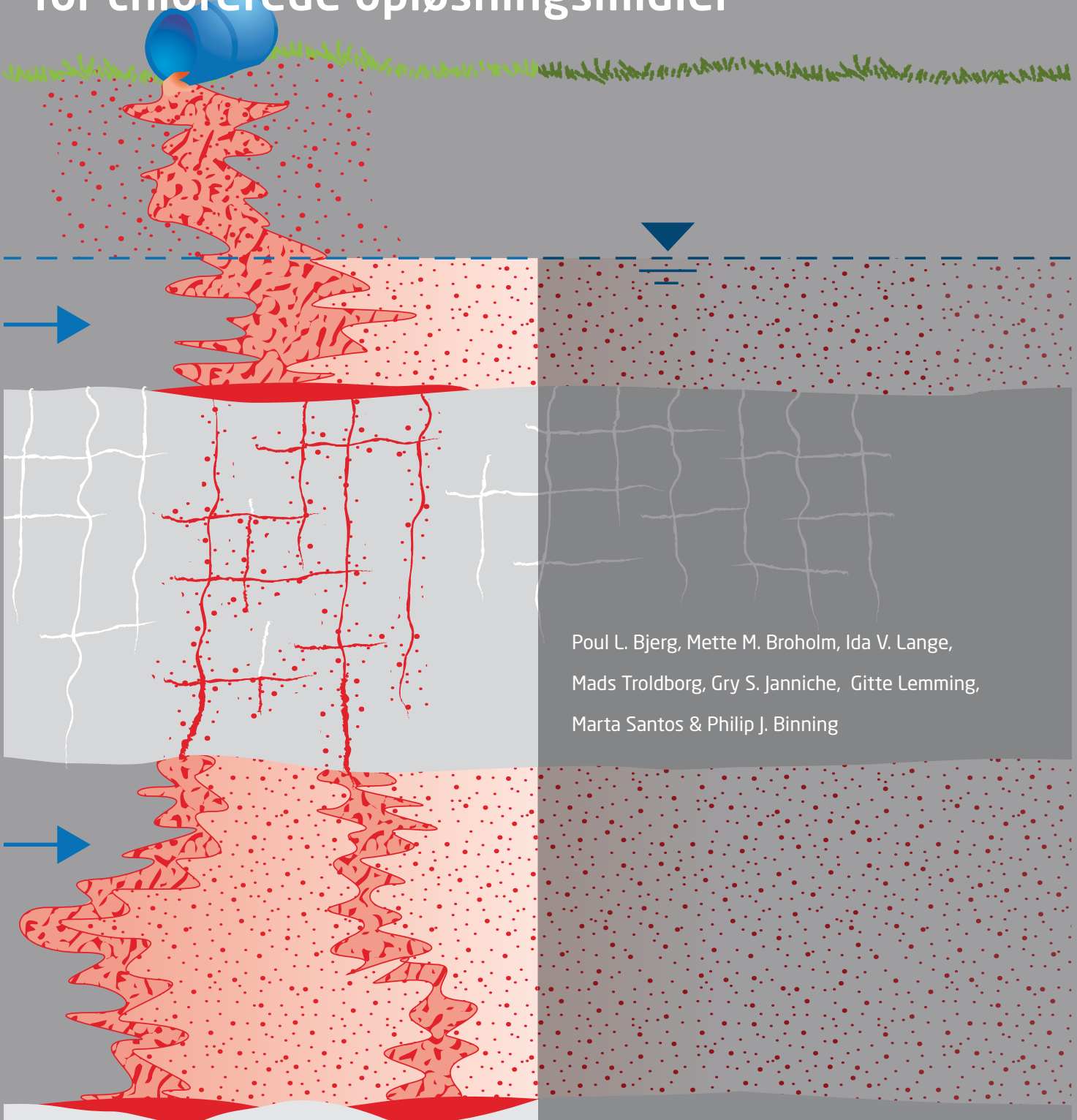


# Forekomst af fri fase og kvantificering af forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler



Poul L. Bjerg, Mette M. Broholm, Ida V. Lange,  
Mads Troldborg, Gry S. Janniche, Gitte Lemming,  
Marta Santos & Philip J. Binning



# **Forekomst af fri fase og kvantificering af forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler**

Poul L. Bjerg, Mette M. Broholm, Ida V. Lange,

Mads Troldborg, Gry S. Janniche, Gitte Lemming,

Marta Santos & Philip J. Binning

**Titel:**

*Forekomst af fri fase og kvantificering af  
forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler*

**ISBN.nr.:**

978-87-92654-22-9

**Forfattere:**

*Poul L. Bjerg, Mette M. Broholm,  
Ida V. Lange, Mads Trolborg, Gry S. Janniche,  
Gitte Lemming, Marta Santos og Philip J. Binning,*

**Udgivelsesår:**

2011

**Tryk:**

*one2one*

**Font:**

*NeoSans og Minion*

**Grafik:**

*Forfatterne, Torben Dolin og Lisbet Brusendorff*

**Omslag:**

*Lisbet Brusendorff*

*Publikationen kan downloades på*

*[www.sara.env.dtu.dk](http://www.sara.env.dtu.dk)*

# Forord

Resultaterne, som er beskrevet i denne publikation, udspringer af et samarbejdsprojekt mellem Region Hovedstaden og DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet i perioden 2008-2010.

Der er arbejdet med udvikling af metoder til forureningsundersøgelser af chlorerede opløsningsmidler i jord og grundvand. Projekterne har omhandlet karakterisering af residual og mobil fri fase for chlorerede opløsningsmidler og kvantificering af forureningsflux.

Det overordnede mål har været at udvikle metoder af generel værdi for fremtidige forureningsundersøgelser. Vi har ønsket at relatere undersøgelserne til konkrete feltlokaliteter i Region Hovedstaden for at sikre relevans af resultaterne.

En arbejdsgruppe fra Region Hovedstaden, har i samarbejde med os planlagt projektet:

Henriette Kerrn-Jespersen  
Mads Terkelsen  
Carsten Bagge Jensen  
Hanne Kristensen  
Arne Rokkjær  
Anna Toft

Der har i projektet været et tæt samarbejde med en række rådgivende ingeniørfirmaer. I den forbindelse har Charlotte Riis og Maria Heisterberg Hansen fra NIRAS været behjælpelige ved aktiviteterne på Skuldelev lokaliteten. Nina Tuxen og Lars Larsen, Orbicon har bidraget ved aktiviteterne på Rundforbivej.

Alle samarbejdspartnere takkes for de konstruktive bidrag til projektets forløb.

## Vil du vide mere

Detaljerede resultater fra samarbejdsprojektet er publiceret i form af en række rapporter, som er tilgængelige på [sara.env.dtu.dk](http://sara.env.dtu.dk)

Der findes en oversigt over alle rapporter bagerst i denne publikation.

Indholdet i denne publikation kan med fordel bruges til at identificere de rapporter, som måtte have interesse for læseren.

## Deltagere fra DTU Miljø

Mette M. Broholm  
Ida V. Lange  
Mads Troldborg  
Gry S. Janniche  
Marta Santos  
Gitte Lemming  
Philip J. Binning  
Poul L. Bjerg

## Målgruppe og indhold

Målgruppen for publikationen er Regionernes afdelinger for jordforurening, samt medarbejdere i rådgivende ingeniørfirmaer, der arbejder med undersøgelser af forurening og afværgeløsninger.

Indholdet i denne publikation er struktureret omkring en række hovedtemaer. De enkelte temaer kan læses separat, hvis læseren er interesseret i særlige emner. Der er fokuseret på at give overblik og fremdrage væsentlige konklusioner. Der ligger en række noter, rapporter og artikler som grundlag for beskrivelsen af de enkelte temaer. Disse publikationer er anført bagerst i notatet.

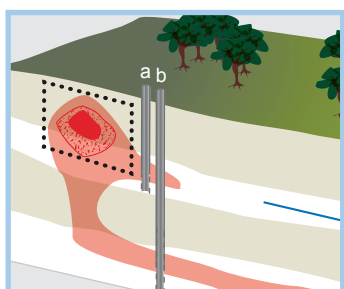
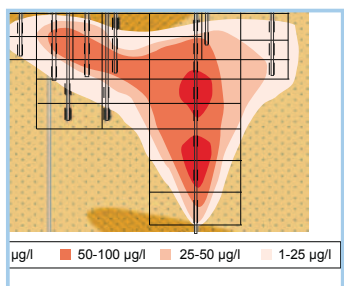
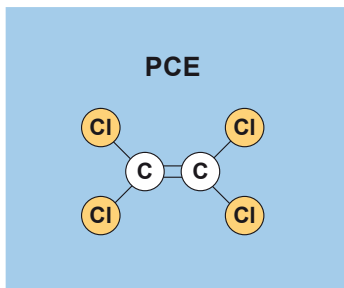
Det skal understreges, at de fremsatte synspunkter og konklusioner er forfatterens ansvar.

God læselyst!

*Poul L. Bjerg*  
Lyngby, juni 2011

ultaterne, som e.  
n, udspringer af et sama  
egion Hovedstaden og D  
ekniske Universitet i per  
Der er arbejdet med udv  
ingsundersøgel:

# Indhold



Forord	5
Baggrund	7
Chlorerede opløsningsmidler	8
Hvad er NAPL?	9
Nedbrydningsveje for chlorerede ethener og 1,1,1-TCA	10
Konceptuel model for DNAPL i sand	12
Konceptuel model for DNAPL i moræneler	14
Metoder til karakterisering af DNAPL	16
Kvantificering af forureningsflux i grundvand	18
Forureningsflux ved Skuldelev	20
Forureningsflux ved Rundforbivej 176	22
Risikovurderingsmodeller	24
PCE-forurenede grund i Reerslev	26
Fastsættelse af oprensningkriterier	28
Vil du vide mere?	30

# Baggrund

Veldokumenterede forureningsundersøgelser er en forudsætning for at kunne foretage risikovurderinger af forurenede grunde. Samtidig er de også en forudsætning for valg af indgreb over for jord- og grundvandsforurening.

Chlorerede opløsningsmidler er i deres rene form tungere end vand og kun i begrænset grad opløselige (Dense Non-Aqueous Phase Liquids).

Betydningen af dette er blevet mere og mere tydelig i forhold til vurderinger af forureningsmængder og spredningsveje. Der er i løbet af de sidste 25 år udviklet en god forståelse for spredningen og forekomsten af chlorerede opløsningsmidler som en separat væskefase.

Vi har derfor ment, at der var et grundlag for at sammenstille en oversigt over transport og spredning, samt undersøgelsesmetoder for forekomst af fri fase af chlorerede opløsningsmidler. For helhedens skyld er der også inkluderet en opdatering af den tidligere publicerede oversigt over nedbrydning af chlorerede ethener og ethaner.

Forureningsflux har som mål for forureningspåvirkningen af et grundvandsmagasin vundet indpas som et supplement til de traditionelle kvalitetskriterier. Der er stadig diskussion omkring metodevalg, så der er et stort behov for at evaluere og videreudvikle de anvendte metoder til fluxbestemmelse.

- Projekterne bidrager overordnet set til at forbedre metoder til risikovurdering af forurenede grunde. Det er risikovurderingen, som danner basis for valg af eventuelle indgreb, så det er væsentligt, at dette foregår på bedst mulig måde og på et gennemskueligt datagrundlag.
- Alle aktiviteter er knyttet til forurenede lokaliteter i Region Hovedstaden
- Målet har været at etablere resultater af generel værdi og forbedre metoder til forureningsundersøgelser for chlorerede opløsningsmidler

## Projektemner

Projektet "Karakterisering af mobil og residual fri fase" har bl.a. haft til formål

- at opsætte state-of-the-art konceptuelle modeller for transport, fordeling og opløsning af DNAPL
- at få overblik over tilgængelig viden vedrørende metoder til identificering og kildekarakterisering af DNAPL.

Projektet "Kvantificering af forureningsflux" har haft til formål

- at skabe et sammenhængende datasæt af høj kvalitet for forureningskoncentrationer ved en forurenet lokalitet ved Skuldelev
- at gennemføre en systematisk vurdering af forskellige beregningsmetoders betydning for forureningsfluxen.
- at afprøve nye metoder til kvantificering af usikkerheden på forureningsfluxen

**Formålet** med denne publikation er at forbedre kendskabet til undersøgelsesmetoder for chlorerede opløsningsmidler. Vi har ønsket at se de opnåede resultater i et større perspektiv, så konklusioner og anbefalinger kan være inspiration for alle interessenter indenfor området.

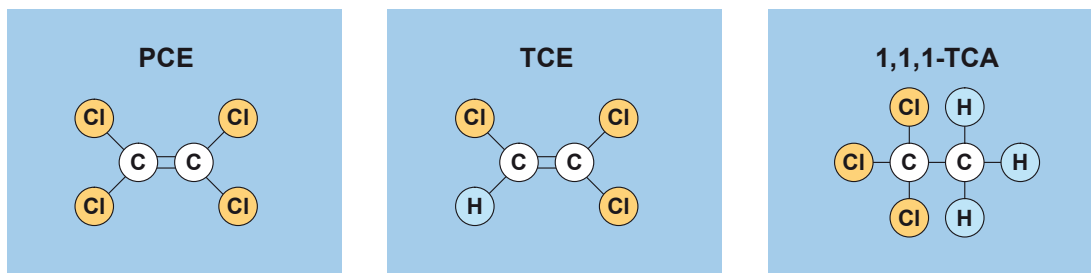
**Indholdet** af samarbejdsprojektet er fokuseret omkring forureningsundersøgelser og oprensning af chlorerede opløsningsmidler. Der er arbejdet med en række problemstillinger, som beskrevet ovenover.

Aktiviteterne vedrørende forekomst af fri fase har været baseret på et litteraturstudium og en systematisk sammenstilling af en række tidligere resultater.

Udviklingen af metoder til kvantificering af forureningsflux har været centreret omkring to konkrete lokaliteter.

Vi har sidst i denne publikation medtaget resultater fra parallelle projekter vedr. risikovurdering og oprensningskriterier, som er tæt relateret til det overordnede emne.

# Chlorerede opløsningsmidler



## Chlorerede opløsningsmidler

Chlorerede ethener (fx PCE og TCE) og 1,1,1-trichlorethan (1,1,1-TCA) er afledt af henholdsvis ethen ( $H_2C=CH_2$ ) og ethan ( $H_3C-CH_3$ ) ved substitution af hydrogen med chlor.

Chlorerede opløsningsmidler anvendes til affedtning af metalemner og rensning af tøj. Desuden har 1,1,1-TCA været benyttet i bekæmpelsesmidler på marker, i træimpregneringsmidler samt i isoleringsskum i fjernvarmerør.

**Fysisk kemiske egenskaber** Generelt er de chlorerede ethener og ethaner flygtige (høj Henrys konstant) og har relativ høj opløselighed i vand. På grund af den høje flygtighed vil stofferne let afdampe og derved spredes i den umættede zone.

De chlorerede ethener og ethaner har desuden relativt lave  $K_{OW}$ -værdier, hvilket betyder, at stofferne kun i mindre grad tilbageholdes ved sorption til jorden. I grundvandsmagasiner med lavt organisk indhold vil stofferne på grund af deres høje opløselighed og mobilitet spredes med grundvandet, hvorved der kan dannes en forureningsfane.

Chlorerede ethener og ethaner er ikke vandblandbare væsker, som er tungere end vand, såkaldte DNAPL. Ved spild som DNAPL kan de spredes som en separat væskefase.

**Nedbrydning** Chlorerede ethener er generelt ikke nedbrydelige under aerobe forhold. Under anaerobe forhold kan de mikrobielt omdannes til forskellige nedbrydningsprodukter bl.a. vinylchlorid. Nedbrydningen af chlorerede ethaner er mere kompliceret, og er også påvirket af abiotiske processer.

**Afværgeteknologier** Chlorerede opløsningsmidler er vanskelige at rense op, da stoffernes egenskaber ofte giver anledning til spredning i både poreluft, porevand og grundvand.

Afværgeteknologier omfatter metoder, der overfører de chlorerede opløsningsmidler til luftfasen eller vandfasen, som så pumpes op og behandles ved jordoverfladen. Faseoverførslen kan stimuleres vha. termiske teknikker, fx dampoprensning.

Andre metoder bygger på nedbrydning af forureningskomponenterne, eksempelvis ved kemisk oxidation eller vha. reduktiv dechlorering, hvor opløsningsmidlerne nedbrydes mikrobielt under anaerobe forhold.

Når DNAPL forekommer, vil det ofte være afgørende for tidshorisonten og omkostningerne forbundet med afværgetiltag.

Stoffer	For-kortelse	Densitet g/cm <sup>3</sup>	Mol-vægt g/mol	Koge-punkt °C	Vandop-løselighed mg/L	Damp-tryk atm	Henrys konstant atm m <sup>3</sup> /mol	logK <sub>ow</sub>	K <sub>oc</sub> L/kg
Chlorerede opløsningsmidler									
Tetrachlorethen (Perchlorethen)	PCE	1,63	165,8	121,4	240	0,025	0,01740	2,88	364
Trichlorethen	TCE	1,46	131,5	86,7	1400	0,099	0,00937	2,53	126
1,1,1-Trichlorethan	1,1,1-TCA	1,35	133,4		1300	0,164	0,01670	2,49	152
Nedbrydningsprodukter									
<i>cis</i> -1,2-Dichlorethen	1,2- <i>cis</i> -DCE	1,28	97,0	60,0	3500	0,270	0,00374	1,86	86
<i>trans</i> -1,2-Dichlorethen	1,2- <i>trans</i> -DCE	1,26	97,0	48,0	6300	0,414	0,00916	1,93	59
1,1-Dichlorethen	1,1-DCE	1,22	97,0	31,9	3350	0,793	0,02550	2,13	65
1,1-Dichlorethan	1,1-DCA	1,17	99,0	57,3	5100	0,291	0,00543	1,79	30



# Hvad er NAPL?

**NAPL** (Non-Aqueous Phase Liquids) er ikke vandblandbare væsker. Ved spild spredes NAPL som en separat væskefase i jordens porer.

**LNAPL** (Light NAPL) er lettere end vand. Ved møde med grundvandsspejlet vil NAPL flyde ovenpå og ophobes på vandspejlet. Eksempler på LNAPL er olie og benzin.

**DNAPL** (Dense NAPL) er tungere end vand. DNAPL kan fortrænge vand i jordens porer og dermed trænge langt ned i den mættede zone under grundvandsspejlet. Eksempler på DNAPL er chlorerede opløsningsmidler.

Fordelingen af DNAPL i undergrunden efter et spild er svær at forudsige, og karakterisering af DNAPL-kildeområder er vanskelig. For at kunne karakterisere DNAPL er det essentielt at have en god konceptuel forståelse af forureningens opførsel i jorden.

## Definitioner og forklaringer

**Residual DNAPL** Under transport ned gennem et porøst medie som sand afsnøres dråber og ”ganglia” (korte strenge i sammenhængende porer) af immobil DNAPL i porerne mellem sandkornene. Dråber og ganglia af residual DNAPL i sand har typisk en størrelse af 1–10 korndiameter.

**Mobil DNAPL** Ved møde med mindre permeable lag spredes DNAPL langs overfladen af disse, og der kan ske en ophobning af DNAPL, kaldet mobil DNAPL eller DNAPL-pool. Dvs. længere sammenhængende strenge eller egentlige søer/ophobninger af DNAPL, som er mobile eller kan mobiliseres ved fx gennemboring af underliggende lag eller pumpning. DNAPL-pool-højde er typisk fra mindre end en centimeter til omkring en halv meter.

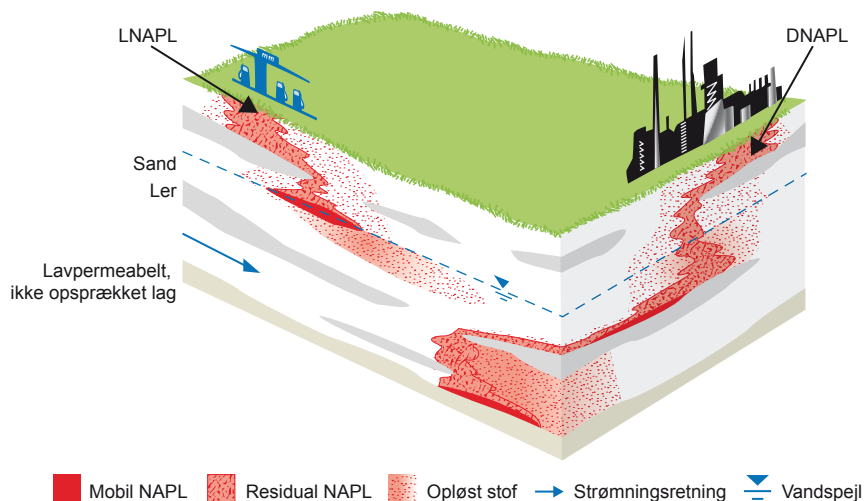
**DNAPL-mætning** DNAPL-mætning er den andel af det totale porevolumen som indeholder DNAPL. Kort efter spild, er den gennemsnitlige residual DNAPL-mætning typisk 1–18 % i umættet sand, mens den i mættet sand er 1–15 %, og op til 40–70 % ved pool.

## Stoftyper som er DNAPL:

- Chlorerede alifatiske kulbrinter (chlorerede opløsningsmidler)
- Andre halogenerede alifatiske kulbrinter
- Halogenerede aromatiske kulbrinter
- Nogle freoner
- Tjære og creosot
- PCB-holdige olier

## Konceptuel model for LNAPL og DNAPL spild

Fordeling af LNAPL og DNAPL kort efter spild i en sandformation med indlejrede lerlag underlejret af et lavpermeabelt ikke opsprækket lag.



# Nedbrydningsveje for chlorerede ethener og 1,1,1-TCA

## Mikrobiel nedbrydning

De fleste chlorerede stoffer kan nedbrydes mikrobielt under både aerobe og anaerobe forhold. De mulige nedbrydningsveje for chlorerede stoffer er:

Anaerob reduktiv dechlorering

Direkte oxidation

Cometabolisk nedbrydning

**Anaerob reduktiv dechlorering** Ved anaerob reduktiv dechlorering fraspaltes et chloratom og erstattes med hydrogen. Ved en fuldstændig nedbrydning gentages denne proces sekventielt, indtil alle chloratomer er fraspaltet og et ikke-chloreret stof er dannet. Processen foregår kun under anaerobe forhold. Den anaerobe reductive dechlorering kan udføres af halorespirerende bakterier, der udnytter chlorerede stoffer som elektronacceptorer og brint som elektrondonor.

**Direkte oxidation** Ved nedbrydning via direkte oxidation optræder det chlorerede stof som elektrondonor, mens oxiderede forbindelser som ilt, nitrat, mangan(IV), jern(III) og sulfat optræder som elektronacceptorer. Direkte oxidation kan foregå under både aerobe og anaerobe forhold. Der er dog stillet spørgsmålstejn ved, hvor væsentlig den anaerobe oxidation er for de chlorerede opløsningsmidler.

**Cometabolisme** foregår ved, at det chlorerede stof nedbrydes sideløbende med et primærsubstrat. Bakterierne får udelukkende energi og kulstof fra nedbrydningen af primærsubstratet.

## Abiotisk nedbrydning

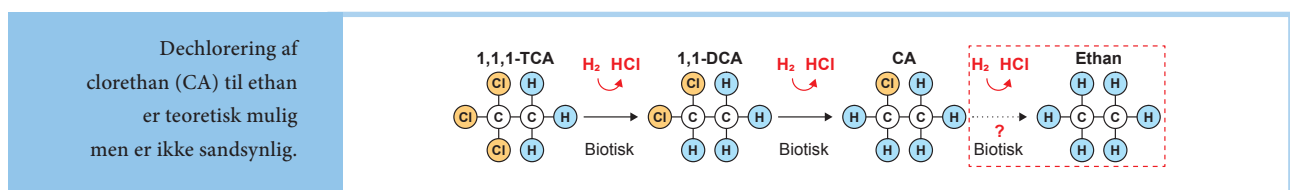
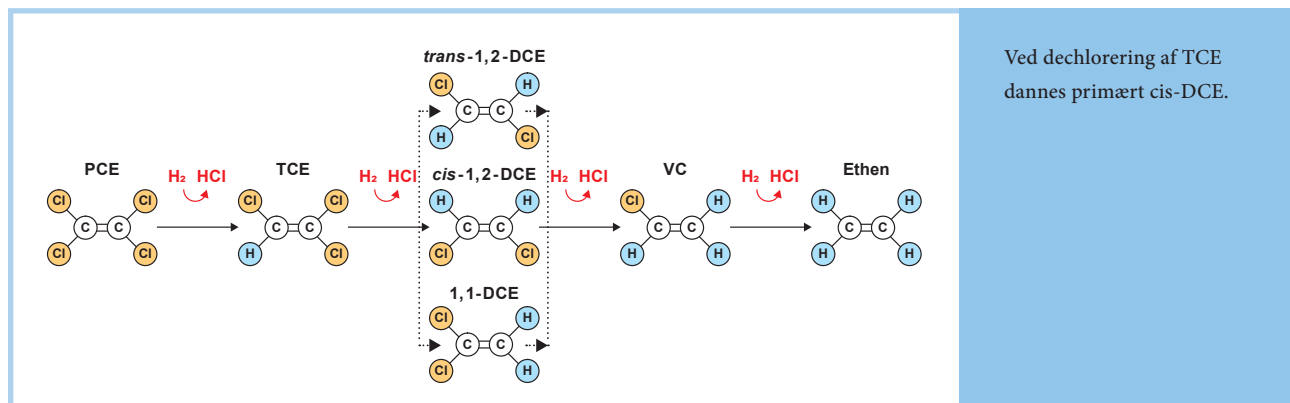
Ved abiotisk nedbrydning er hverken mikroorganismer eller enzymer involveret. Generelt er abiotisk nedbrydning af chlorerede stoffer af mindre betydning pga. en relativt langsommere nedbrydning i forhold til mikrobiologiske processer.

Abiotisk nedbrydning i form af hydrolyse eller dehalogenering af 1,1,1-TCA har dog en vis betydning og kan foregå under både aerobe og anaerobe forhold. Ved abiotisk nedbrydning af 1,1,1-TCA kan både 1,1-DCE og acetat dannes. Dannelsen af 1,1-DCE er observeret på både danske og udenlandske lokaliteter forurenet med 1,1,1-TCA.

## Redoxforhold

Reduktiv dechlorering foregår kun under anaerobe forhold. Da forurening med chlorerede stoffer ikke i sig selv fører til anaerobe forhold er forudsætningerne for nedbrydning via reduktiv dechlorering ikke altid til stede på forurenede lokaliteter. Når reduktiv dechlorering alligevel observeres på nogle lokaliteter, skyldes det naturligt forekommende anaerobe forhold eller tilstedeværelsen af andre forureningskomponenter som fx oliestoffer, der har drevet redoxforholdene mod mere reducerede forhold.

I aerobe akviferer, der er forurenet med chlorerede stoffer, er direkte aerob oxidation en mulig nedbrydningsvej for de lavere chlorerede stoffer som *cis*-DCE, VC og 1,1-DCA. PCE, TCE og 1,1,1-TCA kan ikke undergå denne type nedbrydning. Derimod er aerob cometabolisme en



## Mikrobiologisk nedbrydning

Kemisk forbindelse	Forkortelse	Aerob		Anaerob		
		Direkte aerob oxidation	Aerob cometabolisme	Reduktiv dechlorering v. halorespiration	Direkte anaerob oxidation	Anaerob cometabolisme
Perchlorethen	PCE			X		X
Trichlorethen	TCE		X	X		X
<i>cis</i> -1,2-dichlorethen	<i>cis</i> -DCE	X	X	X	(X)	
1,1-dichloethen	1,1-DCE		X	X		
<i>trans</i> -1,2-chlorethen	<i>trans</i> -DCE	?	X	X	?	
Vinylchlorid	VC	X	X	X	(X)	X
Trichlorethan	1,1,1-TCA		X	X		X
1,1-dichlorethan	1,1-DCA	X	X	X		?
Chlorethan	CA	X	X	?	?	

mulig nedbrydningsvej for de fleste chlorerede stoffer. Forudsætningen er dog tilstedeværelse af andre forureningsstoffer, der kan fungere som primærsubstrat. Da disse skal forekomme i koncentrationer, der er relativt høje i forhold til koncentrationen af chlorerede stoffer, vil tilstedeværelsen af primærsubstrater ofte have skabt anaerobe forhold. Aerob cometabolisme regnes derfor ikke som betydende i forurenede akviferer.

### Dechlorering af PCE/TCE

Fuldstændig anaerob dechlorering af PCE til ethen sker via TCE, DCE og VC. Ved anaerob dechlorering af TCE til DCE dannes primært *cis*-DCE (99%). 1,1-DCE og *trans*-DCE findes ofte i ubetydelige koncentrationer.

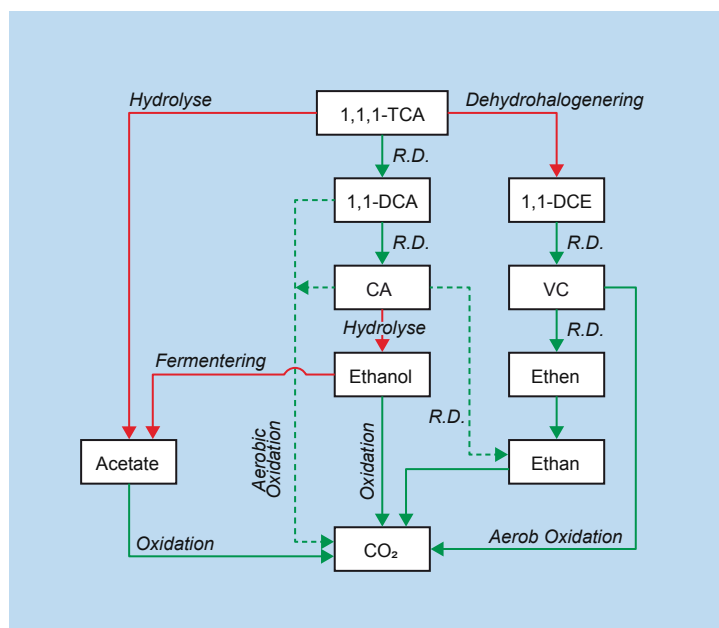
På lokaliteter forurenede med chlorerede ethener kan ses en ophobning af *cis*-DCE eller vinylchlorid, hvilket kan skyldes, at der blandt de halo-respirerende bakterier ikke er *Dehalococcoides* til

stede, som kan udføre de sidste trin i den fuldstændige dechloreringsproces til ethen.

### Dechlorering af 1,1,1-TCA

Ved reduktiv dechlorering af 1,1,1-TCA, dannes 1,1-DCA, som kan dechloreres videre til chlorethan (CA). Dechlorering af CA til ethan er en teoretisk biologisk nedbrydningsvej, mens abiotisk hydrolyse af chlorethan til acetat eller ethanol er mere sandsynlig. Ophobning af CA er yderst problematisk, da CA er kræftfremkaldende.

På anaerobe lokaliteter forurenede med 1,1,1-TCA ses ofte, at en naturlig dechlorering til 1,1-DCA er foregået. 1,1-DCA kan derfor findes i højere koncentrationer end 1,1,1-TCA.



- Ved fuldstændig reduktiv dechlorering af PCE/TCE dannes ethen
- Ved abiotisk nedbrydning af 1,1,1-TCA kan dannes 1,1-DCE
- Ved reduktiv dechlorering risikeres ophobning af mellemprodukter som *cis*-DCE, VC og CA

# Konceptuel model for DNAPL i sand

## DNAPL i sandformationer

Kort efter spild opnås stabil fordeling i to del-zoner:

**Horizontale lag af residual og/eller tynde pools af mobil DNAPL indeholdende hovedparten af massen**

**Vertikale residual DNAPL-transportveje mellem de horisontale zoner**

Zonerne dannes typisk på laggrænser mellem mindre sedimentologiske enheder med forskellig tekstur. Den betydeligste del af de horisontale DNAPL-zoner og de tynde pools optræder i de groveste/højpermeable geologiske lag.

Meget detaljeret prøvetagning og visuel inspektion af kerneprover er nødvendigt for at lokalisere DNAPL-lagene.

## Forureningskilde i umættet zone

I den umættede zone vil flygtige DNAPL's som chlorerede opløsningsmidler fordampe til pore-

luften og her spredes via diffusion. De flygtige stoffer kan også diffundere over i luftbobler fanget i eller under den kapillære stighøjde i DNAPL-kildeområder.

Tab til atomsfæren via poreluften medfører, at DNAPL i umættet zone sjældent træffes et stykke tid efter spild.

## Forureningskilde i mættet zone

Over tid kan opløsning og massetransport af chlorerede opløsningsmidler fra DNAPL-kildeområder lede til en betydelig ændring i fordelingen af DNAPL.

Residualmætningen i mættet zone vil typisk være højere end i umættet zone, da vand er sværere at fortrænge end luft.

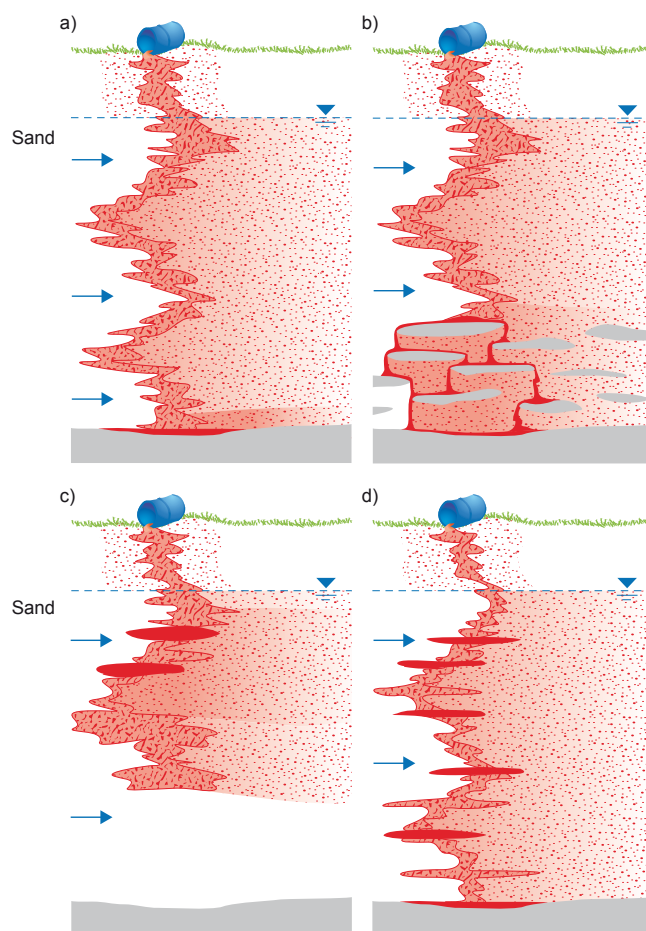
Fjernelsen af DNAPL via opløsning afhænger af grundvandets strømningshastighed og kontakten mellem DNAPL og vandfase.

Længere tid efter udslip af DNAPL til sandmagasiner træffes DNAPL overvejende i tynde lag af residual eller mobil DNAPL typisk i moderat permeable lag. De er ofte klemt inde mellem mindre permeable lag i overgangszoner eller ved overfladen af underliggende lavpermeabelt lag.

### Fire typeeksempler på DNAPL i sandmagasiner

Konceptuelle modeller for DNAPL-fordeling i fire forskellige typer sandmagasiner umiddelbart efter spild:

- En homogen sandformation med op-hobning af mobil DNAPL på den under-liggende lavpermeable aflejring.
- En homogen sandformation med op-hobninger af mobil DNAPL på indlejrede lavpermeable linser i en overgangszone i bunden af sandformationen.
- En lagdelt sandformation med op-hobninger af mobil og residual DNAPL på laggrænser, resulterende i at DNAPL tilbageholdes og ikke når bunden af sand-formationen.
- En stærkt lagdelt sandformation med op-hobninger af mobil og residual DNAPL på laggrænser samt ophobning af DNAPL på den underliggende lavpermeable aflejring.



Ved undersøgelser på grundvand fra transekter placeret umiddelbart nedstrøms DNAPL-kildeområder i sandmagasiner kom 60% af forureningsmassen fra mindre end 5% af det monitorerede tværsnitsareal. Der blev observeret 2–4 størrelsesordener forskel i koncentrationer over vertikale afstande på 15–30 cm.

## Fanen

Forureningsfanen vil afspejle bredde og dybde af DNAPL-kilden i den mættede zone, da en del af vandet strømmer udenom zonen med DNAPL. Ved horisontal spredning i tynde DNAPL-zoner (residual eller mobil) kan der optræde vertikalt tynde faner. Over tid, når residual DNAPL er opløst, og residual eller mobil DNAPL er blevet mindre, vil fanen potentielt splittes op i mindre vertikalt og horisontalt adskilte smalle og tynde faner.

Der kan i en grundvandsfane være ekstrem rumlig variation i koncentrationsfordelingen med flere distinkte lokale maksima. Variationer i strømningsretning kan også føre til dramatisk variation i koncentrationerne i monitoringsboringer, hvorfor monitoring kan kræve en meget fin diskretisering.

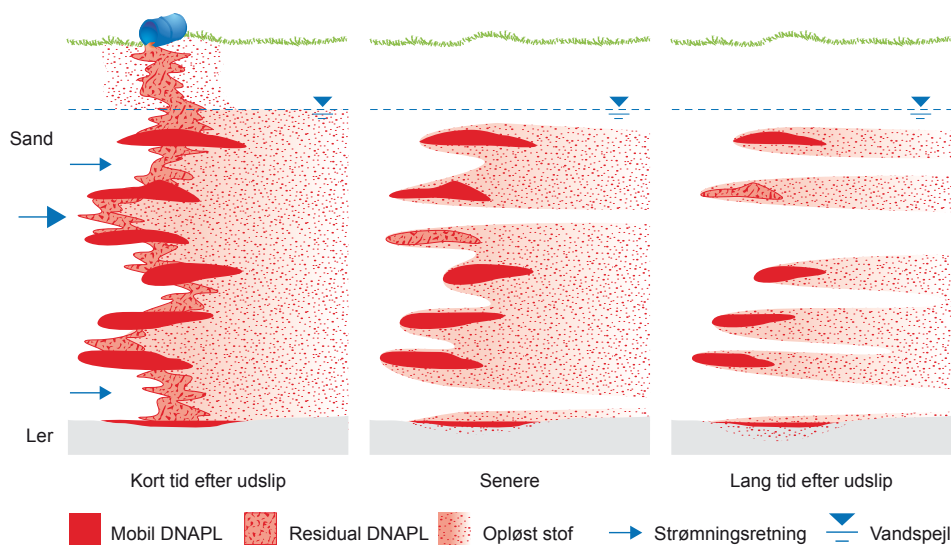
- Diskretisering med delprøvetagning på cm-skala i minimum 3–4 punkter i et kildeområde er nødvendig for at opnå en god konceptuel model for DNAPL-fordelingen
- At basere masseestimerer på DNAPL-pooltykkelse i filtersatte boringer kan give anledning til grov overestimering.
- Høj diskretiseringsgrad i udførte undersøgelser kan føre til nedjustering af DNAPL-masseestimerer med en faktor 10–100

## Konceptuel model for fordelingen af DNAPL i sandmagasin over tid

DNAPL i den mættede zone kan udgøre en meget langvarig kilde til påvirkning af grundvandet.

Det kan med rimelighed forventes, at residual DNAPL i vertikale spor mellem DNAPL-lag vil være opløst helt efter en tidsperiode på 20–50 år i sandakviferer med typiske grundvandshastigheder (10–100 m/år).

Det er endvidere sandsynligt, at horisontale DNAPL-lag vil være reduceret i tykkelse og DNAPL-mætning, og at nogle DNAPL-lag vil være helt opløst.



# Konceptuel model for DNAPL i moræneler

## Sprække-transport

I opsprækkede lavpermeable aflejringer som moræneler, spredes DNAPL via makroporer og sprækker, mens der ikke sker indtrængen i den lavpermeable matrix. I makroporer og sprækker kan der desuden afsnøres residual DNAPL.

Aperturen (tykkelsen) af de største sprækker og højden af mobil DNAPL er afgørende for, om DNAPL trænger ned i sprækkerne. Derefter følger DNAPL de bredeste dele af sprækkerne, men kan med dybden trænge ind i progressivt finere sprækker. Chlorerede opløsningsmidler kan som DNAPL trænge ind i meget fine sprækker (1–10 µm). På grund af sprækkernes meget lille volumen, kan selv små mængder spildt DNAPL transporteres til stor dybde via sprækker. Manglende viden om forløbet af sprækker i lerlag gør det praktisk umuligt at forudsige, hvor DNAPL vil trænge ned i den underliggende akvifer.

Selv tynde (mm–cm) horisontale sandslirer i opsprækkede leraflejringer vil være styrende for DNAPL-fordelingen og nedtrængningshastighed og -dybde. Få cm tykke sandlinser (specielt fint

sand) i en tyk opsprækket leraflejring kan resultere i forsinkelse af gennembrud til en underliggende akvifer fra dage til år.

Selv ved undersøgelser med høj diskretisering er det vanskeligt at lokalisere resterende DNAPL i områder, hvor der initielt var DNAPL i sprækkerne. Det er næppe muligt på basis af koncentrationer målt i grundvand at vurdere, om der optræder isolerede ganglia af DNAPL i sprækker, eller alene optræder sorberede og opløste stoffer i sprække og matrix. Detaljeret beskrivelse og prøvetagning af matrix kan give indikationer på, om der er DNAPL tilstede eller ej.

## Tidlig udvikling

DNAPL i sprækker vil være udsat for opløsning i porevand og diffusion ind i matrix. Som følge af det yderst begrænsede volumen i sprækker sammenholdt med voluminet af vandfyldt porøsitet i matrix kan matrixdiffusion resultere i komplet opløsning af DNAPL bestående af chlorerede opløsningsmidler indenfor få år.

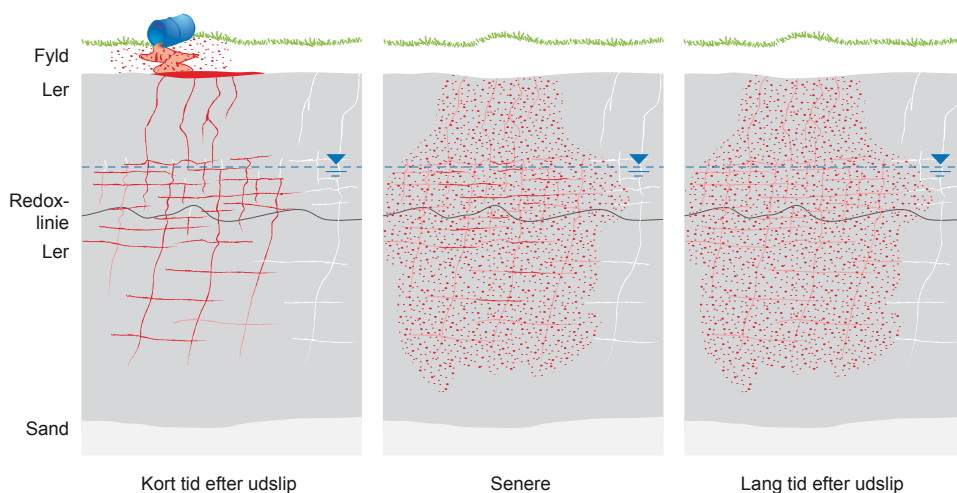
## Tilbagediffusion fra matrix

For DNAPL-forurenede lokaliteter betragtes residual og mobil DNAPL ofte som den primære kilde, mens lerlag mv. med sorberet og opløst stof, som giver anledning til påvirkning af grundvan-

### Konceptuel model for fordeling af DNAPL i opsprækket moræneler over tid

DNAPL transporteres via makroporer til zone med mange horisontale sprækker forbundet af vertikale sprækker, hvor der sker en betydelig horisontal spredning af DNAPL. Derunder sker transport overvejende i subvertikale sprækker.

Over tid fjernes DNAPL fuldstændigt fra umættet zone ved fordampning og diffusion. I mættet zone fjernes DNAPL først fra mindre og mere spredte sprækker ved opløsning og matrixdiffusion og siden fra større og tættere beliggende sprækker, hvor mætning af matrix sinker opløsningen af DNAPL.





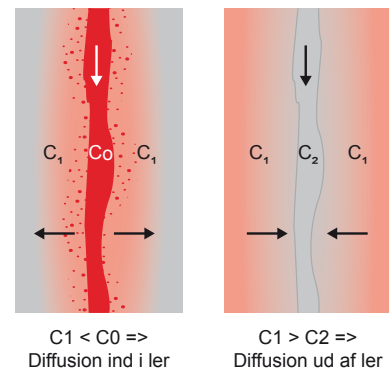
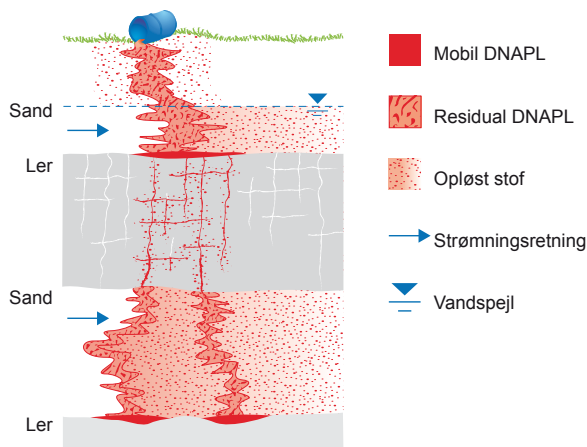
DNAPL i en subvertikal glacialtektonisk sprække i moræner.  
Foto stillet til rådighed af K. E. Klint, GEUS.

det ved tilbagediffusion, ofte omtales som sekundære kilder. Men de sekundære kilder kan være af lige så stor eller større betydning for varighed og oprensning af DNAPL-kildeområder. Modelering har indikeret tidshorisonter på flere hundrede år for påvirkning fra tilbagediffusion fra matrix.

- Matrixdiffusion kan i moræner resultere i komplet opløsning af DNAPL bestående af chlorerede opløsningsmidler indenfor få år
- Der kan være betydelig forureningsmasse i ler under DNAPL-kildeområder forårsaget af diffusion
- Tilbagediffusion fra lerlag i kildeområder kan medfører fortsat forurening af grundvand længe efter residual og mobil DNAPL er fjernet

### Konceptuel model for fordelingen af DNAPL i sandakvifer med opsprækket lerlag

DNAPL fra en pool på leroverfladen trænger ned i og transporteres via sprækkerne i lerlaget til den underliggende akvifer, hvor DNAPL trænger ud i akviferen fra de gennemgående sprækker og transporteres ned gennem akviferen efterladende vertikale spor af residual DNAPL i den nedre akvifer.



### Tilbagediffusion

Forurening udbredes ved transport ned igennem leren via sprækker samt ind i leren via diffusion.

Den indledende forurening er væk fra sprækker grundet nedadrettet transport eller oprensning, derfor begynder den del af forureningen, som tidligere diffunderede ind i leren, nu at diffundere ud igen = tilbagediffusion.

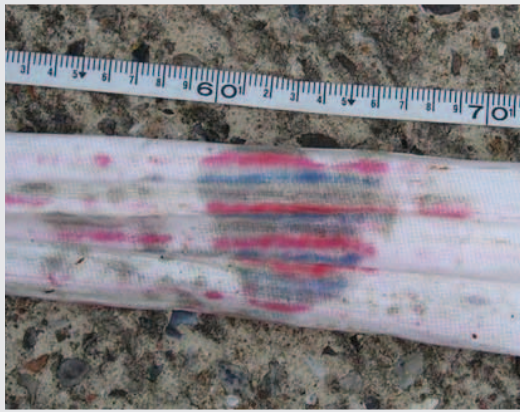
Ved tilbagediffusion fra en kraftigt påvirket lermatrix til grundvand er det vanskeligt ud fra vandprøver at vurdere, om der er resterende residual eller mobil DNAPL, eller det blot tidligere har været tilstede.

# Metoder til karakterisering af DNAPL

Sudan IV test kit (OilScreenSoil): før brug, ved positivt, og negativt resultat for fri fase påvisning. Foto stillet til rådighed af Niras.



NAPL FLUTe™ med tydelig mærkning stammende fra NAPL-fase. Foto stillet til rådighed af Niras.



## Diskretisering

Metoder med høj vertikal diskretisering:

- MIP
- Hydrofobe fleksible membraner
- Videometoder
- Laser Induced Fluorescence

Metoder hvor høj diskretisering er muligt:

- Observation af DNAPL
- Hydrofob farvetest
- Naturligt forekommende radon
- Ligevægtsbetragtninger

PITT er en lidt anden type måling, som ikke umiddelbart giver en så høj diskretisering, men et mere integreret resultat over et større område. For de geofysiske metoder er diskretiseringen forskellig fra metode til metode.

## Karakterisering af DNAPL

Der er ikke nogen standardmetode til karakterisering af DNAPL-kilder, men forskellige metoder kan benyttes og evt. i kombination. Metoderne kan opdeles i direkte og indirekte metoder, hvor direkte metoder kan måle på selve NAPL-fasen. Ved nogle direkte metoder kan afklaring af om der er DNAPL være nødvendig. For de indirekte metoder kræves generelt sammenligning/bekræftelse på DNAPL ved brug af andre metoder. En afgørende faktor for metodernes potentiale er diskretiseringen af prøvetagningen. De overordnede principper for de mest relevante metoder er gengivet her:

## Direkte metoder

Observation af DNAPL i filtersatte borer, og i vand- og jordprøver er direkte bevis på tilstedeværelsen af DNAPL. Det kan dog være svært at se, hvis DNAPL'en er "jordfarvet" eller klar, hvilket ofte er tilfældet for chlorerede opløsningsmidler i lav mætning.

Hydrofob farvetest fungerer ved at jordprøver omrystes med vand og et hydrofob farvestof, ofte Sudan IV. Ved tilstedeværelse af fri fase sker der en farvereaktion, eksempelvis går sudan IV fra grøn til rød ved tilstedeværelse af fri fase. Der findes forskellige kommercielle test-kits.

Hydrofobe fleksible membraner er eksempelvis NAPL FLUTe™; en membran der er imprægneret med hydrofob farvestof. Ved kontakt med NAPL fremkommer der en markering på indersiden af membranen. Det kan benyttes både i umættet og mættet zone enten direkte i et åbent borehul, eller ved at installere den via en hul borestang med fx Geoprobe®. En tilsvarende metode er Ribbon NAPL sampler (RNS) core strip, som i stedet benyttes på intakte jordkerner.

Partitioning tracer tests benytter at nogle stoffer opløses i NAPL, og bruges til at kvantificere mængde og mætning af (residual) NAPL i højpermeable aflejringer. Ved Partitioning Interwell Tracer Test (PITT) injiceres sporstoffer, heriblandt mindst et konservativt sporstof, i en opstrøms boring, og oppumpes nedstrøms kilden. Ud fra gennembrudskurver beregnes DNAPL-mætning.

En forholdsvis ny metode er måling af naturligt forekommende radon (Rn-222). Radon har en kraftig affinitet for NAPL, og ved en lavere koncentration af radon i et kildeområde, kan det derfor antages, at der er NAPL-fase.



Oppumpet DNAPL  
Foto stillet til rådighed  
af Niras



Vurdering af metoder i forhold til om metoden kan anvendes i sand og moræner, samt hvorvidt metoden er brugt i Danmark, og dokumentationsniveau for påvisning/indikation af DNAPL.

Metode	Sand	Moræner	Niveau <sup>1</sup> /DK <sup>2</sup>
<b>Observation af DNAPL:</b>			
vand fra filtersatte boringer mv.	😊	😊	🇩🇰
i jord-/kerneprøver	😊	😊	🇩🇰
Hydrofob farvetest (primært Sudan IV)	😊	😊	🇩🇰
Hydrofobe fleksible membraner	😊	😊	🇩🇰
<b>Videokamerametoder:</b>			
Optisk televiewer	😞	😞	🟡
In situ kamera	😊	😊	🟡
Laser Induced Fluorescence	😊	😊	🟡
Raman spectroscopy	😊	😊	🟠
<b>Partitioning tracers:</b>			
Partitioning Interwell Tracer Test	😊	😞	🟢
Naturligt forekommende radon	😊	😞	🟡
<b>Ligevægtsbetragtninger:</b>			
Jord	😊	😊	🇩🇰
Vand	😊	😊	🇩🇰
Poreluft	😊	😞	🇩🇰
MIP	😊	😊	🇩🇰
Geofysiske metoder	😞	😞	🇩🇰

Smiley angiver metodens egnethed i den pågældende geologi:

😊: kan benyttes, 😞: kan måske benyttes, 😞: kan ikke umiddelbart benyttes.

<sup>1</sup>: Niveau for dokumentation for påvisning/indikation af DNAPL: 🟢 Høj 🟡 Mellem 🟠 Lav

<sup>2</sup>: Metode brugt i Danmark: 🇩🇰

## Indirekte metoder

Ligevægtsbetragtninger baseret på koncentrationer målt i jord, vand eller poreluft bruges til at vurdere mulig forekomst af DNAPL.

Som tommelfingerregel for vandprøver indikerer koncentrationer større end 1% af stoffets vandopløselighed mulighed for DNAPL, mens koncentrationer over 10% indikerer stor sandsynlighed for DNAPL. For jord indikerer koncentrationer over 10 g/kg (=1% af jordvægten) DNAPL. Poreluftskoncentrationer på mere end 0,1–1 mg/m<sup>3</sup> indikerer også DNAPL.

MIP (Membrane Interface Probe) giver in-situ påvisning af flygtige organiske stoffer (VOC) over dybden, og kan bruges til indirekte indikation af tilstedeværelse af NAPL. Metoden er baseret på direct push teknologi med en sonde, der opvarmes (80–125 °C) og fordamper VOC. VOC føres op til overfladen til en eller flere detektorer.

Geofysiske metoder har størst potentiale til at vurdere geologisk lagfølge, hvilket kan bidrage til at identificere leroverflader, hvor NAPL kan akkumuleres, samt evt. foretrukne transportveje for DNAPL's.

- Påvisning af DNAPL kræver for mange metoder, at der er DNAPL til stede nøjagtigt, hvor der undersøges
- Problematisk for metoder med punktprøvetagning er, at de har større risiko for at ramme forbi steder med DNAPL end de mere kontinuerte metoder
- Den bedste karakterisering af DNAPL-kildeområder opnås ved at kombinere metoder med prøveudtagning, med kontinuerte metoder med høj diskretisering

# Kvantificering af forureningsflux i grundvand

## Forureningsflux

Forureningsfluxbestemmelser benyttes i stigende grad ved håndtering og risikovurdering af punktkilder. Forureningsfluxen angiver, hvor meget forureningsmasse, der udledes fra en punktkilde pr. tid (fx kg/år) og kan derfor ses som et direkte mål for den totale forureningsbelastning.

En stor fordel ved at benytte forureningsfluxe i risikovurderinger er, at de giver mulighed for at sammenligne belastningen fra forskellige forureningskilder, hvilket har vist sig værdifuldt i forbindelse med prioritering af punktkilder i et grundvandsopland eller for påvirkning af overfladevandsrecipienter. Fluxen kan endvidere kobles til estimater af forureningsmassen i kilden, hvil-

$$J_{tot} = \sum_{i=1}^n C_i A_i K_i \frac{dh}{dl} = \sum_{i=1}^n A_i F_i$$

$J_{tot}$ :	Total flux (g/år)
$A_i$ :	Areal af i'te celle (m <sup>2</sup> )
$C_i$ :	Koncentration (g/m <sup>3</sup> )
$K_i$ :	Hydralisk ledningsevne (m/år)
$dh/dl$ :	Hydralisk gradient
$F_i$ :	Målt flux (g/m <sup>2</sup> /år)
$n$ :	Total antal celler

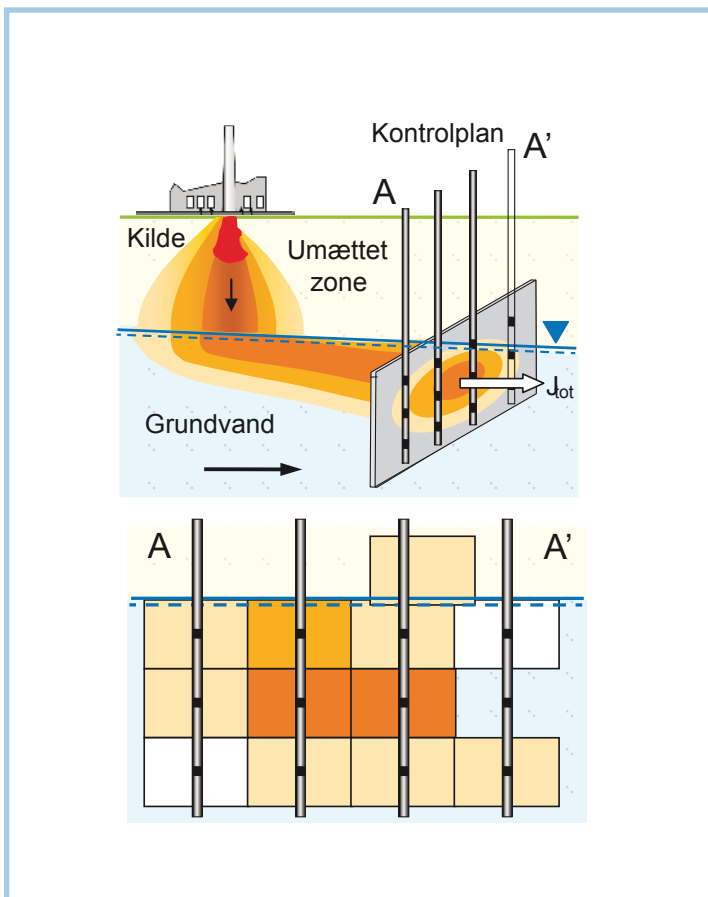
ket fx er nyttigt ved estimering af en punktkildes levetid og langsigtede belastning samt ved evaluering af et afværgetiltag.

## Metoder til fluxbestemmelse

Der eksisterer to metoder til fluxbestemmelse i feltet: niveauspecifik prøvetagning og integreret volumenpumpning. Fælles for disse to metoder er, at fluxen estimeres gennem et kontrolplan etableret vinkelret på forureningsfanen. Det er her vigtigt, at placere borerne i kontrolplanet således, at hele fanen dækkes både horisontalt og vertikalt. Der findes derudover flere modelværktøjer til fluxbestemmelse. Med disse værktøjer beregnes fluxen ud fra oplysninger om punktkilden med hensyn til forureningsudbredelse, kildestyrke og hydrogeologi.

**Niveauspecifik prøvetagning** Ved den niveauspecifikke prøvetagning måles koncentration og hydraulisk ledningsevne i alle kontrolplanets filtre. Disse punktmålinger interpoleres, så hele kontrolplanets areal dækkes, hvilket typisk gøres ved at lægge et cellenet henover kontrolplanet og tildele hver celle en koncentration, en hydraulisk ledningsevne og en gradient. Forureningsfluxen gennem de enkelte celler kan nu estimeres, og den totale flux fra punktkilden bestemmes herefter ved summation.

**Volumenpumpning** Princippet i volumenpumpningen er, at der pumpes fra én eller flere borer i kontrolplanet. Boringernes placering, pumperater og -tider vælges således, at hele forureningsfanen dækkes af influenszonerne. Under en konstant pumpning måles forureningskoncentrationen i det oppumpede vand løbende som funktion af tiden. Koncentration-tids-serierne kan enten analytisk eller ved brug af en numerisk grundvandsmodel oversættes til en koncentrationsfordeling i fanen omkring pumpeboringerne. Herudfra kan fluxen gennem kontrolplanet bestemmes.



Principskitse for beregning af forureningsflux i grundvand for både niveauspecifik og passiv prøvetagning. Ved niveauspecifik prøvetagning måles koncentration, hydraulisk ledningsevne og hydraulisk gradient i en række filtre langs et kontrolplan etableret vinkelret på forureningsfanen, mens fluxen gennem hvert filter måles direkte ved passiv prøvetagning.

## Sammenligning af metoder

Metoderne er blevet sammenlignet i flere studier i litteraturen, hvor de generelt har givet sammenlignelige resultater. Metoderne har forskellige fordele og ulemper. Hvilken metode der er bedst vil typisk afhænge af de specifikke lokalitetsforhold, projektets formål samt budgetmæssige begrænsninger.

Afstanden mellem kontrolplan og forureningskilde kan have betydning for valg af metode. Placeres kontrolplanet fx tæt på forureningskilden, kan der være betydelige lokale koncentrationsgradienter. Her vil fluxen bestemmes med den niveauspecifikke prøvetagning eller ved passiv sampling være meget afhængig af boringernes faktiske placering i kontrolplanet.

Grundlæggende kræver alle metoder en bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne – enten som et gennemsnit for tværsnittet – eller for det areal som et filter repræsenterer. Store lokale variationer i magasinets hydrauliske ledningsevne er problematiske for alle metoder, men især for volumenpumpningen, da der ved den analytiske tolkning af koncentration-tids-serierne antages homogene forhold omkring pumpeboringen.

Volumenpumpning vil være at foretrække i situationer, hvor det er dyrt at udføre boringer fx som følge af en dybtbeliggende forurening. Til gengæld vil en forurening i meget tykke magasiner besværliggøre tolkningen af volumenpumpningsdata.

Endelig er den praktiske udførsel og datatolkning relativt simpel for niveauspecifik prøvetagning og i forhold til volumenpumpning. Volumenpumpning kræver færre boringer, men til gengæld skal der bruges mere udstyr, og det oppumpede vand skal afledes og evt. renses.

## Passiv prøvetagning

Niveauspecifik prøvetagning og volumenpumpning giver kun et øjebliksbillede af fluxen. Der er udviklet metoder til passiv prøvetagning, hvor der udtages en prøve over en længere periode uden aktiv pumpning.

Der eksisterer flere typer af passive samplers, men til fluxbestemmelser anvendes typisk en permeabel enhed indeholdende et sorberende materiale og en tracer. Denne type sampler måler indenfor et givent tidsrum både mængden af sorberet forurening samt den gennemsnitlige grundvandsflux gennem samplersen. Den totale forureningsflux gennem samplersen for den givne tidsperiode kan heraf estimeres. Metoden kræver i princippet ligeså mange filtre/boringer som den niveauspecifikke prøvetagning, da det enkelte filter ikke dækker et større areal. Fordelen er, at der tages højde for tidsmæssige fluktuationer for det enkelte filter.

- Forureningsflux giver et godt mål for den samlede belastning af et grundvandsmagasin eller et vandløb
- En god kortlægning af strømningsforhold og forureningsudbredelse på den forurenede grund er bestemmende for kvaliteten af fluxberegningen ved alle metoder
- Niveauspecifik prøvetagning er den mest almindelige metode til at bestemme forureningsflux

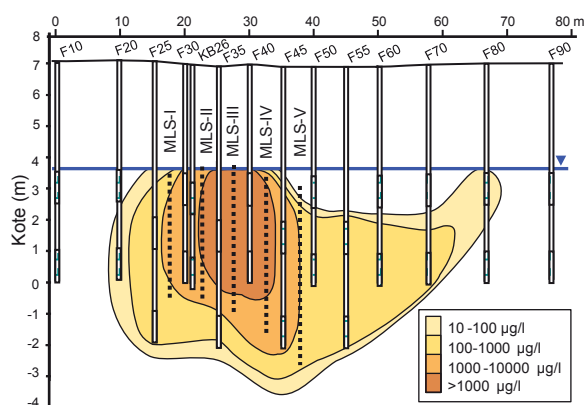
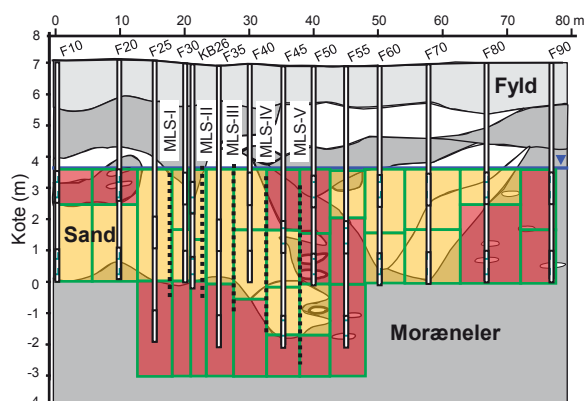
Metode	Fordele	Ulemper/begrænsninger
Niveauspecifik prøvetagning	<ul style="list-style-type: none"> <li>Simpel datatolkning</li> <li>Metoden er veldokumenteret</li> <li>Muligt at tage højde for heterogent flowfelt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kræver mange boringer</li> <li>Bestemmer kun et øjebliksbillede af fluxen</li> <li>Kræver godt kendskab til forureningskilden og strømningsbilledet ved lokaliteten</li> </ul>
Volumenpumpning	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kræver få boringer</li> <li>Metoden er veldokumenteret</li> <li>Benytter værdier for grundvandsstrømning og koncentration, der repræsenterer større volumener</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bestemmer kun et øjebliksbillede af fluxen</li> <li>Svær datatolkning</li> <li>Behov for mange installationer samt afledning og evt. rensning af store mængder vand</li> <li>Svært at afgøre hvor vandet trækkes ind fra ved pumpningen .</li> <li>Forstyrrer grundvandsstrømningen på lokaliteten</li> </ul>

# Forureningsflux ved Skuldelev

Ved en tidligere metalvirksomhed ved Vestergade 5 i Skuldelev er der påvist kraftig forurening af jord og grundvand med chlorerede ethener, især PCE og TCE. For at bestemme forureningsfluxen er et transekt bestående af 14 boringer (med 2 filtre hver) samt 5 multilevel samplere etableret ca. 80 meter nedstrøms kildeområdet. Ud fra 6 målerunder udført i perioden fra juli 2008 til november 2009 er der fundet relativt begrænsede tidlige variationer i koncentrationsfordelingen langs transektet.

Geologien og hydrogeologien er langs transektet blevet kortlagt via boreprofiler samt analyser af

Transektet ved Skuldelev. Øverst ses den geologiske tolkning. Geologien er opdelt i zoner af moræneler og sand, der hver er tildelt en homogen hydraulisk ledningsevne. Nederst ses koncentrationsfordelingen af summen af chlorerede ethener fra marts 2009.



kornstørrelsesfordelingen for ialt 38 sedimentprøver. Geologien er kompleks og domineres af moræneler og et lag af smeltevandssand. Via kornstørrelsesfordelingerne er den hydrauliske ledningsevne for sand og ler estimeret til hhv.  $2,8 \cdot 10^{-5}$  m/s og  $3,5 \cdot 10^{-9}$  m/s. Den hydrauliske gradient er bestemt til ca. 2 ‰ på baggrund af pejlinger i området, og er antaget konstant i alle efterfølgende beregninger.

## Usikkerheder ved flux

Forureningsfluxbestemmelser vil altid være forbundet med en vis grad af usikkerhed. Disse usikkerheder forårsages af flere faktorer, hvor de væsentligste er:

**Heterogen forureningsfordeling og grundvandsstrømning henover transektet**

**Tidlige variationer i koncentration og grundvandsstrømning**

**Afgrænsning af fane (placering og antal boringer/filtre)**

**Måleusikkerheder**

I forhold til risikovurdering og afværgelse af punktkilder er en estimering af usikkerhederne afgørende. Dette vil kunne forbedre beslutningsgrundlaget og sikre, at der ikke ofres ressourcer på de "forkerte" forureningskilder samt afklare, hvorvidt der er behov for flere data eller ej. Hidtil har usikkerheder på fluxbestemmelser dog ikke været undersøgt i særlig høj grad.

## Fluxberegninger

Det er systematisk undersøgt, hvordan antal og placering af målepunkter samt tolkning af geologien influerer på fluxbestemmelsen. Der er foretaget en række forskellige fluxberegninger ved at inddele transektet i celler, som tildeles en koncentration og en hydraulisk ledningsevne.

Resultaterne viser, at tidlige variationer i forureningskoncentration ved Skuldelev ikke er afgørende for den estimerede forureningsflux. Desuden er fluxene beregnet med forskellige udsnit af koncentrationsdata generelt meget ens og afviger kun med op til 30% fra scenariet, hvor alle data er inkluderet. Dette vurderes at skyldes, at alle de valgte delmængder giver en fornuftig repræsentation af forureningen og viser, at der samlet set er tale om et robust datasæt.

En fluxberegning baseret på et gennemsnit af de tilgængelige koncentrationsdata giver kun mening, hvis målepunkterne er ligeligt fordelt henover transektet. Hvis målepunkterne er koncentreret omkring de mest forurenede områder, vil en gennemsnitsberegning føre til en overestimering af fluxen.

Opdelingen af geologien i zoner af sand og moræner med hver sin konduktivitetsværdi reducerer den estimerede forureningsflux med knap 30%, hvilket ikke er særlig markant og skyldes, at den kraftigste forurening generelt er fundet i de højpermeable dele af transektet.

## Geostatistisk metode

En geostatistisk metode til beregning af usikkerhederne ved fluxbestemmelser er udviklet og afprøvet på Skuldelev. Metoden interpolerer og bestemmer usikkerheden på den rumlige fordeling af hhv. koncentrationen og de hydrauliske ledningsevner langs transektet.

Metoden er afprøvet på marts 2009 data fra Skuldelev. Den gennemsnitlige forureningsflux er herved bestemt til knap 3 kg/år med en standardafvigelse på 1,5 kg/år. Størstedelen af denne usikkerhed kan tilskrives den heterogene fordeling af den hydrauliske ledningsevne over transektet, mens usikkerheden relateret til koncentrationerne er væsentlig mindre.

Bestemmelse af realistiske værdier for den hydrauliske ledningsevne er derfor af afgørende betydning for den estimerede forureningsflux, og vil formodentlig have langt større betydning for den estimerede forureningsflux end små variationer i koncentrationen. Dette skal især ses i lyset af, at den hydrauliske ledningsevne i naturen let kan variere flere størrelsesordener. Hvis der med relativt få borer kan opnås en fornuftig repræsentation af forureningen, vil det derfor formodentlig være bedre at fokusere på en god estimering af den hydrauliske ledningsevne.

Overordnet set er de opnåede resultater med den geostatistiske metode meget sammenlignelige med resultaterne fra de almindelige fluxberegninger ved opdeling i celler. Metoden kan videreudvikles, så der kan gennemføres en egentlig analyse af, hvordan antallet af borer influerer på forureningsfluxen.

- En geostatistisk metode er udviklet til bestemmelse af usikkerheder på forureningsflux
- Usikkerheden på forureningsfluxen ved Skuldelev skyldes primært usikkerheden relateret til den heterogene fordeling af den hydrauliske ledningsevne, mens koncentrationsdata vurderes robuste
- Ved fluxberegninger kan en opdeling af transektet efter geologi være hensigtsmæssig, da fluxen gennem områder med lav hydraulisk ledningsevne ellers overestimeres

### Forureningsfluxe for marts og juli 2009 beregnet ud fra forskellige kombinationer af følgende scenarier for geologi og koncentration:

#### Geologiske scenarier:

A) homogen hydraulisk ledningsevne på

$2,8 \cdot 10^{-5}$  m/s over hele transektet.

B) opdeling af transekt i sand og lerzoner, der hver er tildelt en

homogen hydraulisk

ledningsevne (hhv.  $2,8 \cdot 10^{-5}$  m/s og  $3,5 \cdot 10^{-9}$  m/s).

#### Koncentrationsscenarier:

1) alle data

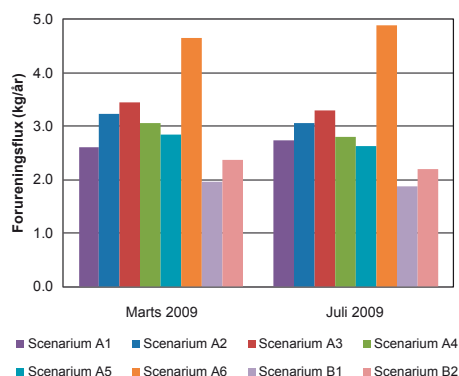
2) data fra F-boringer

3) data fra F10'er-boringer

4) data fra F5'er-boringer

5) gennemsnit af data fra F-boringer

6) gennemsnit af alle koncentrationsdata



# Forureningsflux ved Rundforbivej 176

Ved Nærum på Rundforbivej har et utæt kar resulteret i en TCE forurening af den umættede zone og sekundært grundvand. Det er vurderet, at TCE er udledt som fri fase og trængt direkte ned i den umættede zone i perioden 1963–1972. Forureningen anses som en af hovedårsagerne til en observeret forurening ved Nærum Vandværk.

Som led i en række undersøgelser, udført på lokaliteten fra 2001–2008, blev et transekt bestående af 13 boringer med ialt 28 filtre etableret ca. 160 meter nedstrøms kildeområdet. Ud fra målinger af den hydraulisk ledningsevne, gradienten og TCE koncentrationen langs transektet, blev den totale forureningsflux bestemt til ca. 1 kg/år.

Dette fluxestimat er usikkert grundet bl.a. måleusikkerheder, usikkerhed ved interpoleringen af

punktmålingerne samt den heterogene fordeling af både forureningsfanen og grundvandsstrømningen ved transektet. For at kvantificere denne fluxusikkerhed er en omfattende metode blevet opstillet og afprøvet på Rundforbivej. Et vigtigt formål med metoden var at kunne kvantificere, hvordan forskellige konceptuelle modeller for lokaliteten ville påvirke fluxusikkerheden.

## Konceptuelle modeller

Fire konceptuelle modeller sammensat af to geologiske modeller (A og B) og to kildezone modeller (I og II) er opstillet for Rundforbivej. I geologi A er det sekundære og primære magasin adskilt af et morænelerslag, mens der i geologi B findes et geologisk vindue lige nedstrøms for kildeområdet resulterende i hydraulisk kontakt mellem akvifererne. Kilde I repræsenterer en kilde placeret i umættet zone, hvorfra TCE ved gasdiffusion spredes til grundvandet resulterende i en bred, men tynd forureningsfane. Kilde II er den samme som kilde I, men her tages desuden højde for, at TCE DNAPL har trængt dybt ned i det sekundære magasin.

## Metode

De fire konceptuelle modeller specificeres i metoden ved forskellige randbetingelser. For hver konceptuel model genereres nu et såkaldt prior ensemble via Monte Carlo simuleringer. Først genereres et heterogent felt af hydrauliske ledningsevnesværdier med en geostatistisk model. Dette felt benyttes som input i en stationær flow- og transportmodelkørsel, hvorved både fordelingen af det hydrauliske potentiale og koncentration bestemmes. Forureningsfluxen, der passerer transektet, kan bestemmes direkte fra flow- og transportsimuleringen. Denne proces gentages et stort antal gange, og der opnås derved et ensemble af hydraulisk ledningsevnefelter med tilhørende modelkørsler og fluxestimer.

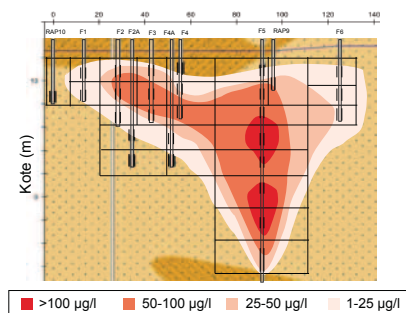
Da prior simuleringer udelukkende er baseret på vores initiale antagelser, matchede de ikke data. I det næste trin opdateres de prior ensembles med alle de tilgængelige data fra lokaliteten ved brug af en metode kaldet Kalman Ensemble Generator. Alle typer data, der kan relateres til den hydrauliske ledningsevne, såsom pejledata, koncentrationsdata og direkte målinger af den hydrauliske ledningsevne fra fx slug test, kan benyttes til opdateringen. Med Kalman Ensemble Generator justeres hver af de prior hydrauliske ledningsevnerne på en sådan måde, at når de efterfølgende benyttes i en flow- og transport-simulering, stemmer samtlige de simulerede måledata overens med de observerede. For hver konceptuel model opnås således et posterior ensemble af hydraulisk ledningsevnefelter med tilhørende modelkørsler, der alle matcher samtlige de tilgængelige data indenfor måleusikkerheden. Et ensemble af opdaterede fluxestimer kan herfra beregnes, hvoraf en sandsynlighedsfordeling for forureningsfluxen kan estimeres.

## Resultater

For hver konceptuel model er der med den opstillede metode kørt 500 simuleringer, som efterfølgende er opdateret med et datasæt bestående af 42 hydraulisk ledningsevne målinger, 36 potentiale-målinger og 24 koncentrationsmålinger. Heraf er en sandsynlighedsfordeling for forureningsfluxen estimeret for hver model.

For alle de konceptuelle modeller undtagen model IA kunne de prior ensembles beskrive de tilgængelige data. Model IA (ingen fri fase og intet

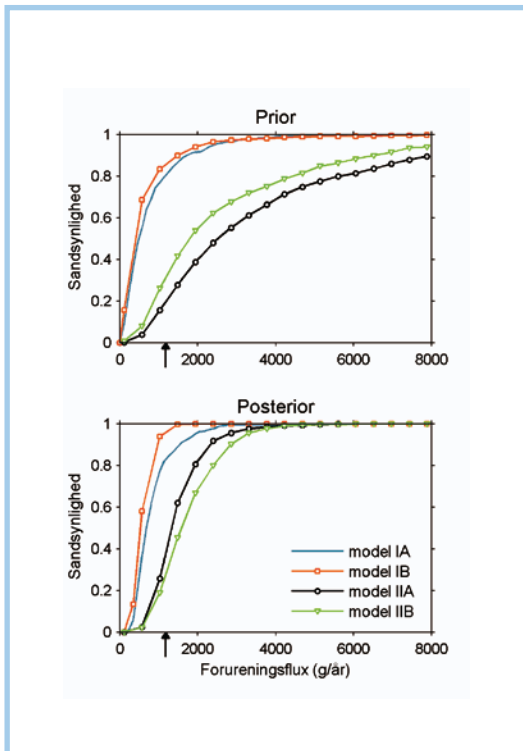
Transektet ved Rundforbivej. De manuelt interpolerede målinger af TCE koncentrationen i transektet er vist sammen med det cellenet, der er benyttet ved den klassiske bestemmelse af forureningsfluxen



geologisk vindue) kunne derimod ikke simulere de høje koncentrationer observeret dybt nede i transektet. Det anses derfor for usandsynligt, at model IA reflekterer de faktiske lokalitetsforhold. Model IIB (fri fase spild og geologisk vindue) havde lettest ved at reproducere alle de målte data på én gang. Denne model anses derfor som den mest sandsynlige.

Som forventet reduceres fluxusikkerheden for hver af de konceptuelle modeller efter konditioneringen. Den gennemsnitlige flux for de fire modeller er estimeret til ca. 1,2 kg TCE/år med en relativ usikkerhed på ca. 60%. Den konceptuelle usikkerhed er estimeret til at udgøre op til 33% af den totale fluxusikkerhed.

Forureningsfluxen simuleret med den opstillede metode stemmer fint overens med de 1 kg/år, der blev estimeret på baggrund af den almindelige beregningsmetode. Dette vurderes at skyldes det stærke tilgængelige datasæt, men også at tran-



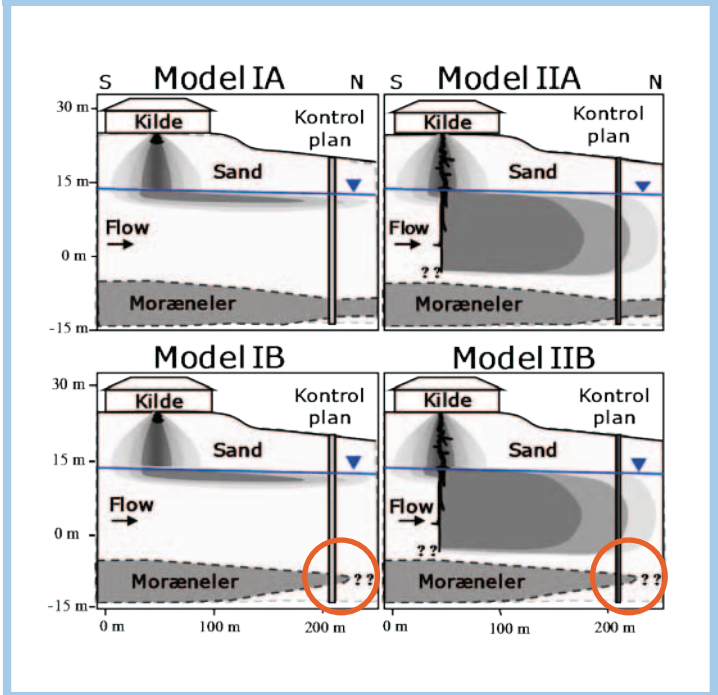
### Usikkerhed på forureningsflux

Beregnete kumulative sandsynlighedsfordelinger for forureningsfluxen for de 4 konceptuelle modeller vist før (prior) og efter (posterior) konditionering. Konditioneringen reducerer fluxusikkerheden, hvilket ses ved, at kurverne bliver mere stejle.

Den sorte pil angiver forureningsfluxen estimeret med den klassiske beregningsmetode med opdeling i celler.

sektet er placeret relativt langt fra kildeområdet, og at variationen i koncentrationerne derfor kan forventes mindre. Selvom den almindelige beregningsmetode altså umiddelbart giver et godt estimat af forureningsfluxen, muliggør denne metode imidlertid ikke bestemmelse af usikkerheder.

Fire konceptuelle modeller for Rundforbivej 176. De konceptuelle modeller er sammensat af to geologiske modeller (A og B) og to kildezone modeller (I og II). ○ angiver det geologiske vindue.



- En omfattende metode baseret på Bayesiansk statistik og flere forskellige konceptuelle modeller er opstillet til bestemmelse af fluxusikkerheder
- Ved Rundforbivej 176 er den relative usikkerhed på forureningsfluxen bestemt til ca. 60%, hvoraf den konceptuelle modelusikkerhed udgør op til 33%
- Konceptuel model IIB, der beskriver et dybt forureningsspild og tilstedeværelse af et geologisk vindue, repræsenterer lokalitetsforholdene ved Rundforbivej bedst

# Risikovurderingsmodeller

## Modeller

Risikovurderingsmodeller er analytiske eller numeriske modeller, der beskriver udviklingen af forureningsmasse, koncentration eller flux over tid.

De simpleste modeller antager, at vi har at gøre med et homogent porøst medium, dvs. et medium med ensartet porøsitet og hydraulisk ledningsevne. Mere avancerede modeller arbejder med en opdeling i matrixtransport og sprække-transport og er velegnede til at beskrive forurenings-transport i opsprækket moræneler. I det følgende præsenteres 3 typer af analytiske risikovurderingsmodeller:

### Stempelstrømningsmodel

### Sprækkemodel

### Eksponentiel model

**Stempelstrømningsmodel** I stempelstrømningsmodellen bevæger den opløste forurening sig som et stempel ned gennem jorden styret af advektion og dispersion. Som nævnt antager modellen, at der er tale om et homogent porøst medium. Hvis modellen anvendes til at beskrive et opsprækket system, kan der anvendes en forhøjet effektiv hydraulisk ledningsevne, som afspejler tilstedeværelsen af sprækker.

**Sprækkemodel** I sprækkemodellen modelleres både transport i sprækker og i matrix. Dette gør det muligt at simulere både diffusiv forurenings-transport i matrixen og nedadrettet forurenings-transport i vertikale sprækker under hensyntagen til både advektion og dispersion.

Sprækkemodellen giver en initial hurtig forureningsudvaskning via de vertikale sprækker, som

derefter aftager i hastighed og bliver diffusionsstyret. Sammenlignet med de øvrige modeller bliver udvaskningen fra sprækkemodellen væsentligt langsommere, netop fordi den er begrænset af forureningens diffusionshastighed i lermatrixen.

**Eksponentiel model** I den eksponentielle model opfattes det forurenede volumen som en ideelt opblandet reaktor, hvor koncentrationen er den samme over hele volumenet. Massen i det forurenede volumen reduceres over tid grundet udvaskning med infiltrerende regnvand. Dette giver en eksponentielt aftagende koncentration over tid:

### Eksponentiel model

$$C(t) = C_0 \exp(-kt)$$

Hvor  $k$  er en konstant, der afhænger af infiltrationsraten,  $I$ , og dybden til grundvandet,  $d$ , samt parametre med indvirkning på forureningens fordeling mellem luft, vand og sorberet fase.

Endelig kan der inddrages 1. ordens nedbrydning med raten  $\lambda$ :

$$k = \left( \frac{\theta_w}{\theta_w + K_d \rho_b + \theta_a K_H} \right) \left( \frac{I}{\theta_w d} + \lambda \right)$$

$\theta_w$ : vandfyldt porøsitet

$\theta_a$ : luftfyldt porøsitet

$\rho_b$ : jordens bulkdensitet

$K_H$ : dimensionsløs Henry's lov konstant

$K_d$ : fordelingskonstant mellem jord og vand

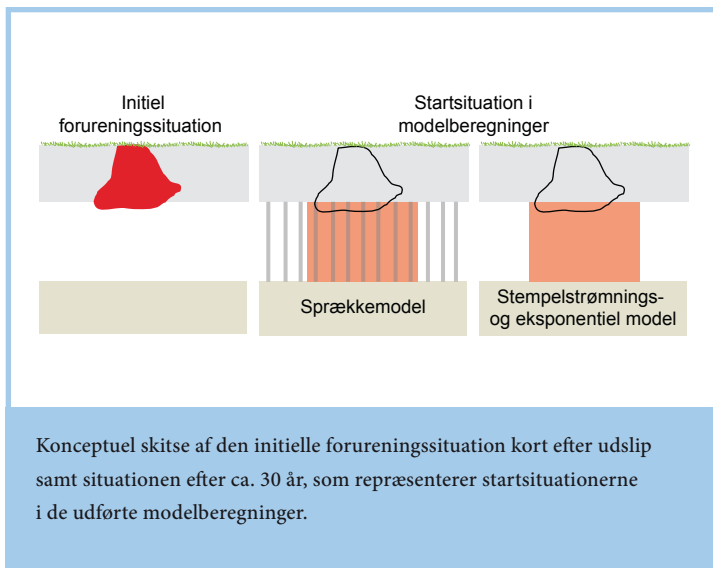
## Modelværktøjer

De beskrevne modeller er indarbejdet i et modelværktøj, som er programmeret i et Excel regneark, så der let kan gennemføres sammenligninger mellem modellerne. Modelværktøjet kan downloades på [sara.env.dtu.dk](http://sara.env.dtu.dk).

Simple risikovurderingsmodeller kan typisk ikke anvendes ved forurenings-sager, hvor der er udført videregående undersøgelser. Der er simpelthen for mange data, som ikke kan honoreres i de simple modelværktøjer. Der er udviklet en række andre modelsystemer, som er bedre egnede i dette tilfælde. Ved valg af modelværktøjer skal målet holdes for øje, da anvendelse af komplicerede modeller uden hold i virkeligheden ikke er bedre end simple modeller.





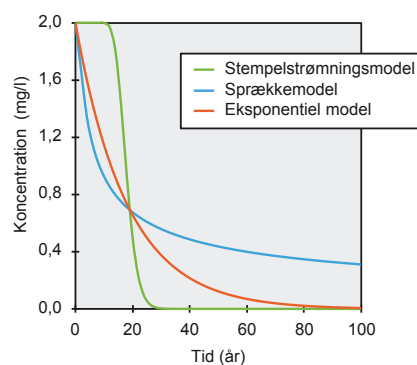


## Konceptuel model

Ved anvendelse af risikovurderingsværktøjer er første skridt at opstille en konceptuel model for lokaliteten. Ofte må der gennemføres forenklinger, som kan få afgørende betydning for beregningsresultatet. Opstilling af en forenklet konceptuel model er ofte den vanskeligste og mest afgørende del af processen. I forbindelse hermed skal forudsætningerne fastlægges, herunder kildeplacering, styrke, udbredelse, samt fastlæggelse af om strømning gennem moræneler bedst beskrives ved en sprække- eller stempelstrømningsmodel. Herefter besluttes hvilke(t) beregningsværktøj(er) der er bedst egnet, samt beregningsforudsætninger og nøgleparametre såsom hydraulisk ledningsevne, dispersivitet og nedbrydningsrate.

## Sammenligning af risikovurderingsmodeller

Figuren viser et eksempel på en beregning af forureningskoncentrationens udvikling i 6 meters dybde over tid ved anvendelse af de tre modeller. Startkoncentrationen er 2 mg/l i alle beregninger, og der er set bort fra nedbrydning og sorption. Det ses, at stempelstrømningsmodellen giver høje initielle koncentrationer og en hurtig udvaskning af forureningen. Sprækkemodellen giver en væsentlig langsommere forureningsudvaskning, da denne er diffusionsstyret. Den eksponentielle model ligger imellem de to andre modeller.



## Hvad er en konceptuel model?

En konceptuel model er en hypotese for, hvordan et system eller en proces virker

Fejl og usikkerheder kan tilskrives fejl i den konceptuelle model, utilstrækkelige data og usikkerheder i kemiske analyser eller numeriske beregninger.

Konceptuelle fejl og utilstrækkelige data kan give anledning til de største fejl og bør derfor have høj prioritet i en beslutningsproces.

- Der er udviklet et beregningsværktøj, som kan beregne udvaskningen fra en forureningskilde med 3 forskellige risikovurderingsmodeller
- Stempelstrømnings- og sprækkemodeller giver vidt forskellige risikovurderingsresultater i forhold til tidsramme og koncentrationer
- Valget af risikovurderingsmodeller afhænger af den konceptuelle model for lokaliteten

# PCE-forurennet grund i Reerslev

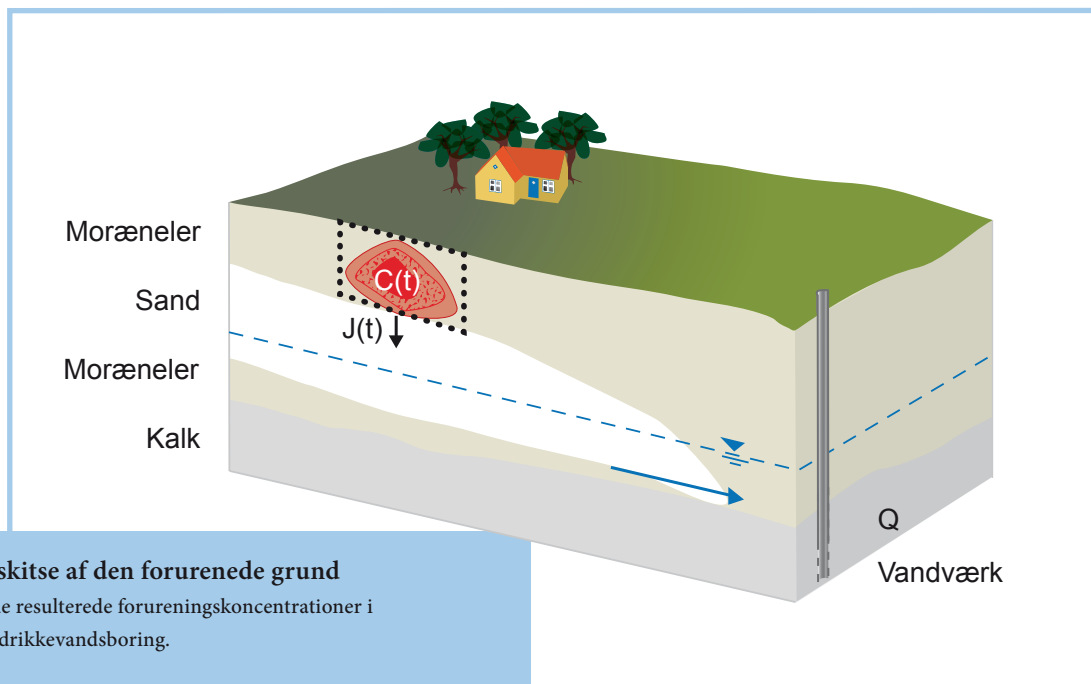
Den eksponentielle udvaskningsmodel er anvendt til at estimere kildekonzentrationen og derudfra forureningsfluxen  $J$  (kg/år) til det primære grundvand over tid på en PCE-forurennet grund i Reerslev:

$$J(t) = I \cdot A \cdot C(t)$$

Hvor  $I$  angiver infiltrationsraten (m/år) og  $A$  angiver det forurenede areal (m<sup>2</sup>)

Den forurenede grund ligger i oplandet til en kildeplads, der årligt indvinder 6 millioner m<sup>3</sup> drikkevand. Forureningskoncentrationen i det indvundne drikkevand er estimeret ved at fortynde forureningsfluxen i det årlige udvundne grundvandsvolumen  $Q$  under antagelse af, at der ikke sker nogen naturlig nedbrydning af forureningen:

$$C(t) = \frac{J(t)}{Q}$$



## Konceptuel skitse af den forurenede grund

Der regnes på de resulterede forureningskoncentrationer i den nedstrøms drikkevandsboring.

Oversigt over variable samt tilhørende sandsynlighedsfordelinger og -parametre. Middelværdi og standardafvigelse for log-normal-fordelinger er givet i kantede paranteser  $[\mu; \sigma]$ . For beta-fordelinger er de to formlerparametre samt den nedre og øvre grænse for fordelingen angivet i parentes (r;s;a;b). Middelværdi og standardafvigelse for beta-fordelingerne er angivet i firkantede paranteser  $[\mu; \sigma]$

Variabel [enhed]	Fordeling	Parametre
Infiltration [m/år]	Log-normal	[0,15; 0,4]
Forurennet areal [m <sup>2</sup> ]	Log-normal	[1150; 150]
Residual fase (fraktion af areal) [-]	Beta	(17,2; 40,1; 0; 1) [0,3; 0,06]
Forurennet dybde [m]	Beta	(3; 2; 5; 7,5) [6,5; 0,5]
Startkoncentration [mg/l]	Beta	(0,24; 1,4; 0; 227) [33; 49]
Porøsitet [-]	Beta	(5,1; 5,1; 0,2; 0,5) [0,4; 0,08]
Vandmætning [-]	Beta	(55,5; 18,5; 0; 1) [0,75; 0,05]
Bulkdensitet [kg/L]	Log-normal	[1,6; 0,1]
Fraktion af organisk carbon [g/kg]	Log-normal	[0,0053; 0,0024]

## Eksponentiel model

Kildeområdet på 1150 m<sup>2</sup> er opdelt i et hotspot-område med formodet residual fase forurening og et mindre forurennet område heromkring. Den totale masseflux til grundvandet er beregnet som summen af fluxen fra de to delområder.

Alle variable i beregningen er defineret som en sandsynlighedsfordeling for at tage højde for usikkerheden i fastsættelse af deres værdier. Fordelingerne er enten bestemt ved at tilpasse felt-data til en sandsynlighedsfordeling (log-normal eller beta-fordeling), eller de er fremkommet ved en vurdering af den sandsynlige middelværdi og standardafvigelse for variabelen.

## Usikkerhedsanalyse

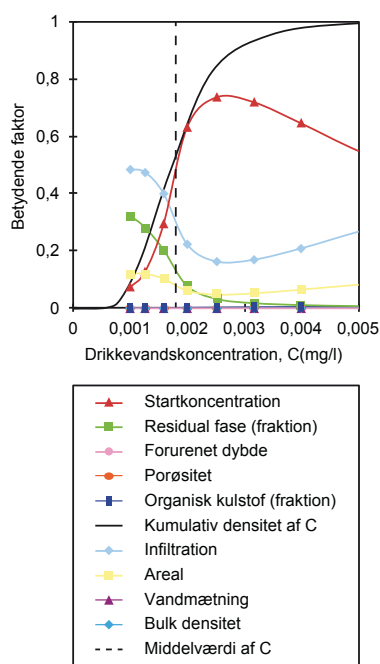
First and second order reliability methods (FORM/SORM) er benyttet til at foretage en analytisk beregning af sandsynlighedsfordelingen for den resulterende PCE koncentration i drikkevandet indvundet på kildepladsen. Som et biprodukt af FORM/SORM beregningen fås de såkaldte ”betydende faktorer”, der angiver i hvor høj grad, de enkelte variable bidrager til usikkerheden på det endelige resultat.

## Betydende faktorer for risikovurderingen

Som det ses af nedenstående figur er det især usikkerheden på startkoncentrationen, infiltrationen, udbredelsen af residual fase samt det forurenede areal, der bidrager til usikkerheden på det beregnede 30-års gennemsnit af PCE-koncentrationen i det indvundne grundvand på kildepladsen.

### Betydende faktorer beregnet med FORM/SORM

Figuren viser den beregnede kumulative sandsynlighedsfordeling for drikkevandskoncentrationen (sort kurve) som følge af usikkerheden på de indgående variable. Vha. FORM/SORM er der beregnet ”betydende faktorer”, der angiver hvor meget usikkerheden på de enkelte variable bidrager til usikkerheden på den beregnede drikkevandskoncentration. Det ses, at infiltrationen samt variable, der karakteriserer kildeområdet (startkoncentration, residual fase udbredelse og areal), bliver de vigtigste usikkerheder der influerer på risikovurderingsresultatet.



## Oprensningsgrad

Metoden til usikkerhedsvurdering er også anvendt for at sammenligne forskellige oprensningsmetoder. Her bliver den såkaldte oprensningsgrad den mest betydende faktor for den resulterende koncentration i vandforsyningsboringen.

$$\text{Oprensningsgrad} = (1 - C_{\text{start}}/C_{\text{slut}}) 100\%$$

hvor  $C_{\text{start}}$  udtrykker en jord eller vand koncentration ved oprensningens start, og  $C_{\text{slut}}$  er den tilsvarende koncentration ved oprensningens afslutning

Oprensningsgrader for de mest almindelige afværgeteknologier er typisk 95–99%. Oprensningsgrader for de forskellige afværgeteknologier er behæftet med betydelige usikkerheder, og vil afhænge stærkt af de lokale forhold. Typisk vil der være et eksponentielt forløb, så fjernelsen af den sidste del af forureningen tager meget længere tid og bliver forholdsmæssigt dyrere. Termiske afværgeteknologier og afgravning vil have de højeste oprensningsgrader. Biologiske afværgeteknologier vil typisk have meget længere tidsforløb for at opnå tilsvarende oprensningsgrader.

Oprensningsgraden kan knyttes til oprensningskriterierne ved en tilbageberegning. I forhold til opretholdelse af grundvandskvalitetskriterier i fx 100 m nedstrøms forureningskilden viser beregninger, at der kræves meget høje oprensningskriterier. Det gør sig især gældende for chlorerede opløsningsmidler, hvor den naturlige nedbrydning ofte er begrænset og måske heller ikke forløber hele vejen til ethen.

- En usikkerhedsanalyse kan foretages vha. FORM/SORM ved at definere en sandsynlighedsfordeling for de indgående variable til risikovurderingen
- Usikkerhedsanalysen er foretaget for en konkret case, hvor det er undersøgt hvilke variable, der bidrager mest til usikkerheden på risikovurderingsresultatet
- Usikkerhedsanalysen viste, at de mest betydende parametre (for den konkrete case) er infiltrationsraten, startkoncentrationen i kilden og udbredelsen af residual fase

# Fastsættelse af oprensningskriterier

## Formål

Oprensningskriterier definerer målene med en igangsat afværge og er nødvendige i forhold til at vurdere, hvornår en afværge kan afsluttes. Derudover er det en forudsætning at kende målet med en oprensning for at kunne udføre modelberegninger til vurdering af tidshorisonter til en ønsket oprensningsgrad.

For funktionelle oprensningskriterier er det vigtigt, at de er målbare og at tilknyttede målepunkter specificeres.

I forbindelse med forureningskilder i moræner vil effekten af et afværgeindgreb i kildeområdet være forsinket i det underliggende magasin. Derfor kan det anbefales, at der fastsættes dels et langsigtet oprensningskriterium for grundvandet og dels et mere kortsigtet oprensningskriterium for kildeområdet.

## Oprensningskriterium, langt sigt

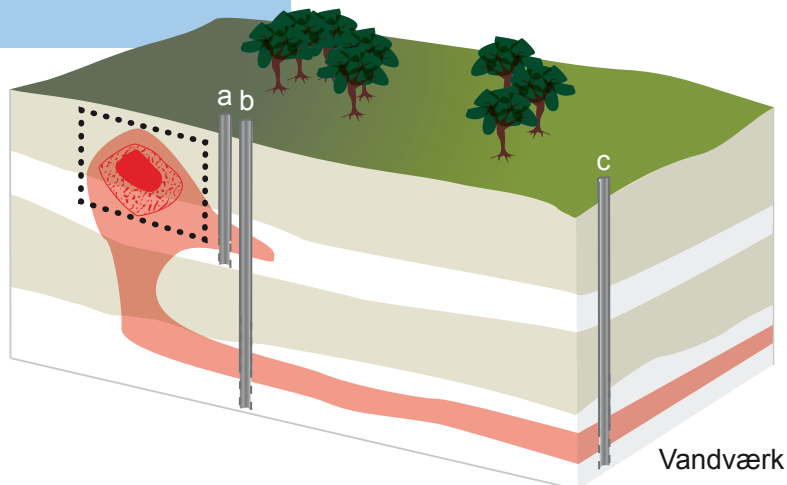
Oprensningskriteriet for grundvand vil på langt sigt ofte være at overholde kvalitetskriterierne for grundvand i et nedstrøms kontrolpunkt. Afhængig af den givne situation, kan forskellige beliggenheder af kontrolpunkter vælges, eksempelvis:

### Kontrolpunkt, langt sigt

a, b og c illustrerer mulige placeringer af kontrolpunkt for det langsigtede oprensningskriterium

- a) I sekundært grundvand fx lige nedstrøms forureningskilden eller i en defineret afstand
- b) I primært grundvand fx lige nedstrøms kilde eller i en defineret afstand
- c) I det indvundne drikkevand på et nedstrøms vandværk

Moræneler  
Sekundær magasin  
Moræneler  
Primært magasin



Mens a) og b) er baseret på overholdelse af bestemte koncentrationer i grundvandet, så kan det, såfremt c) vælges som kontrolpunkt, være fordelagtigt at definere oprensningskriteriet som en forureningsflux, der skal overholdes.

## Oprensningskriterium, kort sigt

Oprensningskriteriet for kildeområdet beskriver hvilke kildekonzentrationer, der skal opnås for at sikre, at det langsigtede oprensningskriterium er opfyldt. Med udgangspunkt i det langsigtede oprensningskriterium kan der foretages en tilbageberegning fra en nedstrøms grundvandskoncentration i kontrolpunktet til gennemsnitlige koncentrationer i kildeområdet. For at gøre dette, er det nødvendigt at specificere, hvilken magsinddybde det langsigtede kriterium henviser til.

Oprensningskriteriet for kildeområder i moræner kan med fordel angives som de gennemsnitlige totale jordkoncentrationer, der skal overholdes, da porevandskoncentrationer er vanskelige at monitorere i praksis.

For chlorerede opløsningsmidler, der oprenses med stimuleret reduktiv dechlorering bør kriteriet kombineres med en ønsket dechloreringsgrad i kildeområdet for at hindre tilbageslag når den stimulerede oprensning stoppes.

## Teknologivalg og oprensningskriterier

Valg af afværgeløsning for en forurennet grund er en afvejning af tidshorisonter for oprensningen, den forventede oprensningsgrad og de samlede omkostninger, samt en række praktiske aspekter (fx dybde til forurening, adgang, lodsejere).

Oprensningskriterium	Målbar størrelse [typisk enhed]	Øvrige specifikationer/kommentarer
Langsigtet opretningskriterium (Grundvand)	Grundvandskoncentration i kontrolboring [mg/l]	Placering af kontrolboring/-er Fastsættelse af magasindybden, over hvilken kriteriet skal være opfyldt
	Forureningsflux gennem kontrolplan i grundvandet [g/år]	Placering og dybde af kontrolplan specificeres En metode til bestemmelse af flux på lokaliteten skal forefindes
Kortsigtet opretningskriterium (Kildeområde)	Totale jordkoncentrationer i kildeområde [mg/kg TS]	Placering og antal af jordprover Knytter kriteriet sig til gennemsnits- eller maxkoncentrationer? Oprensning med stimuleret reduktiv dechlorering: Specifikation af dechloreringsgrad for at undgå tilbageslag
	Porevandskoncentrationer i kildeområde [mg/l]	Ikke velegnet for kildeområder i moræneler, da filtersatte borerer her typisk afspejler koncentrationsudviklingen i højpermeable zoner og ikke i lermatrixen

## Livscyklusvurdering og opretningskriterier

Der er i stigende omfang fokus på at inddrage sekundære effekter på mennesker og miljø som følge af et afværgetiltag, herunder bidrag til global opvarmning og andre miljøeffekter.

Livscyklusvurdering (LCA) er en metode til at kvantificere miljøbelastninger relateret til en bestemt funktion – eksempelvis opretning af en forurenede grund. Ved livscyklusvurderingen foretages en opgørelse af anvendte ressourcer og materialer samt producerede emissioner gennem hele livscyklus af det betragtede system. Den kvantitative opgørelse af forbrug og emissioner omsættes til et antal miljøpåvirkninger (effektkategorier). Eksempler på effektkategorier er: bidrag til drivhuseffekt (CO<sub>2</sub>-ækvivalenter), forsuring (SO<sub>2</sub>-ækvivalenter), forbrug af ikke-fornyelige ressourcer osv. Disse effekter kan normaliseres til personækvivalenter og evt. vægtes i forhold til politiske reduktionsmål, således at alvorsgraden kan sammenlignes på tværs af effekttyper.

Udover at kvantificere de potentielle sekundære effekter som et afværgeprojekt kan give anledning til, er det også interessant at inddrage de ”primære effekter” fra forureningen i livscyklusvurderingen. De primære effekter kan defineres som de lokale miljøeffekter som forureningen giver anledning til, eksempelvis grundvandsforurening.

En forudsætning for at lave en livscyklusvurdering er et kendskab til opretningsens tidshorisont, der er tæt knyttet til de definerede opretningskriterier og opretningseffekter for de forskellige afværgetiltag som sammenlignes.



Anlæg til In Situ Thermal Desorption (ISTD). Jorden varmes op og forureningen suges op, hvorefter den fjernes fra gas og grundvand i aktivt kulfiltre.

- Ved afværge af forureningskilder i moræneler anbefales det, at der fastsættes både et langsigtet og et kortsigtet opretningskriterium
- Det langsigtede opretningskriterium fastsætter et koncentrationsniveau [µg/L], der skal overholdes i et specificeret målepunkt i grundvandet.
- Det kortsigtede opretningskriterium, definerer et stopkriterium for afværgen i kildeområdet og angives gerne som totale jordkoncentrationer [mg/kg TS].

# Vil du vide mere?

I denne rapport er de væsentligste resultater og konklusioner fra dette samarbejdsprojekt præsenteret. Rapporter og notater fra samarbejdsprojekter vedrørende risikovurdering og afværgeteknologi for jord- og grundvandsforurening kan downloades på [sara.env.dtu.dk](http://sara.env.dtu.dk)

## Rapporter og noter udarbejdet i projektet

Jørgensen, I.V., Broholm, M.M. og Bjerg, P.L. (2010). DNAPL i kildeområder – konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet og Region Hovedstaden, Kgs. Lyngby.

Lange, I.V., Trolldborg, M., Santos, M.C., Binning, P.J. og Bjerg, P.L. (2011). Kvantificering af forureningsflux i transekt ved Skuldelev. Datarapport. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmark Tekniske Universitet og Region Hovedstaden.

Broholm, M.M. og Scheutz, C. (2010). Nedbrydning af 1,1,1-TCA ved stimuleret reductive dechlorering. Treatability-forsøg for lokaliteterne Baldersbækvej, Høje Taastrup Vej og Vasbyvej, Stausnotat. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Hovedstaden.

Broholm, M.B., Scheutz, C., og Bjerg, P.L. (2009). Nedbrydning af 1,1,1-TCA ved stimuleret reaktiv dechlorering. Treatabilityforsøg for lokaliteterne Baldersbækvej, Høje Taastrup Vej og Vasbyvej. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Hovedstaden.

## Risikovurdering

Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R. og Bjerg, P.L. (2011): A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 124, 82–98.

Lemming, G., Friis-Hansen, P. and Bjerg, P.L. (2010). Risk-based economic decision analysis of remediation options at a PCE-contaminated site. *Journal of Environmental Management*, 91, 1169–1182

Trolldborg, M. (2010). Risk assessment and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.

## Forureningsflux

Tuxen, N., Trolldborg, M., Binning, P.J., Kjeldsen, P. og Bjerg, P.L. (2006). Risikovurdering af punktkilder. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt, Kgs. Lyngby.

Trolldborg, M., Nowak, W., Tuxen, N., Bjerg, P.L., Helmig, R. and P. J. Binning (2010). Uncertainty evaluation of mass discharge estimates from a contaminated site using a fully Bayesian framework, *Water Resources Research*, 46, W12552, doi:10.1029/2010WR009227.

## Reduktiv dechlorering som afværge

Chambon, J., Damgaard, I., Lemming, G., Christiansen, C.M., Binning, P.J., Broholm, M.M. og Bjerg, P.L. (2009). Stimuleret reaktiv dechlorering som afværgeteknologi i moræneler: Erfaringer og modellering. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, Region Hovedstaden & Miljøstyrelsen, Kgs. Lyngby.

**Delrapport 1:** Damgaard, I. Chambon, J., Christiansen, C., Lemming, G., Broholm, M., Binning, P.J. og Bjerg, P.L., (2009). Erfaringsopsamling for reaktiv dechlorering som afværgeteknologi i moræneler. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1294, 2009.

**Delrapport 2:** Chambon, J., Damgaard, I., Christiansen, C., Lemming, G., Broholm, M., Binning, P.J. og Bjerg, P.L. (2009). Modeling tool and assessment of time horizons for reductive dechlorination as a remediation technology in clay till. Miljøstyrelsen. Environmental Project No. 1295, 2009.

**Delrapport 3:** Chambon, J., Lemming, G., Broholm, M., Binning, P.J. og Bjerg, P.L. (2009). Model assessment of reductive dechlorination as a remediation technology for contaminant sources in fractured clay: Case studies. Miljøstyrelsen. Environmental Project No. 1296, 2009.

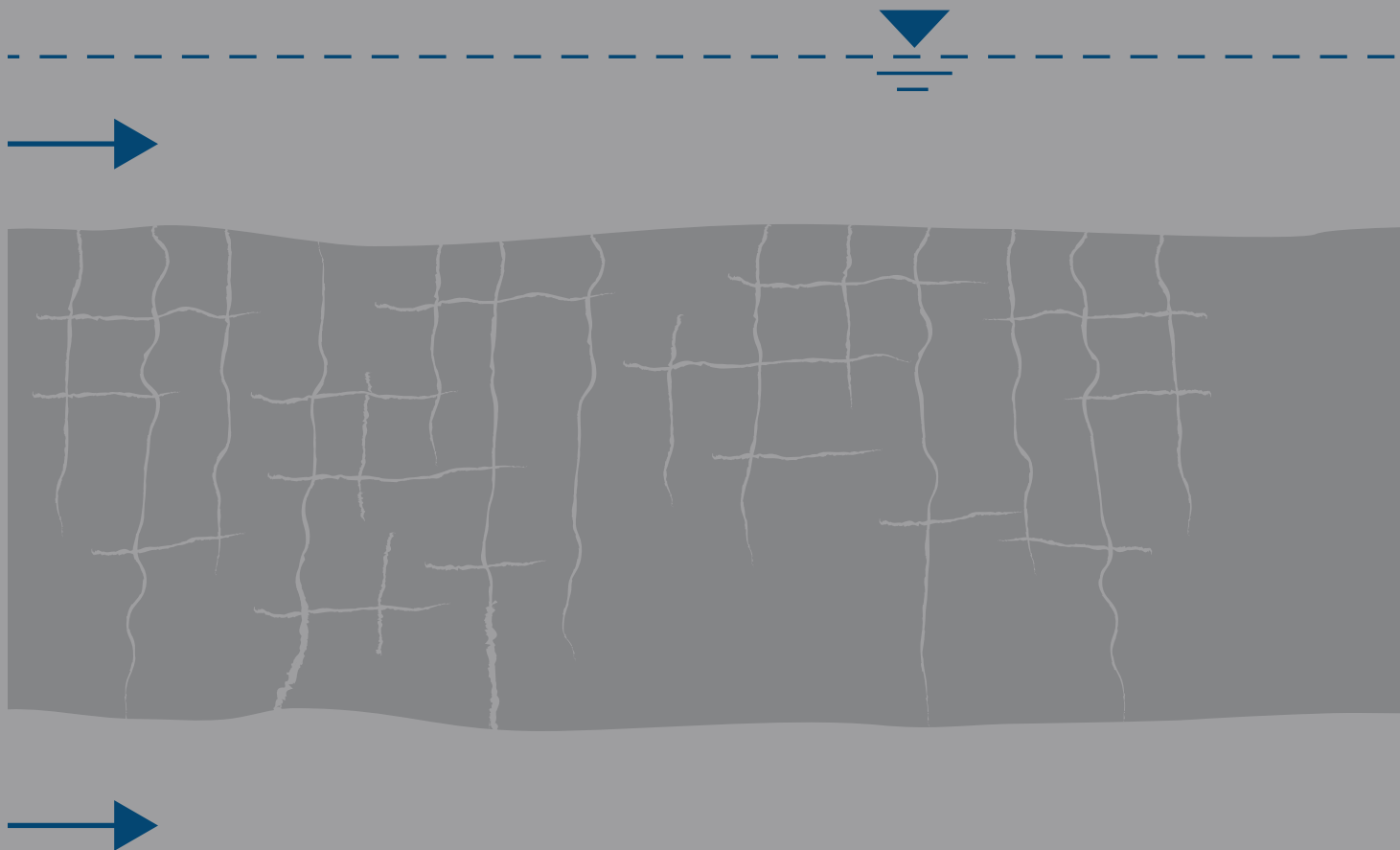
Bjerg, P.L., Hansen, M.H., Christiansen, C., Scheutz, C. og Broholm, M.M. (2006). Anaerob dechlorering og oprensning af lavpermeable aflejringer. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt.

Chambon, J.C., Broholm, M.M., Binning, P.J. and Bjerg, P.L. (2010). Modeling multi-component transport and enhanced anaerobic dechlorination processes in a single fracture-clay matrix system. *Journal of Contaminant Hydrology*, 112, 77–90.



Resultaterne, som er beskrevet i denne publikation, udspringer hovedsageligt af et samarbejdsprojekt mellem Region Hovedstaden og DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet. Der er suppleret med resultater fra parallelle udviklingsprojekter og forskningsprojekter, som passer ind i helheden.

Der er arbejdet med udvikling af metoder til forureningsundersøgelser af chlorerede opløsningsmidler i jord og grundvand med henblik på at forbedre risikovurdering og oprensning af forurenede grunde. Konkrete projekter har omhandlet karakterisering af residual og mobil fri fase for chlorerede opløsningsmidler og kvantificering af forureningsflux. Det overordnede mål har været at udvikle metoder af generel værdi for fremtidige forureningsundersøgelser. Vi har ønsket at relatere undersøgelserne til konkrete feltlokaliteter i Region Hovedstaden for at sikre relevans af resultaterne.



**DTU Miljø**  
**Institut for Vand og Miljøteknologi**

Danmarks Tekniske Universitet  
Miljøvej, bygning 113  
2800 Kgs. Lyngby

Tlf: 4525 1600

Fax: 4593 2850

E-post: [reception@env.dtu.dk](mailto:reception@env.dtu.dk)

[www.env.dtu.dk](http://www.env.dtu.dk)

ISBN.nr.: 978-87-92654-22-9