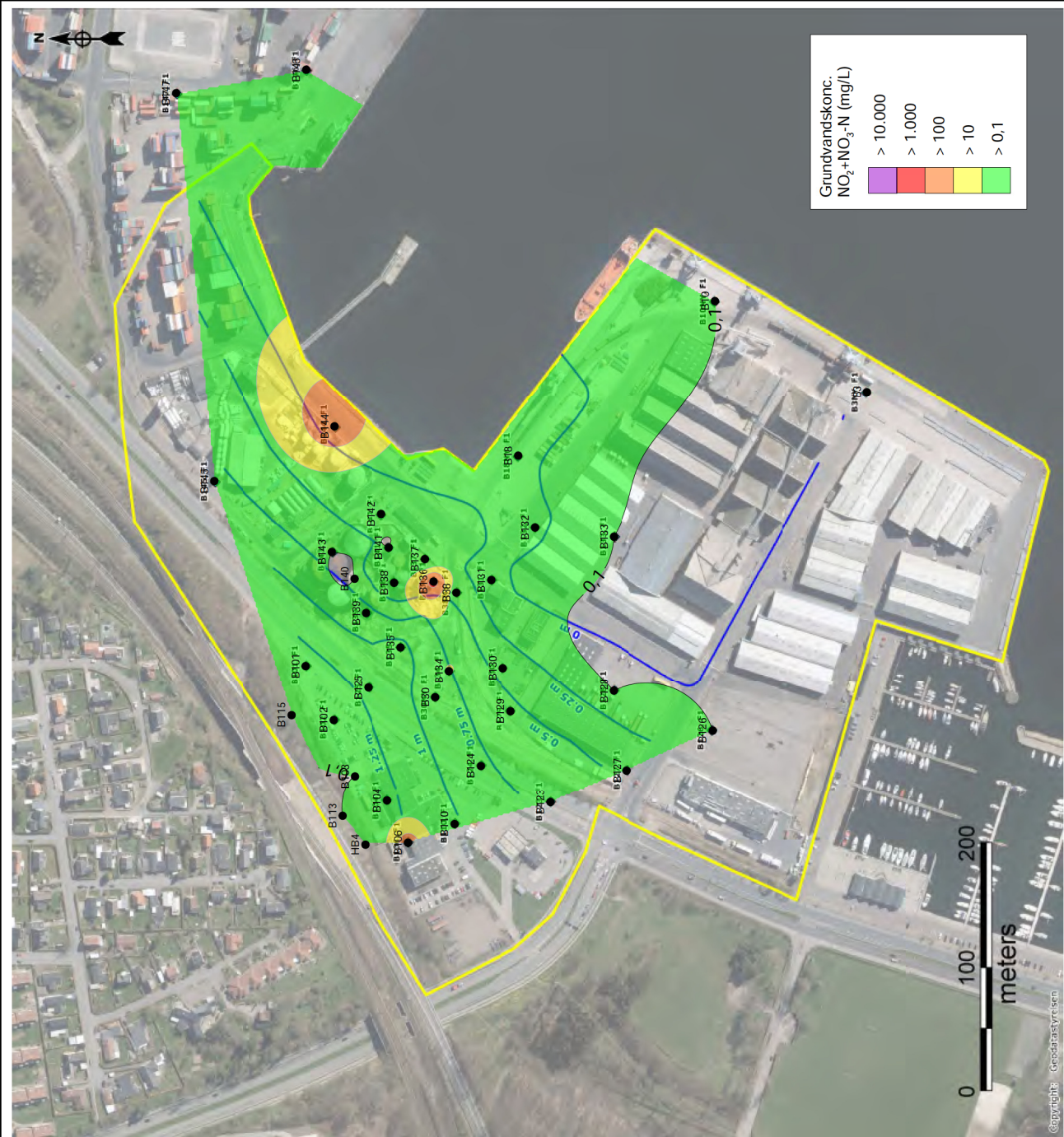
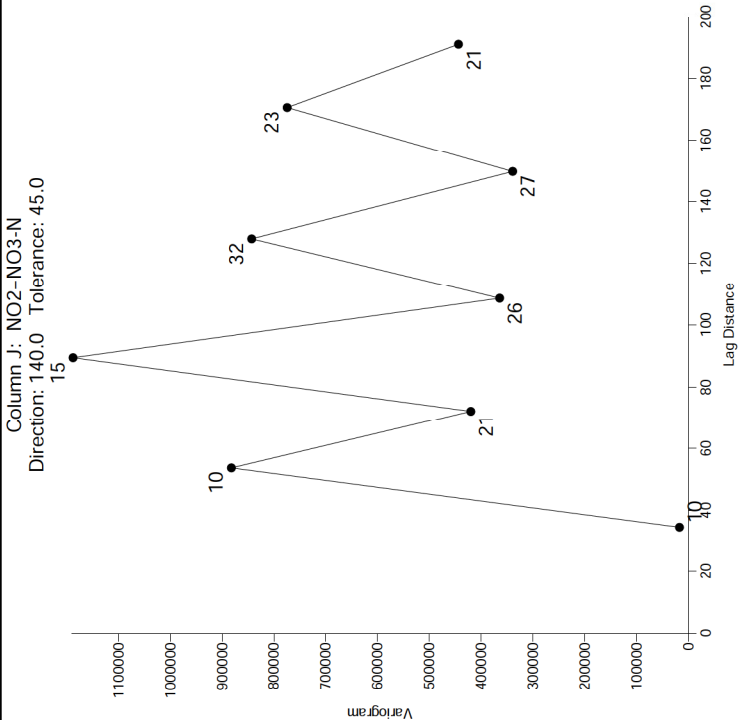
Erne NO ₂ +NO ₃ -N i grundvand (maks. pr. boring uanset dybde)	A3	
	Dato 12-06-2017	Blagsnr. 2.4
Lokalitetnr.	Adresse Fredericia Havn	Matrikelnr.
DMR-sagsnr. 2016-0257		
Udført af TT Godkendt af PL		



 Rådgivende Ingeniørfirma Dansk Miljørådgivning A/S	Erhvervs N-total (nedere del af magasinet)		A3
	Lokalitetssnr.	Adresse Fredericia Havn	
	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Dato 12-06-2017
Udført af TT Godkendt af PL		Blagsnr.	2.5

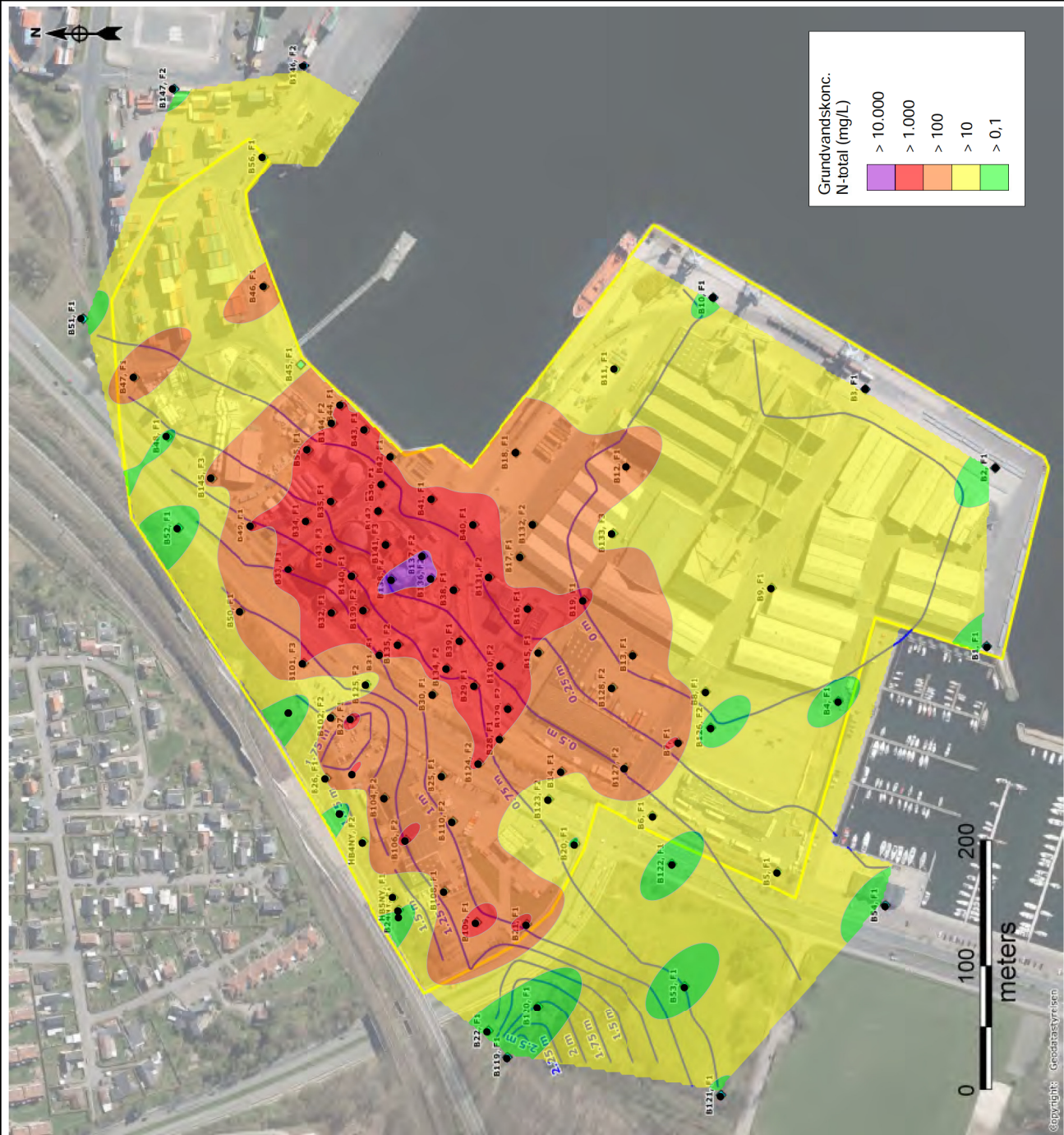


 Rådgivende Ingeniørfirma Dansk Miljørådgivning A/S	Emne NH₃+NH₄-N i grundvand (nordre del af magasinet)	A3
	Lokalitetssnr. Adresse Fredericia Havn	
	DMR-sagsnr. 2016-0257 Udført af TT Godkendt af PL	Matrikelnr.

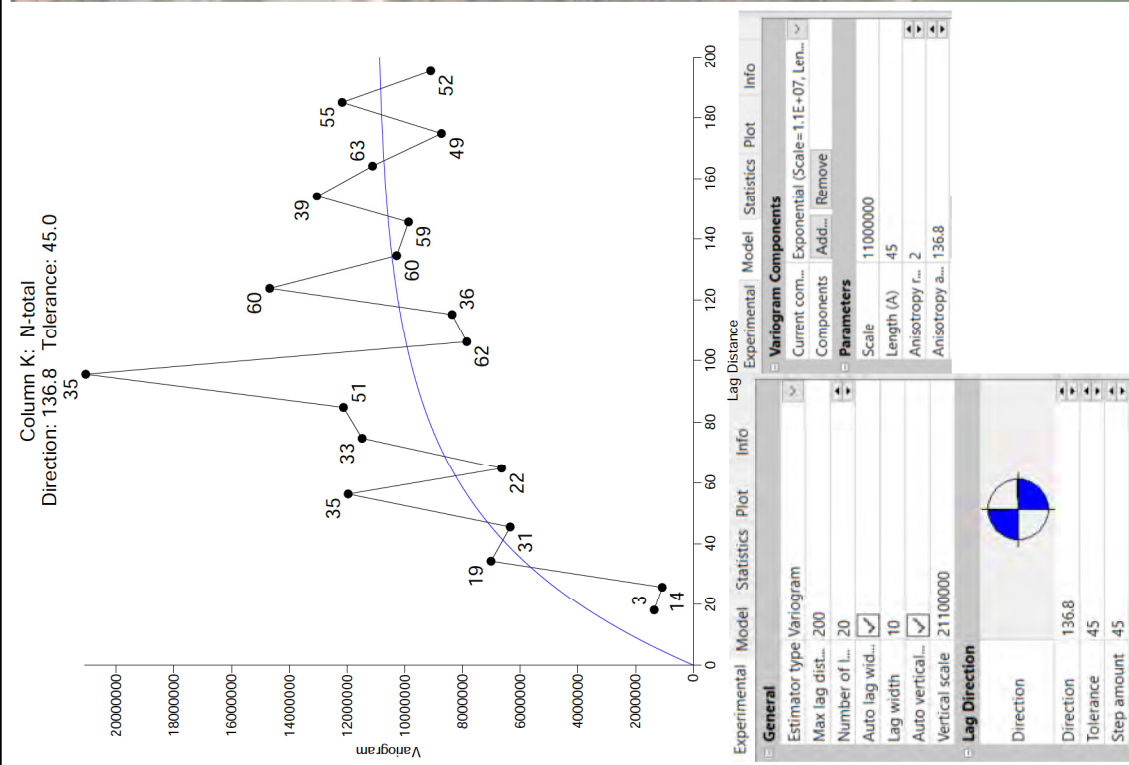


Erne	NO ₂ +NO ₃ -N i grundvand (neder del af magasin)		A3
	Lokalitetnr.	Adresse Fredericia Havn	Dato 12-06-2017
	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Blagsnr. 2.7
Rådgivende Ingeniørfirma Dansk Miljørådgivning A/S		Udført af TT Godkendt af PL	

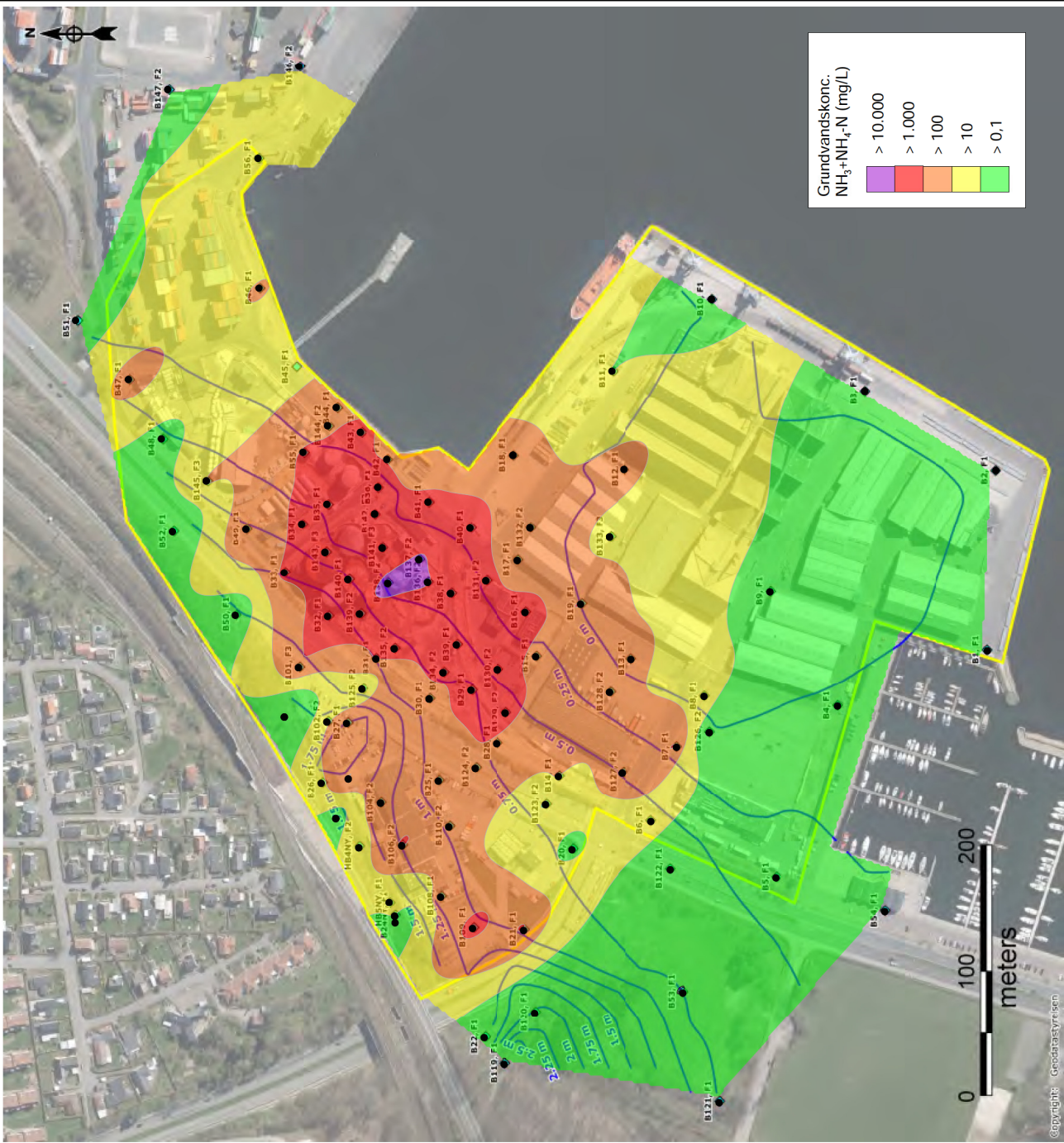
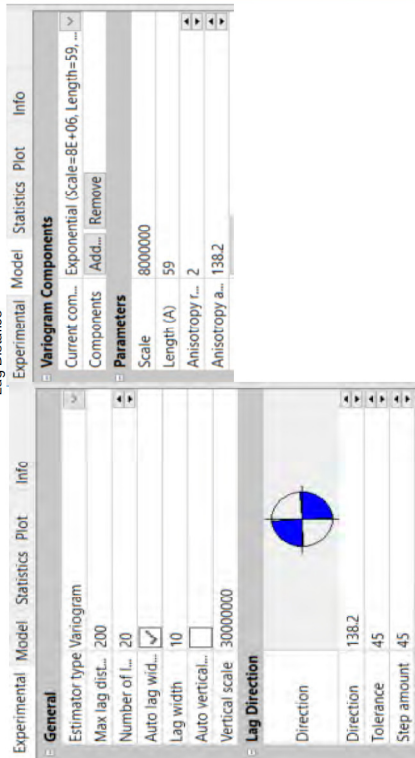
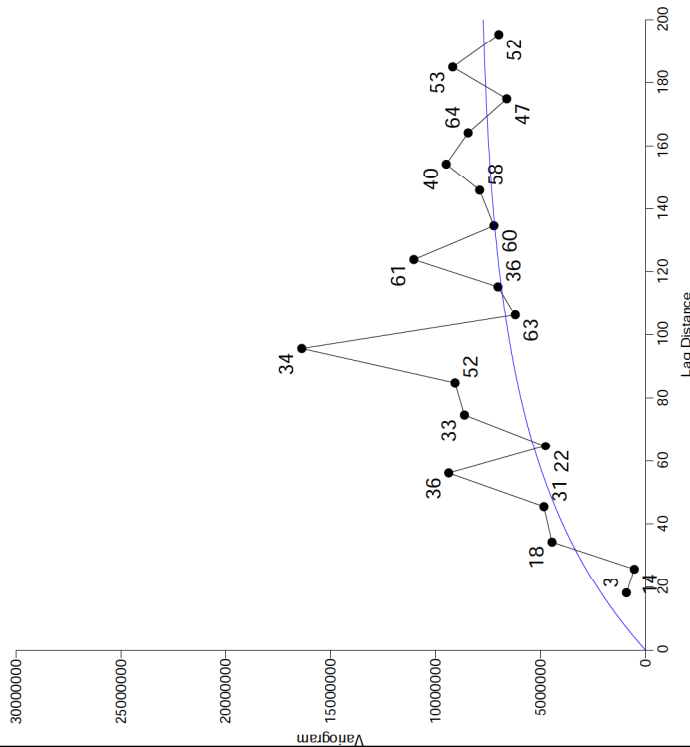




Erne		N-Total (øvre del af magasin)		A3
Lokalitetnr.		Adresse Fredericia Havn		Dato 12-06-2017
DMR-sagsnr. 2016-0257		Matrikelnr.		Blagsnr. 2.8
Udført af TT Godkendt af PL				

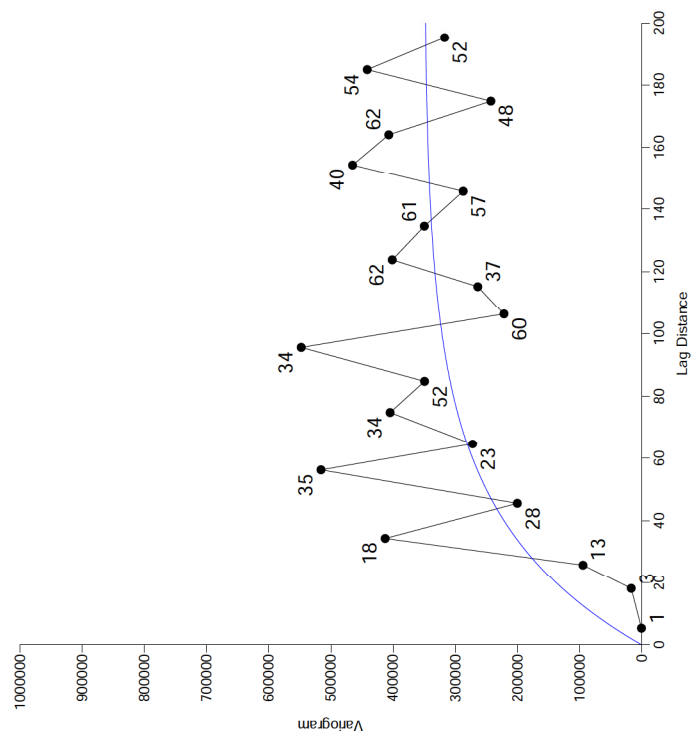


Column I: NH3+NH4-N
Direction: 138.2 Tolerance: 45.0



Erne NH ₃ +NH ₄ -N i grundvand (øvre del af magasin)	A3	
	Dato 12-06-2017	
Lokalitetssnr.	Adresse Fredericia Havn	Blagsnr. 2.9
DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	
Udført af TT Godkendt af PL		

Column J: NO₂+NO₃-N
Direction: 140.0 Tolerance: 45.0



Experimental

Model

Statistics

Plot

Info

General

Estimator type

Variogram

Max lag dist...

200

Number of L...

20

Auto lag wid...

☒

Lag width

10

Auto vertical...

☐

Vertical scale

1000000

Lag Direction

Direction

140

Direction

140

Tolerance

45

Step amount

45

Experimental

Model

Statistics

Plot

Info

Variogram Components

Current com...

Exponential (Scale=350000, Length=40...

Components

Add...

Remove

Parameters

Scale

350000

Length (A)

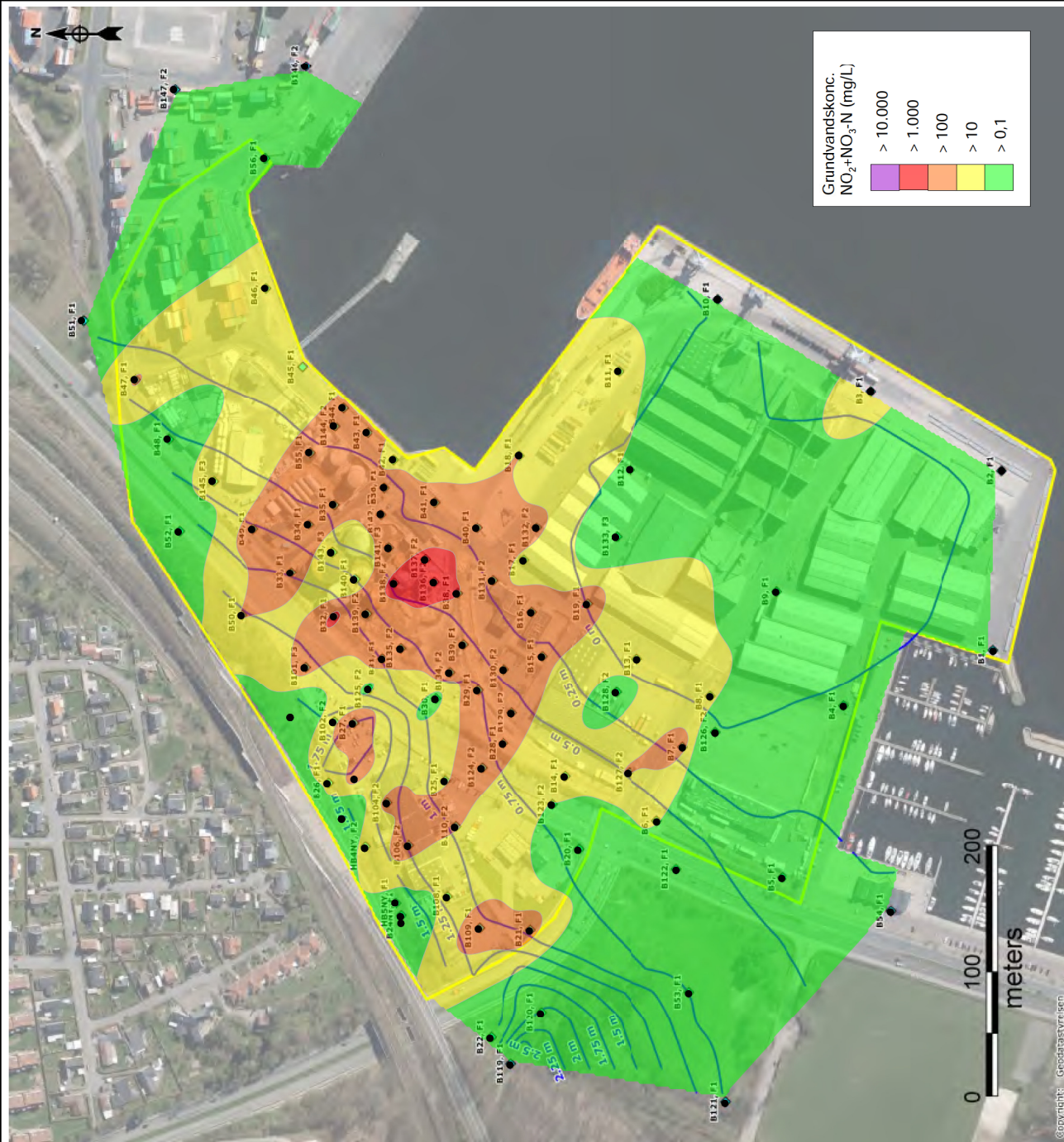
40

Anisotropy r...

2

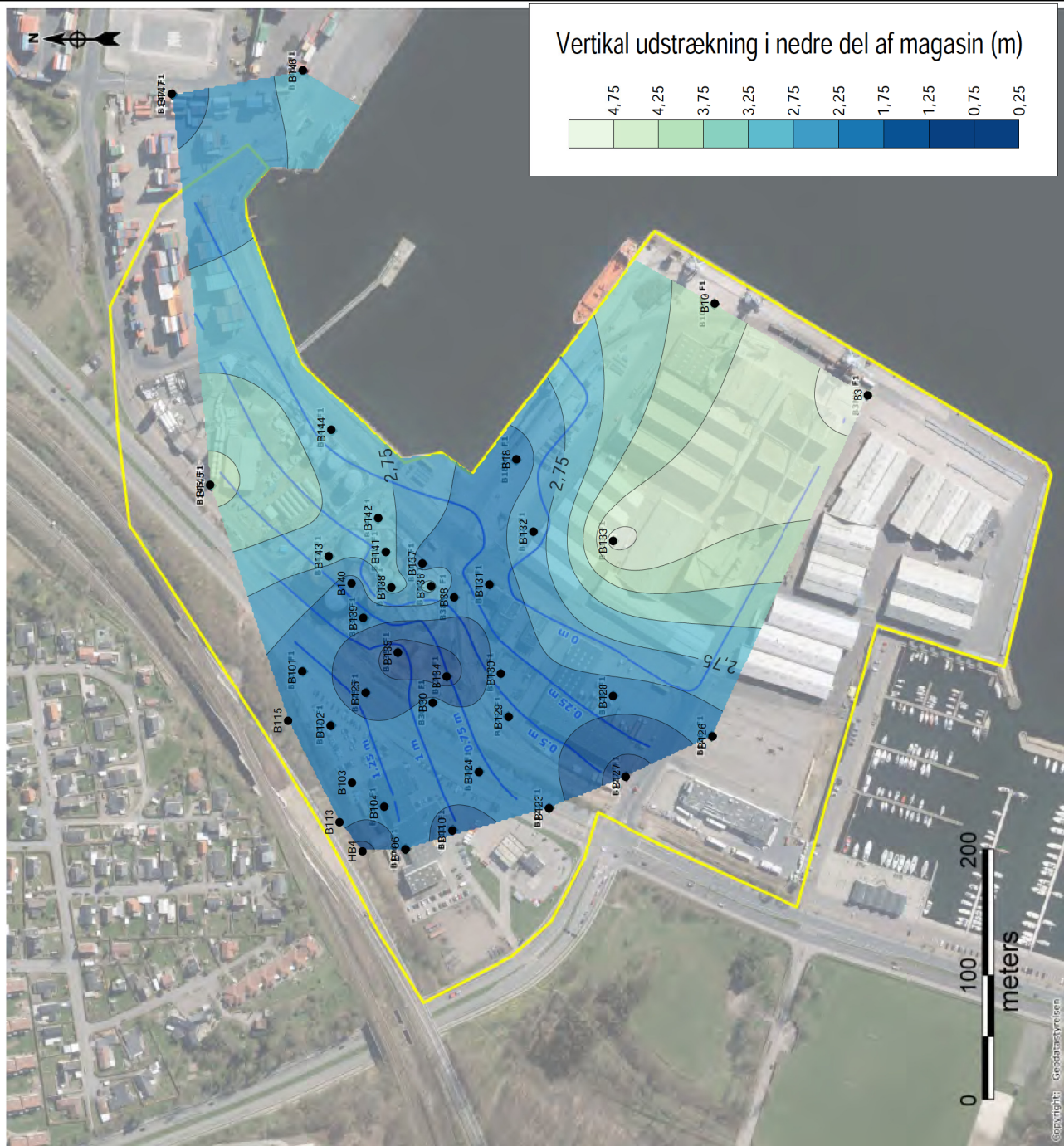
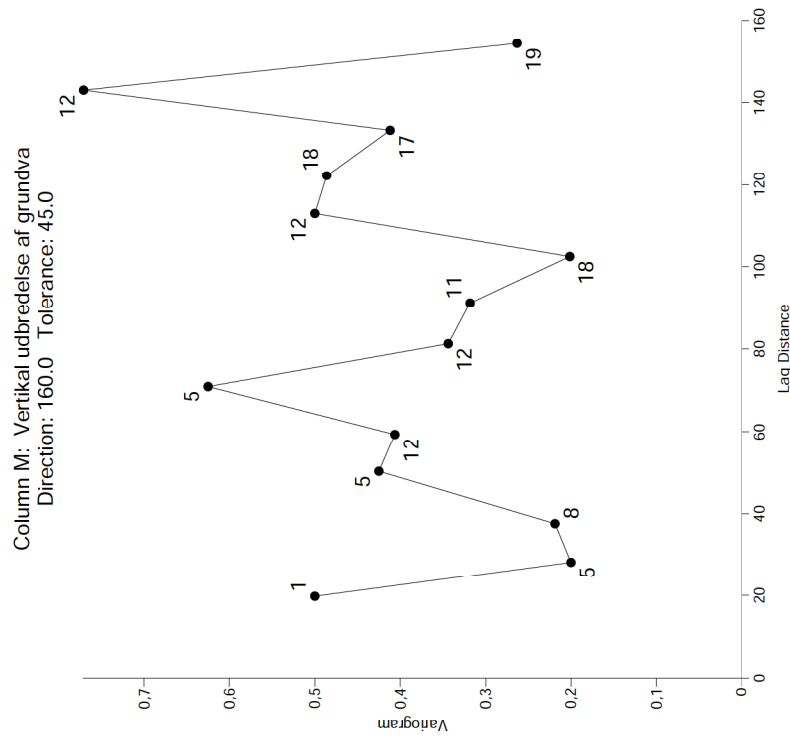
Anisotropy a...

140



Erne	NO ₂ +NO ₃ -N i grundvand (øvre del af magasin)		A3
	Lokalitetssnr.	Adresse Fredericia Havn	Dato 12-06-2017
	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Blagsnr. 2.10
Rådgivende Ingeniørfirma Dansk Miljørådgivning A/S		Udført af TT Godkendt af PL	





Erne	Vertikal udstrækning i nedre del af magasin		A3
	Lokalitetnr.	Adresse Fredericia Havn	Dato 12-06-2017
Rådgivende Ingeniørfirma Dansk Miljørådgivning A/S	DMR-sagsnr. 2016-0257	Matrikelnr.	Blagsnr. 2.12
	Udført af TT Godkendt af PL		