



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Nedsivning og nedbrydning af kulbrinter i moræneler Undersøgelser med porevandsprøver og DNA-analyse af jordprøver

Miljøprojekt nr. 2178

*Teknologiprogram for  
jord- og  
grundvandsforurening*

September 2021

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Andreas Houlberg Kristensen, DMR

Poul Larsen, DMR

Søren Larsen, DMR

Claus Larsen, DMR

Helle Larson, Region Midtjylland

Jeppe Lund Nielsen, Aalborg Universitet.

ISBN: 978-87-7038-345-5

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Indledning og formål</b>	<b>8</b>
1.1 Olie- og benzinformureninger	8
1.2 Udfordringer ved traditionelle undersøgelser	9
1.3 Projektets formål	10
<b>2. Metode til dokumentation af nedsivning</b>	<b>11</b>
2.1 Eksisterende metoder	11
2.2 Udtagning af porevandsprøver fra sugeceller	11
2.3 Anvendt fremgangsmåde på projektet	14
2.3.1 Terrænnære porevandsprøver	14
2.3.2 Dybe porevandsprøver	15
<b>3. Metode til dokumentation af naturlig nedbrydning</b>	<b>18</b>
3.1 Eksisterende metoder	18
3.2 DNA-analyse af jordprøver	18
3.3 Anvendt fremgangsmåde på projektet	19
<b>4. Udførte undersøgelser</b>	<b>20</b>
4.1 Overordnet karakterisering af testlokaliteter	20
4.2 Strategi for undersøgelser	20
4.3 Etablering af sugeceller	21
4.3.1 DNA-analyser	23
4.3.2 Øvrige målinger	23
<b>5. Kildestyrkekonzentration på testlokaliteter</b>	<b>25</b>
5.1 Porevandsprøver	25
5.1.1 Tidslig variation	25
5.1.2 Rumlig variation	26
5.1.3 Tab af flygtige stoffer	26
5.2 Grundvandsprøver	28
5.3 Jordprøver	30
<b>6. Forureningsudbredelse i lerlag under testlokaliteter</b>	<b>32</b>
6.1 Viby 1	32
6.2 Viby 2	34
6.3 Sammenfatning af forureningsudbredelser	36
6.4 Betydningen af sprækker og bioporer	37
<b>7. Naturlig nedbrydning på testlokaliteter</b>	<b>40</b>
7.1 Mikrobiel diversitet	40

7.2	Bakteriepopulationens størrelse	42
7.3	Estimering af nedbrydningsrate	43
7.4	Mulig iltbegrænsning	46
7.5	Mulig begrænsning af makronæringsstoffer	47
<b>8.</b>	<b>Anbefalinger</b>	<b>50</b>
8.1	Bestemmelse af kildestyrkekoncentration	50
8.2	Vertikal afgrænsning af porevandsforurening	50
8.3	Dokumentation for naturlig nedbrydning	51
8.4	Eksempler på undersøgelsesstrategier	51
<b>9.</b>	<b>Referencer</b>	<b>53</b>
<b>Bilag 1.Viby 1</b>		<b>55</b>
Bilag 1.1	Historik	55
Bilag 1.2	Geologiske forhold	55
Bilag 1.3	Jord- og grundvandsforurening	56
<b>Bilag 2.Viby 2</b>		<b>57</b>
Bilag 2.1	Historik	57
Bilag 2.2	Geologiske forhold	57
Bilag 2.3	Jord- og grundvandsforurening	58
<b>Bilag 3.DNA-analyse af jordprøver fra Viby 1 og Viby 2</b>		<b>59</b>
Notat om 33 DNA-analyser inkl. appendiks med opdaterede figurer, hvor 11 supplerende analyser er inddraget.		

# Forord

Rapporten omhandler nedsivning af kulbrinter til grundvandet fra gamle olie- og benzinformurer i områder med moræner. Rapporten er baseret på resultater fra to kortlagte ejendomme.

Undersøgelserne har omfattet udtagning af porevandsprøver med sugeceller i moræner samt DNA-sekventering af jordprøver. Derudover er der anvendt traditionelle undersøgelsesmetoder.

Rapporten henvender sig til myndighedspersoner og rådgivere, som håndterer og risikovurderer forureninger med kulbrinter (f.eks. olie, benzin og petroleum) i områder, hvor moræner muligvis kan forhindre nedsivningen til underliggende grundvand.

Projektet er gennemført fra efteråret 2018 til foråret 2021 af Dansk Miljørådgivning A/S (DMR) i samarbejde med Region Midtjylland. DNA-analyser og efterfølgende databehandling er foretaget af Jeppe Lund Nielsen ved Aalborg Universitet, Center for Mikrobielle Systemer.

# Sammenfatning

Kulbrinteureneringer med olie- og benzinprodukter er en hyppig årsag til kortlægning af arealer efter jordforureningsloven. Særligt olieforureninger vurderes generelt at udgøre en lav risiko for grundvandet som følge af adsorption og naturlig nedbrydning i jordens umættede zone. Dette gælder især lokaliteter med et lavpermeabelt lerlag, som erfaringsmæssigt reducerer den videre nedsivning ganske betydeligt. Hidtil har det dog været svært at dokumentere, at forureningen på sigt ikke kan nedsive gennem lerlaget og forurene underliggende grundvand.

I dette projekt er nedsivning og naturlig biologisk nedbrydning af kulbrinter undersøgt med udgangspunkt i to kortlagte lokaliteter med indsats over for grundvandsressourcen. Undersøgelserne har omfattet to færdigudviklede metoder, som imidlertid i dag sjældent bruges ved forureningsundersøgelser:

Udtagning og kemisk analyse af porevandsprøver fra udvalgte dybder i jorden til at vurdere forureningens kildestyrkekoncentration og afgrænse porevandsforureningen ned i lerlaget.  
DNA-analyse af jordprøver fra udvalgte dybder i jorden til kvalitativ dokumentation for naturlig biologisk nedbrydning.

Porevandsundersøgelsen viste som ventet porevandskoncentrationer, der var faldende med dybden under jordforureningen. På begge lokaliteter kunne der påvises porevandsforurening op til 2-4 m ned i lerlaget. De to testlokaliteter repræsenterer kildestyrker, som varierer fra relativt svag til relativt høj. Der er desuden tale om forureninger med en alder på 20-50 år. Selv om datagrundlaget er begrænset (tre målesteder fordelt på to lokaliteter) vurderes det, at en udbredelse på 2-4 m ned i lerlag vil være karakteristisk for mange morænelerslokaliteter med ældre kulbrinteurenering, hvor udbredelsen er stabiliseret.

Kildestyrkekoncentrationen på de to lokaliteter blev til sammenligning også undersøgt ved analyse af grundvandsprøver fra terrænnært grundvand i de forurenede områder. Der blev udtaget flere prøver fra samme grundvandsfiltre for at vurdere variation og usikkerhed på prøvetagningen. Resultaterne illustrerede, at grundvandskoncentrationer målt i lavtydende grundvand kan udvise betydelig variation selvom prøverne udtages inden for 1-2 uger. Til sammenligning var variationen for porevandsprøver i samme dybder langt mindre. Porevandsprøver bør derfor overvejes som alternativ eller supplement ved bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen på ejendomme med lavtydende grundvandsmagasiner/-zoner. Derudover kan porevandsprøverne typisk også anvendes i dybder uden grundvand, hvor man selvsagt ikke kan udtage en grundvandsprøve fra et almindeligt filter.

Der blev generelt påvist øget forekomst af bakterier i aflejringer med jordforurening, men ikke i lerlaget under jordforureningen. Imidlertid viste DNA-sekventeringen tegn på biologisk nedbrydning i samme dybder som der kunne påvises porevandsforurening i. DNA-resultaterne vurderes derfor at bekræfte de øvrige resultater, der indikerer, at naturlig biologisk nedbrydning under jordforureningen begrænser den vertikale forureningsudbredelse.

Samlet set vurderes porevandsundersøgelser og DNA-analyser at være brugbare værktøjer ved forureningsundersøgelser på lokaliteter, hvor der er tvivl om, hvorvidt en jordforurening med kulbrinter kan udgøre en risiko for grundvandsressourcen. Begge metoder forudsætter dog, at der er udført en grundig karakterisering og afgrænsning af forureningen med traditionelle undersøgelsesmetoder. Der er i rapporten udarbejdet forslag og anbefalinger til hvordan metoderne kan anvendes i praksis.

# Summary

Soil contamination with hydrocarbons is a frequent reason for mapping areas according to the Danish Soil Contamination Act. Contamination with oil products in particular is generally considered to pose a low risk to groundwater as a result of adsorption and natural degradation in the unsaturated zone of the soil. This applies especially to sites with a low-permeable clay layer, which from experience reduces the further infiltration significantly. So far, it has been difficult to document that the pollution cannot penetrate the clay layer over time and affect the underlying groundwater.

In this project, seepage and natural biological degradation of hydrocarbons have been investigated based on two sites located in areas with groundwater interests. Studies have included two fully developed methods, which today, however, are rarely used in pollution studies:

Sampling and chemical analysis of pore water to assess the source strength concentration of the pollution and delimit the pore water pollution in the clay layer.

DNA-analysis of soil samples from selected depths for qualitative documentation of natural biodegradation.

As expected, the pore water investigation showed pore water concentrations that decreased with depth below the soil contamination. At both sites, pore water pollution up to 2-4 m down in the clay layer could be detected. The two test sites represent source strengths, which vary from relatively weak to relatively high. There are also contaminants with an age of 20-50 years. Although the data basis is limited (three measuring points distributed over two sites), it is estimated that a distribution of 2-4 m into clay layers will be characteristic of many clay till sites with older hydrocarbon pollution.

For comparison, the source strength concentration at the two sites was also examined by analysis of groundwater samples from groundwater in the contaminated areas. Several samples were taken from the same groundwater filters to assess variation and uncertainty in sampling. The results illustrated that groundwater concentrations measured in low-flow filters can show significant variation even if the samples are taken within 1-2 weeks. By comparison, the variation for pore water samples at the same depths was much smaller. Porewater samples should therefore be considered as an alternative or addition when determining the source strength concentration at sites with low-flow groundwater aquifers. Moreover, the pore water samples can typically be used at depths without groundwater, where it is obviously not possible to take a groundwater sample from a traditional filter.

Generally, increased presence of bacteria was detected in deposits with soil contamination, but not in the clay layer below the soil contamination. Meanwhile, the DNA sequencing showed signs of biodegradation at the same depths at which pore water contamination could be detected. The DNA results are therefore considered to confirm other results indicating that natural biodegradation below the soil contamination limits the vertical transport.

Overall, pore water investigations and DNA analyzes are useful tools for investigating sites with possible risk to groundwater from soil contamination with hydrocarbons. Both methods, however, presuppose that a thorough characterization and delimitation of the pollution has been carried out with traditional methods. The report contains proposals and recommendations for how the methods can be used in practice.

# 1. Indledning og formål

## 1.1 Olie- og benzinforureninger

Jordforurening med kulbrinter er en af de hyppigste årsager til kortlægning af ejendomme efter jordforureningsloven /Danske Regioner, 2018/. Forureningerne er typisk af ældre dato og stammer fra overfladespild eller utætheder i f.eks. tanke, rørføringer og olieudskillere.

Særligt olieforureninger vurderes dog ofte at medføre en begrænset spredning i jord og grundvand som følge af stoffernes fysisk-kemiske egenskaber. Tabel 1 viser en overordnet opdeling af olie- og benzinprodukter baseret på kogepunkt, densitet og længde af kulbrintekæden.

**TABEL 1.** Typiske olie-/benzinprodukter /Miljøstyrelsen, 2008a/. Et lavt kogepunkt indikerer, at stoffet er relativt flygtigt. Typisk vil der være tale om blandinger af alifatiske og aromatiske kulbrinter evt. med indhold af tilsætningsstoffer, der kan påvirke produkternes egenskaber.

Produkt	Kogepunkt	Densitet	Sammensætning
Benzin	30-220°C	0,75 kg/l	C <sub>5</sub> -C <sub>10</sub> (alifatiske og alicykliske kulbrinter samt BTEX)
Terpentin, mineralisk	160-200°C	Ikke oplyst	C <sub>7</sub> -C <sub>12</sub> (alifatiske kulbrinter og BTEX)
Petroleum	145-300°C	0,77-0,86 kg/l	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub> (alifatiske kulbrinter)
Gasolie (fyrings- og dieselolie)	180-380°C	0,82-0,89 kg/l	C <sub>10</sub> -C <sub>25</sub> (alifatiske kulbrinter)
Tung fyringsolie, fuelolie, smøreolie, motorolie, bitumen	>300°C	>0,8 kg/l	> C <sub>25</sub> (alifatiske kulbrinter)

Motor-/smøreolie og lignende udgøres primært af lange kulstofkæder (>C<sub>25</sub>) og binder sig hårdt til jorden, hvilket i praksis gør stofferne immobile. Gasolie har en højere mobilitet, men har en relativt høj bionedbrydelighed. Den naturlige nedbrydning af kulbrinter styres af en række lokalitetsspecifikke faktorer, hvoraf den vigtigste nok er jordens iltforhold. Aerobe nedbrydningsrater forventes generelt at være en størrelsesorden højere end anaerobe rater (Miljøstyrelsen, 2018).

Den begrænsede udbredelse af kulbrinterforureninger i jord og grundvand underbygges af flere erfaringsopsamlinger, der har dokumenteret en begrænset fanelængde af gasolieforureninger i terrænnært grundvand (< 50 m) /Miljøstyrelsen, 2009; Kristensen et. al., 2013; Miljøstyrelsen, 2014/. Desuden påvises erfaringsmæssigt sjældent spredning af gasolieforurening til dybtliggende magasiner /Miljøstyrelsen, 2009/. I den sammenhæng kan det også spille en rolle, at gasolie har en densitet, som er lavere end vands, hvorfor vandmættede aflejringer kan udgøre en barriere for vertikal nedsivning.

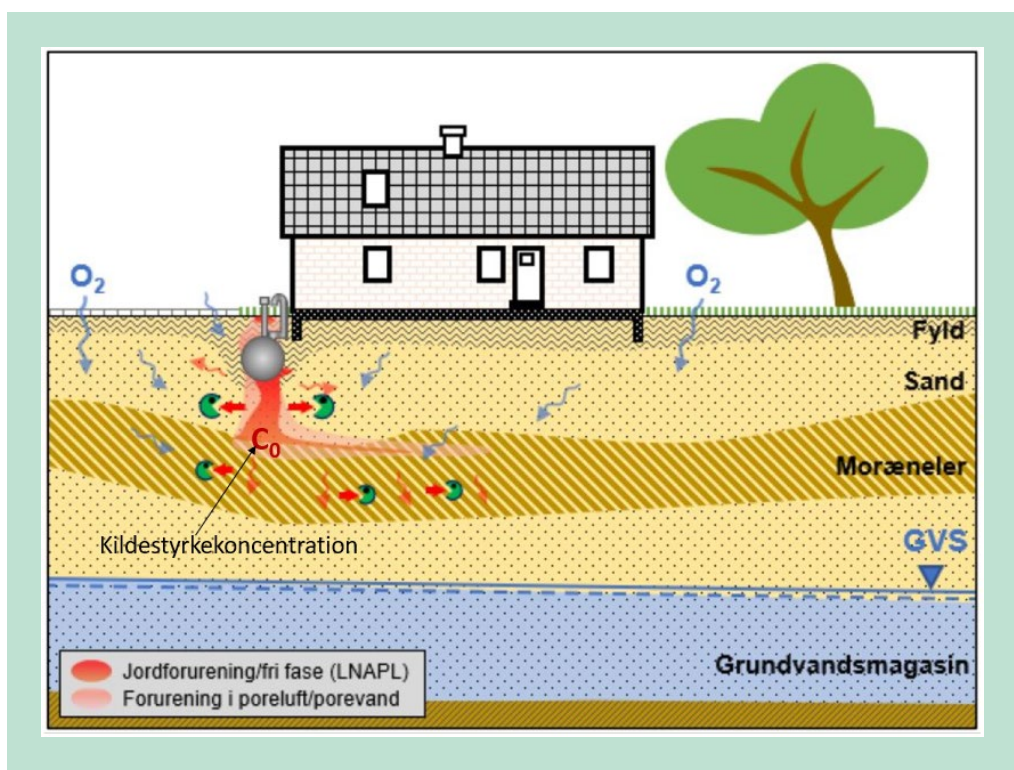
I 2008 udgav Miljøstyrelsen en redegørelse, hvor årsagen til lukning af 2.775 almene drikkevandsboringer var undersøgt. Heraf var der kun 21 boringer, hvor forurening fra "olie- og benzinanlæg" var angivet som årsag til lukningen, svarende til < 1% af de lukkede boringer. Heri indgår også boringer lukket på baggrund af MTBE fra forureninger med blyfri benzin. MTBE vurderes generelt at udgøre en betydeligt større risiko end øvrige olie- og benzinstoffer som følge af MTBE's høje mobilitet og lave nedbrydelighed /Miljøstyrelsen, 2018/.

I dag er der fortsat et meget stort antal grunde med kulbrinterforurening, hvor de danske regioner har indsats over for grundvandsressourcen. Det er derfor stadig behov for nye værktøjer til effektiv og robust undersøgelse af, om disse grunde kan udgå af offentlig indsats.



## 1.2 Udfordringer ved traditionelle undersøgelser

En traditionel forureningsundersøgelse omfatter generelt en kombination af prøver udtaget fra jord, grundvand og poreluft. Figur 1 viser en typisk forureningssituation, hvor forurening med kulbrinter ligger omkring toppen af en lerlag. Under lerlaget træffes grundvand, som muligvis kan blive påvirket af forureningen.



**FIGUR 1.** Konceptuel model af jordforurening med kulbrinter over et lerlag, der helt eller delvist bremser nedsivningen til det underliggende grundvand. I dette eksempel er kilden til forureningen en utæt oiletank. GVS: Grundvandsspejl.

Risikoen for, at opløst forurening gennemtrænger et dæklag af ler, vurderes ofte ud fra lertykkelser. Hvis der foreligger viden om et lerlag på >15 m, vurderes det underliggende grundvand generelt at være relativt velbeskyttet. For tyndere dæklag kan det dog være vanskeligt at vurdere, om dæklaget er tilstrækkeligt til at forhindre spredning til grundvandet. Det skyldes bl.a. at sprækker og bioporer i ler erfaringsmæssigt kan medføre spredning op til 10 m ned i lerlaget /Videncenter for Jordforurening, 2008; /Miljøstyrelsen, 2017/.

Ved risikovurderinger tages typisk udgangspunkt i kildestyrkekoncentrationen ( $C_0$ ) for nedsivende forurening (se faktaboks). En høj  $C_0$  vil intuitivt udgøre en større trussel end en lav  $C_0$ . Udover kildestyrkekoncentration vil nedsivning af en forurening afhænge af f.eks. nettoinfiltrationen, lerlagets permeabilitet og hydrauliske ledningsevne, udbredelsen af sprækker i lerlaget, adsorption samt den naturlige biologiske nedbrydning under nedsivningen i jorden /Trolborg et al., 2009/.

Særligt har dokumentation af naturlig nedbrydning af kulbrinter på en konkret lokalitet tidligere været relateret til væsentlige udfordringer og omkostninger på niveau med et udviklings- eller forskningsprojekt. Desuden har resultaterne været behæftet med usikkerhed, der gør datatolkningen vanskelig. Der har således ikke tidligere været standardmetoder til rådighed, som kunne bringes i anvendelse ved almindelige forureningsundersøgelser, hvor man gerne vil vurdere potentialet for naturlig nedbrydning af kulbrinteforurening.

## Kildestyrkekoncentration

Kildestyrkekoncentration ( $C_0$ ) defineres som koncentrationen af opløst forurening, som strømmer ud af en kildezone. For grundvandsforureninger vil der ofte være tale om horisontal spredning i en grundvandsfane.  $C_0$  kan dog også angive koncentrationen af forurening opløst i porevandet, som nedsiver i umættet zone mod dybere liggende grundvand (se figur 1).

### 1.3 Projektets formål

I dette projekt beskrives to konkrete metoder, som vurderes at have potentiale som standard-metoder på videregående grundvandsundersøgelser, hvor man ønsker dokumentation for hhv. spredning og naturlig biologisk nedbrydning i et dæklag af ler. Der er tale om metoder som overordnet set betragtes som færdigudviklede og klar til brug:

Udtagning og kemisk analyse af porevandsprøver fra sugeceller etableret i udvalgte dybder i eller under jordforureningen.

DNA-analyse af jordprøver til dokumentation af naturlig biologisk nedbrydning i form af øget biomasse og ændret sammensætning af jordens bakteriepopulation.

Med udgangspunkt i de to metoder har projektets formål været at undersøge nedsivning og naturlig biologisk nedbrydning af kulbrinter på to konkrete morænelerslokaliteter i Viby J ved Aarhus (Viby 1 og Viby 2). De to lokaliteter er beskrevet i bilag 1 og 2 og vurderes at være typiske eksempler på kulbrinteforureninger over et lerlag i områder med grundvandsinteresser.

På Viby 1 er der foretaget undersøgelser i to delområder indenfor kildeområdet (område A og B), mens der på Viby 2 er fokuseret på ét delområde (område C). På begge lokaliteter er der inddraget data fra de øvrige dele af lokaliteten.

Projektet har følgende konkrete formål:

#### Nedsivning af kulbrinter i moræneler:

Vurdering af porevandsundersøgelser som metode til bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen for kulbrinteforureninger i umættet zone.

Vurdering af porevandsundersøgelser som metode til afgrænsning af forureningsudbredelsen i dæklag af ler.

Bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen og forureningsudbredelsen på de to testlokaliteter (område A-C) ned i dæklaget af moræneler.

#### Naturlig nedbrydning af kulbrinter i moræneler:

Vurdering af DNA-analyser af jordprøver som kvalitativ dokumentation for naturlig biologisk nedbrydning af kulbrinter i umættet zone.

Vurdering af hvorvidt naturlig nedbrydning har fundet sted på de to testlokaliteter (område A-C) i dæklaget af moræneler.

Ved ovenstående vurderinger foretages sammenligninger med resultater fra mere traditionelle metoder, som også er anvendt på de to testlokaliteter.

## 2. Metode til dokumentation af nedsivning

### 2.1 Eksisterende metoder

Nedsivningen af opløst forurening i umættet zone og lerlag foregår i porevand, som spredes gennem matricen eller i sprækker og bioporer. Ved en traditionel filtersætning er det ikke muligt at udtage porevand fra lerlag eller umættede aflejringer, da vandet her er bundet af de kapillære kræfter i formationen. Der vil således ikke løbe porevand til filteret, selvom der foregår nedsivning af opløst forurening i jordens vandfyldte fase lige ud for filteret.

Derfor baseres kildestyrkekoncentrationen for nedsivende porevand ofte på analyse af grundvandsprøver udtaget omkring eller lige under jordforureningen - og ofte i terrænnært grundvand over eller i et lavpermeabelt lerlag. Herved antages, at koncentrationen i terrænnært grundvand nedsiver i de underliggende aflejringer. Denne fremgangsmåde forudsætter selv sagt, at det er muligt at udtage en grundvandsprøve i en relevant dybde. Desuden antages det, at grundvandsprøver er repræsentative for middelkoncentrationen i nedsivende porevand. I dårligt ydende grundvandsfiltre vurderes dette dog at være meget usikkert.

Andre strategier har omfattet indirekte estimater af porevandskoncentrationen ud fra kemisk analyse af jordprøver og efterfølgende fugacitetsberegninger for modelstoffer ved brug af Miljøstyrelsens JAGG-model eller lignende. Dette giver dog typisk urealistisk høje koncentrationer, der for kulbrinte-forureninger typisk vil være højere end den maksimale vandopløselighed af olie- og benzinprodukter /Miljøstyrelsen, 2008b/.

På den baggrund baseres risikovurderingen mange gange på netop den maksimale opløselighed, f.eks. ca. 6.000 µg/l for fyringsolie/diesel og ca. 210.000 µg/l for benzin. Det er en praksis, som generelt anbefales af Miljø- og Fødevarerklagenævnet (tidligere Natur og Miljøklagenævnet), der bl.a. behandler klager over afgørelser efter jordforureningsloven. Også denne fremgangsmåde vurderes at være urealistisk konservativ, da den ser bort fra adsorption og naturlig nedbrydning, som for kulbrinter kan være meget væsentlig /Miljøstyrelsen, 2008b/.

### 2.2 Udtagning af porevandsprøver fra sugeceller

I stedet for indirekte estimater af porevandskoncentrationen kan der foretages direkte porevandsmålinger i eller under et hotspot ved etablering af sugeceller. Metoden er oprindeligt anvendt til undersøgelser af f.eks. nitratudvaskning fra landbrugsjord til grundvandet /Miljøstyrelsen, 2000/. Det er en problemstilling, der på flere måder kan sammenlignes med nedsivning af opløst forurening, selvom udvaskning af næringssalte typisk sker fra en fladeforurening frem for punktkilder.

I modsætning til analyse af vandprøver fra det underliggende grundvand, kan porevandsmålinger give information om den aktuelle kildestyrkekoncentration og nedsivningen ned mod grundvandet – dvs. den forurening, som er på vej, men som endnu ikke har nået den mættede zone. For ældre forureninger forventes nedsivningen at have nået en form for ligevægtstilstand, hvorved udbredelsen ned i lerlaget er stabil eller aftagende. Hvorvidt dette er tilfældet, bør baseres på en konkret vurdering eller evt. monitorering over tid.

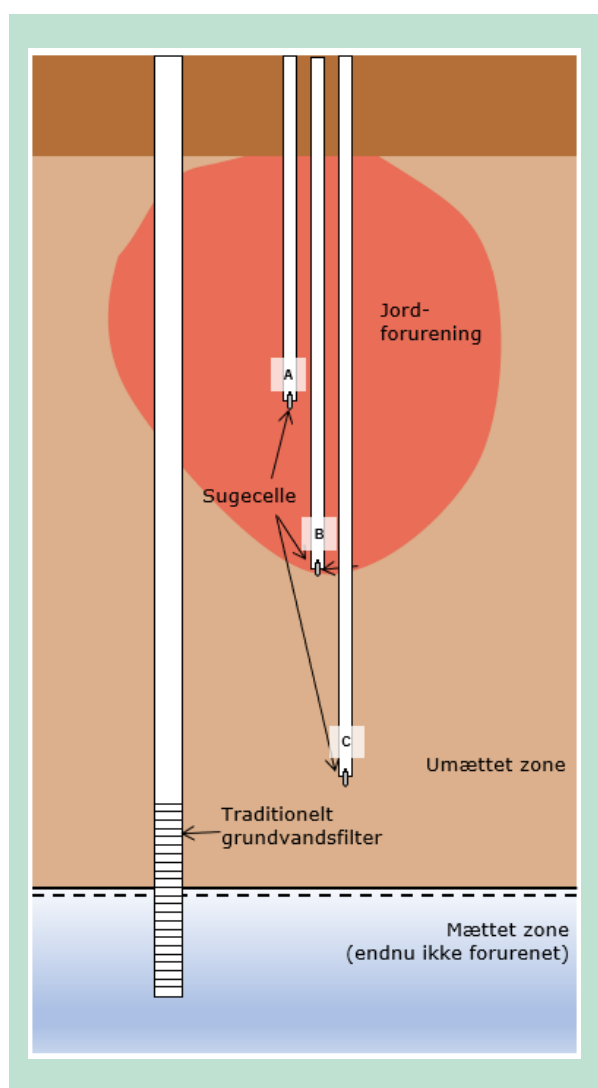
DMR har siden 2011 arbejdet med udviklingen af udstyr og standarder for udtagning af porevandsprøver på forurenede lokaliteter. Formålet har været at gøre metoden til et brugbart og

økonomisk realistisk supplement ved forureningsundersøgelser af punktkilder i områder med grundvandsinteresser.

DMR har hidtil anvendt porevandsundersøgelser på lokaliteter forurenede med f.eks. fyringsolie /Kristensen et. al., 2012; Region Hovedstaden, 2017/, chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf /Region Sjælland, 2012 og 2013/ samt pesticider /Region Midtjylland, 2017; Region Nordjylland, 2019; Region Sjælland, 2020/. På alle sager er resultaterne anvendt i en konkret risikovurdering for grundvandet.

Sugecellerne etableres i jorden i de dybder, hvor det ønskes at kende koncentrationen (se figur 2). Placeringen af sugeceller i forhold til forureningen afhænger af den strategi, som man har lagt for undersøgelserne, og kan f.eks. være:

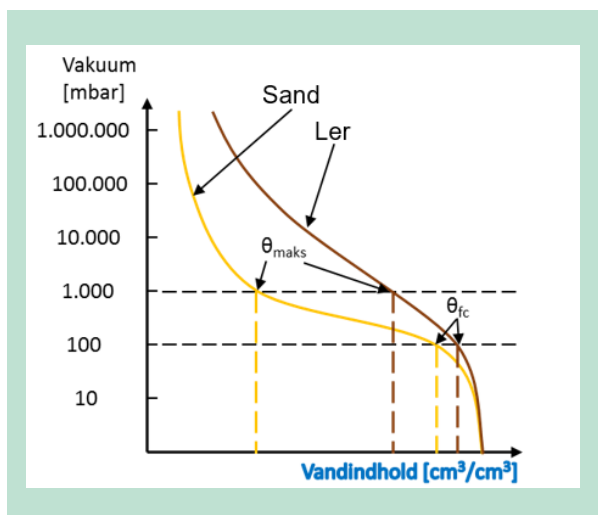
- A) Centralt i hotspot (maksimal koncentration)
- B) I bunden af jordforureningen (kildestyrekonzentration)
- C) Under jordforureningen (afgrænsning/monitoring af forurening i porevandet i retning mod grundvandet).



**FIGUR 2.** Princip i porevandsundersøgelse sammenlignet med en grundvandsprøve fra en traditionel filtersat boring. Sugecellerne kan etableres centralt i hotspot (A), i bunden af jordforureningen (B) eller under jordforureningen (C).

Sugecellerne er forbundet med en slange til en vakuumbeholder/prøvebeholder, som påføres et vakuum, hvormed porevandet frigives fra jordmatricen og suges op i beholderen /Miljøstyrelsen, 2000; Miljøstyrelsen 2008/.

Det vakuum, som er nødvendigt for at udtage porevandet, afhænger af jordens retentionsegenskaber, dvs. hvor godt jorden holder på vandet. Som det ses af figur 3, skal vakuum teoretisk set være højere i lerjorde end i sandede og grusede aflejringer, hvor de kapillære kræfter er svagere. Desuden vil afstanden mellem sugecellen og vakuumbeholderen spille en stor rolle pga. det tryktab, som løftehøjden medfører.



**FIGUR 3.** Typiske retentionskurver for sand og ler.  $\theta_{FC}$  er vandindholdet ved markkapacitet, hvor der ikke længere sker dræning som følge af tyngdekraften alene /Miljøstyrelsen, 2021/.  $\theta_{maks}$  er vandindholdet ved det maksimale vakuum, der teoretisk set kan suges med (dvs. 0 mbar, svarende til et vakuum på 1.000 mbar).

### Betydning af jordtype

Typisk skal grovkornede jorde påføres et vakuum på 100-200 mbar før der kan trækkes vand ud af formationen, mens der for lerjord kan være behov for et vakuum på mere end 400 mbar. Hvis jorden indeholder mere vand end markkapaciteten vil det dog være nemmere at udtage porevandet, ligesom det for udtørrede jorde kan være vanskeligt at udtage porevand.

### Betydning af løftehøjde

Det kræver et vakuum på ca. 100 mbar at løfte vand 1 m. Et vakuum på 850 mbar og en løftehøjde på 2 m vil betyde, at jordformationen påføres et vakuum på ca. 650 mbar.

Porevandsprøver fra forurenede lokaliteter kan som udgangspunkt analyseres med samme metoder som almindelige grundvandsprøver. Prøver med indhold af flygtige stoffer (f.eks. chlorerede opløsningsmidler) kan dog opsamles på Sorbicell VOC (Eurofins) for at reducere risikoen for tab af flygtige stoffer til atmosfæren inden kemisk analyse /Region Sjælland, 2012; Region Sjælland, 2013/.

## 2.3 Anvendt fremgangsmåde på projektet

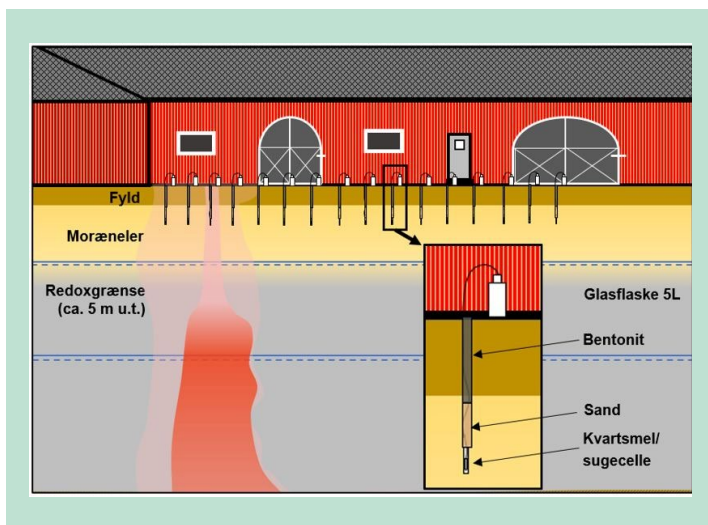
I dag anvendes to forskellige fremgangsmåder afhængigt af, om der ønskes porevandsprøver fra dybder under eller over ca. 2,5 m under terrænen (m u.t.). For overfladespild og fladeforureninger kan terrænnære porevandsprøver være tilstrækkeligt til at vurdere kildestyrkekoncentrationen og afgrænse et hotspot. Omvendt kan det være nødvendigt med porevandsprøver fra dybere liggende aflejringer, hvis forureningen ligger dybt eller hvis man ønsker en vertikal afgrænsning af porevandsforureningen. Der er tidligere etableret sugeceller og succesfuldt udtaget porevandsprøver i dybder på op til 19 m u.t. /Region Sjælland, 2020/. Ved nærværende projekt er der anvendt både terrænnære og dybe sugeceller etableret op til 9 m u.t.

Ved udtagningen af porevand (både terrænnært og dybt) er prøverne ikke opsamlet på Sorbicell VOC. Hermed undgås eventuelle fejlkilder, som der tidligere har været mistanke om er relateret til brug Sorbicell VOC på gasolieforureninger /Miljøstyrelsen, 2021/.

På de to testlokaliteter omfattede forureningen ikke væsentlige indhold af de mest flygtige kulbrinter (benzin og BTEX). Desuden blev risikoen for afdampning af flygtige stoffer under prøvetagningen minimeret ved at gennemføre prøvetagningen relativt hurtigt (2-8 dage) uden ventetid mellem prøvetagning og afhentning af prøverne samt uden unødigt omhældning mellem prøvetagningsflasker. De endelige prøver er indsendt i 1 liter-flasker til analyselaboratoriet præcis som hvis det havde været grundvandsprøver.

### 2.3.1 Terrænnære porevandsprøver

Princippet i terrænnær screening er vist i figur 4. Installationen foregår ved at forbore med 4" snegl til 20-30 cm over niveauet for installationen. Derefter nedrammes en metalstang (30 mm) til den ønskede installationsdybde, dog højst ca. 2,5 m u.t. Efter oprækning af metalstangen sænkes sugecellen ned i hullet og der hældes opslemmet kvartsmel omkring sugecellen. Derefter opfyldes med ca. 20 cm filtersand og herefter bentonit til terrænniveau. En FEP-slange (Flourethylenpropylen) kobles til glasflasken, der påføres et vakuum på ca. 850 mbar med en batteridrevet vakuumpumpe. Glasflasken er typisk placeret på terrænen og afskærmes med et Ø200 mm plastrør med hætte for at undgå direkte sollys og vindpåvirkning.



FIGUR 4. Princip i porevandsundersøgelse med terrænnære sugeceller.

Det anvendte prøvetagningsudstyr fremgår af tabel 2. Ved materialevalg er der taget hensyn til risikoen for adsorption og afsmitning af forureningsstoffer /Miljøstyrelsen, 2021/.

**TABEL 2.** Prøvetagningsudstyr til terrænnære porevandsprøver.

Udstyr	Detaljer	Formål
Borerig/håndbor	4" uden forerør	Forboring
Installationsudstyr til porevandsprøvetagning	Stang med diameter 30 mm, hammer, rør til kvartsmel, tragt	Etablering af borehul til sugecelle
Rustfri stålsugecelle, 6 cm (standard)	Prenart Super Steel Soil Water Sampler, porestørrelse på 0,05 µm	Udtagning af porevand fra den umættede zone
Kvartsmel	Opslemmet i vand (1 del kvartsmel og 3 dele vand)	Sikrer hydraulisk kontakt mellem sugecellen og den vandmættede del af den umættede jord omkring sugecellen. Hvis ikke der er hydraulisk kontakt, vil man ikke kunne udtage porevand.
Glasflaske (standard)	5 liter GL45 bluecap med teflonpakning	Fungerer som vakuum-kammer og prøvebeholder
Slange	FEP	Forbinder sugecelle med glasflaske. Ingen afsmitning af VOC'er.
Filtersand	20 cm over sugecelle	Minimerer risikoen for, at der kan trænge bentonit ned og tilstoppe sugecellen.
Bentonit	Over laget af filtersand	Forhindrer overfladevand og terrænnært grundvand i at trænge ned til sugecellen.
Pumpe	Batteridrevet vakuum-pumpe	Skal kunne etablere det ønskede vakuum i glasflasken

Ved installationen anvendes ca. 50 ml postevand. Da den endelige porevandsprøve omfatter minimum 1 liter porevand, udgør det dermed maksimalt 5% af prøvevolumenet, og fortyndingen vurderes at være negligerbar. Der udføres derfor ikke renpumpning ved terrænnær screening for porevandsforurening.

Vakuum vedligeholdes manuelt og der foretages ikke automatiseret opretholdelse af vakuum i flasken. Vakuum skal dermed vedligeholdes ved løbende tilsyn, hvis ikke der er opsamlet vand nok med det først påførte vakuum. Typisk vil det være nødvendigt med 1-2 tilsyn mellem etablering af sugecellen og afhentning af porevandsprøven.

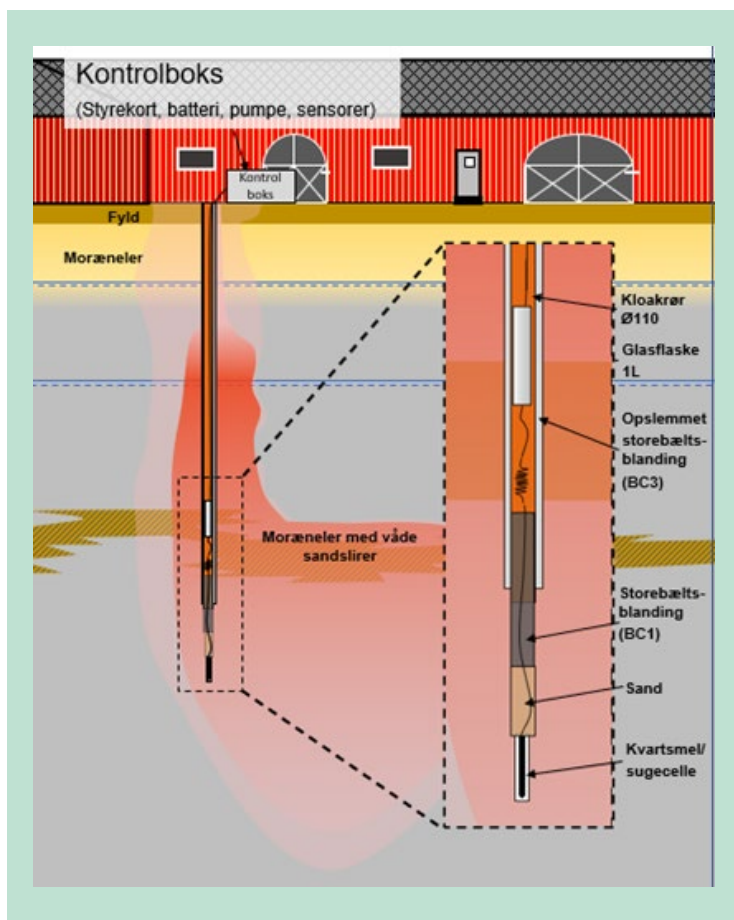
### 2.3.2 Dybe porevandsprøver

Princippet for udtagning af porevandsprøver fra dybe sugeceller er vist i figur 5 og afviger ikke væsentligt fra terrænnær screening.

Installationen foregår ved at lave en foret 6" boring med borerig til ca. 1 m over installationsdybden. Derefter bores yderligere ca. 0,8 m med 4" snegl og uden forerør. Derefter presses et Ø110 mm kloakrør ned i borehullet, så det går ca. 20 cm ned i 4" boringen. Inde i kloakrøret presses med boreriggen et 30 cm b-rør (diameter 42 mm) ned i bunden af 4" boringen. B-røret optages og sugecellen installeres. Der hældes opslemmet kvartsmel ned omkring sugecellen så den dækkes, hvilket kontrolleres med et inspektionskamera for at sikre sugecellen er dækket og der er hydraulisk kontakt med formationen omkring sugecellen.

Herover opfyldes med ca. 10 cm filtersand og derefter storebæltsblanding (cement-bentonit BC1), så det står ca. 0,5 m op i kloakrøret. Inden 6" forerøret trækkes op hældes opslemmet storebæltsblanding (cement-bentonit BC3) ned mellem forerøret og kloakrøret op til terræn.

Efterfølgende kan forerøret trækkes op, mens kloakrøret bliver i jorden. Den opslemmede storebæltsblanding sikrer afpropning til eventuelle vandførende lag beliggende tættere på terræn. For at have tilstrækkelig afpropning, skal det være minimum ca. 1,5-2,0 m fra underkanten af kloakrøret og til underkanten af det vandførende lag.



**FIGUR 5.** Princip i porevandsundersøgelse med dybe sugeceller.

FEP-slangen fra sugecellen tilsluttes bunden af glasflasken. FEP-slangen er på forhånd formet til en spiral ved varmebehandling så den kan trækkes op og sænkes ned med minimal risiko for at den filtrer og sætter sig fast.

Fra toppen af glasflasken monteres standard PVC-poreluftslange, der tilsluttes en kontrolboks, der vedligeholder vakuum og løbende vejer, hvor meget vand der er udtaget. Data fra prøvetagningen sendes via GSM-forbindelse til projektlederen, så prøvetagningen kan overvåges fra kontoret. Når der er opsamlet en tilstrækkelig porevandsprøve (typisk 1 liter) trækkes flasken op til terræn og hældes roligt på de endelige prøvetagningsflasker fra analyselaboratoriet.

Det anvendte prøvetagningsudstyr fremgår af tabel 3. De fleste af materialerne er identiske med dem anvendt ved udtagning af terrænnære porevandsprøver.



**TABEL 3.** Prøvetagningsudstyr til dybe porevandsprøver.

Udstyr	Detaljer	Formål
Borerig/håndbor	4" uden forerør	Etablering af sugecelle
Kloakrør	Ø110 mm	Fungerer som forerør under installationen. Røret efterlades i jorden.
B-rør	30 cm b-rør (diameter 42 mm)	Montering af sugecelle
Rustfri stålsugecelle, 25 cm (specialfremstillet)	Prenart Super Steel Soil Water Sampler, porestørrelse på 0,05 µm	Sørger for at der suges fra de omkringliggende materialer.
Kvartsmel	Opslemmet i vand (1:3)	Sikrer hydraulisk kontakt mellem sugecellen og den vandmættede del af den umættede jord omkring sugecellen. Hvis ikke der er hydraulisk kontakt, vil man ikke kunne udtage porevand.
Glasflaske (specialfremstillet)	1L/Ø95 mm GL45 bluecap med teflonpakning	Fungerer som vakuum-kammer og prøvebeholder. Sænkes ned i kloakrøret til en dybde ca. 3 m over sugecellen
Slange	FEP	Forbinder sugecelle med glasflaske. Ingen afdampning af VOC'er.
Vakkumslange	PVC poreluftslange	Forbinder glaskeflaske med kontrolboks.
Filtersand	10 cm over sugecelle/under bentonit	Minimerer risikoen for, at der kan trænge bentonit ned og tilstoppe sugecellen.
Bentonit	Storebæltsblanding (BC1 og BC3)	Forhindrer overfladevand og terrænnært grundvand i at trænge ned til sugecellen.
Kontrolboks med pumpe og vægt (specialfremstillet)	Specialfremstillet	Muliggør automatisk prøvetagning, hvor man kan følge med i hvor meget vand der udtages.

Ved installationen anvendes ca. 160 ml vand, og der udføres derfor en renpumpning af 2-3 gange dette volumen inden den endelige prøve udtages og sendes til kemisk analyse. Desuden går der typisk en uge fra etablering af sugecellen til prøvetagningen indledes. Herved vil der helt eller delvist indstille sig en ligevægt mellem vand omkring sugecellen og det omkringliggende porevand.

# 3. Metode til dokumentation af naturlig nedbrydning

## 3.1 Eksisterende metoder

Det er generelt anerkendt, at jordforurening med kulbrinter over tid vil nedbrydes i jord og grundvand som følge af mikrobiologisk aktivitet og vækst. Ét gram jord indeholder normalt mellem  $10^5$  og  $10^{11}$  bakterier, hvoraf mindst 0,1% kan anvende oliestoffer i deres metabolisme /Atlas, 1981/. På forurenede lokaliteter vil der ske en naturlig selektion, så sammensætningen af bakteriepopulationen ændrer sig. Herved vil andelen af kulbrintenedbrydere øges og biodiversiteten reduceres.

Med undtagelse af meget ekstreme forhold, vil der altid være bakterier til stede, som kan nedbryde kulbrinter. Potentialet for naturlig biologisk nedbrydning af kulbrinter afhænger af en lang række forhold, herunder tilgængeligheden og distributionen af ilt (ekstern elektronaccepter), substrat (kulbrinteforurening) og makronæringsstoffer (kvælstof og fosfor).

Inddragelse af naturlig biologisk nedbrydning i en risikovurdering har hidtil forudsat bestemmelse af en lokalitetsspecifik nedbrydningsrate, hvilket er et relativt omfattende arbejde. Undersøgelserne kan omfatte flaske- og søjleforsøg i laboratoriet eller in situ-tests i felten. Fælles for de kvantitative metoder er, at de generelt set har svært ved at simulere repræsentative forhold under forsøgene, herunder skala samt rumlig og tidlig variation. De estimerede nedbrydningsrater er derfor ofte forbundet med betydelig usikkerhed.

Imidlertid åbner Miljøstyrelsen op for i højere grad at tillade generelle nedbrydningsrater i risikoberegninger, hvis der vel at mærke foreligger kvalitativ dokumentation for naturlig biologisk nedbrydning på den konkrete lokalitet /Miljøstyrelsen, 2016a/. Udvalget af robuste metoder til kvalitativ dokumentation for naturlig nedbrydning af kulbrinter i den umættede zone er dog stadig relativt begrænset. Dokumentationen kan omfatte monitoring, men det er mest anvendeligt i den mættede zone, hvor man udtager grundvandsprøver over tid fra de samme filtersatte boringer. Derudover kan der foretages redoxmålinger i grundvand eller poreluft. Variationer på disse parametre kan dog have andre årsager end naturlig nedbrydning, f.eks. højorganiske jorde eller udslip af spildevand fra en kloak.

## 3.2 DNA-analyse af jordprøver

Som en alternativ strategi for dokumentation af naturlig biologisk nedbrydning, kan man kvantificere jordens biomasse og analysere sammensætningen af jordens bakterier. Ved naturlig nedbrydning af olie- og benzinstoffer vil biomassen typisk øges og artsammensætningen vil ændre sig. Bestemmelse af biomassens størrelse i en jordprøve sammen med biomassens artssammensætning kan derfor være med til at vise, om der er foregået naturlig nedbrydning i de aflejringer, hvor jordprøven er udtaget under de betingelser, der er tilstede i jorden. Ved sammenligning med referenceprøver fra ikke-forurenede jord på samme lokalitet og i samme dybde, kan undersøgelsen således udgøre en kvalitativ dokumentation for, at naturlig biologisk nedbrydning har fundet sted.

DMR har sammen med Oliebranchens Miljøpulje og Aalborg Universitet afprøvet DNA-sekventering til bestemmelse af artsammensætningen i olieforurenede grundvandsprøver /Larsen et al., 2018/. Hvis tilsvarende lovende resultater kan opnås i jordprøver, vurderes perspektiverne at være store i forhold til at dokumentere naturlig biologisk nedbrydning i den umættede zone.

### 3.3 Anvendt fremgangsmåde på projektet

DNA-sekventeringen på testlokaliteterne er i første omgang baseret på 33 jordprøver udtaget fra forede boringer i forbindelse med afgrænsende forureningsundersøgelser. Efterfølgende er der ved borearbejdet under etablering af sugeceller udtaget yderligere 11 jordprøver, som ligeledes er sekventeret (dvs. i alt 44 prøver).

Hver jordprøve omfattede ca. 0,2-0,5 kg jord og blev udtaget i gastætte Rilsanposer uden headspace, som man ellers gør ved udtagning af prøver til undersøgelser med PID (photoionization detector). Jordprøverne er med det samme lagt på køl og senere opbevaret ved maks. 5-10°C. Ved længere opbevaring (>1 uge) inden analyse er prøverne opbevaret i fryser ved -18°C. Ved endelig transport med kurer til Aalborg Universitet blev de frosne prøver opbevaret i køletasker med køleelementer.

De første 33 prøver er undersøgt med triplikater. Da resultaterne generelt viste god reproducerbarhed, blev de 11 ekstra prøver undersøgt med enkeltbestemmelser.

I laboratoriet er analysearbejdet udført som beskrevet i bilag 3. En repræsentativ delprøve er homogeniseret i en blender, hvorefter prøver til enkelt- eller trippelbestemmelser er udtaget til DNA-ekstraktion (0,25 g). Mængden af ekstraherbart DNA fra en jordprøve er et udtryk for jordens samlede biomasse (levende og døde celler) og dermed en indikator for, om der er foregået mikrobiologisk vækst sammenlignet med referenceprøverne.

Herefter er et specifikt markør-gen (16S rRNA som forekommer i alle bakterier) opformeret ved PCR (Polymerase Chain Reaction). Trinene frem til dette punkt har været brugt i mange år, men mulighederne for den efterfølgende sekventering er blevet betydeligt bedre indenfor de seneste 3-5 år.

DNA-sekventeringens resultater omfatter en relativ stor datamængde (sekvenser fra >5.000 bakterier i hver prøve). Indledningsvis er der foretaget en PCA (Principal Component Analysis) med henblik på at undersøge, om artssammensætningen i nogle prøver ligner hinanden og afspejler forureningsgraden (gruppering i datamaterialet). På baggrund af PCA-analysen er der foretaget en vurdering af hvilke prøver, hvor biomassen, sammenlignet med referenceprøver, har ændret sammensætning som følge af forurening. Det samlede datagrundlag udgør herefter en database, der kan anvendes ved fremtidige DNA-sekventeringer - også uden viden om forureningsindhold.

## 4. Udførte undersøgelser

### 4.1 Overordnet karakterisering af testlokaliteter

På begge lokaliteter er der konstateret jord- og grundvandsforurening med kulbrinter ovenpå aflejringer af moræneler. Begge lokaliteter er desuden beliggende indenfor OSD og indvindingsopland til almene vandværker.

Tabel 4 indeholder en overordnet karakterisering af de to testlokaliteter. Lokaliteterne er yderligere beskrevet i bilag 1 og 2.

**TABEL 4.** Oversigt for testlokaliteter. Oplysninger for forureningen er baseret på en afgrænsende regionsundersøgelse udført i 2019.

Lokalitet:	Viby 1	Viby 1	Viby 2
Område:	Område A	Område B	Område C
Filtersatte boringer (B) og sugeceller (S):	B103 og S1-S3	B108 og S4-S6	B101 og S1-S4
Referenceboring:	B107	B107	B113
Forureningskilde:	Petroleumslager	Petroleumslager	Tanke på benzinstation
Forureningstype:	Petroleum samt mindre indhold af gasolie og tunge kulbrinter	Petroleum samt mindre indhold af gasolie og tunge kulbrinter	Diesellole samt mindre indhold af benzin
Skønnet areal af forurening (hele lokaliteten):	Ca. 200 m <sup>2</sup>	Ca. 200 m <sup>2</sup>	300-400 m <sup>2</sup>
Skønnet forureningsmængde (hele lokaliteten):	40-60 kg	40-60 kg	500-800 kg
Kildestyrke:			
- Jord (maks.)	1.000 mg/kg TS	770 mg/kg TS	4.200 mg/kg TS
- Grundvand	960 µg/l	180 µg/l	10.000 µg/l
Befæstning:	Græs/have	Græs/have	Græsareal ved asfaltplads
Top af dæklag:	2,8 m u.t.	2,2 m u.t.	2,1 m u.t.
Redoxgrænse (skift fra lysebrunt til gråt):	3,5-4,5 m u.t.	3,5-4,5 m u.t.	1,0-1,5 m u.t.
Dæklagets tykkelse:	10-15 m	10-15 m	15-20 m

### 4.2 Strategi for undersøgelser

På Viby 1 foretages undersøgelser i to delområder inden for kildeområdet (område A og B). På Viby 2 undersøges ét delområde (område C). Områderne omfatter de boringer, hvor der ved en regionsundersøgelse i 2019 er påvist de højeste koncentrationer i jord og grundvand. På begge lokaliteter sammenlignes med resultater fra øvrige boringer på lokaliteten, herunder en uforurenede referenceboring.

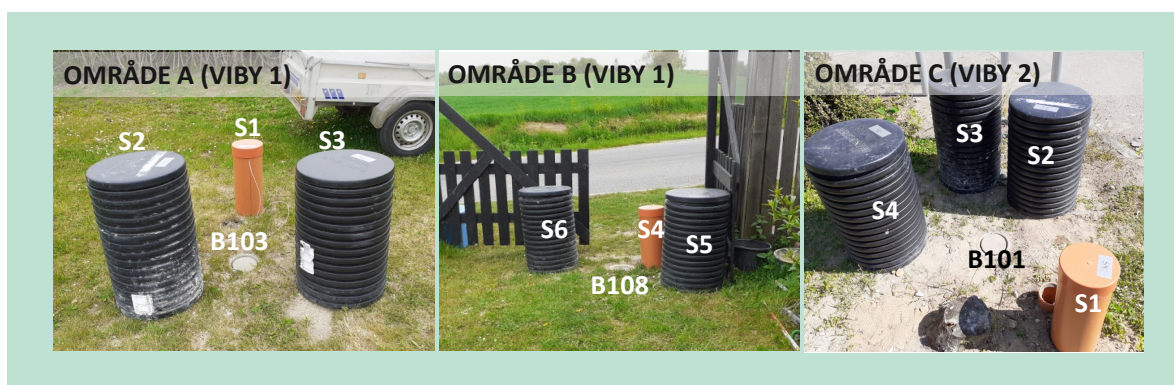
Tabel 5 sammenfatter udførte undersøgelser af nedsivning og naturlig nedbrydning af kulbrinter i aflejringerne af moræneler under jordforureningen på begge lokaliteter.

**TABEL 5.** Udførte undersøgelser af nedsivning og nedbrydning i moræneler. Ref: Referenceboring.

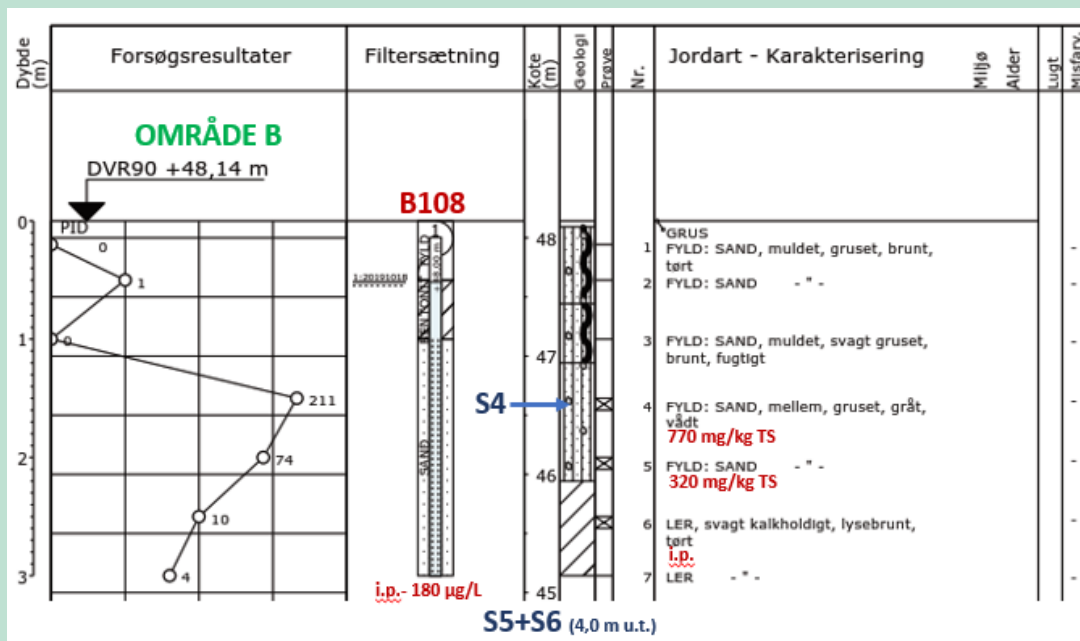
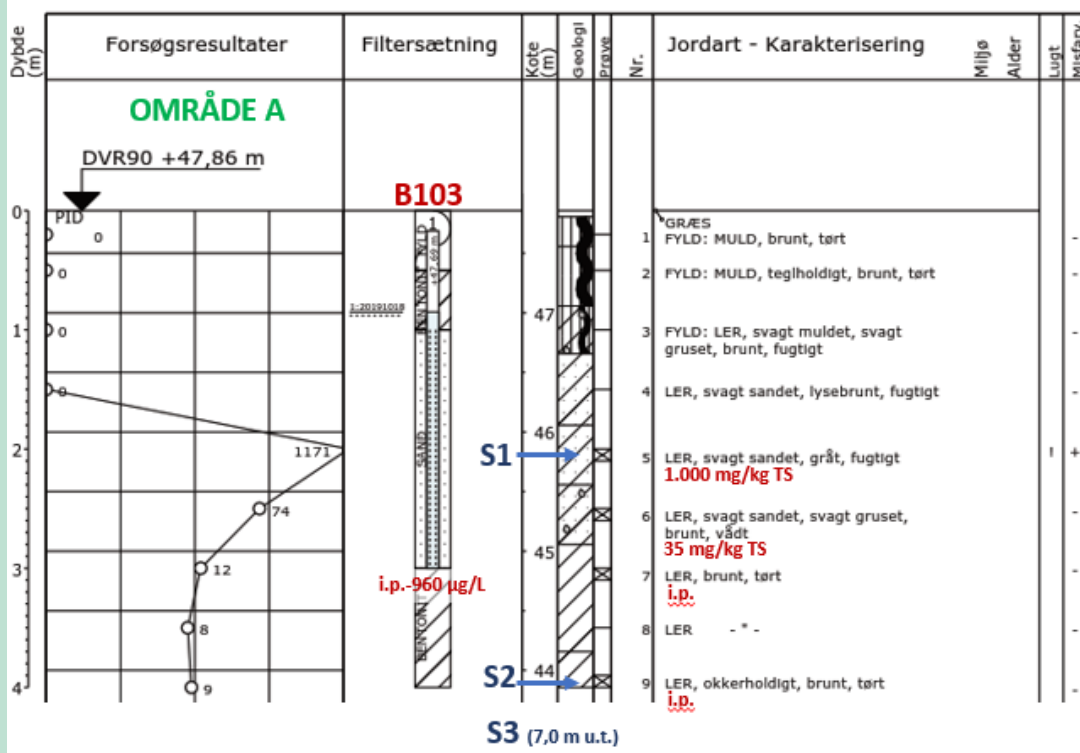
Vurdering af nedsivning	Viby 1 (A-B)	Viby 2 (C)
Udtagning af suppl. jordprøver	16. stk. fra S1-S6	12. stk. fra S1-S4
Udtagning af suppl. grundvandsprøver	3 stk. fra både B103 og B108	4 stk. fra B101
Etablering af sugeceller og udtagning af porevandsprøver	Område A (S1-S3 ved B103) Område B (S4-S6 ved B108) Dybde: 1,5-7,0 m u.t.	Område C (S1-S4) Dybde: 1,5-9,0 m u.t.
<b>Vurdering af naturlig nedbrydning</b>		
DNA-sekventering af jordprøver	20 stk. fra S1-S6, B103 og B107(ref)	23 stk. fra S1-S4, B101, B106, B108 og B113(ref)
Iltmålinger i umættet zone (O <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> )	G1-G3 (0,1-0,4 m u.t. pga. højt grundvandsspejl)	G1-G4 (0,8-1,0 m u.t.)
Analyse for total-N og -P	4 stk. fra B103 og B107(ref)	9 stk. fra B101, B106 og B113(ref)

### 4.3 Etablering af sugeceller

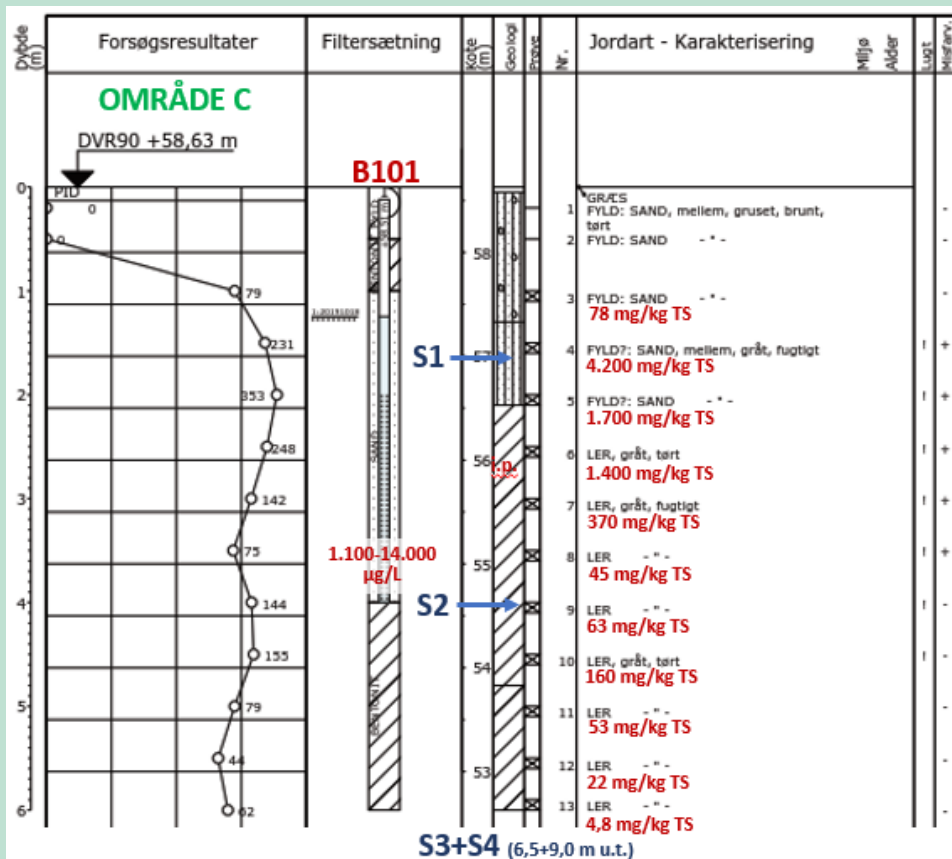
Omkring eksisterende filtersatte boringer er der i hvert område udført 3-4 boringer med etablering af sugeceller. Boringerne er placeret op til 0,8 m fra den filtersatte boring, som vist på figur 6. Fra boringerne er der udtaget jordprøver til supplerende kemiske analyser, hvorefter der er etableret sugeceller i udvalgte dybder, som vist i figur 7 og 8.



**FIGUR 6.** Placering af sugeceller omkring eksisterende filtersatte boringer på de to testlokalteter (område A-C). For de terrænnære sugeceller er vakuumbeholderen placeret under kloakrør. For de dybe sugeceller er kontrolboks og vakuumpumpe placeret under de sorte installationsbrønde.



**FIGUR 7.** Boreprofiler for boring B103 i område A (øverst) og boring B108 i område B (nederst) på Viby 1. Profilet omfatter PID-udslag (ppm) og resultater af kemiske analyser af jord og grundvand (skrevet med **rødt**). Desuden er der markeret udvalgte dybder for sugeceller. i.p.: ikke påvist kulbrinter ved kemisk analyse.



**FIGUR 8.** Boreprofiler for boring B101 i område C på Viby 2. Profilet omfatter PID-udslag (ppm) og resultater af kemiske analyser af jord og grundvand (skrevet med **rødt**). Desuden er der markeret udvalgte dybder for sugeceller. i.p.: ikke påvist kulbrinter ved kemisk analyse.

Efter eventuel renpumpning fra sugecellerne er der udtaget porevandsprøver, som beskrevet i kapitel 2. Fra hver sugecelle er der udtaget 2-3 porevandsprøver over en periode på 3-6 måneder. De opsamlede vandprøver er analyseret med samme forberedelse og analysemetode som almindelige grundvandsprøver (ekstraktion i pentan og analyse ved GC/FID).

Til sammenligning med porevandskoncentrationerne er der i perioden med prøvetagningen analyseret flere grundvandsprøver fra det terrænnære grundvand over lerlaget. Analyseresultaterne for grundvandet er sammenlignelige med resultaterne af de terrænnære sugeceller, der er etableret i det terrænnære grundvand.

#### 4.3.1 DNA-analyser

Udvalgte jordprøver fra område A-C er transporteret til Aalborg Universitet til DNA-ekstraktion og sekventering. Herved opnås oplysninger om den samlede biomasse i jordprøverne (levende og døde celler) samt bakteriepopulationens sammensætning.

Der er udvalgt jordprøver både i og under den konstaterede jordforurening med petroleum. Desuden er der udvalgt jordprøver fra de ikke-forurenede referenceboringer, hvor de geologiske forhold var sammenlignelige med de forurenede boringer.

#### 4.3.2 Øvrige målinger

Udvalgte jordprøver fra begge testlokaliteter er analyseret for totalindhold af makronæringsstofferne kvælstof og fosfor (tot-N og tot-P), der potentielt kan begrænse biologisk vækst i kildeområdet.

Desuden er der etableret terrænnære gasmålepunkter i både forurenede og uforurenede dele af lokaliteterne. Der er nedbanket poreluftspyd og anvendt en IR-gasmåler til bestemmelse af poreluftens indhold af ilt ( $O_2$ ), kuldioxid ( $CO_2$ ), og metan ( $CH_4$ ). Måleresultaterne kan indikere en eventuel biologisk aktivitet i de terrænnære jordlag. Målingerne giver dog ikke oplysninger om processerne i lerlaget under det terrænnære grundvand. På Viby 1 kunne spydet kun nedbankes til 0,1-0,4 m u.t. pga. højtstående grundvand, og resultaterne kan derfor være påvirket af atmosfærisk luft.

Endeligt er der i forbindelse med udførelse af sugecelleboringerne udtaget supplerende jordprøver til kemisk analyse for kulbrinter inkl. BTEX. Jordprøverne er udtaget i samme dybder som sugecellerne samt i udvalgte dybder herover.



# 5. Kildestyrkekonzentration på testlokaliteter

Kildestyrkekonzentrationen kan som tidligere beskrevet defineres, som den koncentration af opløst forurening, som nedsiver fra bunden af en jordforurening i retning mod dybereliggende grundvand. Med udgangspunkt i Viby 1 (område A-B) og Viby 2 (område C) er der foretaget en vurdering af kildestyrkekonzentrationen ud fra porevandsprøver, terrænnære grundvandsprøver og jordprøver.

## 5.1 Porevandsprøver

Tabel 6 viser analyseresultater for samtlige porevandsprøver udtaget på Viby 1 og Viby 2. Alle porevandsprøver kunne udtages og analyseres som planlagt. Hver prøve er udtaget over en periode på 2-8 dage, og kan betragtes som et øjebliksbillede af den aktuelle porevandskoncentration omkring sugecellen. I hver sugecelle er der udtaget 2-3 prøver over en periode på 3-6 måneder. Porevandsprøver udtaget i toppen af lerlaget vurderes at repræsentere kildestyrkekonzentrationen.

**TABEL 6.** Analyseresultater for porevandsprøver. **Blå markeringer** angiver de data, der repræsenterer kildestyrkekonzentrationen for nedsivende porevand (øverste sugecelle i lerlaget). TK: Totalindhold af kulbrinter. RSD: Relativ standardafvigelse. i.p.: ikke påvist. \*: Resultatet vurderes at være fejlbehæftet, hvilket understøttes af to genmålinger. Resultatet (S4, 120 µg/l) er derfor ikke inddraget i middelværdien her eller senere i rapporten.

Viby 1 (A)	Dybde (m u.t.)	TK (µg/l)	Middelværdi TK (µg/l)	RSD TK	Sum af BTEXN (µg/l)
Porevand S1	1,9-2,1	65/56	61	11%	0,57 / i.p.
Porevand S2	5,6-5,8	i.p. / 5,0	<5,0	-	0,032 / i.p.
Porevand S3	7,1-7,3	i.p. / i.p.	i.p.	-	0,023 / i.p.
<b>Viby 1 (B)</b>					
Porevand S4	1,4-1,6	190 / 130	160	27%	1,6 / 0,34
Porevand S5	4,1-4,3	24 / 17	21	24%	0,037 / i.p.
Porevand S6	4,1-4,3	5,2 / 6,0	5,6	10%	0,035 / i.p.
<b>Viby 2 (C)</b>					
Porevand S1	1,4-1,6	520 / 580 / 560	550	2,6%	i.p. / 0,033 / i.p.
Porevand S2	4,0-4,2	130 / 130 / 58	110	48%	4,0 / 0,12 / i.p.
Porevand S3	6,0-6,2	34 / 7,0 / i.p.	14	-	0,58 / 0,081 / 0,041
Porevand S4	8,0-9,1	120* / i.p. / i.p.	i.p.	-	i.p. / i.p. / i.p.

### 5.1.1 Tidslig variation

Porevandsanalyser baseret på samme sugecelle inden for måleperioden giver generelt værdier i samme størrelsesorden med relative standardafvigelser (RSD) <50%. I absolutte værdier er afvigelsen generelt <70 µg/l. En måleperiode på 3-6 måneder vurderes i denne sammenhæng at være relativt kort, og porevandskoncentrationen nede i lerlaget forventes derfor ikke at ændre væsentligt.

Ét enkelt analyseresultat vurderes at være fejlbehæftet (Viby 2, S4 ca. 9 m u.t.). Her er der ved første prøvetagning påvist et relativt højt indhold af kulbrinter, som primært udgøres af fraktionen C<sub>20</sub>-C<sub>35</sub>. Totalindholdet er væsentligt højere end hvad der blev påvist i den overliggende sugecelle S3, hvor der primært er påvist C<sub>10</sub>-C<sub>20</sub>. Ved to genmålinger i S4 kunne der ikke påvises kulbrinter, mens resultaterne fra S1-S3 var i samme størrelsesorden som resultatet af første målerunde. På den baggrund er der set bort fra det første resultat fra S4 både her og senere i rapporten.

### **Relativ standardafvigelse (RSD)**

Relativ standardafvigelse (RSD) er et mål for præcision i dataanalyse. Relativ standardafvigelse beregnes ved at dividere standardafvigelsen for en række værdier med gennemsnittet af værdierne.

#### **5.1.2 Rumlig variation**

De udførte undersøgelser er ikke udført med henblik på at vurdere den rumlige variation for porevandsmålinger.

På Viby 1 (område B) er der dog etableret to sugeceller i samme dybde med 1,5 m mellem (S2 og S3 i ca. 4,2 m u.t.). Der er analyseret to porevandsprøver fra hver sugecelle, og resultaterne varierer fra 5,2 µg/l til 24 µg/l. Resultaterne er således alle i samme størrelsesorden. Den relative standardafvigelse (RSD) er <25%.

For punktkildeforureninger med kulbrinter skal man være opmærksom på at den rumlige variabilitet af jordforurening, og dermed også porevandsforurening, vurderes at kunne være høj, hvis prøverne er udtaget i udkanten af et kildeområde. Den observerede variation mellem S2 og S3 på Viby 1 vurderes derfor at være lav i forhold til hvad der kunne forventes.

#### **5.1.3 Tab af flygtige stoffer**

Som tidligere beskrevet vil der være risiko for tab af flygtige kulbrinter i løbet af prøvetagningsperioden på 2-8 dage. Det opsamlede porevand opbevares i en lukket beholder, men ved etablering af vakuum fjernes en del af "headspace" i prøvetagningsflasken og dermed også flygtige stoffer fra porevandsprøven. Nedenfor er der vist en forsimplet overslagsberegning af hvor stort tabet af flygtige stoffer kan være.

## Teoretisk overslagsberegning for tab af flygtige stoffer

Benzen, naphthalen og dodecan anvendes som modelstoffer for flygtige kulbrinter i porevandet. Benzen vurderes at være meget konservativt, mens dodecan vurderes at være et mere realistisk modelstof. Henrys konstant for stofferne (dvs. fordelingskoefficienten mellem gas og væske) antages ikke at ændre sig under prøvetagningen, selvom trykket varierer (dette er forsimplet). Henrys konstanter stammer fra /USEPA, 2016/. Tabet af flygtige stoffer beregnes ud fra en vurdering af, hvor meget luft der suges ud af vakuumbeholderen under prøvetagningen samt hvor meget "headspace", der er i beholderen efter endt prøvetagning. Flygtige stoffer i headspace efter endt prøveopsamling antages at blive tabt i forbindelse med prøvehåndteringen og analysearbejdet.

### Terrænnære sugeceller:

Prøvetagningsflasken er 5 liter, hvori der opsamles ca. 1 liter porevand. Der er antaget en konstant temperatur på 15°C. Det skønnes, at der under prøvetagningen fjernes maks. 1 liter luft ved fastholdelse af vakuum. Desuden tabes ca. 4 liter "headspace" ved afhentning af prøven. På den baggrund kan det beregnes, at porevandskoncentrationen kan være underestimeret med ca. 73%, hvis forureningen udelukkende udgøres af benzen. Med de øvrige modelstoffer er tabet <5%.

### Dybe sugeceller:

Prøvetagningsflasken er 1 liter, som fyldes helt op ved prøvetagningen (dvs. der ikke er "headspace"). Det skønnes at der under prøvetagning fjernes maks. 1 liter ved fastholdelse af vakuum. På den baggrund beregnes porevandskoncentrationen at kunne være underestimeret med ca. 11%, hvis forureningen udelukkende udgøres af benzen. For de øvrige modelstoffer er tabet <1%.

**TABEL 7.** Beregnet tab ved prøvetagning baseret på forskellige modelstoffer.

Modelstof	Tab med terrænnær sugecelle ved 15°C	Tab med dyb sugecelle ved 10°C
Benzen	73%	11%
Naphthalen	4,7%	0,32%
Dodecan	<1%	<1%

Med benzen som konservativt modelstof estimeres et massetab for den terrænnære prøvetagning på ca. 73%, mens det for de dybe sugeceller estimeres til ca. 11%. Det større beregningsmæssige tab fra terrænnære sugeceller skyldes vakuumbeholderens størrelse på 5 liter, som er nødvendigt for denne metode. Hvis der i stedet anvendes dodecan eller naphthalen som realistisk-konservative modelstoffer vurderes tabet dog at være <5% for de terrænnære sugeceller og <1% for de dybe sugeceller. Tab i denne størrelsesorden vurderes at være acceptable.

Man skal desuden være opmærksom på, at ældre jordforureninger typisk kun vil indeholde lave indhold af BTEX'er og andre letflygtige stoffer, da disse typisk nedbrydes hurtigere end

andre kulbrinter. Desuden viser de udførte porevandsundersøgelser på Viby 1 og Viby 2, at der trods et evt. tab af flygtige stoffer stadig påvises BTEX i alle de porevandsprøver, hvor der kan påvises et totalindhold af kulbrinter. Dette gælder også de terrænnære sugeceller.

Det anbefales dog, at terrænnære sugeceller på kulbrinteforurenede lokaliteter fremover installeres med samme styring og vakuumbeholder (1 liter), som på dette projekt er anvendt til de dybe sugeceller. Herved forventes tabet af flygtige kulbrinter for alle sugeceller at blive <11% og for ældre olieforureninger <5%. Dette betragtes som acceptabelt i forhold de usikkerheder, der normalt forventes at være ved prøvetagning og kemisk analyse af miljøprøver.

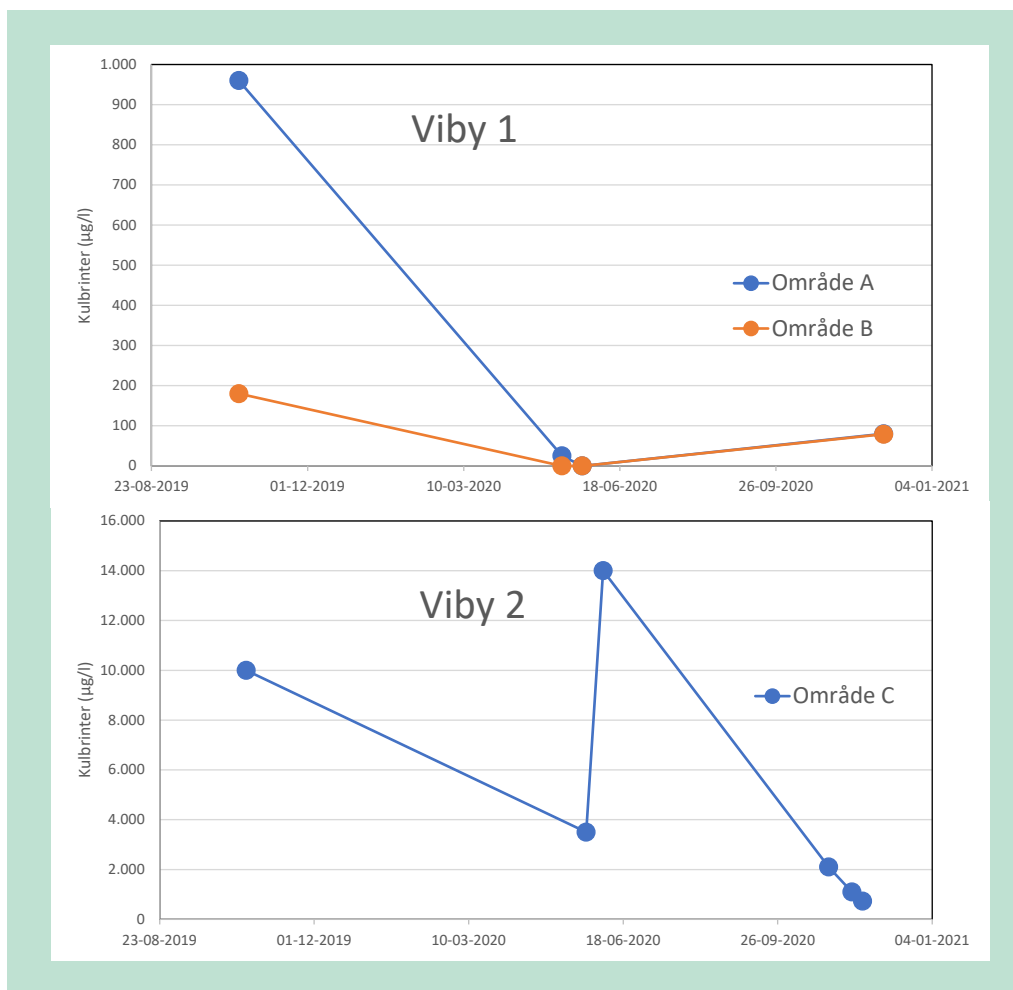
## 5.2 Grundvandsprøver

Grundvandsprøver i terrænnært grundvand har traditionelt været udgangspunktet for en vurdering af nedsivningen til dybereliggende grundvand. Ofte udtages grundvandsprøverne lige over et lerlag, som det var tilfældet på Viby 1 og Viby 2. Typisk ville man anvende f.eks. en middel- eller medianværdi baseret på grundvandskoncentrationer målt i kildeområdet ved en enkelt målerunde. Kildestyrkekoncentrationen kunne herefter anvendes som startkoncentrationen for en eventuel beregning af nedsivningen i f.eks. JAGG 2.1 eller lignende.

Tabel 8 og figur 9 viser analyseresultater for grundvandsprøver udtaget i terrænnært grundvand på Viby 1 og Viby 2. Som følge af lav tilstrømning til grundvandsfiltrene kunne prøverne ikke udtages ved kontrolleret prøvetagning. Filterets vandvolumen er således blot udskiftet ca. tre gange inden udtagning af den endelige prøve.

**TABEL 8.** Analyseresultater for grundvand og porevand. TK: Totalindhold af kulbrinter. i.p.: ikke påvist. RSD: relativ standardafvigelse. -: Kan ikke beregnes. BTEXN: Benzen, toluen, ethylbenzen, xylener og naphthalen. \*: Resultatet vurderes at være fejlbehæftet.

Viby 1 (område A)	Dybde (m u.t.)	TK (µg/l)	Middelværdi, TK (µg/l)	RSD, TK	Sum af BTEXN (µg/l)
Grundvand B103	1-3	960 / 25 / i.p. / 80	270	174%	0,46 / i.p. / i.p.
<b>Viby 1 (område B)</b>					
Grundvand B108	1-3	180 / i.p. / i.p. / 79	65	173%	0,36 / i.p. / i.p.
<b>Viby 2 (område C)</b>					
Grundvand B108	2-4	10.000 / 3.500 / 14.000 / 2.100 / 730	6.000	104%	110 / 2,7 / 7,6 / 73 / i.p.



**FIGUR 9.** Grundvandskoncentrationer målt i terrænnært grundvand på Viby 1 (område A-B) og Viby 2 (område C) i forbindelse med porevandsundersøgelsen.

Grundvandsresultaterne udviser relativt stor variation selvom prøverne er udtaget i samme filter og inden for 2 måneder. På Viby 1 ses grundvandskoncentrationer varierende fra "ikke påvist" til hhv. 960 µg/l og 180 µg/l. På Viby 2 ses grundvandskoncentrationer varierende fra 730 til 14.000 µg/l.

Usikkerheden på måleresultaterne kan vurderes på baggrund af den relative standardafvigelse (RSD). For alle de terrænnære grundvandsprøver er RSD >100%, mens den for porevandsprøverne er <50%. Den store variation for grundvandsprøverne vanskeliggør en direkte sammenligning med porevandsprøverne.

Den høje variabilitet for grundvandsprøverne vurderes at skyldes tre forhold, der vil være generelt gældende ved grundvandsundersøgelser i terrænnært grundvand med lav permeabilitet/lavtydende borer:

1. **Usikkerhed på prøvetagningen:** Som følge af utilstrækkelig tilstrømning til grundvandsfilterne er grundvandsprøverne udtaget efter begrænset renpumpning (typisk 2-5 gange vandvolumenet i filteret) og uden måling af feltparametre (ilt, pH, temperatur og pH) under renpumpningen. Prøvetagning uden tilstrækkelig renpumpning forventes generelt at medføre usikkerhed på resultatet. Dette vil især være tilfældet, hvis det er nødvendigt at sænke pumpen ned til bunden af filteret med risiko for at opsuge sediment.

2. Tidlig variation pga. kraftig nedbør: På Viby 1 og Viby 2 faldt der relativt meget nedbør (85-115 mm pr. måned) i perioden op til den første prøvetagning, hvor de højeste grundvandskoncentrationer blev påvist. Kraftig nedbør over en længere periode vurderes at påvirke vandstanden i terrænnært grundvand og dermed grundvandskoncentrationen.
3. Fri fase i grundvandsprøverne: Ringe tilstrømning til filteret og begrænset renpumpning vil gøre det lidt tilfældigt hvor meget fri fase, eller emulgeret olie, der kommer med i grundvandsprøven. Høje kulbrintekoncentrationer vil primært findes omkring grundvandsspejlet, men ved lav vandstand i filteret, vil der ske en vis sammenblanding. Dette forhold vurderes dog ikke at have spillet nogen rolle på Viby 1, hvor koncentrationerne er lave og hvor der ikke er konstateret oliefilm på vandspejlet. På Viby 2 er der i perioder påvist høje grundvandskoncentrationer og oliefilm på grundvandsspejlet.

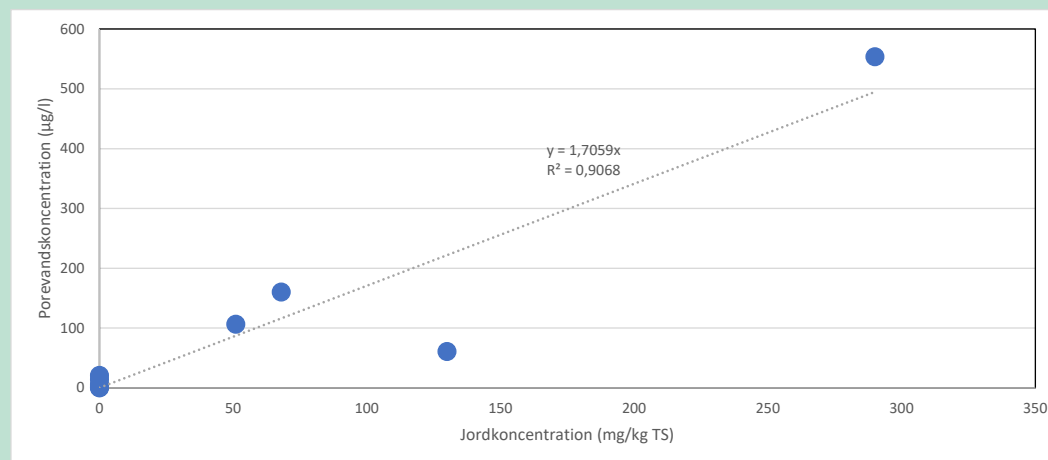
Ovenstående forhold bør generelt inddrages ved risikovurderinger og vurdering af monitoringsresultater baseret på grundvandsprøver fra terrænnære grundvandsfiltre med lav tilstrømning som følge af lavpermeable aflejringer eller strømning i lavtydende sandslirer.

Samlet set vurderes det at være særdeles usikkert at fastlægge en kildestyrkekoncentration ud fra få grundvandsprøver udtaget fra lavtydende grundvandsfiltre. Grundvandskoncentrationerne kan være højere end porevandskoncentrationerne, hvis der er fri fase, hvilket der typisk ikke vil være i porevandsprøverne.

Det skal nævnes, at koncentrationer målt i grundvand fra højtydende sekundære grundvandsmagasiner forventes at udvise mindre variation, men dette er ikke undersøgt i dette projekt. For højtydende magasiner skal man dog være opmærksom på, at grundvandsfanen typisk vil være større og dermed øge det areal, som nedsivningen i underliggende ler vil foregå over.

### 5.3 Jordprøver

Kemisk analyse af jordprøver er den almindeligste metode til undersøgelse og afgrænsning af jordforureninger med kulbrinter. Figur 10 viser korrelation mellem målte koncentrationer af kulbrinter i jord- og porevandsprøver. Lave porevandskoncentrationer er generelt relateret til lave jordkoncentrationer og omvendt. I flere porevandsprøver er der dog påvist indhold af kulbrinter selvom der ikke er påvist kulbrinter i jordprøverne. Dette illustrerer en lav analytisk detektionsgrænse for vandanalyser (og dermed også porevandsanalyser), mens den er relativt høj for jordprøver.



**FIGUR 10.** Sammenhæng mellem koncentrationer i jord- og i porevandsprøver i samme dybde (område A-C). Porevandskonc. er en middelværdi er 2-3 målinger i samme sugecelle.

Resultaterne fra dette og tidligere projekter /f.eks. Region Sjælland, 2012/ viser generelt en korrelation mellem koncentrationen af forureningsstoffer påvist i jord og porevand. Korrelationen vil dog afhænge af forureningstype, jordtype samt graden af nedbrydning/forvitring. Desuden kan der typisk påvises lave niveauer af porevandsforurening selvom der ikke påvises jordforurening. Det er derfor usikkert at estimere en porevandskoncentration på baggrund af målte koncentrationer i jorden.

## 6. Forureningsudbredelse i lerlag under testlokaliteter

Vertikal afgrænsning af forurening med kulbrinter er traditionelt foretaget ved udtagning af jordprøver fra borer med efterfølgende målinger med en PID-detektor (10,6 eV) og kemisk analyse af udvalgte prøver. Generelt forventes opløste forureningsstoffer dog at spredes længere ned i leret end hvad der kan påvises ved analyse af jordprøver, hvor detektionsgrænsen er relativt høj.

I det følgende vurderes nedsivningen på Viby 1 og Viby 2 ud fra PID-udslag samt kemisk analyse af jord- og porevandsprøver. Toppen af dæklaget defineres som førstkomende lerlaflejninger, under et evt. terrænnært grundvandsmagasin), som ved borearbejdet er beskrevet som tørt ler eller moræneler.

### 6.1 Viby 1

Figur 11 viser måle- og analyseresultater for Viby 1 sammen med den observerede lagfølge ved målestederne. Ved vurdering af resultaterne fra Viby 1 skal man være opmærksom på at der er tale om relativt svage forureninger med totalindhold af kulbrinter i jorden på <1.000 mg/kg TS.

I tilfælde af flere prøveresultater fra samme dybde, er der angivet en middelværdi. Analyseresultater angivet i analyserapporten som "ikke påvist" er medtaget som "0" af beregningsmæssige årsager.

OMRÅDE A					OMRÅDE B				
DYBDE (m u.t.)	BOREPROFIL (B103)	PID (ppm)	KULBRINTER I JORD (mg/kg TS)	KULBRINTER I POREVAND (µg/L)	DYBDE (m u.t.)	BOREPROFIL (B108)	PID (ppm)	KULBRINTER I JORD (mg/kg TS)	KULBRINTER I POREVAND (µg/L)
0,0	Græs				0,0	Græs			
0,2	FYLD: MULD, SAND, tørt	17 (B103/S1-S3)			0,2	FYLD: SAND, tørt	2 (B108/S4-S6)		
0,5	FYLD: MULD, SAND, tørt	233 (B103/S1-S3)	125 (S1/S2)		0,5	FYLD: SAND, tørt	2 (B108/S4-S6)		
1,0	FYLD: LER, fugtigt	27 (B103/S1-S3)			1,0	FYLD: SAND, fugtigt	1 (B108/S4-S6)		
1,5	MORÆNELER, fugtigt	36 (B103/S1-S3)			1,5	FYLD: SAND, vådt	54 (B108/S4-S6)	419 (B108)	160 (S4)
2,0	MORÆNELER, fugtigt	590 (B103/S1-S3)	565 (B103/S1)	61 (S1)	2,0	FYLD: SAND, vådt	75 (B108/S5/S6)	660 (B108/S4)	
2,5	MORÆNELER, vådt	455 (B103/S2/S3)	358 (B103/S2/S3)		2,5	MORÆNELER, tørt	21 (B108/S5/S6)	0 (B108/S6)	
3,0	MORÆNELER, tørt/vådt	45 (B103/S2/S3)	0 (B103)		3,0	MORÆNELER, tørt	4 (B108/S5/S6)		
3,5	MORÆNELER, tørt	13 (B103/S2/S3)	0 (B103)		3,5	MORÆNELER, tørt	2 (S5/S6)		
4,0	MORÆNELER, gråt, tørt	16 (B103/S2/S3)	0 (B103/S3)		4,0	MORÆNELER, tørt	5 (S5/S6)	0 (S5/S6)	13 (S5/S6)
4,5	MORÆNELER, gråt, tørt	2 (S2/S3)							
5,0	MORÆNELER, gråt, tørt	2 (S3)							
5,5	MORÆNELER, gråt, tørt	2 (S3)	0 (B103/S2)	3 (S2)					
6,0	MORÆNELER, gråt, tørt								
6,5	MORÆNELER, gråt, tørt								
7,0	MORÆNELER, gråt, tørt		0 (B103/S3)	0 (S3)					

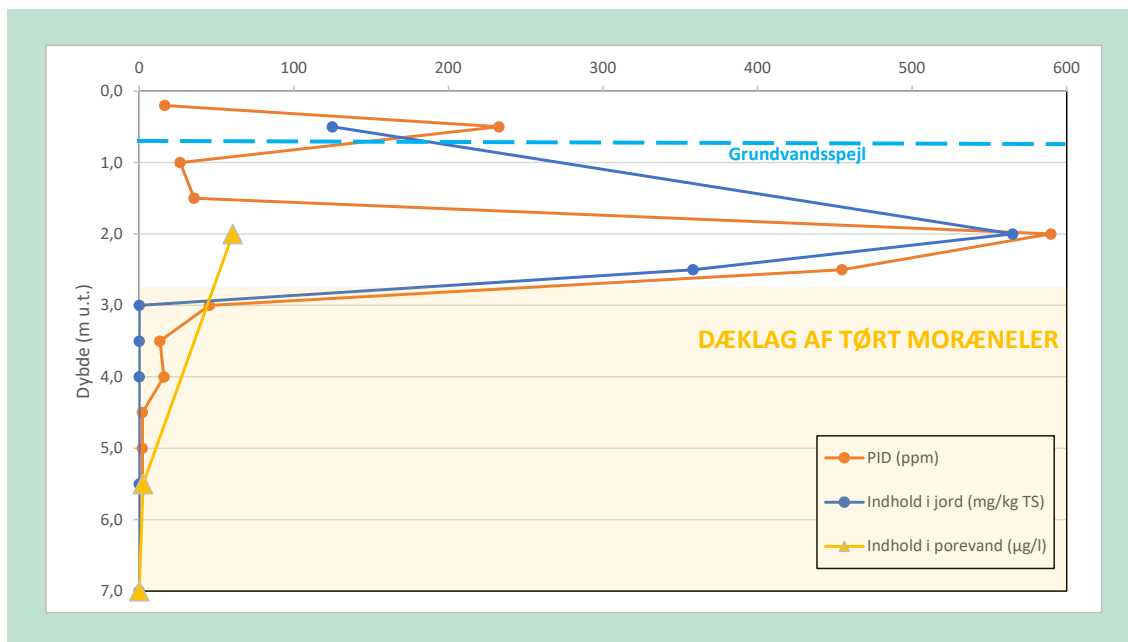
FIGUR 11. Analyseresultater fra Viby 1, område A (tv.) og B (th.). I tilfælde af flere prøver fra samme dybde er der angivet en middelværdi. Ikke påviste værdier er angivet som "0".

Analyse af jordprøver fra område A og B har ikke påvist jordforurening i dæklaget af tørt ler, som træffes hhv. 2,8 og 2,2 m u.t. Målinger med PID-detektor har dog vist udslag >10 ppm 0,3-1,2 m nede i det tørre ler, hvilket kan skyldes en relativt lav detektionsgrænse for PID-målinger for petroleum- og gasolieforurening.

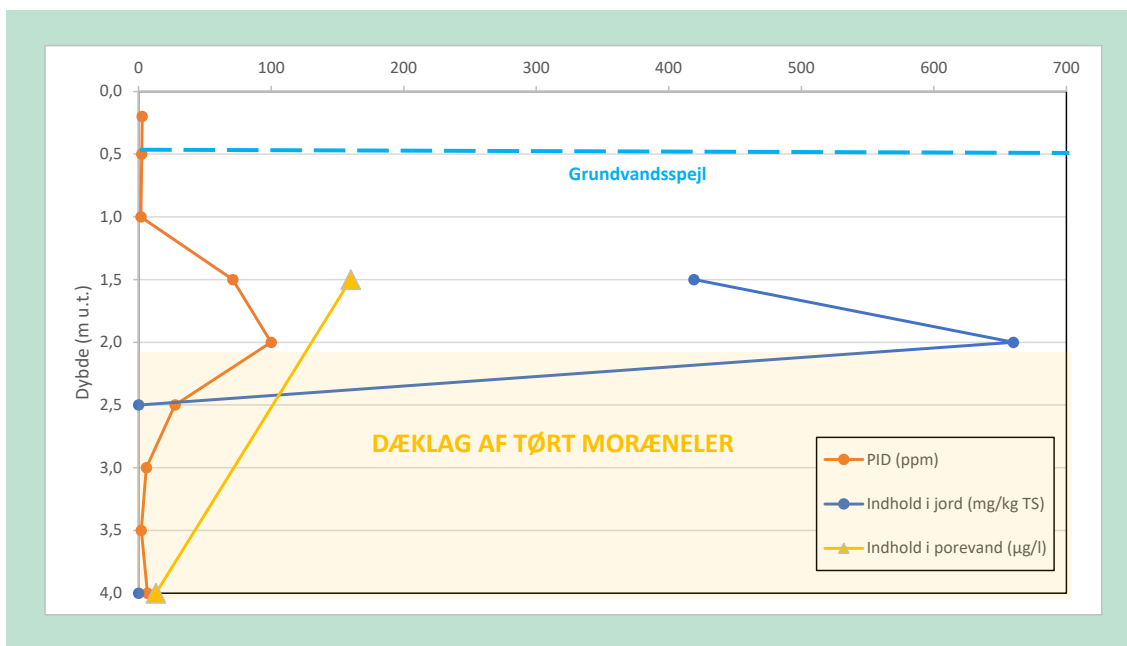


Analyse af porevandsprøver fra førstkomende sugecelle i dæklaget viser indhold af kulbrinter ved begge prøvesteder. Sugecellen S2 ved B103 er installeret ca. 2,9 m nede i dæklaget, mens sugecellerne S5-S6 ved B108 begge er installeret 1,9 m nede i dæklaget. De påviste middelindhold er dog på maksimalt 13 µg/l og dermed på niveau med Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterium for totalindhold af kulbrinter på 9 µg/l. Porevandsforureningen ved begge målesteder vurderes derfor at være afgrænset <3 m ned i lerlaget. Dette er til trods for, at der under redoxgræsen (dvs. i det grå ler) forventes reducerede og iltfattige forhold med dårlige forudsætninger for aerob nedbrydning af kulbrinteforurening.

Figur 12 og 13 viser samme data, men optegnet som kurver som funktion af dybden. Figurerne viser dæklaget af tørt moræneler sammen med grundvandsspejlet pejlet i de filtersatte boringer.



**FIGUR 12.** Vertikal udbredelse af kulbrinteforurening på Viby 1 (område A) vist ved PID, totalindhold af kulbrinter og porevandskoncentrationer. Enheder for x-aksen fremgår af signaturforklaringen. I dybder, hvor der er målt i prøver fra flere boringer, er der anvendt en middelværdi.



**FIGUR 13.** Vertikal udbredelse af kulbrinte-forurening på Viby 1 (område B) vist ved PID, totalindhold af kulbrinter og porevandskoncentrationer. Enheder for x-aksen fremgår af signaturforklaringen. I dybder, hvor der er målt i prøver fra flere boringer, er der anvendt en middelværdi.

Igen ses dæklaget at udgøre en effektiv barriere for nedsivningen af kulbrinter målt som både PID-udslag og kemiske analyser af jordprøver samt kemisk analyse af porevandsprøver. Der er generelt god sammenhæng mellem PID-udslag og analyseresultater for totalindhold af kulbrinter. Dog ses for PID-målinger som tidligere beskrevet en "hale" på 0,5-1,0 m u.t. ned i lerlaget, som vurderes at skyldes en lavere detektionsgrænse for PID end for kemiske analyser, når der er tale om petroleum- og gasolieforurening.

## 6.2 Viby 2

Figur 14 viser måle- og analyseresultater for Viby 2 sammen med den observerede lagfølge ved målestederne.

## OMRÅDE C

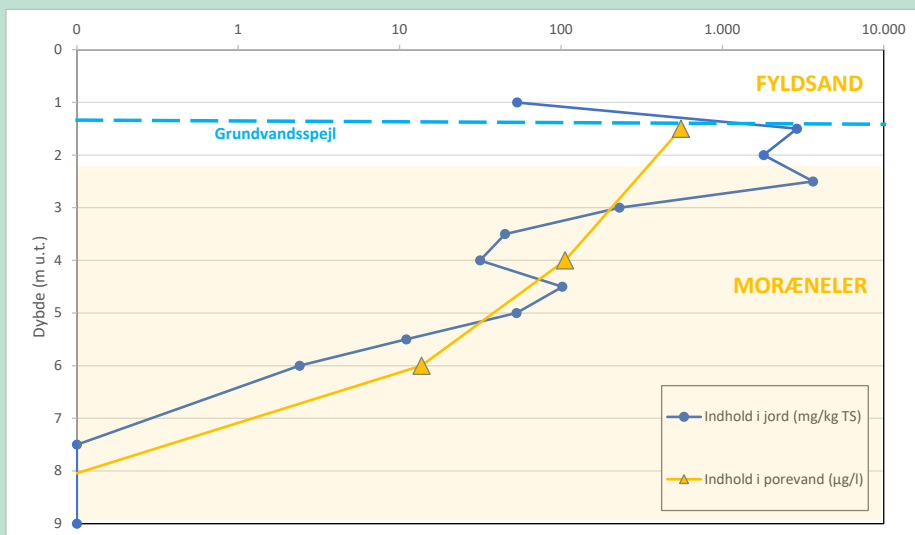
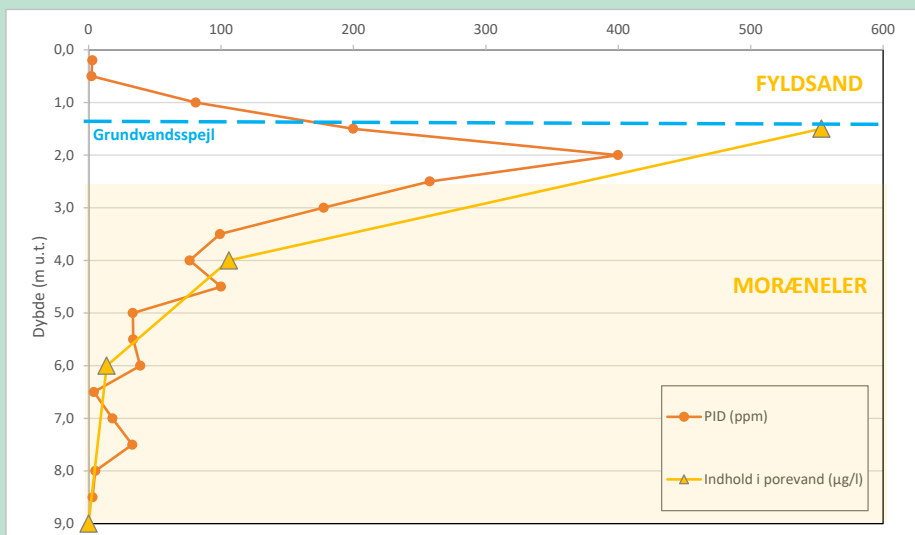
DYBDE (m u.t.)	GEOLOGI (B101)	PID (ppm), middel	KULBRINTER I JORD (mg/kg TS), middel	KULBRINTER I POREVAND (µg/l)
0,0	Græs			
0,2	FYLD: SAND, tørt	3 (B101/S1-S4)		
0,5	FYLD: SAND, tørt	2 (B101/S1-S4)		
1,0	FYLD: SAND, tørt	81 (B101/S1-S4)	54 (B101/S1)	
1,5	FYLD: SAND, fugtigt	200 (B101/S1-S4)	2.897 (B101/S1/S3)	553 (S1)
2,0	FYLD: SAND, fugtigt	400 (B101/S2-S4)	1.800 (B101/S2)	
2,5	LER, gråt, tørt	258 (B101/S2-S4)	3.650 (B101/S4)	
3,0	LER, gråt, fugtigt	178 (B101/S2-S4)	230 (B101/S2/S3)	
3,5	LER, gråt, fugtigt	99 (B101/S2-S4)	48 (B101)	
4,0	LER, gråt, fugtigt	76 (B101/S3/S4)	32 (B101/S2)	106 (S2)
4,5	LER, gråt, tørt	100 (B101/S3/S4)	102 (B101/S4)	
5,0	LER, gråt, tørt	33 (B101/S3/S4)	53 (B101)	
5,5	LER, gråt, tørt	34 (B101/S3/S4)	11 (B101/S3)	
6,0	LER, gråt, tørt	39 (B101/S4)	2 (B101/S3)	14 (S3)
6,5	LER, gråt, tørt	4 (S4)		
7,0	LER, gråt, tørt	18 (S4)		
7,5	LER, gråt, tørt	33 (S4)	0 (S4)	
8,0	LER, gråt, tørt	5 (S4)		
8,5	LER, gråt, tørt	3		
9,0	LER, gråt, tørt		0 (S4)	0 (S4)
9,5	LER, gråt, tørt			

**FIGUR 14.** Analyseresultater fra Viby 1 (område C). Ved flere prøver fra samme dybde/sugeceller er der angivet middelværdier. Ikke påviste værdier er angivet som "0".

De kemiske analyser af jordprøver på Viby 2 påviser spredning til ca. 6 m u.t., svarende til 3,9 m ned i det tørre moræneler. Der er igen god korrelation til PID-målingerne selvom der stedvis påvises PID-udslag >10 ppm ned til 7,5 m u.t. Med kraftig forurening i fugtige eller våde leraflejninger vurderes både PID-udslag og kemiske analyser af jordprøver at kunne være påvirket af afsmitning, der således kan medføre, at udbredelsen af forurening ned i lerlaget overestimeres.

Analyse af porevandsprøver fra førstkommande sugecelle i dæklaget viser indhold af kulbrinter i både sugecellen S2 (4,1 m u.t.) og S3 (6,1 m u.t.), svarende til 2 og 4 m ned i dæklaget. De påviste indhold i S3 er dog på niveau med grundvandskvalitetskriteriet og sugecellen vurderes derfor at være afgrænsende.

Figur 15 viser samme data, men optegnet som kurver som funktion af dybden. Figuren viser dæklaget af tørt moræneler sammen med grundvandsspejlet pejlet i de filtersatte borer.



**FIGUR 15.** Vertikal udbredelse af kulbrinte-forurening på Viby 2 vist ved hhv. PID og porevandskoncentrationer (øverst) og totalindhold af kulbrinter og porevandskoncentrationer (nederst). Sidstnævnte er vist med logaritmisk akse. Enheder for x-aksen fremgår af signaturforklaringen.

I modsætning til Viby 1, så ses jordforureningen på Viby 2 at være trængt en smule under grundvandsspejlet og ned i dæklaget. Der ses generelt en korrelation mellem både PID-udslag, kemiske analyseresultater og porevandskoncentrationer.

### 6.3 Sammenfatning af forureningsudbredelser

Tabel 9 sammenfatter resultater og observationer fra de to testlokaliteter i forhold til at vurdere udbredelsen af kulbrinte-forurening ned i dæklaget af moræneler.

**TABEL 9.** Udbredelse af forurening i dæklag af moræneler på Viby 1 og Viby 2. DG: analytisk detektionsgrænse. i.p.: ikke påvist.

<b>Geologi</b>	<b>Viby 1 (område A)</b>	<b>Viby 1 (område B)</b>	<b>Viby 2 (område C)</b>
Top af dæklag	2,8 m u.t.	2,2 m u.t.	2,1 m u.t.
Redoxgrænse (skift fra lysebrunt til gråt)	3,5-4,5 m u.t.	3,5-4,5 m u.t.	1,0-1,5 m u.t.
Dæklagets tykkelse	10-15 m	10-15 m	15-20 m
<b>Kildestyrkekonc.</b>			
Skønnet areal af forurening (hele lokaliteten):	Ca. 200 m <sup>2</sup>	Ca. 200 m <sup>2</sup>	300-400 m <sup>2</sup>
Skønnet forurenings- mængde (hele lokaliteten):	40-60 kg	40-60 kg	500-800 kg
Terrænnært grundvand	i.p-960 µg/l	i.p-180 µg/l	730-14.000 µg/l
Jord, maks.	1.200 mg/kg TS (2,0 m u.t.)	1.000 mg/kg TS (2,0 m u.t.)	4.200 mg/kg S (1,5 m u.t.)
Porevand, maks.	56-65 µg/l (S1, 2,0 m u.t.)	130-190 µg/l (S4, 1,5 m u.t.)	520-580 µg/l (S1, 1,5 m u.t.)
Porevand, øverste sugecelle i dæklag	2,5 µg/l (5,7 m u.t.)	6-24 µg/l (S5-S6, 4,1 m u.t.)	58-130 µg/l (S3, 4,1 m u.t.)
<b>Udbredelse ned i lerlag</b>			
Jordanalyser (>DG)	0 m	0 m	Maks. 3,9 m
Porevandsanalyser (>DG)	2,9 m	1,9 m	4,0 m

Udbredelsen af kulbrinter i porevandet er målt til ca. 2-3 m ned i dæklaget på Viby 1, mens den er ca. 4 m på Viby 2, hvor kildestyrkekoncentrationen var højere.

## 6.4 Betydningen af sprækker og bioporer

Moræneler forventes altid at være opsprækket i større eller mindre grad som følge af tidligere tiders frost, udtørring og deformationer /Videncenter for jordforurening, 2008/. Det er generelt anerkendt, at sprækker kan øge nedrivningen af forureningsstoffer i moræneler betydeligt sammenlignet med hvis der var tale om ren matrixtransport /Videncenter for Jordforurening, 2008/.

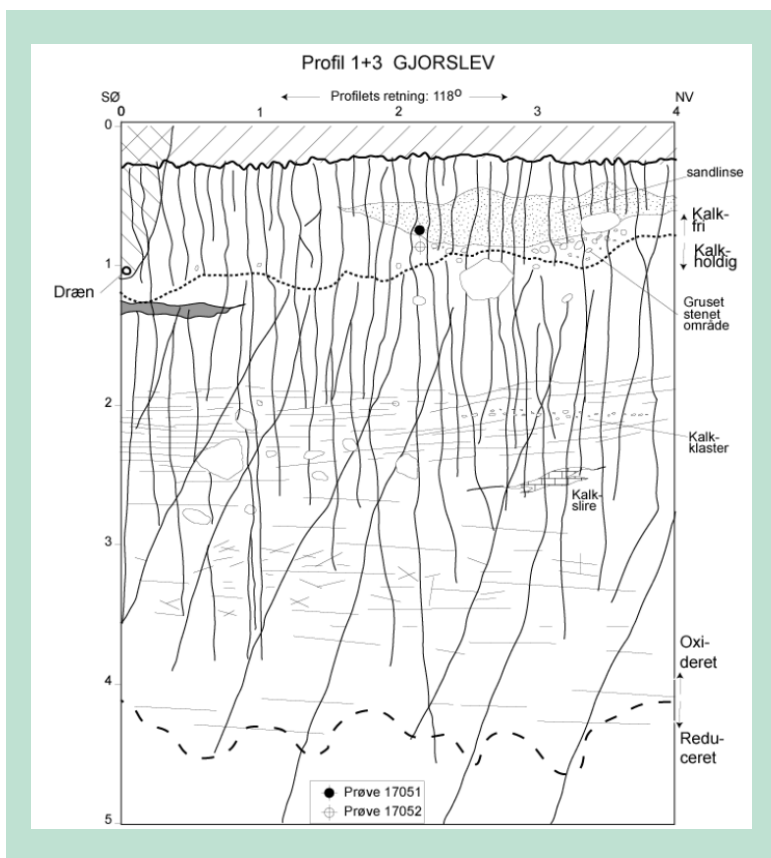
Opsprækningen er mest udpræget over redoxgrænsen, der normalt træffes i dybder mellem 2 og 5 m u.t. (se faktaboks). Under redoxgrænsen kan der forekomme skrå deformationssprækker, hvilket kan ses som røde okkerudfældninger i den ellers grå moræneler.

Bioporer fra rødder og ormehuller ses i de allerøverste jordlag. Forhistorisk og nutidig træbevoksning kan dog have skabt bioporer ned til 5-6 m u.t., og lokalt helt ned til 8-10 m u.t. /Miljøstyrelsen, 2017/.

## Hvad fortæller redoxgrænsen?

Redoxgrænsen angiver overgangen fra oxiderede (forvitrede) til reducerede (uforvitrede) jordlag og kan ses som den dybde, hvor farven skifter fra lys/brun/rødlig til mørk/grålig.

Over redoxgrænsen forventes et tæt netværk af små irregulære sprækker og bioporer, der er skabt af f.eks. plantevækst og temperatursvingninger. Under redoxgrænsen træffes generelt færre sprækker og bioporer, der dog stadig kan have betydning i nogen situationer /Miljøstyrelsen, 2017; Videncenter for Jordforurening, 2008/.



**FIGUR 16.** Eksempel på sprækkedannelse i en morænelersprofil /GEUS, 2011/.

Som tommelfingerregel vil præferentiel transport af forureningsstoffer i sprækker og bioporer især have betydning over redoxgrænsen. Med dæklagstykkelser >14 m vil sprækkerne typisk ikke gå dybere end 6 m u.t. og dæklaget vil typisk udgøre en impermeabel barriere. For tyndere dæklag vil der være risiko for gennemgående sprækker, der kan muliggøre spredning af forurening til de underliggende lagdelinger /Videncenter for jordforurening, 2008/. Dette vil især være gældende ved permeable lag af sand eller kalk inden i eller under lerlaget, da disse vil dræne moræneleren for nedsivende vand og kan have medført dannelsen af lodrette tørkesprækker.

På Viby 1 og Viby 2 vurderes dæklaget med moræneler at have en tykkelse på hhv. minimum 10-15 m og 15-20 m. Redoxgrænsen træffes hhv. 3,5-4,5 m u.t. og 1,0-1,5 m u.t. Der er ikke observeret okkerudfældninger under redoxgrænsen. Desuden er der ved borearbejdet ikke truffet sandlag under redoxgrænsen, som kan have medført tørkesprækker.

På den baggrund vurderes dæklaget af relativt fedt moræneler på de to lokaliteter umiddelbart at udgøre en impermeabel barriere. Dette underbygges af, at resultaterne af de udførte undersøgelser, der viser, at porevandsforureningen ikke spredes dybere end 2-4 m ned i lerlaget. Som forventet er udbredelsen størst på lokaliteten med de højeste forureningskoncentrationer (Viby 2).

# 7. Naturlig nedbrydning på testlokaliteter

På de to testlokaliteter er den naturlige nedbrydning af kulbrinter undersøgt ved forskellige metoder, der hver især har til formål at besvare ét af nedenstående spørgsmål:

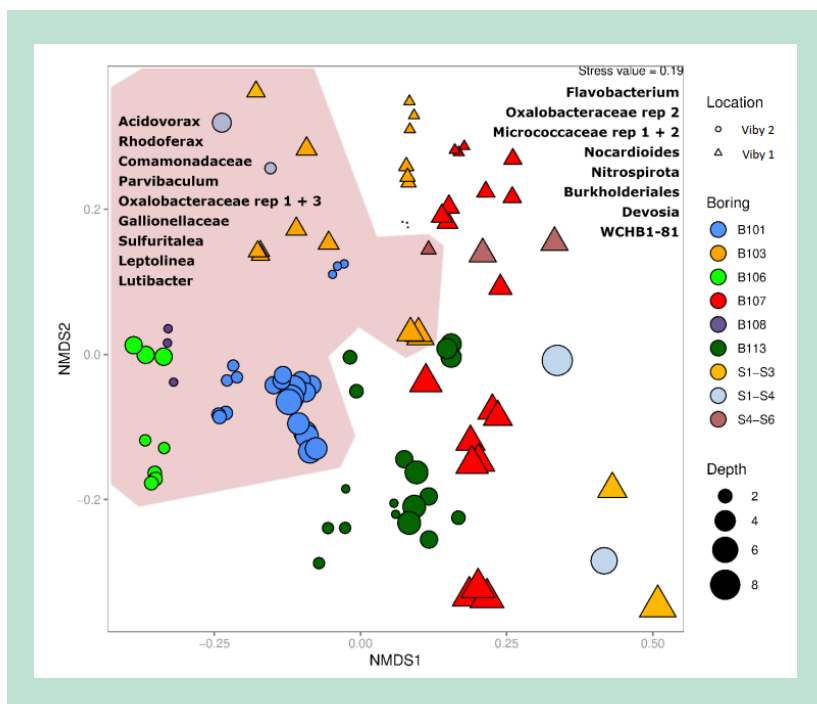
Har nedbrydning af kulbrinter fundet sted? Er undersøgt ved DNA-analyser af bakteriepopulationens diversitet og størrelse i jorden. Resultaterne er vurderet i forhold til dybde og geologiske forhold. Desuden er der foretaget invers modellering af en nedbrydningsrate.

Kan naturlig nedbrydning af kulbrinter fortsat finde sted? Er undersøgt ved at måle tilgængeligheden af ilt i de øvre jordlag samt indholdet af makronæringsstofferne kvælstof og fosfor.

## 7.1 Mikrobiel diversitet

Tilførsel af substrat til jorden i form af kulbrinter forventes at reducere den mikrobielle biodiversitet i jorden. Det skyldes, at forureningen vil favorisere de bakterier, der kan nedbryde kulbrinter. Øvrige bakterier kan blive udkonkurreret.

Resultater af DNA-sekventeringen på de to testlokaliteter fremgår af figur 17. Prøver placeret tæt på hinanden i figuren vurderes at have en mikrobiologisk diversitet (dvs. sammensætning), der ligner hinanden mere end prøver placeret langt fra hinanden.



**FIGUR 17.** Statistisk multivariansanalyse (NMDS) af det mikrobielle samfund i de analyserede jordprøver. Aksernes enheder angiver statistisk beregnede værdier, der kan bruges til at sammenligne datasæt. Punkternes farve og størrelse angiver hhv. boring og dybde. Det lyserøde polygon afgrænser de forurenede prøver (forhøjet PID-udslag). Både indenfor og udenfor dette område er de vigtigste korrelerede taksonomiske grupper angivet. Der er anvendt en stressværdi på 0,19 (-), der indikerer en moderat til høj statistisk styrke i modellen (jo lavere værdi desto højere styrke). Figuren findes desuden i bilag 3.

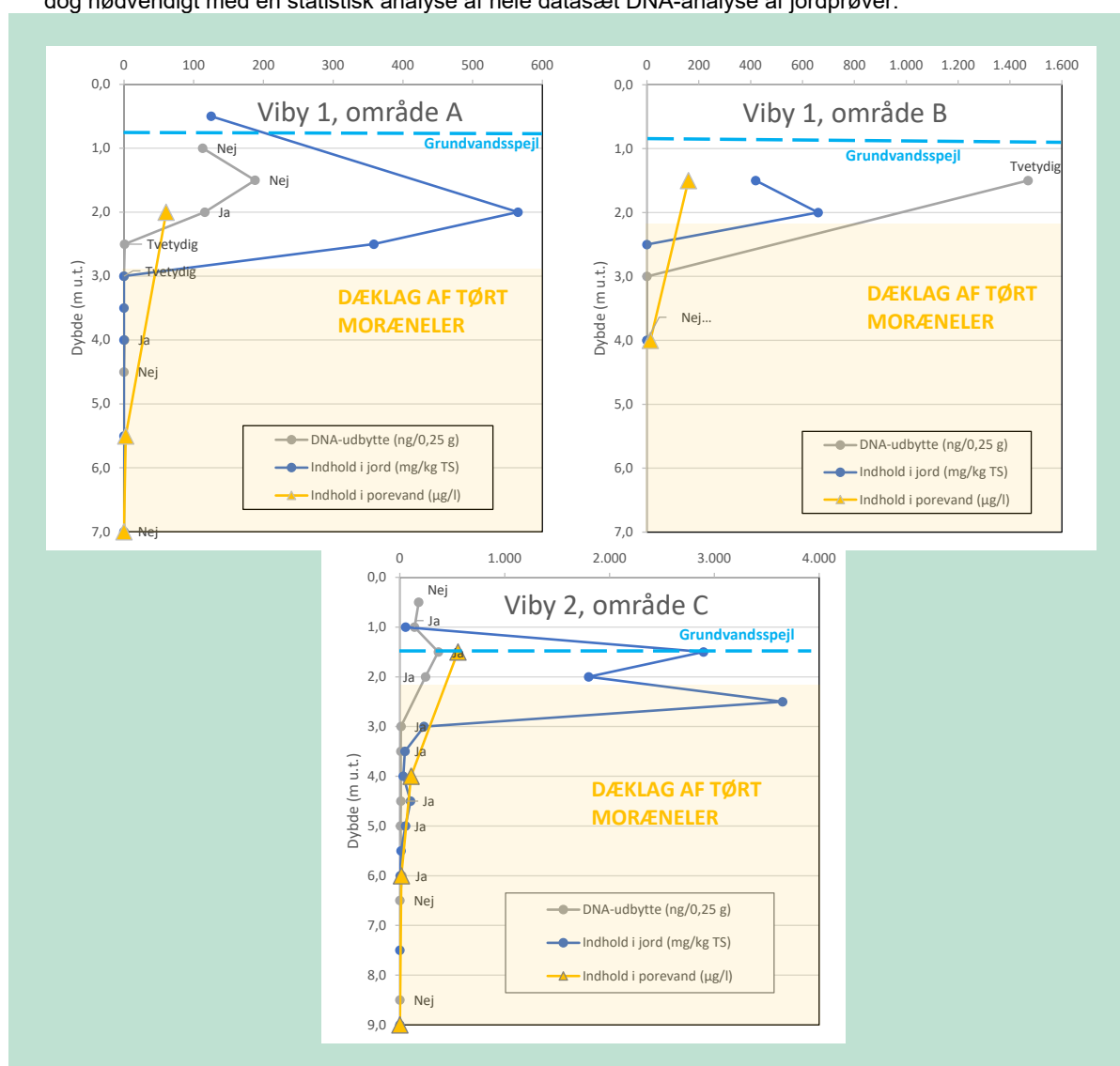


Forurenede prøver er grupperet i øverste venstre hjørne (lyserødt polygon). Ikke-forurenede prøver, udtaget over eller under jordforureningen, er uden for dette område, hvilket også omfatter alle prøver fra referenceboringerne (B107 på Viby 1 og B113 på Viby 2).

Som angivet i figur 17 er de forurenede prøver karakteriseret ved en højere relativ forekomst af bl.a. *Acidovorax* og *Rhodofera*, mens tilstedeværelsen af f.eks. *Flavobacterium* og *Oxalobacteraceae rep 2* var associeret til ikke-forurenede prøver.

Ved en tidligere DNA-sekventering af grundvandsprøver fra en fyringsolieforurenede lokalitet blev *Acidovorax* og *Rhodofera* ligeledes korreleret med forurening i prøverne, mens bl.a. *Oxalobacteraceae rep 2* var korreleret til ikke-forurenede prøver /Larsen et al., 2018/. Selvom der for både jord- og grundvandsprøver er sekvenseret >1.000 bakterier er der således flere bakterier, der går igen i de forurenede prøver ved begge undersøgelser.

DNA-sekventeringen har således fundet frem til "positive" og "negative" mikrobielle indikatorer for vækst af bakterier, der kan nedbryde kulbrinter. Ved vurdering af DNA-resultaterne er det dog nødvendigt med en statistisk analyse af hele datasæt DNA-analyse af jordprøver.



**FIGUR 18.** DNA-resultater vist sammen med påvist forurening i jord og porevand. Enheder for x-aksen fremgår af signaturforklaringen. For hver prøve er der angivet om DNA-sekventeringen indikerer naturlig biologisk nedbrydning (ja/nej/tvetydig).

Figur 18 viser resultater af kemiske analyser af jord- og porevandsprøver fra område A-C som funktion af dybden. Figuren indeholder desuden resultater fra DNA-sekventering og udbyttet af DNA-ekstraktion, dvs. udtryk for hhv. bakteriepopulationens diversitet og størrelse.

I alle tre undersøgte områder ses en tydelig sammenhæng mellem forureningsindholdene og resultatet af DNA-sekventeringen. Når der er forurening, indikerer bakteriepopulationens diversitet generelt, at der er foregået naturlig nedbrydning af kulbrinter.

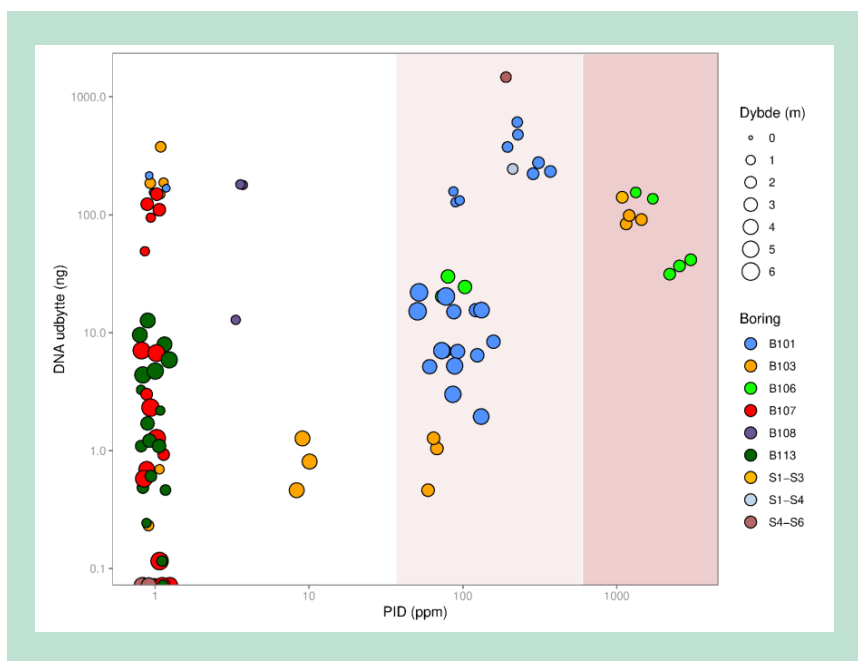
Den ændrede diversitet af bakterier kan påvises 2-4 m ned i lerlaget, selvom jordforureningen primært træffes over lerlaget. Dette vurderes at kunne forklares med udbredelsen af porevandsforurening, der tilsvarende er større end hvad der kan påvises med kemisk analyse af jordprøver. Dette giver god mening, da porevandet er den primære fase for bakteriernes adgang til kulbrinteforureningen.

Resultaterne fra dette projekt bekræfter på den måde den almindelige konceptuelle forståelse af sammenhængen mellem fysiske transportprocesser og biologiske nedbrydningsprocesser. For de konkrete testlokaliteter vurderes resultaterne at vise, at naturlig nedbrydning har fundet sted, og at den har forhindret videre nedsivning af forurening.

## 7.2 Bakteriepopulationens størrelse

Udover at sammensætningen af biomassen vil ændre sig efter forurening med kulbrinter, så vil biomassen vokse som følge af en højere tilgængelighed af substrat. Biomassens størrelse kan vurderes ud fra indholdet af DNA, der kan ekstraheres fra jorden. Ekstraktionen medtager DNA fra såvel levende som døde bakterier. Sidstnævnte vurderes dog at udgøre en mindre andel, idet døde bakteriers DNA vurderes at blive nedbrudt relativt hurtigt i jord og grundvand /Aalborg Universitet, 2021/.

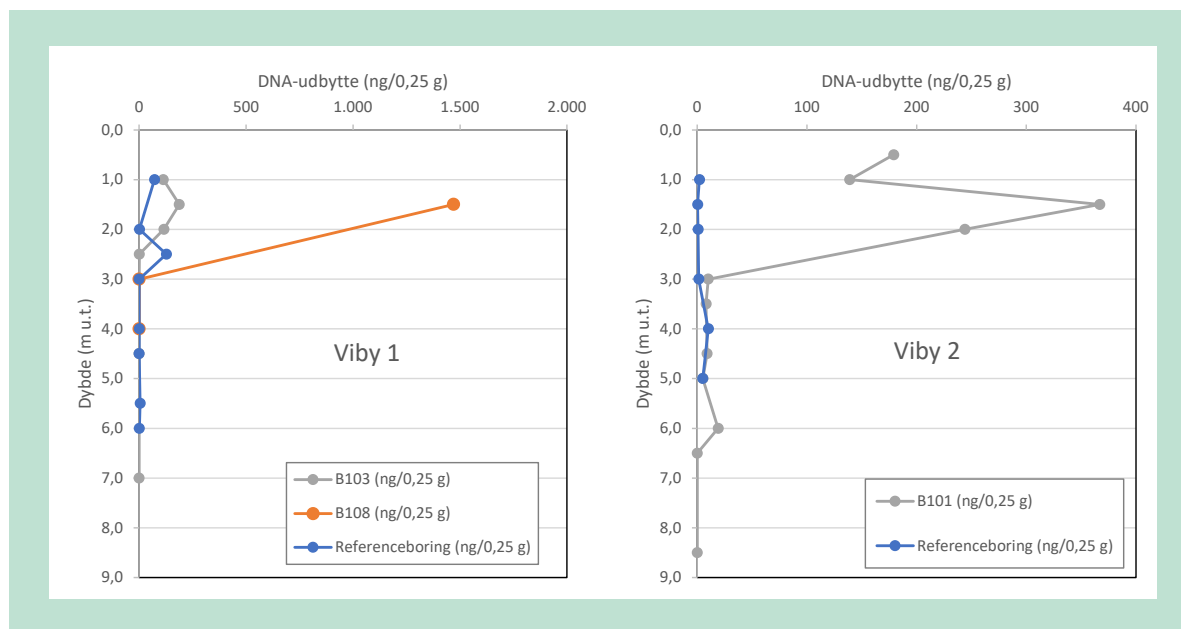
Figur 19 viser udbyttet af DNA-ekstraktion fra prøver udtaget fra de to testlokaliteter. Udbyttet er vist som funktion af forureningsgraden målt ved PID (logaritmisk akse).



**FIGUR 19.** Forholdet mellem forureningsniveau (her angivet som PID-udslag) og DNA-udbytte (ng) ved ekstraktion af 0,25 g jord. For begge parametre er der anvendt en logaritmisk akse. Punkternes farve og størrelse angiver hhv. boring og dybde. Figuren findes desuden i bilag 3.

For de mest forurenede prøver (PID > 1.000 ppm) er der for alle prøver opnået et relativt højt DNA-udbytte (>10 ng). Samtidigt er de laveste udbytter (<0,1 ng) alle opnået for prøver med lave forureningsniveauer (PID < 5 ppm). Derimellem er der dog en del spredning, hvilket skyldes at den samlede population af bakterier også vil være korreleret til f.eks. indholdet af naturligt organisk stof samt dybden. Dette ses også på de to testlokaliteter, hvor der generelt opnås højt DNA-udbytte (>10 ng) for prøver udtaget 0-1 m u.t.

Figur 20 viser den samlede population af bakterier på Viby 1 og Viby 2 for både forurenede borer og ikke-forurenede referenceboringer som funktion af dybden.



**FIGUR 20.** Den samlede DNA-population som funktion af dybden for Viby 1 (tv) og Viby 2 (th).

Generelt er den samlede population af bakterier i referenceboringerne lav, og tydeligt større populationer i forurenede borer vurderes derfor at indikere vækst som følge af naturlig nedbrydning af kulbrinter.

Målinger af populationens størrelse vurderes derfor at kunne indikere en forurening, som har ført til mikrobiologisk vækst. Populationens størrelse kan dog ikke stå alene, da især dybden og jordens indhold af organisk stof også kan medføre større populationer. Desuden kan der for selv meget lave populationer til tider påvises en ændret diversitet som følge af naturlig nedbrydning. Det ses for i både område A og C (se figur 19).

Samlet set vurderes DNA-ekstraktion og DNA-sekventering at udgøre en robust kvalitativ dokumentation for naturlig nedbrydning af kulbrinter. Metoden kan også bruges for andre forureningsstoffer, hvilket dog forudsætter, at der opbygges en database med erfaringsdata specielt for disse stoffer.

### 7.3 Estimering af nedbrydningsrate

Hvis der ønskes kvantitativ dokumentation for naturlig nedbrydning af kulbrinter i form af en nedbrydningsrate, kan man tage udgangspunkt i porevandsdata, som dem opnået på de to testlokaliteter. Dette kan eksempelvis gøres med udgangspunkt i Miljøstyrelsens JAGG 2.1, hvor der indgår analytiske transportmodeller for vertikal transport til grundvandet /Miljøstyrelsen, 2016b/.

Simulering af lokalitetsspecifikke data vil altid være behæftet med usikkerhed, idet der typisk antages stationære og homogene forhold, hvilket sjældent afspejler virkeligheden. Desuden kan det være vanskeligt at afgøre om fjernelse af forurening skyldes naturlig nedbrydning eller adsorption til organisk stof.

I det følgende er det forsøgt at simulere porevandsdataene med henblik på at eksemplificere hvordan porevandsmålinger kan simuleres med en transportmodel. Der er anvendt en model for vertikal transport gennem et homogent dæklag bestående af ler uden sprækker (modelsce-narium A i JAGG-modellen). Der er dog anvendt en forsimplet udgave, hvor 1. ordens ratekon-stanten,  $k_1$ , dækker både naturlig nedbrydning og adsorption. Det skal man være opmærksom på ved sammenligning med litteraturværdier for førsteordens nedbrydningskonstanter, der kun omfatter nedbrydning. Anvendelsen af en "attenuation rate" (dvs. en fjernelsesrate) frem for en nedbrydningsrate, vurderes at være hensigtsmæssig, når der er tale om blandingsforureninger som olie og benzin, der indeholder et meget stort antal forskellige stoffer med forskellige egen-skaber og nedbrydningsrater.

### "Attenuation rate"

Ved forsimplet simulering af stoftransport i jord og grundvand kan man anvende en 1. ordens fjernelsesrate ("attenuation rate"),  $k_1$ , der beskri-ver den samlede effekt af alle de processer, der kan reducere stofkon-centrationen. Det kan være biologisk og kemisk nedbrydning, adsorp-tion, fortynding og dispersion /Newell et al., 2002/.

Forudsætningerne for de udførte modelsimuleringer er sammenfattet her:

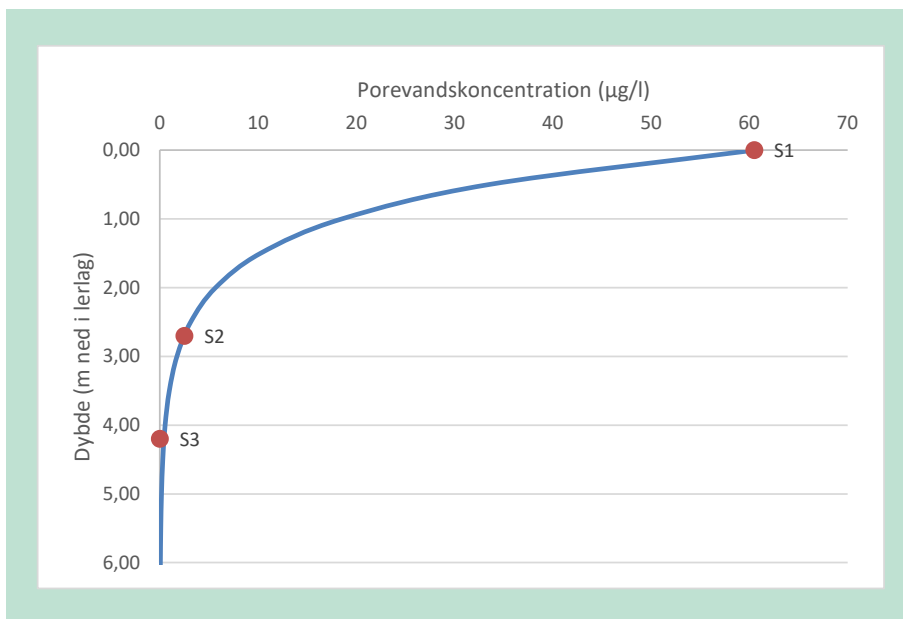
Kildestyrkekoncentrationen ( $C_0$ ) sættes til middelkoncentrationen målt i porevandet over ler-laget. Det antages, at  $C_0$  er konstant. På både Viby 1 og Viby 2 er kildestyrkekoncentratio-nen over ca. 15 år dog reduceret med ca. 75%. Kildestyrkekoncentrationen har derfor langt fra været konstant, hvilket giver en usikkerhed, når der regnes på stationære forhold. I prak-sis betyder det, at fjernelsesraten underestimeres.

Der anvendes en 1. ordens "attenuation rate" ( $k_1$ ), der dækker effekten af naturlig nedbryd-ning, adsorption og dispersion. Raten kan således ikke sammenlignes direkte med nedbryd-ningsrater fra litteraturen.

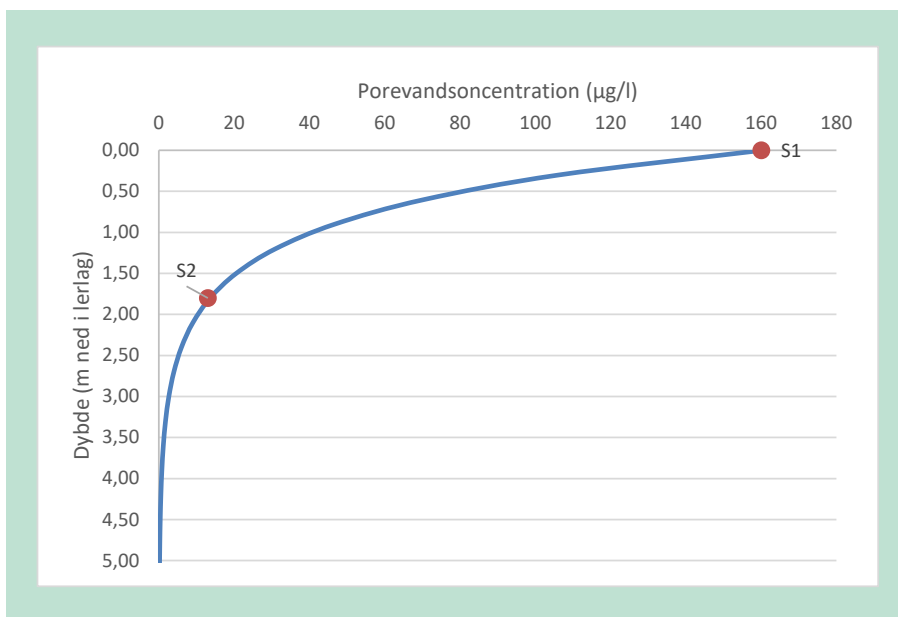
Nettoinfiltrationen baseres på oplysninger fra JAGG-modellen (350 mm/år for Århus-områ-det).

Der ses bort fra eventuel sprække-transport. Forureningen er fortrinsvis beliggende under re-doxgrænsen, hvor opsprækningen typisk er mindre udbredt. Der er ikke tegn på sprækker i form af jernudfældninger. Hvis der alligevel foregår væsentlig sprække-transport, vil det med-føre at  $k_1$  underestimeres, dvs. raten er højere end der simuleres med modellen.

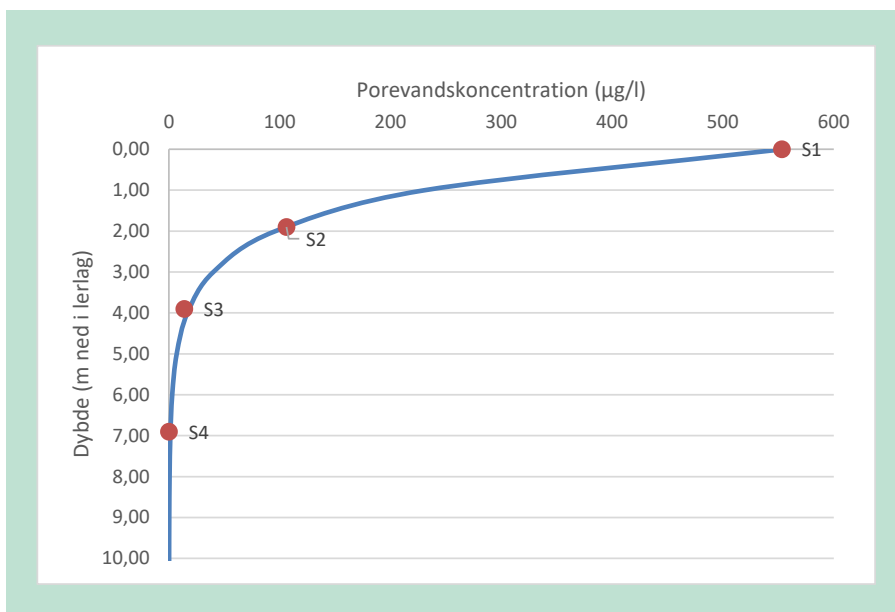
Fasefordelingen i lerlaget og øvrige modelparametre baseres ligeledes på JAGG 2.1.



**FIGUR 21.** Simulering af måledata fra Viby 1 (B103/S1-S3). Der er tale om forurening med petroleum samt muligvis fyringsolie og tung olie. Der er estimeret en 1. ordens nedbrydningskonstant på  $0,0047 \text{ d}^{-1}$ , svarende til  $1,6 \text{ år}^{-1}$  og en halveringstid på ca.  $0,42 \text{ år}$ .



**FIGUR 22.** Simulering af måledata fra Viby 1 (B108/S4-S6). Der er tale om forurening med petroleum samt muligvis fyringsolie og tung olie. Der er estimeret en 1. ordens nedbrydningskonstant på  $0,0056 \text{ d}^{-1}$ , svarende til  $2,0 \text{ år}^{-1}$  og en halveringstid på ca.  $0,34 \text{ år}$ .



**FIGUR 23.** Simulering af måledata fra Viby 2 (B101/S1-S4). Der er tale om forurening med dieselolie og muligvis benzinkomponenter. Der er estimeret en 1. ordens nedbrydningskonstant på  $0,0033 \text{ d}^{-1}$ , svarende til  $1,2 \text{ år}^{-1}$  og en halveringstid på ca. 0,6 år.

Resultatet af simuleringerne ses af figur 21-23. Med anvendelse af en 1. ordens fjernelsesrate på  $0,033\text{-}0,056 \text{ d}^{-1}$  kan modellen ret præcist simulere de målte middelkoncentrationer på de to testlokaliteter. Der er ikke lavet iltmålinger i lerlaget, men der forventes at være tale om anaerobe forhold, da lerlaget udgøres af relativt fed moræneler, som generelt er under redoxgrænsen. Desuden forventes temperaturen i lerlaget at være relativt konstant og mellem  $7\text{-}12^\circ\text{C}$ .

Der er foretaget meget få studier af nedbrydningsrater af blandingsprodukter, som f.eks. olie og benzin, og de fleste omfatter aerobe forhold. Baseret på et litteraturstudie er der i /Miljøstyrelsen, 2016b/ anbefalet at anvende en aerob 1. ordens nedbrydningskonstant for  $\text{C}_6\text{-C}_{12}$ -alifater på  $0,1\text{-}1,0 \text{ d}^{-1}$  (baseret på vandfasen). Til sammenligning er aerobe 1. ordens nedbrydningskonstanter for benzen i umættet zone bestemt til værdier i intervallet  $0,004\text{-}2,3 \text{ d}^{-1}$  (typisk  $22\text{-}25^\circ\text{C}$ ) afhængigt af lokaliteten og metoden /Kristensen, 2010; Miljøstyrelsen, 2016/.

Selvom de påviste fjernelsesrater er relativt lave, så viser resultaterne, at de er tilstrækkelige til at reducere spredningen i lerlaget til ca. 2-4 m. I forhold til en risikovurdering af nedsvivningen mod grundvandet, er det essentielle spørgsmål derfor, om der forekommer nedbrydning eller ej, og ikke nødvendigvis den nøjagtige rate. For at besvare dette spørgsmål vurderes netop DNA- analyser at være en brugbar og relativt billig metode.

## 7.4 Mulig iltbegrænsning

En af de vigtigste faktorer for naturlig nedbrydning af kulbrinter vurderes generelt at være redoxforholdene, og specielt poreluftens indhold af ilt. Dette viser sig ved aerobe nedbrydningsrater for kulbrinter, der generelt er omkring en størrelsesorden højere end de anaerobe rater (Miljøstyrelsen, 2018).

I situationer med kraftig olie- og benzinfurening vil der ofte opstå iltbegrænsning af den naturlige nedbrydning i hotspotområdet. Det vil vise sig som reducerede iltkoncentrationer samt øgede indhold af kuldioxid og evt. metangas. Hvorvidt der forekommer iltbegrænsning i en jordforurening med kulbrinter, vil være afhængigt af bl.a. forureningsniveauet, dybden, permeabiliteten i jorden og hvorvidt der er faste belægninger over hotspot.

I lerlag under jordforureningen forventes som udgangspunkt iltbegrænsning som følge af lav permeabilitet. I den øverste del af leret (over redoxgrænsen) kan sprækker og sandslirer dog medføre delvist aerobe forhold, hvilket lokalt vil øge de naturlige nedbrydningsprocesser.

På Viby 1 og Viby 2 er der ikke udført iltmålinger i selve lerlaget under jordforureningen, men udelukkende i fyldaflejninger over det terrænnære grundvandsspejl. Resultaterne fremgår af tabel 10.

**TABEL 10.** Resultat af gasmålinger sammenlignet med forureningsniveau målt som PID-udslag i jordprøver udtaget +/- 0,5 m fra dybden af gasmålingen.

<b>Viby 1</b>	<b>Dybde (m u.t.)</b>	<b>Forureningsniveau, PID +/- 0,5 m (ppm)</b>	<b>O<sub>2</sub> (%)</b>	<b>CO<sub>2</sub> (%)</b>	<b>CH<sub>4</sub> (%)</b>
G1 Uforurenet område (v. B107)	0,1	0	20,3	0,32	0,03
G2 Område A (v. B103)	0,4	0	20,3	0,54	0
G3 Område B (v. B108)	0,4	1	20,8	0,15	0
<b>Viby 2</b>					
G1 Uforurenet område (v. B113)	0,8	0	20,6	0,30	0,02
G2 Område C (B101)	1,0	0-230	20,2	0,51	0
G3 Kildeområde (v. B102)	1,0	5-130	19,2	1,2	0
G4 Kildeområde (v. B106)	1,0	190-1.600	0,4	10,6	3,22

På Viby 1 stod grundvandet meget højt på måletidspunktet og gasmålingerne er derfor udført tæt på terræn, der var ubefæstet. Resultaterne vurderes derfor at være påvirket af atmosfærisk luft. Over det forurenede område (G2-G3) er der påvist en sammensætning af poreluften tæt på hvad der er målt i referencemålingen (G1).

På Viby 2 påvises der i målepunkterne G2-G3 ligeledes en sammensætning tæt på hvad der blev målt i referencemålingen (G1). Målingerne er foretaget lige over jordforureningen i ubefæstede områder.

Derimod er målepunktet G4 placeret i et befæstet område og i en dybde med kraftig kulbrinte-forurening. Her er ilten stort set forbrugt, hvilket vil medføre iltbegrænsning af den naturlige biologiske nedbrydning i samme dybde.

Poreluftens indhold af ilt vurderes at være vigtigt for hastigheden af den naturlige kildereduktion forårsaget af naturlig biologisk nedbrydning. For naturlig nedbrydning i lerlaget skal man være opmærksom på, at forureningskoncentrationerne typisk er flere størrelsesordener lavere end i selve jordforureningen. Det betyder, at selv en relativt lav anaerob nedbrydningsrate kan være tilstrækkeligt til at afskære videre nedsivning, jf. diskussionen i afsnit 7.3. På den baggrund vurderes porevandsundersøgelser og DNA-analyser at kunne udføres uden nødvendigvis at kende redoxforholdene.

## 7.5 Mulig begrænsning af makronæringsstoffer

Udover tilførslen af atmosfærisk ilt kan naturlig nedbrydningsprocesser i umættet zone teoretisk set begrænses af jordens indhold af næringsstoffer. Det gælder først og fremmest makronæringsstofferne kvælstof og fosfor, der er nødvendige for, at der kan forekomme væsentlig mikrobiologisk vækst af de kulbrintenedbrydende bakterier.

Ofte benyttes en C:N:P på 100:10:1 (målt i masser) som en tommelfingerregel for det indhold af makronæringsstoffer, der vil tillade en langtidsholdbar naturlig nedbrydning i olieforurenede jord uden mangel på kvælstof eller fosfor. Forholdet regnes traditionelt ud fra totalindhold af kulbrinter (C), kvælstof (N) og fosfor (P) og anvendes ved vurdering af mulig nedbrydning i forurenede kildeområder /Kristensen, 2010/.

Ovenstående tommelfingerregel har imidlertid vist sig i visse situationer at være konservativ. For eksempel viser erfaringer med bioventilering fra 135 olieforurenede lokaliteter i det amerikanske flyvevåben, at nedbrydning kan finde sted på trods af teoretisk N- og P-begrænsning /Downey, 1999/. Derudover er der i undersøgelser med tilsætning af NPK-gødning til olieforurenede jord ved "land farming" foreslået en optimal C:N:P på 100:1,7:0,125 (målt i masser) /Dibble og Bartha, 1979/.

Man skal være opmærksom på, at totalindhold af kvælstof og fosfor ikke nødvendigvis repræsenterer de næringsstoffer, der er umiddelbart tilgængelig for bakterierne. Derimod svarer to-talkoncentrationer snarere til den pulje, der kan frigives til porevandet (og jordbakterierne) over en længere tidshorisont (mere end 10 år). Under naturlige og ikke-stimulerede forhold er det netop den tidshorisont, der vil være relevant ved vurdering af naturlig kildereduktion eller biologisk afskæring af forureningens spredning i den umættede zone.

Tabel 11 viser analyseresultater fra udvalgte jordprøver fra Viby 1 og Viby 2.

**TABEL 11.** Indhold af makronæringsstoffer i moræneler på Viby 1.

Boring	Jordtype	Dybde (m u.t.)	Tot-N (mg kg TS)	Tot-P (mg/kg TS)	Pot. nedbrydning (mg C/kg TS)
<b>Viby 1</b>					
B103 Område A (under jordforurening)	Moræneler	3,5	370	460	3.700
B107 Uforurenede referenceboring	Moræneler	1,5	470	465	4.700
B107 Uforurenede referenceboring	Moræneler	3,5	370	434	3.700
B107 Uforurenede referenceboring	Moræneler	5,5	450	538	4.500
<b>Viby 2</b>					
B101 Område C (over jordforurening)	Muld	0,2	820	403	8.200
B101 Område C (i jordforurening)	Moræneler	2,5	390	421	3.900
B101 Område C (i jordforurening)	Moræneler	4,0	350	472	3.500
B101 Område C (under jordforurening)	Moræneler	5,5	370	451	3.700
B106 Top af jordforurening	Fyldsand	1,0	560	265	5.600
B106 Bund af jordforurening	Intakt sand	2,5	<300	350	<3.000
B113 Uforurenede referenceboring	Moræneler	2,5	400	435	4.000
B113 Uforurenede referenceboring	Moræneler	3,5	340	434	3.400
B113 Uforurenede referenceboring	Moræneler	4,5	400	429	4.000

Resultaterne indikerer ikke umiddelbart en forskel mellem forurenede og ikke-forurenede boringer. De påviste forureninger har derfor ikke medført et målbart forbrug af jordens indhold af kvælstof og fosfor.



Resultaterne viser generelt indhold af kvælstof og fosfor i samme størrelsesorden. I tabellen er der yderst til højre beregnet en potentiel nedbrydning af kulbrinter (total C) under antagelse af, at 1 kg kvælstof muliggør nedbrydning af 10 kg kulbrinter (jf. C:N = 100:10). Beregningerne viser et nedbrydningspotentiale i lerlaget på 3.400-4.000 mg C/kg TS, svarende til ca. 6-7 kg/m<sup>3</sup> ler. Da der på Viby 1 og Viby 2 generelt kun påvises jordforurening i toppen af lerlaget, vurderes næringsstoffer ikke at blive begrænsende for naturlig nedbrydning af kulbrinterforurening. På den baggrund vurderes porevandsundersøgelser og DNA-analyser at kunne udføres uden nødvendigvis at kende indholdet af makronæringsstoffer i jorden.

# 8. anbefalinger

## 8.1 Bestemmelse af kildestyrkekoncentration

Kildestyrkekoncentrationen ( $C_0$ ) for en given forurening er en nøgleparameter i forhold til at vurdere spredningen ned i et lerlag. Det gælder især, hvis der ønskes en beregning af fluxen til et dybtliggende grundvandsmagasin. Ud over kildestyrkekoncentrationen er kildeområdets areal og befæstelsesgrad (dvs. nettoinfiltrationen) også vigtige parametre for den beregnede flux af nedsivende forurening.

Ofte baseres kildestyrkekoncentrationen på kemisk analyse af grundvandsprøver fra terrænnært grundvand. Resultater fra dette projekt illustrerer dog, at grundvandskoncentrationer målt i lavtydende sekundært grundvand kan udvise betydelig variation med relative standardafvigelser (RSD) > 100% for prøver udtaget inden for få uger. Til sammenligning var variationen for porevandsprøver i samme dybder langt mindre med RSD < 50%. Porevandsprøver bør derfor overvejes som alternativ eller supplement ved bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen i lavtydende grundvandsmagasiner/-zoner. Derudover kan porevandsprøverne typisk også anvendes i dybder uden grundvand, hvor man selvsagt ikke kan udtage almindelige grundvandsprøver.

En porevandsundersøgelse forudsætter, at kildeområdet er afgrænset og velundersøgt med traditionelle borer eller kerneboringer. På den måde sikres det, at sugecellerne placeres optimalt i forhold til de geologiske forhold og forureningens udbredelse. Sugecellerne bør installeres i bunden af jordforureningen for at måle porevandskoncentrationen i det nedsivende porevand. Antallet af sugeceller fastlægges på baggrund af størrelsen af det forurenede areal samt antallet og typen af forureningskilder i området. Med henblik på at gøre risikovurderingen mere robust kan der evt. foretages flere målinger i hver sugecelle.

På lokaliteter med væsentlige indhold af flygtige kulbrinter (f.eks. en ren benzinfurening) bør porevandsundersøgelsen tilrettelægges med særligt fokus på at reducere afdampningen af flygtige stoffer, så koncentrationen af disse ikke underestimeres væsentligt.

## 8.2 Vertikal afgrænsning af porevandsforurening

Udover at bestemme kildestyrkekoncentrationen kan man foretage en vertikal afgrænsning af porevandsforureningen ned i lerlaget. For nyere spild kan der være tale om en statusmonitoring, der viser, hvor langt forureningen har spredt sig på tidspunktet for målingen. For kulbrinterforureninger ældre end f.eks. 10-30 år forventes porevandsforureningens udbredelse at være stabil eller aftagende, men dette bør selvfølgelig vurderes på den konkrete sag.

På de to testlokaliteter er porevandsforureningen afgrænset ca. 2-4 m ned i lerlaget, der defineres som ensartet moræneler uden fugtige eller vandholdige sandlag eller lignende. De to testlokaliteter repræsenterer kildestyrker, som varierer fra relativt svag (Viby 1) til relativt høj (Viby 2). Der er desuden tale om forureninger med en alder på 20-50 år. Det vurderes derfor, at en udbredelse på 2-4 m ned i lerlag vil være karakteristisk for mange morænelerslokaliteter med ældre kulbrinterforurening, hvor udbredelsen er stabiliseret. Dette forudsætter dog, at naturlig biologisk nedbrydning finder sted, hvilket omtales senere.

For to ud af tre undersøgte områder var udbredelsen af porevandsforurening ned i leret 2-3 m større end hvad der kunne påvises ved kemisk analyse af jordprøver. Porevandsundersøgelser vurderes derfor generelt at være bedre egnede til undersøgelser af nedsivningen end ke-

misk analyse af jordprøver. Dette gælder i endnu højere grad for mere hydrofile forureningsstoffer, som f.eks. herbicider, PFAS og chlorerede kulbrinter, der kan være vanskelige at påvise i jordprøver.

Vurdering af nedsivningen bør også inddrage den forventede forekomst af sprækker og biopor i lerlaget. Ved borearbejdet er det derfor relevant at have fokus på registrering af redoxgrænsen, indhold af grus/sten, okkerudfældninger og synlige sprækker, der kan indikere mulighed for præferentiel transport af forurening.

Som for bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen er det vigtigt, at jordforureningen er karakteriseret og afgrænset med borer. Antallet af sugeceller ved en afgrænsende porevandsundersøgelse fastlægges på baggrund af det forurenede områdes størrelse. Det vurderes dog typisk at være nødvendigt med minimum 2-3 sugeceller i hotspotområdet. Sugecellerne kan med udgangspunkt i dette projekt placeres f.eks. 3-4 m nede i det faste lerlag til vurdering af nedsivningen, idet denne dybde forventes ofte at være afgrænsende for nedsivningen. Der kan med fordel analyseres flere prøver fra hver sugecelle for at gøre vurderingen mere robust.

### 8.3 Dokumentation for naturlig nedbrydning

Der er generelt enighed om, at kulbrinter altid nedbrydes i jord og grundvand i et eller andet omfang. DNA-analyser af jordprøver har vist, at dette også er tilfældet på de to testlokaliteter. Her er der generelt påvist en øget forekomst af bakterier i forurenede jordprøver sammenlignet med ikke-forurenede referenceboringer. Der er desuden påvist en lavere diversitet af bakterier, som kan relateres statistisk til nedbrydning af kulbrinter.

Der konstateres generelt ikke en øget forekomst af bakterier i lerlaget under jordforureningen, hvor tilgængeligheden af forurening er relativt lille sammenlignet med aflejringer med målbar jordforurening. Imidlertid viser DNA-sekventeringen tegn på nedbrydning 2-4 m ned i lerlaget. Der er generelt god sammenhæng mellem udbredelsen af porevandsforurening og ændringerne af bakteriepopulationen. DNA-resultaterne vurderes derfor at bekræfte de øvrige resultater, der indikerer, at naturlig biologisk nedbrydning under jordforureningen begrænser forureningsudbredelsen ned i et lerlag. Dette er på trods af, at der forventes anaerobe forhold i lermatricen, der er tæt på vandmættet.

DNA-ekstraktion og -sekventering af jordprøver vurderes samlet set at være et brugbart værktøj på lokaliteter, hvor der ønskes kvalitativ dokumentation for naturlig biologisk nedbrydning. Det faglige grundlag for metoden forventes at blive endnu større med tiden efterhånden som der indhentes erfaringer fra flere sager, men metoden vurderes dog allerede nu at være klar til anvendelse på andet end udviklingsprojekter.

DNA-analyser kan evt. suppleres med anden dokumentation for, at naturlig biologisk nedbrydning kan finde sted, herunder undersøgelser af redoxforhold og tilgængeligheden af makronæringsstoffer. DNA-analyserne vurderes dog også at kunne stå alene, især hvis man har afgrænset forureningens udbredelse i jord, grundvand og evt. porevand.

### 8.4 Eksempler på undersøgelsesstrategier

Samlet set vurderes porevandsundersøgelser og DNA-analyser af udvalgte jordprøver at kunne bidrage til vurdering af nedsivning og naturlig nedbrydning af kulbrinter. Figur 24 illustrerer eksempler på to forskellige undersøgelsesstrategier (A og B):

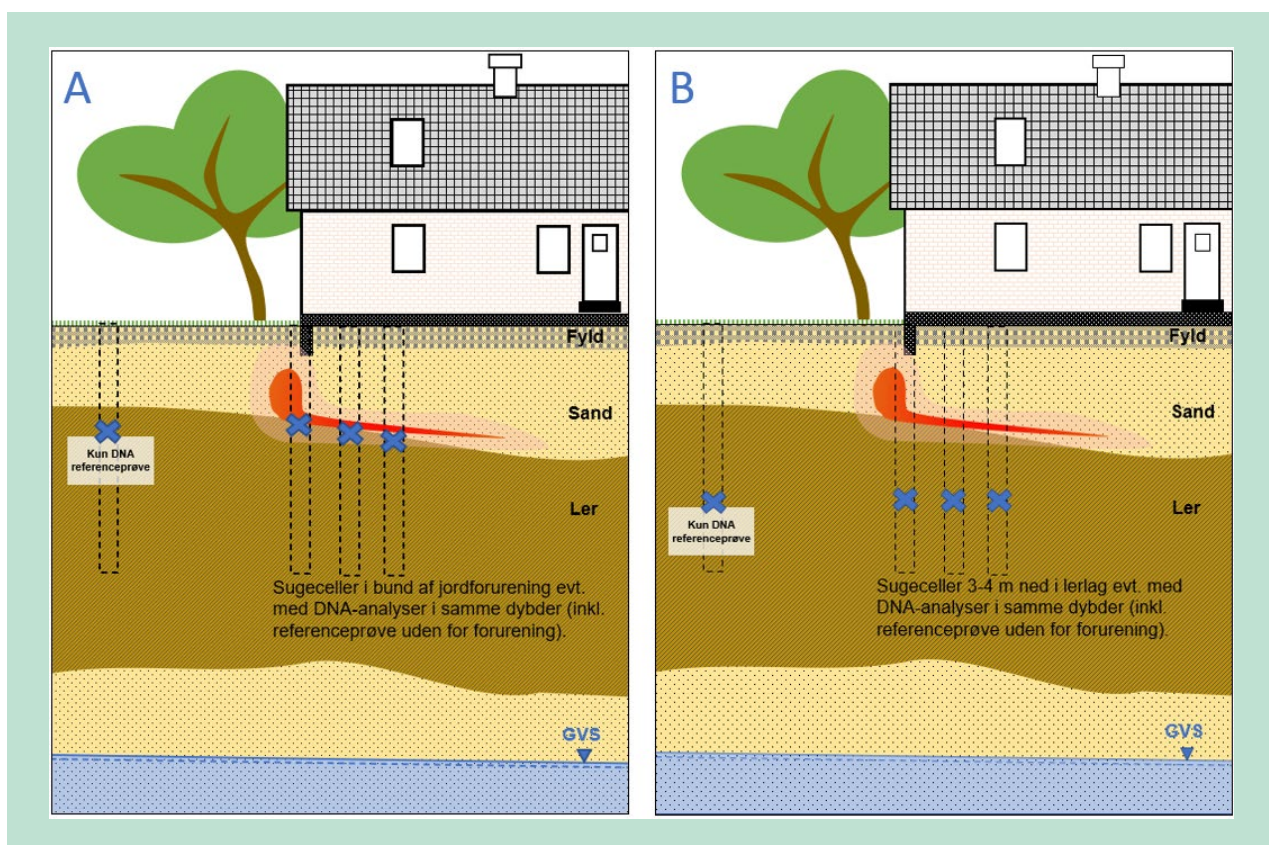
#### Strategi A: Bestemmelse af kildestyrkekoncentration

Der etableres sugeceller til udtagning af porevandsprøver i bunden af jordforureningen, som ofte vil være i toppen af et lerlag. Antallet af sugeceller afhænger af det forurenede areal og antallet af forureningskilder. Det kan vælges at foretage DNA-analyser af jordprøver fra

samme dybder som porevandsprøverne samt 1-2 prøver fra en referenceboring i et ikke-forurenede område. Ud fra denne undersøgelse kan man estimere den nuværende kildestyrke og vurdere, om der kan forventes naturlig biologisk nedbrydning i toppen af lerlaget, hvor der muligvis kan være aerobe forhold.

### Strategi B: Vertikal afgrænsning af porevandsforurening

Der etableres sugeceller til udtagning af porevandsprøver i lerlaget 3-4 m under jordforureningen. Antallet af sugeceller afhænger af det forurenede areal og antallet af forureningskilder. Det vurderes dog generelt at være nødvendigt med minimum 2-3 sugeceller. Det kan vælges at foretage DNA-analyser af jordprøver fra samme dybder som porevandsprøverne og 1-2 prøver fra en referenceboring i et ikke-forurenede område. Ud fra denne undersøgelse kan man vurdere den aktuelle udbredelse af opløst forurening i lerlaget og vurdere, om der kan forventes naturlig biologisk nedbrydning nede i lerlaget, hvor der forventes anaerobe forhold.



**FIGUR 24.** Målestrategi A: Bestemmelse af kildestyrkekoncentrationen i toppen af lerlaget – evt. med DNA-analyser til kvalitativ dokumentation af biologisk nedbrydning i samme dybder. Løsningsstrategi B: Afgrænsning af porevandsforurening i 3-4 m ned i lerlag – evt. med DNA-analyser til kvalitativ dokumentation af biologisk nedbrydning i samme dybder.

De to målestrategier kan med fordel kombineres, hvilken vil give information om den variation, som forventes ned gennem jordprofilen. Netop den vertikale variation af forureningsmæssige og biologiske forhold kan være essentiel for at foretage en robust risikovurdering.

For alle målestrategier med udtagning af porevandsprøver kan det vælges at udtage flere porevandsprøver fra hver sugecelle. Der kan desuden suppleres med DNA-analyser i selve hotspot til at dokumentere naturlig biologisk nedbrydning i jordforureningen. Desuden bør man i forbindelse med etablering af sugeceller altid udvælge jordprøver til kemisk analyse for at supplere de øvrige data.

## 9. Referencer

Aalborg Universitet, 2021. Personlig kommunikation med professor Jeppe Lund Nielsen ved Aalborg Universitet, Center for Mikrobielle Systemer.

Atlas. R.M. 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons : an environmental perspective. Microbiological reviews. 45(1) :180-209.

Danske regioner. 2018. Regionernes arbejde med jordforurening. Redegørelse 2017. [https://www.regioner.dk/media/10099/regionernes\\_arbejde\\_med\\_jordforurening\\_-\\_aarsrapport\\_2018.pdf](https://www.regioner.dk/media/10099/regionernes_arbejde_med_jordforurening_-_aarsrapport_2018.pdf)

Dibble, J.T. og Bartha, R., 1979. Leaching aspects of oil sludge biodegradation in soil. Soil Science 127, 365-370, 1979.

Downey, D.C., Hincbee, R.E., og Miller, R.N., 1999. Cost-Effective Remediation and Closure of Petroleum-Contaminated Sites., Battelle Press, Columbus, Ohio. ISBN 1-57477-071-3, 1999.

GEUS, 2011. Vejledning i geologisk karakterisering af istidselementer. Kompendium af Knud Erik Klint.

Kristensen, A.H., 2010. Controlling factors for natural attenuation of petroleum vapors in a layered subsurface. Ph.D. dissertation, 2010.

Kristensen, A., Loll, P. og C. Larsen. 2012. Nye værktøjer til bedre risikovurdering på grundvandsstruende lokaliteter. Jordforurening.info 4.

Kristensen, A.H., Loll, P., Larsen, C., Rank, P.S. og S. G. Lauridsen. 2013. Udbredelse af gasolieforureninger i grundvandet – erfaringer fra de danske regioner. Jordforurening.info, s. 7-11, nr. 4.

Larsen, P., Hansen, T.L., Loll, P., Larsen, C., Jonge, N. de, Nielsen, J.L. og Christensen, M. 2018. Ny metode til rutinemæssig måling af bakteriesammensætning i forurenede grundvand. Miljø & Ressourcer, 1.

Miljøstyrelsen. 2000. Prøvetagning af porevand i umættet zone. Miljøprojekt nr. 540.

Miljøstyrelsen. 2008a. Sammensætning af olie og benzin – kemiske profiler ved brug ved risikovurdering. Miljøprojekt 1220.

Miljøstyrelsen. 2008b. Bestemmelse af forureningskoncentrationen i mobilt porevand. Miljøprojekt nr. 1224.

Miljøstyrelsen. 2009. Erfaringsopsamling på udbredelsen af forureningsfaner i grundvand på villatanksager. Miljøprojekt nr. 1309.

Miljøstyrelsen, 2014. Jordforureningens påvirkning af overfladevand, delprojekt 2 – Afstandskriterier og fanebredder. Miljøprojekt nr. 1565, 2014.

Miljøstyrelsen, 2016a. GrundRisk – Beregningsmodel til risikovurdering af grundvands-truende forureninger. Miljøprojekt 1865.

Miljøstyrelsen, 2016b. JAGG2 – Vertikal transport ned til førstkomende betydende magasin. Miljøprojekt nr. 1828.

Miljøstyrelsen. 2017. Dybe bioporers forekomst og betydning for pesticidudvaskning i moræneler. BEKF. nr. 171.

Miljøstyrelsen, 2018. Nedbrydningsrater til brug i Grundrisk risikovurdering - litteraturstudie. Miljøprojekt nr. 2013.

Miljøstyrelsen, 2021. Automatiseret porevandsprøvetagning - Udvikling og felttest. Miljøprojekt nr. 2170.

Newell, C.J., Rifai, H.S., Wilson, J.T., Connor, J.A., Aziz, J.A. og M.P. Suarez. Calculation and use of first order rate constants for monitored naturel attenuation studies. 2002. EPA/540/S-02/500 November 2002.

Region Hovedstaden. 2017. Porevandsprøvetagning fra olieforurenet moræneler. Udviklingsprojekt udført af DMR.

Region Midtjylland. 2017. Forureningsundersøgelse – Skårupvej 63, 9500 Hobro. Udført af DMR.

Region Nordjylland. 2019. Undersøgelse af pesticidpunktkilder med porevandsprøvetagning. Udviklingsprojekt udført af DMR.

Region Sjælland. 2012. Porevandsundersøgelse ved brug af sugeceller og SorbiCell VOC. OPI-projekt udført af DMR.

Region Sjælland. 2013. Pneumatisk frakturering til optimering af prøvetagning af forurenet porevand i moræneler. OPI-projekt udført af DMR.

Region Sjælland. 2020. Porevandsprøvetagning – Præstegårdsvej 55, Nakskov. Undersøgelse udført af DMR.

Troldborg, M., Binning, P.J., Nielsen, S., Kjeldsen, P. og A.G. Christensen, 2009. Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. Journal of contaminated hydrology 105 (2009), 28-37.

USEPA, 2016. EPA On-line Tools for Site Assessment Calculation.

<https://www3.epa.gov/ceampubl/learn2model/part-two/onsite/esthenry.html>

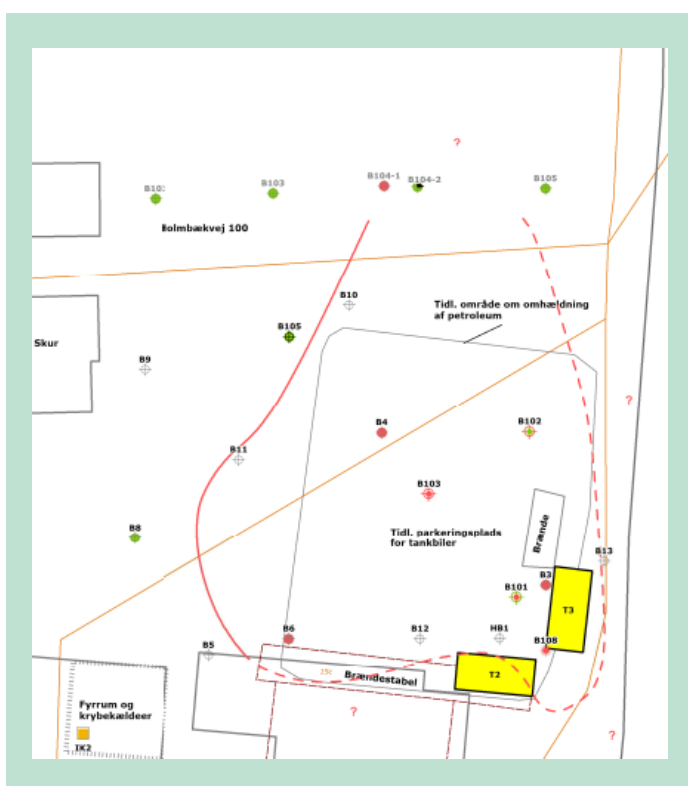
Videncenter for Jordforurening. 2008. SprækkeJAGG – Regneark til risikovurdering af sprækker i moræneler. Teknik & Administration nr. 2.

# Bilag 1. Viby 1

## Bilag 1.1 Historik

Testlokaliteten Viby 1 er en boligejendom, der i perioden 1953-1961 har været købmand med salg af benzin og petroleum. Op til 1969 fortsatte der med at være petroleumsdepot med parkering og tankning af tankbiler. Der har desuden været flere fyringsolietanke på ejendommen. Aktiviteterne har givet anledning til jordforurening med en blanding af petroleum og gasolie i den del af den nuværende have, hvor påfyldningen foregik. Dette område benævnes herefter kildeområdet.

Lokaliteten er undersøgt i 2002, 2004 og igen i efteråret 2019. Der er samlet set udført ca. 30 borer til undersøgelse og afgrænsning af forureningen. Figur 6 viser en situationsplan for testlokaliteten.



FIGUR 25. Situationsplan med placering af borer og område med jordforurening.

## Bilag 1.2 Geologiske forhold

Kildeområdet anvendes i dag som have med græs og bede. Terrænet i kildeområdet er hævet ca. 1 m siden der var petroleumlager. Der er et niveauspring ned mod naboen mod nord.

Ved borearbejdet er der truffet 1-2 m fyldjord, som primært udgøres af sand. Herunder er der generelt truffet intakte aflejringer af kalkholdigt moræneler til boringernes bund 6 m u.t. Ved dybere borer på nabolokaliteter er bunden af moræneleret truffet minimum 10 m u.t. Redoxgrænsen med overgang fra lysebrune til grå aflejringer træffes i dybder varierende fra 2,5 til 4,5 m u.t.

Aflejringer af moræneler blev karakteriseret ved sigte-/slemmeanalyser af udvalgte prøver. Resultaterne fremgår af tabel 12 og viser en relativt ensartet partikelstørrelsesfordeling mellem

boringerne. I B101 er der undersøgt prøver fra to dybdeintervaller placeret hhv. over og under redoxgrænsen. Resultaterne indikerer ikke en væsentlig forskel.

**TABEL 12.** Partikelstørrelsesfordeling i moræneler fra Viby 1. Indholdet er bestemt ved sigte-/slemmeanalyser. Analysearbejdet er udført af DMR.

Boring	Dybde	Ler (<2 µm)	Silt (2-63 µm)	Sand (63-2.000 µm)	Grus (>2.000 µm)
B101	1-3 m u.t.	21%	30%	43%	6,2%
B101	3-6 m u.t.	21%	36%	39%	3,4%
B102	2-4 m u.t.	27%	31%	37%	4,5%
B103	1-2 m u.t.	17%	34%	43%	6,2%

Ovenpå lerlaget træffes flere steder terrænnært grundvand med et vandspejl 0,5-1,0 m u.t. Da der ikke blev truffet grundvand i alle boringer, vurderes der ikke at være tale om et sammenhængende magasin, men snarere lokale lommer af grundvand, som styres af nedbørsmængden. Dette understøttes af lav tilstrømning til grundvandsfiltrene i forbindelse med udtagning af vandprøver.

Flere steder er der desuden observeret vandholdige sandslirer i toppen af lerlaget, som vurderes at have været medvirkende til spredning af forurening til naboen mod nord.

### Bilag 1.3 Jord- og grundvandsforurening

Der er konstateret jordforurening med kulbrinter i et tyndt lag inden for dybderne 0,9 til 3 m u.t. Jordforureningen er beliggende ovenpå eller i sandslirer i toppen af lerlaget. Analyselaboratoriet karakteriserer de påviste indhold som petroleum eller lignende, men flere steder også med indhold, der beskrives som tung olie og gasolie.

Ved en undersøgelse i 2004 blev der påvist totalindhold af kulbrinter på op til 3.900 mg/kg TS (B3, 1,5 m u.t.). Ved den seneste undersøgelse i efteråret 2019 er der dog i samme område kun påvist koncentrationer i jorden på op til 1.000 mg/kg TS (B103, 2 m u.t.). De maksimale koncentrationer i kildeområdet vurderes derfor at være reduceret væsentligt (ca. 75%) over en periode på ca. 15 år. Dette vurderes at skyldes en kombination af naturlig biologisk nedbrydning og udvaskning/fortynding, enten horisontalt i sekundært grundvand eller vertikalt ned i lerlaget.

Ved regionsundersøgelsen i 2019 blev der analyseret fem grundvandsprøver fra det terrænnære grundvand. Herved blev der i kildeområdet påvist totalindhold af kulbrinter på op til 960 µg/l.

Undersøgelserne har vist, at jord- og grundvandsforureningen i dag generelt findes i relativt lave koncentrationer. Sandslirer i toppen af lerlaget har dog medvirket til en relativt stor horisontal udbredelse på ca. 200 m<sup>2</sup> på selve testlokaliteten samt ind på naboejendommen mod nord. Det skønnes, at den samlede mængde kulbrinter er i størrelsesordenen 40-60 kg. Ved traditionelle risikovurderinger, uden inddragelse af naturlig biologisk nedbrydning, vil der ikke kunne afvises at være en beregningsmæssig risiko for nedsivning til det primære magasin beliggende minimum 15 m u.t.

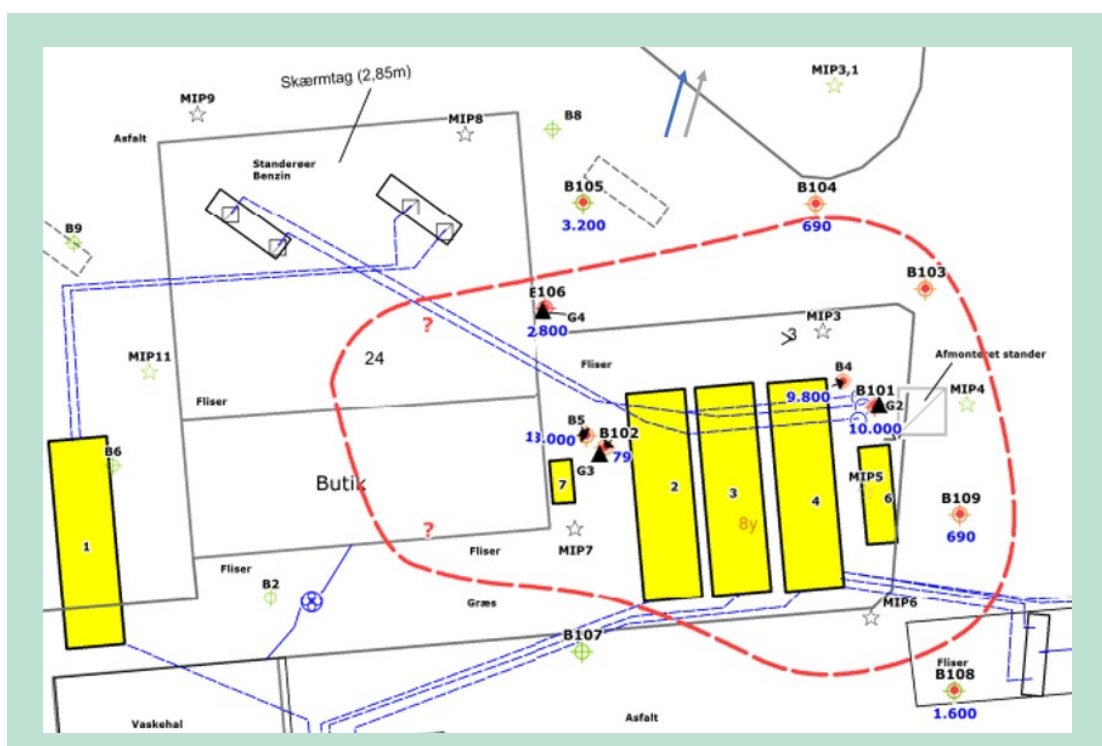


# Bilag 2. Viby 2

## Bilag 2.1 Historik

Testlokaliteten Viby 2 er en tidligere tankstation med drift i perioden 1973-2018. I dag anvendes ejendommen til vaskehal samt erhverv i den tidligere butik til tankstationen. Alle ovenjordiske installationer er fjernet, mens tanke og rørføringer stadig ligger i jorden. Størstedelen af området er asfalteret med opsamling af regnvand i afløbsriste. Græsarealer er omkranset af kantsten.

Ejendommen er undersøgt i 2005 og 2013, hvor der samlet set er udført syv boringer og 11 MIP-sonderinger til undersøgelse og afgrænsning af forurening fra tanke og installationer. Ved en supplerende undersøgelse i efteråret 2019 er der udført yderligere 13 forede boringer (B101-B113), hvoraf flere blev filtersat. Figur 9 viser en situationsplan for lokaliteten med placering af boringer.



**FIGUR 26.** Situationsplan for Viby 2 efter en afgrænsende forureningsundersøgelse. Rød stiplede markering angiver vurderet afgrænsning af område med jordforurening. Blå tal angiver totalindhold af kulbrinter i terrænnært grundvand med vandspejl ca. 1,0-1,5 m u.t.

## Bilag 2.2 Geologiske forhold

Ved borearbejde på lokaliteten er der truffet ca. 0,7-3 m fyldsand, hvorunder der generelt træffes kalkholdigt moræneler ned til boringernes bund 7 m u.t. Nogle steder træffes et mindre intakt sandlag mellem fyldsandet og moræneleret. Ud fra nærliggende dybe boringer vurderes laget af moræneler at have en tykkelse på minimum 50 m. Områdets primære grundvandsmagasin træffes under lerlaget.

Redoxgrænsen med overgang fra lysebrune til grå aflejringer træffes i dybder varierende fra 1 til 5 m u.t., men vurderes flere steder på lokaliteten at være påvirket af relativt kraftig forurening med kulbrinter.

Aflejringer af moræneler blev karakteriseret ved sigte-/slemmeanalyser af udvalgte prøver. Resultaterne fremgår af tabel 13 og viser en relativt ensartet partikelstørrelsesfordeling mellem borerne.

**TABEL 13.** Partikelstørrelsesfordeling i moræneler fra Viby 2. Indholdet er bestemt ved sigte-/slemmeanalyser.

Boring	Dybde	Ler (<2 µm)	Silt (2-63 µm)	Sand (63-2.000 µm)	Grus (>2.000 µm)
B101	3-6 m u.t.	22%	25%	48%	5,0%
B102	4-6 m u.t.	21%	31%	43%	4,2%
B113	1-3 m u.t.	19%	30%	44%	7,8

Oven på lerlaget træffes flere steder grundvand med et vandspejl 1,0-1,5 m u.t. Da der ikke var grundvand i alle borer, vurderes der ikke at være tale om et sammenhængende magasin. Det underliggende lerlag fremstår relativt tørt.

### Bilag 2.3 Jord- og grundvandsforurening

Ved de udførte undersøgelser er der påvist jord- og grundvandsforurening med en blanding af benzin, dieselolie og tung olie. De højeste koncentrationer i jorden er påvist ved en 50.000 liter dieselolietank fra 1973 (tank 4). Her er der i 2005 påvist indhold af dieselolie i jorden (med mindre indhold af benzin) på op til 16.000 mg/kg TS (B4, 2,5 m u.t.). Ved undersøgelsen i 2019 er der i samme område påvist jordforurening fra 1,5-3 m u.t. med indhold på op til 4.200 mg/kg TS (B101, 1,5 m u.t.). De maksimale koncentrationer i kildeområdet vurderes derfor at være reduceret væsentligt (ca. 75%) over en periode på 15 år, hvilket vurderes at skyldes en kombination af naturlig biologisk nedbrydning og udvaskning/fortynding.

Jordforureningen vurderes i 2019 at omfatte et areal på 300-400 m<sup>2</sup> med en samlet forureningsmængde på ca. 500-800 kg kulbrinter.

Ved regionsundersøgelsen i 2019 blev der analyseret ni grundvandsprøver fra det terrænnære grundvand. Det højeste totalindhold af kulbrinter blev påvist i B101 (10.000 µg/l). Ved prøvetagningen fra denne boring blev der observeret oliefilm på vandspejlet.

Der er således påvist relativt høje koncentrationer af kulbrinter i jord og grundvand. Forureningen er påvist i toppen af morænelersaflejringer, som træffes ca. 2 m u.t. Ved traditionelle risikovurderinger uden inddragelse af naturlig biologisk nedbrydning vil der ikke kunne afvises at være en beregningsmæssig risiko for det primære magasin beliggende minimum 20 m u.t.

# **Bilag 3. DNA-analyse af jordprøver fra Viby 1 og Viby 2**

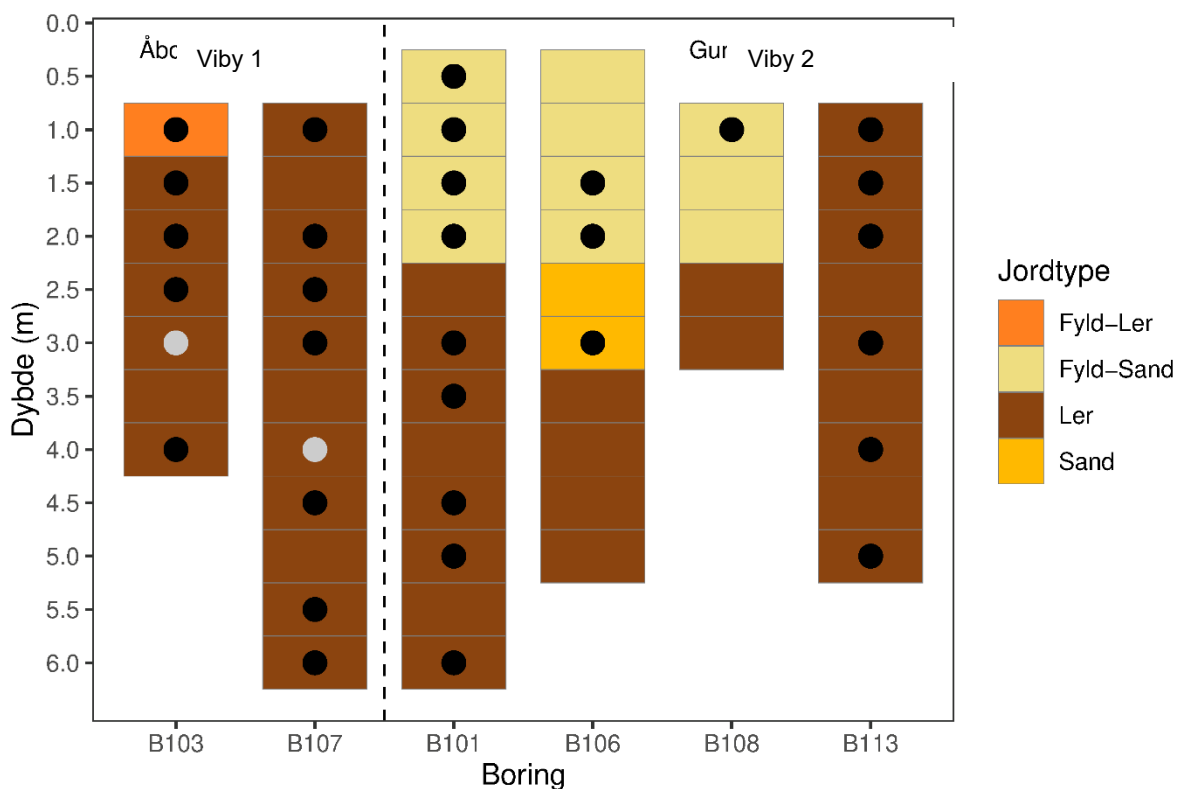
**Analyse udført af**

**Jeppe Lund Nielsen og Nadieh de Jonge**

**Aalborg Universitet**

## Prøve oversigt

Samlet er der modtaget 33 jordprøver fra DMR. Efter prøvetagning er prøverne transporteret (temp. 4-10 °C) til Aalborg Universitet i Rilsan-poser uden luft. Prøverne har naturligt vandindhold og er ikke sigtet eller behandlet på anden vis. Prøverne udgøres typisk af moræneler med grus korn og kalkstykker. Prøverne er efter ankomst på Aalborg Universitet opbevaret ved 4 °C indtil DNA-ekstraktion. Prøverne repræsenterer borer fra to lokaliteter syd for Aarhus (Viby 1 og Viby 2) med forskellige niveauer af kulbrinte-forurening. I borerne på Viby 1 er der hovedsageligt truffet ler, mens der på Viby 2 i flere borer blev truffet sand over leret.



**Figur 27:** Oversigt over borer i projektet, hvor jordtype er angivet med farve. Et sort punkt indikerer succesfuld sekventering, mens et grå punkt indikerer fejlet sekventering.

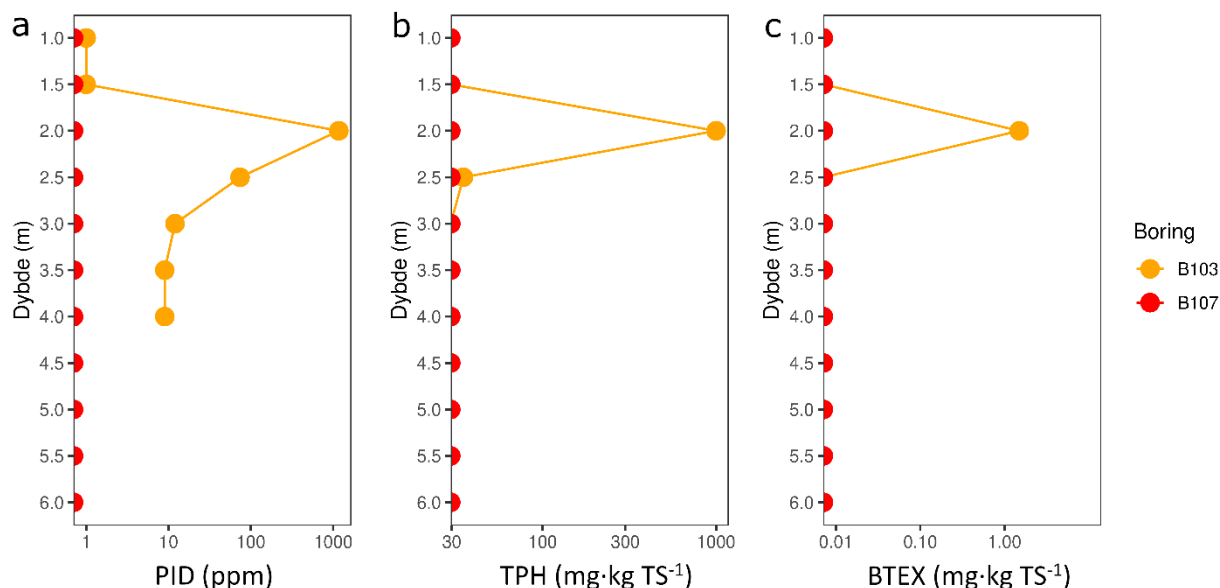
Alle 33 prøver indgik i DNA sekventeringen i tekniske triplikater, hvoraf 31 gav tilstrækkeligt DNA til den videre analyse. Disse er efterfølgende alle inddraget i den videre dataanalyse (se figur 27).

Et antal kemiske parametre blev leveret sammen med jordprøverne og omfatter photoioniseringsmålinger (PID), totalindhold af kulbrinter (TPH) og BTEX analyse (BTEX). Disse data indgår i analysen af DNA-sekventeringen og afbildes i Figur 28 og 29 for at lette sammenligningen. Målingerne for PID blev brugt som en proxy for den overordnede forureningsgrad, og vil blive nævnt i den sammenhæng i efterfølgende analyser.

For at danne det mest fyldestgørende datasæt blev følgende antagelser lavet:

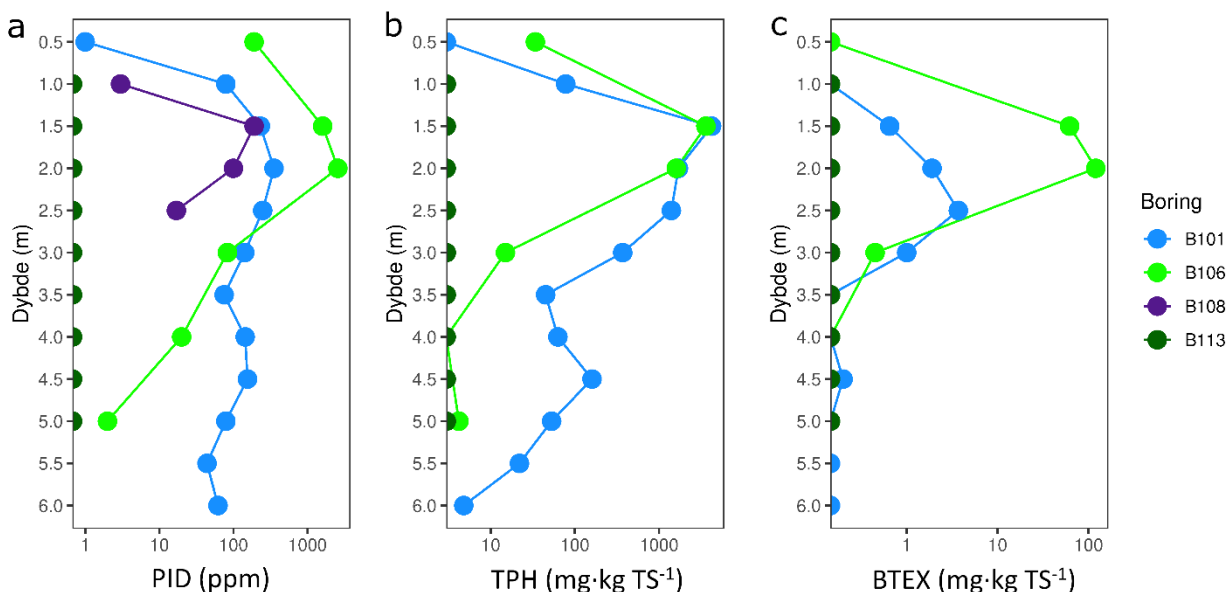
I prøverne hvor PID er 0 ppm er der antaget at ingen forurening findes, og værdierne for TPH og BTEX indføres som 0. Det samme gælder for "ikke påvist".

Værdier for PID, TPH og BTEX overføres ikke til prøver fra nærliggende boreddybder. Værdierne for TS, Tot-N og Tot-P blev overført til prøverne indenfor  $\pm 1.0$  m fra målingsstedet.



**Figur 28:** Kemiske data indsamlet på Viby 1. Dybdeprofilerne for henholdsvis PID (a), TPH (b) og BTEX (c) er fremvist. Punkterne er farvet efter boring.

To boringer blev modtaget fra Viby 1, hvoraf der var en referenceboring (B107). Boring B103 viste forurening med både kulbrinter og BTEX fra 1,5 m og dybere.

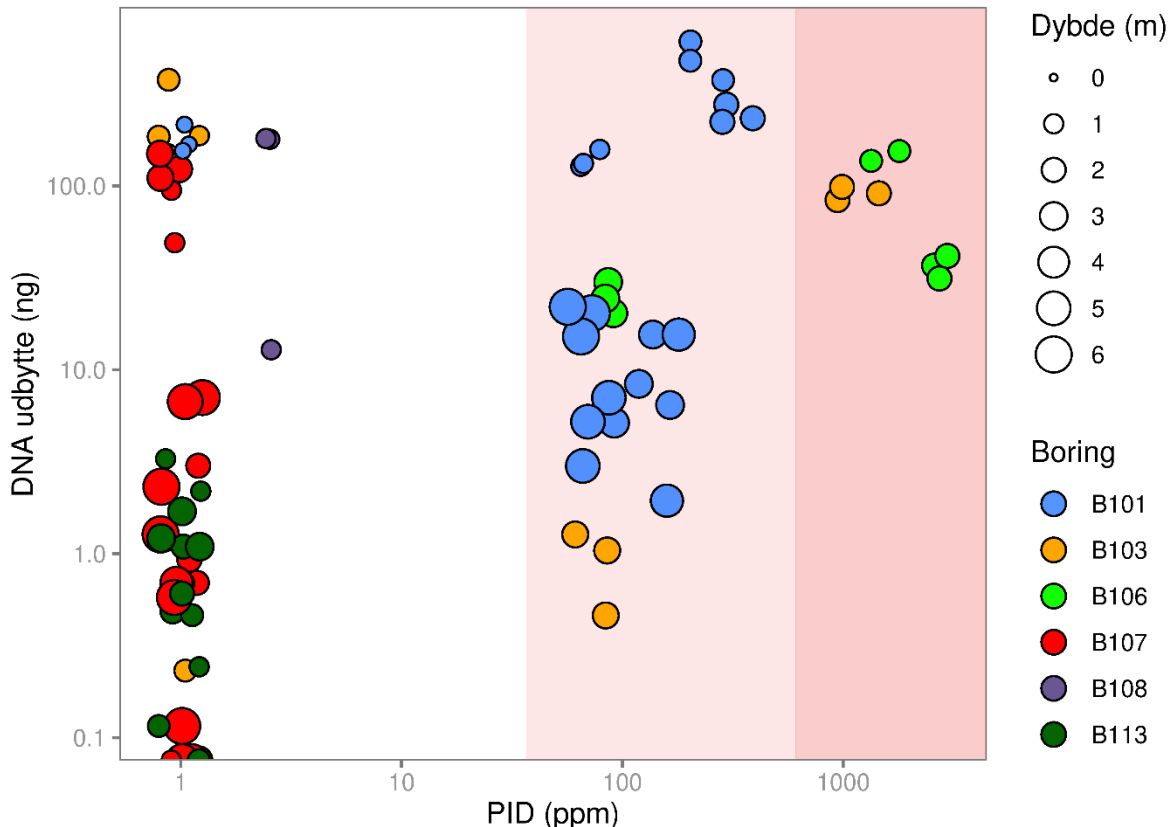


**Figur 29:** Kemiske data indsamlet på Viby 2. Dybdeprofilerne for henholdsvis PID (a), TPH (b) og BTEX (c) er fremvist. Punkterne er farvet efter boring.

Fire boringer blev modtaget fra Viby 2, hvoraf en var en referenceboring (B113). Boringerne B106 og B101 var forurenede fra 1,0 m dybde. Forureningsniveauet i de to boringer var sammenligneligt, mens der blev fundet en højere tilstedeværelse af BTEX'er i boring B106 end i B101. Boring B108 var en enkelt måling, hvor et mindre udslag blev fundet for PID, men ingen kulbrinter eller BTEX i den pågældende dybde (1,0 m).

## Metode

En repræsentativ delprøve udtages fra hver prøve vha. en ske. Disse blev efterfølgende homogeniseret i en blender. Tre repræsentative og individuelle replikater blev udtaget. DNA ekstraktion af ~0,25 g jord blev udført ved hjælp af kommercielt DNA ekstraktions kit (PowerLyzer PowerSoil kit fra Qiagen) ifølge producentens anvisninger. DNA preparation og sekventering af markørgenet kodende for 16S rRNA blev udført som beskrevet tidligere (1). Rå sekvensdata blev behandlet ved hjælp af AAU in-house data behandlingspipeline AmpProc (v5.1) (<https://github.com/eyashiro/AmpProc>). Sekvenserne blev sorteret til Amplikon Sekvens Varianter (ASV), som giver alle unikke sekvensvarianter i datasættet og dermed sikrer den højest mulige opløsning af data. Taksonomisk bestemmelse af ASV'erne blev udført ved sammenhold med nyeste version af SILVA databasen (S132) (2).

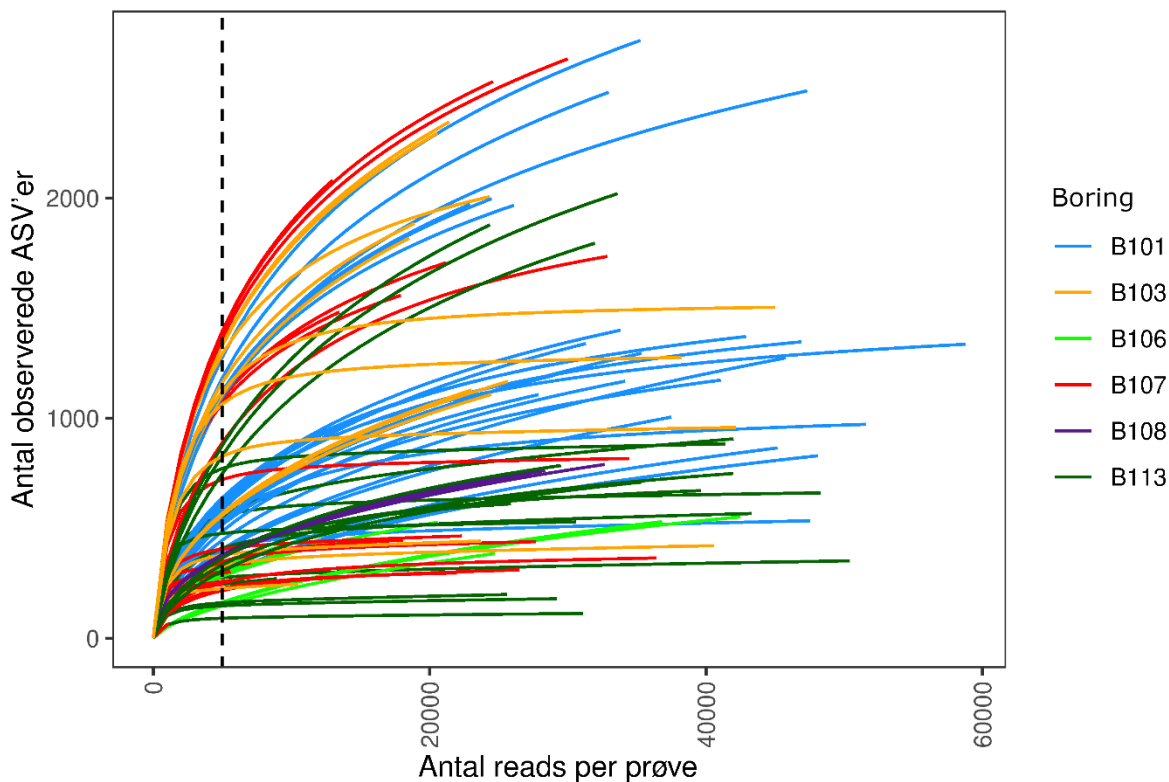


**Figur 30:** Forholdet mellem PID og DNA-udbytte. Punkterne er farvet efter boring, og deres størrelse beskriver boringsdybden.

Ved DNA ekstraktion udtages samme mængde jord og DNA koncentrationen bestemmes. Kvaliteten af det ekstraherede DNA blev evalueret vha en Nanodrop 1000 (Thermo Fischer Scientific) og en 1 % agarose gel elektroforese. DNA kvantificeres med Quant-IT dsDNA Broad Range analyse kit (Thermo Fischer Scientific) og måles på en TECAN infinite M1000 PRO pladelæser (TECAN).

Det undersøges om der er en korrelation mellem DNA-indhold og forureningsgraden (Figur 30). Overordnet er der udvundet mere DNA fra terrænnære jordlag end for dybere lag (ses øverst til venstre i Figur 30). Der måles markant højere indhold af DNA i prøver hvor der også blev fundet kulbrinte-forurening. Der blev observeret et stigende udbytte af DNA fra prøver med let-mellem forurening (vist som et lyserød felt i Figur 30), og tung forurening (vist som rød felt i Figur 30).

## DNasekventering

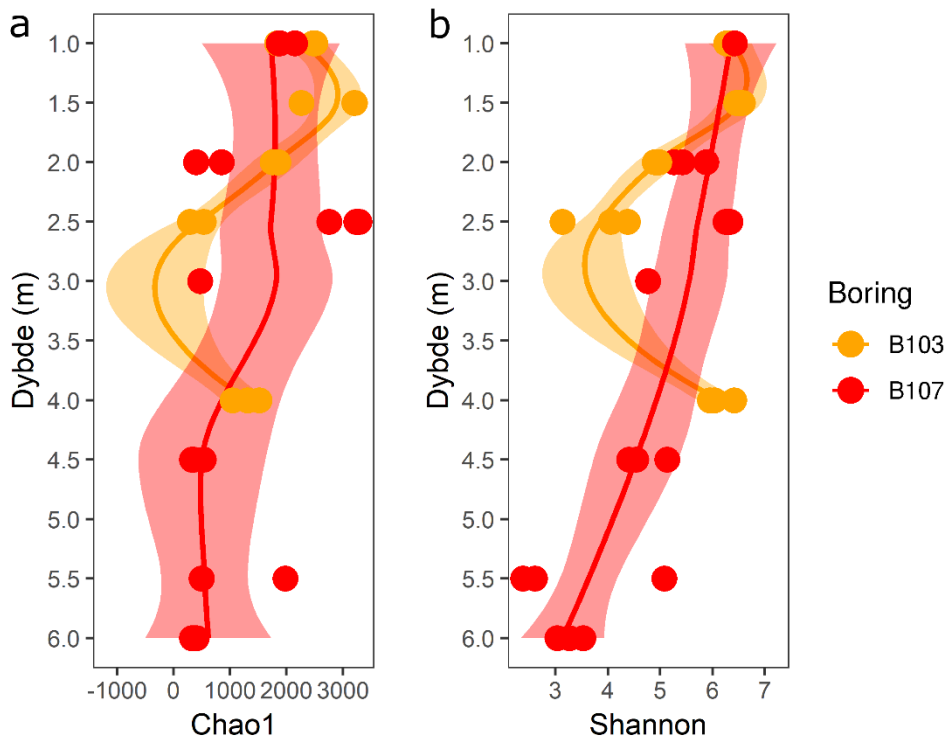


**Figur 31:** Rarefaction kurve. Sekventeringsdybde angivet grafisk afbildning af det antal sekvenser der er analyse-ret per prøve mod det antal forskellige observerede taxonomiske grupper (ASV'er). Kurvene er farvet efter boring.

Efter DNA-sekventering blev det opnåede sekvensudbytte undersøgt med en såkaldt rarefaction kurve (Figur 31). Denne analyse viser den observerede sekventeringsdybde for hver prøve. Det kan ses at kurvene bøjer af mod en horisontal asymptote, hvilket indikerer at majoriteten af prøvens diversitet er identificeret. Data viser således at sekventeringen generelt er af en høj kvalitet.

En grænse på 5.000 sekvenser blev sat som minimum for at inkludere en prøve i videre analyse.

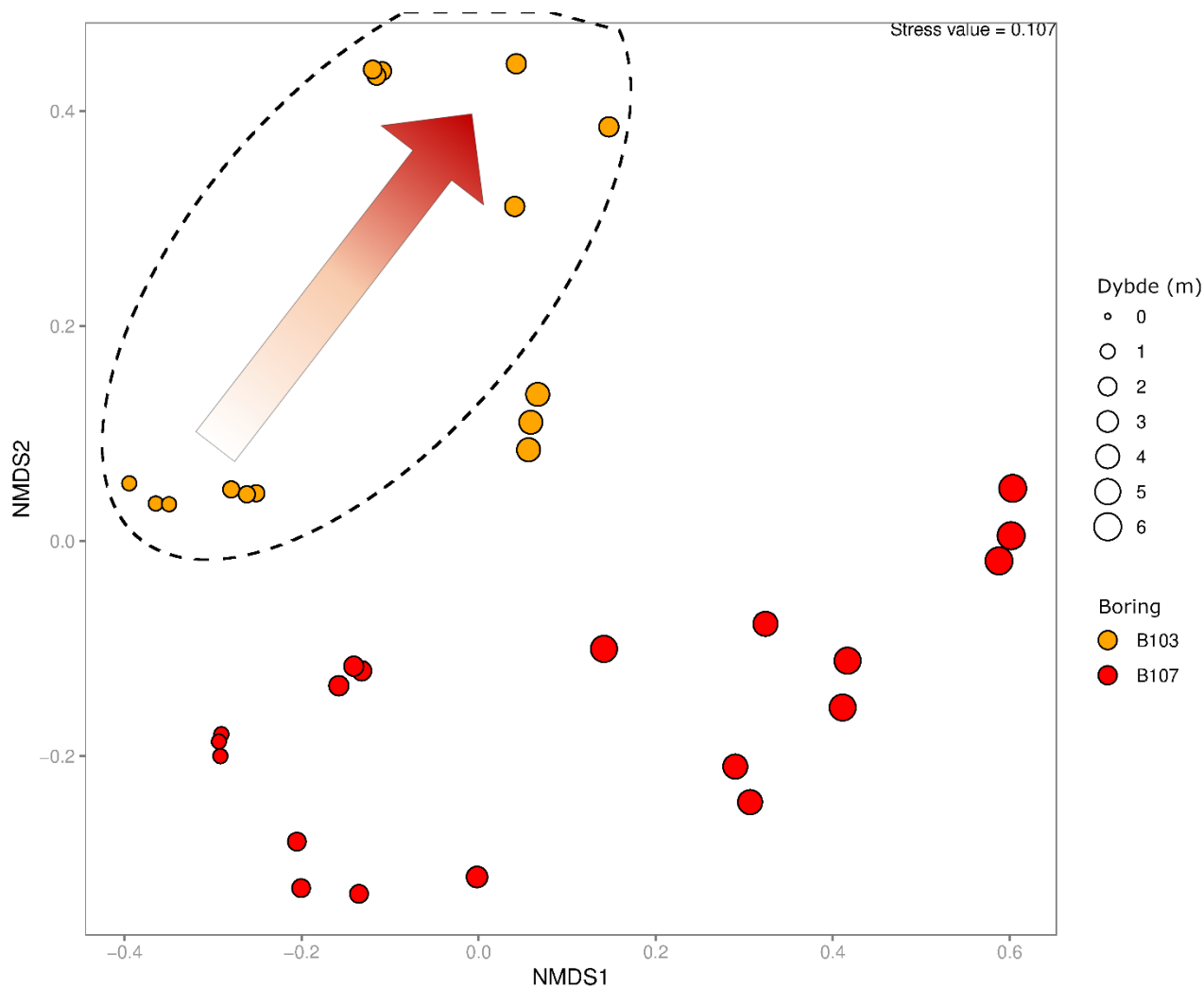
## Viby 1



**Figur 32:** Diversitetsmålinger af Viby 1; henholdsvis artsrigdom (a) og distribuering (b). Punkter er farvet efter boring, og en Loess linje med standardafvigelse er tegnet for hver boring hvor muligt.

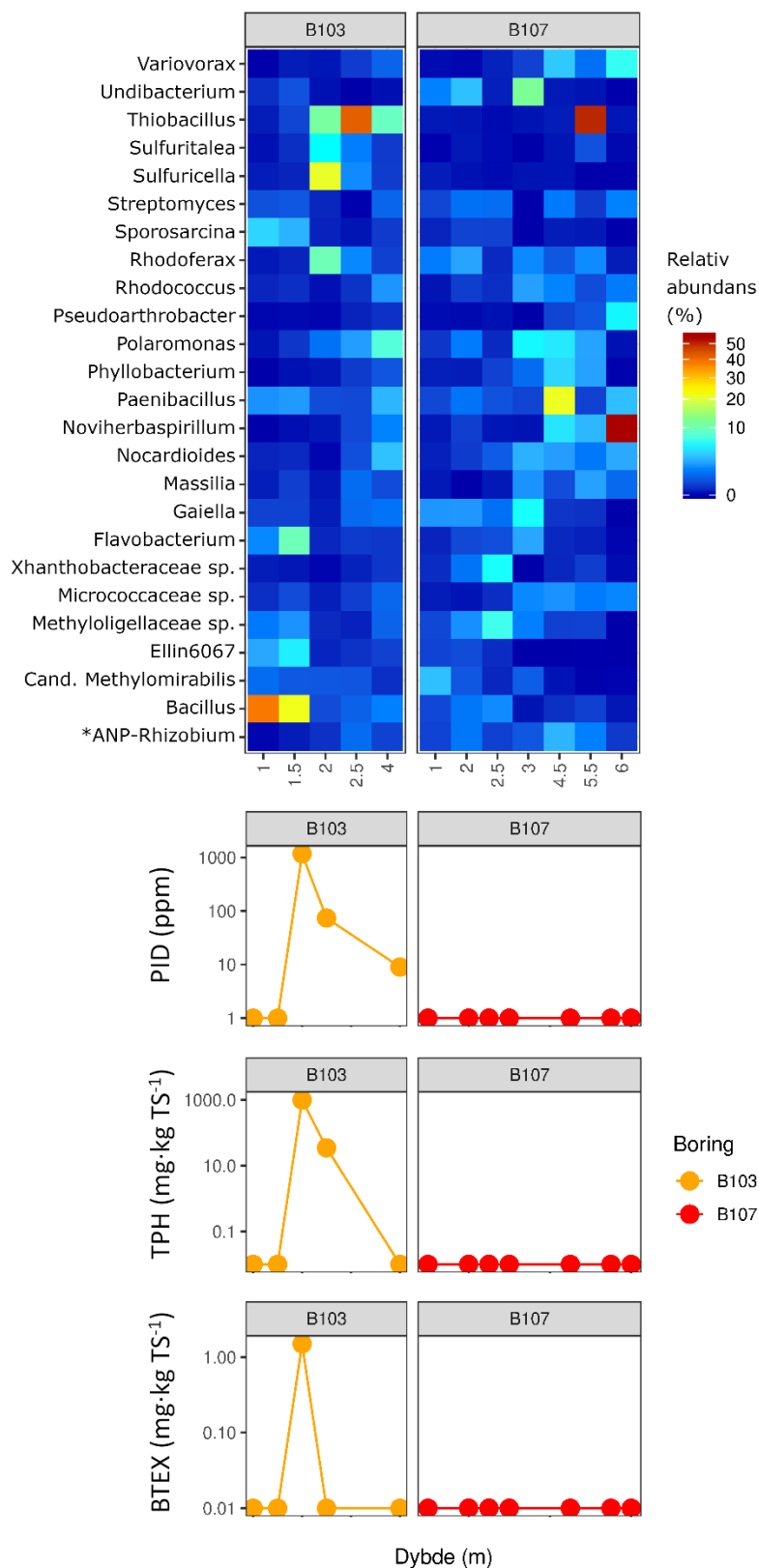
Boring B103 (forurenet) indeholdt en variabel artsrigdom og lighed sammenlignet med referenceringen (B107) (Figur 32). Et fald i både diversitet og lighed blev observeret i de prøver hvor den højeste forureningsgrad blev påvist.





**Figur 33:** Statistisk multivariat analyse (NMDS-analyse) af det mikrobielle samfund af boringerne på Viby 1, punkterne er farvet efter boring, og deres størrelse indikerer boringsdybde. Ellipsen viser hvorledes de forurenede prøver grupperes og dermed viser, at de er adskiller sig fra de ikke-forurenede. En gradient-pil indikerer forureningsgrad.

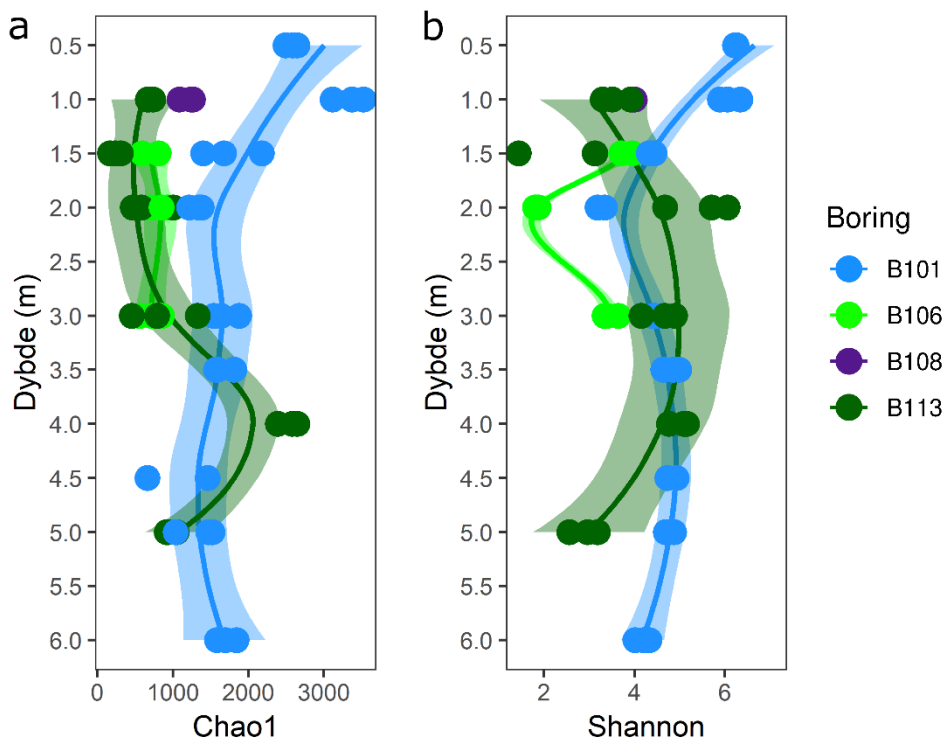
Ud fra den statistisk multivariate NMDS-analyse af det mikrobielle samfund af boringerne på Viby 1 blev der observeret en lignende adskillelse af forurenede og ikke-forurenede prøver, med et lidt kraftigere statistisk forhold (stress værdi = 0,11) end på Viby 2. Afstanden mellem prøver fra boring B103 og referenceboring B107 var størst hvor forureningsgraden var højest (angivet med pil i Figur 33).



**Figur 34:** Sammensætning af de 25 mest hyppigt forekommende mikroorganismer (slægts niveau) på Viby 1, fremvist som heatmap af deres relative fordeling. Nederst ses de korrespondierende værdier for henholdsvis PID, TPH og BTEX til sammenligning. \*ANP-Rhizobium er en forkortelse for *Allorhizobium-Neorhizobium-Pararhizobium-Rhizobium* gruppen.

På Viby 1 blev der lige som ved Viby 2 observeret forskelle i den mikrobielle sammensætning af forurenede prøver (B103) sammenlignet med reference boringen (B107) (Figur 34). Et tiltag i den relative tilstedeværelse af bakterier tilhørende *Sulfuritalea*, *Sulfuricella* og *Rhodoferax* ved boringen på 2,0 m dybde, og dybere, mens prøverne fra B107 indeholdt en meget lav og relativt stabil forekomst af disse taksonomiske grupper.

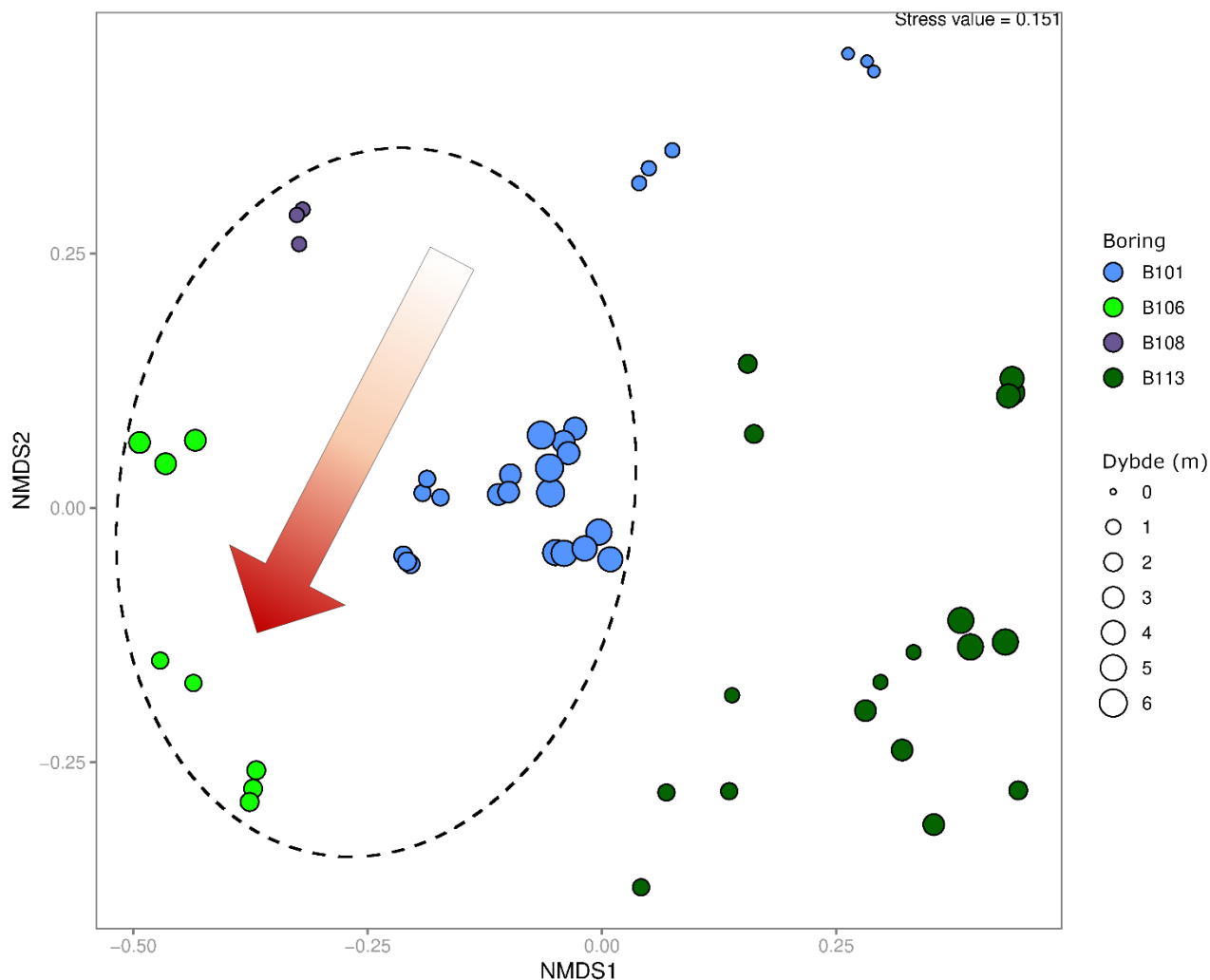
## Viby 2



**Figur 35:** Diversitetsmålinger af Viby 2; henholdsvis artsrigthed (a, Chao1 indekset) og artsrighedens fordeling mellem arter (b, Shannon indekset). Punkter er farvet efter boring, og en Loess linje med standardafvigelsen er tegnet for hver boring hvor muligt.

Den højeste artsrigthed blev målt ved boring B101. Denne boring havde i alle boringsdybder en højere Chao1 værdi (et estimat for den samlede diversitet) sammenlignet med referenceboringen (B113). Artsrigtheden faldt med dybden af boringen. Boringerne B106 og B108 havde lavere artsrigthed end B101, men lidt højere end referencen.

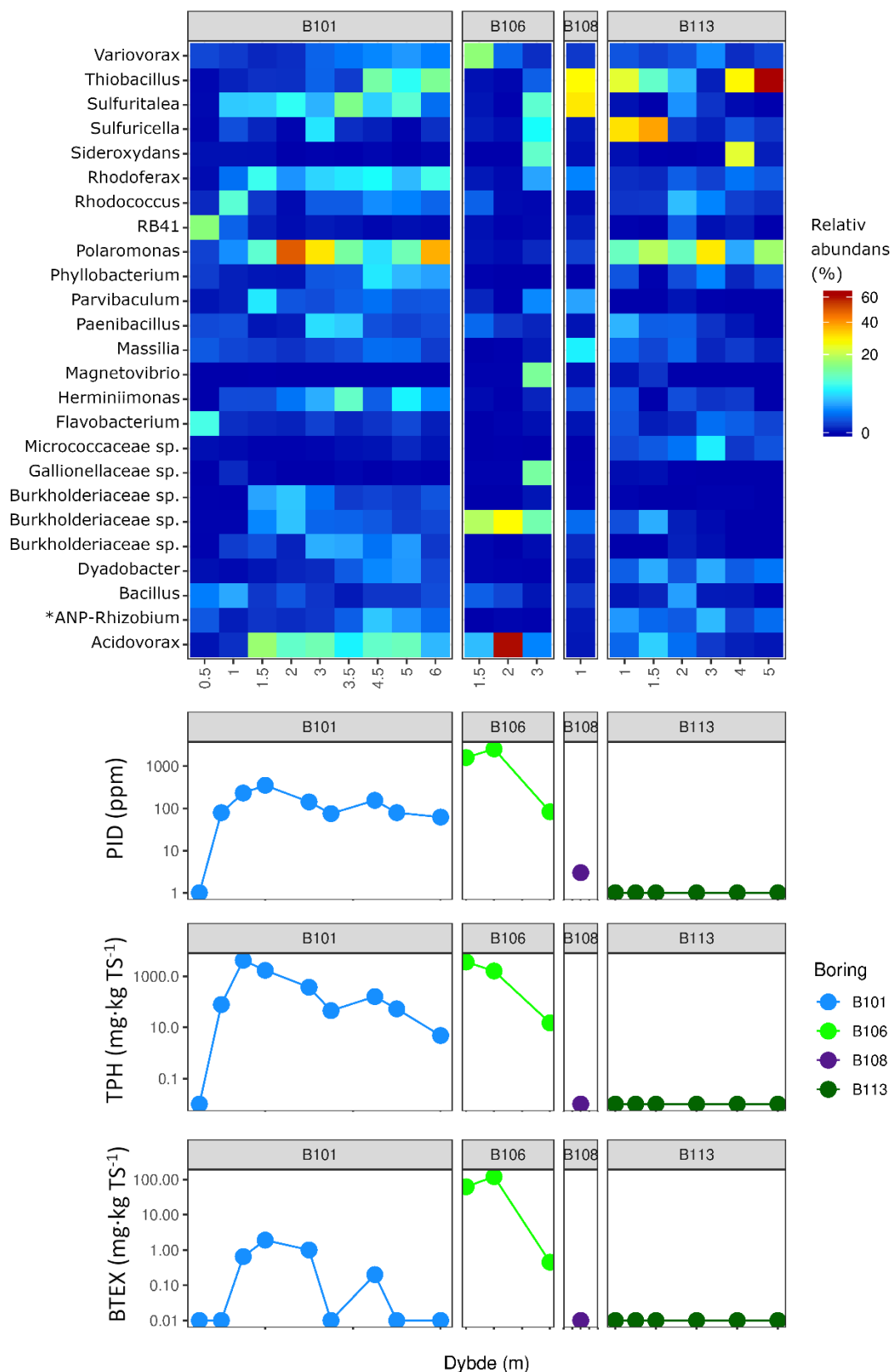
Fordelingen af organismerne igennem boringsprofilen blev undersøgt ved hjælp af Shannon indekset (som karakteriserer "lighed" af prøvens indhold af taxonomiske grupper, og hvor en højere værdi indikerer en mere ligelig fordeling af organismerne i prøven). Ved boringerne B101 og B106 observeres et fald i Shannon indekset ved den dybde hvor den højeste forureningsgrad blev fundet. Profilen over Shannon indekset afviger fra referenceboringen (B113).



**Figur 36:** Statistisk multivariat analyse (NMDS-analyse) af det mikrobielle samfund af boringerne på Viby 2, punkterne er farvet efter boring, og deres størrelse indikerer boringsdybde. Ellipsen viser hvorledes de forurenede prøver grupperes og dermed viser at de er adskiller sig fra de ikke-forurenede. En gradient-pil indikerer forureningsgrad.

Forskellene mellem prøverne blev visualiseret ved hjælp af statistisk multivariat analyse (NMDS, Non-metric multidimensional skalerings analyse). Alle punkter repræsenterer én prøve og sammensætningen af dens mikrobielle samfund. Afstanden mellem punkterne afspejler deres sammenlignelighed beregnet med Bray-Curtis diversitetsindeks. En stressværdi på 0,15 indikerer en moderat til høj statistisk styrke i modellen (jo lavere værdi desto højere styrke).

Der kan observeres en gradient af den registrerede forureningsgrad i prøverne og deres bakterielle sammensætning diagonalt ned til venstre (angivet med en pil i Figur 36). Prøverne fra referenceboringen blev grupperet til højre i modellen, og var grupperet sammen med hinanden i forhold til de forurenede prøver (angivet ved en ellipse i Figur 36). Dette indikerer at den mikrobielle sammensætning er signifikant anderledes sammensat i de forurenede prøver ift. de ikke-forurenede prøver.



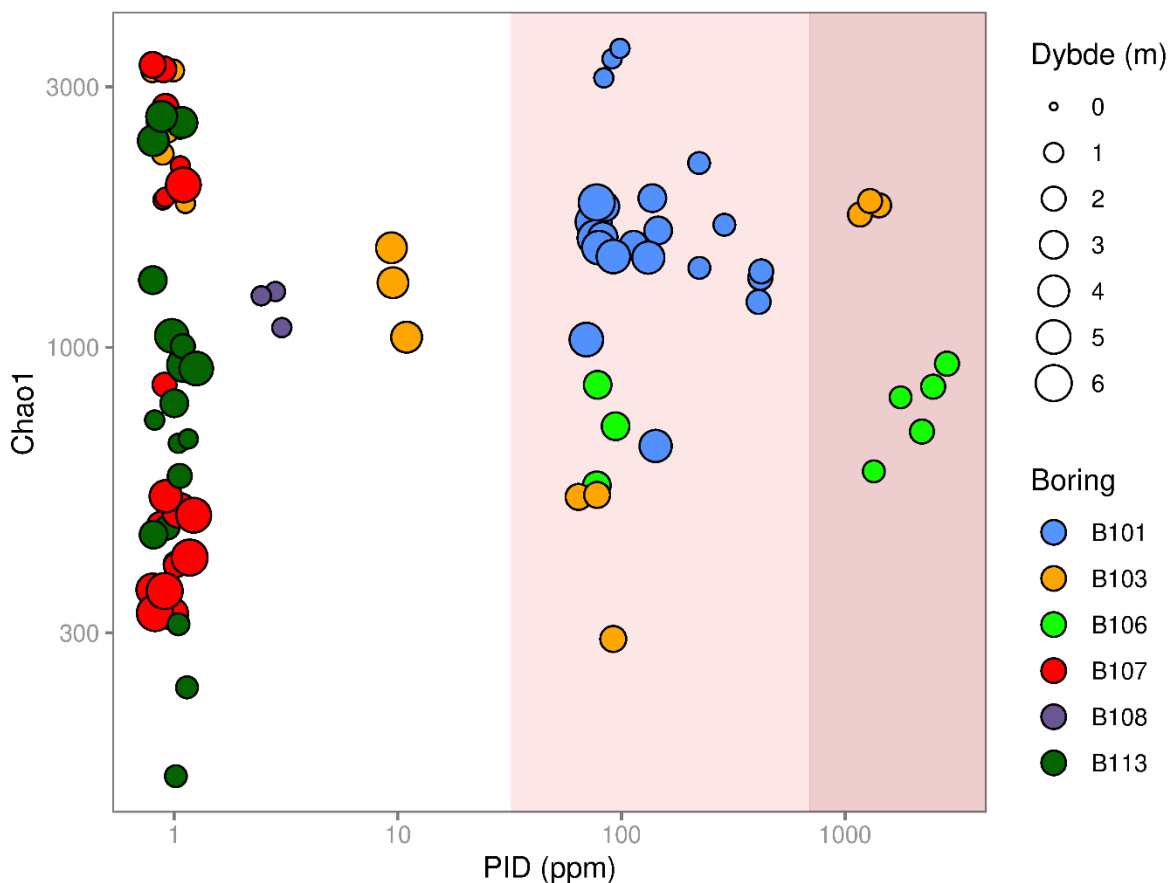
**Figur 37:** Sammensætning af de 25 mest hyppigt forekommende mikroorganismer (på slægts-niveau) på Viby 2, fremvist ved et såkaldt heatmap af deres relative fordeling. Nederst ses værdierne for henholdsvis PID, TPH og BTEX til sammenligning. \*ANP-Rhizobium er en forkortelse for *Allorhizobium-Neorhizobium-Pararhizobium-Rhizobium* gruppen.

Overordnet set blev de forekommende taksonomiske grupper observeret med samme hyppighed ved alle borer på Viby 2, med enkelte forskelle som kunne linkes til forureningsgraden (Figur 37).

Der blev observeret et tiltag i den relative forekomst af *Sulfuritalea*, *Rhodoferax*, *Herminiimonas* og *Acidovorax* i forhold til referenceboringen (B113), mens et stigende indhold af en repræsentant af *Burkholderiaceae* familien som var hyppigt forekommende i de forurenede prøver i boring B106.

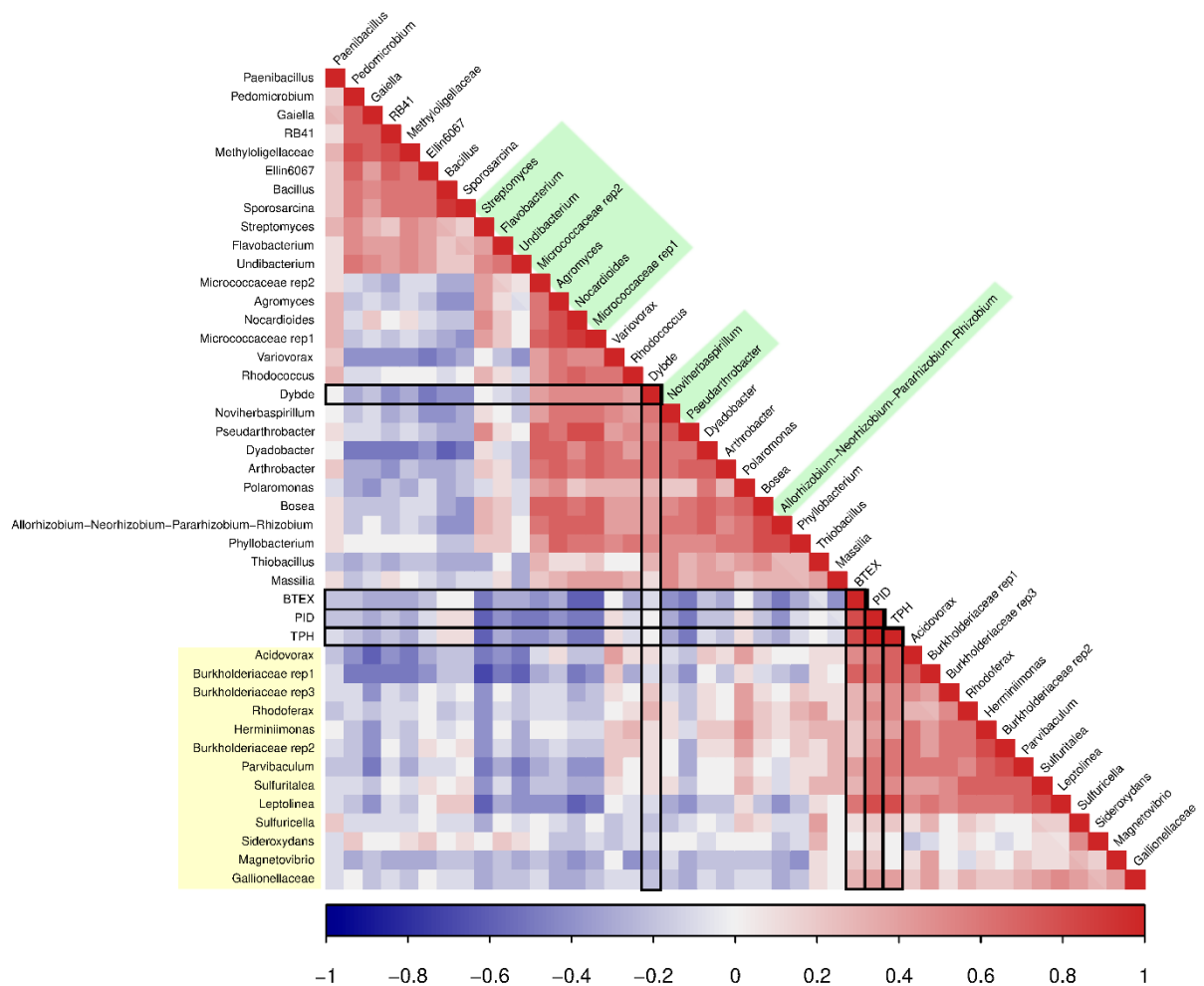
*Sulfuritalea* og *Burkholderiaceae* blev også fundet i boring B108; denne boringsdybde blev udtaget ved < 1,0 m som er over det forurenede jordlag.

### Globalt forhold mellem jordforurening og det mikrobielle samfund



**Figur 38:** Forholdet mellem PID og artsrigthed (Chao1). Punkterne er farvet efter boring, og deres størrelse beskriver boringsdybden.

Der blev observeret udsving i artsrigthed på begge lokaliteter i sammenhæng med forureningsgraden, derfor undersøges forholdet mellem disse to parametre over hele datasættet (Figur 38). En trend mod et fald i artsrigthed ved dybere boringsdybder blev observeret for de ikke-forurenede prøver. I forurenede prøver var artsrigtheden overordnet set højere i forhold til prøver fra samme dybde udtaget fra referenceboringen.

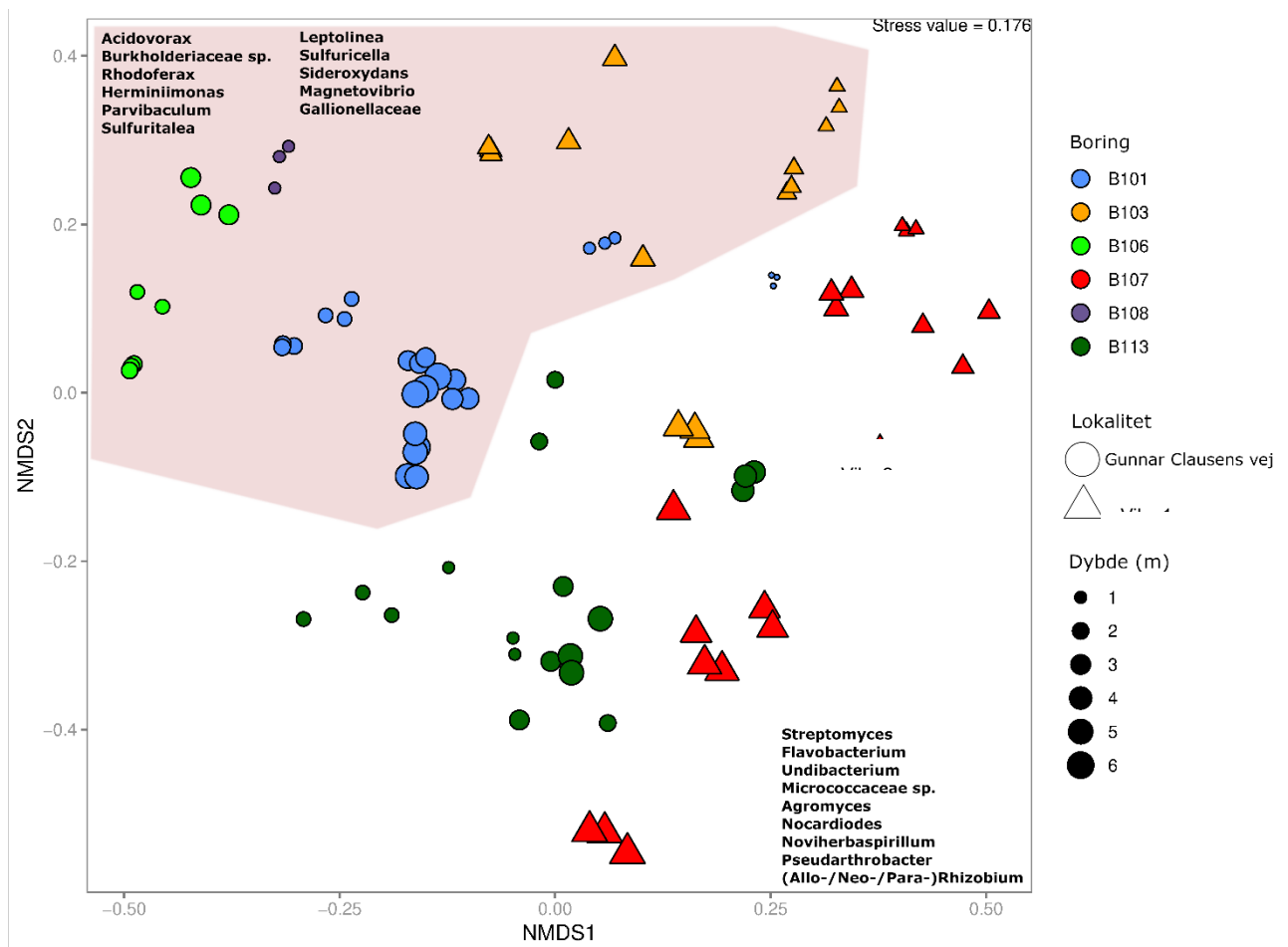


**Figur 39:** Spearman's korrelationsanalyse af de 40 mest hyppig forekommende taksonomiske grupper (på slægtsniveau) i forhold til PID, BTEX, TPH og boringsdybde. De undersøgte forureningsparametre er angivet med et sort område, og de mest positive og negative korrelerede taksonomiske grupper er farvet med henholdsvis gule og grønne felter.

For at undersøge hvilke organismer der udviste korrelation til forureningsgraden, blev der udført en Spearman's korrelationsanalyse (Figur 39). Spearman's korrelation udtrykkes som en rho-værdi ( $\rho$ ) mellem -1 og 1, hvor 1 er en perfekt positiv lineær korrelation, hvilket i dette studie betyder et kraftigt tiltag i forurenede prøver.

Et klart mønster af taksonomiske grupper med enten et kraftigt positivt (mere tilstede) eller negativt (ikke tilstede) korrelation til forurening blev observeret. Dette tyder på at de samme mikroorganismer udviste en respons ift. forureningen uafhængig af lokaliteten.

Resultatet af denne analyse er præsenteret sammen med en NMDS-analyse af hele datasættet i Figur 40.



**Figur 40:** Statistisk multivariat analyse (NMDS-analyse) af det mikrobielle samfund af boringerne af alle analyserede prøver, punkterne er farvet efter boring, og deres størrelse indikerer boringsdybde. Viby 2 og Viby 1 er henholdsvis fremvist som cirkler og trekanter. Det røde felt angiver placeringen af de forurenede prøver i studiet, og navnene på de kraftigst korrelerede taksonomiske grupper. Tilsvarende er det ikke farvede felt de ikke-forurenede prøver med anførte navne på bakterier der er kraftigst korreleret med disse jordprøver.

Prøver hvor forurening blev fundet adskilte sig klart fra de ikke-forurenede prøver. Den mikrobielle sammensætning var tydeligt sammenlignelig i disse to kategorier, mens prøverne i mindre grad også blev adskilt af lokalitet.

De forurenede prøver blev karakteriseret af en højere relativ forekomst af bl.a. *Acidovorax*, *Rhodiferax*, *Sulfuritalea* og *Sulfuricella*, mens tilstedeværelsen af *Streptomyces*, *Micrococcaceae* sp. og *Allorhizobium-Neorhizobium-Pararhizobium-Rhizobium* gruppen var associeret til ikke forurenede prøver.

## Konklusion

- Et markant højere DNA-udbytte blev opnået fra forurenede jordprøver sammenlignet med ikke-forurenede prøver. Samtidigt ses et højere indhold af DNA i terrænnære jordlag, uanset forureningsgrad, sammenholdt med dybereliggende jordlag.
- Der blev observeret forskelle i sammensætningen af det mikrobielle samfund mellem forurenede og ikke-forurenede prøver på både Viby 1 og Viby 2, og disse forskelle havde en sammenlignelig tendens for begge lokaliteter.
- Sammensætningen af det mikrobielle samfund viste en divergerende tendens med forureningsgraden sammenlignet med referenceboringen på begge lokaliteter.



- Korrelationsanalysen viste at det var muligt at påpege et antal taksonomiske grupper som var kraftigt sammenhængende med såvel forurenede som ikke-forurenede prøver. Denne tendens var synligt uafhængig af lokalitet. Disse vil kunne bruges som potentielle indikatorer for mikrobiel nedbrydning af kulbrinter.

## Referencer

1. Larsen, P., Hansen, T.L., Loll, P., Larsen, C., de Jonge, N., Nielsen, J.L., Christensen, M. (2018) Ny metode til rutinemæssig måling af bakteriesammensætning i forurenede grundvand. *Miljø og Ressourcer* 2018 (1), p3-12.
2. Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O. (2013) The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research* 41(D1), D590–D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>



## Nedsivning og nedbrydning af kulbrinter i moræneler: Undersøgelser med porevandsprøver og DNA-analyse af jordprøver

Kulbrinteforureninger med olie- og benzinprodukter er en hyppig årsag til kortlægning af arealer efter jordforureningsloven. Særligt olieforureninger vurderes generelt at udgøre en lav risiko for grundvandet som følge af adsorption og naturlig nedbrydning i jordens umættede zone. Dette gælder især lokaliteter med et lavpermeabelt lerlag, som erfaringsmæssigt reducerer den videre nedsivning ganske betydeligt. Hidtil har det dog været svært at dokumentere, at forureningen på sigt ikke kan nedsive gennem lerlaget og forurene underliggende grundvand.

I dette projekt er nedsivning og naturlig biologisk nedbrydning af kulbrinter undersøgt med udgangspunkt i to kortlagte lokaliteter med indsats over for grundvandsressourcen. Undersøgelserne har omfattet to færdigudviklede metoder, som imidlertid i dag sjældent bruges ved forureningsundersøgelser:

- Udtagning og kemisk analyse af porevandsprøver fra udvalgte dybder i jorden til at vurdere forureningens kildestyrkekoncentration og afgrænse porevandsforureningen ned i lerlaget.
- DNA-analyse af jordprøver fra udvalgte dybder i jorden til kvalitativ dokumentation for naturlig biologisk nedbrydning.

Porevandsundersøgelsen viste som ventet porevandskoncentrationer, der var faldende med dybden under jordforureningen. På begge lokaliteter kunne der påvises porevandsforurening op til 2-4 m ned i lerlaget. De to testlokaliteter repræsenterer kildestyrker, som varierer fra relativt svag til relativt høj. Der er desuden tale om forureninger med en alder på 20-50 år. Selv om data-grundlaget er begrænset (tre målesteder fordelt på to lokaliteter) vurderes det, at en udbredelse på 2-4 m ned i lerlag vil være karakteristisk for mange morænelerslokaliteter med ældre kulbrinteforurening, hvor udbredelsen er stabiliseret.

Der blev generelt påvist øget forekomst af bakterier i aflejringer med jordforurening, men ikke i lerlaget under jordforureningen. Imidlertid viste DNA-sekventeringen tegn på biologisk nedbrydning i samme dybder som der kunne påvises porevandsforurening i. DNA-resultaterne vurderes derfor at bekræfte de øvrige resultater, der indikerer, at naturlig biologisk nedbrydning under jordforureningen begrænser den vertikale forureningsudbredelse.

Samlet set vurderes porevandsundersøgelser og DNA-analyser at være brugbare værktøjer ved forureningsundersøgelser på lokaliteter, hvor der er tvivl om, hvorvidt en jordforurening med kulbrinter kan udgøre en risiko for grundvandsressourcen. Begge metoder forudsætter dog, at der er udført en grundig karakterisering og afgrænsning af forureningen med traditionelle undersøgelsesmetoder. Der er i rapporten udarbejdet forslag og anbefalinger til hvordan metoderne kan anvendes i praksis.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)