



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Fastlæggelse af oprensningskriterier for grundvandstruende forureninger

Niels Døssing Overheu og Nina Tuxen, Orbicon

Nanna Isbak Thomsen, Philip J. Binning og Poul L. Bjerg
DTU Miljø

Hans Skou, Region Syddanmark

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

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.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
SUMMARY	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND OG BEHOV	15
1.2 METODE OG PRODUKT	15
1.3 PROJEKTETS AFGRÆNSNING	16
1.3.1 SMÅ- OG MELLEMSTORE GRUNDEVANDSFORURENINGSSAGER.....	16
1.4 PROJEKTETS STRUKTUR	16
2 DEFINITIONER AF OPRENSNINGSKRITERIER.....	19
2.1 FORMÅL MED OPSTILLING AF OPRENSNINGSKRITERIER	19
2.2 ABSOLUTE OG FUNKTIONELLE OPRENSNINGSKRITERIER.....	19
2.3 KORT- OG LANGSIGTEDE FUNKTIONELLE KRITERIER	20
2.4 FASTLÆGGELSE AF KONTROLPUNKT	21
2.4.1 <i>Nomenklatur.....</i>	<i>22</i>
3 OVERBLIK OVER NUVÆRENDE PRAKSIS	23
3.1 ERFARINGSOPSAMLING.....	23
3.1.1 <i>Metode</i>	<i>23</i>
3.1.2 <i>Omfang og gyldighed af undersøgelse.....</i>	<i>24</i>
3.2 RESULTATER AF SPØRGESKEMAUNDERSØGELSE.....	24
3.2.1 <i>Startkriterier</i>	<i>25</i>
3.2.2 <i>Stopkriterier</i>	<i>25</i>
3.2.3 <i>Dokumentation af oprensningsskriterier.....</i>	<i>27</i>
3.2.4 <i>Opsamling på spørgeskemaundersøgelse</i>	<i>28</i>
3.3 BAGATELGRÆNSEVÆRKTØJ FOR RESTFORURENINGER.....	28
3.4 MILJØSTYRELSESPROJEKT VEDR. HÅNDTERING AF LETTERE FORURENET JORD.....	29
3.5 INTERNATIONAL PRAKSIS.....	30
4 BEREGNING AF OPRENSNINGSKRITERIER PÅ TYPESAGER	31
4.1 VALG AF TYPESAGER	31
4.1.1 <i>Geologiske hovedtyper.....</i>	<i>31</i>
4.1.2 <i>Relevante forureningstyper.....</i>	<i>31</i>
4.1.3 <i>Udvalgte typesager</i>	<i>31</i>
4.2 KONCEPTUALISERING OG BEREGNING	32
4.3 ANVENDTE BEREGNINGSMODELLER.....	32
4.4 RESULTATER OG ERFARINGER AF BEREGNINGER PÅ TYPESAGER.....	34
4.4.1 <i>Sammenligning af modeller</i>	<i>35</i>
4.4.2 <i>Valg af parametre</i>	<i>40</i>
4.4.3 <i>Samlet indtryk af de afprøvede modeller</i>	<i>44</i>
4.4.4 <i>Resulterende oprensningsskrav i kildeområderne.....</i>	<i>45</i>
5 METODIK TIL OPSTILLING AF OPRENSNINGSKRITERIER	47

5.1	OPSTILLING AF KONCEPTUEL MODEL FOR LOKALITETEN	47
5.1.1	<i>Geologiske hovedtyper</i>	48
5.2	DEFINITION AF KONTROLPUNKTER	50
5.3	DEFINITION AF KRAV I KONTROLPUNKT KP_{RECP}	52
5.4	TILBAGEREGNING AF KRAV I KONTROLPUNKTER	52
5.4.1	<i>Valg af beregningsmodel</i>	53
5.4.2	<i>Parametervalg</i>	54
5.4.3	<i>Vurdering af usikkerheder</i>	55
5.5	DOKUMENTATION I KILDEOMRÅDET (KORTSIGTEDE KRITERIER)	56
5.5.1	<i>Analyseparametre</i>	56
5.5.2	<i>Prøvetagningsmedier</i>	57
5.5.3	<i>Prøveplacering og -antal</i>	57
5.5.4	<i>Prøvetagningshyppighed</i>	57
5.5.5	<i>Slutmonitering og tilbageslag</i>	58
5.6	DOKUMENTATION I GRUNDEVANDSZONEN (LANGSIGTEDE KRITERIER)	58
6	PERSPEKTIVERING	61
6.1	BEREGNINGSVÆRKTØJ.....	61
6.2	NEDBRYDNING.....	62
6.3	HVORNÅR SKAL OPRENSNINGSKRITERIERNE VÆRE OPFYLDT.....	62
6.4	HVOR SKAL OPRENSNINGSKRITERIERNE VÆRE OPFYLDT.....	63
6.5	BETYDNING AF FLUXKRITERIUM I STEDET FOR KONCENTRATIONSKRITERIUM I KONTROLPUNKTET.....	63
	REFERENCELISTE	65

Bilag

1. Spørgeskemaundersøgelse
2. Modeller til risikovurdering
3. Beregning af oprensningskriterier på fem typesager
4. Følsomhedsanalyse

Forord

Denne rapport er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord og grundvandsforurening. Region Syddanmark er bygherre for projektet, som er finansieret af Miljøstyrelsen.

Projektet har til formål at sætte en begrebsmæssig ramme og systematik for opstilling af oprensningskriterier for grundvandstruende punktkildeforureninger. I rapporten gøres status over den aktuelle praksis, og ud fra blandt andet case-beregninger på en række typesager er der udarbejdet retningslinjer for opstilling af oprensningskriterier og dokumentationsniveau.

Projektet er udført med Orbicon som bygherrerådgiver og med teknisk faglig bistand fra DTU Miljø (Nanna Isbak Thomsen, Philip J. Binning og Poul L. Bjerg), som har stået for udarbejdelsen af rapportens bilag 2 og 3, faglige indlæg og generel kvalitetssikring.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Jens Aabling, Miljøstyrelsen, Jord og Affald
- Arne Rokkjær, Region Hovedstaden
- Mette Christophersen, Region Syddanmark
- Hans Skou, Region Syddanmark
- Philip J. Binning, DTU Miljø
- Poul L. Bjerg, DTU Miljø
- Nina Tuxen, Orbicon A/S
- Niels Døssing Overheu, Orbicon A/S

Herudover har Christian Andersen, Videncenter for Jordforurening, deltaget i styregruppemøderne med henblik på formidling af projektets resultater ved afholdelse af workshop.

Sammenfatning

Det overordnede absolutte kriterium for indsatsen over for grundvandstruende forureningskilder er at beskytte grundvandsressourcen, med henblik på at sikre landets drikkevandsforsyning. Som retningslinje for indsatsen er det i Miljøstyrelsens vejledning angivet, at grundvandskvalitetskriteriet skal være overholdt 100 m nedstrøms forureningen eller efter max et års strømning i det øverste betydende grundvandsmagasin. Vejledningen fastsætter derved oprensningens kontrolpunkt og den tilladte koncentration i kontrolpunktet.

For at operationalisere dette langsigtede, funktionelle kriterium er der behov for at kende sammenhængen mellem koncentrationen i kilden og koncentrationen i det nedstrøms kontrolpunkt, så det langsigtede kriterium kan transformeres (tilbageregnes) til et kortsigtet, lokalt kriterium i kildeområdet. Således vil det blive muligt at vurdere behovet for oprensning af en forurening (startkriterium) og at fastlægge stopkriterier for oprensningen.

Det er i dag ikke en standardøvelse at opstille disse sammenhænge, og en spørgeskemaundersøgelse har vist, at det gøres på meget forskellige måder, og med mange forskellige termer – på de store sager bl.a. med inddragelse af avancerede modeller. Der er derfor et behov for, især på små og mellemstore sager, at udarbejde retningslinjer for hvordan dette kan gøres, med henblik på at opkvalificere og systematisere opstillingen af konkrete oprensningskriterier.

Ved spørgeskemaundersøgelsen er der indsamlet oplysninger om 21 større forurenings-sager. Det er i høj grad konkrete trusler mod grundvandet der har ligget til grund for beslutning om målsætning for oprensningerne. Det er i flere tilfælde oplyst, at man ikke vil være bundet af at opfylde vejledningens 1 års afstrømning/100 m grænse, og at de valgte oprensningsmetoder er vurderet som de bedste ud fra en samlet miljømæssig vurdering. Der er opstillet oprensningskriterier i kildeområdet i 20 af de 21 sager, dog kun delvist i 7 af de 20 sager.

Med udgangspunkt i 5 typesager, der bredt repræsenterer den danske geologi og hydrogeologi, og forureningstyper, der hyppigt findes på små og mellemstore sager (olieforureninger og forurening med chlorerede opløsningsmidler) er der opstillet en metodik til opstilling af oprensningskriterier, som involverer følgende trin:

1. Opstilling af konceptuel model for lokaliteten
2. Definition af kontrolpunkter
3. Definition af krav i kontrolpunkter
4. Transformation af krav i kontrolpunkter
 - a. Valg af beregningsmodel
 - b. Parametervalg
 - c. Vurdering af usikkerheder
5. Dokumentation

Opstilling af en beskrivende konceptuel model for lokaliteten, som beregningsværktøjerne kan håndtere, er nok det mest kritiske led i processen, da det er her de mest afgørende forudsætninger beslutes, og dermed bliver den konceptuelle usikkerhed også den største bidragsyder til den samlede usikkerhed.

Når et langsigtet oprensningskriterium i slutkontrolpunktet i receptoren (KP_{recep}) skal transformeres til et operationelt kortsigtet kontrolpunkt i kilden (KP_{kilde}), skal der ”regnes baglæns” fra KP_{recep} til KP_{kilde} . Dette er i princippet en omvendt beregning i forhold til en traditionel risikovurdering, hvor der ”regnes forlæns” fra KP_{kilde} til KP_{recep} . Beregninger involverer de processer, der foregår mellem kildeområdet og receptoren (udvaskning fra kilden, transport og fortynding i grundvandet nedstrøms kilden samt evt. nedbrydning og sorption). Der findes desværre ikke et enkelt beregningsværktøj, der kan håndtere disse beregninger, og det har således vist sig nødvendigt at kombinere en række (relativt simple) beregningsværktøjer/modeller.

Når oprensningskriterierne er defineret og oprensningen er gennemført, skal det dokumenteres på både kort og lang sigt, at oprensningen har medført den ønskede effekt. Omfanget og typerne af dokumentationsprøver er tæt forbundet til de lokale geologiske og hydrogeologiske forhold og ikke mindst oprensningsmetoden. Der gives nogle generelle vejledninger og huskelister, som kan anvendes til vurderingen af dokumentationsbehovet i den enkelte sag.

Der findes et stort antal beregningsværktøjer som kan anvendes til risikovurdering på mindre og mellemstore forureningssager, hvor opstilling af geologisk og hydrogeologisk model med efterfølgende beregning med numerisk model vil være for omkostningskrævende. På baggrund af bl.a. en litteraturgennemgang af Troldborg (2010) er der udvalgt 5 modeller (JAGG1.5, REMChlor, RISC4, ConSim og DTUV1D), som er afprøvet på 5 forurenede lokaliteter, der bredt repræsenterer den danske geologi og hydrogeologi, og forureningstyper.

Gennemgangen har vist, at det kan være relevant at indføre en form for acceptperiode fra igangsættelsen af afværgeren til oprensningskriterierne skal være opfyldt. Dette skyldes både forhold omkring beregning af udvaskning i sprækkede medier, men også at der altid vil være en tidsmæssig forskydning fra KP_{kilde} til KP_{recep} . Hvis der ikke indføres en acceptperiode, vil det potentielt medføre betydelige meromkostninger, som følge af meget skærpede krav. I acceptperioden kan der evt. etableres midlertidig afværgepumpning.

Umiddelbart opnås der forskellige resultater ved anvendelse af de forskellige modeller, men det beror primært på at default værdier for dispersion og nedbrydning er forskellige. En anden faktor er forskelle i, hvordan kildekonzentration og filterlængde i kontrolpunktet er defineret. Med ens parametre fås overensstemmende resultater.

Et resultat af beregningerne på testsagerne var desuden, at der i mange tilfælde kræves meget høje oprensningsgrader (over 99%), hvis man skal følge Miljøstyrelsens vejledning om at grundvandskvalitetskriteriet skal overholdes et års strømning, dog max 100 m, nedstrøms kildeområdet. Det betyder i praksis, at kun ganske få og aggressive teknikker såsom opgravning og termisk oprensning kan opfylde målene. Udover at disse teknikker af forskellige årsager ikke altid kan benyttes, er udelukkelsen af andre metoder i strid med tankegangen om at anvende de samlet set bedste løsninger, hvor også livscyklusanalyser af miljøpåvirkninger tages i betragtning. Opstilling af oprensningskriterier kan således medvirke i diskussionen af hvordan vi får mest oprensning for pengene, og kan hjælpe regionerne i prioriteringen af indsatsen.

Som det fremgår af afsnit 5, ”Metode til opstilling af oprensningskriterier”, er der en lang række forhold der skal tages stilling til i forbindelse med fastsættelse af oprensningskriterier. Der skal opstilles en konceptuel model for geologi, hydrogeologi, forureningsforhold og spredning. I en række tilfælde vil det være nødvendigt at forenkles den konceptuelle model eller opsplitte modellen i delmodeller for at kunne gennemføre beregninger med de undersøgte beregningsværktøjer.

Opstilling af de forenklede konceptuelle modeller er den vanskeligste og mest afgørende del af processen. I forbindelse hermed skal forudsætningerne fastlægges, herunder kildeplacering, styrke, udbredelse, samt fastlæggelse af om strømning gennem moræner bedst beskrives ved sprækkestrømning eller gennemstrømning af et homogent ækvivalent medium. Herefter beslutes hvilke(t) beregningsværktøj(er) der er bedst egnet, samt beregningsforudsætninger som dispersivitet, nedbrydningsrate og kontrolpunkt.

Efter beregning af et oprensningskriterium er det relevant at forholde sig til hvornår kriteriet skal være opfyldt i beregningspunktet. Dels går der nogen tid fra oprensningen er gennemført til effekten slår igennem ved kontrolpunktet, dels efterlades der ofte forurening i såvel en rand uden om oprensningsområdet som i forureningsfanen, som i sig selv medfører, at det vil tage tid før målsætningen i kontrolpunktet vil blive opfyldt. Endelig er det relevant at forholde sig til om der er en fornuftig sammenhæng imellem oprensningsmæssige gevinster og de omkostninger og miljøpåvirkninger, der er ved gennemførelse af en oprensning til den beregnede oprensningsgrad.

Summary

The objective of remediation of contaminated sites which pose a risk to the groundwater is to protect the resource for drinking water usage. To guide clean-up the Danish EPA requires that groundwater quality criteria must be met at a point of compliance located either 100 m down gradient of the contaminated site, or at a point 1 years transport downstream in the first impacted aquifer. Thus, the EPA guidelines specify both the point of compliance and the acceptable concentration at that point.

In order to make this long term objective operational, it is necessary to understand the relationship between the source concentration and the concentration at the down gradient point of compliance, so that the long term criteria can be transformed into a short term local criteria at the source. The short term criteria at the site can then be used as the basis for an assessment of remediation progress and to determine the stop criteria for clean-up.

The coupling of downstream concentrations to the source has not yet been standardized in the remediation industry. An industry survey has revealed that is it done in many different ways, especially at larger sites where various advanced models are used. There is a need, especially for small and average size cases, to develop guidelines to assess remediation performance, and thereby systemize the implementation of clean-up criteria.

21 cases were covered in the Industry survey. In most cases the threat of direct groundwater contamination has been used to set clean-up goals. But in some cases the EPA guidelines have not been used and remediation techniques have been selected based on a holistic environmental assessment. In 20 of the 21 cases clean-up criteria have been determined for the source area – though only partly in 7 of the 20 cases.

Based on 5 model cases representing typical Danish geologies, hydrogeologies, and the contaminant types commonly found at small and average size contaminated sites (oil and chlorinated solvents), a methodology has been developed to determine clean-up criteria. The methodology considers the following steps:

1. Set-up of a conceptual site model
2. Definition of points of compliance
3. Definition of criteria at the points of compliance
4. Transformation of criteria to the contaminant source
 - a. Choice of model
 - b. Choice of parameters
 - c. Assessment of uncertainties
5. Documentation

The definition of the conceptual site model is probably the most critical part of the process, since this is where the governing processes are identified. Consequently conceptual model uncertainty is the most significant contributor to total model uncertainty.

It is necessary to do some “backwards” calculations from point of compliance at the receptor (POC_{recp}) to the source zone (POC_{source}) when a long term clean-up criteria at the point of compliance (POC_{recp}) is to be transferred to an operational short term clean-up criteria at the source (POC_{source}). In principle, this is the reverse calculation of that typically done in a risk

assessment, where calculations are done forwards in the direction of transport from POC_{source} to POC_{recep} . The calculations consider the processes taking place between the source zone and the receptor (percolation from the source, transport and dissolution in the groundwater down gradient of the source, and possibly degradation and sorption). Unfortunately, no single tool is available to do this calculation for all sites, geologies etc, and so it necessary to combine a number of (relatively simple) calculation tools/models.

Once the clean-up criteria have been defined and the remediation completed, it is necessary to document evidence of clean up at its conclusion and that contamination will not reoccur in future. The extent and type of monitoring samples required for the documentation are determined by the local geological and hydrogeological conditions and the remediation technique. In this report, some general guidelines and check lists are provided which can be used to assess the amount of post-remediation monitoring data needed in a given case.

A large number of simple modeling tools can be used for risk assessment of small and average sized contaminated sites. At these sites the development of comprehensive geological, hydrogeological and contaminant transport models is too costly. Based on a literature review by Troldborg (2010), 5 modeling tools (JAGG1.5, REMChlor, RISC4, ConSIM and DTUVID) have been tested for 5 contaminated site case studies, covering typical Danish geologies, hydrogeology and contaminants.

The calculations have shown that it can be necessary to allow an “acceptance period” from the start of the remediation to the time when clean-up criteria are met. An acceptance period is needed because there is a delay between the effect of remediation on the concentration at POC_{source} and its measurement at POC_{recep} , due to the transport time between the contaminant source and the point of compliance. This delay can be particularly long in fractured media. If an acceptance period is not allowed the costs of remediation will increase because larger areas will need to be remediated. During the acceptance period a pump and treat system can be used to limit downstream contaminant impact.

At first glance, the different modeling tools provide different results – however, this is mostly due to differences in the default values of dispersion and degradation. Other factors affecting results are differences in how the source concentration and screen length are defined. When parameters are set to have similar values, similar results are obtained by the different models.

A major conclusion of the 5 case studies is that a very high degree of clean-up (more than 99%) is required to meet the guidelines of the Danish EPA. As a result, many technologies will not achieve the required results, and aggressive remediation techniques such as soil removal or thermal remediation are needed. But these techniques are not always practical and life cycle assessment shows that they are often not the most sustainable solutions. The determination of clean-up criteria must therefore be considered in an overall cost-benefit analysis when the Danish Regions prioritize cases and actions.

Chapter 5, “Guidelines for setting clean-up criteria” describes some of the issues which should be considered. A conceptual site model of geology, hydrogeology and contamination should be developed. Often simplification of the conceptual model will be necessary in order to employ available modeling tools, and in some cases it will be necessary to divide calculations into several steps.

Creating conceptual site models is the most difficult and important part of the process. Here, consideration should be given to the source architecture, source strength, determination of

whether transport should be described through a fractured media or through a homogenous equivalent media. Then the model must be selected and the parameters defined (dispersivity, degradation rate and point of compliance).

As part of the calculation of clean-up criteria it is important to determine when the criteria should be fulfilled. Some time will pass by before the effect of a remediation will be seen at a down gradient point of compliance, and in many cases some contamination will be left untreated in the fringes of the source. Finally, it is important to evaluate whether a sound relationship exists between the benefits of the remediation and the costs and environmental impacts of reaching the specified clean-up levels.

1 Indledning

1.1 Baggrund og behov

Behovet for og omfanget af oprensingsforanstaltninger på en given lokalitet tager udgangspunkt i den risikovurdering, der er lavet i forbindelse med forureningsundersøgelsen. Dvs. at formålet med oprensningerne er at nedbringe forureningen til et niveau, hvor den ikke længere udgør en risiko – hverken på kort eller lang sigt.

Som retningslinje for indsatsen over for en grundvandstruende forurening er det i Miljøstyrelsens vejledning angivet, at kvalitetskriteriet skal være overholdt 100 m nedstrøms forureningen eller efter maksimalt et års strømning i det øverste betydende grundvandsmagasin. Vejledningen fastsætter derved oprensningens kontrolpunkt og den tilladte koncentration i kontrolpunktet. For at operationalisere dette overordnede og langsigtede mål til konkrete oprensningskriterier for kildeområdet, er det nødvendigt at kende sammenhængen mellem koncentrationen/fluxen i kilden og koncentrationen/fluxen i det nedstrøms kontrolpunkt.

Det er i dag ikke en standardøvelse at opstille disse sammenhænge, og det gøres på mange forskellige måder, og med mange forskellige indgange – på de store sager bl.a. med inddragelse af avancerede modeller. På de små sager er det typisk baseret på en JAGG beregning, men det har aldrig været formålet med JAGG at lave sådanne vurderinger. Der er derfor et behov for, især på små og mellemstore sager, at udarbejde retningslinjer for, hvordan dette kan gøres, med henblik på at opkvalificere og systematisere opstillingen af operationelle oprensningskriterier.

En mere ensartet og kvalificeret tilgang til opstilling af oprensningskriterier vil endvidere medføre, at regionerne i langt højere grad bliver i stand til at få overblik over den samlede indsats og økonomi på oplandsskala, og dermed få større grundlag for at planlægge og prioritere enkeltaktiviteterne. Endelig vil det muliggøre en mere præcis og konkret argumentation om prioritering af indsatsen over for politikere og samfund.

Formålet med projektet er således at opstille retningslinjer for opstilling af oprensningskriterier på små og mellemstore sager, herunder:

- Tilbageregning af overordnede langsigtede oprensningskriterier til operationelle kriterier i forureningskilden
- Anbefalinger til hvordan oprensninger dokumenteres

Som udgangspunkt for retningslinjerne er definitioner og termer for oprensningskriterier beskrevet, ligesom dagens praksis i regionerne er undersøgt.

1.2 Metode og produkt

Da hovedfokus i projektet er på små og mellemstore sager, hvor tid og ressourcer er begrænsede, har det været vigtigt for projektgruppen, at de opstillede retningslinjer bliver konkrete, operationelle og passer til datamængderne, der kan forventes på disse sager. Dette medfører en del forenklinger, men det er projektgruppens vurdering, at med basis i en fælles tankegang

omkring opstilling af oprensningskriterier, vil brugerne kunne op- og nedjustere detaljeringsgraden på den enkelte sag afhængig af tilgængelige data.

Ved opstilling af de generelle retningslinjer er der taget udgangspunkt i en række typiske geologiske og hydrogeologiske forhold og typer af forureningssager i Danmark. Der er udvalgt 5 konkrete sager, der inden for projektets rammer bredt dækker de typer sager, som optræder hyppigst i Danmark. De valgte typesager er herefter blevet konceptualiseret, så de får mere generel karakter, og herefter er et antal beregningsværktøjer afprøvet og sammenlignet på sagerne. Med udgangspunkt i resultaterne fra beregningerne, er der udtaget generelle anbefalinger til beregning af oprensningskriterier – herunder også vurdering af de usikkerheder, der følger med beregningerne.

For at undersøge dagens praksis rundt i landet med hensyn til opstilling af oprensningskriterier er der gennemført en spørgeskemaundersøgelse i alle regionerne.

1.3 Projektets afgrænsning

Opstilling af oprensningskriterier og risikovurdering er to sider af samme sag, og gør i høj grad brug af de samme typer data og beregningsværktøjer. Nærværende rapport har ikke som formål at redegøre for dataindsamling og principper bag risikovurdering, men fokuserer alene på de perspektiver, der har relevans for opstilling af oprensningskriterier.

I princippet er det muligt at anvende tankegangen i relation til krav for både grundvand og overfladevand. Men da det tekniske og især regelgrundlaget for risikovurdering i relation til de to områder er meget forskelligt, er det ikke projektets formål at inddrage oprensningskriterier i relation til overfladevand i det aktuelle projekt.

Projektet retter sig kun mod vurdering af oprensningskriterier på lokal skala. Overvejelser om oprensningsbehov på oplands- eller større skala (f.eks. i relation til specifikt truede vandindvindinger) kræver andre tilgange end behandlet i denne rapport, herunder oplandsmodeller og større fokus på det tidslige aspekt i hvornår en oprensning på en enkeltlokalitet forventes at have effekt i f.eks. en indvindingsboring.

Endelig er der, som nævnt i formålet, fokuseret på små og mellemstore sager. På de store sager, hvor datamængder og økonomi er af en anden størrelsesorden, er der mulighed for at lave mere avancerede opstillinger af start- og stopkriterier, bl.a. ved inddragelse af avancerede numeriske stoftransportmodeller.

1.3.1 Små- og mellemstore grundvandsforureningssager

Regioner har til dato primært gennemført oprensning af hensyn til grundvandet på store sager. Der er på disse sager typisk opstillet grundvands- og stoftransportmodeller som er anvendt til at beregne oprensningskriterierne. I de kommende år forventes at regionerne i stigende grad vil gennemføre oprensninger på mindre sager. Ved små og mellemstore sager menes sager som i omkostningsniveau ikke umiddelbart berettiger, at der opstilles en egentlig grundvands og -stoftransportmodel.

1.4 Projektets struktur

I kapitel 2 findes en oversigt over og definitioner af forskellige typer oprensningskriterier, mens kapitel 3 beskriver resultatet af spørgeskemaundersøgelsen om dagens praksis i regionerne om brugen af start- og stopkriterier på små og mellemstore sager, samt beskriver hvor-

dan der arbejdes med problemstillingen internationalt. I kapitel 4 er resultaterne af beregningerne på de 5 typesager beskrevet. Kapitel 5 er skrevet som en metodik til opstilling af oprensningskriterier og gennemgår de enkelte elementer herunder konceptualisering, valg af beregningsmodel, parametervalg, vurdering af usikkerheder samt efterfølgende dokumentationskrav til oprensningen. I kapitel 6 afrundes projektet med en perspektivering.

2 Definitioner af oprensningskriterier

2.1 Formål med opstilling af oprensningskriterier

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

Det er mere kompliceret at opstille oprensningskrav for et kildeområde end for en forureningsfane i et grundvandsmagasin, hvor overholdelse af grundvandskriterierne direkte kan anvendes som oprensningsmål. Oprensning af kildeområder skal principielt medføre overholdelse af grundvandskriterierne, hvor det oftest er nødvendigt at tage højde for den forsinkelse og de processer, der sker fra kildeområdet til grundvandszonen, f.eks. gennem et dæklag af moræneler. Forskellen mellem kildeområde (hvor oprensningen typisk foregår) og grundvandszonen (hvor kriterierne skal overholdes) gør, at det ofte er nødvendigt at operere med flere forskellige typer af oprensningskriterier.

I det følgende anvendes en skelnen mellem typer af oprensningskriterier som defineret af det amerikanske *Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC, 2008), som også tidligere er anvendt i dansk kontekst (Lemming og Bjerg, 2011).

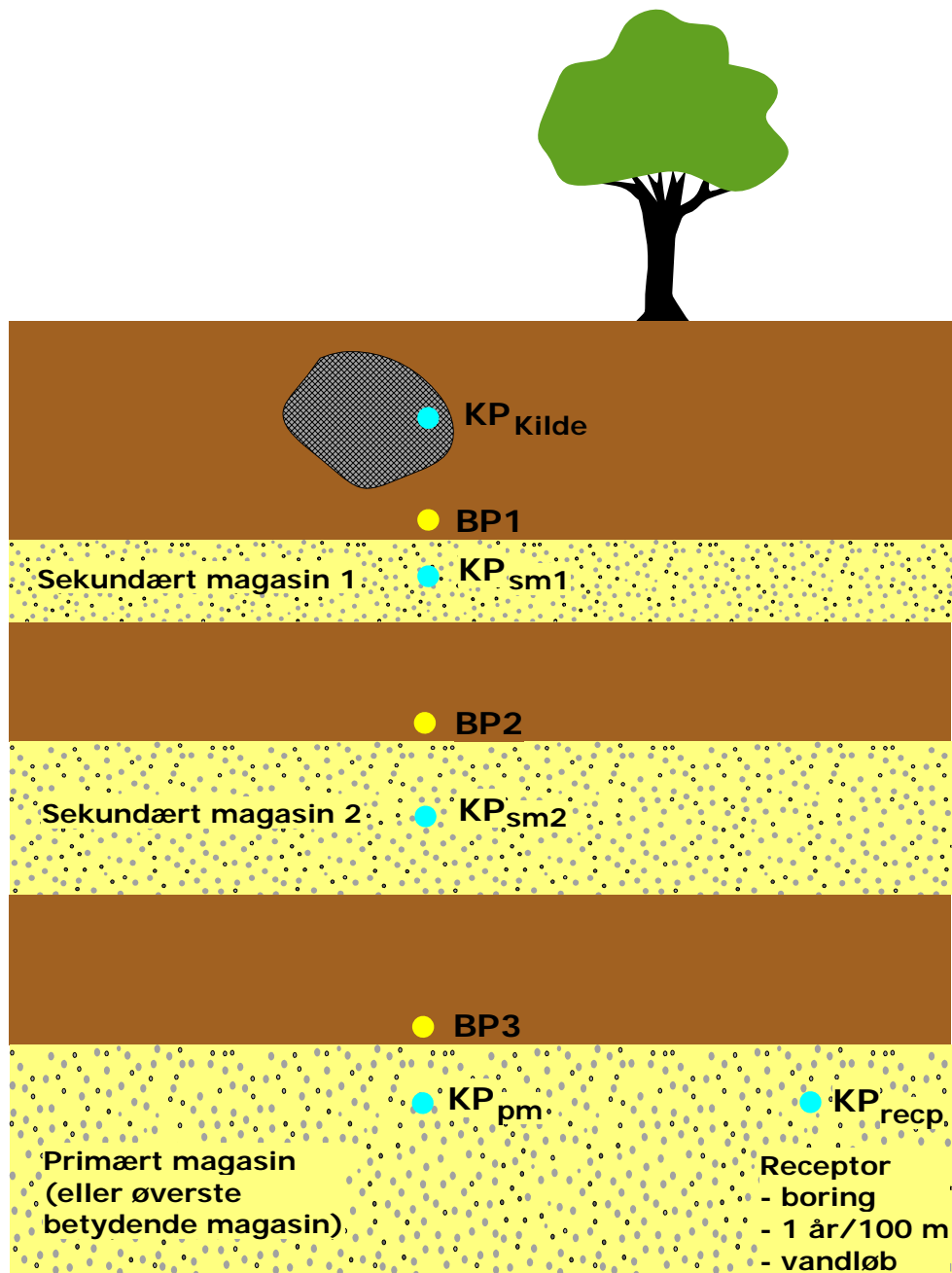
2.2 Absolutte og funktionelle oprensningskriterier

Absolutte kriterier beskriver de overordnede mål med en oprensning i forhold til samfundsmæssige værdier, herunder beskyttelse af økosystemer, sundhed eller grundvandsressourcer.

For at gøre de absolutte kriterier operationelle er det nødvendigt at formulere nogle **funktionelle kriterier**, som beskriver hvorledes hvert absolut kriterium opnås. Et funktionelt kriterium skal relateres til et kvantificerbart resultatmål, som kan måles i felten, eller deles op i flere målbare sekundære kriterier (Lemming og Bjerg, 2011).

På baggrund af afgrænsningen i dette projekt vil vi her koncentrere os om absolutte kriterier, der stræber mod beskyttelse af grundvandsressourcer.

I tilfælde af en forureningskilde, som ligger i den umættede zone over et betydende grundvandsmagasin, vil et funktionelt kriterium typisk være overholdelse af grundvandskriteriet i et bestemt **kontrolpunkt**, jf. Figur 2.1 Kontrolpunkterne kan være placeret enten i kildeområdet, i grundvandszonen umiddelbart under kildeområdet eller i en bestemt afstand (i rum eller tid) nedstrøms i grundvandsmagasinet.



Figur 2.1. Nomenklatur for kontrolpunkter og beregningspunkter, der anvendes i denne rapport.

2.3 Kort- og langsigtede funktionelle kriterier

Idet en kildeoprensning ikke har øjeblikkelig virkning på koncentrationerne i grundvandsmagasinet kan kvalitetskriterierne herfor ikke anvendes direkte i planlægningen af kildeoprensningen. For at kunne opstille et operationelt oprensningskriterium for kildeområdet er det derfor nødvendigt at opstille et afledt funktionelt kriterium for kildeområdet, hvor effekten af oprensningen måles på kort sigt.

Af denne grund er det hensigtsmæssigt at anvende to komplementære funktionelle oprensningskriterier i tilfælde af kildeoprensning (Lemming og Bjerg, 2011):

1. **Langsigtet oprensningskriterium**, der sigter mod overholdelse af et kvalitetskrav i grundvandszonen. Måles typisk som en grundvandskoncentration ($\mu\text{g/l}$). I tilfælde af at kontrolpunktet er defineret som det indvundne vand i en indvindingsboring (jf. KP_{RECP} på Figur 2.1) kan det være fordelagtigt at definere kriteriet som en maksimalt tilladelig flux ($\text{kg}/\text{år}$).
2. **Kortsigtet oprensningskriterium** for kildeområdet, som sigter mod at nedbringe forureningsbelastningen i kildeområdet til et niveau der sikrer, at det/de langsigtede kriterier bliver overholdt i fremtiden. Kan opgøres som total- eller vandkoncentrationer (mg/kg eller $\mu\text{g}/\text{l}$) i kildeområdet, masseflux fra kildeområdet ($\text{kg}/\text{år}$) eller massereduktion (kg eller $\%$).

På denne baggrund kan det kortsigtede kriterium betragtes som stopkriterium for oprensningen i kildeområdet, mens det langsigtede kriterium gælder for den efterfølgende monitoring i grundvandszonen.

Opstilling af kortsigtede oprensningskriterier kan være relativt kompliceret, da de udover de langsigtede kriterier afhænger af, hvordan stoftransport, -spredning og nedbrydning foregår fra kildezonen til det valgte kontrolpunkt.

I tillæg til oprensningskriterier kan der defineres **alarmkriterier**, der beskriver hvilke forureningsniveauer i grundvandet, der er uacceptable og derfor bør føre til, at der sættes ind med yderligere indsats i form af en afværgepumpning, supplerende monitoring eller lignende. Størrelsen af alarmkriterier kan eksempelvis fastsættes ud fra et estimat af den maksimalt tilladelige forureningsflux, der kan garantere at grundvandskvalitetskriterier er overholdt i en nedstrøms indvindingsboring.

2.4 Fastlæggelse af kontrolpunkt

Af Miljøstyrelsens vejledning nr. 6 fremgår det, at udførelsen af en risikovurdering samt eventuelle efterfølgende afværgeforanstaltninger skal sikre, at grundvandsressourcen bevares ren, svarende til at grundvandskvalitetskriterierne er overholdt (Miljøstyrelsen, 1998). Det tilstræbes således, at indvindingsboringer kan placeres uden begrænsninger og indvinde rent grundvand.

Som retningslinje for den offentlige indsats over for en grundvandstruende forurening er det i Miljøstyrelsens vejledning angivet, at kvalitetskriteriet skal være overholdt 100 m nedstrøms forureningen eller efter maksimalt et års strømning i det første betydende grundvandsmagasin (Miljøstyrelsen, 1998). Vejledningen fastsætter derved oprensningens kontrolpunkt og den tilladte koncentration i kontrolpunktet, og har været grundlag for arbejdet i nærværende rapport.

Vejledningen pointerer desuden, at der kan være forhold, der betinger, at det er hensigtsmæssigt at grundvandskvalitetskriterierne er overholdt for sekundært grundvand. Dette kan f.eks. være i tilfælde med direkte kontakt mellem magasinerne længere nedstrøms eller i områder, hvor det sekundære magasin kan være anvendeligt til vandforsyningsformål.

Imidlertid kan der være lokale hensyn, der taler for, at det kan være relevant at se på andre kontrolpunkter end anbefalet i den generelle vejledning. Såfremt en afværgeindsats har til formål at genskabe forholdene inden et spild vil et kontrolpunkt i selve kildeområdet eller i grundvandszonen umiddelbart under kilden kunne være hensigtsmæssigt. Eller såfremt indsatsen udføres af hensyn til kvaliteten af det indvundne drikkevand på et konkret vandværk,

kunne det være hensigtsmæssigt at lægge kontrolpunktet i en afstand der svarer til placeringen af nærmeste indvindingsboring.

I de tilfælde hvor en forurener har fået et påbud om at gennemføre oprensning, skal kontrolpunktet i grundvandet flyttes ind under det forurenede område, da det som udgangspunkt gælder, at den pågældende forurening skal fjernes, sådan at området bringes tilbage til situationen før forureningen skete, eller sådan at en eventuel efterladt restforurening hverken på kort eller lang sigt udgør en risiko for miljøet.

Fastlæggelse af kontrolpunkt beror dermed på en konkret vurdering af oprensningens formål, risikobilledet og de hydrogeologiske forhold i hvert enkelt tilfælde, og der kan inddrages en vurdering af naturlige processer, som dæmper forureningens styrke eller koncentration. Nærværende rapport har fokuseret på placering af kontrolpunkt i henhold til Miljøstyrelsens vejledning, og de beskrevne regneeksempler og anvendte beregningsværktøjer har taget udgangspunkt heri.

2.4.1 Nomenklatur

I denne rapport er der fastlagt en nomenklatur for de forskellige kontrolpunkter (KP), som er fysiske punkter, hvor det er muligt at ”kontrollere” koncentrationen ved udtagelse af prøver. Hertil kommer en række punkter, beregningspunkter (BP), der er nødvendige at definere, for at kunne foretage diverse beregninger, men som ikke i praksis kan prøvetages.

Det kontrolpunkt i en given receptor, hvor det langsigtede kvalitetskrav (fx et grundvandskvalitetskrav) skal være overholdt kaldes KP_{REPT} . Kontrolpunkterne lige under forureningskilden i hhv. et sekundært og et primært magasin hedder hhv. KP_{SM} og KP_{PM} (hvis der er flere magasiner kan kontrolpunkterne nummereres med 1,2, osv.). Endelig kaldes kontrolpunktet i kilden, KP_{kilde} - som altså er der, hvor det kortsigtede oprensningskriterium skal være overholdt. Hertil kommer et eller flere beregningspunkter B1, B2 osv. Figur 2.1 illustrerer placeringen af kontrolpunkterne.

3 Overblik over nuværende praksis

Dette kapitel indeholder en bred vifte af oplysninger om den nuværende praksis for opstilling af oprensningskriterier. Størstedelen af kapitlet (afsnit 3.1-3.2) omhandler datagrundlag og resultater af en spørgeskemaundersøgelse om praksis for opstilling af oprensningskriterier i Danmark. Herefter følger en gennemgang af eksisterende værktøjer til opstilling af oprensningskriterier i nogle specifikke situationer (afsnit 3.3-3.4) og til slut gives en kort introduktion til international praksis på området (afsnit 3.5).

3.1 Erfaringsopsamling

Der er udført en erfaringsopsamling på det arbejde, der i tidligere sager er gjort i forhold til at fastsætte oprensningskriterier i relation til Miljøstyrelsens krav samt niveauet af dokumentation. Opsamlingen anvendes til dels at skabe overblik over den nuværende praksis og dels til at udpege eventuelle tendenser, der via præcedens kan danne grundlag for anbefaling af nogle generelle retningslinjer for dokumentation.

I opsamlingen har det været vigtigt at skelne mellem hvilke typer oprensningskriterier, der er tale om, da de afgør placeringen af de kontrolpunkter, kriterierne er rettet imod. I forhold til funktionelle oprensningskriterier skelnes i denne rapport mellem hhv. kortsigtede og langsigtede kriterier, som defineret i kapitel 2.

3.1.1 Metode

En erfaringsopsamling på de anvendte eller planlagt anvendte oprensningskriterier kræver et meget stort manuelt arbejde for hver enkelt sag, da disse ikke er inddateret f.eks. i regionernes databaser. Der er derfor foretaget en opsamling via en systematiseret spørgeskemaundersøgelse. Spørgeskemaet har været målrettet til sager, hvor regionerne har gennemført oprensning (eller påtænker dette). Skemaet er ligeledes anvendt til private oprensningssager, som regionen har fulgt tæt, herunder OM-sager. Spørgeskemaet blev rundsendt til en kontaktperson i hver region, som har indsamlet oplysninger fra de relevante projektledere i regionen.

For at opnå så bred en erfaringsopsamling som muligt, er spørgeskemaet opstillet med et overskueligt antal spørgsmål og så vidt muligt med svarmuligheder i form af valg på rullelister, med mulighed for at supplere med uddybende tekst. Der har ikke været restriktioner på hvilke typer af lokaliteter, der medtages, f.eks. vedr. geologiske forhold og forureningstyper.

Spørgeskemaet er opdelt i fire hoveddele:

- Indledende spørgsmål om lokaliteten og den konceptuelle model med henblik på at skabe overblik over lokalitetstyperne og deres repræsentativitet.
- Risikovurdering og startkriterier for oprensning, dvs. overvejelserne bag påbegyndelsen af oprensning.
- Stopkriterier for oprensning, dvs. hvilke mål der skal opfyldes for at oprensningen kan afsluttes. Disse kriterier relaterer sig til oprensningskriterierne defineret i kapitel 2.
- Dokumentationskrav for oprensningen.

De udfyldte spørgeskemaer er vedlagt som bilag 1.

3.1.2 Omfang og gyldighed af undersøgelse

Der er afgivet i alt 21 besvarelser på spørgeskemaet. Fordelingen på primære forureningsstoffer i forhold til hhv. regioner og landsdele er opsummeret i Tabel 3.1 og Tabel 3.2.

Tabel 3.1 Afgivne besvarelser i spørgeskemaundersøgelse, fordelt på regioner og primære forureningsstoffer.

Fordeling af oprydningssager i regionernes samlede grundvandsrettede indsats i 2009 (Miljøstyrelsen, 2011a).

	Chlorede opløsningsmidler	Oliekomponenter/ BTEX/MTBE	Pesticider	I alt
Region Nordjylland	-	-	-	-
Region Midtjylland	1	-	-	1
Region Syddanmark	5	4	1	10
Region Sjælland	4	1	1	6
Region Hovedstaden	4	0	-	4
I alt	14	5	2	21
I alt %	67 %	24 %	10 %	100 %
Fordeling af samlet indsats i 2009 [#]	74 %	22 %	2 %	98 %

Tabel 3.2 Afgivne besvarelser i spørgeskemaundersøgelse, fordelt på landsdele og primære forureningsstoffer.

	Chlorede opløsningsmidler	Oliekomponenter/ BTEX/MTBE	Pesticider	I alt
Jylland	3	1	1	5
Fyn	3	3	-	6
Sjælland	8	1	1	10
Øvrige øer	-	-	-	-
I alt	14	5	2	21

Fordelingen af afgivne svar mellem regionerne afspejler ikke nødvendigvis den generelle fordeling af oprydningssager, men er nærmere et udtryk for de tidsmæssige ressourcer de enkelte regioner har haft til deltagelse i undersøgelsen. Det lader til, at den overvejende del af sagerne hører til ”de større sager”, hvor der både har været tid og økonomi til at overveje oprydningsskriterier. Således kan resultaterne af undersøgelsen ikke betragtes som repræsentativt for de danske forhold. Undersøgelsen kan dog give et fingerpeg om den aktuelle praksis og udpege eventuelle tendenser.

Fordelingen af forureningskomponenter blandt de afgivne besvarelser stemmer rimeligt overens med fordelingen i den offentlige indsats overfor grundvandstruende forureninger i 2009 (Tabel 3.1 nederst), hvor dog chlorede opløsningsmidler er lettere underrepræsenteret, og pesticider er overrepræsenteret i undersøgelsen.

3.2 Resultater af spørgeskemaundersøgelse

Gennemgangen af resultater er delt op i dels startkriterier, stopkriterier og dokumentationskrav.

3.2.1 Startkriterier

Startkriterierne for oprensning er de beslutninger, der ligger bag påbegyndelsen af oprensning, og relaterer sig til størrelsen af den påviste forurening i forhold til sårbarheden og vigtigheden af den truede grundvandsressource.

Undersøgelsen viser, at startkriterierne kun sjældent beror på Miljøstyrelsens vejledende afstandskrav for overholdelse af grundvandskriterierne på 1 års strømning eller 100 m. Således er dette kun indrapporteret i to af de 21 sager. Risikovurdering og beslutning om oprensning udføres i stedet i forhold til grundvandsressourcen som helhed og/eller nedstrøms eller nærliggende indvindingsboringer.

Det er således i høj grad vurdering af de konkrete trusler, der ligger til grund for oprensningerne. Det er i flere tilfælde oplyst, at man ikke ville være bundet til at opfylde vejledningens 1 års afstrømning/100 m grænse, og at de valgte oprensningsmetoder er vurderet som de bedste ud fra en samlet miljømæssig vurdering.

3.2.2 Stopkriterier

Stopkriterierne for oprensning er de mål, der skal opfyldes, for at oprensningen kan afsluttes. Disse kriterier relaterer sig til oprensningskriterierne defineret i kapitel 2 (opsummeret i boks 3.1).

Boks 3.1. Definition af oprensningskriterier.

Absolutte kriterier beskriver de overordnede mål med en oprensning i forhold til samfundsmæssige værdier, herunder beskyttelse af økosystemer, sundhed eller grundvandsressourcer.

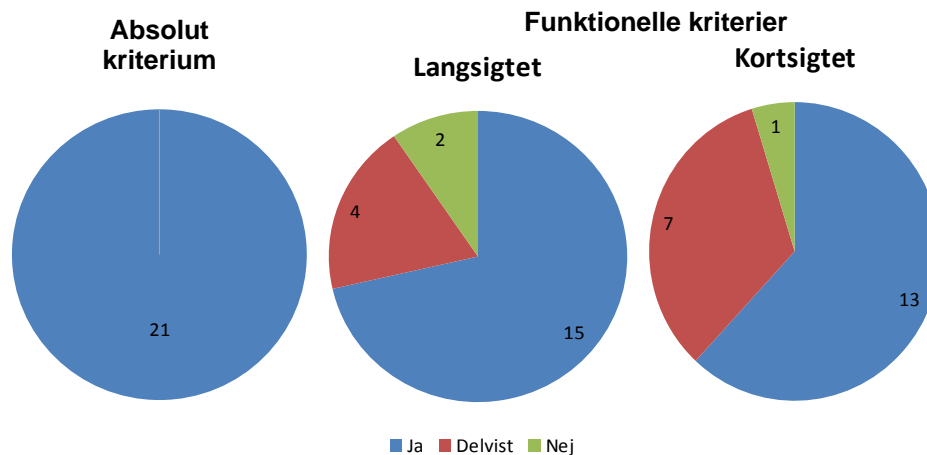
Funktionelle kriterier beskriver, hvorledes hvert absolut kriterium opnås. Et funktionelt kriterium skal relateres til et kvantificerbart resultatmål som kan måles i felten, eller deles op i flere målbare sekundære kriterier.

Et **langsigtet** funktionelt kriterium kan fx være overholdelse af grundvandskvalitetskriteriet 100 m nedstrøms forureningen

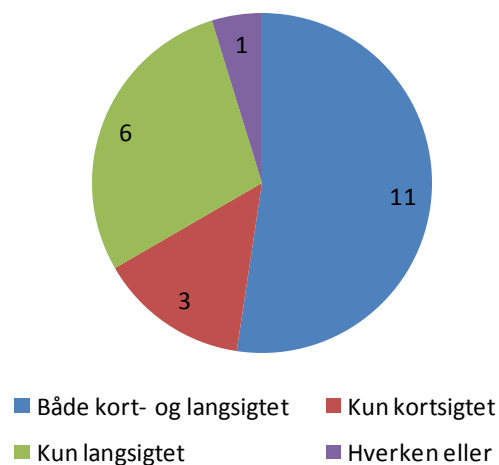
Et **kortsigtet** funktionelt kriterium kan fx være den maksimalt tilladte jordkoncentration i kildeområdet efter endt oprensning

Figur 3.1 viser en oversigt over i hvilket omfang der er opstillet absolutte og hhv. lang- og kortsigtede funktionelle oprensningskriterier for de 21 sager. I Figur 3.2 er vist, hvordan de kort- og langsigtede kriterier er kombineret.

Af Figur 3.1 tv. fremgår, at der er opstillet absolutte kriterier for samtlige sager. Dette er ikke overraskende, da oprensningerne ellers ikke ville have et formål. Jævnfør projektets afgrænsning er det absolutte kriterium i alle sagerne at beskytte grundvandsressourcerne.



Figur 3.1. Oversigt over typer af oprensningskriterier for de afgivne besvarelser.



Figur 3.2. Oversigt over hvordan de funktionelle kriterier er kombineret for de afgivne besvarelser. Det forudsættes at der er defineret kriterier, såfremt der er svaret "Ja" eller "Deltvist", jf. Figur 3.1.

Der er opstillet funktionelle kriterier for alle sager undtagen én. Denne ene sag er oplyst at være startet som et teknologiudviklingsprojekt, som er kørt videre i flere trin, hvor der aldrig rigtigt er opstillet stopkriterier.

Der er opstillet både kort- og langsigtede funktionelle kriterier, som anbefalet i afsnit 2.3, for lidt over halvdelen af sagerne.

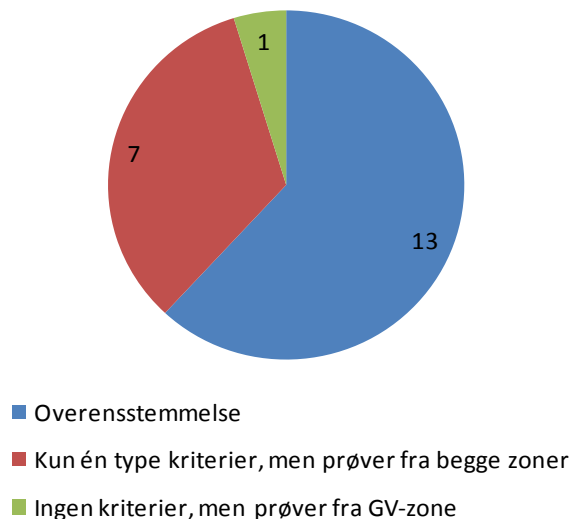
De langsigtede kriterier fordeler sig i to forskellige grupperinger; ca. halvdelen sigter mod overholdelse af kvalitetskriterierne i grundvandsmagasinet (eller efter 1 års/100 m transporttid heri), og den anden halvdel sætter et effektmål for oprensningen, som man vurderes reali-

stisk at opnå (fx overholdelse af kvalitetskriterier på et nedstrøms vandværk eller reduktion af fluxen til en bestemt størrelse).

De kortsigtede kriterier er fastsat meget forskelligartet afhængigt af afværgemetoden og de lokale forhold. På de fleste sager indgår hånd- eller modelberegninger fra grundvandszonen tilbage til kildeområdet som et element i opstillingen af kriterierne, mens man på andre sager har specificeret fjernelse af fri fase eller reduktion til en bestemt jordkoncentration som målet. En specifik valgmulighed i spørgeskemaet var, at det kortsigtede kriterium er transformeret (dvs. tilbageregnet) fra det langsigtede. Dette har ingen anført som svar, selvom der er indikationer på, at det reelt er det der er foregået på flere sager. Dette kan antyde, at formuleringen *transformation af krav* opfattes som noget mere komplekst end den tilbageberegning, der reelt er tale om.

3.2.3 Dokumentation af oprensningskriterier

Den sidste del af spørgeskemaet er en opsamling på, hvad der er gjort for at dokumentere de opstillede oprensningskriterier. Indberetningen er delt op i dokumentation for dels kildeområdet (iht. de kortsigtede kriterier) og grundvandszonen (iht. de langsigtede kriterier). I 18 ud af de 21 sager er der udtaget prøver fra begge zoner, selvom der kun er oplyst at være opstillet begge typer kriterier for 11 af sagerne, jf. Figur 3.2. Relationen mellem typer af opstillede funktionelle oprensningskriterier og dokumentationsprøver fremgår af Figur 3.3.



Figur 3.3. Oversigt over relationen mellem typerne af funktionelle oprensningskriterier og dokumentationsprøver. Med overensstemmelse menes, at der udtages prøver fra kildeområdet til dokumentation af kortsigtede kriterier og/eller prøver fra grundvandszonen til dokumentation af langsigtede kriterier.

Figur 3.3 viser, at der i 8 ud af de 21 sager udtages prøver fra kildeområdet eller receptorer, som der ikke formelt er opstillet oprensningskriterier for. Under forudsætning af at der ikke er tale om misforståelse af spørgsmålene kan dette tyde på, at der mere eller mindre bevidst opereres med begge typer funktionelle kriterier, selvom det ikke er indberettet, eller fordi man vil være på den sikre side vedr. dokumentationen.

Mængden, typen og frekvensen af dokumentationsprøver er i øvrigt meget forskellig og afhænger af oprensningsmetoden og de lokale forhold. Ud fra det begrænsede datasæt kan der ikke konkluderes noget generelt vedrørende disse til fremtidige anbefalinger.

3.2.4 Opsamling på spørgeskemaundersøgelse

Såfremt de 21 gennemgåede sager repræsenterer en tendens indenfor behandlingen af oprensningssager i Danmark kan det sammenfattes, at der arbejdes med en vis systematik i opstillingen af oprensningskriterier. Det skal dog erindres, at de 21 sager hovedsageligt repræsenterer større sager, hvor der alt andet lige må forventes en større grad af stillingtagen til oprensningskriterier.

Motivet for igangsættelse af en forureningsoprensning er sjældent overskridelse af kravværdierne 1 år afstrømning eller 100 m nedstrøms forureningen jf. Miljøstyrelsens vejledning, men bygger i højere grad på en konkret vurdering af truslen overfor vandressource eller indvinding.

Der arbejdes i stort set alle sager med funktionelle oprensningskriterier, men kun i lidt over halvdelen er der både formuleret kortsigtede og langsigtede kriterier. Omfanget af dokumentationsprøver tyder imidlertid på, at der er datagrundlag for begge typer af kriterier i et større antal af sagerne, end det er indrapporteret. Med lidt mere systematik i formuleringen af funktionelle kriterier kan det således ikke udelukkes, at der på nogle sager kan opstilles klarere oprensningsmål med den samme type datagrundlag.

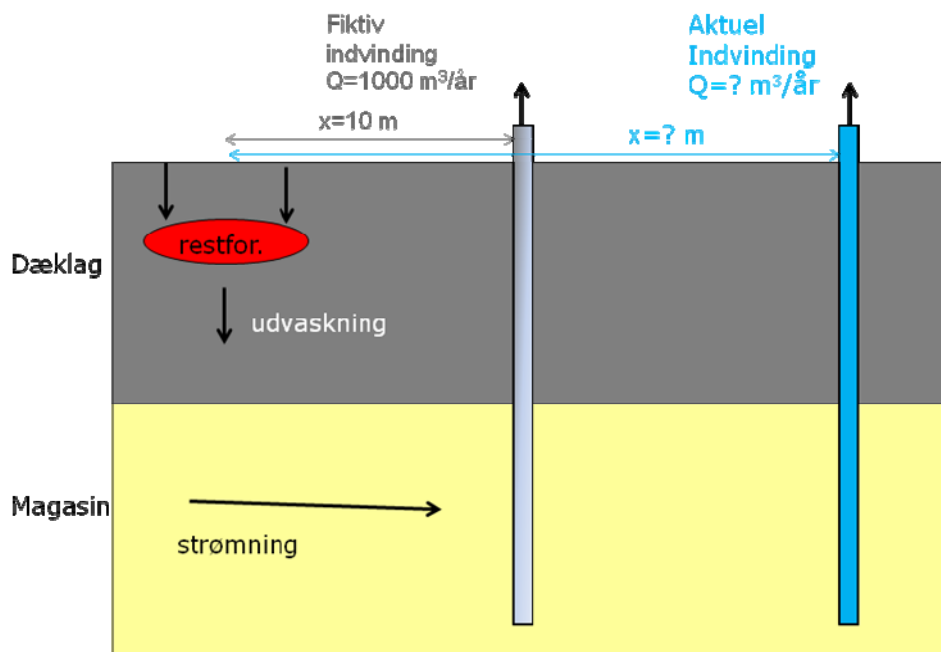
Spørgeskemaundersøgelsen konkluderer imidlertid kun på *typen* af dokumentation og ikke *mængden og frekvensen*. For in-situ oprensningsprojekter er det tidligere vurderet, at der ofte foretages utilstrækkelig dokumentation (Miljøstyrelsen, 2008). Spørgsmålet om dokumentation behandles yderligere i afsnit 5.5.

3.3 Bagatelgrænseværktøj for restforureninger

Region Sjælland har arbejdet systematisk med transformation af langsigtede funktionelle krav i grundvandszonen til kortsigtede krav i kildezonen ved vurdering af restforureninger af olie og benzin, og tankegangen bag dette gennemgås i det følgende afsnit. En restforurening skal forstås som den forurening der bliver efterladt efter en oprensning.

I erkendelsen af, at JAGG-beregninger i visse tilfælde kan give en overestimering af grundvandsrisikoen fra efterladte restforureninger af olie og benzin har Region Sjælland fået udviklet et regnearksbaseret værktøj, der hjælper med standardiserede vurderinger af bagatelgrænser for sådanne forureninger (Region Sjælland, 2009).

I modsætning til JAGG er bagatelgrænseværktøjet baseret på flux, varighed og opblanding i indvindingsboringer. I modellen antages at en restforurening er efterladt i den umættede zone (dæklaget). Restforureningen bliver udvasket med nedbøren og kan sive ned igennem dæklaget til grundvandsmagasinet, hvor det kan påvirke grundvandskvaliteten i en nedstrøms indvindingsboring som vist på Figur 3.4.



Figur 3.4. Konceptuel model for bagatelgrænseværktøj (Region Sjælland, 2009).

For at vurdere risikoen overfor grundvandet som en ressource, og ikke kun overfor en specifik indvindingsboring, er værktøjet udarbejdet, så det automatisk beregner for en fiktiv fremtidig indvindingsboring, der ligger meget tæt på forureningen. Værktøjet foretager også en JAGG beregning baseret på trin 1, hvor udvaskningen igennem dæklaget bliver opblandet i de øverste 0,25 m af grundvandsmagasinet. Værktøjet er programmeret til at vælge den laveste beregnede koncentration som output.

Modellen giver endvidere mulighed for at lave mere eller mindre konservative beregninger, da brugeren kan vælge processer som sorption og nedbrydning til og fra.

Idet værktøjet er beregnet til risikovurdering af veldokumenterede restforureninger, er det ikke egnet til opstilling af oprensingskriterier inden afværge. Principperne i værktøjet kan dog anvendes til evaluering af kortsigtede oprensingskriterier efter et udført afværgeprojekt.

3.4 Miljøstyrelsesprojekt vedr. håndtering af lettere forurenede jord

DHI har for Miljøstyrelsen gennemført en række modelberegninger med det formål at opstille forslag til danske kriterier for genanvendelse af lettere forurenede jord i forbindelse med bygge- og anlægsprojekter (Miljøstyrelsen, 2009). Således har det været hensigten at vurdere, om anvendelsen af grænseværdier for faststofindhold i lettere forurenede jord af en række stoffer vil kunne give en tilstrækkelig sikkerhed for, at grundvandskvaliteten i et kontrolpunkt i en given afstand nedstrøms for et genanvendelsesprojekt ikke vil blive påvirket i et uacceptabelt omfang. Projektet har haft fokus på de stoffer, der fremgår af bekendtgørelsen om definition af lettere forurenede jord samt en række uorganiske sporstoffer i relation til deponering af jorden.

Beregningen er foretaget ved hjælp af 3 sammenkoblede modeller. Model 1, kildestyrkemodellen, beskriver stofudvaskningen fra genanvendelsesprojektet. Output fra modellen er flux og koncentration af udvaskede stoffer umiddelbart over genanvendelsesprojektets bund som funktion af tiden. Model 2, transport i den umættede zone, beskriver transporten af udledte stoffer til den mættede zone. Der tages hensyn til sorption. Output fra model 2 er flux og

koncentration af udvaskede stoffer ved grænsen til den mættede zone som funktion af tiden. Model 3, strømningssmodel i den mættede zone under genanvendelseprojektet til et fastlagt kontrolpunkt. Output fra modellen vil være koncentrationsniveauet af udvaskede stoffer i grundvandet ved kontrolpunktet som funktion af tiden. De beregnede maksimumkoncentrationer i kontrolpunktet anvendes til tilbageregning af krav til belastningen i kildeområdet.

Beregningen tager højde for fortynding og tilbageholdelse i form af sorption.

3.5 international praksis

Internationalt arbejdes der også med metodikker til opstilling af oprensningskriterier. Fx udgav det britiske Environmental Agency i 2006 en rapport, der i detaljer beskriver en trinvis fremgangsmåde, der er bygget op omkring progressiv data indsamling og vurdering (Environmental Agency, 2006). Som appendix til rapporten, er der udviklet et softwareprogram. Princippet i den britiske tilgang svarer i store træk til den metodik, der foreslås i nærværende rapport (se kapitel 5), og bygger på opstilling af en konceptuel model, definition af kontrolpunkt for oprensningen, samt definition af krav, der skal overholdes i disse kontrolpunkter. Desuden tages der højde for, om de opstillede kriterier kan opnås inden for en "rimelig" økonomi og tidshorisont.

Afhængig af vidensniveau tages der højde for fortyndingsprocesser i såvel den umættede som den mættede zone, og i særlige tilfælde kan en fortynding i det oppumpede vand også indgå i beregningerne. På tilsvarende vis, som i nærværende rapport, regnes der således "baglæns" fra et overordnet krav i en vandværksboring, et nedstrøms punkt eller lignende, til en tilsvarende "start"-koncentration i kildeområdet.

I USA er billedet meget forskelligt og afhænger i høj grad af hvem der er myndighed (kan være forskellige stater eller føderale instanser), og hvem der betaler for oprensningen (fx Superfund programmet, militæret eller private virksomheder).

I langt de fleste tilfælde styres oprensningsmålet af overordnede grænseværdier i hhv. jord og grundvand, men det bliver i stigende grad almindeligt at definere lokalitets-specifikke oprensningskriterier baseret på risikovurderinger. Sådanne lokale oprensningskriterier er sædvanligvis mindre restriktive end de overordnede, konservativt opstillede grænseværdier, men kræver til gengæld en større indsats (fx opstilling af modeller) for at overbevise myndighederne om rimeligheden i kriterierne.

Eksempler på programmer/guidelines til opstilling af risikobaserede oprensningskriterier er RBCA (Risk-Based Corrective Action) under ASTM (den amerikanske udgave af Dansk Standard) og SSG (Soil Screening Guidance) under USEPA (den amerikanske miljøstyrelse). Link til relevante hjemmesider er tilføjet referencelisten bagerst i rapporten.

4 Beregning af oprensningskriterier på typesager

Dette projekt har til formål at angive en metodik til opstilling af oprensningskriterier for små og mellemstore forureningssager, herunder tilbageregning af langsigtede funktionelle kriterier til kortsigtede. Til grundlag for metodikken er der udført tilbageregninger for fem typesager, som repræsenterer et bredt udsnit af danske forureningssager.

Tilbageberegningerne er udført på forsimplede konceptuelle modeller for at afspejle det datagrundlag der typisk findes på de små og mellemstore sager, og der er afprøvet en række forskellige offentligt tilgængelige beregningsmodeller, for efterfølgende at kunne give anbefalinger til, hvilke der er anvendelige i hvilke situationer.

4.1 Valg af typesager

For at kunne drage generelle konklusioner skal typesagerne repræsentere et bredt udsnit af de danske hydrogeologiske hovedtyper og de forureningstyper, som typisk udgør de kritiske stoffer ved oprensningsprojekter i Danmark.

4.1.1 Geologiske hovedtyper

De geologiske forhold i Danmark kan forsimplet repræsenteres ved fem hovedtyper som tilsammen dækker de overordnede typer af grundvandsmagasiner i Danmark. Hovedtyperne er inspireret af Miljøstyrelsen (2002) og er nærmere gennemgået i vejledningen i kapitel 5. De fem sager er udvalgt således, at de samlet dækker de geologiske hovedtyper, og det således afprøves at udføre transformationsberegninger for alle hovedtyperne.

4.1.2 Relevante forureningstyper

I Tabel 3.1 er vist fordelingen af kritiske stoffer i den offentlige grundvandsrettede oprydningssindsats i 2009 (Miljøstyrelsen, 2011a). Grundvandsindsatsen retter sig primært imod chlorerede opløsningsmidler og i mindre grad olie og benzin. På denne baggrund er det valgt, at de fem typesager omfatter tre sager med chlorerede opløsningsmidler og to olie/benzin-sager. Valget afspejler desuden målgruppen af små- og mellemstore sager i dette projekt. Der er ikke medtaget sager med pesticider, da der er udført meget få konkrete oprensninger med pesticider.

4.1.3 Udvalgte typesager

På baggrund af ovennævnte kriterier, samt et ønske om at typesagerne repræsenterer både Jylland, Fyn og Sjælland, har projektgruppen udvalgt fem relativt veldokumenterede sager, præsenteret i Tabel 4.1.

Tabel 4.1 Udvalgte typesager til case-beregninger, listet efter stigende grad af geologisk og hydrogeologisk kompleksitet.

Sag	Primære forureningsstof	Konceptuel model	Region (landsdel)
Fladhøjvej, Rødekro	Tetrachlorethylen (PCE)	Fri fase PCE i umættet og mættet sand. Adskilt fra dybere sandlag af silt/lerlag med sandvinduer.	Syddanmark (Sønderjylland)
Vesterågade, Kolind	Olie, BTEX	Spredning via frit vandspejl i en dyb formation af smeltevandssand- og grus med få indslag af moræner	Midtjylland (Djurs)
Møllemarksvej, Ruds Vedby	Benzin, MTBE	Fri fase benzin i sekundært sandmagasin, adskilt fra primært sandmagasin af et lerlag.	Sjælland (Vestsjælland)
M.W. Gjøesvej, Reerslev	Tetrachlorethylen (PCE)	Forureningskilde i umættet matrix i moræner. Herunder et sekundært sandmagasin, et lerlag og primært magasin tilknyttet kalk.	Hovedstaden (Sjælland)
Rugårdsvej, Odense	Dichlorethylen (cis-DCE)	Forureningskilde i mættet matrix i moræner. Herunder et sekundært sandmagasin, et lerlag og primært magasin tilknyttet sand.	Syddanmark (Fyn)

4.2 Konceptualisering og beregning

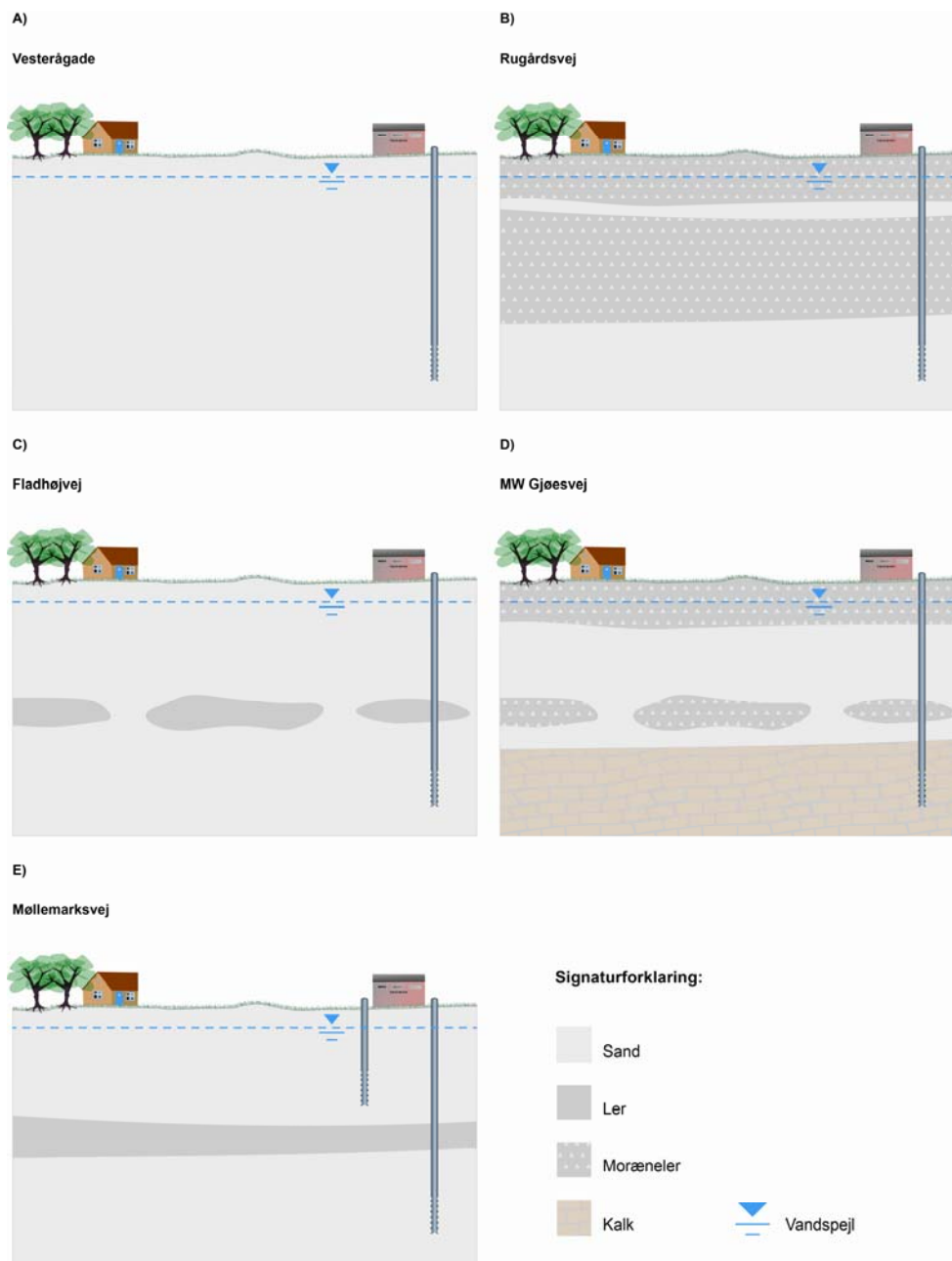
Tilbageregningen af et oprensningskriterium i et nedstrøms beliggende kontrolpunkt til et kriterium gældende for kildeområdet sker i princippet ved en ”baglæns” beregning fra den kendte værdi i det endelige kontrolpunkt.

I små og mellemstore sager er det ikke realistisk at opstille en avanceret numerisk stoftransportmodel til at regne på dette. Det er derfor oftest nødvendigt at forsimple den ofte komplekse hydrogeologiske virkelighed til et system, det er muligt at regne på via mere simple analytiske stoftransportberegninger. De 5 geologiske hovedtyper, som er anvendt til systematisering af de fem forureningssager, kan ses på Figur 4.1.

De mulige spredningsveje fra forureningskilden til receptoren er vurderet ud fra undersøgelsesgrundlaget, og der er herefter opstillet en simpel model, som via en række beregningstrin kan beskrive transport og processer fra kilde til endeligt kontrolpunkt.

4.3 Anvendte beregningsmodeller

I en gennemgang af de tilgængelige analytiske beregningsværktøjer er det erfaret, at der på nuværende tidspunkt ikke findes én model, der på tilfredsstillende vis kan anvendes til stoftransportberegningerne for hele transportvejen fra kilde til receptor for alle de fem hydrogeologiske hovedtyper. Der er derfor udvalgt en række modeller, som hver især kan anvendes i forskellige led af beregningen, og i forskellige kombinationer og deres anvendelighed er afprøvet på typesagerne.



Figur 4.1. Geologiske hovedtyper og angivelse af typesageres fordeling på hovedtyperne. Flere af typesagerne kan passe på flere af de geologiske hovedtyper.

I afprøvningen af mulige beregningsmodeller er der taget udgangspunkt i offentligt tilgængelige modeller, herunder den danske JAGG model (version 1.5), DTU's V1D-model til vertikal mættet 1-dimensional transport (Chambon, 2011b) samt de udenlandske modeller RISC4, ConSim og REMChlor. De forskellige modellers opbygning og anvendelsesområde er beskrevet i bilag 2 og er opsummeret i Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Afprøvede analytiske risikovurderingsmodeller til tilbageregning af krav fra grundvandszone til kildeområde. Oversigten bygger på oplysninger fra Troldborg (2010) og bilag 2.

	ⁱ⁾ JAGG 1.5	ⁱⁱ⁾ REMChlor	ⁱⁱⁱ⁾ RISC 4	^{iv)} ConSim	^{v)} DTU VID
Generelt					
Formål/output: Konc. i kontrolpunkt (KP) Naturlig nedbrydning (NA) Massereduktion (MR) Masseflux (MF)	KP	KP NA MR MF	KP NA MR MF	KP NA MR	KP NA
Stationær (S), Transient (T)	S	S T	S T	S T	S T
Indbygget database	X		X	X	
Indbygget usikkerhedsvurdering			X	X	
Kildebeskrivelse					
Antal kildemoduler	2	1	3	2	3
Kildestyrkefunktion: Konstant (K), Aftagende (A), Puls (P), Brugerdefineret (B)	K	K A P	K A P	K A B	K A P
Residual fri fase		X	X	X	
Umættet zone					
Infiltration	X		X	X	
Diffusion i gasfase					
Diffusion/dispersion i vandfase			1D	1D	
Nedbrydning			X	X	
Sorption			X	X	
Sprækketransport				X	
Mættet zone					Vertikal transport
Advektion (1D)	X	X	X	X	X
Sprækketransport					X
Hydrodynamisk dispersion	1D	3D	3D	2D	X
Diffusion, alene					X
Nedbrydning: Første ordens (F) Sekventiel (S) Flere nedbrydningszoner (Z)	F	F S Z	F	F	X F
Sorption	X	X	X	X	X
Opblandingsdybde	0,25 m	Indtastes	Beregnes	Beregnes	

i) JAGG 1.5 er Miljøstyrelsens risikovurderingsmodel (Miljøstyrelsen, 1998).

ii) REMChlor er udviklet af Clemson University for US EPA (Falta et al., 2007)

iii) RISC4 er en kommerciel risikovurderingsmodel (Spence, 2001)

iv) ConSim er en kommerciel risikovurderingsmodel udviklet for UK Environment Agency (Davison and Hall, 2010)

v) DTU VID er udviklet af DTU Miljø (Chambon et al., 2011a,b)

4.4 Resultater og erfaringer af beregninger på typesager

Konceptualiseringen og resultaterne af modelberegningerne for hver af de fem typesager findes i bilag 3. Kun få beregningsmodeller kan ”regne baglæns” fra en koncentration i et nedstrøms kontrolpunkt til en koncentration i kildeområdet. I praksis udføres den ønskede tilbageregning derfor ved en iterativ proces, hvor man ved en række forlæns beregninger fra kildeområdet ender med en kildekonzentration, der resulterer i overholdelse af kvalitetskra-

vet i det nedstrøms kontrolpunkt. RISC4-modellen har dog et indbygget modul, som kan udføre den baglæns beregning.

4.4.1 Sammenligning af modeller

Brugervenlighed

Generelt fremstår de afprøvede modeller brugervenlige. Specielt mht. brugervenligheden gælder at RISC4 kan foretage en baglænsberegning, således at man ikke behøver at lave mere end én kørsel, hvor man i de andre modeller er nødt til iterativt at komme frem til et korrekt stopkriterium. REMChlor er meget let at bruge og ændre parametre i, da der kun er én inputside. Man slipper således for at skulle igennem flere rullemenuer eller indtastningssider, hvilket betyder en del hvis modellen skal køres mange gange.

DTU VID er også meget let at bruge, da den er Excelbaseret med et enkelt inputark. Modellen indeholder dog flere konceptuelt forskellige beregningsmodeller, der kræver en del baggrundsforudsætninger at anvende.

ConSim er ikke ideel til dette formål, fordi opsætningen er meget kompliceret med mange forskellige inputsider og rullemenuer, som skal justeres for at man kan få det ønskede output.

Beskrivelse af forureningskilden

RISC4, ConSim og REMChlor giver mulighed for at regne på forureningskilder, hvor massen i kilden aftager som følge af udvaskning. Ved denne type kildebeskrivelse regnes der typisk med en lineær sammenhæng mellem massen og koncentrationen, hvilket ofte er en passende approksimation (Troldborg, 2010). Ved tilstedeværelse af fri fase gælder denne sammenhæng dog ikke, da udvaskningen i disse tilfælde er bedre beskrevet med en konstant koncentration indtil den fri fase ikke længere er til stede. I både RISC4 og ConSim sættes koncentrationen i grundvandet til opløseligheden for det tilfælde, hvor der er fri fase. REMChlor giver mulighed for at tilpasse det udtryk, der regner sammenhængen mellem masse og koncentration.

Alle modellerne giver mulighed for at regne udvaskning med konstant koncentration fra en i princippet uendelig forureningskilde. Ved denne kildebeskrivelse kan der således opnås et stationært resultat, som kan anvendes til sammenligning. Derfor benyttes denne kildetype i beregningerne på typesagerne.

Der findes to kildetyper i DTU VID modellen; én hvor forureningen ligger over det lavpermeable medium (model 1 a og b), og én hvor forureningen ligger i det lavpermeable medium (model 2).

Når der skal regnes på en forureningskilde i grundvandszonen er det kun muligt at definere dybden af forureningen i to af modellerne (RISC4 og REMChlor). I JAGG 1.5 defineres en fast opblandingsdybde på 0,25 m i grundvandszonen under kildezonen, og dette kan give et problem i tilfælde af dybt udbredte kilder, da JAGG 1.5 således vil regne på en fortynding, som allerede er sket. Dette er tilfældet i Fladhøjvej-casen, hvor det således ikke var hensigtsmæssigt at anvende JAGG1.5.

RISC4 giver mulighed for at definere en kilde, der ligger i både mættet og umættet zone, og håndterer den udveksling, der sker som følge af fluktuerende vandspejl.

Fasefordeling og fugacitet

Modellerne regner på vandkoncentrationer, men i de umættede modeller i RISC4 og ConSim kan inputkoncentrationerne gives som jordkoncentrationer. Såfremt der kun haves koncentrationer i andre medier er der i JAGG 1.5-modellen mulighed for omregning fra jord- (eller poreluft-) koncentrationer til vandkoncentrationer. En generel udfordring ved dette er, at selv små koncentrationer af mobile stoffer i jordprøver via fugacitetsberegninger i risikosammenhæng giver meget høje (ofte urealistisk høje) koncentrationer i grundvandet.

Stoftransportmodulet i alle modellerne er baseret på vandkoncentrationer. Så selv om man i nogen modeller kan benytte jordkoncentrationer vil disse blive omregnet til vandkoncentrationer i modellen vha. fugacitetsprincipperne. Resultaterne gives enten som vandkoncentrationer eller jordkoncentrationer (kun i RISC4).

I de situationer hvor der er taget både jord- og vandprøver på lokaliteten, kan det være relevant at sammenligne stopkriteriet med begge typer af koncentrationer. Det vil så være mest konservativt at benytte den beregning, hvor der opnås den største oprensningsgrad. Dette vil i de fleste tilfælde give forskellige oprensningsgrader, da målte koncentrationer på jordprøver og vandprøver sjældent vil vise den samme koncentration når de omregnes via fugacitetsprincipperne. Modelresultaterne vil altid vise den samme koncentration bare i forhold til hhv. jord og vand.

For typesagen Vesterågade er der udført beregninger af nødvendig oprensningsgrad ud fra både målte vandkoncentrationer og jordkoncentrationer omregnet via fugacitet (bilag 3). Beregningerne i bilagets tabel 7 viser, at der kræves væsentligt højere oprensningsgrader, når kildestyrken baseres på jordkoncentrationerne for denne sag. Forskellen har ikke noget med modelberegningerne at gøre, da alle modellerne som nævnt regner med ligevægt mellem vand- og jordkoncentrationer, men skyldes at de målte udgangskoncentrationer ikke er samstemmende.

Umættet vertikal transport

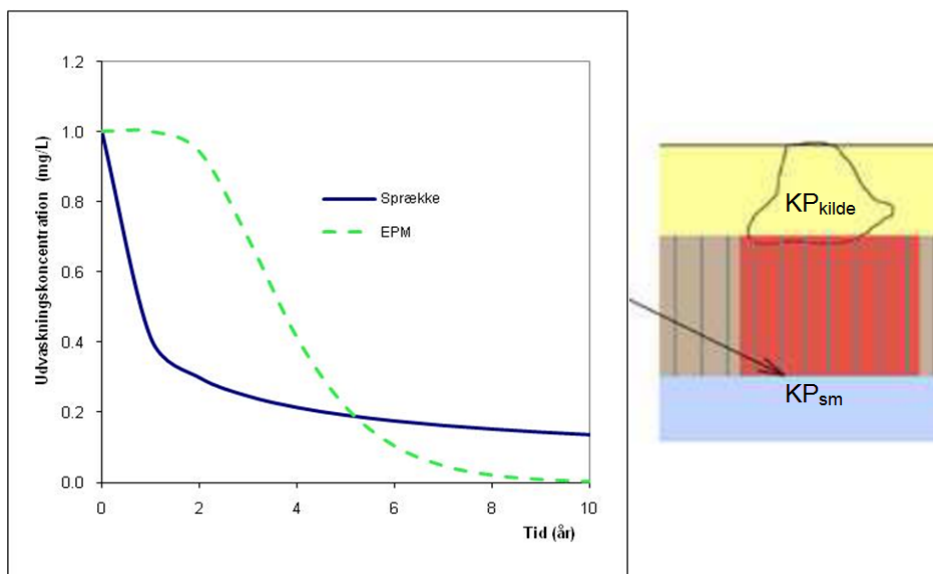
JAGG 1.5-modellen negligerer den vertikale transport fra kilde til grundvandszone, idet det i modellen antages, at koncentrationen i kilden repræsenterer koncentrationen i bunden af den umættede zone ved overgangen til den mættede zone. RISC4 og ConSim kan regne på advektion og dispersion/diffusion ned gennem en umættet zone med tilvalg af sorption og nedbrydning. Spredningen regnes 1-dimensionelt (lodret).

Mættet vertikal transport

DTU V1D er den eneste af de afprøvede modeller, der kan regne vertikal transport gennem fuldt mættede lag, og det er endvidere den eneste af modellerne, som kan regne på diffusion i vandfasen mellem sprækker og matrix.

I modellen er det muligt at regne transporten både som sprækketransport, hvor stofudvekslingen mellem sprækker og matrix medtages og som et homogent ækvivalent porøst medium (EPM).

Valget mellem at repræsentere givet dæklag ved et opsprækket eller et ækvivalent porøst medium påvirker det resulterende oprensningskriterium, idet udvaskningsforløbene bliver forskellige, hvilket er illustreret på Figur 4.2.



Figur 4.2 Eksempel på koncentration i bunden af et opsprækket medium ved hhv. en sprækkemodel og strømning i et ækvivalent porøst medium (EPM) med kildemodell 2. Til tiden $T=0$ er koncentrationen 1 mg/l i hele mediet (det røde område på figuren).

Set på et kort tidsinterval vil EPM-modellen give en højere koncentration i bunden af mediet (og dermed bevirke en højere nødvendig oprensingsgrad), mens sprækkemodellen giver anledning til en længere påvirkning. Hvilken model der kan anses som mest konservativ afhænger således af tidsskalaen. Tidspunktet hvor de to kurver krydser hinanden er afhængigt af de lokale hydrogeologiske forhold, men generelt vil det være sådan, at hvis man har med ældre forureninger at gøre ($> ca. 20$ år) vil sprækkeberegningen være den mest konservative. Dette kan hurtigt kontrolleres via en kontrolberegning med VID-modellen med lokalspecifikke data.

Yderligere er det nødvendigt at forholde sig til, at kildemodell 2 (kilden ligger i det lavpermeable lag og er diffunderet ind i matricen) i DTU VID-modellen arbejder med et konstant koncentrationsprofil fra top til bund til tiden $t=0$ (1 mg/l på Figur 4.2), og startkoncentrationen i bunden af sprækken vil således være lig koncentrationen i toppen. Det vil i princippet sige, at hvis kriteriet skal være overholdt til alle tidspunkter, kan der ikke regnes med højere koncentration i KP_{kilde} end i kontrolpunktet under sprækken (f.eks. KP_{sm}). Hvis der skal kunne regnes med en koncentrationsreduktion fra et KP_{kilde} til KP_{sm} , må der opereres med en acceptperiode, indenfor hvilken udvaskningskoncentrationen falder til et lavere niveau. Dette er yderligere behandlet i perspektiveringen i afsnit 6.3.

Forureningen i hele matrix svarer altså til ligevægt med sprækkekoncentrationen ved start. Hvis dette ikke svarer til den situation der ønskes simuleret, fx at forureningsindholdet aftager markant med dybden eller afstanden fra sprækken, må der tages højde for dette ved vurderingen af beregningsresultatet.

Ved baglænsberegning med kildemodell 1 (kilden ligger over morænelerslaget) med indtastning af en kildekonzentration, der svarer til at kvalitetskriteriet overholdes i kontrolpunktet, forsvinder den forurening, der svarer til før oprensningssituationen i matrix i morænelerspakken under kilden, og erstattes af forureningsindhold svarende til forholdene efter oprensning. Hvis der ikke renses op i morænelerspakken under kilden, vil der gå en årrække før kvalitets-

kriteriet bliver overholdt alene af denne årsag. Tidsforløbet for udvaskningsforløbet fra mønrelerspakken kan estimeres ved hjælp af kildemodell 2.

Horisontal transport

De afprøvede modeller for den mættede zone er forholdsvis ensartede i den måde de beskriver transport- og attenueringsprocesserne. Alle modellerne simplificerer den advektive grundvandsstrømning som 1-dimensionel og stationær, medregner dispersion, beskriver nedbrydning via 1. ordens kinetik og kan regne med lineær sorption.

De betydende forskelle mellem modellernes resultater ligger i dels beskrivelsen af dispersionen og opblandingsberegningen i overgangen fra vertikal til horisontal transport, hvor der sker en fortynding med en bagfra kommende grundvandsstrømning.

Ved baglænsberegning med indtastning af en kildekonzentration der svarer til at kvalitetskriteriet overholdes i kontrolpunktet, forsvinder den forurening der svarer til før oprensningssituationen i magasinet, og erstattes af en lavere koncentration der svarer til ligevægt med kildekonzentrationen efter oprensning. Hvis der ikke renses op i grundvandsmagasinet, vil der gå en årrække før kvalitetskriteriet bliver overholdt alene af denne årsag.

Opblandingsberegning

Opblandingsberegningen afhænger af den dybde af magasinet, som det nedsivende, forurenede vand forudsættes at blive opblandet i under forureningskilden, samt forholdet mellem det vertikale flow og det horisontale flow. Det er desuden vigtigt at skelne mellem mættede og umættede forhold.

I dette projekt er findes 3 scenarier hvor opblandingsdybden er relevant:

1. Når nedsivende vand fra en umættet kilde møder horisontalt strømmende vand i en akvifer.
2. Når nedsivende vand fra en mættet kilde møder horisontalt strømmende vand i en akvifer.
3. Når kilden allerede befinder sig i akviferen, og der skal angives en initial dybde af forureningen i akviferen.

Der er stor forskel mellem metoderne brugt til at regne opblandingsdybden i de forskellige modeller.

Situation 1 forekommer i RISC4, JAGG1.5 og ConSim, men beregningsmetoden er forskellig for de tre programmer. I RISC beregnes opblandingsdybden således, at den koncentration, som forlader den umættede zone, skal kunne genfindes i akviferen. Man regner således med et opblandingsvolumen mere end en opblandingsdybde. Formlen ser ud som følger:

$$d_m = \frac{I \cdot L}{v_D} \quad (4.1)$$

hvor

I er infiltrationen, L er forureningslængden i retningen af flow og v_D er Darcy-hastigheden i akviferen.

I ConSim kan brugeren selv indtaste en opblandingsdybde eller den kan beregnes som følger:

$$d_m = (0.0122 \cdot (L)^2)^{0.8} + T \left[1 - e^{-\left(\frac{L}{v_D T}\right)} \right] \quad (4.2)$$

hvor

L er forureningslængden i retningen af flow, T er akviferens tykkelse, I er infiltrationen og v_D er Darcy hastigheden.

I JAGG sættes den kildenære opblandingsdybde til 0,25 meter.

Situation 2 forekommer, når der regnes på mættet vertikalt flow i VID og efterfølgende skal regnes på mættet horisontalt flow med f.eks. RISC4, ConSim, JAGG eller REMChlor. I dette tilfælde holdes koncentrationen fra det vertikale flow ikke konstant i opblandingsvoluminet som for RISC4, men fortyndes i et volumen som bestemmes på baggrund af forureningsdybden i den pågældende akvifer, det vertikale og horisontale Darcy flow. I det tilfælde, hvor forureningsdybden ikke er kendt, kan 0,25 meter, som er anbefalet i JAGG, anvendes.

Situation 3 forekommer, når der regnes på mættet horisontal transport. I RISC4 og REMChlor indtastes en dybde over hvilken forureningen regnes konstant. I ConSim er det ikke dokumenteret, hvordan en mættet kilde spredes over dybden.

Det er vigtigt specielt for situation 2 at være klar over, hvor opblandingen sker, således at man ikke medtager opblanding to gange.

Beskrivelse af dispersion og forureningsspredning

Der er forskel på, hvordan dispersionen modelleres, fra 1-dimensionel (vertikal) i JAGG 1.5, over 2-dimensionel (langs- og tværgående) i ConSim til 3-dimensionel i RISC4 og REMChlor. Dispersion i tværgående og vertikal retning giver større fortynding og dermed større beregnede attenueringsfaktorer.

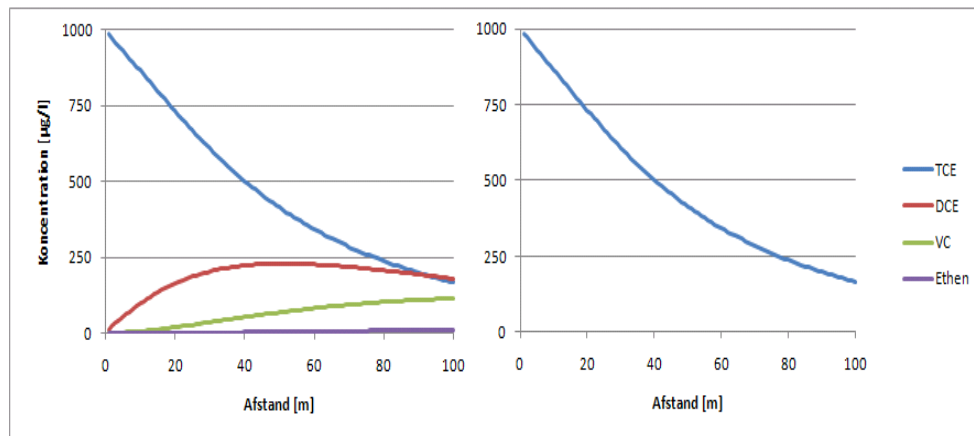
Et særligt forhold ved RISC4 og REMChlor er, at det i disse modeller ikke er muligt at angive magasinets tykkelse som en begrænsning for den vertikale udbredelse af fanen. Ved tynde magasiner er det således muligt, at modellen overestimerer fanens vertikale udbredelse og regner for stor fortynding. Dette har gjort sig gældende på Rugårdsvej, hvor et magasin med tykkelsen 1 meter ikke umiddelbart kunne modelleres med RISC4. Den generelle erfaring ved anvendelse af RISC4 på typesagerne er, at man ved magasintykkelser under 5 meter ikke bør anvende RISC4 uden at undersøge, om den vertikale spredning overstiger magasintykkelsen. En måde at undersøge dette er beskrevet i afsnit 6 i Rugårdsvej-sagen (bilag 2).

Processer

Alle modellerne kan regne med lineær sorption, som defineres af indtastede K_d -værdier eller beregnede værdier ud fra indbyggede standard-data for stoffer, jordtyper og indhold af organisk kulstof på sedimentet.

Alle modellerne kan regne med 1. ordens nedbrydning af enkeltstoffer i vandfasen defineret ud fra indtastede eller standardværdier for 1. ordens nedbrydningsrater. REMChlor kan endvidere regne sekventiel nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukterne heraf. REMChlor har dog den begrænsning, at der kun kan indtastes en startkoncentration for moderstoffet, og at startkoncentrationerne af nedbrydningsprodukter er sat til 0. Moderstoffet kan brugeren selv vælge og der kan regnes på op til fire datterprodukter. På Figur 4.3 illustreres effekten af at negligere sekventiel nedbrydning i forbindelse med stoftransport

i et grundvandsmagasin. Det ses at man ved ikke at inkludere sekventiel nedbrydning negligerer dannelsen af datterprodukterne.



Figur 4.3. Til venstre: Effekten af at regne *med* sekventiel nedbrydning, som det er muligt i REMChlor. Til højre: Effekten af *ikke* at regne med sekventiel nedbrydning. I dette tilfælde blev TCE anvendt som moderstof, datterstofferne bliver da DCE, VC og ethen. Modellen er kørt til stationære forhold.

Det kan ikke anbefales at prøve at regne en ”pseudo-sekventiel” nedbrydning i de øvrige modeller på rækken af enkeltstoffer, da der ved en sådan konstruktion ikke tages højde for dannelse/ophobning af nedbrydningsprodukter. I praksis er det også tungt at arbejde med den slags løsninger.

4.4.2 Valg af parametre

Hydrogeologiske forhold

I alle modellerne skal specificeres lokale data for de betragtede hydrogeologiske enheder. Dette drejer sig om hydraulisk ledningsevne, hydraulisk gradient og effektiv porøsitet. Generelt gælder, at høje værdier for infiltration og lave værdier for de øvrige tre parametre trækker beregningen i konservativ retning. I praksis har det vist sig vanskeligt at identificere disse parametre i typesagerne. Velbestemte værdier for hydraulisk ledningsevne er også ofte svære at finde i små og mellemstore sager, hvilket selvsagt kan føre til stor usikkerhed, da de udviser betydelige variationer. Hydrauliske gradienter for horisontal transport er typisk veldefinerede. For vertikal transport er det ofte væsentligt vanskeligere, da det ideelt kræver samholdende værdier i to dybder svarende til samme punkt i planen (x,y).

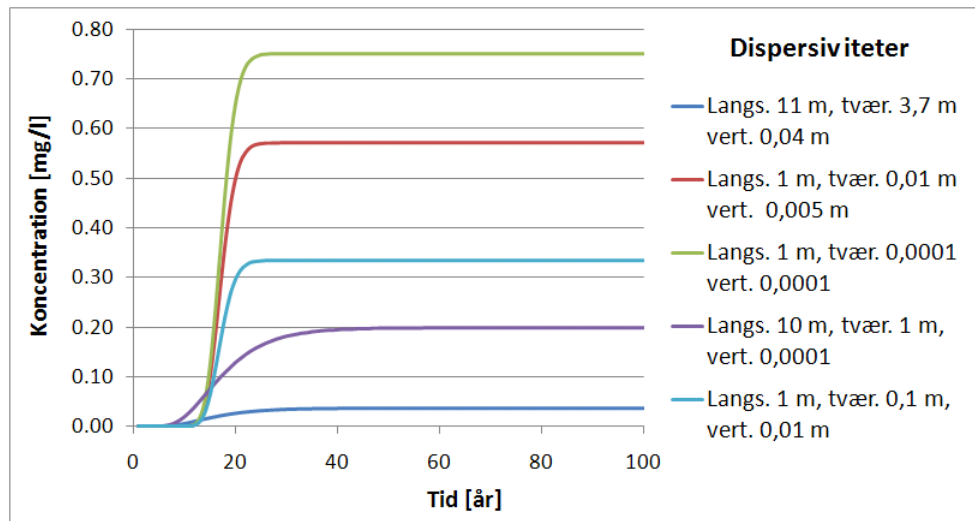
Infiltrationen benyttes i de umættede moduler i RISC4 og ConSim og kan erstatte en Darcy hastighed i DTU VID modellen. Infiltrationen er dog sjældent tilgængelig og ofte er der tale om befæstede arealer, så standarddata fra fx DK modellen skal reduceres.

Dispersion

Den beregnede dispersion er en funktion af de anvendte dispersionskoefficienter α i langsgående (x), tværgående (y) og/eller vertikal (z) retning, afhængigt af hvor mange dimensioner modellerne medtager, jf. foregående afsnit. Der kan enten anvendes indbyggede empiriske udtryk, der udregner koefficienter afhængigt af den tilbagelagte afstand eller der regnes med faste koefficienter. Sidstnævnte er dog ikke muligt i JAGG.

Det er erfaret, at der er stor usikkerhed knyttet til de empiriske udtryk og stor variation på de beregnede koefficienters størrelse i de forskellige modeller. Det kritiske er især størrelsen af de transversale og vertikale dispersiviteter, som i fx RISC 4 er urealistisk høje. De giver an-

ledning til uforholdsmæssigt stor spredning og deraf følgende fortynding (Troldborg og Lemming, 2005). På Figur 4.4 er betydningen af dispersionsberegningerne i de forskellige modeller illustreret. Her ses bl.a. resultatet af at anvende RISC4' meget høje dispersiviteter, med en resulterende meget lav koncentration til følge. Med mere realistiske værdier, bliver de resulterende koncentrationer i RISC4 mere konservative.

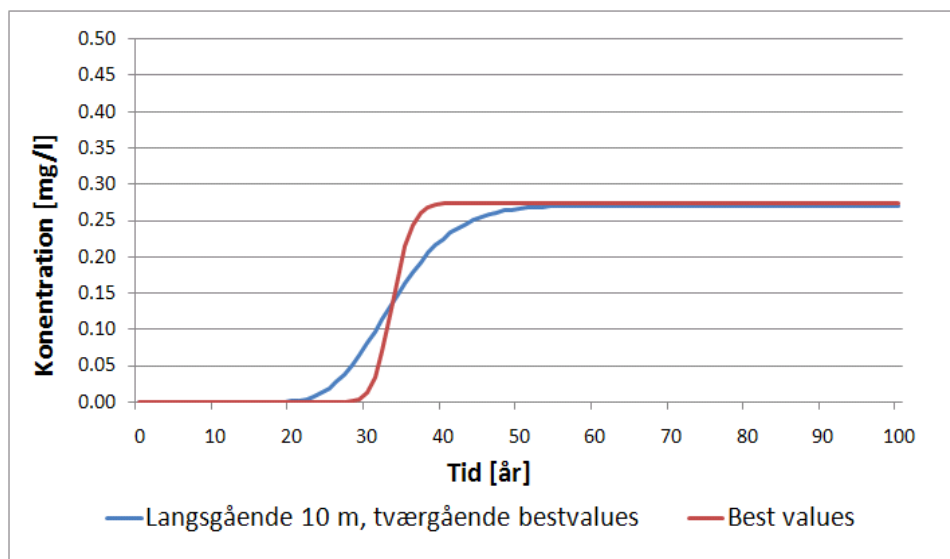


Figur 4.4. Gennembrudskurve efter 500 meter med defaultværdier for RISC4, Consim, Remchlor og JAGG 1.5 samt en best value for Risc 4 (den røde kurve). Vinylklorid er benyttet som modelstof, og der er ikke inkluderet nedbrydning. Inputkoncentrationen var 1 mg/l.

I modelarbejdet er det derfor fundet hensigtsmæssigt at arbejde med faste dispersionskoefficienter hvor det er muligt, bl.a. baseret på litteraturværdier sammenfattet i Bjerg (2008). Ved en spredningsafstand på 100 m er der således anvendt følgende dispersionskoefficienter:

$$\begin{aligned} \alpha_x &= 1 \text{ m} \\ \alpha_y &= 0,01 \text{ m} \\ \alpha_z &= 0,005 \text{ m} \end{aligned}$$

Værdierne stammer fra velkontrollerede feltforsøg i samme skala og observationer fra meget velundersøgte forureningsfaner. Idet der regnes stationært (og en-dimensionelt) og med konstant kildestyrke skal det bemærkes, at den langsgående dispersion er betydningsløs for beregningerne af attenueringsfaktorer, hvilket er illustreret på Figur 4.5. Attenueringsfaktoren er den faktor en given koncentration bliver reduceret med som følge af opblending, dispersion og nedbrydning.

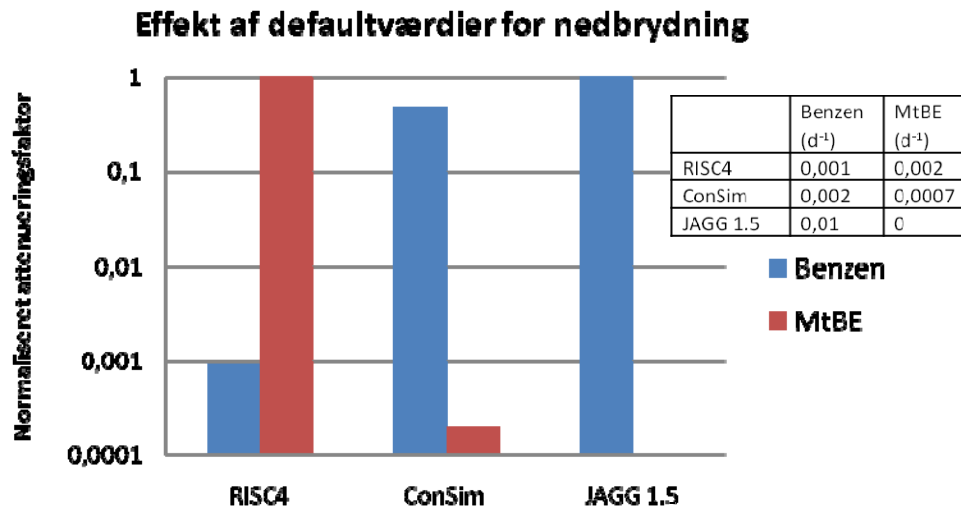


Figur 4.5. Eksempel på gennembrudskurver efter 100 m ved variation af den langsgående dispersivitet. Det ses, at den langsgående dispersivitet under stationære forhold ikke har betydning for koncentrationen. Det er kun formen på gennembrudskurven, som ændrer sig. Kurverne er modelleret i RISC4 med vinylchlorid som modelstof og der er ikke inkluderet nedbrydning. Inputkoncentrationen var 1 mg/l.

Nedbrydningsrater

De indbyggede 1. ordens nedbrydningsrater i de forskellige modeller varierer flere størrelsesordener, hvilket har stor indflydelse på attenueringsfaktoren, og dermed på oprensningsgraden. Dette gælder især på sager, hvor transporttiden er væsentlig.

I eksemplet fra Møllemarksvej er der i RISC4 gennemført 3 beregninger for transport og nedbrydning af benzen og MtBE i det sekundære magasin 100 m nedstrøms kilden ved at anvende standard nedbrydningsrater fra JAGG 1.5, ConSim og RICS4. På Figur 4.6 ses de resulterende attenueringsfaktorer (normaliseret i forhold til den højeste attenueringsfaktor) for hhv. benzen og MtBE. Det fremgår, at da benzens standardværdi i JAGG 1.5 er væsentlig højere end for de øvrige modellers værdier, bliver attenueringen meget højere (bemærk den logaritmiske skala). Omvendt er det for MtBE, hvor JAGG ikke regner med nedbrydning, men hvor fx RISC4 har en temmelig høj nedbrydningsrate. Hvis der ikke haves specifik lokal information om nedbrydningsrater, anbefales det at anvende JAGG's værdier, da disse generelt er implementeret i den danske administration. Der bør dog, ligesom det er tilfældet i forbindelse med risikovurdering, skaffes bevis for at nedbrydning faktisk foregår, hvis oprensningsgraden viser sig afhængig af denne proces.



Figur 4.6. Sammenligning af de forskellige modellers standard-nedbrydningsraters indflydelse på attenueringsfaktoren. Bemærk at der er tale om normaliserede attenueringsfaktorer, så at en højere værdi på y-aksen, betyder at effekten er stor. Alle beregninger er foretaget i RISC4 med i øvrigt ens parametre. Se desuden bilag 3.

Placering af kontrolpunkt

Det ses af følsomhedsvurderingen for Fladhøjvej-sagen i (bilag 4), at der er en relativt lille effekt af at flytte kontrolpunktet. Desuden flytter tilvalg af nedbrydning højst ca. en faktor 2. Det skal i den forbindelse bemærkes, at grundvandshastigheden på Fladhøjvej-sagen er høj (tæt på 100 m/år), og at nedbrydningsraterne for de chlorerede opløsningsmidler er relativt lave selv for anaerobe forhold. Det vil have større effekt ved større nedbrydningsrater og/eller lavere grundvandshastigheder¹ at flytte kontrolpunktet.

Processernes betydning for resultatet

Tabel 4.3 opsummerer de beregnede attenueringsfaktorer for de forskellige processer, der indgår i tilbageregning af krav fra KP_{recep} til KP_{kilde} . Sorption har ikke betydning for attenueringen, så længe der regnes stationært med en konstant kilde som i beregningseksemplerne. Det skyldes, at sorption kun er en forsinkende faktor i dette tilfælde.

Ikke alle processer er relevante i hver beregning; de relevante processer afhænger af transportvejen. Den samlede attenuering fra kilde til endeligt kontrolpunkt er en produktrække af attenueringsfaktorerne for hver af de indgående processer.

¹ Dette var baggrunden for at afstandskravet i Miljøstyrelsens vejledning skulle være ét års strømning, frem for en fast afstand i meter (Miljøstyrelsen, 1998a).

Tabel 4.3 Beregnede attenueringsfaktorer for forskellige processer i de fem typesagsberegninger. Bogstavet i parentes angiver den hydrogeologiske hovedtype, jf. Figur 4.1.

Sag (Hydrogeo. hovedtype)	Nedbrydning i dæklag	Nedbrydning i magasin (gunstige redoxforhold)	Nedbrydning i magasin (ugunstige redoxforhold)	Opblanding under kilde	Dispersion i magasin
Fladhøjvej (A)	-	1,24	1	-	1-2,5
Vesterågade (A)	-	18-80	4,3-18	-	34
Møllemarksvej, sekundært magasin (A)	-	150-600.000*	-	-	1,3
Møllemarksvej, primært maga- sin (E)	3-68	-	1-13	2	5,6
M.W. Gjøesvej (D)	130	1,3	1	1,5	10
Rugårdsvej, sekundært magasin (A)	-**	-**	-**	13	1
Rugårdsvej, primært maga- sin (B)	-**	-**	-**	4,2	2,5

* De meget høje attenueringsgrader skyldes, at 100 meters transporttid i dette magasin tager 20 år jf. bilag 2.

** Der er ikke regnet med nedbrydning på Rugårdsvej, da der ikke kunne findes en egnet model til beskrivelse af nedbrydningen af forureningsstoffet cis-DCE jf. bilag 2.

Naturlig nedbrydning er den proces der giver den største attenuering, efterfulgt af dispersionen i magasinet. Det skal dog bemærkes, at ofte er redoxforholdene så usikre, at det ikke kan tilrådes at regne med nedbrydning. Det skal endvidere bemærkes, at langsgående dispersion ikke regnes som en attenuerende faktor pga. den stationære beregning. Kun vertikal og tværgående dispersion har attenuerende effekt.

Opblandingen under kilden giver overordnet set anledning til den mindste attenuering. Dette forhold er meget afhængig af forholdet mellem grundvandshastighederne, så der kan være situationer, hvor dette forhold er mere gunstigt for attenueringen (fx Rugårdsvej). Generelt giver en længere spredningstid ikke overraskende en større attenueringsgrad.

Det skal bemærkes at tabel 4.3 ser på de beregnede attenueringsfaktorer baseret på *koncentrations* resultater. Kun for nedbrydningsprocesserne betyder det også en attenuering, hvis der i stedet ses på *flux*. Da fluxen er den samlede masse pr. tid, der strømmer igennem et givent kontroltransekt, vil fluxen ikke blive påvirket af fortyndingsprocesser men udelukkende af destruerende processer (processer som fjerner forureningsmasse) som fx nedbrydning. Dette har betydning, hvis kravet i KP_{recp} er sat som et fluxkrav og ikke et koncentrationskrav. Desværre er det, jf. tabel 4.2 kun nogle af modellerne, der kan give et fluxoutput.

4.4.3 Samlet indtryk af de afprøvede modeller

Generelt er der erfaret, at RISC4 og ConSim er anvendelige i de fleste af de afprøvede problemer og giver sammenlignelige resultater, såfremt der anvendes de samme værdier for betydende parametre. RISC4 fremstår som den mest brugervenlige af de to, og har desuden et indbygget modul til tilbageregning fra en grundvands- til en kildekonzentration. RISC4 programmet har dog den begrænsning, at det ikke kan forventes at regne retvisende ved magasintykkelser under 5 meter.

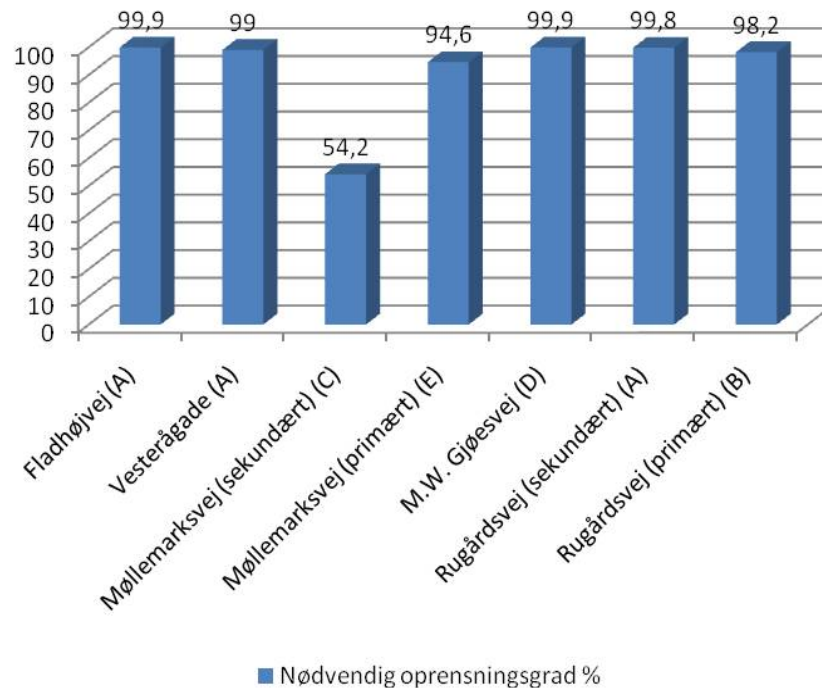
Dispersionen beskrives forskelligt, idet modellerne regner med dispersion i alt fra én til tre dimensioner. Endvidere har modellerne forskellige måder at beskrive opblandingsdybder ved fortynding af vertikale bidrag til en horisontal grundvandsstrømning. Disse to forhold, samt variabilitet i de anvendte standardparametre, udgør de primære kilder til variation mellem modelresultater.

Det er vigtigt at bemærke, at mange af standardparametrene i modellerne vurderes at være urealistiske, og der er derfor i alle modelberegningerne foretaget tilretning af anvendte parametre til mere realistiske størrelser.

4.4.4 Resulterende oprensningskrav i kildeområderne

Figur 4.7 viser de beregnede nødvendige oprensningsgrader for de fem typesager. Det bemærkes, at reduktionen er relateret til koncentration (og ikke masse). I tilfælde hvor der ikke er fri fase til stede er en lineær sammenhæng mellem massen og koncentrationen ofte en passende approksimation (Trøldborg, 2010). Oprensningsgraden angiver, hvor stor en reduktion i kildekonzentration der er nødvendig for, at grundvandskvalitetskriteriet for det mest kritiske stof i nedstrøms kontrolpunkt KP_{recp} overholdes.

For Møllemarksvej og Rugårdsvej er oprensningsgraden beregnet i to tilfælde, hvor dels det sekundære og det primære magasin er forudsat at være det første betydende magasin. På Vesterågade er det usikkert, om der er gunstige eller ugunstige redoxforhold. Resultatet for ugunstige (anaerobe) forhold er vist. For gunstige forhold er oprensningsgraden 72 %.



Figur 4.7 Beregnede nødvendige oprensningsgrader (%) for de fem typesager. Bogstavet i parentes angiver den hydrogeologiske hovedtype, jf. Figur 4.1.

Af Figur 4.7 ses, at meget høje oprensningsgrader generelt er nødvendige under de givne forudsætninger. Oprensningsgraderne for Møllemarksvej er for MTBE. For BTEX-komponenterne kræves ingen oprensning når der ses på spredningen i det sekundære magasin og 80% for benzen ved spredning til det primære magasin.

5 Metodik til opstilling af oprensningskriterier

I det følgende kapitel beskrives en metodik til, hvordan opstilling af oprensningskriterier på en lokalitet kan gøres i praksis. I kapitlet beskrives den overordnede metodik og i bilag 3 findes 5 eksempler, hvor metodikken er anvendt.

Som baggrund for beslutning om oprensning på den enkelte lokalitet vil sædvanligvis ligge en risikovurdering udført efter Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen, 1998). Således hænger de to problemstillinger uløseligt sammen, og de data og beregningsmetoder, der indgår i risikovurderinger er også de samme, der bruges til opstilling af oprensningskriterier – bare brugt en smule anderledes.

Som beskrevet i kapitel 2 er det overordnede absolutte oprensningskriterium at sikre rent grundvand, og for at opfylde dette krav, skal der opstilles en række funktionelle krav på den enkelte sag. Dette gøres i en række kontrolpunkter.

Konkret opstilles oprensningskriterierne i en række trin, som er yderligere uddybet i de følgende afsnit:

1. Opstilling af konceptuel model for lokaliteten
2. Definition af kontrolpunkter
3. Definition af krav i kontrolpunkter
4. Transformation af krav i kontrolpunkter
 - a. Valg af beregningsmodel
 - b. Parametervalg
 - c. Vurdering af usikkerheder
5. Dokumentation

På lokaliteter, hvor der optræder flere forureningsstoffer, der udgør en risiko, bør man indledningsvist identificere det mest kritiske stof (det der giver anledning til den største overskridelse af grundvandskriterierne) eller alternativt opstille oprensningskriterier for hvert stof.

5.1 OPSTILLING AF KONCEPTUEL MODEL FOR LOKALITETEN

Det første trin i processen er en opstilling af en konceptuel model for lokaliteten. Den konceptuelle model skal bedst muligt repræsentere alle væsentlige data, herunder:

- Beskrivelse af kilde(r) – fx overfladespild, nedgravet olietank el. lign.
- Beskrivelse af geologisk opbygning i såvel kildeområde som på mere regional skala
- Beskrivelse af de hydrogeologiske forhold, herunder strømningsretning- og hastighed, infiltrationsmønster samt definition af primært og sekundært magasin og den hydrauliske interaktion mellem disse.
- Beskrivelse af forurening – stoftype, spredning og koncentrationsniveauer i poreluft, jord og pore/grundvand samt evt. tilstedeværelse af fri fase
- Geometri af forurening – areal og dybde
- Om muligt - vurdering af processerne og parametre for advektion/dispersion, sorption og nedbrydning

Den konceptuelle model kan opstilles på forskelligt detaljeringsniveau afhængig af vidensniveauet på lokaliteten, men bør under alle omstændigheder repræsenteres ved en eller flere snittegninger. Den konceptuelle model bør endvidere opfattes som en dynamisk størrelse, der forbedres efterhånden som ny viden om lokaliteten opnås. Hvis den konceptuelle opfattelse af lokaliteten er forkert, vil det kunne medføre forkerte beslutninger, og i værste fald, at oprensningsindsatsen ikke opfylder de overordnede mål.

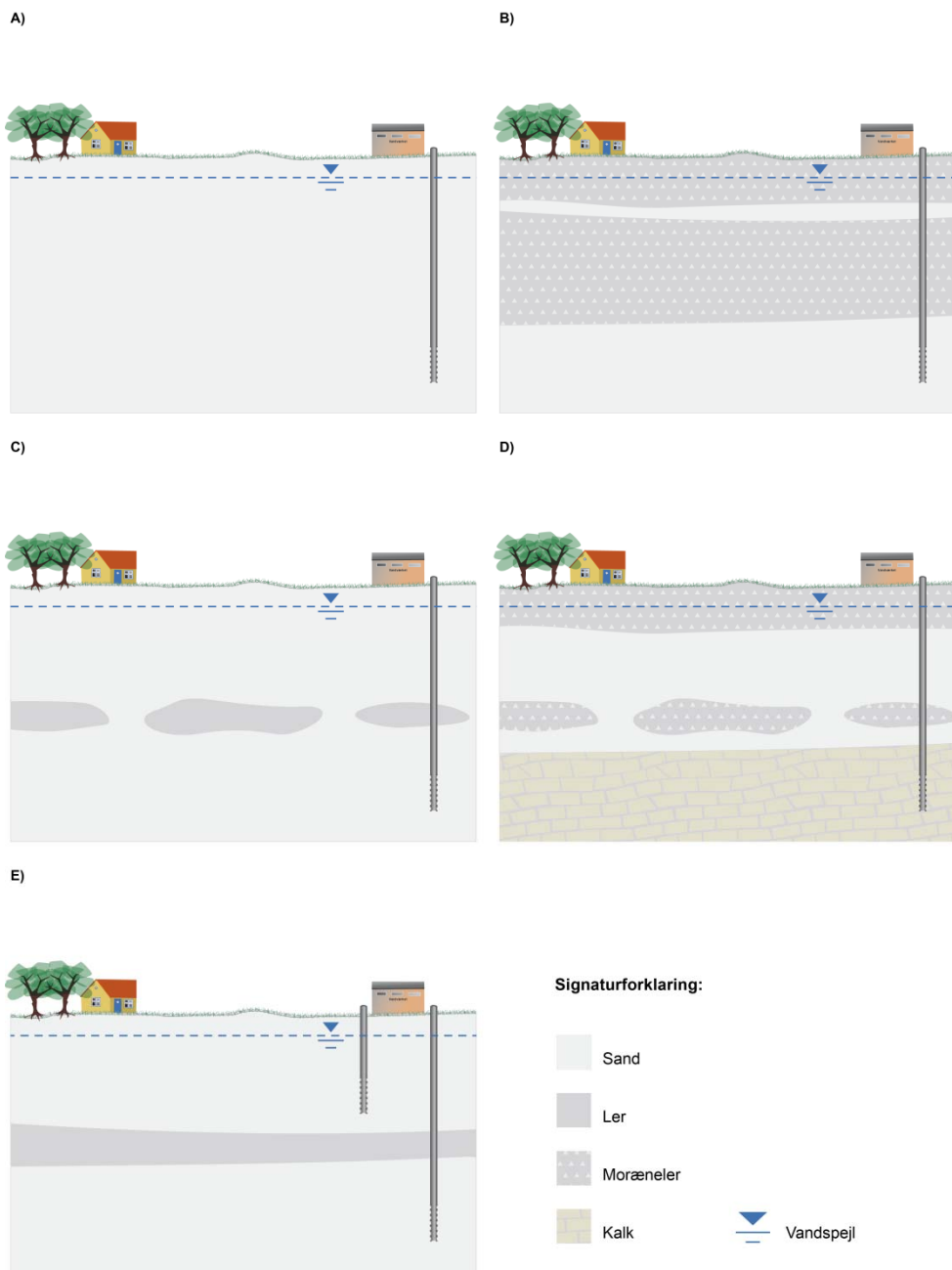
I konceptualiseringen sker en forenkling og ”strømlining” af data, og der gøres en række antagelser. Dette er nødvendigt, for efterfølgende at kunne regne på diverse processer i simple regnearks-modeller eller andre analytiske værktøjer. I en række tilfælde vil det endog være nødvendigt at opsplitte modellen i delmodeller for at kunne gennemføre beregninger med de undersøgte beregningsværktøjer. Det er vigtigt hele tiden at holde sig for øje, hvilke forudsætninger og forenklinger, der sker i konceptualiseringsprocessen, da disse har stor betydning for troværdigheden af oprensningskriterierne. De væsentligste usikkerheder i den konceptuelle model skal beskrives på dette tidspunkt, så de ikke ”glemmes” i den videre proces.

Opstilling af de forenklede konceptuelle modeller er den vanskeligste og mest afgørende del af processen. I forbindelse hermed skal forudsætningerne fastlægges, herunder kildeplacering, styrke, udbredelse, fastlægge og strømning gennem moræneler bedst beskrives ved sprækkestrømning eller gennemstrømning af et homogent ækvivalent medium. Herefter fastlægges hvilke(t) beregningsværktøj(er) der er bedst egnet, samt beregningsforudsætninger som dispersivitet, nedbrydningsrate og kontrolpunkt. I de 5 beregningseksempler i bilag 3 er processen illustreret.

5.1.1 Geologiske hovedtyper

De geologiske forhold i Danmark kan forsimplet repræsenteres ved fem hovedtyper som tilsammen dækker de overordnede typer af grundvandsmagasiner i Danmark, jf. Figur 5.1. Tankegangen bag definitionen af hovedtyper i det aktuelle projekt bygger på tidligere karakterisering af typiske danske geologiske forhold (Miljøstyrelsen, 2002) og erfaringer fra en lang række forureningsager.

De geologiske hovedtyper har dannet baggrund for valg af de 5 lokaliteter og beregningsøvelser, som er beskrevet i kapitel 4, og som danner grundlag for de følgende afsnits anbefalinger til valg af metode og parametre samt vurdering af usikkerheder. De geologiske forhold danner selvfølgelig også grundlaget for de hydrogeologiske forhold, men der kan ikke optegnes strømningsretninger på figurne uden at kende de konkrete hydrauliske parametre og afstand til for eksempel vandskel eller påvirkning fra vandindvinding.



Figur 5.1. Hydrogeologiske hovedtyper anvendt til karakterisering og konceptualisering af forureningssager. Situationerne dækker tilsammen de overordnede hovedtyper af grundvandsmagasiner i Danmark.

De geologiske hovedtyper omfatter:

Hovedtype A: Sandmagasin uden dæklag, med indvinding fra forskellige dybder. Denne type geologi findes regionalt udbredt i Jylland vest for hovedopholdslinien, og tillige lokalt i resten af landet som større eller mindre vinduer i lerdæklagene.

Hovedtype B: Kalk- eller sandmagasin overlejret af opsprækket moræneler med forskellig lagtykkelse. Der er indlejret mere eller mindre sammenhængende sekundære sandmagasiner i moræneleren. Moræneler er den mest udbredte dæklagsstype i Danmark og findes dermed både som dæklag over grundvandsmagasiner af sand og kalk. Sandmagasiner findes udbredt

øst for sidste istids hovedopholdslinie (østlige og nordlige Jylland, Fyn og NØ-V Sjælland) samt i bakkeøerne i midt- og vest Jylland og på Bornholm. Grundvandsmagasiner bestående af kalk findes særligt på det østlige og sydlige Sjælland samt i det nordlige Jylland.

Hovedtype C: Sekundært og primært sandmagasin med vandindvinding fra sidstnævnte. De to magasiner er adskilt af et lerlag uden sprækker, men med sandvinduer. Hovedtypen findes i tertiære aflejringer bl.a. i Midt- og Sønderjylland samt under morænelag i begravede dalstrukturer bl.a. i det østlige Jylland og nordøstlige Sjælland.

Hovedtype D: Kalk- eller sandmagasin overlejret af opsprækket moræneler med forskellig lagtykkelse. Denne hovedtype er en variant af hovedtype B, hvor det sekundære magasin har større udbredelse og der forekommer sandvinduer eller skråtstillede flager i morænelerslaget nedenunder. Denne model har samme forekomst som hovedtype B.

Hovedtype E: Hovedtypen er en variant af hovedtype C, men hvor lerlaget mellem det sekundære og primære magasin er gennemgående. Hovedtypen har samme forekomst som hovedtype C.

5.2 Definition af kontrolpunkter

Denne vejledning tager udgangspunkt i grundvandstruende forureninger, og således er det givet, at receptoren er grundvandet. Der er dog behov for en nærmere præcisering af hvilke kontrolpunkter (KP), der indgår i den enkelte sag, og hvilke krav, der skal overholdes i disse kontrolpunkter (afsnit 5.3).

Som nævnt i kapitel 2, er der i Miljøstyrelsens vejledning angivet retningslinjer for indsatsen over for en grundvandstruende forurening, som siger, at kvalitetskriteriet skal være overholdt 100 m nedstrøms forureningen eller efter maksimalt et års strømning i det øverste betydende grundvandsmagasin (Miljøstyrelsen, 1998). Vejledningen fastsætter derved oprensningens langsigtede kontrolpunkt i receptoren ”grundvand”, i nærværende vejledning kaldet KP_{recp} .

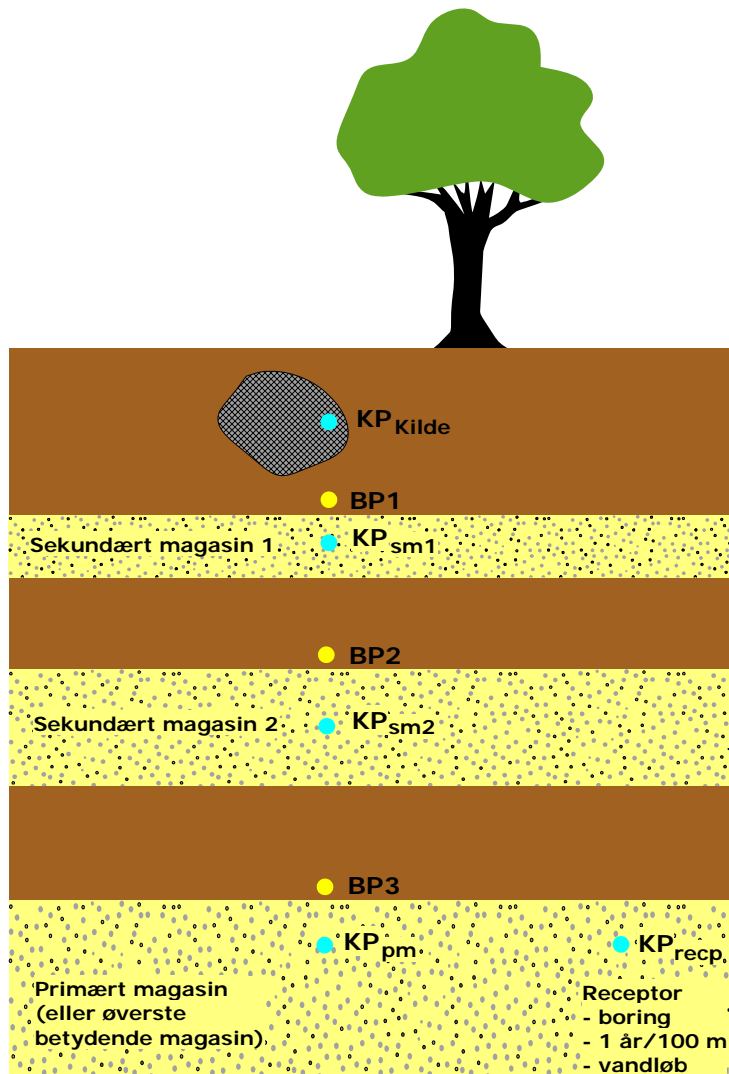
Imidlertid kan der være lokale hensyn, der taler for, at det kan være relevant at se på andre kontrolpunkter end anbefalet i den generelle vejledning, og således kan KP_{recp} defineres fx i forhold til en vandindvinding eller et overfladevandssystem. For uddybning af dette henvises til afsnit 2.4.

I nærværende rapport er der arbejdet med en systematisk navngivning for kontrolpunkter og evt. beregningspunkter, boks 5.1 og figur 5.2 (er også beskrevet i kapitel 2):

Boks 3.1. Navngivning af kontrol- og beregningspunkter

Kontrolpunkter (KP), er fysiske punkter, hvor det er muligt at "kontrollere" koncentrationen ved udtagelse af prøver.

- P_{recp} er det punkt i en given receptor hvori det langsigtede kvalitetskrav skal være overholdt.
- P_{PM} er kontrolpunktet lige under kilden i det primære magasin
- P_{SM} er kontrolpunktet lige under kilden i et evt. sekundært magasin.
- P_{kilde} er kontrolpunktet i kilden



Figur 5.2. Konceptuel model til fastsættelse af oprensningskriterier. Mulige placeringer af kontrolpunkt (KP) for overholdelse af kvalitetskriterier er markeret. Nærværende metodik har til formål at tilbageregne et krav i grundvandszonen, KP_{recp} eller KP_{pm} , til et krav i kildezonen, KP_{kilde} .

5.3 Definition af krav i kontrolpunkt KP_{recp}

Når kontrolpunktet KP_{recp} er defineret, skal det defineres hvilket krav, der skal overholdes i dette punkt (et langsigtet, funktionelt krav, jf. afsnit 2.3). Som udgangspunkt vil det være grundvandskvalitetskriteriet for det eller de mest kritiske stoffer – altså et *koncentrationskrav* (Miljøstyrelsen, 2010). En anden type krav kan være en forurenings*flux* til fx en indvindingsboring, som bestemmes ud fra at grundvandskvalitetskriteriet skal være overholdt i det op-pumpede vand, og hvor der således tages hensyn til indvindingens størrelse, jf. ligning 5.1:

$$J_{\text{acc}} = c_{\text{krav}} \cdot Q_{\text{indv}} \quad (5.1)$$

hvor

J_{acc} : Acceptabel flux [M/T]

c_{krav} : Grundvandskvalitetskrav [M/V]

Q_{indv} : Indvinding [V/T]

5.4 Tilbageregning af krav i kontrolpunkter

For at operationalisere det langsigtede kontrolpunkt KP_{recp} , til et kontrolpunkt i kilden, KP_{kilde} , hvor oprensningen typisk foregår, er det nødvendigt at tilbageregne KP_{recp} til KP_{kilde} , så det sikres, at overholdelse af KP_{kilde} også medfører at KP_{recp} overholdes på lang sigt. I tilbageregningen tages højde for at der sker en fortynding vertikalt i den umættede zone samt horisontalt i grundvandet, og processer som sorption og nedbrydning kan desuden inddrages.

I princippet udføres denne tilbageregning ved at ”regne baglæns” fra KP_{recp} til KP_{kilde} med en eller flere relevante beregningsmodeller. Til sammenligning udføres en typisk risikovurdering ved, at der ”regnes forlæns” fra udgangspunktet KP_{kilde} til den resulterende koncentration i KP_{recp} , hvor der sker en sammenligning med kvalitetskriterierne.

Det vil ofte være nødvendigt at definere et antal beregningspunkter $BP_{1, 2, \text{etc.}}$ for at kunne foretage denne tilbageregning – se næste afsnit samt bilag 2-3.

Overordnet omhandler tilbageregningen af krav fra KP_{recp} til KP_{kilde} følgende elementer:

- Stedforskydelse
- Tidsforskydelse
- Fasefordeling fra et medie til et andet

Med stedforskydelse forstås, som tidligere beskrevet det, at den fysiske placering af KP_{recp} til KP_{kilde} vil være forskellig (hhv. nedstrøms forureningen i et primært magasin til et punkt inde i selve kilden).

Der er også en forskel i tid, svarende til en vandpartikels opholdstid fra KP_{kilde} til KP_{recp} . Dette betyder, at selv hvis kravet i KP_{kilde} bliver overholdt som følge af en oprensning, kan der gå lang tid før kravet i KP_{recp} ligeledes bliver overholdt – en slags forsinkelsesfase. På lokaliteter med væsentlige dæklag, hvor transporttiden kan være stor, vil dette være en meget akut problemstilling. Desuden findes der også en række oprensningsmetoder (fx stimuleret reaktiv deklorering), hvor selve oprensningstiden i kilden i fx moræneler strækker sig over lang tid – og her skal denne lange tid plus forsinkelsesfasen gå, før man er i mål i KP_{recp} .

Såfremt der er tale om en jordforurening, der skal renses op, vil der udover sted- og tidsforskydelse også skulle ske en transformation fra et grundvandskrav til et jordkvalitetskrav, f.eks. relateret til totalconcentrationer i jordprøver.

5.4.1 Valg af beregningsmodel

Der findes ikke én beregningsmodel, der på tilfredsstillende vis kan anvendes til at tilbage-regne, hvad kravet i KP_{kilde} skal være for at kravet i KP_{recp} overholdes. Der findes dog en række relativt tilgængelige modeller, som kan anvendes i forskellige led af beregningen, og det samlede resultat bliver således en kombination af flere delresultater. Kun en af disse kan regne ”baglæns” – for de øvrige modelleres vedkommende udføres beregningerne i praksis ved en iterativ proces, hvor man ved en række forlæns beregninger fra kildeområdet ender med en kildekonzentration, der fører til overholdelse af kvalitetskravet i det endelige kontrolpunkt.

Modellerne, der kan bruges er JAGG 1.5, DTU’s VID-model til vertikal 1-dimensionel transport (Chambon, 2011a,b) samt de udenlandske modeller RISC4, ConSim og REMChlor. I det følgende beskrives kort, hvilke modeller, der er mulige at anvende i de forskellige led af beregningerne. Nomenklaturen af kontrolpunkter følger definitionerne beskrevet på figur 5.2. Det anbefales tillige at læse bilag 2 (hvor modellernes opbygning og anvendelsesområde er nærmere beskrevet) samt kapitel 4, der i større detaljeringsgrad analyserer forskellene på modellerne, og ting man bør være opmærksom på ved anvendelsen.

Fra KP_{recp} til KP_{pm} eller KP_{sm} :

Den horisontale transport fra lige under kilden til det nedstrøms kontrolpunkt KP_{recp} (ofte 100 m nedstrøms dog maksimalt 1 års strømning) i enten det primære eller sekundære magasin kan beregnes med alle modellerne undtaget DTU’s VID-model. Den primære forskel på, modellerne er, om forureningsfanen spredes (og dermed fortyndes) i 1, 2 eller 3-D.

JAGG 1.5 udmærker sig ved at være den simpleste at anvende (og samtidig den mest kendte). Dog regner JAGG 1.5 kun med vertikal dispersion mens RemChlor og RISC4, mere i overensstemmelse med virkeligheden, regner med dispersion i alle tre retninger. Da RISC4 hører til de mest brugervenlige af modellerne, er den umiddelbart et godt valg. Man skal dog være opmærksom på at RISC4 ikke kontrollerer om den beregnede opblandingsdybde overstiger akviferens tykkelse, så opmærksomhed på dette kræves ved tynde akviferer. RemChlor har den funktionalitet at kunne regne på sekventiel nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler, og ønsker man dette simuleret, er den at foretrække.

Fra KP_{pm} eller KP_{sm} til BP_1 :

Hvis der over det sekundære eller primære magasin fx er et lerlag, er det nødvendigt at regne på den fortynding, der sker, når en lille mængde vand, der infiltrerer vertikalt fra lerlaget opblandes med den horisontale grundvandsstrøm i magasinet. Opblandingsfaktoren beregnes som angivet i Miljøstyrelsen (1998), ligning 10 appendiks 5.6:

$$C_1 = \frac{A \cdot I \cdot C_0}{A \cdot I + B \cdot d_m \cdot k \cdot l} \quad (5.2)$$

Koncentrationen i BP_1 (C_0) kan da beregnes som følger:

$$C_0 = \frac{C_1(A \cdot I + B \cdot d_m \cdot k \cdot l)}{A \cdot I} \quad (5.3)$$

Hvor C_1 er den resulterende koncentration i akviferen, A er arealet af den overliggende forurening, I er infiltrationen, C_0 er "kildestyrke"-koncentrationen (her i BP_1), B er forurenings bredden, d_m er opblandingsdybden, k er den hydrauliske konduktivitet og l er den hydrauliske gradient. I kan erstattes med den vertikale Darcy-hastighed gennem det lavpermeable lag.

Fra BP_1 til KP_{kilde} :

Vertikal umættet transport gennem dæklag kan beregnes ved JAGG 1.5, RISC4 og ConSim. JAGG 1.5 gør det dog på en meget forsimplet måde, og "flytter" i princippet bare koncentrationerne ned i det underliggende magasin uden at regne på opholdstid og øvrige processer.

Vertikal mættet transport gennem dæklag kan kun beregnes ved DTU's VID-model. Modellen har grundlæggende to set-ups: hvor transporten regnes som sprækketransport og hvor transporten regnes som stempelstrømning (også kaldet EPM-model).

Fra $KP_{kilde, porevand}$ til $KP_{kilde, jord}$

I mange tilfælde er der behov for at transformere et krav i kilden i porevandet til en jordkoncentration. Denne beregning gøres nemmest via JAGG 1.5's fugacitetsmodul, med de begrænsninger der ellers gælder her (fx antagelse om ligevægt).

5.4.2 Parametervalg

Generelt skal der i så høj grad som muligt anvendes lokale, målte parametre i beregningerne. Ofte kendes disse dog ikke, men det har vist sig at modellernes standardparametre i mange tilfælde giver ikke-konservative eller urealistiske resultater.

I JAGG 1.5's databaser findes mange udmærkede forslag til parametre – både i forhold til jordspecifikke og stofs specifikke parametre. Opmærksomhed kræves i forhold til:

- Hydraulisk ledningsevne er en meget afgørende parameter for resultaterne. Afprøv evt. forskellige størrelser og se på resultatets følsomhed
- Dispersiviteter er også vigtige. Følgende værdier, som i litteraturen er fundet ved 100 m spredningsafstand, kan anvendes (Bjerg 2008):
 - $\alpha_x = 1$ m
 - $\alpha_y = 0,01$ m
 - $\alpha_z = 0,005$ m
- Det er en god ide at lave simple vandbalancer for sit område, for at se om estimeret infiltration, areal, gradient og hydraulisk ledningsevne hænger sammen.

- I oliesager, hvor kilden er en vandforurening eller NAPL – husk Raoult's lov for stofblandinger.
- Når nedbrydning inddrages i beregningerne, skal det overvejes om forholdene er til stede for at nedbrydning kan foregå, og hvilken nedbrydningsrate, der er mest passende.
- Ved nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler, skal det huskes, at der dannes nedbrydningsprodukter

5.4.3 Vurdering af usikkerheder

I opstilling af oprensningskriterier vil der være usikkerheder involveret, som det er meget vigtigt at forholde sig til. Såfremt usikkerhederne er så store, at det reelt medfører meget restriktive oprensningskriterier (for at være ”på den sikre side”) kan det være en god ide, at søge at reducere usikkerhederne ved yderligere dataindsamling eller –bearbejdning, så ressourcerne involveret i den efterfølgende oprensning optimeres. I det følgende er de vigtigste kilder til usikkerhed beskrevet. For yderligere diskussioner henvises til kapitel 4.

Konceptuel usikkerhed

Den langt vigtigste usikkerhed i opstillingen af oprensningskriterier relaterer sig til den konceptuelle forståelse af lokaliteten. Graverende misforståelser eller fejltolkninger (fx pga. mangelfulde data) vil kunne medføre forkerte beslutninger om afværge og i værste fald medføre at overholdelse af de opstillede kortsigtede oprensningskriterier ikke vil medføre overholdelse af de langsigtede kriterier. Konceptuel usikkerhed kan imidlertid være vanskelig at få klarhed over og ikke mindst at få kvantificeret.

Hypptigt forekommende problemstillinger er, at heterogeniteten på lokaliteten ikke kan repræsenteres tilfredsstillende i en simpel konceptuel model, at beregningsværktøjerne ikke kan håndtere situationen tilfredsstillende, eller at flere konceptuelle tolkninger er mulige på en lokalitet (fx usikkerhed om der foregår nedbrydning eller ej). Er dette tilfældet anbefales det at forsøge med flere plausible konceptuelle modeller og parametersæt (samt evt. beregningsværktøjer) for at få et indtryk af spændet i udfaldet, og dermed den sikkerhed man kan tillægge beslutningen.

Desuden kan det generelt anbefales at opfatte den konceptuelle model som en dynamisk størrelse, og således hele tiden holde nye data op mod den aktuelle konceptuelle model. Hvis data ikke passer ind i modellen, bør denne genovervejes og konsekvenserne – både i forhold til risikovurderingen samt oprensningskriterierne, bør vurderes.

Beregningsusikkerhed

For de 5 cases, der danner baggrund grund for denne rapport, er der afprøvet flere forskellige beregningsmodeller, og der er medtaget forskellige processer, for at vurdere deres betydning for resultatet.

Generelt viser det sig, at beregningsværktøjerne kommer frem til nogenlunde de samme resultater, hvis man bruger sammenlignelige parametre. Den største forskel relaterer sig til om dispersion regnes i 1, 2 eller 3D.

Til gengæld har afprøvningen af de forskellige beregningsværktøjer vist, at det er uhyre vigtigt at forholde sig til de forskellige beregningsværktøjers standardværdier for dispersiviteter og hydraulisk ledningsevne.

Hvis der i beregningerne indgår en meget lille infiltration igennem kildeområdet – fx fordi området er befæstet eller kilden ligger under bygninger, skal det overvejes hvorvidt infiltrations størrelse er afgørende for resultatet og dermed oprensningskriteriet. Hvis det viser sig afgørende, betyder det, at der i princippet bør stilles krav om at befæstningsgraden ikke må ændres i den fremtidige anvendelse af arealet, hvis der til stadighed skal være sammenhæng mellem overholdelse af KP_{kilde} og overholdelse af KP_{recp} .

Hvis nedbrydning er medtaget i beregningerne, medfører det i sig selv en større grad af usikkerhed på resultatet. Selvom nogle af eksemplerne i bilag 3 viser at selve ratens størrelse ikke betyder så meget (i situationer, hvor opholdstiden i systemet er kort), bør det altid tjekkes om resultatet er afhængig af at nedbrydning som proces medtages. Selv små rater kan ved lange opholdstider i systemet blive afgørende. I givet fald, bør det dokumenteres, at nedbrydning faktisk foregår (for BTEX skal de rette elektronacceptorer være til stede og for chlorerede opløsningsmidler skal de rette bakterier, elektron donor og redoxforhold være tilstede). En anden problemstilling er at mange miljøfremmede stoffer nedbrydes sekventielt (dette er fx tilfældet for chlorerede opløsningsmidler), og i givet fald skal det vurderes om nedbrydningen er komplet eller om der sker en ophobning af uønskede nedbrydningsprodukter (fx vinylchlorid).

5.5 Dokumentation i kildeområdet (kortsigtede kriterier)

Dokumentationen i kildeområdet har til formål at afgøre, hvornår forureningskoncentrationerne i kilden er reduceret til et niveau, hvor de kortsigtede oprensningskriterier er overholdt, og oprensningen således kan afsluttes.

Omfanget og typerne af dokumentationsprøver i kildeområdet er uløseligt forbundet til de lokale geologiske og hydrogeologiske forhold og ikke mindst oprensningsmetoden. På denne baggrund spænder det for vidt at give konkrete retningslinjer for nødvendige prøvetyper, antal og hyppighed for hver enkelt situation. Der kan dog gives nogle generelle vejledninger og huskelister, som kan anvendes til vurderingen af dokumentationsbehovet i den enkelte sag. Nedenstående gennemgang bygger i høj grad på en tidligere vejledning vedrørende in situ oprensninger fra Miljøstyrelsen (2008) samt AVJ's håndbøger for undersøgelse og afværge af chlorerede stoffer i jord og grundvand (Amternes Videncenter for Jordforurening, 2001; 2003).

5.5.1 Analyseparametre

Der bør åbenlyst analyseres for de forureningsstoffer, som oprensningsindsatsen har til formål at fjerne eller reducere. Der skelnes mellem primære og sekundære forureningsstoffer. De primære stoffer er de moderstoffer, der er håndteret på lokaliteten, mens de sekundære er de komponenter, der kan dannes ved naturlige nedbrydningsprocesser eller som effekt af en oprensning. Det er her værd at erindre, at visse nedbrydningsprodukter kan være mere mobile og/eller giftige end moderproduktet, f.eks. vinylchlorid, som både er mere giftigt og mobilt end moderprodukterne PCE og TCE. Analyseprogrammet bør være rettet mod de primære og sekundære forureningskomponenter, der vurderes at kunne udgøre en risiko.

Udover forureningskomponenterne kan det være relevant at måle for en række *indikatorparametre*, som indikerer, om kritiske betingelser for oprensningen er opfyldt og om oprensningsprocesserne forløber tilfredsstillende. Til indikatorparametrene hører redoxparametre, pH, temperatur, bakterie- og genmålinger, næringssalte og bioaktivitetsmålinger (O_2 , CO_2 og methan).

5.5.2 Prøvetagningsmedier

Valget af medierne for prøvetagningen afhænger af, i hvilke medier forureningsstofferne og indikatorparametrene findes. Stofferne har forskellige affiniteter for at findes i hhv. vandig opløsning, på gasform og sorberet til jordpartikler, afhængigt af opløselighed og damptryk.

Valget afhænger desuden af oprensningemetoden. Nogle metoder virker ved forskydning af fasebalancen (f.eks. fra adsorberet eller opløst stof til gasform ved termiske metoder eller airsparging), og det kan således være relevant at måle på faser, som ville være mindre vigtige i et uforstyrret system.

5.5.3 Prøveplacering og –antal

Prøvetagning foregår primært i oprensningsområdet. Såfremt oprensningen kan forårsage yderligere spredning af forureningskomponenter bør prøvetagningen udvides i forhold til de primære spredningsveje.

Antallet af prøver er afhængigt af størrelsen på det forurenede område og den geologiske og hydrogeologiske kompleksitet. Udgangspunktet må her være den udførte forureningsundersøgelse, idet antallet prøver der er nødvendige for at foretage en tilstrækkelig afgrænsning af forureningen kan give en fornemmelse af det nødvendige prøveantal i dokumentationen af oprensningen.

I løbet af oprensningen er det ofte tilstrækkeligt at udtage prøver i en række nøglepunkter til løbende vurdering af driften, og foretage en fuld monitoring til dokumentation efter endt drift.

5.5.4 Prøvetagningshyppighed

Inden igangsætning af oprensningen er det nødvendigt at fastlægge udgangsniveauet for forureningen mht. koncentrationer, udbredelse og masse, som oprensningseffekten relateres til. Udgangspunktet vil typisk være den udførte forureningsundersøgelse, kombineret med supplerende prøver i datatynde områder og/eller medier.

Den nødvendige prøvetagningshyppighed under oprensningen afhænger af mobiliteten af forureningskomponenterne og oprensningens varighed og effekt, og kan variere fra daglig til årlig. Hyppigheden skal desuden reflektere den vurderede risiko. Ofte sker den største forureningsfjernelse i et bestemt tidsrum af oprensningsperioden, og der kan således være behov for variation i prøvefrekvensen.

Der bør altid foregå hyppig monitoring af de parametre, der er kritiske for oprensningsprocessen.

5.5.5 Slutmonitoring og tilbageslag

Efter afslutning af oprensningen foretages en grundig monitoring i kildeområdet, der skal dokumentere at de kortsigtede oprensningskriterier er overholdt. Afhængigt af situationen kan dette være udtagelse af et repræsentativt antal jord-, vand-, og/eller luftprøver. Som hovedregel skal en in-situ oprensning dokumenteres mindst lige så godt som en opgravning under tilsvarende forureningsmæssige og geologiske forhold (Miljøstyrelsen, 2008).

Såfremt der er tale om et graveprojekt tages prøverne typisk i udgravningens fronter og bund umiddelbart efter graveprojektets afslutning.

I tilfælde af in-situ oprensning skal der inden slutmoniteringen tages højde for, at der efter ophør af aktiv afværge kan ske en migration af forureningskomponenter fra mindre permeable zoner til de mere permeable (hvor effekten af afværge typisk er størst). Dette kan give anledning til stigende koncentrationer i vand- og poreluftprøver efter driftens stop; den såkaldte tilbageslagseffekt. Tilbageslagstiden afhænger af geologien og diffusionshastigheden af stofferne, men skal også vægtes mod et overordnet ønske om at få afsluttet sagen. Typisk udføres slutmoniteringen 6-12 måneder efter oprensningens ophør (Miljøstyrelsen, 2008), men skal altid vurderes i forhold til den forsinkelsestid der er i jord- og grundvandssystemet.

5.6 Dokumentation i grundvandszonen (langsigtede kriterier)

Dokumentationen i grundvandszonen har til formål at eftervise, at de langsigtede oprensningskriterier er overholdt. Dette udføres typisk ved analyser af vandprøver fra det grundvandsmagasin, som det endelige kontrolpunkt (KP_{recp}) er placeret i, samt eventuelle mellem-liggende magasiner. Nedenstående gennemgang bygger bl.a. på Miljøstyrelsens vejledning (1998) og den britiske vejledning (Environment Agency, 2006)

Der er således behov for et antal monitoringsboringer mellem kildeområdet og det endelige kontrolpunkt for at kunne bekræfte, at attenueringen foregår som forudsat. Det nødvendige antal, placering og konstruktion af monitoringsboringerne må afgøres ud fra forholdene på den enkelte lokalitet og afhænger af:

- Forureningskildens størrelse
- Type og fordeling af forurening (hvis der f.eks. er fri fase af komponenter, der er lettere end vand, er filtersætninger omkring grundvandsspejlet nødvendige)
- Den hydrogeologiske kompleksitet og forventede strømningsveje
- Omkostningerne til langtidsmonitoring
- Den forventede tidsramme for, hvornår tiltagene i kildeområdet kan forventes at have effekt i grundvandszonen
- Adgangsforhold (eksisterende bygninger, grundejerforhold, sikring af installationerne)
- Eventuelle myndighedskrav (f.eks. til boringsudførelse)

Generelt bør et monitoringsprogram som *minimum* indeholde:

- Én boring opstrøms kildeområdet til fastlæggelse af baggrundsniveau for forureningskomponenter og evt. geokemiske parametre.
- Mindst to boringer placeret enten ved den nedstrøms rand af kildeområdet eller i forureningsfanen, som kan anvendes til vurdering af overholdelse af krav i kontrolpunktet, KP_{recp}. En enkelt nedstrøms boring er sjældent tilstrækkeligt pga. usikkerhederne i forureningens strømningsretning. På nogle lokaliteter kan det være svært eller umuligt at monitere i kontrolpunktet, f.eks. hvis dette er fastsat som en bestemt strømningsafstand nedstrøms kilden. I disse tilfælde bør monitorering udføres i et punkt mellem kilden og kontrolpunktet, og kravværdierne i monitoringspunktet beregnes, så kravet i kontrolpunktet ikke overskrides.
- Mindst én boring på strømningsvejen mellem kildeområdet og eventuelle truede receptorer, som kan fungere som varslingsboringer.

Usikkerheden i om boringerne er placeret korrekt i forhold til forureningsspredningen øges med afstanden fra kildeområdet, selvom forureningsfanens udbredelse ofte øges med afstan-

den pga. dispersion. Dette skyldes, at forureningskomponenterne ofte følger præferentielle spredningsveje og kan dykke i magasinet samt at der kan være en tidsvariation.

Moniteringsprogrammet kan indeholde boringer til overvågning af udviklingen i intermedie-re kontrolpunkter (f.eks. KP_{pm} , jf. Figur 5.2), som kan fungere til varsling af, om oprensningen har den ønskede effekt. Kontrolpunkterne kan tilknyttes alarm- eller kontrolværdier, der kan anvendes på to måder:

- Overskridelse af en alarmværdi kan indikere, at der er risiko for en forværring af grundvandskvaliteten i receptoren, og at der er behov for yderligere tiltag for sikre denne.
- En kontrolværdi kan indikere hvornår en oprensning kan ophøre, f.eks. hvis oprensningen medfører fald i koncentrationsniveauer, så der ikke længere er en risiko i det endelige kontrolpunkt KP_{recp} .

Moniteringen bør som minimum forløbe indtil effekten af oprensning i kildeområdet kan forventes at være at påvise i de valgte kontrolpunkter.

Den konceptuelle usikkerhed betyder, at det ikke fra starten er muligt at fastlægge effekten og tidshorizonten af en oprensning med rimelig sikkerhed. Moniteringsresultaterne skal derfor løbende holdes op mod den eller de opstillede konceptuelle model(ler). Når man har moniteret i en periode og den konceptuelle forståelse er forbedret kan moniteringshyppigheden eller -perioden eventuelt reduceres, fordi man med rimelig sikkerhed kan fastlægge slutresultatet.

6 Perspektivering

I Danmark har praksis vedrørende opstilling af oprensningskriterier hidtil ikke været præget af systematik. På de sager, hvor oprensningskriterier faktisk er defineret, er det blevet gjort med forskellige principper og med forskellig anvendelse af termer og definitioner.

Det virker dog som om, at tankegangen om at operationelle oprensningskriterier bør defineres inden igangsættelse af en afværge, er en ret udbredt holdning. Det er derfor håbet, at der med bedre beskrivelse af principperne for opstilling af oprensningskriterier kan etableres en ønskværdig systematik på området. Målet med nærværende rapport, er at medvirke til at strukturere og systematisere dette arbejde, samt give nogle konkrete bud på hvordan det gøres i praksis. Arbejdet har dog også belyst nogle problemstillinger, det ikke har været muligt at arbejde videre med indenfor projektets rammer, og disse er nærmere beskrevet i de følgende afsnit.

6.1 Beregningsværktøj

Der findes ikke et samlet beregningsværktøj, der kan bruges til at definere oprensningskriterier, men der findes dog en række (relativt lettilgængelige) beregningsværktøjer, der kan håndtere forskellige dele af beregningerne. I de beregnede cases i nærværende rapport, blev der således brugt en kombination af værktøjerne afhængig af den konceptuelle model for lokaliteten. Dette er naturligvis en barriere for en bredere implementering i Danmark, da det for de fleste er urealistisk at lære mange forskellige værktøjer at kende og mestre hvordan de på bedste vis kombineres. Der kunne derfor være behov for udvikling af et sådant værktøj.

I flere af beregningstrinene viste det sig endvidere, at der var flere værktøjer, der kan bruges, og her rejser spørgsmålet sig så, om resultatet er afhængig af værktøjet – dette ville i givet fald betyde større uigennemsigthed overfor myndighederne. Det viste sig dog i de undersøgte sager, at selve beregningsværktøjerne sjældent havde en afgørende betydning for resultatet, men at det i langt højere grad var de parametre, der indgik i beregningerne, der var betydende. Specifikt viste det sig uhyre vigtigt, at forholde sig til værktøjernes standardværdier, da visse af dem var urealistisk høje (og dermed ikke-konservative).

En langt lettere vej til opstilling af oprensningskriterier var, hvis gennemgang af en række typesager kunne resultere i nogle generelle spænd for attenueringsfaktorer fra kildekonzentration til koncentration i receptorens kontrolpunkt – evt. opdelt på forskellige trin i forureningens transport fra kilde til receptor. Således ville man med en meget lille indsats kunne give nogle bud på kravet i kilden. En lignende tankegang findes i projektet Miljøstyrelsen om lettere forurenede jord på deponeringsanlæg (Miljøstyrelsen, 2009).

Om dette er realistisk at forestille sig, kan ikke afgøres ud fra de fem cases, der er regnet på i dette projekt. Hvor stor en gennemgang der i givet fald skal til er svært at vurdere *a priori*, da det afhænger af hvor bredt udfaldsrummet er for sagerne generelt. Ud fra spændet i de fem beregningseksempler er der formentlig tale om, at der skal gennemgås mange sager (>50) for at have en rimelig sikkerhed for, hvor udfaldsrummet ligger på de forskellige typer sager.

6.2 Nedbrydning

Mange forureningsstoffer kan nedbrydes, men ofte under specifikke forhold. For BTEX forurening fx, skal der være tilstrækkelige elektronacceptorer tilstede, og for chlorerede stoffer, skal der være reducerede forhold, en elektrondonor og nogle specifikke bakterier tilstede. Desuden gælder det for flere af stoffer, vigtigst for de chlorerede stoffer, at nedbrydning af moderstoffer kan danne nedbrydningsprodukter, der kan være mindst lige så uønskede som moderstofferne.

Nedbrydning er dog en meget vigtig proces, særlig når opholdstiden mellem kilde og receptor er lang, for selv lave nedbrydningsrater kan betyde en væsentlig attenuering, og dermed meget højere oprensningsgrader.

Mht. nedbrydning er der to væsentlige spørgsmål:

1. er vi sikre på, at den foregår (og med hvilken hastighed og hvor længe)
2. kan beregningsværktøjerne håndtere det

Sandsynligheden for nedbrydning, dokumentation heraf og bestemmelse af nedbrydningsrater har været temaet i mange andre projekter, og nærværende projekt har ikke fokuseret på temaet. Men beregningerne har vist, at de anvendte værktøjer ikke kan håndtere nedbrydning på en tilfredsstillende vis. Fx kan kun ét værktøj simulere sekventiel nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler, og her er det ikke muligt at simulere, at en nedbrydning allerede kan være i gang på oprensningstidspunktet. Desuden viste beregningerne, at der er store forskelle i de forskellige modellers databaser med nedbrydningsrater, hvilket i visse tilfælde får meget stor betydning for slutresultatet.

6.3 Hvornår skal kriterierne være opfyldt

Som beskrevet i afsnit 5.4 er der en forsinkelsestid fra forureningen forlader kildeområdet til den når det kontrolpunkt, KP_{RECP} , hvor det langsigtede kriterium skal opfyldes. Dette betyder i praksis, at selv om kravene til KP_{kilde} bliver opfyldt med den valgte afværgemetode, kan der gå lang tid før, kravet i KP_{recep} også er overholdt. En anden regneteknisk udfordring gælder i de tilfælde, hvor der skal regnes på sprækketransport. Med det benyttede værktøj, vil koncentrationen i bunden af sprækken være lig koncentrationen i toppen til tiden 0, og det vil i princippet sige, at hvis kriteriet skal være overholdt til ethvert tidspunkt, kan der ikke regnes med højere koncentration i KP_{kilde} end i kontrolpunktet under sprækken (fx KP_{sm}).

De to ovenfor beskrevne forhold rejser diskussionen, om det er rimeligt at kræve at kravene i alle kontrolpunkter skal opfyldes til alle tider – bl.a. set i lyset af, hvilke potentielt set markante meromkostninger sådanne restriktive krav vil medføre, og set i lyset af at mange forureninger allerede har eksisteret i flere dekader, og således allerede har forurennet grundvandet – en forurening, der kun i nogle tilfælde sættes ind over for.

En mulighed kunne være at indføre en ”acceptperiode”, hvor overskridelse af KP_{sm} og KP_{pm} kan accepteres. Den indtil videre løse definition af denne periode kunne være ”*et kort tidsrum, hvor koncentrationen når at falde betragteligt*”. Beregningerne i de testede cases viser at en acceptperiode på 5-10 år kunne være rimelig, jf. Figur 4.2, men det bør vurderes i hvert enkelt tilfælde. I den pågældende periode kan uacceptabelt høje koncentrationer nedbringes ved midlertidig afværgepumpning – et tiltag der kan vise sig økonomisk fordelagtigt.

En anden problemstilling, der gør sig gældende i forhold til tidsperspektivet i beregning af oprensningskriterier, gælder simulering af den vertikale transport gennem dæklag. Hvis der

regnes med en sprækkemodel, vil der hurtigt opnås lave koncentrationer, som til gengæld vil fortsætte nærmest uendeligt. Det kan i princippet mildne kravet til oprensningen sammenlignet med en EPM model (stempelstrømning), og vil afhænge meget af acceptperiodens længde. På de små og mellemstore sager vil der typisk være meget dårligt datagrundlag til at udtale sig om hyppigheden af sprækker, og derfor kan det være vanskeligt at vurdere, hvilken model, der er rigtigst at anvende i det enkelte tilfælde.

En acceptperiode på 5-10 år vil i praksis have mindre betydning end effekten af den forurening der altid vil blive efterladt i randen uden for oprensningsområdet og i forureningsfanen. Hvis der ikke renses op i randen og forureningsfanen, vil der gå en årrække før kvalitetskriteriet bliver overholdt.

6.4 Hvor skal kriterierne være opfyldt

Beregningseksemplerne udført for de 5 cases, viser, at hvis den nuværende vejledning skal følges stringent (grundvandskvalitetskriterierne skal være overholdt 100 m nedstrøms/1 års transport fra kilden, og nedbrydning i dæklaget medtages ikke), betyder oprensningsgrader på over 99 % i mange af sagerne. Kun ganske få tilgængelige teknikker såsom opgravning og de termiske teknikker, kan opfylde så skrappe krav (hvis forureningen overhovedet kan påstås afgrænset så nøjagtigt). Disse teknikker kan være udmærkede, men er ikke nødvendigvis egnede i alle situationer. De er desuden karakteriseret ved at kunne give betydelige afledte effekter, f.eks. stort ressourceforbrug og drivhusgasudledning, der gør, at man i mange tilfælde vil foretrække andre teknikker.

Måske er udsigterne ikke så dystre, som det umiddelbart kan se ud. Regionerne har i stigende grad fokus på prioritering af indsatsen overfor grundvandstruende forureninger, og i flere og flere områder anvendes prioriteringssystemer som fx GISP eller andre mere detaljerede oplandsbaserede værktøjer til at målrette indsatsen mod de værste forureninger, og dermed sikre mest miljø for pengene i den rigtige rækkefølge, jf. Miljøstyrelsen (2011b). Opstilling af oprensningskriterier jf. den beskrevne metodik i denne rapport, kan åbenlyst bruges i sådanne sammenhænge. Fx kan effekten af en 70 % oprensning af en kilde, som måske kun koster 30 % af ”99 %-oprensningen”, belyses: Er det overhovedet umagen værd? Er grundvandskvalitetskriteriet overholdt 500 m fra kilden, og kan vi leve med det? Kan vi for de sparede midler rense endnu to grunde op til 70 % og giver det samlet set mere rent grundvand for de investerede midler?

Sådanne diskussioner og overvejelser er vanskelige, men relevante. For restriktive krav kan potentielt spille en masse ressourcer mens ”glibebanen” er farlig ud fra forsigtighedsprincippet som et vigtigt grundlag for arbejdet med at sikre rent grundvand.

Regneeksemplerne (bilag 3) viste at det ikke altid er let at definere i hvilket grundvandsmagasin KP_{RECP} skal sættes. Er der flere magasiner, skal det i hvert tilfælde defineres, hvad der er det førstkommande *betydende* magasin. Og som eksemplet fra Rugårdsvej viste, er 100 m nedstrøms ikke altid det samme som 100 m fra kilden, hvis KP_{RECP} er defineret i det primære magasin. Dette skyldes at der kan ske en horisontal transport i det sekundære magasin, inden forureningen trænger ned i det primære magasin.

6.5 Betydning af fluxkriterium i stedet for koncentrationskriterium i kontrolpunktet

Regneeksemplerne i denne rapport viste at attenueringsfaktoren som følge af fortynding typisk vil ligge i intervallet 5-50 mens den for nedbrydning kan ligge mellem 1 og flere hundrede tusinde. Anvendes der i stedet for vejledningens *koncentrations*baserede kriterium et

*flux*baseret kriterium, er det alene nedbrydningsprocesserne der medfører attenuering. Da fluxen er den samlede masse pr. tid, der strømmer igennem et givent kontroltransekt, vil fluxen ikke blive påvirket af fortyndingsprocesser men udelukkende af destruerende processer (processer som fjerner forureningsmasse) som fx nedbrydning.

Fordelen ved et koncentrationsbaseret kriterium er at det er muligt at måle om kriteriet er overholdt, forudsat at man kan finde det sted hvor koncentrationen er højst.

Fordele ved at bruge et fluxbaseret kriterium er, at det alene er nedbrydning der fjerner forurening fra magasinet, samt det bliver væsentlig nemmere at omregne kravet i kontrolpunktet til en kildekonzentration, idet fortyndingsprocesserne udgår. Det er umiddelbart en lidt større opgave at måle en aktuel flux i stedet for en koncentration, men samtidig reduceres usikkerheden, idet usikkerheden på om man har målt det rigtige sted vurderes større end usikkerheden på en fluxbestemmelse.

Referenceliste

ASTM (1999). RBCA Fate and Transport Models: Compendium and Selection Guidance.

Amternes Videncenter for Jordforurening (2001). Håndbog om undersøgelser af chlorerede stoffer i jord og grundvand. Teknik og Administration nr. 5, 2001.

Amternes Videncenter for Jordforurening (2003). Afværgehåndbog om chlorerede stoffer i jord og grundvand. Teknik og Administration nr. 4, 2003.

Bjerg, P.L. (2008). Dispersion in aquifers, DTU Environment. www.sara.env.dtu.dk

Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R., Bjerg, P.L. (2011a). A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology*, In press.

Chambon, J. (2011b). DTU V1D – DTU Vertical 1D Transport Model. A spreadsheet for risk assessment in low-permeability media. DTU Miljø. www.sara.env.dtu.dk

Davison, R., Hall, D.H. (2010). ConSim Version 2.5. User Manual. Golder Associates and UK Environment Agency. Golder Associates.

Environment Agency (2006). Remedial Targets Methodology. Hydrogeological Risk Assessment for Land Contamination. British Environment Agency.

Falta, R. W., Stacy, M. B., Ahsanuzzaman, N. M., Wang, M., Earle, R. C. (2007). REMChlor remediation Evaluation Models for Chlorinated Solvents – Users Manual, Clemson University, Clemson South California.

ITRC (2008). In-situ Bioremediation of Chlorinated Ethane: DNAPL Source Zones, The Interstate Technology & Regulatory Council.

Lemming, G. og Bjerg, P.L. (2011). Notat vedr. Fastsættelse af oprensningskriterier for oprensning af lavpermeable aflejringer. Projekt for Region Syddanmark, SRD Sortebovej 26, Tommerup. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter, hovedbind og appendiks. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 og nr.7, 1998.

Miljøstyrelsen (2002). Miljøprojekt nr. 732, 2002. Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM-forurening. Hovedrapport. HOH Vand og Miljø A/S, GEO, DTU Institut for Miljø og Ressourcer, KU Geologisk Institut og Danmarks Jordbrugsforskning. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2008). Anbefalinger til sagsforløb ved in situ oprensning af jordforurening. Miljøprojekt nr. 1255, 2008. Per Loll og Claus Larsen, DMR. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2009). Håndtering af lettere forurenede jord. Miljøprojekt nr. 1285, 2009.

Miljøstyrelsen (2010). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand.

Miljøstyrelsen (2011a). Redegørelse om jordforurening 2009. Redegørelse nr. 1. Depotrådet. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2011b). Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvands-
truende forureninger. Orbicon, DTU, Region Hovedstaden og Miljøcenter Roskilde. Miljø-
styrelsen.

Region Sjælland (2009). Bagatelgrænser – Risikovurdering af restforurening med olie/benzin
ved offentlig indsats efter Jordforureningsloven. Version 1.1.4, 01-09-2009. Udarbejdet af
Orbicon. Dokumentationsrapport og regneark tilgængelig på
[www.regionsjaelland.dk/regionens-
opgaver/jordforurening/forraadgivere/Sider/bagatelgraensevaerktoej.aspx](http://www.regionsjaelland.dk/regionens-opgaver/jordforurening/forraadgivere/Sider/bagatelgraensevaerktoej.aspx)

Spence, L.R. (2001). RISC4. User's Manual. Spence Engineering and BP Oil Ltd. Spence
Engineering and BP Oil Ltd.

Spence, L. R., Walden, T. (2001). RISC WorkBench User's Manual, Waterloo Hydrologic.

Troldborg, M. og Lemming, G. (2005). Værktøjer til risikovurdering af en punktkilde. For-
projekt ved Miljø & Ressurcer, DTU.

Troldborg, M. (2010). Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater
contamination from point sources. PhD Thesis. DTU Environment.

USEPA, 2011: Link til Soil Screening Guidance:
<http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/index.htm>.

Bilag 1. Spørgeskemaundersøgelse

Lokalitets id	373-00092	259-00163	269-00174			229-00182	169-00217	767-00009	
Adresse	Slagelsevej 187, 190 og 191, Næstved	Hjørnegårdsvej 13, U. Skensved	Roskildevej 16, Havdrup	Møllemarksvej 2, 4291 Ruds Vedby	Gl. Kongevej 39	Vadsbyvej 16A, Høje Taastrup	Vestergade 5, Skuldelev, 4050 Skibby	MW. Gjøesvej, 2640 Hedehusene	Vellev losseplads, Kræmmervejen 28, Ulstrup
Hvor er kilde (primært) beliggende? (vælg på rulleliste)	Umættet zone	Ved vandspejl	Umættet zone	Ved vandspejl	Umættet zone	Ved vandspejl	I grundvandsmagasinet	I umættet zone	Umættet zone
Forureningsstof	Chlorbenzener, aniliner, BTEX	Chlorerede opløsningsmidler	Chlorerede opløsningsmidler	Benzin (BTEX), MTBE	Chlorerede opløsningsmidler	Chlorerede opløsningsmidler	chlorerede opløsningsmidler	Chlorerede opløsningsmidler	Chlorerede opløsningsmidler
Forureningsmasse (vælg på rulleliste)	>200 kg	>200 kg	<50 kg	>200 kg	50-200 kg	>200 kg	>200 kg	>200 kg	50-200 kg
Geologi, dæklag	Moræneler ca. 20 m, opsprækket de øverste 4-5 meter, lokalt til større dybde	ML, 1-2 m; DS 0,5 - 1m	sandet fyld og moræneler	Ler 0-1 m, DS 1-10 m, ML 10-15/20 m	Moræneler	Moræneler	sand/Ler	ler/sand	5 m ML + 25 m DS
Geologi, grundvandsmagasin	kalk (Danien)	BK/ZK	sandet moræneler	DS	Kalk	Sand/kalk	ler/sand	sand/kalk	Smeltevandsand/-grus
Hvad var baggrunden for at påbegynde oprensning? (vælg på rulleliste)	Overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet	Overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet	Overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet	Andet - skriv note nedenfor	Overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet	Andet - skriv note nedenfor	Andet - skriv note nedenfor	Andet - skriv note nedenfor	Overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet
Evt. kommentar eller uddybning til baggrund for oprensning	Konstateret forurening i et meget vandførende morænegruslag 16-18 m u.t. Lokaliteten ligger i indvindingsområdet til det almene vandværk Lille Næstved, der ligger 3 km sydøst for lokaliteten.	Risiko for recipient og magasin	Risiko for nærliggende vandforsyning	Stor mængde fri fase benzin, tyndt dæklag og nærliggende vandforsyning (350 m) i nedstrøms retning. En JAGG-beregning ville helt sikkert vise en overskridelse, så dette blev ikke udført.	Forureningen var påvist og ikke afgrænset i det primære magasin ca. 150 m nedstrøms kildeområdet	Den målte forureningsflux i det sekundære grundvandsmagasin vil på sigt kunne give overskridelser af kvalitetskriterierne i nærmeste indvindingsboring	Overskridelse af grundvandskriteriet i sekundært magasin samt overskridelser i indeklimaet i nedstrøms beliggende huse.	Formodet og beregnede overskridelser af grundvandskriteriet i grundvandet ved Solhøj kildeplads ca. 2 km nedstrøms forureningen.	Overskridelse af kriteriet 200 m nedstrøms i øvre, primært magasin med en faktor ca. 100.
Hvilken oprensningsmetode er anvendt?	Afgravning af en del af hot spot på Slagelsevej 187 og 191 + dræn med opsamling af fourenet terrænnært grundvand. Opsamling af forurennet terrænnært grundvand fra 2 frakturerede dræn på Slagelsevej 190. Dræn skal medvirke til at vende gradienten fra nedadrettet til opadrettet i hotspot.	Pump&Treat	Opgravning af hotspot, herefter vandbehandling ved oppumpning af sekundært grundvand rensning i kul reinjektion til formationen igen	Airsparging med vakuumentilation suppleret med ISCO ved peroxid-aktiveret persulfat	Stimuleret Reduktiv dechlorering med injektion ad donor (melasse) og dechlorerende kultur	Kombination af ISTD og reduktiv dechlorering	Ved dette hotspot er anvendt ISTD	Treatmenttrain: Ventilation under huse. Aktiv ventilation af umættet sandlag. Afværgpumpning i sekundært grundvand. Kildeoprensning ved ISTD.	Afventer modelberegninger. Fjernelse af kilden i lerede dæklag. Herefter evt. in situ indgreb over for poreluft i umættet zone og grundvandsfanen.
Er der fastsat absolutte oprensningskriterier (se forklaring nedenfor)? (vælg på rulleliste)	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand	Nej	Ja, ift. grundvand	Ja, ift. grundvand
Er der fastsat langsigtede oprensningskriterier (se figur nedenfor)? (vælg på rulleliste)	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja	Delvist	Ja	Ja
Hvad er et evt. langsigtet stopkriterium baseret på? (vælg på rulleliste)	Oveholdelse kvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet	Oveholdelse kvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet		Oveholdelse kvalitetskriteriet i grundvandsmagasinet		Andet - skriv begrundelse nedenfor	Hovedformålet var fjernelse af fri fase. De små oprensningskrav skyldes at der forventes genforurening.	Andet - skriv note nedenfor	Andet - skriv begrundelse nedenfor
Er der fastsat kortsigtede oprensningskriterier (se figur nedenfor)? (vælg på rulleliste)		Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Delvist
Hvordan er et evt. kortsigtet stopkriterium fastsat (evt. transformeret fra langsigtet)? (vælg på rulleliste)			andet	Håndberegninger	Håndberegninger	Håndberegninger	Andet - skriv note nedenfor	Modelberegningerr	Modelberegninger
Evt. kommentar eller uddybning til basis for stopkriterier	Det er kun beskrevet kortfattet i det gamle sagsmateriale, at grundvandskriterierne skal være overholdt. Det er ikke defineret hvor og hvornår		Der er ikke foretaget nogen uddybning af begrundelsen for stopkriteriet, som primært er fastsat på baggrund af at der på lokaliteten efter bortgravning blev estimeret en samlede forurening på ca. 5 kg chlorerede og en årlig flux til det primære magasin på max 2g/år, samt at der ved etablering af de to borer til primært magasin (pumpeforsøg) er eftervist, at det primære magasin ikke er belastet af forurening i de øvre jordlag. Stopkriteriet på 30 µg/l er således fastsat med baggrund i, at ved opnåelse af denne værdi, kunvil være en meget begrænset mængde restforurening tilbage, som ikke vurderes at udgøre nogen trussel i forhold til indvindingen.	Langsigtet stopkriterium er overholdelse af GV-kriteriet i det primære grundvand, kortsigtet stopkriterium er fastlagt ud fra en acceptabel masse i sekundært grundvand og forventet effektivitet af oprensningsmetode.	Der er opstillet grænser for hvor stor tilbageslag der må ses i det sekundære grundvand, baser på beregninger om at reducere fluxen til det primære magasin med en faktor 50	Der er opstillet grænser for hvor stof hviv. fluxen af summen af de chlorerede opløsningsmidler må være samt koncentrationen af vinylchlorid i det sekundære grundvand	Kriteriet i oprensningszonen var 10 mg/kg. Hovedformålet var fjernelse af fri fase. Det relativt lave kriterie blev sat ud fra at der er mange forureningskilder på lokaliteten og at det må forventes genforurenet.	Stopkriteriet er fastsat ud fra at fluxen ud fra området ikke må give anledning til at koncentrationen ved Solhøj kildeplads, 2 km nedstrøms, overstiger drikkevandskriteriet. Afværgpumpning og aktiv ventilation af den umættede zone forventet standset.	Der udføres pt. modelberegninger af stofftransport i såvel umættet zone (Surfact) som mættet zone (Modflow). Beslutning om oprensning vil blive truffet med udgangspunkt i resultaterne af modelberegningerne. Stopkriteriet vil i givet fald være, at forureningen ikke må påvirke det nedre primære grundvandsmagasin på niveauer over grundvandskvalitetskriterierne i en situation, hvor planlagt vandindvinding er sat drift.
Har i gjort jer andre/flere tanker om kriterier for oprensningen					Der er opstillet kriterier ang. tilstedeværelse af mikroorganismer og holdbarhed af donor i det behandlede område, samt kontrol af udviklingen i oprensning i lermatricen ved udtagning af kerneprøver		Dokumentationsprøver af oprensningen viser koncentrationer på under 0.15 mg/kg i gennemsnit.	Koncentrationer fra dokumentationsprøverne viser et gennemsnit på under 0.1 mg/kg	Ved bortgravning af hotspot i morænelersdæklaget forventes den fremtidige forureningsbekæmpning at kunne reduceres til få procent af den nuværende. Der vil herefter være en restforurening i umættet zone (25 m) og i det øvre primære grundvandsmagasin. Det forventes, at systemet reagerer med en langsom bedring af vandkvaliteten i det øvre, primære magasin. Afhængigt af modelberegningerne vil der blive taget stilling til, om der er udsigt til, at det dybe, primære grundvandsmagasin vil kunne overholde grundvandskriteriet på langt sigt. I modsat fald, vil in situ tiltag over for restforureningen blive overvejet.
Hvordan dokumenteres at oprensningen er tilstrækkelig? (vælg på rulleliste)	Prøver fra kilde- og grundvandszonen	Prøver fra grundvandszonen	Prøver fra grundvandszonen	Prøver fra kilde- og grundvandszonen	Prøver fra kilde- og grundvandszonen	Prøver fra kildezonen	Prøver fra kildezonen	Prøver fra grundvandszonen	
Udtages prøver (jord/vand/luft) i kildezonen ? (Ja/nej)	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	
Hvor mange prøver under udføres (jord/vand/luft) i kildezonen ? Udtages vandprøver i grundvandszonen ? (Ja/nej)	jord: vand: 2 gange årligt luft	jord: vand: N/A luft	jord: vand: Mange luft: Mange	jord: Nej vand: Mange luft: Mange	jord: hver 2-3 år vand: Mange, ca hver halve år luft: ngen	jord: vand: mange luft: nej	jord: 2 vand: mange luft: mange	jord: ikke besluttet vand: ikke besluttet luft: ikke besluttet	
Hvor mange prøver under udføres i grundvandszonen ?	2 gange årligt	1 gang hvert andet år ca. I Hertil kommer driftskontroller af	Det er ikke besluttet endeligt endnu, et forslag er at måle på tilbageslag efter en måneds stop for anlægget, men umiddelbart vil vi nok udtage prøver af 3 omgange. Måske over 3-4 måneder	Halvårlig monitoring under drift og en efterfølgende periode	hver 6 eller 12 måneder	ikke besluttet	mange	ikke besluttet	

Bilag 2. Modeller til risikovurdering

Dette bilag indeholder en summarisk beskrivelse af de forskellige afprøvede risikovurderingsmodeller. Beskrivelsen omhandler kun modellernes grundvandsmoduler. Gennemgangen skal betragtes som et hurtigt overblik over modellerne og deres anvendelsesområder. For en mere komplet beskrivelse henvises til dokumentationen for de enkelte modeller.

RISC4 (Risk-Integrated Software for Cleanups)

RISC er et kommercielt program (\$650/licens), som er udviklet af Lynn Spence og BP Oil Ltd. Der er under udarbejdelsen af denne rapport kommet en ny version af programmet (RISC5), men det var for sent at anvende den nye version til simuleringerne. Ændringerne drejer sig primært om at programmet kan køre i nyeste version af Windows.

Programmet simulerer transport fra 3 kildetyper. En umættet kilde, en mættet kilde og en delvist mættet og umættet kilde. Transporten i den umættede zone er vertikal i den mættede zone er den horizontal. For det mættede scenarie simuleres bidraget fra kilden som konstant eller som en puls, og der tages ikke højde for fjernelse af masse i kilden som følge af udvaskning. For det umættede scenarie simuleres kilden som aftagende og koncentrationen som funktion af massen i kilden, og der kan tages højde for tilstedeværelsen af NAPL (Spence & Walden, 2001).

Geologien består af et umættet og et mættet modul, og der kan placeres linser i det umættede modul. Det vil således være muligt at modellere forskellige meget simple geologiske scenarier, hvor jordtyperne i den mættede og umættede moduler varieres, men der kan ikke inkluderes lag af forskellige jordtyper i det mættede modul (Spence & Walden, 2001).

Det er muligt at lave en baglænsberegning, hvorved et oprensningskriterium i kilden kan estimeres. De forskellige inputparametre kan ses i tabel 1, tabel 2 og tabel 3 (Spence & Walden, 2001).

Den maksimale simuleringsperiode er 100 år. Programmet har mange stoffer som default i en database og muligheden for at tilføje flere. Resultatet fås som grafer og tabeller i programmet og kan let overføres til regneark. Programmet leverer data på en form, så der kræves amerikanske settings i Excel.

RISC4 benytter 3D dispersion. De værdier, som angives for dispersiviteter i RISC4 er erfaringsmæssigt for store, og det anbefales i stedet, at der benyttes estimater baseret på et litteraturværdier som fx beskrevet i Bjerg (2008).

Inputparametre til RISC4

Tabel 1. Datakrav til modellen for den umættede zone (Tabel A1 i Spence & Walden, 2001).

		Typiske værdier	
	Enhed	Min	Max
Geologiske parametre			
Porøsitet	cm ³ /cm ³	0,01	0,5
Visnegrænse (Irreducible Water Content)	cm ³ /cm ³	0	porøsitet
Organisk kulstof indhold	g oc/g TS	0,001	0,05
Hydraulisk konduktivitet	m/dag	1,00E-07	100
Bulk densitet	Brøk	1,4	2,2
van Genuchten parameter	Dimensionsløs	~1	~3
Dybde af umættet zone	m	site-specifik	site-specifik
Kilde parametre			
Kildelængde (x- retning)	m	site-specifik	site-specifik
Kildebredde (y- retning)	m	site-specifik	site-specifik
Kildedybde (z-retning)	m	Sitespecifik	site-specifik
Specifikke data for kemiske stoffer (Database værdier kan benyttes)			
Molvægt	g/mol	kem-specifik	kem-specifik
Kildekoncentration	mg/kg	site-specifik	site-specifik
Opløselighed	mg/l	kem-specifik	kem-specifik
Diffusionskoefficient i luft	cm ² /s	kem-specifik	kem-specifik
Diffusionskoefficient i vand	cm ² /s	kem-specifik	kem-specifik
Koc	ml/g	kem-specifik	kem-specifik
Nedbrydningsrate	1/dag	site-specifik	site-specifik
Henrys konstant	(mg/l)/(mg/l)	kem-specifik	kem-specifik

Tabel 2. Datakrav til modellen for den mættede zone (Tabel B1 i Spence & Walden, 2001)

	Enhed	Typiske værdier	
		Min	Max
Geologiske parametre			
Porøsitet	cm ³ /cm ³	0,01	0,5
Hydraulisk gradient	m/m	>0	0,05
Organisk kulstofindhold	g oc/g TS	0,001	0,05
Hydraulisk konduktivitet	m/dag	1,00E-07	100
Bulk Densitet	Brøk	1,4	2,2
Longitudinal dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Transversal dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Vertical dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Placering af boring			
Afstand nedstrøms	m	site-specifik	site-specifik
Afstand tværstrøms	m	site-specifik	site-specifik
Dybde til toppen af filter	m	site-specifik	site-specifik
Dybde til bunden af filter	m	site-specifik	site-specifik
Antal segmenter	-	1	10
Kilde med opløst fase			
Dybde af kildeområde	m	site-specifik	site-specifik
Længde af kildeområde (I retning af grundvandsflow)	m	site-specifik	site-specifik
Bredde af kildeområde (På tværs af grundvandsflow)	m	site-specifik	site-specifik
Specifikke data for kemiske stoffer (Database værdier kan benyttes)			
Kildekoncentration	mg/kg	site-specifik	site-specifik
Diffusionskoefficient i vand	cm ² /s	kem-specifik	kem-specifik
Koc	ml/g	kem-specifik	kem-specifik
Nedbrydningsrate	1/d	site-specifik	site-specifik

Tabel 3 Data krav for modellen med delvist mættet (Table C1 i Spence & Walden, 2001)

		Typiske værdier	
	Enhed	Min	Maximum
Geologiske parametre			
Porøsitet	Brøk	0,01	0,5
Hydraulisk gradient	m/m	>0	0,05
Organisk kulstofindhold	g oc/g TS	0,001	0,05
Hydraulisk konduktivitet	m/dag	1,00E-07	100
Bulk densitet	Brøk	1,4	2,2
Longitudinal dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Transversal dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Vertical dispersivitet, vand	m	site-specifik	site-specifik
Placering af boring			
Afstand nedstrøms	m	site-specifik	site-specifik
Afstand tværstrøms	m	site-specifik	site-specifik
Dybde til toppen af filter	m	site-specifik	site-specifik
Dybde til bunden af filter	m	site-specifik	site-specifik
Antal segmenter	-	1	10
Mættet kilde, parametre			
Dybde af kildeområde (over og under vandspejl)	m	site-specifik	site-specifik
Længde af kildeområde	m	site-specifik	site-specifik
Brede af kildeområde	m	site-specifik	site-specifik
Mindste mættede kildedybde	m	site-specifik	site-specifik
Vandspejlsændringer	m	site-specifik	site-specifik
Procentdel af året hvor vandspejlet er højt	Brøk	0	1
Infiltration	m/d	>0	site-specifik
Specifikke data for kemiske stoffer (Database værdier kan benyttes)			
Molvægt	g/mol	kem-specifik	kem-specifik
Kildekonzentration	mg/kg	site-specifik	site-specifik
Opløselighed	mg/l	kem-specifik	kem-specifik
Diffusionskoefficient i luft	cm ² /s	kem-specifik	kem-specifik
Diffusionskoefficient i vand	cm ² /s	kem-specifik	kem-specifik
Koc	ml/g	kem-specifik	kem-specifik
Nedbrydningsrate	1/dag	site-specifik	site-specifik
Henrys konstant	(mg/l)/(mg/l)	kem-specifik	kem-specifik

REMChlor (Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents)

Dette freewareprogram er udviklet på Clemson University, og kan downloades fra den amerikanske miljøstyrelse USEPAs hjemmeside. Programmet er Excel-baseret og kræver amerikanske settings i Excel for at virke.

REMChlor fokuserer primært på effekten af oprensninger og er beregnet til chlorerede opløsningsmidler. Der arbejdes kun med den mættede zone, og det forudsættes at kilden findes der. Kilden beskrives ved en forureningsmasse og en koncentration. Forholdet mellem udvaskningskoncentration og massen i kilden beskrives med en power funktion (Falta et al., 2007). REMChlor virker som en opgradering og integrering af BioChlor og BioSCREEN.

REMChlor simulerer mættet horisontal transport i en meget simpel geologi, som kun kan bestå af én homogen enhed. REMChlor benytter 3D dispersion, som beskrives ved en såkaldt streamtube model, der er beskrevet i Falta et al. (2007).

Der kan regnes med sekventiel nedbrydning, og der kan angives forskellige nedbrydningsrater i tid og sted for de forskellige stoffer. Der kan benyttes 4 stoffer, 3 udbredelsesmæssige zoner og 3 tidszoner. Tids- og udbredelses zoner kan være stofspecifikke. Den sekventielle nedbrydning kan kun starte ud fra 1 stof, idet modellen ikke giver mulighed for at kilden kan indeholde nedbrydningsprodukter fx TCE, DCE mv.

Resultatet af en REMChlor simulering kan fås som et Excel ark med data. Alle input parametre kan ses i tabel 4.

Input parametre til REMChlor

Tabel 4 Inputparametre til REMChlor (Falta et al., 2007).

Proces	Parameter	Enhed	Kommentarer
Kilde parametre			
	Koncentration	g/L	
	Masse	kg	
	Gamma	-	Eksponent i power funktionen
Dimensioner af kilde			
	Brede	m	
	Dybde	m	
	Darcyhastighed	m/år	
	Porøsitet	-	
Kildeoprensning			
	Fjernet procent	-	
	Oprensningstid	År	
	Kildenedbrydning	1/år	
Transport parametre			Der benyttes en såkaldt streamtube model til at modellere dispersiviteten (Falta et. al., 2007)
	Lineær retardation	-	
	Hastighed max	-	Normaliseret (Se Falta et. al., 2007 for forklaring)
	Hastighed min	-	Normaliseret (Se Falta et. al., 2007 for forklaring)
	Standardafvigelsen på porehastigheden	-	Normaliseret (Se Falta et. al., 2007 for forklaring)

ConSim (Contamination Impact on Groundwater: Simulation by Monte Carlo Method)

ConSim er et risikovurderingsværktøj udviklet for UK Environment Agency. Det koster £425 + britisk moms for en licens.

ConSim simulerer horisontal transport i grundvandet og vertikal transport gennem den umættede zone. Kilden kan være mættet eller umættet. Kildestyrkefunktionen kan enten bidrage med et konstant input, være aftagende eller den kan angives af brugeren. I ConSim er det ikke muligt at angive en dybde for kilden (Environment Agency, 2010).

Geologien i både den mættede og umættede zone er relativt simpel, og der kan ikke defineres forskellige lagfølger.

Som navnet antyder, har programmet en ret stærk usikkerhedsanalyse indbygget. Alle parametre kan angives med en tilhørende sandsynlighedsfordeling, og hvis man vælger dette, bliver alle resultater angivet med sandsynlighedsfordelinger.

Den grafiske brugerflade har et GIS lignende udseende, dvs. at man betragter forureningen i fugleperspektiv, og der arbejdes i et koordinatsystem, hvor forskellige enheder kan placeres ved at angive deres koordinater. Den horisontale kilde udbredelse kan defineres som en flade med form efter eget ønske.

Der er ikke i programmet fundet en god måde at eksportere resultaterne til f.eks. regneark. Programmet har ret mange stoffer som standard, og der er mulighed for at tilføje flere.

Dispersionen i ConSim er 2D, idet modellen benytter langsgående og horisontalt tværgående dispersiviteter. Der er angivet tre formler i manualen, som kan benyttes til beregning af den langsgående dispersivitet.

Inputparametrene til ConSim er opsummeret i tabel 5.

Inputparametre til ConSim

Tabel 5 Inputparametre til ConSim (Environment Agency, 2010).

Proces	Parameter	Enhed	Kommentar
Kildeparametre			Kilde type: Forurening i umættet zone
	Bulk densitet	g/cm ³	
	Luftfyldt porøsitet	-	
	Vandmættet porøsitet	-	
	Tykkelse	-	
	Fordelingskoefficient	ml/g	
	Koc	ml/g	
	Koncentration	mg/kg	
	Henrys konstant	-	
	Opløselighed	mg/l	
Umættet zone			For et enkeltporøst medium (Dual kan vælges)
	Tykkelse	m	
	Vandfyldt porøsitet	-	
	Bulk densitet	g/cm ³	
	Hydraulisk konduktivitet (umættet)	m/s	
	Vertikal dispersivitet	m	
	Infiltration	mm/år	
Mættet zone			
	Tykkelse	m	
	Bulk densitet	g/cm ³	
	Hydraulisk konduktivitet	m/s	
	Effektiv porøsitet	-	
	Hydraulisk gradient	-	
	Grundvands flow retning	grader	
	Dispersivitet (longitudinal)	m	
	Dispersivitet (lateral)	m	
	Blandingsdybde	m	Kan beregnes
Receptorer			
	Position	Koordinater	

DTU V1D – DTU Vertikal 1 dimensional transport model

Dette program er udviklet på DTU Miljø. Programmet er freeware og kan downloades fra DTU Miljø's hjemmeside vedr. udviklingsprojekter omhandlende risikovurdering og afværgeteknologier (sara.env.dtu.dk). Modellen er beskrevet i en brugervejledning (Chambon, 2011b), og en række anvendelser af modellen er publiceret i Chambon et al. (2011a).

DTU V1D (vertikal 1 dimensional transport) simulerer vertikal transport i den mættede zone i lavpermeable lag. Der kan inkluderes sprækker i simuleringerne (specielt relevant for moræner), eller de kan baseres på en equivalent porous media model (EPM) med 1D advektion og dispersion eller alene med diffusion. Diffusionsscenarioet benyttes i det tilfælde, hvor den advective grundvandshastighed er meget lav (f.eks. ved ingen eller meget lav infiltration).

Forureningskilden kan enten placeres over det lavpermeable lag (model 1a og b) eller den kan placeres i det lavpermeable lag (model 2). I tilfældet, hvor kilden er trængt ned i det lavpermeable lag, benyttes der en aftagende kildestyrke. I tilfældet, hvor kilden ligger ovenpå de impermeable lag, kan kildestyrken enten være konstant (model 1b) eller en udvaskningstid på 20 år kan benyttes (model 1a), (Chambon et al., 2011b). Alle input parametre til DTU V1D modellen kan ses i tabel 6.

Inputparametre til DTU V1D modellen

Tabel 6 Inputparametre til DTU V1D.

Proces	Parameter	Enhed/ mulighed
1a. Kilde ovenpå lavpermeabelt lag -Konstant kildestyrke		
	Angiv om der er sprækker	Ja/nej
	Input koncentration	mg/l
	Matrix porøsitet	-
	Diffusions koefficient i matrix	m ² /år
	Nedbrydnings rate	1/år
	Retardation, sprække	-
	Retardation, matrix	-
	Sprækkebredde	m
	Afstand mellem sprækker	m
	Langsgående dispersivitet	m
	Tidspunkt for spild	år
	Infiltration	mm/år
	Bulk hydraulisk ledningsevne	m/s
	Vertikal gradient	-
	Tidsinterval for kilde	År
	Dybde	m
	Dybde interval størrelse	m
	Tid	år
	Tidsskridt (størrelse)	år

Tabel 6 Inputparametre til DTU VID (fortsat).

Proces	Parameter	Enhed/ mulighed
1b. Kilde ovenpå lavpermeabelt lag		
	- Tidsbegrænset kildestyrke	
	Angiv om der er sprækker	Ja/nej
	Input koncentration	mg/l
	Matrix porøsitet	-
	Diffusions koefficient i matrix	m ² /år
	Nedbrydnings rate	l/år
	Retardation, sprække	-
	Retardation, matrix	-
	Sprækkebredde	m
	Afstand mellem sprækker	m
	Langsgående dispersivitet	m
	Tipspunkt for spild	år
	Infiltration	mm/år
	Bulk hydraulisk ledningsevne	m/s
	Vertikal gradient	-
	Dybde	m
	Dybde interval størrelse	m
	Tid	år
	Tidsskridt (størrelse)	år
2. Kilde i lavpermeabelt lag		
	Angiv om der er sprækker	Ja/nej
	Input koncentration	mg/l
	Matrix porøsitet	-
	Diffusionskoefficient i matrix	m ² /år
	Nedbrydningsrate	l/år
	Retardation, sprække	-
	Retardation, matrix	-
	Sprækkebredde	m
	Afstand mellem sprækker	m
	Langsgående dispersivitet	m
	Infiltration	mm/år
	Bulk hydraulisk ledningsevne	m/s
	Vertikal gradient	-
	Dybde	m
	Dybde intervalstørrelse	m
	Tid	år
	Tidsskridt (størrelse)	år

JAGG 1.5 Jord, Afdampning, Gas, Grundvand

JAGG 1.5 er freeware og kan hentes fra Miljøstyrelsens hjemmeside. Programmet er baseret på Miljøstyrelsens vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter fra 1998, og der henvises generelt til vejledningen for yderligere information. Der eksisterer også en hjælpefunktion, som inddrager relevante informationer fra vejledningen.

I dette projekt benyttes kun grundvands modulet i JAGG 1.5 hvorfor de andre moduler ikke beskrives. Beregningerne foretages for en målt forureningskoncentration i grundvandsmagasinet dvs. trin 1b, 2b og 3. Kilden er mættet og konstant. I JAGG 1.5 er det ikke muligt at angive en forureningsdybde. Kilden antages at befinde sig i de øverste 0,25 meter af akviferen, hvor trin 1b regner en ækvivalent koncentration ud fra indtastede data. I trin 2 og 3 regnes koncentrationen efter 1 års strømning i magasinet (dog maks. 100 meters transport), hvor der regnes en opblanding svarende til effekten fra 1D dispersion og nedbrydning såfremt dette tilvælges.

Der kan kun regnes på én type geologi og horisontal transport for den mættede zone. I JAGG 1.5 anbefales det ikke, at der ikke regnes på længere forureningsudbredelse en de første 100 meter, da dispersionsberegningerne bliver meget konservative ud over denne afstand. Se tabel 7 for samtlige inputparametre til JAGG1.5.

Input parametre til JAGG 1.5

Tabel 7 Input parametre til JAGG 1.5.

Proces	Parameter	Enhed	Kommentar
Trin 1 b	Målt koncentration	mg/l	
	Filterlængde	m	
Trin 2 b	Hydraulisk lednings- evne	m/s	
	Hydraulisk gradient	brøk	
	Effektiv porøsitet	brøk	
	Max. tykkelse af grundvands magasin	m	
Trin 3	1. ordens nedbryd- ning	dag ⁻¹	
	Vandmættet porøsitet	brøk	
	Bulk massefylde	kg/l	
	Organisk kulstofind- hold	brøk	

Litteratur

Bjerg, P. L. (2008). Dispersion in aquifers, DTU Environment.

Chambon, J.C., Binning, P.J., Jørgensen, P.R., Bjerg, P.L. (2011a). A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. Journal of Contaminant Hydrology, In press.

Chambon, J. C. C., Bjerg, P. L., Binning, P. (2011b). A risk assessment tool for contaminated sites in low permeability media. Brugermanual. DTU Miljø. www.sara.env.dtu.dk

Falta, R. W., Stacy, M. B., Ahsanuzzaman, N. M., Wang, M. , Earle, R. C. (2007) REMChlor remediation Evaluation Models for Chlorinated Solvents – User’s Manual, Clemson university, Clemson south California. www.epa.gov/ada/csmos/models/remchlor.html

Environment Agency (2010). Consim version 2,5. Golder associates.

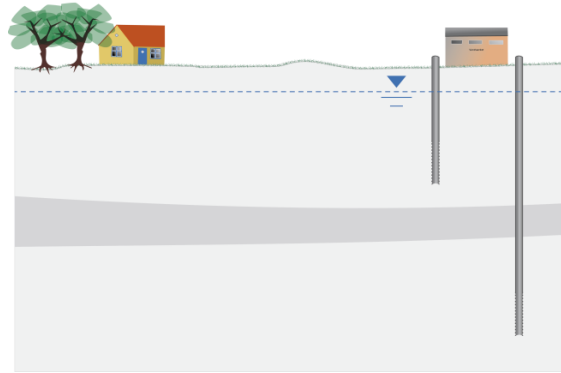
MST (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter Hovedbind og Appendikser, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 7, 1998.

Spence, L. R. , Walden, T. (2001). RISC WorkBench User’s Manual, Waterloo hydrologic.

Bilag 3. Beregning af oprensningskriterier på fem typesager

I. Fladhøjvej

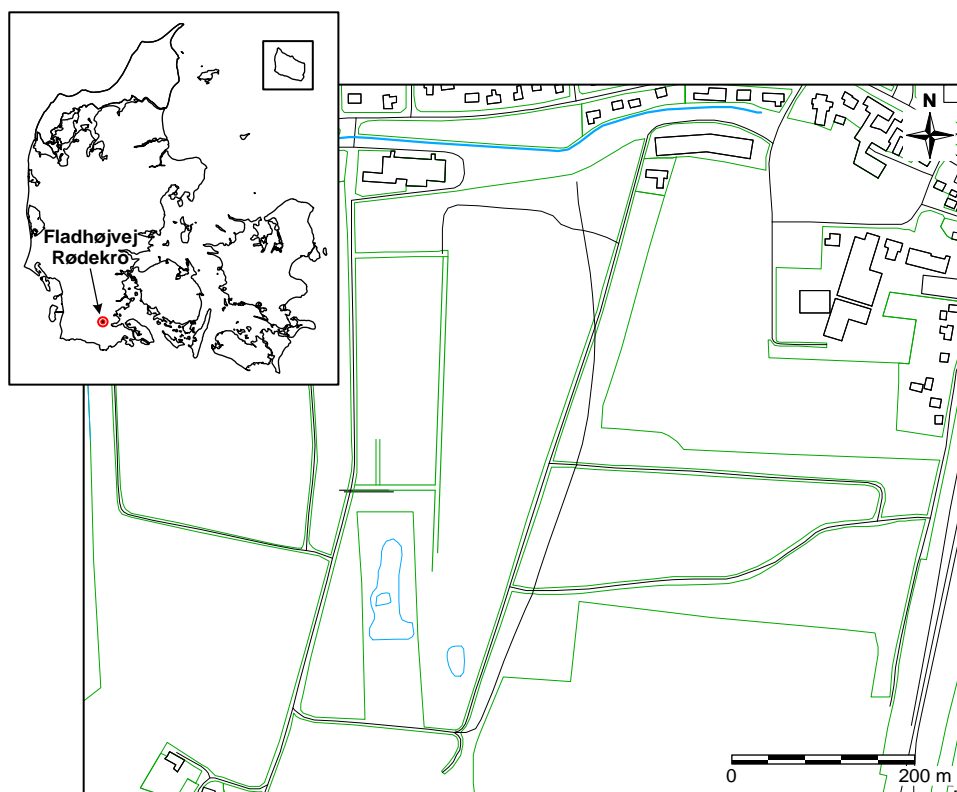
Lokaliteten på Fladhøjvej repræsenterer et af de 3 scenarier med chlorerede opløsningsmidler. Geologisk svarer forureningssagen til den geologiske hovedtype E (figur 1).
E)



Figur 1 Den geologiske hovedtype som sagen på Fladhøjvej kan repræsentere.

I.1 Lokaliteten

Fladhøjvej 1 er beliggende i Rødekro i Sønderjylland, se figur 2. Der har på lokaliteten været drevet renseri under navnet Clip Renseriene A/S siden 1964 (Nyegaard et al., 2005). Den primære forurening er med PCE (tetraklorethylen), men både TCE (triklorethylen), cis-DCE (1,2-cis-diklorethylen) og VC (vinylklorid) findes på lokaliteten. Det skønnes at den samlede forureningsmasse på lokaliteten inden afværgen var 2.000 kg, hvoraf PCE udgjorde 1.600 kg (Elsgaard et al., 2008).



Figur 2 Øverst til venstre Danmarkskort med Fladhøjvejs beliggenhed. Nederst til højre planskitse over nærområdet nedstrøms kilden.

I.1.1 Geologi

Geologien på Fladhøjvej består overvejende af smeltevandssand- og grus. Under undersøgelsesområdet træffes der ca. 20 m. en morænelersbænk på omkring 5 meters tykkelse underlejret af mindst 5 meter smeltevandsler. Morænelersbænken ender ca. 500 meter syd for undersøgelsesområdet, jf. figur 3 (øverst) (Broholm et al., 2008). Dette bilag koncentrerer sig om de første 100 meters strømning efter kilden og oven på morænelersbænken og vil derfor ikke beskæftige sig yderligere med geologien nedstrøms for eller under dette område.

I.1.2 Hydrogeologi

Det antages at morænelersbænken er impermeabel og at strømningen primært foregår i de øverste 15 meter smeltevandssand. Vandspejlet er frit og ligger ca. 3 m. Den hydrauliske konduktivitet er mellem 10^{-3} - 10^{-4} m/s. Der benyttes $5 \cdot 10^{-4}$ m/s i de efterfølgende beregninger. Gradienten er på 2 promille, porøsiteten er på 0,3 og strømningens retning er sydlig (Blicher et al., 2006). Dette giver en porevandshastighed på ca. 100 m/år.

I.1.3 Forureningssituation

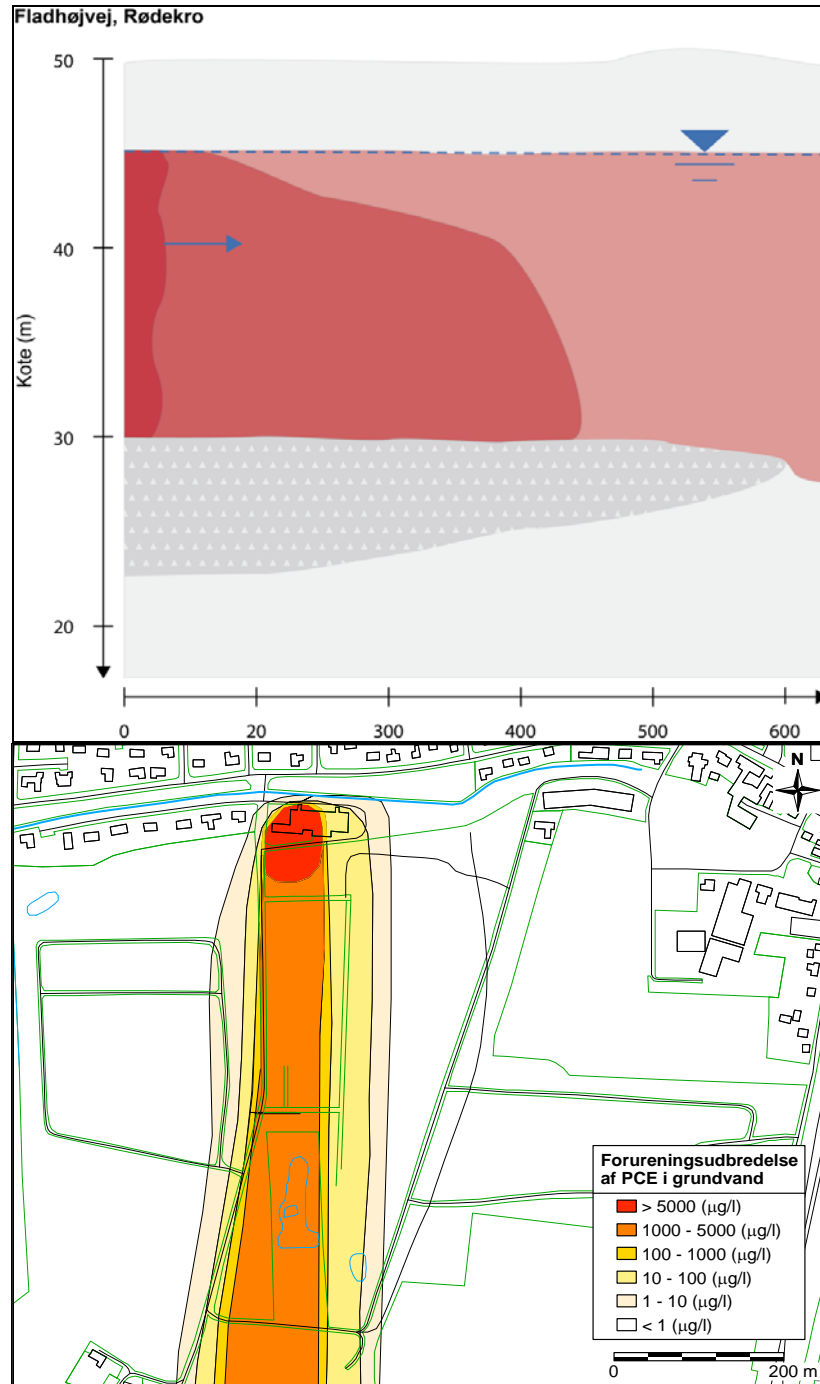
De observerede koncentrationer i forureningens kildeområde kan ses i tabel 1. Der skelnes mellem de højeste observerede koncentrationer og de typiske koncentrationer i kildeområdet.

Tabel 1 Max. observerede grundvandskoncentrationer i kildeområdet og typiske koncentrationer i kildeområdet (Nyegaard & Westergaard, 2006).

Stof	Maximale koncentrationer µg/l	Typiske koncentrationer µg/l
PCE	96.000	10.000
TCE	5.900	1.000
cis-DCE	1.200	1.000
VC	5	1

Forureningsspredningen inden for de første 600 meter kan ses på figur 3, men fanen fra Fladhøjvej er op til 2,5 kilometer lang. En komplet oprensning af hele forureningen vil derfor kræve mere end bare fjernelse af kilden. Det vil også være nødvendigt at finde en metode til fjernelse eller kontrol af fanen. Dette bilag beskæftiger sig med fastsættelse af et stopkriterium for oprensning af kilden og derfor vil det ikke blive diskuteret yderligere hvordan fanen skal håndteres.

Det er tydeligt, at der foregår nedbrydning af de chlorerede stoffer på lokaliteten, da der er målt høje koncentrationer af TCE og cis-DCE. For strækningen 100 meter nedstrøms lokaliteten er der anaerobe forhold i de nederste 5 meter af magasinet og aerobe forhold i de øverste 10 meter (Broholm et al., 2009). Hvis nedbrydning af PCE foregår indenfor de første 100 meters strømning, vil det derfor være i den nederste del af akviferen.



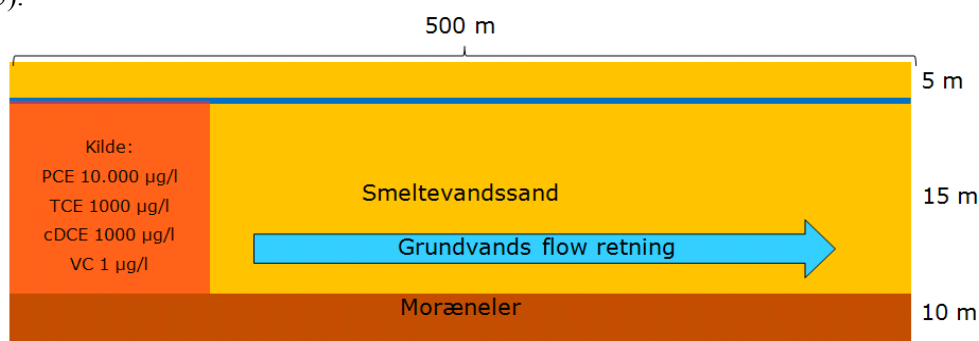
Figur 3 Øverst vertikalt profilsnit med fortolket geologi og forurening. Nederst forureningsfane i fugle perspektiv (Nyegaard et al., 2005).

I.2 Konceptualisering og model setup

I.2.1 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen

En konceptuel skitse over forureningssituationen i kilden og geologien på Fladhøjvej baseret på figur 3, er opstillet i figur 4. Som tidligere nævnt arbejdes der i dette bilag kun med de første 100 meter nedstrøms kilden. Sandmagasinet er 15 meter tykt og overligger 10 meter moræneler. Det antages, at moræneleren er impermeabel. Det er mest sandsynligt at lettere reducerede tilstande dominerer. Forureningen befinder sig primært i sandet og er ikke trængt igennem leret. Det antages, at der er en konstant forureningsflux fra kilden.

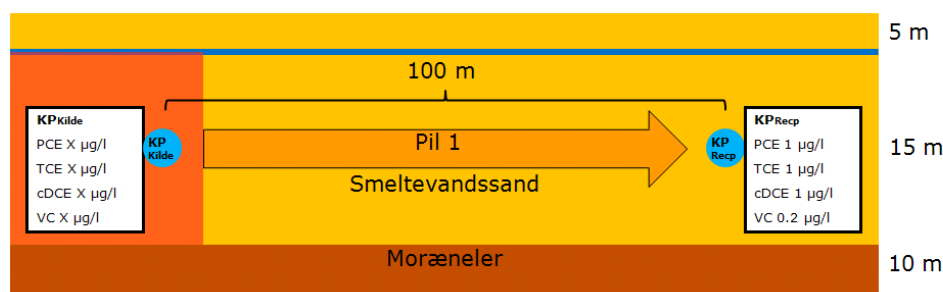
Forureningen antages at være 40 meter lang, 20 meter bred og 15 meter dyb (Nyegaard et al., 2005).



Figur 4 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen i kilden på Fladhøjvej 1.

I.2.2 Placering af kontrolpunkter

Kontrolpunkterne i Fladhøjvej sagen kan ses på figur 5. Der placeres et kontrolpunkt 100 m nedstrøms for forureningskilden (KP_{recp}), og der laves en tilbageberegning (Pil 1) fra dette til forureningskilden (KP_{kilde}). Den i KP_{kilde} beregnede koncentration repræsenterer stopkriteriet.



Figur 5 Placering af kontrolpunkter i Fladhøj sagen.

I.2.3 Modeller og virkeområder

Transporten fra KP_{kilde} til KP_{recp} på Fladhøjvej kan simuleres med horisontal spredning, hvilket følgende modeller kan håndtere: RISC4, ConSim, RemChlor og JAGG1.5, se tabel 2. Der regnes med modellernes moduler til den mættede zone. Det vil sige, at der kun regnes på vandkoncentrationer.

Tabel 2 Oversigt over modeller benyttet til beregningerne i sandakviferen på Fladhøjvej.

Model	Sandakvifer
RISC4	
Mættet kilde	X
Umættet kilde	
Delvist mættet og umættet kilde	
ConSim	
Umættet kilde model 3	
Mættet kilde model 3a	X
REMChlor	
Mættet	X
JAGG 1.5 – Grundvands modul	
Trin 1a Kildestyrke koncentration	
Trin 2a Kildestyrke koncentration	
Trin 1b Målt forurenings koncentration	X
Trin 2b Målt forurenings koncentration	X
Trin 3	X
DTU VID transport model	
Model 1a Kilde over lavpermeabelt i 30 år	
Model 1b Konstant kilde over lavpermeabelt	
Model 2 Forurening i lavpermeabelt	

Af de fire nævnte modeller kan kun REMChlor regne med sekventiel nedbrydning. Modulet til sekventiel nedbrydning i RemChlor gør det ikke muligt at have en start koncentration for nedbrydningsprodukterne.

Når der sker nedbrydning af PCE vil der dannes TCE og fra nedbrydningen af TCE vil der dannes cis-DCE etc. Dette er problematisk da det vil resultere i dannelse af VC som er mere toksisk end de andre stoffer. Det vil derfor være mest konservativt at regne med sekventiel nedbrydning, men dette er ikke muligt. De oprensingskriterier, som beregnes i denne rapport, vil derfor gælde alle stofferne, hvis der ikke sker nogen nedbrydning. Det er imidlertid kun oprensings kriteriet for PCE der gælder hvis der sker nedbrydning.

I JAGG 1.5 er det ikke muligt at angive en dybde af forureningen. Dette skyldes, at modellen forudsætter, at forureningskilden befinder sig i de øverste 0,25 meter af akviferen (svarende til en formodet opblandingsdybde). Dette er rimeligt for det tilfælde, hvor der regnes på LNAPLs² (eller spredning af opløst fase) men ikke for DNAPLs³, hvor forureningsfanen på grund af DNAPL spredning ofte vil være meget større end opblandingsdybden. JAGG 1.5 er derfor ikke ideel til denne lokalitet på trods af, at programmet simulerer horisontal transport.

1.2.4 Parametervalg

Alle valgte parametre fremgår af afsnit I.5. Situationen på Fladhøjvej gennemregnes med 3 forskellige dispersiviteter; dem der anbefales (default værdier) i de forskellige modeller, dem der anbefales i Bjerg (2008), og dem som anbefales i JAGG 1.5 (Miljøstyrelsen, 1998).

Situationen gennemregnes også med tre forskellige nedrydningsrater; dem som anbefales i modellerne, dem som anbefales i JAGG 1.5 (Miljøstyrelsen, 1998) og dem som anbefales i Blicher et al. (2006). Der regnes et scenarie med anaerobe og et med aerobe forhold. I de modeller, hvor der kun er angivet én nedbrydningsrate, er denne antaget at gælde for anaerobe. For aerobe forhold benyttes 0 dag⁻¹ (ingen nedbrydning)

² Light Non-Aqueous Phase Liquids (Ikke-vandblandbare væsker, som er lettere end vand)

³ Dense Non-Aqueous Phase Liquids (Ikke-vandblandbare væsker, som er tungere end vand)

Det skal bemærkes, at JAGG 1.5 er 1 dimensional og derfor kun medtager langsgående dispersiviteter, og at ConSim kun medtager langsgående og horisontal tværgående dispersiviteter. Når JAGG 1.5 værdierne er benyttet i de andre modeller, sættes de tværgående dispersiviteter til 10^{-4} meter (svarende til stort set ingen dispersion på tværs af strømningsretningen).

I.2.5 Den optimale model

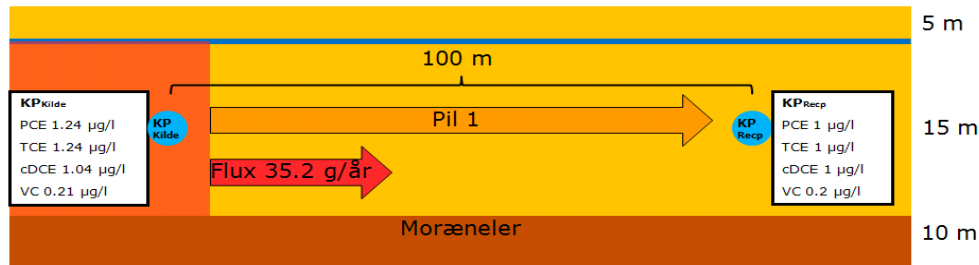
I princippet fungerer både RISC4, ConSim og REMChlor på denne lokalitet. RISC4 har et indbygget modul til baglæns beregning, hvilket gør beregningerne meget enklere. Dette program er derfor et oplagt valg. Det er desuden vigtigt i denne sag at kunne angive kildetykkelsen, hvilket også er muligt i RISC4. Det er vigtigt at bemærke at standard parametrene i RISC4, specielt for dispersiviteterne ikke kan anbefales. For dispersiviteter anbefales det at lave et skøn på baggrund af f.eks. Bjerg (2008), og for nedbrydning anbefales de specifikke værdier for lokaliteten, se Blicher et al., (2006).

I.3 Resultater og diskussion

De samlede resultater for alle modelkørslerne kan ses i afsnit I.6. Figur 6 viser resultaterne for anaerobe forhold beregnet med RISC4. I dette scenarie har hverken dispersiviteter eller nedbrydning stor effekt på stopkriterierne efter 100 m strømning svarende til ca. 1 år.

Det ses at når kvalitetskriterierne overholdes bliver den resulterende flux på lokaliteten relativt lille, svarende til ca. 35,2 g/år, hvor hovedbidraget stammer fra PCE og TCE. Dette er tilfældet for alle modellerne på nær JAGG 1.5, når man benytter parametrene fra scenariet Blicher et al. (2006), se tabel 8. Hvis de parametre benyttes som foreslået i programmerne (RISC4 og ConSim), kan der tillades op til 8 gange større værdier i KP_{Kilde} , se afsnit I.6. Dette skyldes hovedsageligt meget høje dispersiviteter men i enkelte tilfælde også høje nedbrydningsrater.

De relativt høje værdier for JAGG 1.5 skyldes, at forureningen i denne models trin 1 befinder sig under kilden i kun de øverste 0,25 meter af akviferen. I trin 2 inkluderes der en kildefjern opblanding på baggrund af dispersion. Dette giver en opblanding over dybden, som ikke er mulig i RISC4 og REMChlor, hvor kilden allerede er spredt over hele magasin dybden. I ConSim er det ikke muligt at angive forureningsdybden og det er usikkert hvordan modellen spreder forureningen fra kilden i akviferen. I RISC4 og REMChlor kan man ikke angive akviferens tykkelse og det er derfor muligt at forureningen som følge af dispersion vil spredes over en dybde som overstiger de 15 meter. Dette vil resultere i større fortynding i modellerne end det fysisk er muligt på lokaliteten og dermed højere stop kriterier. Der er således ingen af modellerne, som er ideelle på denne lokalitet, men umiddelbart virker det som om, at RISC4 og REMChlor er mest konservative. Dette understøttes af at fanedybden i RISC4 som følge af dispersion ca. 16 meter, hvilket ikke overstiger akvifertykkelsen ret meget.



Figur 6 Oversigt over beregninger Fladhøjvej (anaerobe forhold beregnet med RISC4). Stopkriterierne kan ses i boksen med KP_{Kilde} . Forureningsfluxen fra forureningskilden, når stopkriterierne opfyldes, er angivet med den røde pil.

Stopkriterierne i jorden kan beregnes ved fugacitetsprincipperne.

Tabel 3 viser hvilke processer, der er inkluderet i beregningen af stopkriteriet, og hvad deres bidrag til fortyndingen langs pil 1 bliver samt oprensningsgraden. Attenueringsfaktoren (F_A) defineres som følger:

$$C_{KP_{Kilde}} = C_{KP_{Recp}} \cdot F_A$$

Hvor $C_{KP_{Kilde}}$ er koncentrationen i KP_{Kilde} og $C_{KP_{Recp}}$ er koncentrationen i KP_{Recp} . Det ses, at ingen af processerne bidrager væsentligt til fortyndingen i det repræsenterede scenarie.

Årsagen til de lave stopkriterier er den korte transporttid fra kilden til receptoren, på ca. 1 år i kombination med de lave nedbrydningsrater.

Tabel 3 Processer inkluderet i beregningen af stopkriteriet med RISC4 og den resulterende attenueringsfaktor og oprensningsgrad. Der vises resultater for scenariet med case værdierne for nedbrydning (Blicher et al., 2006), og dispersiviteter fra Bjerg (2008). Oprensningsgraden er beregnet på baggrund af typiske kildekonzentrationer præsenteret i tabel 1.

Pil	Stof	Processer				Attenueringsfaktor (F_A)	Oprensningsgrad (%)
		Advektion / Dispersio n	Diffusi- on	Opblanding	Nedbryd- ning		
1	PCE	Ja	Ja	Nej	Anaerob	1,24	99,97
					Aerob	1	99,99
	TCE	Ja	Ja	Nej	Anaerob	1,24	99,88
					Aerob	1	99,90
	cis-DCE	Ja	Ja	Nej	Anaerob	1,04	99,90
					Aerob	1	99,90
	VC	Ja	Ja	Nej	Anaerob	1,05	79,00
					Aerob	1	80,00

Oprensningsgraderne bliver ca. 99,9 % med dette model setup. Den lavere oprensningsgrad for VC skyldes, at koncentrationen i forureningskilden er relativt lavere. De resterende oprensningsgrader kan ses i afsnit I.6 tabel 9.

Til sammenligning blev i 2006-2007 udført en dampoprensning på lokaliteten Fladhøjvej som resulterede i mellem 94-96 procent reduktion af fluxen (Elsgaard et al., 2008). Dette virker højt men det er altså klart fra ovenstående at yderligere oprensning vil være nødvendig.

I.4 Litteratur

Bjerg, P. L. (2008) Dispersion in aquifers, DTU Environment.

Blicher, A. S., Bischoff, N., Damgaard, J., Westergaard, C. (2006). Modeldokumentation, Orbicon A/S.

Broholm, M. M., Nyegaard, T., Westergaard, C. (2008). Tidligere renseri, Clip Renserieme A/S Fladhøjvej 1 Fanekortlægning og risikovurdering, Rødebro, Hedeselskabet.

Broholm, M. M., Hunkeler, D., A., Y., Jeannotat, S., Aravena, R., Westergaard, C., Jacobsen, C. S., Bjerg, P. L. (2009) Vurdering af naturlig nedbrydning af PCE i grundvandsmagasin ved isotopfraktionering. Miljøprojekt, 1262. Miljøstyrelsen
www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-7052-903-7/pdf/978-87-7052-904-4.pdf

Elsgaard, T., Larsen T. H., Skov, M. (2008). Indsats mod jordforurening, Dokumentationsrapport, Tidligere renseri, Fladhøjvej 1, Rødebro, Orbicon.

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 7 1998.

Nyegaard, T., Sloth, L. A., Westergaard, C. (2005). Tidligere renseri, Clip Renserieme A/S Fladhøjvej 1 Kortlægning af forureningsspredning, Rødebro, Hedeselskabet.

Nyegaard, T., Westergaard, C. (2006). Tidligere renseri, Clip Renserieme A/S Fladhøjvej 1, Fanekortlægning og risikovurdering, Rødebro, Hedeselskabet.

I.5 Inputparametre

I tabel 4 til 7 ses alle input parametre til simuleringer på Fladhøjvej. Hvis parameteren står i kolonnen model er der benyttet en modelspecifik parameter, hvis den står under sandsynlig er der benyttet en parameter fra en rapport eller et estimat, hvis den står under JAGG 1.5 er der benyttet værdier fra MST (1998).

Tabel 4 Inputparametre benyttet til simuleringer med RISC4.

Model	Parameter	Enhed	Sekundær akvifer			Kilde
			Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
RISC4	Mættet kildemodel					
	Simuleringstid	År		100		Valgt for at opnå stationære forhold
Kilde	Varighed af forurening	År		100		Valgt for at opnå stationære forhold
	Kildetykkelse	m		15		Estimeret Nyegaard et al., 2005
	Kildelængde	m		40		Estimeret Nyegaard et al., 2005
	Kildebredde	m		20		Estimeret Nyegaard et al., 2005
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³		0,3		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Organisk kulstof	g oc/g jord		0,001		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d		43,2		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Bulk densitet	g/cm ³		1,72		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Horisontal gradient	m/m		0,002		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Langsgående dispersivitet	m	11	1,0	1,0	
	Transversal dispersivitet	m	3,67	0,01	10 ⁻⁴	
	Vertikal dispersivitet	m	4,2E-2	0,005	10 ⁻⁴	
Borehul	Afstand nedstrøms	m		100		Valg, svarer til et års strømning
	Afstand på tværs af strømningsretning	m		0		Valg
	Top af filter	m		0		Valg svarer til top af akvifer
	Bund af filter	m		15		Valg svarer til bund af akvifer
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.			2		Valg for at opnå største gennemskuelighed
Kemiske data PCE	Diffusion i luft	cm ² /s	7,2 10 ⁻²			
	Diffusion i vand	cm ² /s	8,2 10 ⁻⁶			
	Opløselighed	mg/l	200			
	Damptryk	mmHg	19			
	KOC	L/Kg	160			
	Henrys konstant	-	0,754			
	Mol vægt	g/mol	166			
	Nedbrydningsrate	1/dag	9,6 10 ⁻⁴ og 0	4,32 10 ⁻⁴ og 0	0,0005 og 0	
Kemiske data TCE	Diffusion i luft	cm ² /s	7,9 10 ⁻²			
	Diffusion i vand	cm ² /s	9,1 10 ⁻⁶			
	Opløselighed	mg/l	1,1 10 ³			
	Damptryk	mmHg	69			
	KOC	L/Kg	170			
	Henrys konstant	-	0,422			
	Molvægt	g/mol	131			
	Nedbrydningsrate	1/dag	4 10 ⁻⁴ og 0	4,32 10 ⁻⁴ og 0	0,0001 og 0	
Kemiske data cDCE	Diffusion i luft	cm ² /s	7,4 10 ⁻²			
	Diffusion i vand	cm ² /s	1,1 10 ⁻⁵			
	Opløselighed	mg/l	3,5 10 ³			
	Damptryk	mmHg	200			

	KOC	L/Kg	36			
	Henrys konstant	-	0,167			
	Mol vægt	g/mol	96,9			
	Nedbrydnings rate	1/dag	0	0	0,0001 og 0	
Kemiske data VC	Diffusion i luft	cm ² /s	0,11			
	Diffusion i Vand	cm ² /s	1,2 10 ⁻⁶			
	Opløselighed	mg/l	2,7 10 ⁺³			
	Damptryk	mmHg	3 10 ³			
	KOC	L/Kg	19			
	Henrys konstant	-	1,11			
	Mol vægt	g/mol	62,5			
	Nedbrydningsrate	1/dag	2,4 10 ⁻⁴ og 0	0	0,0004 og 0,01	

Tabel 5 Inputparametre benyttet til simuleringer med ConSim.

Model	Parameter	Enhed	Sekundær akvifer			Kilde
			Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
ConSim	Model 3a		Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
Aktive processer	Sorption i den umættede zone			Nej		Valg der er ingen umættet zone
	Sorption i den mættede zone			Ja		Valg
	Nedbrydning i den umættede zone			Nej		Valg der er ingen umættet zone
	Nedbrydning i den mættede zone			Ja		Valg
Stofspecifikke data PCE	Kildekoncentration	mg/l		-		
	KOC	ml/g	300			ConSim
	Halveringstid	år	2,7 og 10 ⁶	4,4 og 10 ⁶	3,8 og 10 ⁶	
	Organisk carbon	%		0,1		Model parameter Blicher et al. (2006)
Stof specifikke data TCE	Kildekoncentration	mg/l		-		
	KOC	ml/g	94			ConSim
	Halveringstid	år	2,7 og 10 ⁶	4,4 og 10 ⁶	18,9 og 10 ⁶	
	Organisk carbon	%		0,1		Model parameter Blicher et al. (2006)
Stofspecifikke data cDCE	Kildekoncentration	mg/l		-		
	KOC	ml/g	12,4			
	Halveringstid (1.1-DCE)	år	0,5 og 10 ⁶	10 ⁶	18,9 og 10 ⁶	
	Organisk carbon	%		0,1		Model parameter Blicher et al. (2006)
Stofspecifikke data VC	Kilde koncentration	mg/l		-		
	KOC	ml/g	57			
	Halveringstid	år	1,4 og 0,55	10 ⁶	4,7 og 0,18	
	Organisk kulstof	%		0,1		Model parameter Blicher et al. (2006)
Akvifer	Tykkelse	m		15		Estimeret Nyegaard et al., 2005
	Mixing zone tykkelse	m		Model - beregnet		
	Bulk densitet	g/cm ³		1,72		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Hydraulisk ledningsevne	m/s		5 10 ⁻⁴		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Porøsitet			0,3		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Horisontal gradient	m/m		0,002		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Grundvands flow retning	Grader		0		Valg
	Langsgående dispersivitet		10	1	1	
	Transversal dispersivitet		1	0,01	10-4	
	Kildedimensioner	Længde	m		40	
Bredde		m		20		Estimeret Nyegaard et al., 2005
Koncentration		mg/l		-		

Boring	Placering af boring nedstrøms	m		100		Valg, svarer til et års strømning
	Placering af boring på tværs af strømningensretning			0		Valg

Tabel 6 Inputparametre benyttet til simuleringer med JAGG 1.5.

Model	Parameter	Enhed	Sekundær akvifer			Kilde
			Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
JAGG 1.5						
Trin Ib	Målt koncentration	mg/l	-			
	Filterlængde	M	0,25			
Trin IIb	Hydraulisk ledningsevne	m/s		$5 \cdot 10^{-4}$		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Horisontal gradient	m/m		0,002		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Effektiv porøsitet	Brøk		0,3		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Tykkelse af magasin	M		15		Modelparameter Blicher et al. (2006)
Trin IIIb	1 ordens nedbrydning PCE	1/dag	0,0005 og 0	$4,3 \cdot 10^{-4}$ og 0	0,0005 og 0	
	1 ordens nedbrydning TCE	1/dag	0,0001 og 0	$4,3 \cdot 10^{-4}$ og 0	0,0001 og 0	
	1 ordens nedbrydning cDCE	1/dag	0,0001 og 0	0	0,0001 og 0	
	1 ordens nedbrydning VC	1/dag	0,0004 og 0,01	0	0,0004 og 0,01	
	Vandmættet porøsitet	Brøk		0,3		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Bulk densitet	Kg/l		1,72		Modelparameter Blicher et al. (2006)
	Organisk kulstof	g oc/ g jord		0,001		Modelparameter Blicher et al. (2006)

Tabel 7 Input parametre benyttet til simuleringer med REMChlor.

Model	Parameter	Enhed	Sekundær akvifer			Kilde
REMChlor	Mættet kildemodel		Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
Kilde parametre	Koncentration	g/L		-		
	Masse	Kg		2000		Valg: stor nok til at holde kilden konstant i det simulerede tidsinterval
	Gamma			0		Valg: Konstant kilde
Kildedimensioner	Kilde bredde	m		20		Estimeret Nyegaard et al., 2005
	Kilde tykkelse	m		15		Estimeret Nyegaard et al., 2005
	Darcy hastighed	m/år		31,5		Model parameter Blicher et al. (2006)
	Porøsitet			0,3		Model parameter Blicher et al. (2006)
Kildeoprensning	Fjernet forurening	Brøk		0		Valg
	Oprensning, start	år		0		Valg
	Oprensning, slut	år		0		Valg
	Nedbrydning i kilde	1/år		0		Valg
Transportparametre	Retardation PCE			1,35		Beregnet på baggrund af Blicher et al. (2006)
	Retardation TCE			1,15		Beregnet på baggrund af Blicher et al. (2006)
	Retardation cDCE			1,03		Beregnet på baggrund af Blicher et al. (2006)
	Retardation VC			1,01		Beregnet på baggrund af Blicher et al. (2006)
	σ_v		0,14142			
	vMin		0			
	vMax		1,56568			
	Antal stream tubes		500			
	α_y		0,1	0,01	10^{-4}	
	α_z		0,01	0,005	10^{-4}	
Nedbrydning	Nedbrydningsrate PCE	1/år	0,4 eller 0	0,16 eller 0	0,18 eller 0	
	Nedbrydningsrate TCE	1/år	0,15 eller 0	0,16 eller 0	0,036 eller 0	
	Nedbrydningsrate cDCE	1/år	0,1 eller 0	0	0,036 eller 0	
	Nedbrydningsrate VC	1/år	0,2 eller 0	0	0,146 eller 3,65	
	Yield PCE til TCE			0,79		Beregnet på baggrund af molmasser
	Yield TCE til cDCE			0,73		Beregnet på baggrund af molmasser
	Yield cDCE til VC			0,64		Beregnet på baggrund af molmasser
Simulerings parametre	Tidsskridt	år		10		Valg
	X retning max	m		120		Valg

I.6 Resultater

Resultaterne fra alle simuleringer kan ses i tabel 8 og 9.

I tabel 8 ses stopkriterierne, som følge af model, valg af parameterværdier og om der var inkluderet nedbrydning. Valg af værdier henviser til oprindelsen af de enkelte værdier. Hvor model henviser til de værdier, som anbefales i den pågældende model, case henviser til de værdier, som er anbefalet i Bjerg (2008) for dispersiviteterne og Blicher et al. (2006) for nedbrydning og JAGG 1.5 henviser til de værdier, som anbefales i Miljøstyrelsen (1998).

Det samme gælder for oprensningsgraderne i tabel 9. Når oprensningskriteriet er >0 betyder det at oprensning ikke er nødvendig, dvs. at stopkriteriet i kilden er større end forureningen.

Tabel 8 Resultater af samtlige modelsimuleringer.

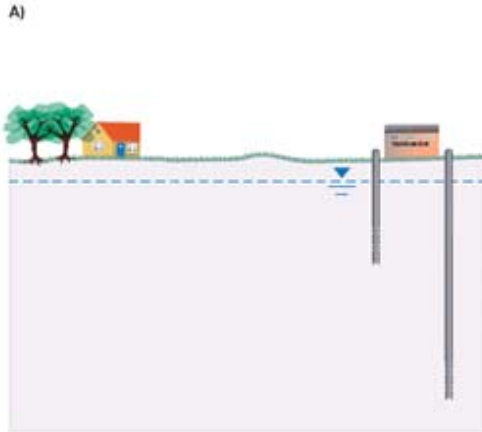
Model	Værdier	Nedbrydning	Grundvandskriterie				Stopkriterie KP _{Kilde} (µg/l)			
			KP _{Recp} (µg/l)				PCE	TCE	cis-DCE	VC
			PCE	TCE	cis-DCE	VC				
RISC4	Model	Anaerob	1	1	1	0,2	6,4	5,1	4,2	0,9
		Aerob	1	1	1	0,2	4,2	4,2	4,2	0,9
	Case	Anaerob	1	1	1	0,2	1,2	1,2	1	0,21
		Aerob	1	1	1	0,2	1	1	1	0,2
	JAGG 1.5	Anaerob	1	1	1	0,2	1,3	1,1	1,1	0,2
		Aerob	1	1	1	0,2	1	1	1	11
ConSim	Model	Anaerob	1	1	1	0,2	3	3	8	0,7
		Aerob	1	1	1	0,2	2	2	2	0,4
	Case	Anaerob	1	1	1	0,2	2	2	2	0,4
		Aerob	1	1	1	0,2	2	2	2	0,4
	JAGG 1.5	Anaerob	1	1	1	0,2	2	2	2	0,4
		Aerob	1	1	1	0,2	2	2	2	10
REMChlor	Model	Anaerob	1	1	1	0,2	1,5	1,1	1,1	0,2
		Aerob	1	1	1	0,2	1	1	1	0,2
	Case	Anaerob	1	1	1	0,2	1,1	1,1	1	0,2
		Aerob	1	1	1	0,2	1	1	1	0,2
	JAGG 1.5	Anaerob	1	1	1	0,2	1,1	1	1	0,2
		Aerob	1	1	1	0,2	1	1	1	5,9
JAGG 1.5	1.5	Anaerob	1	1	1	0,2	9	7	7	1
		Aerob	1	1	1	0,2	7	7	7	1

Tabel 9 Nødvendige oprensingsgrader for samtlige simuleringer baseret på input tabel 4-7 og koncentrationerne i tabel 1 for forureningens typiske koncentration i kildeområdet.

Model	Værdier	Nedbrydning	Oprensningsgrad i kilden			
			PCE	TCE	cis-DCE	VC
RISC4	Model	Anaerob	99,91%	99,49%	99,58%	6,00%
		Aerob	99,94%	99,58%	99,58%	15,00%
	Case	Anaerob	99,98%	99,88%	99,90%	79,00%
		Aerob	99,99%	99,90%	99,90%	79,00%
	JAGG 1.5	Anaerob	99,98%	99,89%	99,89%	76,00%
		Aerob	99,99%	99,90%	99,90%	>0
ConSim	Model	Anaerob	99,96%	99,70%	99,20%	30,00%
		Aerob	99,97%	99,80%	99,80%	60,00%
	Case	Anaerob	99,97%	99,80%	99,80%	60,00%
		Aerob	99,97%	99,80%	99,80%	60,00%
	JAGG 1.5	Anaerob	99,97%	99,80%	99,80%	60,00%
		Aerob	99,97%	99,80%	99,80%	>0
REMChlor	Model	Anaerob	99,98%	99,89%	99,89%	76,00%
		Aerob	99,99%	99,90%	99,90%	80,00%
	Case	Anaerob	99,99%	99,89%	99,90%	80,00%
		Aerob	99,99%	99,90%	99,90%	80,00%
	JAGG 1.5	Anaerob	99,99%	99,90%	99,90%	77,00%
		Aerob	99,99%	99,90%	99,90%	>0
JAGG 1.5	JAGG 1.5	Anaerob	99,88%	99,30%	99,30%	0
		Aerob	99,91%	99,30%	99,30%	0

II. Vesterågade

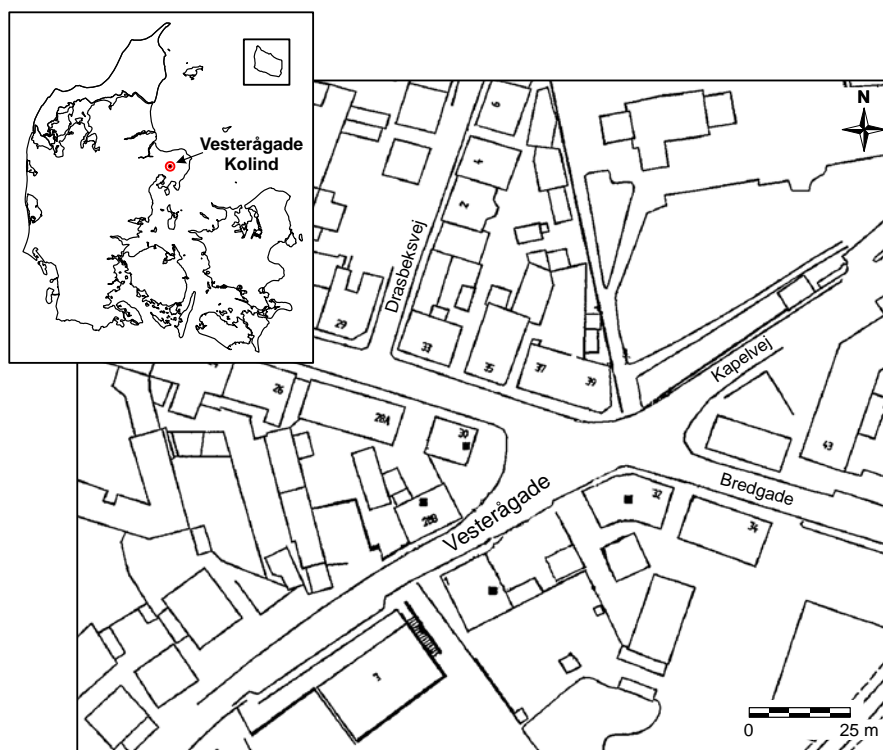
Lokaliteten på Vesterågade 1 i Kolind repræsenterer en af de to sager med olie og benzen (BTEX). D Geologisk svarer forureningssagen til den geologiske hovedtype A (figur 1).



Figur 1 Den geologiske hovedtype A som sagen på Vesterågade kan repræsentere.

II.1 Lokaliteten

Lokaliteten Vesterågade 1 Kolind er beliggende på Djurs, se figur 2. Lokaliteten har i perioden 1961-1986 været anvendt til smedeværksted med benzinsalg. I dag benyttes grunden til beboelse (Christensen et al., 1995). Der er fundet kraftig forurening med olie og diesel på lokaliteten, og benzen er den primære forureningskomponent.



Figur 2 Øverst venstre Danmarkskort med placering af Vesterågade. Nederst til højre kort over lokaliteten (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997b).

II.1.1 Geologi

Geologien i området kan ses på figur 3 og er beskrevet ved ca. 0-3,5 meter fyld. Herefter og til mellem 10 og 30 mut. findes smeltevandssand og – grus, med meget få indslag af moræneler. Under smeltevandssandet findes kalken (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a).

II.1.2 Hydrogeologi

Magasinet er frit og grundvandspejlet ligger ca. 4,5 mut. Lokaliteten er beliggende på et lokalt vandskel med en gradient på 1 promille. Forureningsspredningen indikerer at strømningsretningen er mod øst nordøst (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997b). Der er ikke angivet en hydraulisk ledningsevne eller porøsitet i rapporterne. I det følgende benyttes derfor et skøn på $2 \cdot 10^{-4}$ m/s for den hydrauliske ledningsevne og 0,25 for porøsiteten som angivet i JAGG 1.5 for groft sand. Dette giver en grundvandshastighed på ca. 25 m/år. Infiltrationen er sat til 75 mm/år (Århus amt, 2005).

II.1.3 Forureningssituation

På Vesterågade lokaliteten findes der forurening både i den mættede og umættede zone. Der er sandsynligvis en tynd hinde af mobil fri faseolieforurening ovenpå vandspejlet. Forureningen i den umættede zone er ca. 2-3 meter dyb og har et areal på 75 kvadratmeter. Grundvandsforureningen ligger i de øverste 2 meter af akviferen og fanen er ca. 100 meter lang og 70 meter bred. Forureningens horisontale og vertikale spredning kan ses på figur 3. Den relativt store brede kan tilskrives den lave hydrauliske gradient og det, at forureningen er sket på toppen af et lokalt vandskel. Der er rapporteret ilt koncentrationer på mellem 0 og 1,5 mg/l, og det er således ikke entydigt, om der er aerobe eller anaerobe forhold på lokaliteten (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997a; Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997b).



Figur 3 Øverst fortolket udbredelse af forureningsspredningen på et langsgående tværsnit. Nederst forurenings udbredelsen i fugleperspektiv (Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S, 1997b).

De observerede grundvandskoncentrationer i kildeområdet kan ses i tabel 1 og jordkoncentrationerne i tabel 2. Der skelnes mellem de højst observerede (maximale) koncentrationer, og de koncentrationer som det forventes at finde i størstedelen af kildeområdet (typiske).

Koncentrationerne stemmer ikke overens ved omregning via fugacitetsprincipperne.

Tabel 1 Max. observerede grundvandskoncentrationer og typiske koncentrationer i kildeområdet.

Stof	Maximale koncentrationer µg/l	Typiske koncentrationer µg/l
Benzen	3.000	500
Toluen	10.300	1.200
Xylener	9.300	3.000

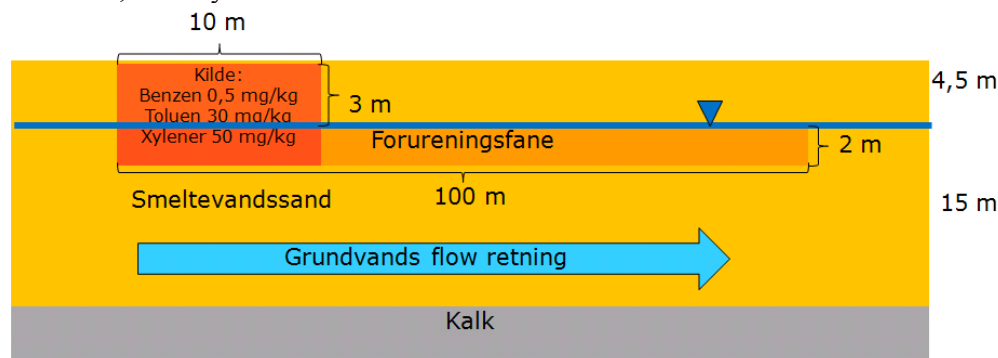
Tabel 2 Max. observerede jordkoncentrationer og typiske koncentrationer i kildeområdet.

Stof	Maximale koncentrationer mg/kg	Typiske koncentrationer mg/kg
Benzen	2,9	0,5
Toluen	220	30
Xylener	770	50

II.2 Konceptualisering og model setup

II.2.1 Konceptuel model

En konceptuel skitse over forureningssituationen i kilden og geologien på Vesterågade baseret på figur 3 er opstillet i figur 4. Der er tale om et 19,5 meter tykt sand magasin, som overlæjrer kalken. De øverste 4,5 meter er umættede. Det antages for mest sandsynligt, at der er anaerobe tilstande. Forureningen befinder sig over vandspejlet i den umættede zone, og da der er tale om lette forureningskomponenter antages det, at den kun har påvirket de øverste 2 meter af akviferen. Det vurderes, at benzen, toluen og xylener udgør det største forureningsproblem. Der skelnes ikke mellem o-, m- og p xylen. I de modeller, hvor der skal vælges et specifikt stof, vil o-xylen blive anvendt som modelstof.

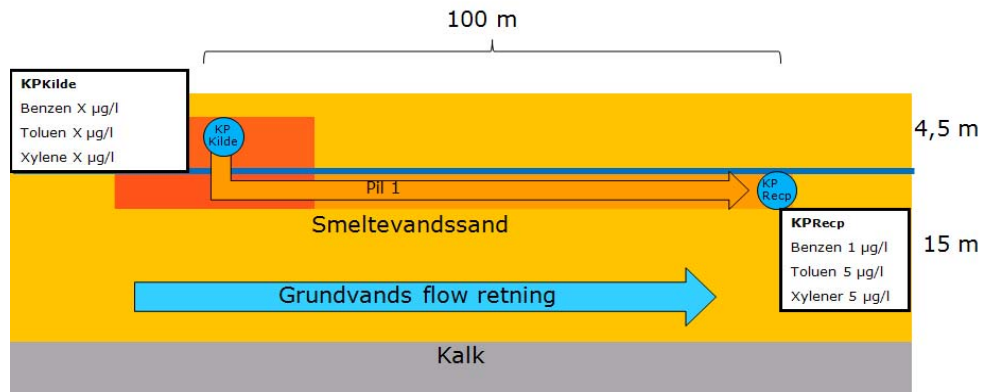


Figur 4 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen i kilden på Vesterågade.

II.2.2 Placering af kontrolpunkter

Kontrolpunkterne i Vesterågade sagen kan ses på figur 5. Der placeres et kontrolpunkt 100 meter nedstrøms for forureningskilden (KP_{Recp}) og der laves en tilbageberegning (Pil 1) fra

dette til lige under forureningskilden og derfra op gennem den umættede zone til KP_{Kilde} . Den i KP_{Kilde} beregnede koncentration repræsenterer stopkriteriet for oprensning af forureningen.



Figur 5 Placering af kontrolpunkter i Vesterågade sagen.

II.2.3 Modeller og virkeområder

Transporten fra KP_{Kilde} til KP_{Recp} på Vesterågade kan simuleres med de modeller, som kan håndtere forurening i den umættede zone, hvilket er muligt med RISC4 og ConSim. En oversigt over de benyttede modeller kan ses i tabel 3.

I begge modeller benyttes jordkoncentrationen som input. Dette skyldes at modellerne regner på den umættede zone. Stopkriteriet vil derfor også være en jordkoncentration. Skal der sammenlignes med vandkoncentrationer skal der omregnes via fugacitetsprincipperne.

Tabel 3 Oversigt over modeller benyttet til beregningerne i sandakviferen på Vesterågade.

Model	Geologi	
	Sand	Umættet
RISC4		
Mættet kilde		
Umættet kilde		
Delvist mættet og umættet kilde	X	X
ConSim		
Umættet kilde model 3	X	X
Mættet kilde model 3a		
REMChlor		
Mættet		
JAGG 1.5 – Grundvands modul		
Trin 1 a Kildestyrke koncentration		
Trin 2 a Kildestyrke koncentration		
Trin 1b Målt forurenings koncentration		
Trin 2b Målt forurenings koncentration		
Trin 3		
DTU VID transport model		
Model 1a Kilde over lavpermeabelt i 30 år		
Model 1b Konstant kilde over lavpermeabelt		
Model 2 Forurening i lavpermeabelt		

II.2.4 Parametervalg

Alle valgte parametre fremgår af afsnit II.5. Situationen på Vesterågade gennemregnes med 3 typer dispersiviteter; dem der anbefales i modellerne, dem der anbefales i JAGG 1.5 og et skøn baseret på værdier fra Bjerg (2008).

Der er ikke angivet nedbrydningsrater i rapporterne vedrørende Vesterågade. Sagen gennemregnes derfor med de nedbrydningsrater, som anbefales i de pågældende modeller, og uden nedbrydning. I RISC4 er der kun angivet én nedbrydningsrate, og den antages at være for den aerobe situation. I beregningen under anaerobe forhold antages ingen nedbrydning. De benyttede rater kan ses i tabel 4. Det ses at der er stor variation mellem de forskellige modellers forslag. I det følgende vil værdierne fra ConSim blive betragtet som det bedste estimat.

Tabel 4 Benyttede nedbrydningsrater i dag⁻¹ fra de forskellige modeller.

	RISC4		ConSim		JAGG 1.5	
	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob
Benzen	0,0096	0	0,002	0,001	0,01	0,001
Toluen	0,025	0	0,003	0,002	0,05	0,01
Xylen	0,0019	0	0,003	0,001	0,02	0,002

I RISC4 kan forureningskilden ikke modelleres med en konstant flux, sådan som det gøres i scenarierne med en mættet kilde. Principielt burde det ikke have nogen effekt, da oprensningskriteriet kan fastsættes uden at kende til forureningsituationen. Det er sikret, at den maximale koncentration er opnået inden for det simulerede tidsinterval.

I ConSim kan man ikke angive forureningsdybde, i stedet afgøres den af opblandingsdybden.

II.2.5 Den optimale model

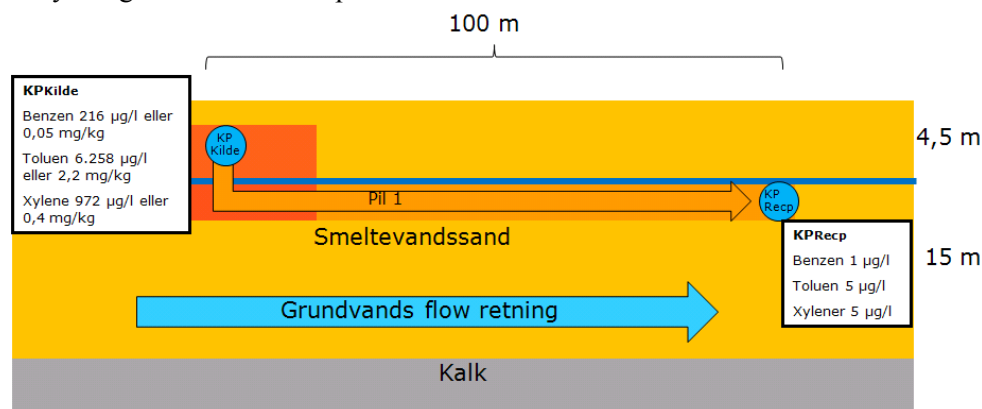
Den model, som passer bedst på scenariet på Vesterågade, hvor kilden er placeret lige omkring grundvandsspejlet, er RISC4s delvist mættede kildemodell. Men da nedbrydningsraterne fra ConSim bliver betragtet som det bedste estimat vil resultaterne fra denne model blive præsenteret. I ConSim er det ikke muligt at have en kilde både i den mættede og den umættede zone og kilden placeres derfor i den umættede zone men lige på toppen af vandspejlet. Dette vil svare til scenariet i RISC4, da forureningen vil spredes i akviferen til en dybde svarende til opblandingsdybden.

II.3 Resultater og diskussion

De samlede resultater for alle modelkørslerne kan ses i afsnit II.6. Figur 6 viser resultaterne for anaerobe forhold og dispersiviteter fra Bjerg (2008) beregnet med ConSim.

Det er tydeligt, at der er sket en meget betydelig reduktion af forureningen efter 100 meters strømning svarende til ca. 4 år, og at stopkriterierne derfor bliver relativt høje. Der er ret stor forskel på resultaterne for de forskellige beregninger i dette scenarie, se tabel 8 og 9. Dette skyldes de forskellige nedbrydningsrater, som bliver meget afgørende i kombination med den lave grundvandshastighed.

En anden faktor, som bidrager til de høje stopkriterier, er, at forureningen er 2 meter dyb i kildeområdet, mens magasinets dybde er udefineret men større end 15 meter. Dette giver mulighed for fortynding selv ved lave dispersiviteter.



Figur 6 Oversigt over beregninger for Vesterågade(anaerobe forhold og dispersiviteter fra Bjerg (2008) beregnet med ConSim). Stopkriterier kan ses i boksen for KPkilde.

Tabel 5 viser hvilke processer, der er inkluderet i beregningen af stopkriteriet, og hvad deres bidrag til fortyndingen langs pil 1 bliver samt oprensningsgraden. Attenueringsfaktoren (F_A) defineres som følger:

$$C_{KP\ Kilde} = C_{KP\ Recp} \cdot F_A$$

Hvor $C_{KP\ Kilde}$ er koncentrationen i KP_{Kilde} og $C_{KP\ recp}$ er koncentrationen i KP_{Recp} . Oprensningsgraden og fortyndingen er beregnet på baggrund af totalconcentrationerne i kilden, jf. tabel 2.

Tabel 5 Processer inkluderet i beregningen af stopkriteriet med ConSim samt den resulterende attenueringsfaktor og oprensningsgrad. Der er benyttet modellens værdier for nedbrydning og værdierne fra

Bjerg (2008) for dispersivitet. Oprensningsgraden er beregnet på baggrund af kildekonzentrationerne i jord, jf. tabel 2.

Pil	Stof	Processer				Attenueringsfaktor (F_A)	Oprensningsgrad (%)
		Advektion/Dispersion	Diffusion	Opblandning	Nedbrydning		
1	Benzen	Ja	Ja	Nej	Aerob	607	72
					Anaerob	216	90
	Toluen	Ja	Ja	Nej	Aerob	10809	37
					Anaerob	1251	93
	Xylen	Ja	Ja	Nej	Aerob	9719	60
					Anaerob	194	99

Det kan ses i afsnit II.6, at oprensningsgraden varierer alt efter om den baseres på jordkoncentrationer eller vandkoncentrationer. Der fås større oprensingsgrad ved sammenligning med jordkoncentrationerne. Ved sammenligning med koncentrationerne i vandet er det ofte ikke nødvendigt at rense op. Dette skyldes at jordkoncentrationerne er højere end vandkoncentrationerne ved omregning via fugacitetsprincipperne.

Da alle stopkriterier er beregnet på baggrund af kvalitetskriteriet for vand og siden omregnet til jordkoncentrationer via fugacitetsprincipperne vil attenueringsfaktoren for jord og vand være den samme.

Da oprensningsgraden for jord er den højeste og dermed mest konservative, bliver den præsenteret her, sammen med attenueringsfaktoren som er den samme for hhv. vand og jordkoncentrationer.

II.4 Litteratur

Bjerg, P.L. (2008). Dispersion in aquifers. DTU Environment.

Christensen, L.L., Sørensen, J. B., Westergaard, C. (1995) Orienterende forureningsundersøgelse af servicestationer i Århus Amt, Hedeselskabet.

MST (1998) Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 7 1998.

Environment Agency (2010). Consim version 2,5. Golder associates.

Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997a) Rapport over afgrænsende forureningsundersøgelse – fase 1.

Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b) Rapport over afgrænsende forureningsundersøgelse – fase 2.

Århus Amt (2005) Grundvandsplan 2005. www2.blst.dk/download/aar/aaa/www/nm-gvp-2009.html

II.5 Inputparametre

I table 6 og 7 ses inputparametrene til simuleringerne på Vestrågade. Hvis parameteren står i kolonnen med modellens navn er der benyttet en modelspecifik parameter, hvis den står under sandsynlig, er der benyttet en parameter fra en rapport eller et estimat, hvis den står under JAGG 1.5 er der benyttet værdier fra MST (1998).

Tabel 6 Inputparametre for RISC4 til beregning af oprensningskriterium.

RISC 4, delvist mættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi			Kilde
			RISC 4	Sandsynlig	JAGG 1.5	
	Simulationsstid	År		100		Valgt for at opnå max koncentration
Kilde	Varighed af forurening	År		100		Valgt for at opnå max koncentration
	Kildetykkelse (over og under grundvand)	M		4		Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
	Kilde-længde	M		10		Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
	Kildebredde	M		7,5		Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
	Mættet kildetykkelse	m		2		Nellemann, Nielsen & Rauschenberger A/S (1997b)
	Vandspejlsfluktuationer	m		0		Valg
	Højvandsstand	Brøk		0		Valg
	Infiltration	cm/år		7,5		Århus amt (2005)
	Molvægt af TPH	g/mol		0		Valg
	Koncentration af TPH	mg/kg		0		Valg

Akvi-fer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³		0,25		MST (1998)
	Fraktion af organisk kulstof	g oc/g jord		0,001		MST (1998)
	Hydraulisk lednings- evne	m/d		17,28		MST (1998)
	Bulk den- sitet	g/cm ³		1,46		MST (1998)
	Horisontal gradient	m/m		0,001		Nellemann, Nielsen & Rauschen- berger A/S (1997b)
	Langsgå- ende di- spersivitet	m	11	1	1	
	Transver- sal disper- sivitet	m	3,67	0,01	10 ⁻⁴	
	Vertikal dispersivi- tet	m	4,2 10 ⁻²	0,005	10 ⁻⁴	
Bore- hul	Afstand nedstrøms	m		100		Valg
	Afstand på tværs af strøm- ningsret- ning	m		0		Valg
	Top af filter	m		0		Valg
	Bund af filter	m		0,25		Valg for at opnå max koncentra- tion.
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.			10		Valg for at opnå max koncentra- tion.
Ke- miske data	Nedbryd- ningsrater	l/dag	Ta- bel 3	Tabel 3	Ta- bel 3	

Tabel 7 Inputparametre for ConSim til beregning af oprensingskriterium.

ConSim umættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi			Kilde
			COonSim	Best guess	JAGG 1.5	
Kilde	Bulk densitet	g/cm ³		1,46		MST (1998)
	Luft fyldt porøsitet	Brøk		0,05		Gæt Samlet giver vand plus luft 0,25
	Vandfyldt porøsitet	Brøk		0,2		Gæt Samlet giver vand plus luft 0,25. Baseret på Envi- ronment Agency (2010).
	Tykkelse	m		3		Nellemann, Nielsen & Rau- schenberger A/S (1997b)
	Længde	m		10		Nellemann, Nielsen & Rau- schenberger A/S (1997b)
	Brede	m		7,5		Nellemann, Nielsen & Rau- schenberger A/S (1997b)
	Massemidtpunkt		Model beregnet			
Umættet zone	Tykkelse	m		1E-4		Valg: Der er ingen afstand mellem kilden og akviferen
	Vandfyldt porøsitet			0,2		Valg: ikke vigtig da der ingen afstand er mellem kilden og akviferen
	Flowmodel			Porøst medie		Valg
	Umættet hydraulisk lednings evne	m/s		2 10 ⁻⁹		Arhus amt (2005). Begrænset til infiltrationen.
	Vertikal dispersivi- tet	m		1		Valg: ikke vigtig da der ingen afstand er mellem kilden og akviferen
Akvifer	Tykkelse	m	15			Nellemann, Nielsen & Rau- schenberger A/S (1997b)
	Bulk densitet	g/cm ³		1,46		MST (1998)
	Opblandings- dybde	m	Model beregnet			
	Hydraulisk led- ningsevne	m/s		2 10 ⁻⁴		MST (1998)
	Effektiv porøsitet			0,25		MST (1998)
	Organisk kulstof	%		0.1		MST (1998)
	Gradient			0,001		Nellemann, Nielsen & Rau- schenberger A/S (1997b)
	Lang. disp.	m	10	1	1	
	Trans. disp	m	1	0,01	10 ⁻⁴	
Aktive pro- cesser	Retardation i umæt- tet zone		Ja			Valg
	Retardation i mættet zone		Ja			Valg
	Nedbrydning i umættet zone		Ja			Valg
	Nedbrydning i mættet zone		Ja			Valg

II.6 Resultater

I tabel 8 og 9 kan resultaterne af følsomhedsanalysen på modellerne RISC4 og ConSim, med varierende nedbrydningsrater ses.

Alle nedbrydningsraterne kan ses i tabel 4.

Tabel 8 Resultater af samtlige modelsimuleringer. – Stopkriterie højere end opløselighed.

Model	Dispersivitet	Nedbrydning	KP _{recp} Grundvands- kriterie (ug/l)			KP _{kilde} Stop kriterie jord (mg/kg)			KP _{kilde} Stop kriterie vand (ug/l)		
			B	T	X	B	T	X	B	T	X
RISC4	RISC4	RISC4 Aerob	1	5	5	0,12	-	2,20	520,50	-	5345,00
		RISC4 0	1	5	5	0,03	0,23	0,27	130,10	654,30	655,10
	Best values	RISC4 Aerob	1	5	5	0,01	-	0,18	22,12	-	437,40
		RISC4 0	1	5	5	0,001	0,01	0,01	5,21	26,46	26,73
	JAGG 1.5	JAGG 1.5 Aerob	1	5	5	-	-	-	-	-	-
		JAGG 1.5 Anaerob	1	5	5	0,01	-	0,21	23,42	-	510,30
Con-Sim	ConSim	ConSim Aerob	1	5	5	0,35	19,50	23,00	-	-	-
		ConSim Anaerob	1	5	5	0,01	0,12	0,14	62,03	341,00	347,00
	Bjerg (2008)	ConSim Aerob	1	5	5	0,14	19,00	20,00	607,30	-	-
		ConSim Anaerob	1	5	5	0,05	2,20	0,40	216,90	-	972,00
	JAGG 1.5	JAGG 1.5 Aerob	1	5	5	-	-	-	-	-	-
		JAGG 1.5 Anaerob	1	5	5	0,02	-	-	65,10	-	2916,00

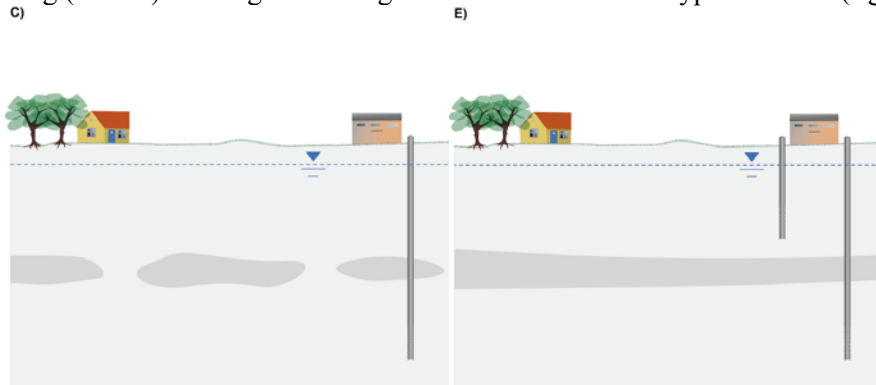
Når oprensingsgraderne er mindre end 0, betyder det, at stopkriteriet er større end forureningen på lokaliteten, og dermed at det ikke er nødvendigt at rense op.

Tabel 9 Oprensningsgrader for samtlige simuleringer baseret på inputtabel 6 og 7 og jordkoncentrationerne i tabel 1 og tabel 2 i forureningens kildeområde. <0 Oprensning ikke nødvendig stopkriterium større end kildekonzentration.

Model	Dispersivitet	Nedbr	Oprensningsgrad jord (%)			Oprensningsgrad vand (%)		
			B	T	X	B	T	X
RISC4	RISC4	RISC4 Aerob	76%	<0	96%	<0	<0	<0
		RISC 4 Anaerob	94%	99%	99%	74%	45%	78%
	Bjerg (2008)	RISC 4 Aerob	99%	<0	100%	96%	<0	85%
		RISC 4 Anaerob	100%	100%	100%	99%	98%	99%
	JAGG 1.5	JAGG 1.5 Aerob	<0	<0	<0	<0	<0	<0
		JAGG 1.5 Anaerob	99%	<0	100%	95%	<0	83%
ConSim	ConSim	ConSim Aerob	30%	35%	54%	<0	<0	<0
		ConSim Anaerob	97%	100%	100%	88%	72%	88%
	Bjerg (2008)	ConSim Aerob	72%	37%	60%	<0	<0	<0
		ConSim Anaerob	90%	93%	99%	57%	<0	68%
	JAGG 1.5	JAGG 1.5 Aerob	<0	<0	<0	<0	<0	<0
		JAGG 1.5 Anaerob	97%	<0	98%	87%	<0	3%

III. Møllemarksvej

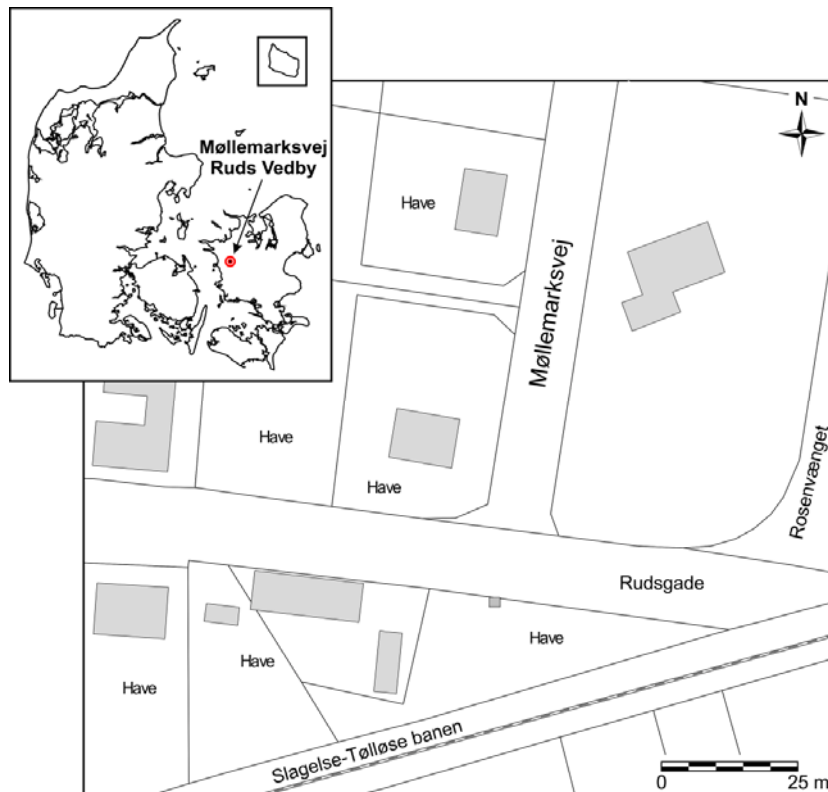
Lokaliteten på Møllemarksvej repræsenterer et af de 2 scenarier med olie og benzinforurening (BTEX). Geologisk kan sagen svare til enten hovedtype C eller E (figur 1).



Figur 1 De to geologiske hovedtyper som sagen på Møllemarksvej kan repræsentere.

III.1 Lokaliteten

Møllemarksvej 2 er beliggende i Ruds-Vedby på Midtsjælland, se figur 2. Der har på lokaliteten været tankstation. Det er ukendt, hvornår forureningen er opstået, men da der er konstateret MTBE (metyl-tert-butylæter) på lokaliteten er det sikkert, at det er sket efter 1985. Tankstationen lukkede i 2005, så forureningen er sket inden da. Forurening består af benzen, toluen og MTBE.



Figur 2 Øverst til højre Danmarkskort med placering af Møllemarksvej 2. Nederst til højre planskitse over nærområdet.

III.1.1 Geologi

Geologien i området kan ses på figur 3 (hvor det er valgt alene at konceptualisere med geologisk hovedtype E) og er beskrevet ved 11 meter sand underlejret af 6 meter moræneler. Derunder findes der sand til en ukendt dybde. Det dybe sandlag består af relativt groft sand, og det øvre sandlag af fint til svagt siltet sand (Overheu, 2010).

III.1.2 Hydrogeologi

Der findes to akviferer på lokaliteten, en sekundær akvifer i sandlaget over moræneleren og en primær akvifer under moræneleren (Overheu, 2010).

Det sekundære magasin er frit og vandspejlet ligger ca. 5 mut. Den hydrauliske ledningsevne er ved slug test bestemt til $1 \cdot 10^{-5}$ m/s, gradienten er 3,5 promille og porøsiteten er 0,2 (Overheu, 2010). Dette giver en grundvandshastighed på lidt over 5 m/år. Strømningsretningen er mod sydvest.

I det primære magasin er vandspejlet spændt og ligger ca. 6 mut. Den hydrauliske ledningsevne er skønnet til $2 \cdot 10^{-4}$ m/s (MST, 1998), gradienten er 10 promille (Overheu, 2010) og porøsiteten er 0,25 (MST, 1998). Grundvandshastigheden bliver da ca. 250 m/år, og strømningsretningen er mod nordøst.

Den vertikale gradient over det 6 meter tykke morænelerlag er ca. 0,23 (Overheu, 2010). Den hydrauliske ledningsevne skønnes som udgangspunkt til $6,3 \cdot 10^{-8}$ m/s (Holm et al., 2008). Dette giver en nedadrettet Darcy hastighed på 0,5 m/år. På baggrund af Christensen et al. (2008) vurderes der at være en infiltration på 200 mm/år, og den nedadrettede Darcy hastighed overestimerer således infiltrationen. Den vertikale hydrauliske ledningsevne sættes der-

for lidt ned, således at Darcy hastigheden ikke overstiger infiltrationen. Der benyttes derfor en hydraulisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-8}$ m/s i de efterfølgende beregninger.

III.1.3 Forureningssituation

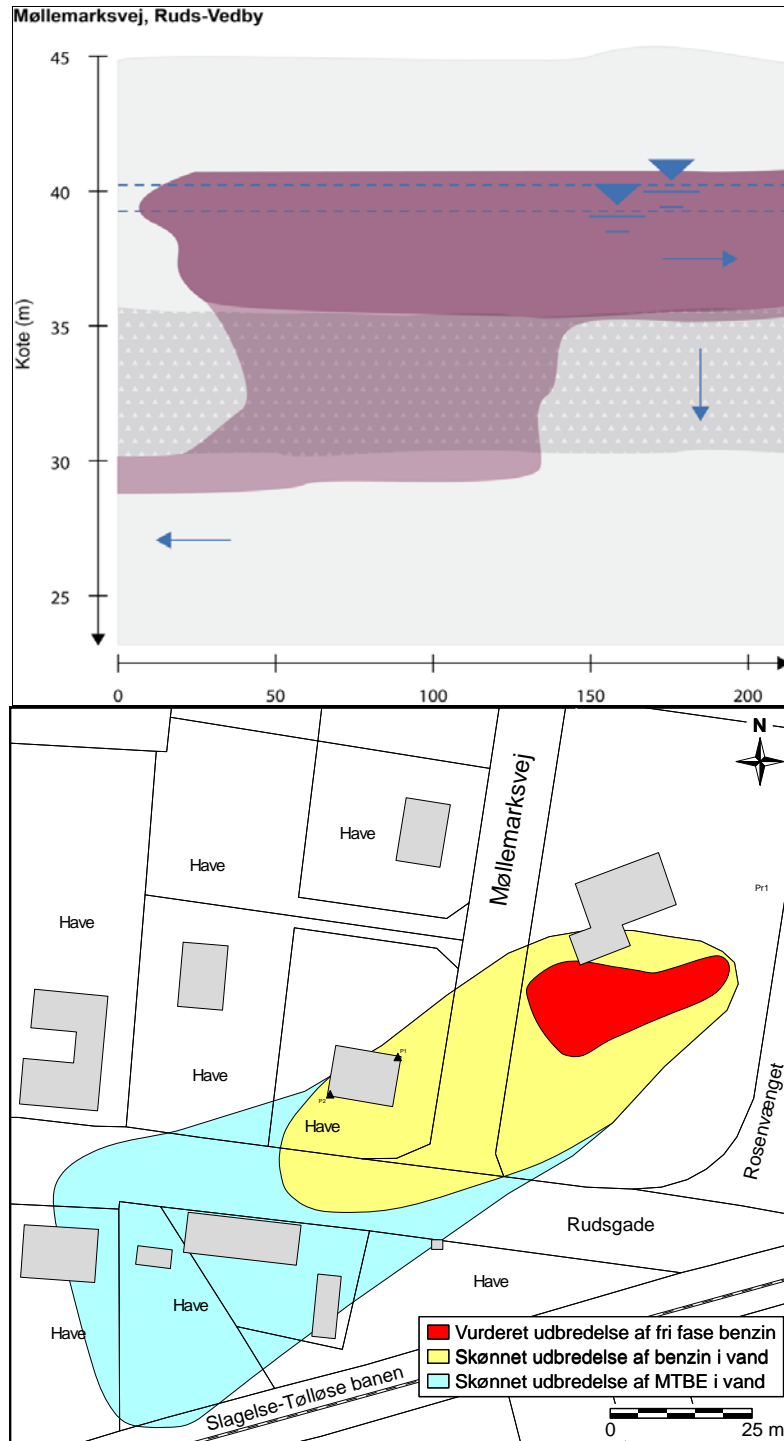
De observerede koncentrationer i kildeområdet kan ses i tabel 1. Der skelnes mellem de højeste observerede koncentrationer og de typiske koncentrationer i kildeområdet.

Tabel 1 Max. observerede grundvandskoncentrationer i kildeområdet og typiske koncentrationer i kildeområdet (Overheu, 2010).

	Maksimale koncentrationer µg/l	Typiske koncentrationer µg/l
Benzen	19.000	1.500
Toluen	110.000	7.800
MTBE	140.000	2.400

Forureningsspredningen kan ses på figur 3. Forureningskilden er ca. 40 meter lang, 20 meter bred og 4 meter dyb. Der er anaerobe forhold i kildeområdet. Fanen på Møllemarksvej 2 var inden afværge ca. 100 meter lang og 40 meter bred. Forholdene i forureningsfanen er aerobe, mens det primære magasin er anaerobt. Der er påvist spor af toluen, TBF (tert-butyl format) og TBA (tert-butyl alkohol) i det primære grundvand i 2010 (Overheu, 2010). TBA og TBF er nedbrydningsprodukter fra MTBE.

I det efterfølgende antages forureningsdybden i den primære akvifer at være 0,25 meter, og arealet er det samme som kilden i den sekundære akvifer.

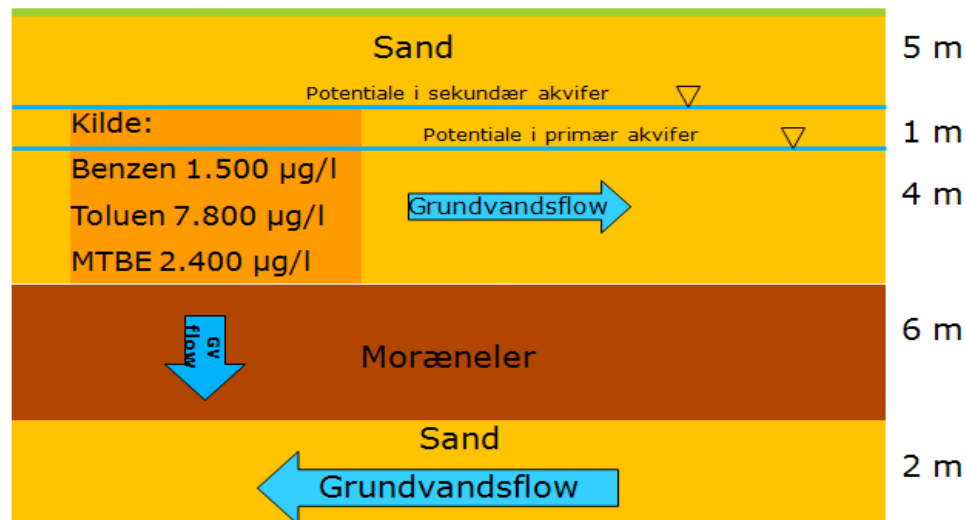


Figur 3 Øverst tværsnit af fortolket forureningsspredning. Nederst forureningsspredningen i fugleperspektiv i det sekundære magasin inden afværgeprojekt.

III.2 Konceptualisering og model setup

III.2.1 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen

En konceptuel skitse over forureningssituationen i kilden og geologien på Møllemarksvej baseret på figur 3, er opstillet i figur 4 (hvor det valgt alene at konceptualisere med geologisk hovedtype E). Der er tale om en 5 meter tyk umættet zone, som overlejrer en 5 meter tyk sekundær akvifer. Under sandmagasinet findes 6 meter moræneler, hvorunder der findes et primært sandmagasin. Forureningen befinder sig i den sekundære akvifer, og det antages, at der er en konstant forureningsflux fra kilden.



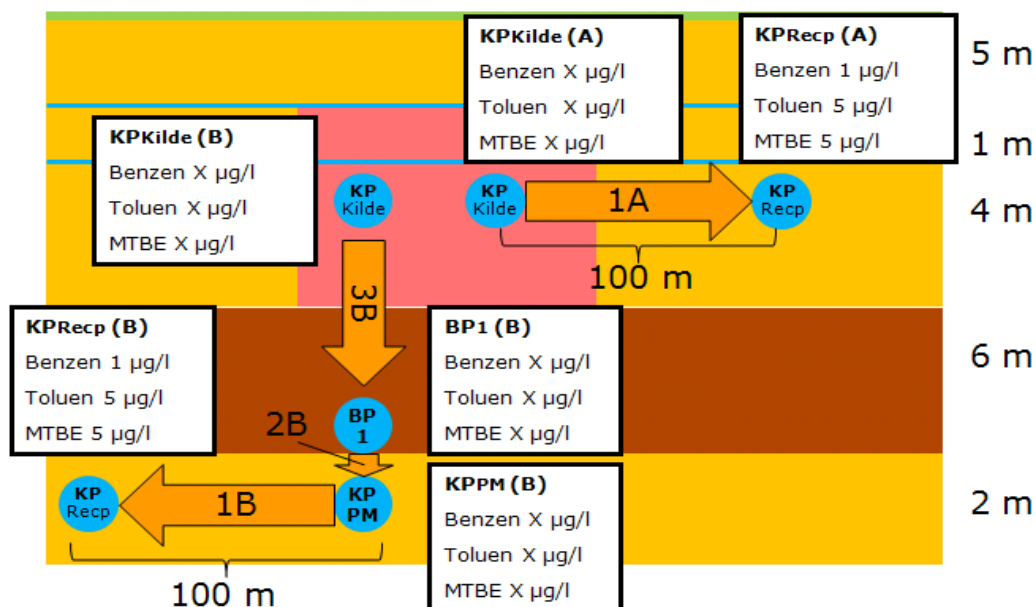
Figur 4 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen på Møllemarksvej.

III.2.2 Placering af kontrolpunkter

Kontrolpunkterne på Møllemarksvej lokaliteten kan ses på figur 5. Der beregnes stopkriterier for to scenarier. I det første scenarie (som følger pil 1A) beregnes stopkriteriet for den sekundære akvifer. I dette scenarie placeres der et kontrolpunkt 100 meter nedstrøms for forureningskilden ($KP_{\text{Recp}}(A)$), og der laves en tilbageberegning (Pil 1A) fra dette til forureningskilden ($KP_{\text{Kilde}}(A)$). Den i $KP_{\text{Kilde}}(A)$ beregnede koncentration repræsenterer stopkriteriet.

Stopkriteriet kunne også have været beregnet efter 1 års strømning svarende til 5 meter. Dette ville have været mere konservativt, men for sammenligningens skyld bliver der her benyttet 100 meter.

I det andet scenarie (som følger pil 1B, 2B og 3B) beregnes stopkriterier for den primære akvifer. Der placeres et kontrolpunkt i den primære akvifer 100 meter nedstrøms for forureningen ($KP_{\text{Recp}}(B)$) og herfra tilbageberegnes til $KP_{\text{PM}}(B)$ lige under kilden. Der vil ske en opblanding i overgangen fra moræneleren ($BP_1(B)$) til den primære akvifer ($KP_{\text{PM}}(B)$). Fra $BP_1(B)$ regnes tilbage op gennem moræneleren til $KP_{\text{Kilde}}(B)$ i kilden.



Figur 5 Placering af kontrolpunkter i Møllemarksvej sagen.

III.2.3 Modeller og virkeområder

De modeller, der er benyttet til at gennemregne Møllemarksvej sagen fremgår af tabel 2. Der er tale om RISC4 og DTU VID.

Da effekten af at benytte forskellige modellers setup til at beregne den mættede horisontale transport er belyst i hhv. Fladhøjvej sagen og tilhørende følsomhedsanalyse i bilag 4, benyttes her kun den model, som hidtil har vist sig at være mest egnet til formålet, nemlig RISC4. RISC4 har den fordel, at man kan angive forureningens dybde i akviferen, men med den begrænsning at man ikke kan angive akviferens tykkelse. Der kan derfor opstå problemer, når forureningsspredningen vertikalt overstiger akviferens tykkelse. Opblandingsdybden er undersøgt, og den er ca. 4,5 meter for den øvre akvifer, hvilket er rimeligt usikkerhederne taget i betragtning. Metoden til at undersøge fortyndingsdybden er beskrevet i Rugårdsvejsagen. Det antages, at fortynding som følge af vertikal dispersion i den primære akvifer ikke er et problem i forhold til akviferens tykkelse.

DTU VID model 1b benyttes til at regne på transporten ned gennem moræneleren. Model 1b antager, at der er en konstant forureningskilde over moræneleren. Det vides ikke med sikkerhed, om der er sprækker på lokaliteten men i dette bilag antages det, at der ikke er det.

Begge de benyttede modeller regner på mættet transport hvorfor vandkoncentrationerne er benyttet.

Tabel 2 Oversigt over modeller benyttet til beregningerne på Møllemarksvej.

Model	Sekundær akvifer	Moræneler	Primære akvifer
RISC4			
Mættet kilde	X		X
Umættet kilde			
Delvist mættet og umættet kilde			
ConSim			
Umættet kilde, model 3			
Mættet kilde model 3a			
REMChlor			
Mættet kilde			
JAGG 1.5 Grundvands modul			
Trin I a Kildestyrke koncentration			
Trin II a Kildestyrke koncentration			
Trin I b Målt forurenings koncentration			
Trin II b Målt forurenings koncentration			
Trin III			
DTU VID transport model			
Model 1a Kilde over lavpermeabelt medie i 20 år			
Model 1b Konstant kilde over lavpermeabelt medie		X	
Model 2 Forurening i lavpermeabelt medie			

III.2.4 Parametre og overvejelser

Samtlige inputparametre kan ses i afsnit III.5.

Ved overgangen fra et lag med lav permeabilitet til et med høj vil der ske en opblanding. Dette vil ske fordi forurenede vand fra laget med lav permeabilitet vil strømme vertikalt ned i det rene vand som strømmer horisontalt i laget med høj permeabilitet. Dette sker i BP 1 på figur 5. Opblandingsfaktoren beregnes som angivet i Miljøstyrelsen (1998), ligning 10 appendiks 5.6.

$$C_1 = \frac{A \cdot I \cdot C_0}{A \cdot I + B \cdot d_m \cdot k \cdot i}$$

Koncentrationen i BP 1 (C_0) kan da beregnes som følger:

$$C_0 = \frac{C_1 (A \cdot I + B \cdot d_m \cdot k \cdot i)}{A \cdot I}$$

Hvor C_1 er den resulterende koncentration i akviferen, A er arealet af den overliggende forurening, I er infiltrationen, C_0 er "kildestyrke"-koncentrationen (her i BP 1), B er forurenings bredde, d_m er opblandingsdybden, k er den hydrauliske konduktivitet og i er den hydrauliske gradient. I kan erstattes med det vertikale Darcy flow gennem det lavpermeable lag.

For den primære akvifer (BP_1 til KP_{PM}):

$$BR_1 = \frac{KP_{PM} \left(800 \text{ m}^2 \cdot 0,2 \text{ m/år} + 20 \text{ m} \cdot 0,25 \text{ m} \cdot 6307 \text{ m/år} \cdot 0,01 \right)}{800 \text{ m}^2 \cdot 0,2 \text{ m/år}} = KP_{PM} \cdot 2,97$$

I den sekundære akvifer regnes der med nedbrydningsrater fra RISC4, ConSim og JAGG 1.5, se tabel 3. Der er kun angivet en nedbrydningsrate for RISC4, som antages at være for aerobe

forhold, mens der for anaerobe forhold benyttes værdien 0. Der findes ikke nedbrydningsrater for MTBE i JAGG 1.5. Der benyttes værdier for aerobe forhold den sekundære akvifer og anaerobe forhold ned gennem moræneleren og i den primære akvifer. I den primære akvifer og moræneleren regnes der kun med nedbrydningsrater fra ConSim. Årsagen er at de forskellige nedbrydningsrater vil betyde mere i den sekundære akvifer på grund af den lave grundvandshastighed, en følsomhedsanalyse på dette vil derfor være relevant.

Tabel 3 Nedbrydningsrater i d^{-1} fra de forskellige modeller.

	RISC4		ConSim		JAGG 1.5	
	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob
MTBE	0,002	0	0,0007	0,0004	-	-
Benzen	0,001	0	0,002	0,001	0,01	0,001
Toluen	0,03	0	0,003	0,002	0,05	0,01

Der er generelt benyttet dispersiviteter estimeret på baggrund af Bjerg (2008). Der er herudover som en følsomhedsanalyse lavet en beregning for den sekundære akvifer med dispersiviteterne fra RISC4. Den langsgående dispersivitet i RISC4 er 11 meter, den horisontalt tværgående er 3,67 meter og den vertikalt tværgående er $4,2 \cdot 10^{-2}$ meter. Fra Bjerg (2008) skønnes den langsgående dispersivitet at være 1 meter, den horisontalt tværgående er 0,01 meter og den vertikalt tværgående er 0,005 meter. I denne sag hvor fortyndingsdybden er så tæt på at overstige akviferens tykkelse er det specielt problematisk at benytte den høje vertikale dispersivitet, som foreslås i RISC4.

III.2.5 Den optimale model

For scenarie A (den sekundære akvifer) er der benyttet RISC4, fordi det tidligere har vist sig at være den model, som er mest egnet til at beregne stopkriterier for horisontal grundvands-transport. Dette forudsætter at akviferen ikke er for tynd.

For scenarie B (den primære akvifer) er der benyttet DTU's VID model 1b til at regne igennem moræneleren. Da det er den eneste af modellerne, der kan simulere mættet vertikal transport. I den primære akvifer benyttes RISC4 med de samme forudsætninger som for den sekundære akvifer.

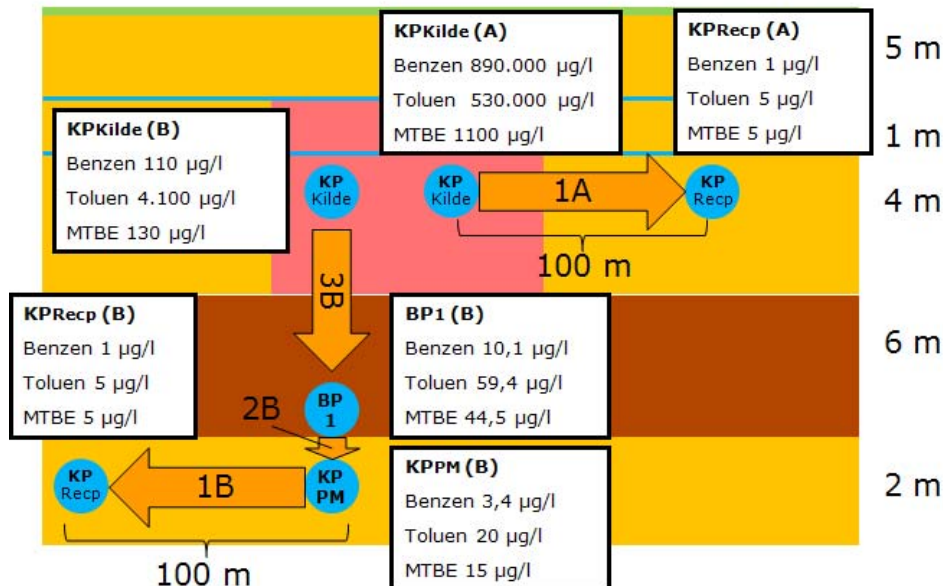
III.3 Resultater og diskussion

De samlede resultater for alle kørslerne kan ses i afsnit III.6. På figur 6 ses resultaterne af følgende beregninger: For den sekundære akvifer (scenarie A) vises resultaterne af simuleringer med RISC4 med ConSims værdier for aerob nedbrydning og estimeret fra Bjerg (2008) for dispersion. For beregninger gennem moræneleren (Scenarie B) vises resultater med DTUs VID model for et stempelstrøms scenarie med værdier for anaerob nedbrydning fra ConSim. I den primære akvifer vises resultater fra RISC4 med nedbrydningsrater fra ConSim for anaerobe forhold og estimeret fra Bjerg (2008) for dispersion.

Stopkriterierne bliver lavest for simuleringer gennem moræneleren. Dette skyldes hovedsageligt, at transporttiden her er meget kortere end for den sekundære akvifer, hvilket har stor betydning, når der regnes med nedbrydning.

Det kan virke underligt at stopkriteriet for benzen er så meget større end for toluen når nedbrydningsraten for toluen er størst. Men det forholder sig således at stopkriteriet for toluen for scenarie A er begrænset til stoffets opløselighed i RISC 4 nemlig $530.000 \mu\text{g/l}$. Opløse-

ligheden for benzen i RISC4 er væsentligt højere nemlig 1.800.000 µg/l, hvorfor det er muligt at have højere benzen end toluen koncentrationer i kildeområdet.



Figur 6 Oversigt over beregninger på møllemarksvej. Stopkriterier kan ses i boksen med $KP_{Kilde(A)}$ og $KP_{Kilde(B)}$.

Jordkoncentrationen kan beregnes ved fugacitetsprincipperne.

Tabel 4 viser hvilke processer, der er inkluderet i beregningen af stopkriteriet, og hvad deres bidrag til attenueringen bliver samt oprensningsgraden. Et eksempel på attenueringsfaktoren (F_A) følger:

$$C_{PM} = C_{Recp} \cdot F_A$$

Hvor C_{PM} er koncentrationen i den primære akvifer og C_{Recp} er koncentrationen i receptoren. Der kan således defineres attenueringsfaktorer for alle de kontrol- og beregningspunkter, som efterfølger hinanden langs en given strømlinje.

Det ses, at der er en betydelig større attenuering af forureningen i den sekundære akvifer (scenarie A) end for transporten gennem moræneleren, hvilket skyldes de høje nedbrydningsrater og den lave grundvandshastighed i det sekundære grundvand. Faktisk behøver man ikke rense den sekundære akvifer op for at møde grundvandskriteriet for benzen og toluen. Der skal dog stadig fjernes godt 55 % af forureningen for at møde kriteriet for MTBE. For scenarie B bidrager transporten i den primære akvifer mest til attenueringen. Der opnås relativt høje oprensningsgrader for benzen og MTBE for dette scenarie, og det er ikke nødvendigt at oprense for at møde kvalitetskriteriet for toluen. Behovet for oprensning for at beskytte det primære magasin, stemmer godt overens med, at der er påvist spor af forureningsstoffer i den primære akvifer, se afsnit III.1.3. For den sekundære akvifer er stopkriteriet for toluen ofte begrænset til opløseligheden.

Tabel 4 Processer inkluderet i beregningen af stopkriteriet med RISC4 med nedbrydningsraterne fra Con-Sim og dispersiviteter fra Bjerg (2008), samt den resulterende attenueringsfaktor og oprensingsgrad. Oprensningsgraden er beregnet på baggrund af de typiske kildekonzentrationer præsenteret i tabel 1. Når oprensingsgraden er <0 er stopkriteriet større end koncentrationen i kilden, og der behøves ikke at blive renset op.

Pil	Stof	Processer				Attenueringsfaktor (F _A)	Oprensningsgrad (%)
		Advektion/dispersi-on	Diffusion	Opblanding	Nedbrydning		
1	Benzen	Ja	Ja	Nej	Ja	890.000	<0
A	Toluen	Ja	Ja	Nej	Ja	106.000	<0
	MTBE	Ja	Ja	Nej	Ja	220	54,2
1B	Benzen	Ja	Ja	Nej	Ja	3,4	99,8
	Toluen	Ja	Ja	Nej	Ja	4	99,9
	MTBE	Ja	Ja	Nej	Ja	3	99,8
2B	Benzen	Nej	Nej	Ja	Nej	2,97	99,3
	Toluen	Nej	Nej	Ja	Nej	2,97	99,2
	MTBE	Nej	Nej	Ja	Nej	2,97	98,1
3B	Benzen	Ja	Ja	Nej	Ja	10,9	92,7
	Toluen	Ja	Ja	Nej	Ja	69,0	47,4
	MTBE	Ja	Ja	Nej	Ja	2,9	94,6

Tabellen angiver attenueringsfaktorerne for de enkelte delspredningsveje. For spredningsvej B bliver den samlede attenueringsfaktor for benzen 110, for Toluen 820 og for MTBE 26. De samlede attenueringsfaktorer kan sammenlignes med koncentrationerne i kilden (KP_{Kilde}) og receptoren (KP_{Recep}) på figur 6.

III.4 Litteratur

Bjerg, P. L. (2008). Dispersion in aquifers, DTU Environment.

Christensen, B. S. B., Højberg, A. L., Troldborg, L., Nyegaard, P., Ondraeck, M., Stiesen, S., Nørgaard A. (2008). National Vandressource Model Sjælland, Lolland, Falster og Møn - Opdatering januar 2008. GEUS.

Environment Agency (2010). Consim version 2.5. Golder associates.

Holm, J., Klint, K. E., Mølgaard, M. R. , Jørgensen, P. R. (2008). SprækkeJAGG - Regneark til risikovurdering af sprækker i moræner. Teknik og Administration Nr. 2 2008. Videncenter for Jordforurening.

Jørgensen, Torben H., Nielsen, L., Berger, H., Scheutz, C., Jakobsen, R., Bjerg, P. L., Durrant, N., Cox, E., Mossing, C. H., Jacobsen, C. S., Rasmussen, P. (2007). Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering. Miljøprojekt nr. 1146 2007. Teknologiudiviklingsprogrammet for Jord- og grundvandsforurening, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser. Vejledning 6. Miljøstyrelsen.

Overheu, N. I., (2010). Personlig kommunikation. Materiale modtaget via e-mail.
Spence, L. R. , Walden, T. (2001) RISC WorkBench User's Manual, Waterloo hydrologic.

Schulze-Makuch, D. (2005). Longitudinal Dispersivity Data and Implications for Scaling Behavior. Groundwater, Vol. 43. No. 3. 443-456.

Spence, L. R., Walden, T. (2001). RISC WorkBench User's Manual, Waterloo hydrologic.

III.5 Inputparametre

Tabel 5-7 viser input parametre benyttet ved beregning af oprensningskriterierne.

Tabel 5 Input parametre for RISC4 til beregning af oprensnings kriterium for den sekundære akvifer.

RISC4, mættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi	RISC4	Kilde
	Simulations tid	År	100		Valg: for at opnå steady state
Kilde	Varighed af forurening	År	100		Valg: for at opnå steady state
	Kildetykkelse	m	4		Overheu (2010)
	Kildelængde	m	40		Overheu (2010)
	Kildebredde	m	20		Overheu (2010)
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³	0,2		MST (1998)
	Fraktion af organisk kulstof	g oc/g jord	0,001		MST (1998)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d	0,864		Overheu (2010)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46		MST (1998)
	Horisontal gradient	m/m	0,0035		Overheu (2010)
	Langsgående dispersivitet	m	1	11	Bjerg (2008)/RISC4
	Transversal dispersivitet	m	0,01	3,67	Bjerg (2008)/RISC4
	Vertikal dispersivitet	m	0,005	4,2 10 ⁻²	Bjerg (2008)/RISC4
Borehul	Afstand nedstrøms	m	100		Valg
	Afstand på tværs af strømningensretning	m	0		Valg
	Top af filter	m	0		Valg
	Bund af filter	m	4		Valg
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.		10		Valg
Kemiske data	Nedbrydningsrater	1/dag			Se tabel 3

Tabel 6 Input parametre for RISC4 til beregning af oprensnings kriterium for den primære akvifer.

RISC4, mættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
	Simulations tid	År	100	Valg: for at opnå steady state
Kilde	Varighed af forurening	År	100	Valg: for at opnå steady state
	Kildetykkelse	m	0,25	Valg
	Kildelængde	m	40	Valg på baggrund af Overheu (2010)

	Kildebredde	m	20	Valg på baggrund af Overheu (2010)
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³	0,25	MST (1998)
	Fraktion af organisk kulstof	g oc/g jord	0,001	MST (1998)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d	17,28	MST (1998)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46	MST (1998)
	Horisontal gradient	m/m	0,01	Overheu (2010)
	Langsgående dispersivitet	m	1	Bjerg (2008)
	Transversal dispersivitet	m	0,01	Bjerg (2008)
	Vertikal dispersivitet	m	0,005	Bjerg (2008)
Borehul	Afstand nedstrøms	m	100	Valg
	Afstand på tværs af strømningensretning	m	0	Valg
	Top af filter	m	0	Valg
	Bund af filter	m	0,1	Valg
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.		10	Valg
Kemiske data	Nedbrydningsrater	1/dag		Se tabel 3

Tabel 7 Input parametre for DTU VID til beregning af oprensings kriterium for det nedre moræneler, EPM model.

DTU VID, model 1b	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
	Start koncentration	mg/l	-	Ikke nødvendig
	Matrix porøsitet		0,1	Jørgensen et al. (2007)
	Diffusionskoefficient i matrix Benzen	m ² /år	0,003	(Spence and Walden, 2008)
	Diffusionskoefficient i matrix MTBE	m ² /år	0,003	(Spence and Walden, 2008)
	Diffusionskoefficient i matrix Toluen	m ² /år	0,003	(Spence and Walden, 2008)
	Nedbrydningsrate Benzen	1/år	0,36	Environment Agency (2010)
	Nedbrydningsrate MTBE	1/år	0,146	Environment Agency (2010)
	Nedbrydningsrate Toluen	1/år	0,73	Environment Agency (2010)
	Retardation, matrix Benzen		1,2	Beregnet på baggrund af MST (1998) o.a.
	Retardation, matrix MTBE		1	Beregnet på baggrund af MST (1998) o.a.
	Retardation, matrix Toluen		1,2	Beregnet på baggrund af MST (1998) o.a.
	Langsgående dispersivitet	m	0,6	Schulze-Makuch (2005)
	Tid	år		Ikke nødvendig
	Dybde	m	6	Overheu (2010)
	Bulk hydraulisk ledningsevne	m/s	1 10 ⁻⁸	Holm et al. (2008)
	Tilstedeværelse af sprækker		Nej	Valg
	Advektion i lavpermeabelt lag		Ja	Valg
	Vertikal gradient		0,23	Overheu (2010)

III.6 Resultater

I tabel 8 og 9 kan resultaterne for følsomhedsanalysen på den sekundære akvifer ses. I tabel 8 ses grundvandskriteriet og det beregnede stopkriterium med de forskellige nedbrydningsrater som er foreslået i hhv. RISC4, ConSim og JAGG 1.5 for aerobe forhold. Der er også beregnet en enkelt kombination med dispersivitetene fra RISC4, ellers er der benyttet dispersiviteter skønnet på baggrund af Bjerg (2008).

Tabel 8 Grundvandskriterium og stopkriterium for scenarie A (den sekundære akvifer).

Model	Disp	Nedbrydning	Grundvandskriterium (ug/l)			Stopkriterium (ug/l)		
			MTBE	B	T	B	MTBE	T
			RISC 4	RISC 4	RISC4 aerob	5	1	5
	Bjerg 2008	RISC4 aerob	5	1	5	1.700	4.500.000	530.000
RISC 4	Bjerg 2008	ConSim aerob	5	1	5	890.000	1.100	530.000
RISC 4	Bjerg 2008	JAGG 1.5 aerob	5	1	5	1.800.000	-	530.000

I tabel 9 ses attenueringsfaktorer og oprensningsgrader beregnet på baggrund af tabel 8. Oprensningsgraderne er beregnet for de typiske koncentrationer angivet i tabel 1. Når oprensningsgraderne er mindre end 0, betyder det, at stopkriteriet er større end forureningen på lokaliteten, og dermed at det ikke er nødvendigt at rense op.

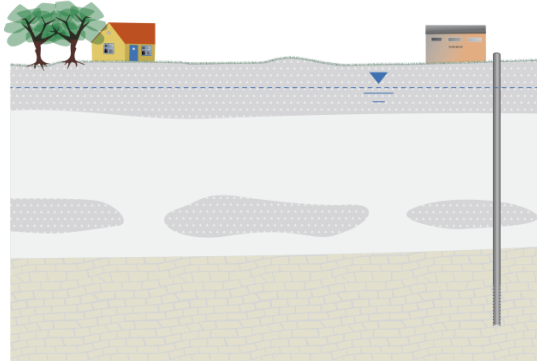
For den sekundære akvifer er stopkriteriet for toluen begrænset til opløseligheden i alle tilfælde. For benzen er det for det tilfælde, hvor nedbrydningen fra JAGG 1.5 benyttes.

Tabel 9 Attenueringsfaktorer og oprensningsgrader for scenarie A (den sekundære akvifer).

Model	Disp	Nedbrydning	Attenueringsfaktor FA			Oprensningsgrad (%)		
			B	MTBE	T	MTB		
						B	E	T
RISC4	RISC4	RISC4 aerob	1.300	36.000	106.000	13,3%	<0	<0
	Bjerg 2008	RISC4 aerob	1.700	900.000	106.000	<0	<0	<0
RISC4	Bjerg 2008	ConSim aerob	890.000	220	106.000	<0	54,2%	-
RISC4	Bjerg 2008	JAGG 1.5 aerob	1.800.000	-	106.000	<0	<0	<0

IV. MW Gjøes Vej

Lokaliteten på MW Gjøes vej repræsenterer et af de 3 scenarier med chlorerede opløsningsmidler. Geologisk svarer forureningssagen til geologisk hovedtype D (figur 1).



Figur 1 Den geologiske hovedtype som sagen på MW Gjøes vej kan repræsentere.

IV.1 Lokaliteten

MW Gjøes vej er beliggende i Reerslev, Hedehusene, se figur 2. Der har på lokaliteten været drevet pelsrenseri fra 1956-1977 (Niras, 2009). Den primære forurening er med PCE (tetraklorethylen) men der er også fundet nedbrydningsprodukter. Det skønnes, at den samlede forureningsmasse på lokaliteten er mellem 3-10 tons chlorerede opløsningsmidler hvoraf PCE udgør 50 procent (Niras, 2009).



Figur 2 Øverst Danmarkskort med placering af MW Gjøes Vej og nederst planskitse over nærområdet (Niras, 2008).

IV.1.1 Geologi

Geologien på MW Gjøesvej lokaliteten kan ses på figur 3 og består øverst af ca. 7 meter umættet moræneler. Moræneleren overlejrer en smeltevandsformation af sand og grus med en mægtighed på ca. 20 meter. Den nederste meter af sandet er mættet. Under smeltevands-sandet findes et 1 meter tykt lag af moræneler som ophører ca. 1500 meter nedstrøms for kilden. Under moræneleren i ca. 25 meters dybde findes det regionale kalkmagasin (Krüger, 2004).

IV.1.2 Hydrogeologi

Det sekundære magasin er frit og vandspejlet er beliggende 25 mut. Den hydrauliske konduktivitet er $1 \cdot 10^{-3}$ m/s, gradienten er 1,6 promille og porøsiteten er 0,25. Strømningsretningen er nordøstlig (Krüger, 2004). Grundvandshastigheden i det sekundære magasin bliver med disse parametre ca. 200 m/år.

Der er en nedadrettet advektiv strømning gennem morænelerlaget. Den hydrauliske ledningsevne er ukendt, men det er foreslået at benytte $1 \cdot 10^{-9}$ m/s porøsiteten sættes til 0,2 (Krüger, 2004).

Det primære magasin er også frit og potentialet træffes omkring 35 mut. Der er 10 meter tyk umættet zone øverst i kalken. Strømningsretningen i kalken er generelt øst-nordøstlig. Gradienten er 1,7 promille, den hydrauliske ledningsevne er bestemt til $7 \cdot 10^{-3}$ m/s og porøsiteten er 0,25 (Krüger, 2004). Grundvandshastigheden beregnes til ca. 1.5 km/år.

Infiltrationen er sat til 200 mm/år (Christensen et al. 2008).

IV.1.3 Forureningssituation

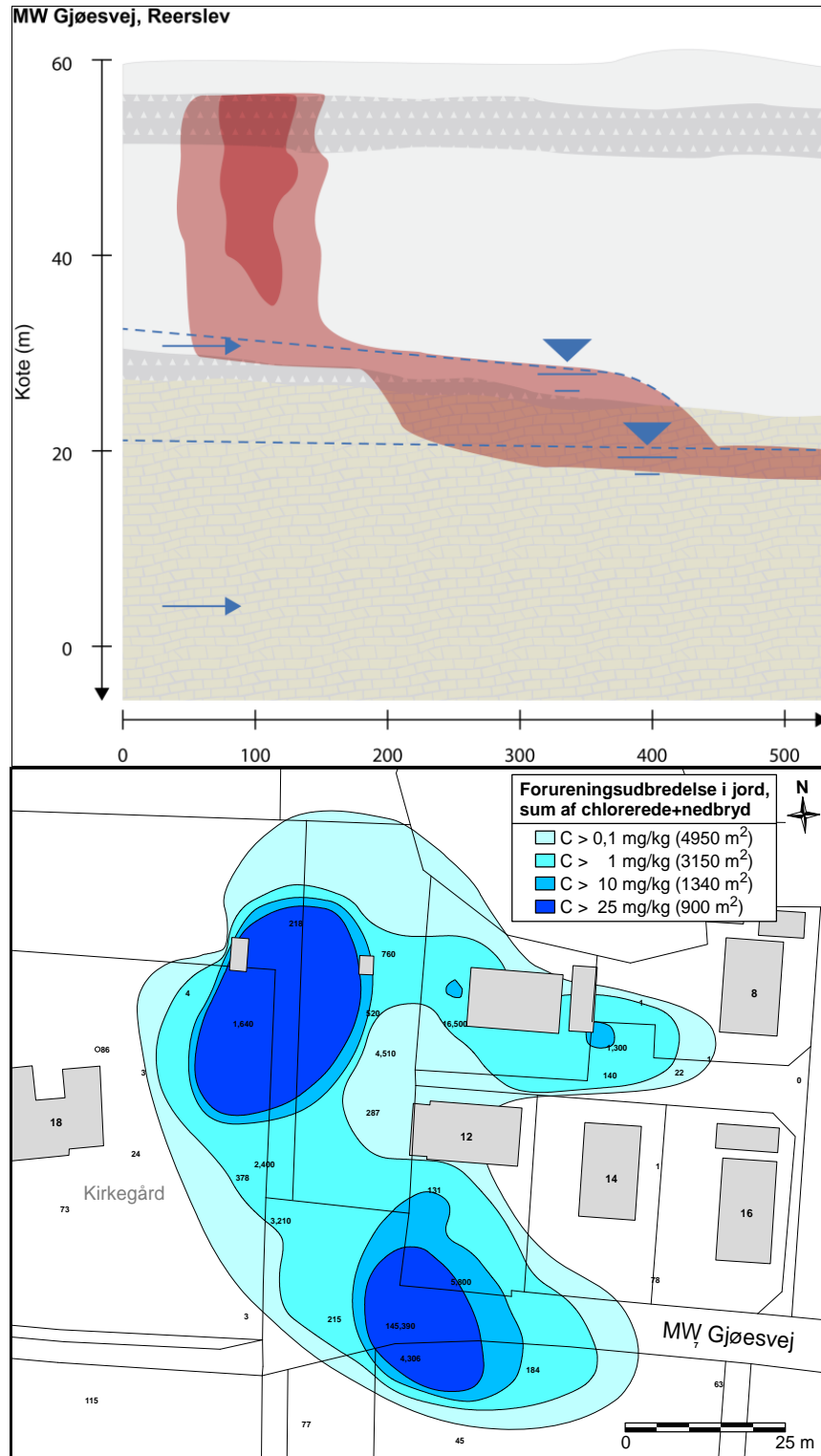
De observerede koncentrationer i kildeområdet kan ses i tabel 1. Der er observeret fri fase i kilde området i de øverste 3-7 meter af moræneleren. Der skelnes mellem de højeste observerede koncentrationer og de typiske koncentrationer i kildeområdet. Den primære forurening er med PCE. Kilden har en længde på 60 meter og en bredde på 30 meter (Krüger, 2005a).

Tabel 1 Max. observerede grundvands koncentrationer i kildeområdet og typiske koncentrationer i kildeområdet (Krüger 2005a).

	Maximale koncentrationer µg/l	Koncentrationer i kildeområdet µg/l
PCE	97.000	12.000

Forureningsspredningen kan ses på figur 3. Fanen på MW Gjões Vej 1 er op til 2 kilometer lang; en oprensning af denne vil kræve mere end bare fjernelse af kilden. Fastsættelse af stopkriterier for en faneoprensning ligger udenfor formålet af denne rapport. Den primære stoftransport fra kilden sker vertikalt ned til moræneleren. Her er det muligt, at forureningen transporteres horisontalt ca. 500 meter nedstrøms, hvor moræneleren forsvinder, og herfra strømmer forureningen til det primære grundvandsmagasin. Det er også muligt, at forureningen spredes gennem moræneleren direkte ned i den umættede kalk (Krüger, 2005b).

Det har i det for dette projekt nærværende rapporter ikke været muligt at finde en redoxkarakterisering af forholdene på MW Gjõesvej. Det er tydeligt, at der foregår nedbrydning af de chlorerede stoffer på lokaliteten, da der er målt høje koncentrationer af TCE og cis-DCE.



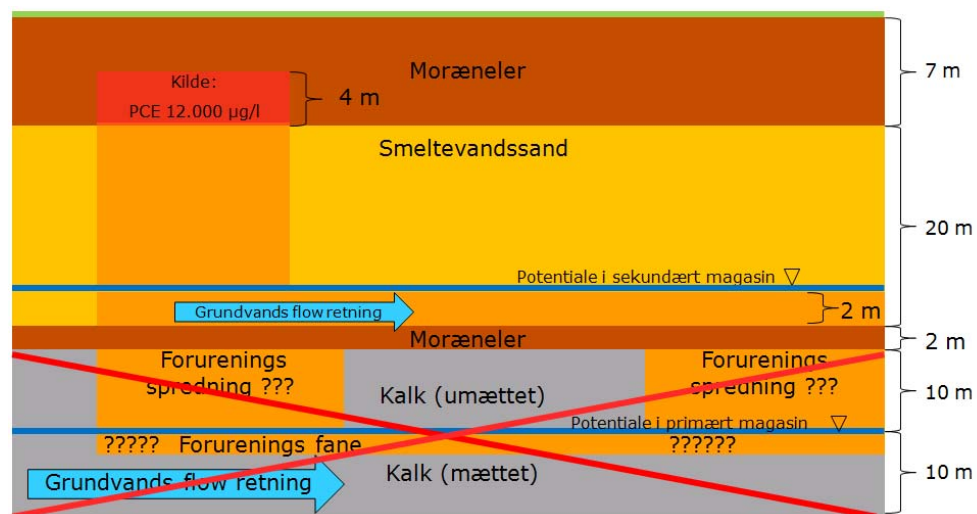
Figur 3 Øverst vertikalt profil snit med fortolket geologi og forurening. Nederst forureningsudbredelse i jord i fugle- perspektiv (Efter Niras 2008).

IV.2 Konceptualisering og model setup

IV.2.1 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen

På grund af det komplicerede forhold på lokaliteten vil der blive opstillet en forsimplet konceptuel model. Der vil blive fokuseret på den umættede zone for at undersøge modellernes muligheder for at analysere en sådan. En konceptuel skitse over forureningssituationen i kilden og geologien på MW Gjøes Vej baseret på figur 3 er opstillet i figur 4.

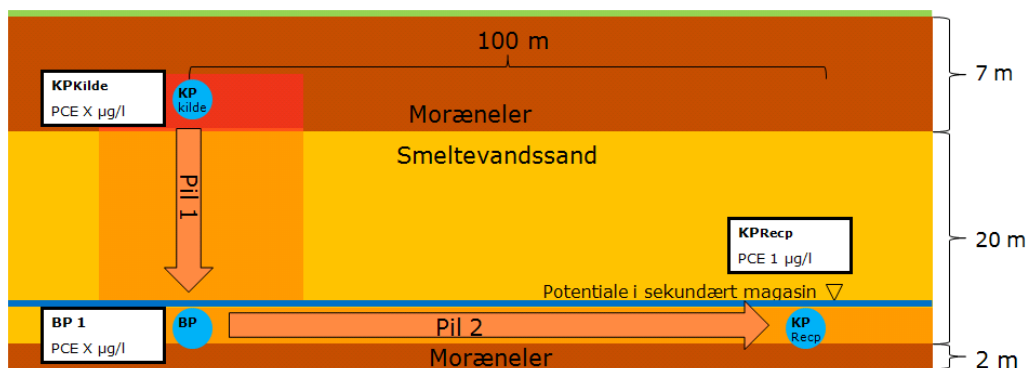
Det røde kryds over den nederste umættede zone indikerer, at dette system ikke vil blive inkluderet i beregningerne i denne rapport. Årsagen er at modellerne ikke er egnede til at simulere transporten fra det hængende vandspejl til den primære akvifer. I stedet henvises der til rapporten Krüger (2005b) hvor der er gennemført en tilsvarende risikovurdering, som tager højde for transporten til kalken gennem moræneleren med håndregning. Den pågældende risikovurdering inkluderer ikke nedbrydning men er baseret på masseflux beregninger gennem de forskellige lag.



Figur 4 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen i kilden på MW Gjøes vej.

IV.2.2 Placering af kontrolpunkter

Kontrolpunkterne i MW Gjøes Vej sagen kan ses på figur 5. Der placeres et kontrolpunkt 100 meter nedstrøms for forureningskilden (KP_{Recp}), og der laves en tilbageberegning (Pil log 2) fra dette punkt op gennem den umættede zone til forureningskilden (KP_{Kilde}). Den i KP_{Kilde} beregnede koncentration repræsenterer stopkriteriet. Punktet BP er ikke et egentligt beregningspunkt, da modellerne kan simulere transporten fra KP_{Kilde} til KP_{Recp} i en beregning, men er medtaget for at illustrere, hvor meget den umættede og den mættede transport bidrager med hver for sig.



Figur 5 Placering af kontrolpunkter i MW Gjøes Vej sagen.

IV.2.3 Modeller og virkeområder

Transporten fra KP_{Kilde} til BP_1 på MW Gjøes Vej kan simuleres med vertikal spredning gennem den umættede zone efterfulgt af horisontal spredning til KP_{Recp} hvilket RISC4, og ConSim kan håndtere, se tabel 2.

Tabel 2. Oversigt over modeller benyttet til beregningerne på MW Gjøes Vej.

Model (Geologi)	Umættet zone til sekundær akvifer
RISC4	
Mættet kilde	
Umættet kilde	X
Delvist mættet og umættet kilde	
ConSim	
Umættet kilde model 3	X
Mættet kilde model 3a	
REMChlor	
Mættet	
JAGG 1.5 – Grundvands modul	
Trin I a Kildestyrke koncentration	
Trin II a Kildestyrke koncentration	
Trin Ib Målt forurenings koncentration	
Trin IIb Målt forurenings koncentration	
Trin III	
DTU VID transport model	
Model 1a Kilde over opsprækket medie i 30 år	
Model 1b Konstant kilde over sprækket medie	
Model 2 Forurening i opsprækket medie	

IV.2.4 Parametervalg

Alle valgte parametre fremgår af afsnit IV.5. For den umættede zone regnes med en vandmætning på 15 % som beskrevet i Troldborg et al. (2009). Det antages, at infiltrationen begrænser transporten, og derfor kan en beregning af infiltrationshastigheden erstatte en beregning med den umættede hydrauliske ledningsevne. Ellers er alle parametre i den umættede zone de samme som for den mættede zone, da det er de samme geologiske forhold.

Der benyttes nedbrydningsrater fra JAGG 1.5 og fra de individuelle modeller, se tabel 3. I RISC4 er der kun angivet én nedbrydningsrate, som er antaget at gælde for anaerobe forhold (PCE nedbrydes ikke under aerobe forhold). Der differentieres ikke mellem nedbrydningsra-

terne i den mættede og umættede zone, da der ikke angives forskellige rater for disse i modellernes databaser. Der vil være aerobe forhold i den umættede zone og nedbrydning i denne er derfor meget lidt sandsynlig.

Tabel 3 Nedbrydningsrater for PCE anvendt i simuleringerne med RISC4 og ConSim.

Model	RISC4	ConSim	JAGG 1.5
Anaerob nedbrydningsrate (d ⁻¹)	0,00096	0,00069	0,0005
Aerob nedbrydningsrate (d ⁻¹)	0	0	0

Der benyttes dispersiviteter valgt på baggrund af Bjerg (2008) til alle simuleringerne. Det skal bemærkes, at ConSim kun medtager langsgående og horisontal tværgående dispersiviteter.

IV.2.5 Den optimale model

I princippet kan både RISC4 og ConSim anvendes på denne lokalitet. RISC4 er klart lettest at bruge, men ConSim har den fordel, at man kan definere tykkelsen på akviferen, hvilket har betydning når man regner på meget tynde akviferer. ConSim kan derfor anbefales i dette tilfælde. Det er ikke muligt at beregne en forureningsflux med ConSim.

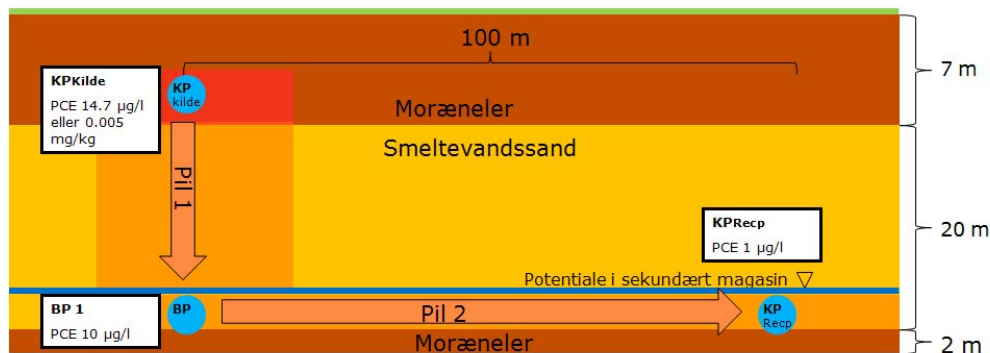
Ingen af de to foreslåede modeller kan regne på sekventiel reduktiv deklorering. Hvilket er problematisk når der regnes på PCE for selv om der oprenses til det angivne stop kriterium vil nedbrydningen af PCE til TCE, cDCE og VC blot danne et nyt problem.

Begge modeller benytter totalconcentrationen i jord som input koncentration og i begge modeller beregnes stopkriteriet som på baggrund af totalconcentrationen i jord. I RISC kan man i en af output filerne finde vandkoncentrationer der svarer til stopkriteriet. Dette er ikke muligt i ConSim i dette tilfælde må man selv regne om vha. fugacitetsprincipperne.

IV.3 Resultater og diskussion

De samlede resultater for alle modelkørslerne kan ses i afsnit IV.6. Figur 6 viser resultaterne for aerobe forhold beregnet med ConSim. Det er tydeligt, at transporten gennem den mættede zone forårsager den største attenuering, hvilket skyldes fortynding som følge af dispersion. For det tilfælde, hvor der er anaerobe forhold, sker der nedbrydning. Dermed bliver der størst attenuering i den umættede zone. Dette skyldes, at opholdstiden er væsentligt længere, hvilket medfører øget nedbrydning. Det kan diskuteres, om det er rimeligt at antage anaerobe forhold i den umættede zone.

Koncentrationerne for stopkriteriet (se tabel 7) fra ConSim simuleringerne er relativt lavere end dem med RISC4. Dette skyldes til dels, at man i ConSim kan begrænse magasinets udbredelse og dermed spredningen, hvilket ikke er muligt i RISC4. Men også at nedbrydningsraterne for ConSim er ca. halvt så store som dem for RISC4. Dette bliver specielt tydeligt for transporten gennem den umættede zone, hvor der er en væsentligt længere opholds tid end i den mættede. Dette resulterer i det maksimalt tilladte stopkriterium, på 11.500 µg/l, hvilket er urealistisk da der formodentligt aerobe forhold i den umættede zone.



Figur 6 Oversigt over resultater på MW Gjøes Vej (aerobe forhold beregnet med ConSim). Stopkriterier kan ses i boksen med KPkilde.

Tabel 4 viser hvilke processer, der er inkluderet i beregningen af stopkriteriet, og hvad deres bidrag til attenueringen langs pil 1 og 2 bliver samt oprensingsgraden. Attenueringsfaktoren (F_A) defineres som følger:

$$C_{KP\ Kilde} = C_{KP\ Recp} \cdot F_A$$

Hvor $C_{KP\ Kilde}$ er koncentrationen i KP_{Kilde} og $C_{KP\ Recp}$ er koncentrationen i KP_{Recp} . Om attenueringen er størst i det sekundære magasin eller i den umættede zone er afhængigt af, om der regnes med eller uden nedbrydning

Det ses at oprensingsgraderne bliver ca. 99,9 % for det aerobe model set up og 87,8 % for det anaerobe. Igen er det usandsynligt at der er anaerobe forhold i den umættede zone. De resterende oprensingsgrader kan ses i afsnit IV.6 tabel 7.

Tabel 4 Processer inkluderet i beregningen af stopkriteriet med ConSim og den resulterende attenueringsfaktor og oprensingsgrad. Oprensingsgraden er beregnet på baggrund af kildekonzcentrationerne præsenteret i tabel 1.

Pil	Stof	Processer				Attenueringsfaktor (F_A)	Oprensningsgrad (%)
		Advektion/Dispersion	Diffusion	Opblanding	Nedbrydning		
2	PCE	Ja	Ja	Nej	Anaerob	11	
					Aerob	10	
1	PCE	Ja	Nej	Nej	Anaerob	134	87,8
					Aerob	1,5	99,9

Den samlede attenueringsfaktor for spredningsvejen er for aerobe forhold $10 \times 1,5 = 15$ og for anaerobe forhold $11 \times 134 = 1474$

I Krüger (2005a) beregnes et stopkriterium på 0,1 mg/kg. Dette kriterium er sat med henblik på at fjerne risikoen overfor det primære magasin, dvs. sikre at koncentrationen ikke overstiger 1 µg/l. Kriteriet er sat på baggrund af håndberegninger baseret på masseflux estimater. Der opnås en reduktion i den tilladte koncentration i det sekundære magasin på mellem en faktor 17 og 49 i forhold til det primære (1 µg/l). Hvilket svarer nogenlunde til forskellen på stopkriteriet i disse beregninger og værdierne i Krüger (2005a).

Det skal desuden bemærkes, at stopkriteriet, som det er angivet på Figur 6, er blandt de laveste beregnede i denne rapport, se tabel 7.

NIRAS (2008) beregner at en flux på 2,2 kg/år vil resultere i en koncentration på 1 µg/l i det primære grundvand opstrøms kildepladsen. Solhøj kildeplads ligger ca. 1500 meter fra kilden på MW Gjøesvej. Dette kunne opnås ved at vælge et stopkriterium på 10 mg/kg. Det er sandsynligt, at de 1500 meters transport vil bidrage væsentligt til, at der kan sættes et højere stopkriterium, men den høje grundvandshastighed taget i betragtning er det usikkert, om det kan forklare hele afvigelsen. Igen er det vigtigt at bemærke, at det her er det laveste beregnede stopkriterium, som er fundet i denne rapport. De øvrige kriterier kan ses i tabel 7.

IV.4 Litteratur

Bjerg, P.L. (2008). Dispersion in aquifers, DTU Environment.

Christensen, B. S. B., Højberg, A. L., Troldborg, L., Nyegaard, P., Ondraeck, M., Stiesen, S., Nørgaard A. (2008). National Vandressource Model Sjælland, Lolland, Falster og Møn. Opdatering januar 2008. GEUS.

Environment Agency (2010). Consim version 2.5. Golder associates.

Krüger (2004). MW Gjões Vej, Reerslev, Supplerende undersøgelser af sand- og kalkmagasin 2. Københavns Amt.

Krüger (2005a). MW Gjões vej, Reerslev. Skitseprojekt for afværgelse af kilden, Københavns Amt.

Krüger (2005b). MW Gjões vej, Reerslev. Supplerende undersøgelse af kalkmagasin 3 Københavns Amt..

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser. Vejledning 6. Miljøstyrelsen.

NIRAS (2008). MW Gjões Vej, Reerslev Supplerende undersøgelser - Supplerende forklaring.

NIRAS (2009). MW Gjões vej, Reerslev, Indsamling, systematisering og vurdering af data. Notat.

Spence, L. R. & Walden, T. (2001). RISC WorkBench User's Manual, Waterloo hydrologic.

Troldborg, M., Binning, P. J., Nielsen, S., Kjeldsen, P., og Christensen, A. G. (2009). Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. Journal of Hydrology 105 (1-2), 28-37.

IV.5 Inputparametre

Alle inputparametre benyttet i dette scenarie kan ses i tabel 5 og 6.

Tabel 5 Input parametre for RISC4 til beregning af oprensningskriterium.

RISC4	Parameter	Enhed	Model			Kilde
			Model	Sandsynlig	JAGG 1.5	
Mættet kildemodel	Simuleret tidsperiode	År	100			Valg: for at opnå max. koncentration
Kilde	Varighed af forurenings puls	År	100			Valg: for at opnå max. koncentration
	Kildetykkelse	m	4			Krüger, (2005a)
	Kildelængde	m	60			Krüger, (2005a)
	Kildebredde	m	30			Krüger, (2005a)
	Dybde af kilde under terræn	m	3			Krüger, (2005a)
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³	0,25			Krüger (2004)
	Organisk kulstof (foc)	g oc/g jord	0,001			MST (1998)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d	86,4			Krüger (2004)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46			MST (1998)
	Horizontal gradient	m/m	0,0016			Krüger (2004)
	Langsgående dispersivitet	M		1,0		Estimat efter Bjerg (2008)
	Transversal dispersivitet	M		0,01		Estimat efter Bjerg (2008)
	Vertikal dispersivitet	M		0,005		Estimat efter Bjerg (2008)
Borehul	Nedstrøms afstand	m	100			Valg
	Afstand på tværs af strømningsretning	m	0			Valg
	Top af filter	m	0			Valg
	Bund af filter	m	2			Valg
	Antal punkter til at beregne konc.		10			Valg
Umættet zone	Infiltration	cm/år	20			Christensen et al. (2008)
	Tykkelse af umættet zone	m	27			Krüger, (2005a)
	Total porøsitet	-	0,3			Valg bør være lidt større end den effektive
	Organisk kulstof (foc)	-	0,001			MST (1998)

	Residual vandmætning	-	0,15			Troldborg et al. (2009)
	Mættet hydraulisk ledningsvne i umættet zone	m/dag	86,4			Krüger (2004)
	Van Genuchten N		2,86			Som foreslået i Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46			MST (1998)
Kemisk data PCE	Diffusion i luft	cm ² /s	7,2 10 ⁻²			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Diffusion i Vand	cm ² /s	8,2 10 ⁻⁶			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Opløselighed	mg/l	200			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Damptryk	mmHg	19			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	KOC	L/Kg	160			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Henrys konstant	-	0,754			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Molvægt	g/mol	166			Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate, mættet zone	l/dag	9,6 10 ⁻⁴ og 0		0,0005 og 0	Spence, L. R. & Walden, T. (2001) og MST (1998)
	Nedbrydningsrate, umættet zone	l/dag	9,6 10 ⁻⁴ og 0		0,0005 og 0	Spence, L. R. & Walden, T. (2001) og MST (1998)

Tabel 6 Input parametre for ConSim til beregning af oprensningskriterium.

Model	Parameter	Enhed				Kilde
			Model	Sandsynlig	JAGG15	
ConSim						
Model 3						Valg
Aktive pro- cesser	Sorption i den umættede zone		JA			Valg
	Sorption i den mættede zone		Ja			Valg
	Nedbrydning i den umættede zone		Ja			Valg
	Nedbrydning i den mættede zone		Ja			Valg
Stof specifikke data PCE	Kildekoncentration	mg/l	-			Ikke nødvendig
	Koc	ml/g	200			Environment Agency (2010)
	Half life	år	2,7 og 10 ⁶		3,8 og 10 ⁶	Environment Agency (2010) og MST (1998)
	foc	%	0,1			MST (1998)
Umættet zone	Infiltration	mm/år	200			Christensen et al. (2008)
	Vandfyldt porøsitet	-	0,15			Troldborg et al. (2009)
	Umættet hydraulisk ledningsvne (=infiltration)	m/s	6,3·10 ⁻⁹			Christensen et al. (2008)
	Dry bulk densitet	g/cm ³	1,46			MST (1998)
	Organisk kulstof (foc)	%	0,1			MST (1998)
	Vertikal dispersivitet	m	1			Valg
	Tykkelse	m	27			Krüger, (2005a)
Akvifer	Tykkelse	m	2			Krüger (2004)
	Mixing zone tykkelse	m	Model beregnet			Environment Agency (2010)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46			MST (1998)
	Hydraulisk ledningsevne	m/s	0,001			Krüger (2004)
	Porøsitet		0,25			Krüger (2004)
	Hydraulisk gradient	Brøk	0,0016			Krüger (2004)
	Grundvands flow retning	Grader	0			Valg
	Longitudinal dispersivitet			1		Bjerg (2008)
	Lateral dispersivitet			0,01		Bjerg (2008)
Kilde dimensioner	Længde	m	60			
	Bredde	m	30			Krüger,

						(2005a)
	Koncentration	m	-			Krüger, (2005a)
	Tykkelse	m	4			Krüger, (2005a)
Boring	Placering af boring nedstrøms	m	100			Valg
	Placering af boring på tværs af strømningsretning		0			Valg

IV.6 Resultater

I tabel 7 ses resultaterne af samtlige simuleringer. Der er benyttet dispersiviteter skønnet på baggrund af Bjerg (2008). Der benyttes nedbrydningsrater fra modellerne og JAGG 1.5, se tabel 3. De aerobe nedbrydningsrater er altid 0. Der vises stopkriterier for den mættede transport, BP1 og stopkriterier i kilden KP_{Kilde} og tilsvarende attenueringsfaktorer. Oprensningsgraden er kun beregnet for KP_{Kilde} .

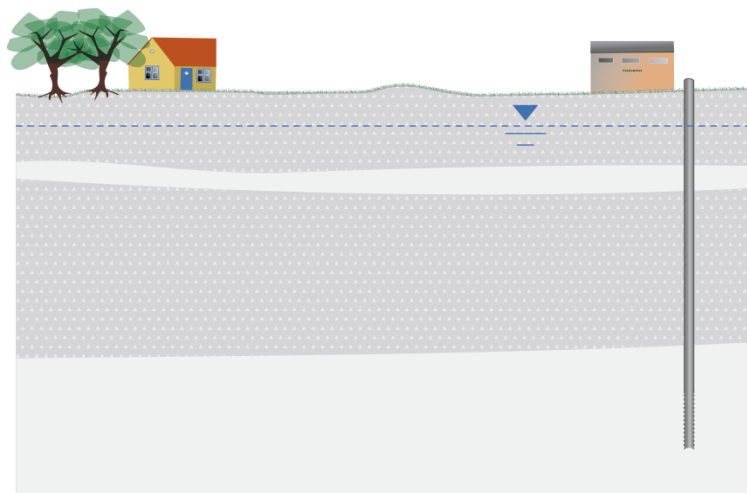
Tabel 7 Resultaterne af samtlige modelkørsler.

Model	Disp	Nedbrydning	Grundvands- kriterium (ug/l)	Stop- kriterium (mg/kg) KP_{Kilde}	BP1 (ug/l)	Stop- kriterium (ug/l) KP_{Kilde}	Oprensnings- grad KP_{Kilde}	Attenuerings- faktor $KP_{\text{Recp}} - \text{BP1}$	Attenuerings- faktor $\text{BP1} - KP_{\text{Kilde}}$
RISC	Bjerg (2008)	Anaerob: RISC4	1	3,9	11,5	11500	4,2%	11,5	1000,0
		Aerob: RISC4	1	0,0216	9,80	63,0	99,5%	9,8	6,4
		Anaerob: JAGG 1.5	1	0,36	10,3	1060	91,2%	10,3	102,9
		Aerob: JAGG 1.5	1	0,0216	9,80	63,0	99,5%	9,8	6,4
CONSIM	Bjerg (2008)	Anaerob: ConSim	1	0,5	11	1469,7	87,8%	11	133,6
		Aerob: ConSim	1	0,005	10	14,7	99,9%	10	1,5
		Anaerob: JAGG 1.5	1	0,1	10	293,9	97,6%	10	29,4
		Aerob: JAGG 1.5	1	0,005	10	14,7	99,9%	10	1,5

V. Rugårdsvej

Lokaliteten på Rugårdsvej repræsenterer et af de 3 scenarier med chlorerede opløsningsmidler. Geologisk svarer forureningssagen til den geologiske hovedtype B (figur 1).

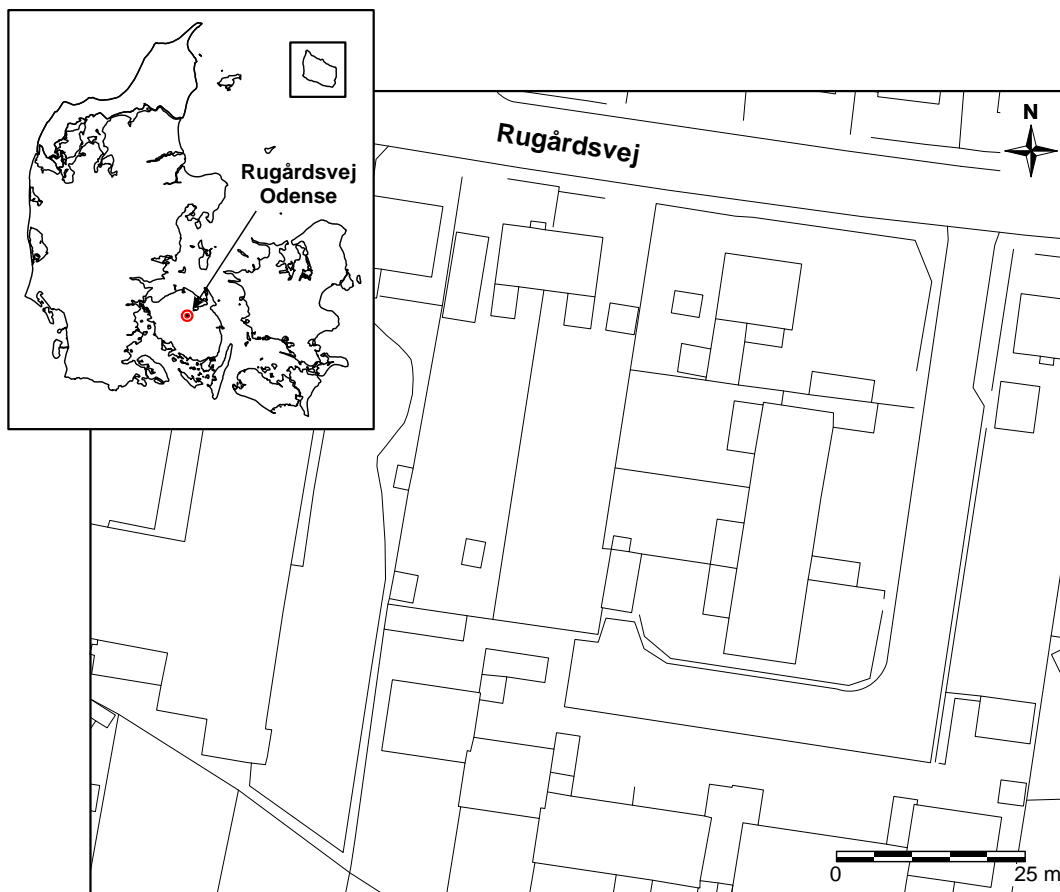
B)



Figur 1 Den geologiske hovedtype B som sagen på Rugårdsvej kan repræsentere.

V.1 Lokaliteten

Der er på dele af ejendommen Rugårdsvej 234-238 A-D, Odense, konstateret forurening af jord og grundvand med olie og TCE (Trichlorethylen). Der har været maskinfabrik på lokaliteten i perioden fra 1951 til 1989 og forureningen er opstået i den forbindelse. Da produktionen var på sit maksimum var det årlige forbrug af TCE på 10 ton (Jørgensen et al., 2003). Dele af lokaliteten er dækket af asfalt.



Figur 2 Øverst Danmarks kort med placering af Rugårdsvej og nederst kort over nærområdet omkring forureningen, (Jørgensen et al., 2003).

V.1.1 Geologi

Den regionale geologi består på lokaliteten af 25-30 meter moræneler, som overlejrer 5-15 meter smeltevandssand. Laget med smeltevandssand har en meget vid udstrækning, og benævnes i det efterfølgende den primære akvifer (Jørgensen et al., 2007a).

Lokalt er der øverst 1-2 meter fyld. I moræneleren findes der sandslirer og linser af forskellige tykkelse. Der er i ca. 10-15 meters dybde fundet et 0,5-1 meter tykt lag med smeltevandssand med en betydelig udbredelse, efterfølgende benævnt som den sekundære akvifer (Jørgensen et al., 2007a).

Der findes to betydende lerlag på lokaliteten. Det øverste lerlag fra terræn består af 8 meter moræneler, under moræneleren findes ca. 1 meter silt og under silten 1 meter smeltevandssand. I det følgende vil disse 3 geologiske enheder blive betragtet som én morænelerspakke. Det nederste lerlag ligger mellem den sekundære og den primære akvifer og består af ca. 20 meter moræneler (Jørgensen et al., 2007a).

V.1.2 Hydrogeologi

I dette bilag antages det at der findes to grundvandsmagasiner på lokaliteten Rugårdsvej. Dette er en simplificering af situationen, da der i litteraturen er beskrevet op til 3 sekundære vandspejl. De to, som ikke er inkluderet i dette bilag, vurderes at være af mindre betydning og er derfor udeladt.

Det sekundære magasin er spændt og grundvandsspejlet er beliggende 3-4 mut. Gradienten er 10-15 promille, strømningsretningen er nordøstlig og den hydrauliske ledningsevne er på $6 \cdot 10^{-5}$ m/s (Jørgensen et al., 2007b). Hvis der benyttes en porøsitet på 0,25, giver dette en grundvandshastighed på ca. 95 m/år.

Det primære magasin er spændt og vandspejlet befinder sig ca. 5 mut. Gradienten er 6 promille og strømnings retningen er nordøstlig, den horisontale hydrauliske konduktivitet er 10^{-4} m/s (Jørgensen et al., 2003). Hvis der benyttes en porøsitet på 0,25 giver dette en grundvandshastighed på ca. 75 m/år.

Flowet gennem de to morænelerspækker er vertikalt. Det er valgt at simulere den vertikale transport gennem moræneleren ved en stempel strømnings model. Årsagen til at der ikke er regnet med sprække i den øverste morænelers pakke er at lokaliteten er dækket med asfalt. Årsagen til at der ikke er regnet med sprækker i den dybe moræneler er et at den ligger så dybt antallet af sprækker vil aftage med dybden. Flowet i en stempelstrømnings model kan estimeres på to måder: på baggrund af infiltrationen eller med Darcys lov.

Det er problematisk at benytte infiltrationen på Rugårdsvej da dele af lokaliteten er overdækket. I Jørgensen et. al. (2007b) angives nettonedbøren til 250 mm/år men på grund af befæstning og asfalt benyttes i stedet 100 mm/år, svarende til 0,1 m/år.

For at estimere den effektive vertikale hydrauliske ledningsevne gennem den øverste lerpakke benyttes følgende formel (Bauer-Gottwein & Binning, 2006). Formlen gælder ved beregning af en effektiv hydraulisk ledningsevne for den situation, hvor flowet er vinkelret på de geologiske lag.

$$K_z = \frac{b}{\sum_{i=1}^n \frac{b_i}{K_i}}$$

Hvor b er tykkelsen af hele lagfølgen (10 meter i dette tilfælde), b_i er tykkelsen af de individuelle lag (8 for moræneler, 1 meter for silt og 1 meter for smeltevandsler) og K_i den hydrauliske ledningsevne for de individuelle lag; $2 \cdot 10^{-7}$ m/s for moræneler, $2 \cdot 10^{-7}$ m/s for silt og $1 \cdot 10^{-9}$ m/s for smeltevandsler. Alle parametre er fra Jørgensen et. al. (2007b). Resultatet for den samlede lagfølge bliver en hydraulisk ledningsevne på $9 \cdot 10^{-9}$ m/s. I Sørensen & Persson (2008) anbefales en vertikal hydraulisk gradient på 0,24. Dette resulterer i en darcy hastighed på ca. 0,07 m/år. Hvilket må siges at stemme godt overens med den angivne nettoinfiltration.

Den vertikale ledningsevne i det nedre moræneler skønnes til $5 \cdot 10^{-9}$ m/s Jørgensen et al. (2007b) og den vertikale gradient er ca. $(5-4)m/20m=0,05$. Dette giver en vertikal darcy hastighed på 0,01 m/år.

De vertikale hydrauliske konduktiviteter, som er benyttet i dette afsnit stammer fra modelafsnittet i Jørgensen et al. (2007b). De er valgt, fordi de resulterer i en nedadrettet darcyflux, som virker rimelig i forhold til infiltrationen. Generelt skal det bemærkes, at der i litteraturen er angivet en række hydrauliske parametre baseret på feltmålinger, litteraturværdier og ”bedste gæt”, og alt efter hvordan disse kombineres kan den nedadrettede flux variere med mange størrelsesordener.

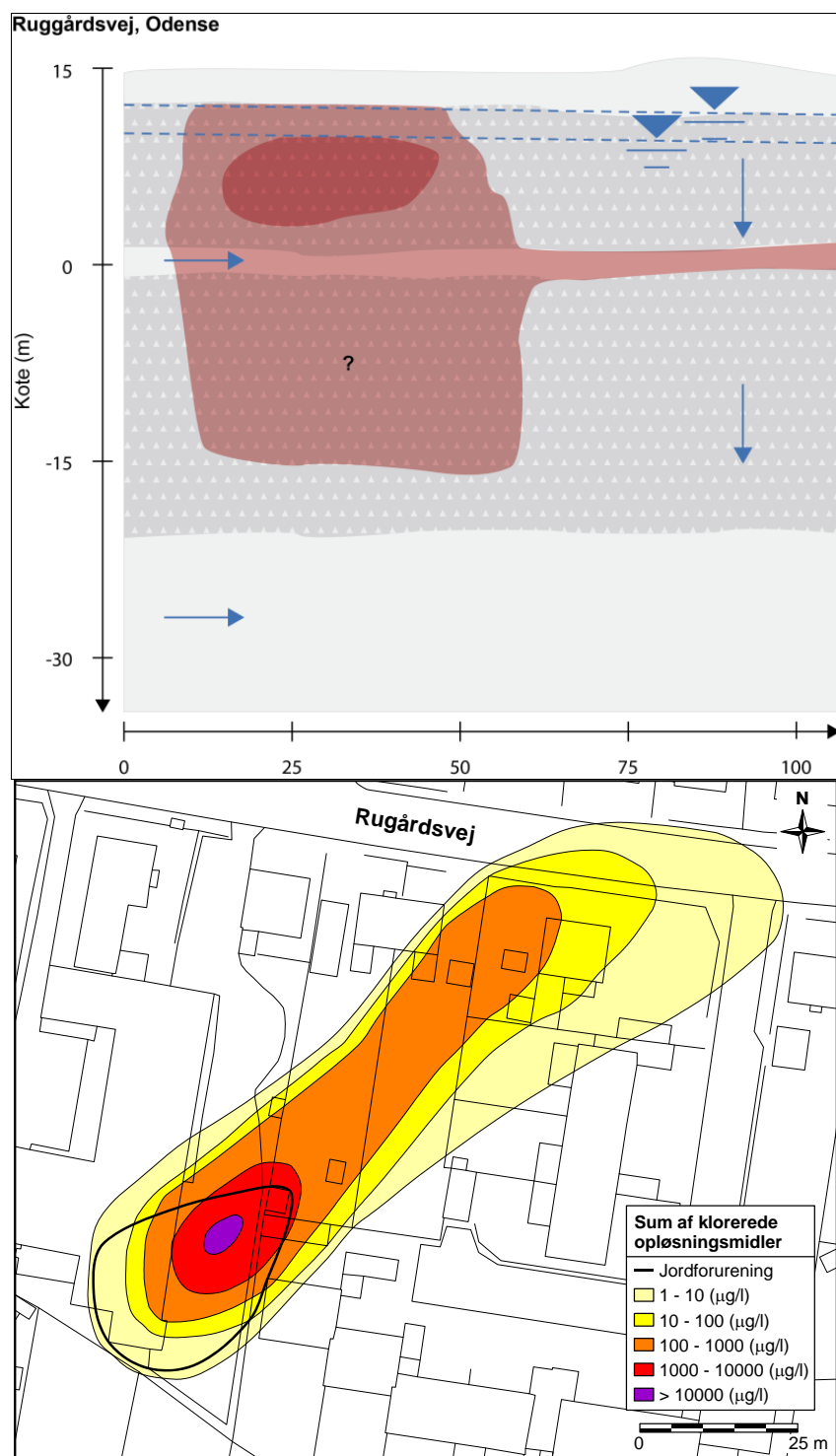
V.1.3 Forureningssituation

Den vertikale og horisontale forureningsudbredelse kan ses på figur 3. Kilden befinder sig i dybdintervallet 4-9 mut. og summen af chlorerede opløsningsmidler er i størrelsesordenen 10 mg/kg TS (Jørgensen et al., 2007a).

I kildeområdet er der fundet chlorerede opløsningsmidler på op til 265.000 ug/l, heraf er meget lidt TCE. Den primære forureningskomponent er cis-DCE (cis- diklorethylen) med koncentrationer op til 240.000 ug/l, men også indholdet af VC (vinyklorid) er højt, op til 25.000 ug/l (Jørgensen et al., 2007a). De observerede maximale og typiske koncentrationer i kildeområdet kan ses i tabel 1.

Der er påvist kraftig forurening med både cis-DCE og VC i den sekundære akvifer, men der er ikke fundet forurening i den primære akvifer. Der er dog meget få undersøgelser af lagene under det sekundære magasin.

Der er jernreducerende forhold i og omkring forureningskilden med en tendens til mindre reducerede forhold med stigende afstand fra kilden (Jørgensen et al., 2007a).



Figur 3 Øverst vertikalt snit med fortolket geologi og forurening. Nederst forureningsudbredelse i fugleperspektiv Jørgensen et al. (2003).

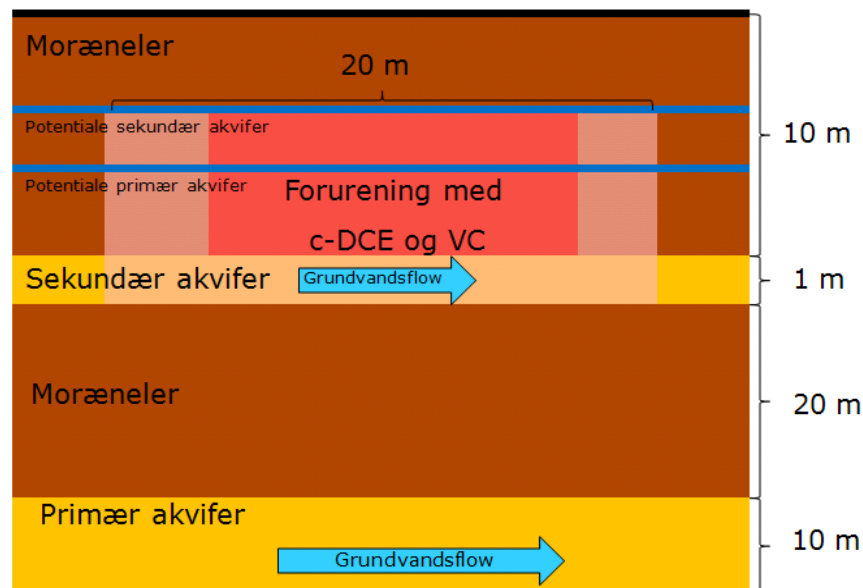
Tabel 1 Max. observerede grundvandskoncentrationer i kildeområdet og typiske koncentrationer i kildeområdet.

	Maximale koncentrationer ($\mu\text{g/l}$) (Jørgensen et al., 2007a)	Typiske koncentrationer ($\mu\text{g/l}$) (Jørgensen et al., 2003)
cis-DCE	240.000	10.000
VC	25.000	1.000

V.II Konceptualisering og model setup

V.II.1 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen

På figur 4 ses en konceptuel model over forureningssituationen og geologien på Rugårdsvej. Modellen er opstillet på baggrund af figur 3. Det ses at de relativt komplicerede hydrogeologiske forhold er stærkt forenklet, hvilket er gjort for at imødekomme mulighederne i de analytiske modeller.



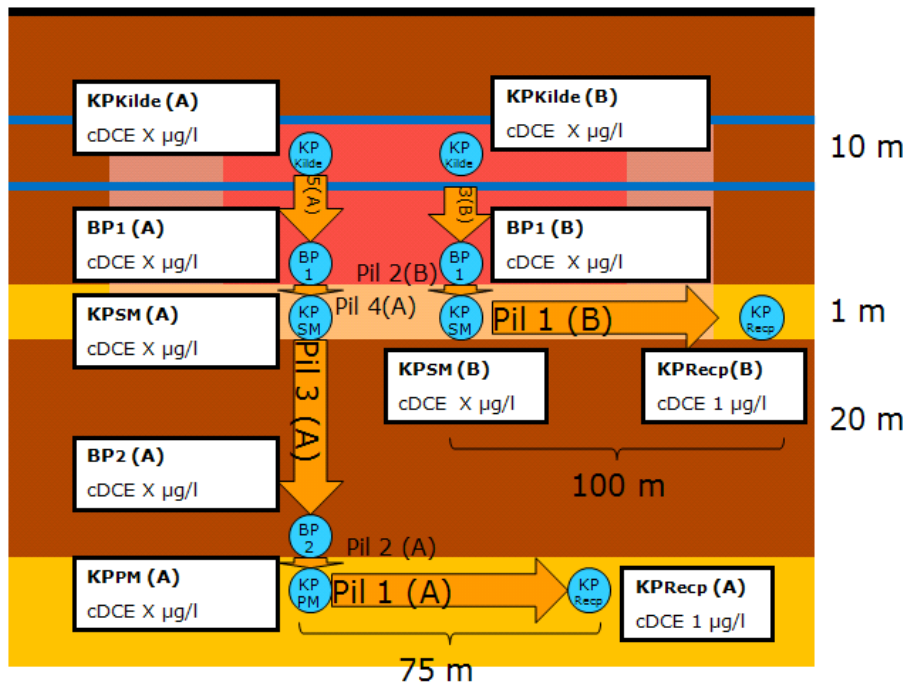
Figur 4 Konceptuel model over geologien og forureningssituationen Rugårdsvej.

V.II.2 Placering af kontrolpunkter

Der findes to akviferer på Rugårdsvej. I dette bilag beregnes der derfor to stopkriterier; et for den primære (A) og et for den sekundære (B) akvifer. Alle kontrolpunkter kan ses på figur 5.

Der beregnes kun oprensningsskriterium for cis-DCE da koncentrationen af dette stof er markant højere end af både VC og TCE. Det beregnede oprensningsskriterium for cis-DCE vil derfor blive dimensionerende på trods af at kvalitetskriteriet for VC er 5 gange mindre end det er for cis-DCE og TCE.

Forureningen i det øvre moræneler betragtes som kvadratisk med en længde og bredde på 20 meter og et areal på 400 kvadratmeter. I det sekundære magasin antages forureningen at have en længde på 30 meter og en bredde på 20 meter. Målene for den sekundære akvifer gælder også for det nedre moræneler og den primære akvifer.



Figur 5 Placering af kontrolpunkter på Rugårdsvej lokaliteten.

Forureningsspredningen til den primære akvifer starter i kilden i den øvre moræneler ($KP_{Kilde}(A)$) og bevæger sig derfra (Pil 5(A)) til det sekundære magasin ($KP_{SM}(A)$). Da der på trods af, at forureningen ligger under et delvist befæstet område, er sket en betydelig spredning af stofferne, kan det antages, at der sker en infiltration. Det er ikke muligt at sige noget om tilstedeværelsen af sprækker i moræneleren, hvorfor spredningen antages at ske som en stempelstrømning. Ved overgangen fra moræneleren ($BP_1(A)$) til den sekundære akvifer ($KP_{SM}(A)$) vil der ske en opblanding (Pil 4(A)).

Der er et ret stort forurenet område i den sekundære akvifer, og det er ikke muligt at sige, hvor forureningstransporten (Pil 3(A)) til den primære akvifer ($KP_{PM}(A)$) foregår. Hvilken mekanisme, som driver transporten, er også uvis, da der kan være tale om både advektion eller diffusion. Igen vil der ske en opblanding (Pil 2(A)) ved overgangen fra det nedre moræneler ($BP_2(A)$) til den primære akvifer ($KP_{PM}(A)$).

I den primære akvifer sættes det sidste kontrolpunkt ($KP_{Recp}(A)$) efter 75 meter svarende til 1 års strømning (Pil 1(A)), i dette punkt skal kvalitetskriteriet på $1 \mu\text{g/l}$ overholdes. Reelt set, kan man ikke vide, hvor langt nedstrøms kilden det beregnede $KP_{Recp}(A)$ vil befinde sig, da stedet for forureningens gennembrud er ukendt. Det er derfor muligt, det vil befinde sig væsentligt længere væk end de 75 meter. En anden og mere konservativ beregning er ikke at inkludere horisontal transport i den primære akvifer.

Spredningen til den sekundære akvifer er mere veldokumenteret, selv om der stadig er problemer med at estimere infiltrationen. Fra kilden ($KP_{Kilde}(B)$) til den sekundære akvifer ($KP_{SM}(B)$) er spredningsmekanismerne de samme som beskrevet for spredningen til den primære akvifer. Det sidste kontrolpunkt i spredningsvejen sættes 100 meter nedstrøms for forureningen ($KP_{Recp}(B)$).

V.II.3 Modeller, virkeområder og den optimale modelkombination

I dette bilag er der fokus på at vælge den model, som passer bedst på den specifikke akvifer frem for at lave en følsomhedsanalyse for modelberegningerne. Dette er gennemført i Fladhøjvej sagen, hvorfor der henvises til den, hvis dette har interesse.

Da forureningen primært befinder sig under vandspejlet vil der kun blive benyttet modeller der regner på den mættede fase, der vil derfor ikke blive omregnet til jordkoncentrationer.

De forskellige modeller og deres virkeområder kan ses i tabel 2. Generelt gælder det, at den mættede vertikale transport gennem de to morænelers pakker kun kan simuleres med DTU V1D. De andre modeller simulerer mættet horisontal transport i forskellige medier og kan derfor benyttes i sandlagene.

Der regnes som forklaret tidligere kun på cis-DCE. I princippet kan der kun beregnes et korrekt oprensningskriterium for TCE. Dette skyldes at der vil blive dannet cis-DCE som følge af sekventiel nedbrydning af TCE, og VC fra sekventiel nedbrydning af cis-DCE. Ingen af modellerne kan på tilfredsstillende vis håndtere dette. RemChlor kan håndtere sekventiel nedbrydning men man kan kun angive startkoncentrationen af moderstoffet, mens alle andre stoffer antages at have startkoncentrationen 0. Dette er specielt problematisk i en sag som Rugårdsvej, hvor startkoncentrationerne af nedbrydningsprodukter er højest. Det er i princippet mest konservativt at regne med sekventiel nedbrydning for chlorerede opløsningsmidler da VC er mere problematisk end f.eks. TCE og cis-DCE. Havde dannelsen af VC været inkluderet i dette beregningseksempel er det muligt, at det ville have været det mest problematiske stof, dvs. givet den største oprensingsgrad og laveste stopkriterium. I det følgende vil nedbrydning ikke blive inkluderet.

I dette bilag er geologien på Rugårdsvej forsimplet til kun at inkludere to akviferer. Reelt kan der være tale om helt op til 4 vandførende lag på lokaliteten. Hvis disse skal inkluderes i beregningen af stopkriteriet, kan de inkluderes ligesom det tilfælde, hvor der kun er to. Den vertikale transport mellem lagene beregnes med DTU V1D modellen, og den horisontale transport beregnes med den af de andre modeller, som passer bedst til akviferen.

Der benyttes en langsgående dispersivitet på 1 meter, 0,01 meter for den horisontalt tværgående og 0,005 for den vertikalt tværgående. Disse værdier er valgt på baggrund af Bjerg (2008).

Der regnes på et rent fortyndings scenarie dvs. at nedbrydning ikke inkluderes.

Til at simulere transporten gennem det øvre moræneler benyttes DTU V1D model 2, hvor forureningen befinder sig i moræneleren. Da der antages at være en infiltration på ca. 100 mm/år på lokaliteten, er det sandsynligt, at forureningsspredningen sker som følge af advektion/dispersion. Bidraget fra diffusion vil være uden betydning, hvorfor der ikke regnes på et diffusionsscenario. For denne model vil den resulterende koncentration i akviferen til tiden 0 være den samme som koncentrationen i kilden. Koncentrationen i kilden skal derfor være den samme som kvalitetskriteriet for at overholde dette til tiden 0. I det efterfølgende skal kvalitetskriteriet overholdes til tiden 10 år.

Til at simulere den horisontale transport i den sekundære akvifer kan man i princippet benytte alle modellerne. Da RISC4 er lettest at bruge (idet den kan regne baglæns) vil den være et oplagt valg. Desværre er det ikke muligt at angive akvifertykkelsen i RISC4 og da den sekundære akvifer max. er 1 meter tyk er det muligt, at RISC4 vil beregne en for stor fortynding.

dingsdybde. I det efterfølgende benyttes fortyndingsdybde til at beskrive forureningsspredningen på tværs af flowretningen som følge af dispersion. Fortyndingsdybden er ikke et output i RISC4, og der er ikke givet en formel i manualen til at estimere den med, så man kan ikke direkte evaluere dette. I afsnit V.6 er der beskrevet en metode til at beregne fortyndingsdybden i RISC4. Resultatet er at RISC4 ikke er egnet til at beregne forureningstransporten i den sekundære akvifer da opblandingsdybden bliver ca. 4 meter hvilket er mere end akviferens tykkelse.

I ConSim og JAGG 1.5 er der mulighed for at vælge en akvifertykkelse, men her kan forureningstykkelsen ikke angives. På Rugårdsvej, hvor kilden kun er 1 meter, antages det at være af mindre betydning. Det er ikke muligt at undersøge, hvordan forureningen spredes over dybden i ConSim. Man må derfor stole på at resultaterne er rimelige. I JAGG 1.5 er det muligt at begrænse opblandingsdybden og derved bliver stopkriteriet for den sekundære akvifer det samme som kvalitetskriteriet, se afsnit V.6 for en forklaring på beregningen. ConSim benyttes derfor til at simulere transporten i den sekundære akvifer.

Transporten gennem det nedre moræneler kan kun simuleres med DTU VID model 1b, hvor der befinder sig en konstant kilde over et lavpermeabelt medium - i dette tilfælde moræneleren. Der er ikke sikkert hvilken transportproces, som er dominerende. Der vil derfor blive beregnet 2 scenarier - et med advektion og dispersion og et, hvor diffusion er den dominerende proces. I et advektionsstyret system vil den langsgående dispersivitet være afgørende for tidspunktet for forureningsgennembruddet. Denne parameter er meget usikker og er i dette bilag sat til 0,1 meter. Da systemet kan opfattes som 1D vil det være rimeligt at forvente den samme vertikale hastighed i den nedre som i den øvre moræneler. Den vertikale hydrauliske konduktivitet for det nedre moræneler sættes derfor til $5 \cdot 10^{-8}$ m/s i stedet for de $5 \cdot 10^{-9}$ m/s som blev angivet i afsnit V.1.2, da dette vil give samme darcyhastighed gennem øvre og nedre moræneler. Dette vil bevirke at gennembruddet til den primære akvifer vil komme tidligere, og at opblandingen fra BP₂ til KP_{PM} vil være mindre, hvilket er konservativt.

Da den primære akvifer er op til 10 meter tyk vil fortyndingsdybden ikke overstige akvifertykkelsen. RISC4 kan derfor benyttes til at beregne stopkriteriet i denne akvifer. Et koncentrationsprofil over dybden 75 meter nedstrøms for kilden kan ses i afsnit V.6. Opblandingsdybden er mellem 2 og 3 meter. Forureningsdybden i den primære akvifer er sat til 0,5 meter. Reelt er der aldrig påvist forurening i den primære akvifer, og denne tykkelse er derfor meget usikker. Der er ingen boringer til det primære magasin på lokaliteten. Dispersiviteterne burde justeres, da koncentrationen i den primære akvifer aflæses efter 75 meter og ikke 100 meter, som det var tilfældet for den sekundære akvifer.

Ved overgangen fra et lag med lav permeabilitet til et med høj permeabilitet vil der ske en opblanding. Dette vil ske, fordi forurenede vand fra laget med lav permeabilitet vil strømme vertikalt ned i det rene vand, som strømmer horisontalt i laget med høj permeabilitet. De punkter hvor dette sker kaldes BP på figur 5. Opblandingsfaktoren beregnes som angivet i Miljøstyrelsen (1998), ligning 10 appendix 5.6.

$$C_1 = \frac{A \cdot l \cdot C_0}{A \cdot l + B \cdot d_m \cdot k \cdot l}$$

Koncentrationen i BP punkterne (C_0) kan da beregnes som følger:

$$C_0 = \frac{C_1 (A \cdot l + B \cdot d_m \cdot k \cdot l)}{A \cdot l}$$

Hvor C_1 er den resulterende koncentration i akviferen, A er arealet af den overliggende forurening, I er infiltrationen, C_0 er kildestyrkekonzentrationen, B er forureningens bredde, d_m er opblandingsdybden, k er den hydrauliske konduktivitet og i er den hydrauliske gradient. I kan erstattes med den vertikale Darcy flux gennem det lavpermeable lag.

For den sekundære akvifer (BP1 til KP_{SM})

$$BR_1 = \frac{KP_{SM} \left(400 \text{ m}^2 \cdot 0,1 \text{ m/år} + 20 \text{ m} \cdot 1 \text{ m} \cdot 1892 \text{ m/år} \cdot 0,0125 \right)}{400 \text{ m}^2 \cdot 0,1 \text{ m/år}} = KP_{SM} \cdot 12,8$$

For den primære akvifer (BP2 til KP_{PM})

$$BR_2 = \frac{KP_{PM} \left(600 \text{ m}^2 \cdot 0,1 \text{ m/år} + 20 \text{ m} \cdot 0,5 \text{ m} \cdot 3153,6 \text{ m/år} \cdot 0,006 \right)}{600 \text{ m}^2 \cdot 0,1 \text{ m/år}} = KP_{PM} \cdot 4,15$$

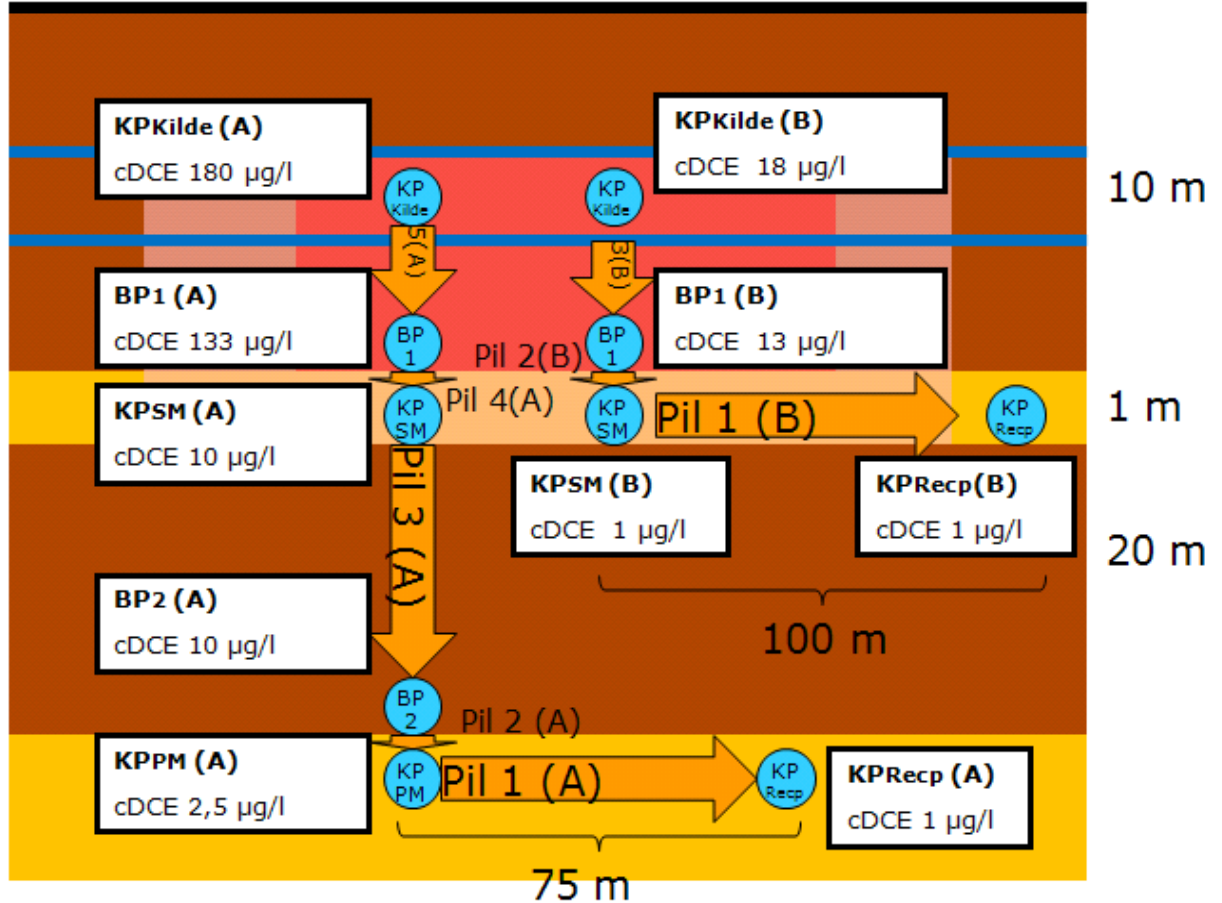
Tabel 2 giver en oversigt over hvilke modeller der er benyttet på Rugårdsvej lokaliteten.

Tabel 2 Oversigt over modeller benyttet til beregningerne på Rugårdsvej.

	Øvre moræneler	Sekundær akvifer	Nedre moræneler	Primær akvifer
RISC4				
Mættet kilde		(X)		X
Umættet kilde				
Delvist mættet og umættet kilde				
ConSim				
Umættet kilde model 3				
Mættet kilde model 3a		X		
REMChlor				
Mættet				
JAGG 1.5 – Grundvandsmodul				
Trin Ia Kildestyrke koncentration				
Trin IIa Kildestyrke koncentration				
Trin Ib Målt forurenings koncentration		(X)		
Trin IIb Målt forurenings koncentration		(X)		
Trin III				
DTU VID transport model				
Model 1a Kilde over lavpermeablet medie i 20 år				
Model 1b Kilde over lavpermeablet medie			X	
Model 2 Kilde i lavpermeablet medie	X			

V.3 Resultater og diskussion

Resultaterne kan ses på figur 6. Det fremgår, at stopkriteriet $KP_{kilde(B)}$ er lavest for den sekundære akvifer. Det ses, at det primært er opblending ved overgangen fra et lavpermeabelt lag til et lag med større permeabilitet, der bidrager til at hæve stopkriteriet i kilden. Det ses at stopkriteriet for det primære magasin $KP_{kilde(A)}$ er højere, og at det også her er fortyndingen ved overgang fra lavpermeable lag til lag med højere permeabilitet, der bidrager mest til at hæve stopkriteriet. De resultater, som præsenteres her, svarer til et fortyndingsscenarie, idet der ikke er inkluderet nedbrydning.



Figur 6 Oversigt over beregninger på Rugårdsvej. Stopkriterier kan ses i boksen med $KP_{kilde(A)}$ og $KP_{kilde(B)}$.

Jordkoncentrationerne kan beregnes ved fugacitetsprincipperne.

Tabel 3 viser hvilke processer, der er inkluderet i beregningen af stopkriteriet, og hvad deres bidrag til attenueringen bliver samt oprensningsgraden. Et eksempel på attenueringsfaktoren (F_A) følger:

$$C_{PM} = C_{Recp} \cdot F_A$$

Hvor C_{PM} er koncentrationen i den primære akvifer og C_{Recp} er koncentrationen i receptoren. Der kan således defineres attenueringsfaktorer for alle de kontrol- og beregningsspunkter, som efter følger hinanden langs en given strømlinje.

Det kan ses, at når kilden indeholder cis-DCE med en koncentration på 10.000 ug/L, så skal man reducere koncentrationerne til 180 ug/l for at opnå vandkvalitetskriterierne i det primære akvifer. Det svarer til at man skal opnå et oprensnings grad på 98,2 procent for den primære akvifer. Tilsvarende skal man opnå en oprensningsgrad på 99,8 for den sekundære akvifer for at opretholde vandkvalitetskriterierne i kontrolpunktet KP_{Recp(B)}.

Tabel 3 Processer inkluderet i beregningen af stopkriteriet med RISC4 samt den resulterende attenueringsfaktor og oprensningsgrad.

Pil	Stof	Processer				Attenueringsfaktor (F _A)	Oprønsningsgrad (%)
		Advektion/ Dispersion	Diffusion	Opblanding	Nedbrydning		
1A	cDCE	Ja	Ja	Nej	Nej	2,5	99,9
2A		Nej	Nej	Ja	Nej	4,15	99,8
3A		Ja	Ja	Nej	Nej	1	99,8
4A		Nej	Nej	Ja	Nej	12,8	98,6
5A		Ja	Ja	Nej	Nej	1,3	98,2
1B		Ja	Ja	Nej	Nej	1	99,9
2B		Nej	Nej	Ja	Nej	12,8	99,8
3B		Ja	Ja	Nej	Nej	1,3	99,8

De samlede attenueringsfaktorer for de to spredningsveje fremgår af figur 6.

V.4 Litteratur

Bauer-Gottwein, P. & Binning, P. J. (2006). Section 8 - Basic principles of groundwaterflow. Notes for course 12320 Hydrology, DTU Environment.

Bjerg, P.L. (2008). Dispersion in aquifers, DTU Environment.

Chambon, J. C. C., Bjerg, P. L., Binning, P. (2011b). A risk assessment tool for contaminated sites in low permeability media. Brugermanual. DTU Miljø. Kan downloades fra sara.env.dtu.dk

Environment Agency (2010). Consim version 2,5. Golder associates.

Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.

Jørgensen, T. H., Schondelmaier, A. M., Jepsen, J. D., Holm, O., V. (2003). Forureningsundersøgelse og afværgeprogram. Hovedrapport, Forurenede lokalitet nr. 461-169, Rugårdsvej 234 og 238 A-D, Odense, Fyns Amt, COWI.

Jørgensen, Torben H., Nielsen, L., Berger, H., Scheutz, C., Jakobsen, R., Bjerg, P. L., Durant, N., Cox, E., Mossing, C. H., Jacobsen, C. S., Rasmussen, P. (2007a) Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering. Miljøprojekt nr. 1146 2007. Miljøstyrelsen.

Jørgensen, Torben H., Nissen, L., Nielsen, L., Hansen, M. H., Scheutz, C., Jakobsen, R., Bjerg, P. L., Durant, N., Cox, E., Mossing, C. H., Jacobsen, C. S., Rasmussen, P. (2007b). Pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering. Miljøprojekt nr. 1146 2007 Hovedrapport og Bilagsrapport. Miljøstyrelsen.

Schulze-Makuch, D. (2005). Longitudinal Dispersivity Data and Implications for Scaling Behavior. Groundwater, Vol. 43. No. 3. 443-456.

Spence, L. R. & Walden, T. (2001). RISC WorkBench User's Manual, Waterloo hydrologic.

Sørensen, J. M. L., Persson, C. I. M. (2008). Contaminant mass balance, fluxes and risk assessment of a clayey till site undergoing anaerobic dechlorination, MSc Thesis; Department of Chemical engineering, Lund University.

V.5 Inputparametre

Tabel 4 -9 viser input parametre benyttet ved beregning af oprensningskriterierne.

Tabel 4 Input parametre for RISC4 til beregning af oprensnings kriterium for den sekundære akvifer.

RISC4, mættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
	Simuleringstid	År	100	Valg for at opnå steady state
Kilde	Varighed af forurening	År	100	Valg for at opnå steady state
	Kildetykkelse	m	1	Jørgensen et al. (2007a)
	Kildelængde	m	30	Jørgensen et al. (2007a)
	Kildebredde	m	20	Jørgensen et al. (2007a)
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³	0,25	Jørgensen et al. (2007a)
	Fraktion af organisk kulstof	g oc/g jord	0,001	Jørgensen et al. (2007a)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d	5,18	Jørgensen et al. (2007a)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46	Jørgensen et al. (2007a)
	Horisontal gradient	m/m	0,0125	Jørgensen et al. (2007a)
	Langsgående dispersivitet	m	1	Bjerg (2008)
	Transversal dispersivitet	m	0,01	Bjerg (2008)
	Vertikal dispersivitet	m	0,005	Bjerg (2008)
Borehul	Afstand nedstrøms	m	100	Valg
	Afstand på tværs af strømningsretning	m	0	Valg
	Top af filter	m	0	Valg
	Bund af filter	m	1	Valg
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.		10	Valg
Kemiske data cDCE	Diffusion i luft	cm ² /s	0,0074	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Diffusion i vand	cm ² /s	1 · 10 ⁻⁵	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Opløselighed	mg/l	3 · 10 ³	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Damptryk	mmHg	200	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Koc	l/kg	36	Spence, L. R.

				& Walden, T. (2001)
	Henrys konstant	-	0,167	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Molvægt	g/mol	96,9	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate	1/dag	0	Der regnes på et rent fortyndings scenarie

Tabel 5 Input parametre for ConSim til beregning af oprensings kriterium for den sekundære akvifer.

ConSim, model 3a	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
Aktive processer	Sorption i den umættede zone		Nej	Valg
	Sorption i den mættede zone		Ja	Valg
	Nedbrydning i den umættede zone		Nej	Valg
	Nedbrydning i den mættede zone		Nej	Valg
Stof specifikke data cDCE	Kildekoncentration	mg/l	-	Ikke nødvendig
	Koc	ml/g	12,4	Environment Agency (2010)
	Fraktion af organisk kulstof	%	0,1	Jørgensen et al. (2007a)
Akvifer	Tykkelse	m	1	Jørgensen et al. (2007a)
	Opblandingsdybde	m	1	Jørgensen et al. (2007a)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46	Jørgensen et al. (2007a)
	Hydraulisk ledningsevne	m/s	6 · 10 ⁻⁵	Jørgensen et al. (2007a)
	Porøsitet		0,25	Jørgensen et al. (2007a)
	Hydraulisk gradient		0,0125	Jørgensen et al. (2007a)
	Grundvands flow retning	Grader	0	Valg
	Langsgående dispersivitet		1	Bjerg (2008)
	Transversal dispersivitet		0,01	Bjerg (2008)
Kilde dimensioner	Længde	m	30	Jørgensen et al. (2007a)
	Bredde	m	20	Jørgensen et al. (2007a)
Boring	Placering af boring nedstrøms	m	100	Valg
	Placering af boring på tværs af strømningsretning		0	Valg

Tabel 6 Input parametre for DTU V1D til beregning af oprensnings kriterium for det øvre moræneler.

DTU V1D, model 2	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
Model 2 cDCE	Start koncentration	mg/l	-	Ikke nødvendig
	Matrix porøsitet		0,1	Jørgensen et al. (2007a)
	Diffusionskoefficient i matrix	m ² /år	0,006	Modifieret fra Chambon et al., (2011) og Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate	1/år	0	Der regnes på et fortyndings scenarie
	Retardation, matrix		1,17	Beregnet på baggrund af div. værdier fra Jørgensen et al. (2007a)
	Langsgående dispersivitet	m	0,1	Shulze-Makuch (2005)
	Tid	år	10	Valg
	Dybde	m	6,5	Jørgensen et al. (2007a)
	Bulk hydraulisk konduktivitet	m/s	9 10 ⁻⁹	Jørgensen et al. (2007a)
	Tilstedeværelse af sprækker		Nej	Valg
	Advektion i lavpermeabelt lag		Ja	Valg
	Horisontal hydraulisk gradient	0.24		Sørensen, J. M. L. & Persson, C. I. M. (2008)

Tabel 7 Input parametre for DTU V1D til beregning af oprensnings kriterium for det nedre moræneler, EPM model.

DTU V1D, model 1b	Parameter	Enhed	Værdi	
cDCE	Start koncentration	mg/l	-	Ikke nødvendig
	Matrix porøsitet		0,1	Jørgensen et al. (2007a)
	Diffusionskoefficient i matrix	m ² /år	0,006	Modifieret fra Chambon et al., (2011) og Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate	1/år	0	Der regnes på et fortyndings scenarie
	Retardation, matrix		1,17	Beregnet på baggrund af div. værdier fra Jørgensen et al. (2007a)
	Langsgående dispersivitet	m	0,1	Shulze-Makuch (2005)
	Tid	år	0	Ikke relevant kørt til steady state
	Dybde	m	20	Jørgensen et al. (2007a)
	Bulk hydraulisk konduktivitet	m/s	5 10 ⁻⁹	Jørgensen et al. (2007a)
	Tilstedeværelse af sprækker		Nej	Valg
	Advektion i lavpermeabelt lag		Ja	Valg
	Vertikal gradient	Brøk	0,05	Jørgensen et al. (2007a)

Tabel 8 Input parametre for DTU V1D til beregning af oprensnings kriterium for det nedre moræneler, diffusions scenarie.

DTU V1D, model 1b	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
cDCE	Start koncentration	mg/l	-	Ikke nødvendig
	Matrix porøsitet		0,1	Jørgensen et al. (2007a)
	Diffusionskoefficient i matrix	m ² /år	0,006	Modificeret fra Chambon et al., (2011) og Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate	1/år	0	Der regnes på et fortyndings scenarie
	Retardation, matrix		1,17	Beregnet på baggrund af div. værdier fra Jørgensen et al. (2007a)
	Tid	år	0	Ikke relevant kørt til steady state
	Dybde	m	20	Jørgensen et al. (2007a)
	Tilstedeværelse af sprækker		Nej	Valg
	Advektion i lavpermeabelt lag		Nej	Valg

Tabel 9 Input parametre for RISC4 til beregning af oprensings kriterium for den primære akvifer.

RISC4, mættet kilde model	Parameter	Enhed	Værdi	Kilde
	Simulations tid	År	100	Valg for at opnå steady state
Kilde	Varighed af forurening	År	100	Valg for at opnå steady state
	Kildetykkelse	m	0,5	Skøn: Der er ingen målinger i det primære magasin
	Kildelængde	m	30	Skøn: Der er ingen målinger i det primære magasin
	Kildebredde	m	20	Skøn: Der er ingen målinger i det primære magasin
Akvifer	Effektiv porøsitet	cm ³ /cm ³	0,25	MST (1998)
	Fraktion af organisk kulstof	g oc/g jord	0,001	MST (1998)
	Hydraulisk ledningsevne	m/d	8,64	Jørgensen et al. (2003)
	Bulk densitet	g/cm ³	1,46	MST (1998)
	Horisontal gradient	m/m	0,006	Jørgensen et al. (2003)
	Langsgående dispersivitet	m	1	Bjerg (2008)
	Transversal dispersivitet	m	0,01	Bjerg (2008)
	Vertikal dispersivitet	m	0,005	Bjerg (2008)
Borehul	Afstand nedstrøms	m	75	Valg
	Afstand på tværs af strømningsretning	m	0	Valg
	Top af filter	m	0	Valg
	Bund af filter	m	0,1	Valg
	Antal punkter brugt til at beregne gennemsnit af konc.		10	Valg
Kemiske data cDCE	Diffusion i luft	cm ² /s	0,0074	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Diffusion i Vand	cm ² /s	1 10 ⁻⁵	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Opløselighed	mg/l	3 10 ³	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Damptryk	mmHg	200	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Koc	l/kg	36	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Henrys konstant	-	0,167	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Mol vægt	g/mol	96,9	Spence, L. R. & Walden, T. (2001)
	Nedbrydningsrate	1/dag	0	Der regnes på et fortyndings scenarie

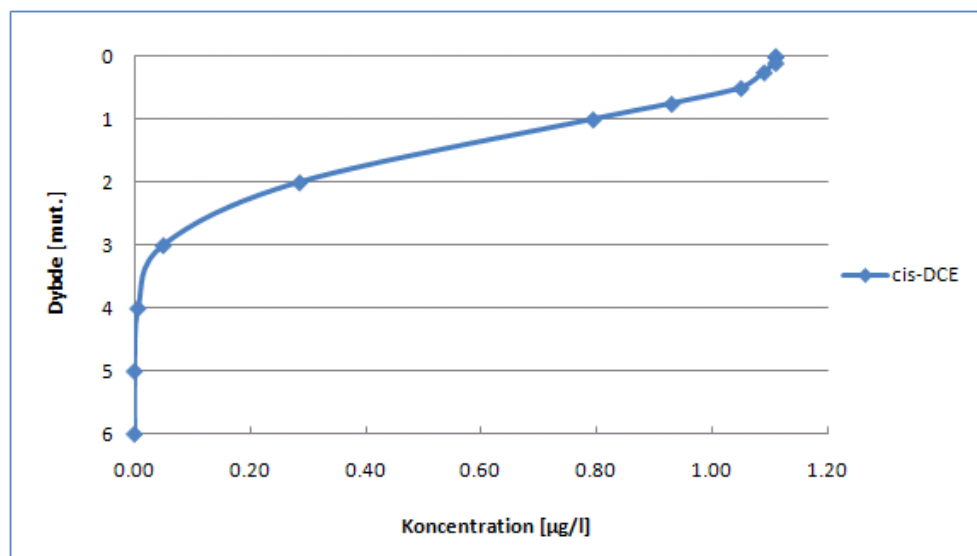
V.6 Fortyndingsdybde i RISC4 og JAGG 1.5

Man kan få en ide om fortyndingsdybden i RISC4 på følgende måde. RISC4 beregner koncentrationen i en boring nedstrøms forureningen ved at tage gennemsnittet af op til 10 punkter langs med et filter og som minimum i toppen og bunden af filteret. Brugeren kan placere bunden og toppen af filteret efter eget ønske. Man starter med at sætte modellen op, som beskrevet i afsnit V.5, tabel 4 og derpå laver man en baglæns beregning for at opnå den korrekte inputkoncentration, dvs. den koncentration som gør at kvalitetskriteriet på 1 µg/l opfyldes 100 meter nedstrøms forureningen. Til dette sættes filterdybden til 1 meter, og der laves et gennemsnit af 10 punkter over filteret, alternativt kan filterlængden forkortes da de højeste koncentrationer befinder sig i toppen af akviferen. Derefter estimeres den maksimale koncentration i filteret, den befinder sig altid i toppen. Man sætter derfor filterlængden til 0.01 meter og placerer filteret i toppen af akviferen, og benytter igen 10 punkter, og noterer koncentrationen fra resultatfilen. Ud fra koncentrationen i toppen kan alle de resterende koncentrationer i dybden estimeres ved brug af følgende formel, hvor der kun benyttes 2 punkter i filteret et i toppen og et i bunden.

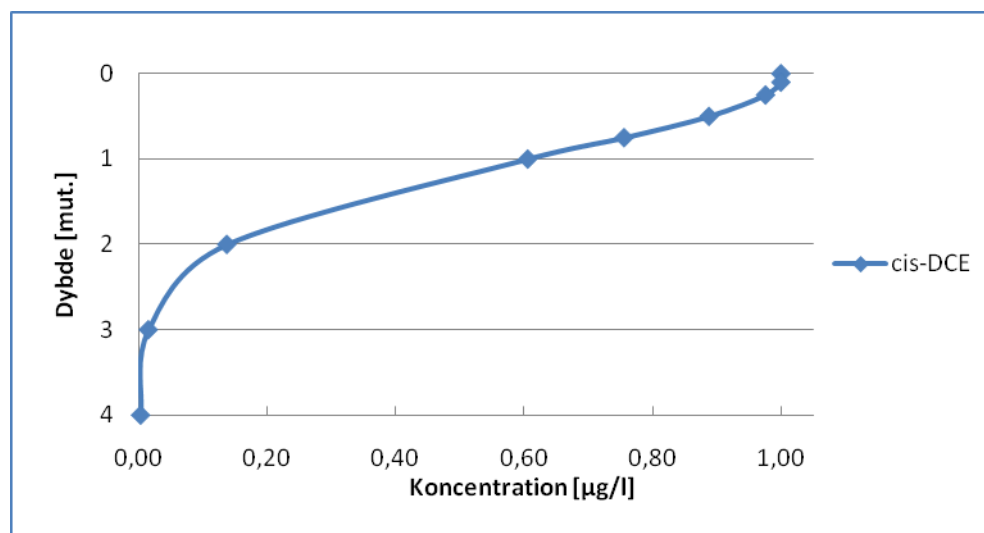
$$C_{\text{Gennemsnit}} = \frac{C_{\text{Top}} + C_{\text{Bund}}}{2}$$

Koncentrationen i toppen (C_{TOP}) er kendt og ved at vælge relevante dybder for bunden af filteret beregner RISC4 gennemsnits koncentrationen ($C_{\text{Gennemsnit}}$) i disse dybder og på baggrund af dette kan koncentrationen i bunden (C_{Bund}) af filteret beregnes.

Resultatet kan ses på figur 7, og det er tydeligt, at fortyndingsdybden i RISC4 efter 100 meters strømning er mere end akviferens tykkelse, der er snarere tale om 4 meter end 1. RISC4 er derfor ikke egnet til den øverste akvifer på Rugårdsvej. Et tilsvarende koncentrationsprofil for den primære akvifer kan ses i figur 8.



Figur 7 Koncentrationsprofil over dybden i den sekundære akvifer 100 meter nedstrøms forureningen modelleret med RISC4.



Figur 8 Koncentrationsprofil over dybden i den primære akvifer 75 meter nedstrøms forureningen modelleret med RISC4.

I JAGG 1.5 beregnes effekten af dispersion dvs. fortynding under trin II. En trin II beregning foretages som følger af Miljøstyrelsen (1998), ligning 11 i appendiks 5.6.

$$C_2 = C_{\text{målt}} \cdot \frac{l}{d_m}$$

Hvor $C_{\text{målt}}$ er den målte koncentration i kilde området, l er filter længden og d_m er opblandingsdybden. Koncentrationen i KP_{SM} ($C_{\text{målt}}$) kan da beregnes som følger:

$$C_{\text{målt}} = \frac{C_2 \cdot d_m}{l}$$

Da der antages at være et homogen koncentrations profil over den sekundære akvifer skal filterlængden være akvifer tykkelsen, dvs. 1 meter. Opblandingsdybden i den sekundære akvifer bliver 1,67 meter i JAGG 1.5, se MST (1998) ligning 9 i appendiks 5.6. Da 1,67 meter > 1 meter er d_m også 1m. $C_{\text{målt}}$ bliver derfor lig C_2 , dvs. KP_{Recp} er lig med KP_{SM} for JAGG 1.5 dvs. 1 µg/l. Grunden til, at fortyndingsdybden i JAGG 1.5 er mindre end i RISC 4 er, at der kun regnes med en vertikal dispersion. Samtidig antages den vertikale dispersivitet at være 1/900 af den langs-gående. I RISC4 er der benyttet et forhold på 1/100.

Bilag 4. Følsomhedsanalyse

I det følgende undersøges betydningen af at flytte kontrolpunktet 200, 500, 1000 og 2000 meter nedstrøms for kilden. Fladhøjvej sagen benyttes til at lave denne undersøgelse og der regnes med og uden nedbrydning. Resultaterne af analysen repræsenterer ikke de faktiske forhold på Fladhøjvej da geologien skifter markant efter 500m. Undersøgelsen laves med RISC4. Der benyttes dispersiviteter fra Bjerg (2008) og nedbrydning fra casen, se beskrivelsen af Fladhøjvejsagen.

Det ses af Tabel 1, at der er en relativt lille effekt af at flytte kontrolpunktet. Det skal i den forbindelse huskes, at grundvandshastigheden på Fladhøj sagen er tæt på 100 m/år og at nedbrydningsraterne for de chlorerede opløsningsmidler er relativt lave selv for anaerobe forhold. Det at flytte kontrol punkt vil have større effekt ved lavere grundvandshastigheder og/eller større nedbrydnings rater.

Tabel 1 Effekten på oprensingskriteriet af at flytte kontrolpunktet i Fladhøjvej sagen, 100, 200, 500, 1000 og 2000m nedstrøms for kilden.

	Stopkriterier som effekt af afstand fra forureningskilden (ug/l)									
	100 m		200m		500m		1000m		2000m	
	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob	Anaerob	Aerob
PCE	1.6	1.4	2.0	1.4	3.9	1.8	11	23	66	3.2
TCE	1.6	1.4	2.0	1.4	3.9	1.8	11	23	66	3.2
cDCE	1.4	1.4	1.4	1.4	1.8	1.8	23	23	3.2	3.2
VC	0,27	0,27	0,29	0,29	0,36	0,36	0,47	0,47	0,65	0,65