

"VÆRKTØJSKASSEN" – OVERBLIK OG METODEOVERVEJELSER

Civilingeniør, ph.d. Nina Tuxen, Orbicon

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUME

Indlægget omhandler værktøjskassen til forureningsundersøgelser med fokus på metodeovervejelser. De vigtigste pointer er, at 1) anvendelsen af konceptuelle modeller på alle vidensniveauer medvirker til at undersøgelsesernes formål fokuseres, og dermed bliver metodevalget lettere, 2) bedre undersøgelser og mere vægt på vurdering af data ved skrivebordet, vil gøre at afværgetiltag bedre kan besluttes og måske helt udelades, 3) som oftest vil der skulle anvendes mange metoder til en forureningsundersøgelse, og hyppigere brug af feltmetoder anbefales, og 4) en mere fleksibel undersøgelsesstrategi (både på den enkelte lokalitet og mellem lokaliteter) vil sikre en mere optimal udnyttelse af ressourcerne.

INDLEDNING

At give et komplet overblik over alle de undersøgelsesmetoder, der anvendes på markedet, på alle vidensniveauer, er en umulig opgave. Så det vil jeg ikke kaste mig ud i. I stedet vil jeg med dette indlæg forsøge at kaste lys over nogle, for mig, vigtige områder, der kan forbedre den måde, vi undersøger forurenede grunde på. Og i den forbindelse kommer jeg lidt ind på forskellige teknikker.

BRUG KONCEPTUELLE MODELLER

En konceptuel model er en formuleret hypotese for, hvordan et system eller en proces virker. Den kan opfattes som en arbejdsbeskrivelse med karakteristika og dynamik af ens fysiske system (herunder processer, tid, skala osv.). Det vil sige, at en konceptuel model er en beskrivelse af det, vi *ved*, og det vi *tror*. En konceptuel model kan i princippet laves på *alle* vidensniveauer – men detaljeringsgraden vil selvfølgelig i høj grad være afhængig af datagrundlaget. Har man kun et opslag i en telefonbog, vil den konceptuelle model alene være en skitse med ideer til, hvor og med hvad der kan være forurenede, mens en konceptuel model for en videregående undersøgelse indeholder langt flere elementer.

Fordelene ved at anvende konceptuelle modeller er mange, men vigtigst er, at det "tvinger" brugeren til at formulere sine (ofte intuitive) hypoteser, og dermed også til at indse, hvor de svage punkter i modellen er, og identificere, hvad der er vigtigt. Det er *her*, der skal undersøges. Dermed bliver den konceptuelle model et redskab både i planlægningsfasen og i selve undersøgelsesfasen. Herudover egner den konceptuelle model sig rigtig godt til at formidle resultater og konklusioner.

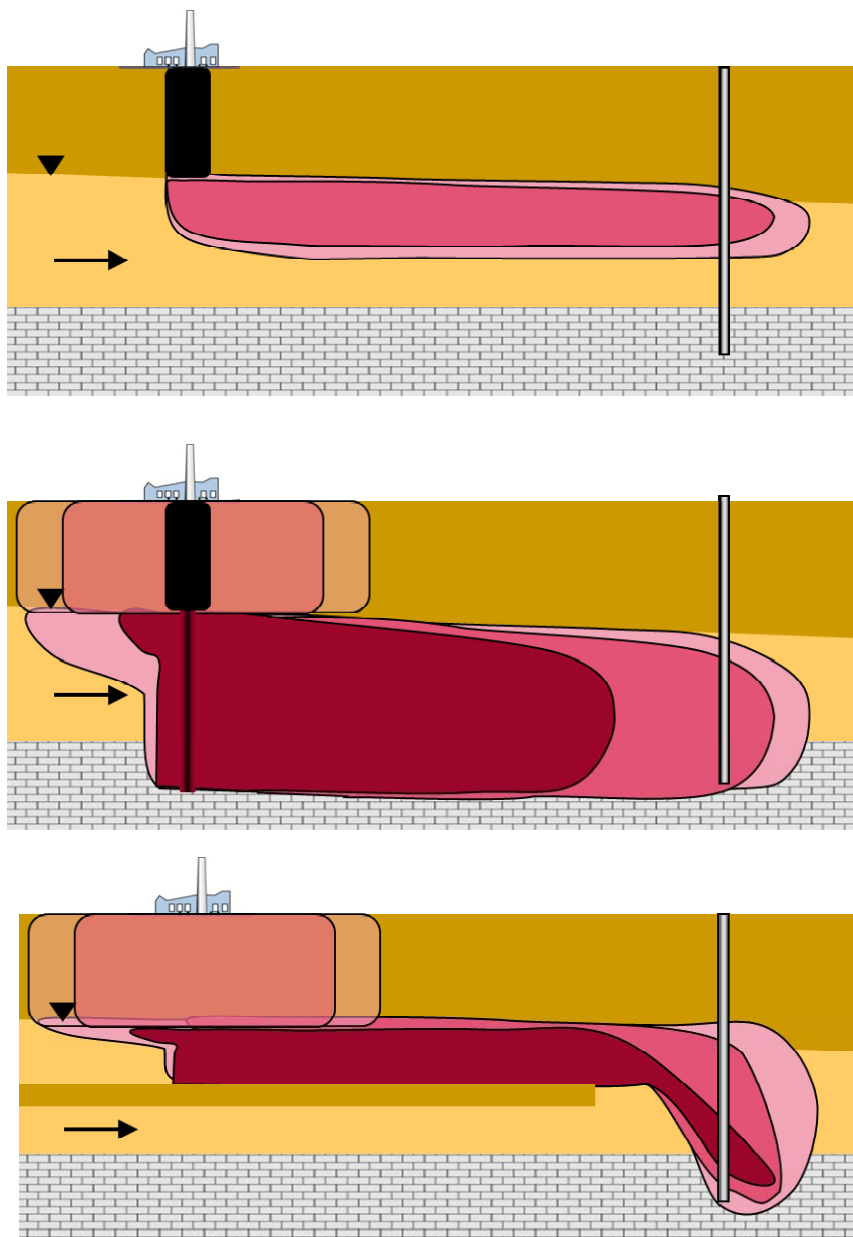
Der bliver talt meget om usikkerheder i forbindelse med undersøgelser og risikovurderinger. Kilderne til usikkerheder kan være mange: prøvetagning, analyseusikkerheder, antagelser i risikovurderingsværktøjer osv. I den sammenhæng undervurderes betydningen af fejl i den konceptuelle model ofte, hvilket nedenstående eksempel illustrerer:

Rundforbivej 176:

Lokaliteten Rundforbivej 176 i Nærum er blevet undersøgt i tre omgange, som alle er afrapporteret: 1) som en traditionel rådgiverundersøgelse, 2) i forbindelse med et samarbejdsprojekt mellem DTU og det tidligere Københavns Amt og 3) som en rådgiverundersøgelse med bistand fra DTU. Hver undersøgelsesfase tilvejebragte nye informationer om forureningsplacering (kildeområde/fane), forurenede medier (poreluft/grundvand/jord), geologi og

hydrogeologi samt forureningsspredning (i de to sidste faser blev der udført partikelbanesimuleringer).

På baggrund af de tre undersøgelser blev der opstillet tre meget forskellige konceptuelle modeller med tre meget forskellige risikobilleder og dermed anbefalinger til regionen til følge (figur 1).



Figur 1. 3 forskellige konceptuelle modeller for forureningen ved Rundforbivej 176.

Efter første fase var opfattelsen, at der stadig var en væsentlig jordforurening tilstede i kildeområdet, der udgjorde en risiko overfor grundvandet, og der blev således taget initiativ til at vurdere afværgeløsninger i forhold til kildeområdet. Efter anden fase var vurderingen, at

forureningen sandsynligvis var spredt som mobil, fri fase direkte vertikalt ned til kalkmagasinet gennem det tykke sandlag, og at det var herfra den største risiko var. Forureningen i det sekundære sandmagasin blev ikke vurderet som værende et problem for vandkvaliteten i det primære magasin, da de vurderede strømningsforhold ikke ville kunne transportere opløst forurening fra det sekundære magasin til det primære magasin. Efter tredje og sidste fase kunne man fastslå med god sikkerhed, at restforureningen i kildeområdet var ubetydelig, at der ikke var sivet fri fase hele vejen ned til kalkmagasinet under kilden, og at der godt ville kunne transporteres opløst forurening ned til det primære magasin i relativ stor afstand fra den oprindelige kilde – dels gennem en utæt boring og dels gennem et geologisk "vindue". Forureningsspredningen viste sig at være tæt knyttet til indvindingsstrategien i området.

Den endelige anbefaling blev, at en kildeoprensning ikke ville hjælpe meget, at den utætte boring skulle sløjfes, at den opløste forurening i det sekundære magasin skulle indtænkes i det eksisterende afværgepumpetiltag i området og endelig, at indvindingsstrategien med fordel kunne justeres.

I ovenstående eksempel blev den konceptuelle model revideret inden og efter hver undersøgelsesfase, og de tiltag, der blev iværksat, blev derfor målrettet mod de usikre punkter.

En konceptuel model er således med til at gøre formålet med aktiviteterne klart, og således hjælper den konceptuelle model med til at vælge hvilket værktøj i værktøjskassen, der bedst opfylder formålet. På denne måde flytter man arbejdsgangen fra at man på en sag på et givent vidensniveau altid tager 3 jordprøver og sætter en filtersat boring, til at man gør sig klart hvad man ønsker at vide, og derefter beslutter om det er 3 eller 10 jordprøver der skal til, og om det overhovedet er nødvendigt med en vandprøve eller ej.

I nedenstående tabeller ses (ukomplette) undersøgelsesmetoder opdelt efter formål:

Tabel 1-3. Eksempler på undersøgelsesmetoder opdelt efter formål

Formål	Metode
Hydrogeologisk model	"Alm. boringer"
	Direct push boringer
	Slug/pumpetests
	Logning af vandspejl
	Gammalog
Forureningsudbredelse	Jord/vand/luft-prøver
	MIP sonderinger
	Geofysiske metoder
	Partitioning tracere

Formål	Metode
Skæbne	Redox/geokemisk vurdering
	Isotopfraktionering
	DNA analyser
	Laboratoriestudier
Tests	Geotekniske undersøgelser
	Pumpetests
	Pneumatisk tests
	Soil venting tests
Formål	Metode
Procesforståelse	Konceptuel model
	Numerisk model
Risikovurdering	JAGG
	Massebalance og flux
	Statistik
Prioritering	Oplandsmodel
	Økonomisk model

UNDERSØG OG RISIKOVURDÉR BEDRE INDEN AFVÆRGE

I de seneste år har der været meget fokus på udvikling af nye afværgeteknikker, og dette har blandt andet også været afspejlet på de afholdte møder i ATV Jord og Grundvand, som i høj grad har handlet om afværge, og ikke i lige så høj grad om undersøgelsesteknikker. Det har simpelthen været lidt mere "spændende". Men en gennemgående erfaring fra næsten alle de afværgeprojekter, jeg har hørt om, er, at når tingene ikke går som planlagt, og når man fx ikke opnår den oprenselsesgrad man havde tænkt sig, skydes skylden meget ofte på manglende viden om forureningsfordelingen og -spredningen. Der er også set eksempler på dyre oprensingsprojekter, som man efterfølgende kan diskutere, om var pengene værd: var der virkelig så forurenede, som vi troede?

En anden fordel ved bedre undersøgelser relaterer sig til titlen på dagens program: Undersøgelser *frem for* afværge. Hvis en undersøgelse er tilstrækkeligt god, og der dermed med tilstrækkelig sikkerhed er fastlagt, at en lokalitet ikke udgør en risiko – ja, så kan sagen lukkes uden afværgetiltag. Jeg mener derfor, at vi bør vende fokus lidt mod undersøgelserne igen, og se om vi kan gøre det bedre. Selv om bedre undersøgelser i mange tilfælde også bliver dyrere undersøgelser, snakker vi økonomi i en helt anden størrelsesorden end økonomien relateret til afværger.

Et aspekt af bedre undersøgelser er også, hvordan vi udnytter de indsamlede data. I mange tilfælde anvendes der kun ganske få ressourcer på databehandlingen og i risikovurderingen i forhold til ressourcerne brugt på at fremskaffe data. Hvis der i en undersøgelse fx bliver brugt 200.000 kr. på borearbejde og analyser, er det ikke ualmindeligt, at der kun bliver brugt 20.000 kr. ved skrivebordet. Spørgsmålet er, om man ikke ville kunne have fået mere ud af at nøjes med at bruge 150.000 kr. på indsamlingen af data og 70.000 kr. på at tænke sig ordentligt om? De værktøjer, vi anvender til databehandlingen og risikovurderingen, har også enorm indflydelse på, hvilket udbytte man får. Alle værktøjer bygger på en række antagelser og indeholder derfor en masse forsimplinger. Dette er nødvendigt, for at de overhovedet

bliver operationelle. Men hvis man fx på en god videregående undersøgelse, anvender JAGG (som ligger i den "simplere" ende af skalaen) spilder man en masse data, og konklusionerne bliver behæftet med alt for stor usikkerhed. Ofte giver dette sig udtryk i, at man anlægger et for konservativt syn på tingene, selvfølgelig af hensyn til forsigtighedsprincippet, og dermed fastlåses nogle ressourcer på lokaliteter, der måske ikke udgør det store problem.

BRUG MANGE METODER – OGSÅ FELTMETODER

Som i alle andre opgaver findes der indenfor undersøgelser af jordforurening ikke ét universelværktøj, der kan løse alle problemer. Det gælder derfor om at kombinere de forskellige værktøjer på den rigtige måde, så man får mest ud af anstrengelserne. Især på videregående undersøgelser vil det ofte være nødvendigt at bruge en lang række metoder, og her er det ekstra vigtigt, at man hele tiden opdaterer den konceptuelle model, så én datatolkning fra en metode ikke konflikter med datatolkningen fra en anden metode, uden at man opdager det og agerer på det.

Et eksempel i den komplekse ende af skalaen er Vadsbyvej i Region Hovedstaden. Lokaliteten har været undersøgt af flere rådgivere og indgår desuden i forskningsprojekter på DTU og GEUS.

Vadsbyvej

På lokaliteten har der været kemikaliefordelingscentral. Den første rådgiver på sagen (Carl Bro) udførte en række filtersatte borer og udtog jordprøver og vandprøver, som blev analyseret for en række komponenter. På baggrund af de geologiske prøvebeskrivelser blev der opstillet en geologisk model, og ud fra slug tests blev de hydrauliske parametre bestemt. Der blev identificeret et hotspot forurenede med chlorerede opløsningsmidler og vandblandbare opløsningsmidler. Georadar blev forsøgt anvendt til yderligere at identificere udbredelsen af de chlorerede opløsningsmidler, men konklusionen blev, at følsomheden med denne metode ikke var tilstrækkelig til formålet. Til gengæld blev der vha. georadar opnået værdifulde oplysninger overfladen af moræneleret, hvor man kunne tænke sig, at forurening havde samlet sig.

Senere hen blev der af DTU og GEUS udført udgravninger på lokaliteten, og ved desuden at sætte de lokale informationer ind i en større geologisk dannelseshistorie, blev den geologiske model forfinet. Blandt andet blev fordelingen af sprækker i moræneleret kortlagt, hvilket har afgørende betydning for forureningsspredningen.

Da Orbicon fik opgaven, besluttede vi i samråd med regionen at udføre MIP sonderinger, for yderligere at afgrænse forureningen. I den forbindelse blev et nyt hotspot identificeret, og på baggrund af MIP sonderingerne og kerneprøver, blev forureningsmassen revurderet.

Desuden blev der udført fluxbestemmelser i grundvandet med to forskellige metoder. MIP sonderinger blev også anvendt til at lokalisere forureningsfanen. Synkronpejlinger i det sekundære og det primære grundvand viste, at der var direkte kontakt mellem magasinerne, selv om de udførte borer alle havde identificeret et mellemliggende morænelerslag.

I forbindelse med risikovurderingen blev der lavet en "back-on-the-envelope" udregning af den vertikale flux til grundvandet. Denne blev yderligere forfinet i en model udviklet af DTU, og det viste sig, at et afværgetiltag var nødvendigt.

Vurderinger af den relative sammensætning af de chlorerede opløsningsmidler (molfraktionerne) samt isotopanalyser, viste at der på lokaliteten naturligt foregår reaktiv dechlorering – især i det vestligste hotspot. Det viste sig da også, at redoxforholdene var gunstige, og at de specifikke bakterier, der kan lave denne nedbrydning, var til stede. Nedbrydningen gik dog ikke hurtig nok, men laboratorieforsøg (udført på DTU) konkluderede, at det var muligt at opnå fuldstændig nedbrydning af både PCE og TCE ved tilsætning af donor og bakterier.

En udfordring ved at anvende stimuleret reaktiv dechlorering som afværgeteknik – det var den teknik, der så lovende ud – er at få fordelt donor og biomasse i jorden og få det i kontakt med forureningen. Dette er særligt krævende på morænelokaliteter. Imidlertid viste injektionstests, at det på denne lokalitet var muligt at opnå tilstrækkelig gode influensradier ved injektion med Geoprobe, til at teknikken kunne anvendes.

Således pegede alt mod anvendelsen af stimuleret reaktiv dechlorering som en god afværgeløsning. Imidlertid viste DTU's laboratorieforsøg, at tingene ikke gik helt så godt med hensyn til nedbrydningen af TCA, som findes i store mængder – især i det ene hotspot. Selv med tilsætning af donor og bakterier tog nedbrydningen lang tid, og nedbrydningen stoppede ved chlorethan, som er mistænkt for at være kræftfremkaldende.

En række afværgeteknikker blev herefter screenet, og til sidst blev løsningen at kombinere to teknikker: termisk opvarmning med ISTD i det hotspot, hvor der var en stor masse af chlorerede ethaner (TCA og nedbrydningsprodukterne), og stimuleret reaktiv dechlorering på resten af lokaliteten.

I ovenstående eksempel havde vi meget nytte af at bruge MIP sonderinger. Fordelen ved metoden er, at man får resultaterne løbende, og det er således muligt at justere sin undersøgelsesstrategi løbende. Dette var blandt andet årsagen til, at vi opdagede yderligere et hotspot, og det var også muligt at lokalisere forureningsfanen nedstrøms. MIP sonderinger og andre feltmetoder (fx poreluftscreening), synes jeg, er en stor hjælp til at dække langt større områder for færre penge. Selvom man ikke nødvendigvis direkte kan "oversætte" et udslag til en koncentration (det gik dog faktisk ret godt på Vadsbyvej), giver disse metoder stor viden om, hvor der er forurening, og hvor der ikke er forurening. Metoderne står selvfølgelig ikke alene – det er vigtigt, at de følges op af akkrediterede analyser, når man fx skal vurdere forureningsmasse og –flux.

Der dukker heldigvis hele tiden nye undersøgelsesteknikker op, og jeg tror, at vi konstant skal holde fokus på at udvide vores værktøjskasse, så vi altid bruger den bedste teknik. Men selvfølgelig skal nye metoder ikke tages ukritisk i brug. Ligesom med alle mulige andre ideer er der gode og dårlige iblandt. Det kræver også mod at tage nye metoder i brug, og det kræver i høj grad fagligt overblik både hos rådgiver og myndigheder. Desuden er det meget følsomt, hvordan man evaluerer en ny metode, og kommunikerer sine erfaringer. Man må ikke dømme en metode på baggrund af én god eller dårlig erfaring.

HAV EN FLEKSIBEL UNDERSØGELSESSTRATEGI

Det sidste emne, jeg vil fremhæve i denne sammenhæng, er, at jeg vil appellere til både rådgivere og myndigheder om at være mere fleksibel i undersøgelsesstrategien. Det gælder både på den enkelte lokalitet, men også mellem lokaliteter.

I ovenstående afsnit illustrerede jeg, hvordan anvendelsen af MIP sonderinger medførte, at et nyt hotspot blev opdaget. Selvom der allerede inden MIP sonderingerne var udført en del boringer, kunne man indenfor den økonomiske ramme ikke sætte et så tæt netværk af boringer, så alle hotspots ville blive opdaget med traditionelle boringer. Et andet eksempel, som Niras har anvendt i et igangværende pesticidprojekt, er at udtage en række vandprøver med Geoprobeudstyr nedstrøms punktkilden med henblik på at bestemme forureningsfluxen.

I første omgang analyseres kun en mindre andel af prøverne, og på baggrund af resultaterne besluttet det, om flere prøver skal analyseres, og i givet fald hvilke det skal være. På denne måde optimeres undersøgelsesstrategien løbende, og ressourcerne minimeres. Der kan således være mange fordele ved at køre en undersøgelse som en faseopdelt strategi. Dette kan i praksis gennemføres ved at have fleksible tilbudslistes, hvor man i løbet af en undersøgelse beslutter, hvilke aktiviteter, der skal udføres. Her skal man bare huske, at i gang-sættelsen af flere aktiviteter også vil medføre et større honorarkrav fra rådgiveren. Der er alt andet lige stor forskel på at afrapportere en lille undersøgelse med få boringer og en stor undersøgelse med meget større datamateriale.

Samme logik kan anvendes mellem lokaliteter. Ofte vil man relativt tidligt i et undersøgelsesforløb have en fornemmelse af, om der er noget at komme efter eller ej. Hvis myndighederne i højere grad udbød puljer af forureningsundersøgelser med en samlet budgetramme, ville det åbne op for muligheden for at flytte ressourcer mellem de enkelte lokaliteter meget tidligere i processen. Dette blev også praktiseret i ovenstående pesticidprojekt, hvor 3 lokaliteter blev undersøgt på samme måde: efter første analyserunde viste det sig, at én af lokaliteterne var mere forurenede end de øvrige, og derfor blev en del af ressourcerne flyttet til denne lokalitet, der derved blev bedre undersøgt, end det ellers havde været muligt.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Der findes et utal af undersøgelsesteknikker på markedet, og det gælder om at finde det rigtige værktøj til den rigtige situation. En meget nyttig metodik til dette er at anvende konceptuelle modeller både i planlægningen af en undersøgelse og i evalueringen af resultaterne. På denne måde fokuseres undersøgelsens formål på de elementer, der hersker størst usikkerhed om. Ofte vil det være nødvendigt at bruge mange forskellige værktøjer, og ambitionsniveauet vil selvfølgelig afhænge fuldstændig af vidensniveauet på lokaliteten.

Bedre undersøgelser og bedre risikovurderinger vil gøre, at myndighederne lettere kan træffe beslutning om afværge eller ej, og vil også give værdifulde oplysninger til valg af afværge.

Endelig vil jeg appellere til, at vi tænker lidt "ud af boksen": både med hensyn til at tage nye metoder i brug – herunder feltmetoder – og med hensyn til, hvordan ressourcerne allokeres imellem lokaliteterne.

BRUG AF TRÆKERNEPRØVER TIL SCREENING FOR CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER

Civilingeniør, ph.d. Morten Birch Larsen, NIRAS
Associate Professor Stefan Trapp, DTU Miljø
Seniorforsker Ulrich Bay Gosewinkel Karlson, Danmarks Miljø Undersøgelser

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUMÉ

Udtagning og efterfølgende analyse af trækerneprøver kan benyttes til at screene en lokalitet for forurening med chlorerede opløsningsmidler. Der vurderes generelt at være en sammenhæng mellem koncentrationer påvist i trækerne og koncentrationer i jord og grundvand. Metoden er billig og hurtig, og kan udgøre et godt supplement til en traditionel forureningsundersøgelse.

INDLEDNING

Det er velkendt, at håndtering og spild af chlorerede opløsningsmidler har forårsaget mange væsentlige forureninger, og ikke mindst renseriers brug har været en af de store syndere. Både tetrachlorethylen (PCE), trichlorethylen (TCE) og cis-dichlorethylen (c-DCE) er neurotoksiske og potentielt carcinogene, hvorfor oprensning af lokaliteter forurenede med chlorerede opløsningsmidler generelt har høj prioritet.

Typisk vil en indledende forureningsundersøgelse på en lokalitet, som er mistænkt for at være forurenede med chlorerede opløsningsmidler, bestå af et antal boringer til det terrænnære grundvandsmagasin. Der vil blive udtaget jordprøver, som PID måles og eventuelt analyseres, og der vil blive udtaget vandprøver, som analyseres. Denne proces er relativt omkostnings- tung og tidskrævende, og kræver desuden, at en borerig kan få adgang til lokaliteten.

Ny forskning har vist, at PCE, TCE og c-DCE kan optages i træer fra jord og grundvand /1, 2/. Der er flere mekanismer hvormed de chlorerede opløsningsmidler kan optages i træet: advektivt optag i træets rødder via det transpirerede vand, diffusivt optag i træets rødder fra grundvand eller poreluft eller diffusivt optag i stamme og blade fra luften.

Når de chlorerede opløsningsmidler er optaget i træet, kan de undergå en række fysisk/kemiske processer: sorption til træ, nedbrydning, transport til bladene og diffusion til atmosfæren fra stamme og blade. Generelt vurderes akkumulering af stofferne at være relativt begrænset, og det vurderes, at langt hovedparten af de optagede stoffer fordamper til atmosfære via stamme og blade /3/.

I dette notat beskrives, hvordan trækerneprøver kan bruges til en indledende screening af lokaliteter forurenede med chlorerede opløsningsmidler.

METODEBESKRIVELSE

Udtagning af prøver

Trækerne kan udtages med et trækernebor (se figur 1). Trækernebor benyttes af skovbrugere til at udtage trækerneprøver for at vurdere træers alder, og metoden vurderes ikke at beskadige træet.

Generelt bør prøverne udtages så tæt på terræn som muligt, da der forventes en diffusiv transport til atmosfæren igennem stammen, hvorfor koncentrationsniveauet i stammen forventes at falde med højden. I /1/ er trækerne udtaget i en højde af 0,5-1 m over terræn.



Figur 1. Udtagning af trækerneprøve med trækernebor

Trækerneboret drives ind i træet med hånd- eller maskinkraft, og når boret drejes ud af træet igen, vil der medfølge en trækerneprøve. Da stofferne er særdeles flygtige, skal trækerneprøven hurtigst muligt overføres til en GC-MS vial, som øjeblikkeligt lukkes (figur 2). For at undgå biologisk nedbrydning, bør prøven konserveres, eventuelt med 0,01M HNO₃. Generelt bør trækerneboret ikke drives længere end halvvejs ind i træet, og 10 cm trækerneprøve vurderes at være tilstrækkelig. Det vigtigste er at få den yderste del af prøven med, da vandtransporten i træet foregår her.



Figur 2. Trækerneprøver placeret i GC-MS vials

Kemisk analyse

Trækerneprøverne analyseres for chlorerede opløsningsmidler og eventuelt nedbrydningsprodukter heraf. Ethvert akkrediteret laboratorium bør umiddelbart kunne analysere prøverne enten ved kemisk ekstraktion eller headspace analyse. I 1/1 er analyse af prøverne ved GC-MS headspace beskrevet.

Det er i forbindelse med analysen vigtigt at have udtaget blindprøver fra områder, som ikke er forurenet, og få disse analyseret.

Prøvetagningstidspunkt

Det bedste tidspunkt at udtage trækerneprøver er i træernes vækstperiode (maj-oktober). Udenfor denne periode vil træernes transpiration, og dermed optag af vand og opløst forureningskomponent, være væsentligt lavere, hvorfor der også vil påvises en lavere koncentration i prøven.

Trætyper

Nåletræer har generelt de dybeste rødder (ned til 7 m), og har et tykt lag splint (vandtransporterende ydre lag), hvorfor de vurderes at være bedst egnede som indikatorer for forurenede jord og grundvand. Desuden vil nåletræerne transpirere vand hele året, da de er stedsegrønne, og i /1/ blev de højeste koncentrationer også påvist i nåletræer. Der er dog også påvist høje koncentrationer i løvfældende træer som pil, poppel, eg og bøg.

Sammenhæng mellem koncentration i træerne og koncentration i grundvand

I /1/ er der påvist en statistisk sammenhæng mellem koncentrationer i grundvand og koncentrationer i træer. Sammenhængen vurderes dog ikke at være lineær eller konstant, hvorfor en given koncentration påvist i en træerne, ikke umiddelbart kan overføres til en given grundvandskoncentration.

DISKUSSION OG PERSPEKTIVERING

I en indledende screeningsfase vurderes udtagning og analyse af trækerneprøver umiddelbart, at være et prisbilligt og hurtigt alternativ til traditionel etablering af borer og efterfølgende analyse af vandprøver. En enkelt person kan uden problemer udtage 20-30 prøver på en dag, og er man 2-3 personer, bør det være muligt at udtage 80-100 prøver på en dag.

Analyseprisen vurderes at være i samme niveau som en tilsvarende analyse af en vandprøve, hvorfor en screening med trækerneprøver kan udføres væsentligt billigere end en traditionel forureningsundersøgelse.

Der er selvfølgelig også en række ulemper ved udtagning og analyse af træer. For det første kræver det, at der er træer i området, hvor forureningen er udbredt, og hvis det øverste grundvandsmagasin ligger dybere end 6-7 m u.t., er det usikkert, hvorvidt forureningen kan påvises i træerne. Desuden bør der kun udtages træer i vækstperioden (maj-oktober).

Generelt vurderes udtagning og analyse af træer ikke at kunne erstatte etablering af en boring og efterfølgende udtagning og analyse af en vandprøve. Metoden bør mere ses som et supplement til den traditionelle prøvetagning, og kan samtidig være med til at nedbringe antallet af borer.

Referencer

- /1/ Larsen, M., Burken, J., Machackova, J., Karlson, U. G., Trapp, S. (2008). Using tree core samples to monitor natural attenuation and plume distribution after a PCE spill. *Environmental Science and Technology*, 42, 1711-1717.
- /2/ Ma, X., Burken, J. (2002). Use of tree cores in groundwater analysis. *Environmental Science and Technology*, 36, 4663-4668.

- /3/ Burken, J., Schnoor, J. L. (1999). Distribution and volatilization of organic compounds following uptake by hybrid poplar trees. *Int. J. Phytoremediation*, 1, 139-152.
- /4/ Trapp, S., Larsen, M., Legind, C. N., Burken, J., Machackova, J., Karlson, U. G. (2007). A guide to vegetation sampling for screening of subsurface pollution. Folder available on: <http://homepage.env.dtu.dk/stt/>

ANVENDELSE AF ISOTOPFRAKTIONERING
TIL VURDERING AF NEDBRYDNING AF CHLOREREDE
OPLØSNINGSMIDLER OG ANDRE ORGANISKE STOFFER

Lektor Mette M. Broholm, DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUMÉ

Isotopfraktionering kan anvendes til dokumentation af naturlig nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer i grundvand ved forurenede lokaliteter. Metoden er anvendt for vurdering/-dokumentation af naturlig nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler eller BTEX på 10 lokaliteter i Danmark. Der ses betydelig isotopfraktionering for de chlorerede ethener og mere beskedent isotopfraktionering af BTEX. Måling af isotopfraktionering har muliggjort estimering af andelen af de chlorerede ethener eller BTEX, som er nedbrudt, og har i 2 tilfælde haft tilstrækkeligt omfang til vurdering af nedbrydningshastighed. Isotopfraktionering vurderes at være et stærkt værktøj ved vurdering af naturlig nedbrydning såvel som stimuleret nedbrydning af især chlorerede ethener under danske forhold.

INDLEDNING

Isotopfraktionering kan anvendes til dokumentation af naturlig nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer i grundvand ved forurenede lokaliteter. Ved nedbrydning af perchlorethylen (PCE) og andre organiske stoffer sker en ændring i forholdet mellem stabile kulstofisotoper. Ændring i isotop-forholdet (isotop-fraktioneringen) af et stof langs en strømlinie fra forureningskilden er dokumentation for, at stoffet nedbrydes i forureningsfanen. På baggrund af udenlandske erfaringer vurderes metoden at være et stærkt værktøj til at vurdere omfanget af naturlig eller stimuleret nedbrydning af organiske stoffer, ikke mindst chlorerede opløsningsmidler.

I Danmark er metoden anvendt på relativt få lokaliteter. For en af lokaliteterne "Røde Kro" er udført et teknologiprojekt /1/ omhandlende vurdering af naturlig nedbrydning af PCE i en forureningsfane ved hjælp af isotopfraktionering. I denne rapport er metoden og tolkningen af resultater beskrevet mere detaljeret. På denne lokalitet er foruden kulstof-isotopfraktionering anvendt chlor-isotopfraktionering. Isotopfraktionering kan endvidere anvendes til at skelne mellem forureningskilder, herunder industriel/naturlig oprindelse. Yderligere hjælp til datavurdering mv. kan hentes i en ny EPA rapport /2/.

Formål

Formålet med denne artikel er at:

- Beskrive metoden isotopfraktionering og dens anvendelse
- Samle op på danske erfaringer med anvendelse af isotopfraktionering i forbindelse med forureningsundersøgelser
- Vurdere anvendeligheden af isotopfraktionering til dokumentation af naturlig nedbrydning under danske forhold

ISOTOPFRAKTIONERING

Kulstof-isotopfraktionering

Kulstof i organiske stoffer består af 2 stabile isotoper ^{12}C og ^{13}C , hvoraf ^{13}C kun udgør en lille andel. Isotopfraktioneringen kan bestemmes for specifikke stoffer, herunder chlorerede alifater og monoaromatiske kulbrinter (BTEX).

Ved naturlig nedbrydning af organiske stoffer er det ofte sådan, at ^{12}C - ^{12}C bindinger brydes hurtigere end ^{12}C - ^{13}C bindinger. Dette er bl.a. tilfældet ved nedbrydning af chlorerede ethener ved reduktiv dechlorering og ved nedbrydning af en række andre organiske stoffer /1/. Derved øges fraktionen af ^{13}C i det stof, der nedbrydes. Tilsvarende brydes Cl - ^{12}C bindinger (mellem chloresubstituent og kulstof) hurtigere end Cl - ^{13}C bindinger i chlorerede stoffer, med samme resultat. Fraktionen af ^{13}C i nedbrydningsproduktet er initialt lavt og stiger derefter til den fraktion, som ^{13}C udgjorde i moderproduktet oprindeligt.

Ændringer i isotopforholdene (‰ V-PDB) kan kvantificeres ved beregning af isotopfraktionen som $\delta^{13}\text{C}$ notation relativ til en standard /1, 2/:

$$\delta^{13}\text{C} = (R/R_{\text{st}} - 1) \cdot 1000$$

hvor $R = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$.

Ændringerne i isotopsammensætning er i størrelsesorden ‰, hvorfor de per definition er ganget med faktor 1000.

Stigning i fraktionen af ^{13}C er dokumentation for nedbrydning af stoffet. Sker denne stigning langs en tilnærmet strømlinie i forureningsfanen, er det dokumentation for nedbrydning i fanen/magasinet.

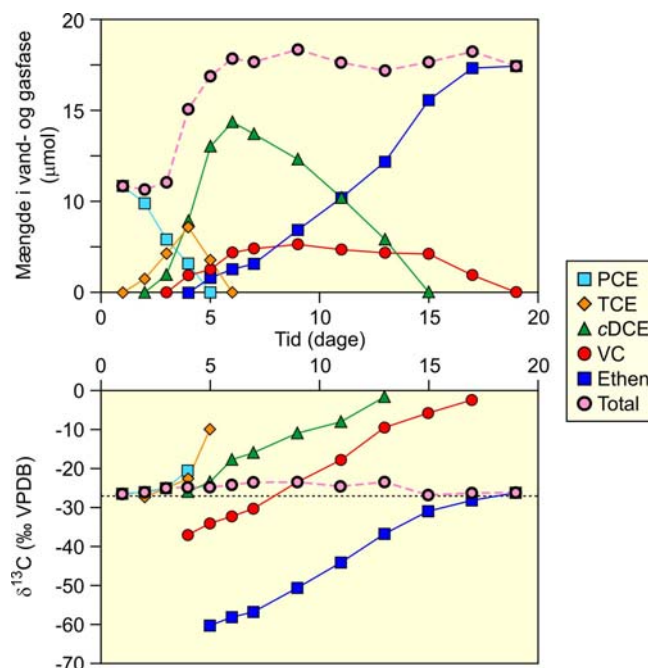
Om og i hvor høj grad der sker isotopfraktionering afhænger af stoffets molekylstruktur og af nedbrydningsprocessen. Kulstof-isotopfraktionering ved nedbrydning er dokumenteret for flere organiske stoffer i laboratorium- og/eller feltundersøgelser. Det drejer sig bl.a. om chlorerede ethener, chlorerede ethaner og chlorerede aromater, aromatiske kulbrinter (BTEX), nogle alifatiske kulbrinter og tilsætningsstoffet MTBE i benzin (se /1/).

Isotopfraktionering af chlorerede ethener og ethaner samt BTEX og MTBE udføres der i dag rutinemæssigt analyser for på en række forskningsinstitutioner. Ændringen i kulstof-isotopfraktioner er forskellig for forskellige organiske stoffer. Dog er det typisk således, at ændringen i isotopfraktionering er mindre for stoffer med flere C-C bindinger. Ændringen i fraktionering er således mindre for f.eks. BTEX end for chlorerede ethener (se /1/).

Ved sekventiel nedbrydning, fx når PCE nedbrydes til TCE stiger $\delta^{13}\text{C}_{\text{PCE}}$ (værdien bliver mindre negativ). Fraktionen af ^{13}C i nedbrydningsproduktet TCE $\delta^{13}\text{C}_{\text{TCE}}$ er initialt lav og stiger derefter til den fraktion, som ^{13}C udgjorde i moderproduktet PCE oprindeligt $\delta^{13}\text{C}_0$. Når TCE nedbrydes videre til DCE, stiger fraktionen af ^{13}C i TCE $\delta^{13}\text{C}_{\text{TCE}}$ yderligere. Det samme gør sig gældende for den videre nedbrydning af DCE til VC og VC til ethen. Forløbet observeret for nedbrydning af PCE ved reduktiv dechlorering via TCE, DCE og VC til ethen i et nedbrydningsforsøg udført af Hunkeler et al. /3/ er vist i figur 1. Hurtig videre nedbrydning af TCE fører til omtrent sammenfaldende kurver for isotopfraktionering for PCE og TCE.

For sekventiel nedbrydning, som reduktiv dechlorering af PCE, kan for et lukket system (eksempelvis flaskeforsøg) foretages en isotopbalance ved at addere isotopfraktionerne gange molandelene for hvert stof. Hvis isotopfraktioneringen er målt for hele rækken af moderstof og nedbrydningsprodukter, bør isotopbalancen være konstant og svare til startværdien for PCE. En sådan isotopbalance er illustreret i figur 1 nederste graf med beskri-

velsen total. Den lille positive afvigelse fra startværdien for PCE skyldes formodentlig, at der foruden cis-DCE dannes lidt trans-DCE, som der ikke foretaget bestemmelse af isotopfraktionering for. Trans-DCE nedbrydes ligesom cis-DCE videre til VC og ethen. At isotopbalancen stemmer til slut viser, at ethen ikke nedbrydes videre /3/.



Figur 1. Eksempel på udviklingen i isotopfraktionering for PCE og nedbrydningsprodukterne TCE, DCE, VC og ethen i et nedbrydningsforsøg fra Hunkeler et al. /3/. Stigningen i totalkoncentration i vand- og gasfase skyldes lavere sorption af nedbrydningsprodukterne end af PCE.

Data fra en feltlokalitet i Ontario, Canada, hvor PCE nedbrydes ved reduktiv dechlorering til ethen /3/, viste generelt en tendens til stigende isotopfraktionering for stofferne med stigende dechloreringsgrad. Det illustrer, at isotopfraktionering kan være et stærkt værktøj til at dokumentere nedbrydning af de chlorerede ethener i felten, også når boringer/filtre ikke repræsenterer en flowlinie.

Andre processer end nedbrydning kan også føre til isotopfraktionering. Diffusionen af den lette isotop ¹²C er hurtigere end af den tunge isotop ¹³C, hvilket bevirker en berigelse i ¹²C ved diffusiv spredning /10/ specielt af betydning ved fordampning og spredning i umættet zone eller i lavpermeable aflejringer. Betydningen af isotopfraktionering ved diffusion er forsvindende for stoftransport i grundvandsmagasiner, hvor advektiv transport er dominerende. Opløsning og sorption giver ikke anledning til væsentlig isotopfraktionering /1/.

Andre stabile isotoper

Andre stabile isotoper, som der kan bestemmes isotopfraktionering for, omfatter deuterium/brint (²H/¹H), nitrogen (¹⁵N/¹⁴N), oxygen (¹⁸O/¹⁶O), svovl (³⁴S/³²S) og chlor (³⁷Cl/³⁵Cl). Analyser for

stofspecifikke isotopfraktioner er udført for nogle af disse isotoper (overvejende H) (se /1/), men stofspecifikke analyser udføres endnu ikke rutinemæssigt.

Nedbrydning af chlorerede ethener omfatter enten, at bindingen mellem chloresubstituenten og et kulstofatom brydes (reduktiv dechlorering) eller ved, at bindingen mellem de to kulstofatomer brydes (aerob/anaerob oxidation). Chlor-isotopfraktionering forventes at være mindre følsomt end kulstof-isotopfraktionering overfor nedbrydning, hvor bindingen mellem de to kulstof brydes, da det ikke direkte berører chloresubstituenten. For chlor-isotopfraktionering forventes der således at være større kontrast mellem nedbrydning, hvor bindingen til chloresubstituenten brydes, og nedbrydning, hvor bindingen mellem kulstofatomerne brydes, end ved kulstof-isotopfraktionering. Stofspecifik chlor-isotopfraktionering for chlorerede ethener giver derfor nye muligheder for vurdering af nedbrydningsvejen for chlorerede stoffer.

Berigelsesfaktorer og vurdering af nedbrudt andel og nedbrydningsrater

Ved nedbrydningsforsøg i laboratoriet kan den berigelse i ^{13}C som nedbrydningen af et stof giver anledning til bestemmes. Isotopfraktioneringen ved en given nedbrydning af stoffet beskrives ved Rayleigh's ligning (simplificeret, i ‰-notation) som en funktion af berigelsesfaktoren (ϵ) /2/:

$$\delta^{13}\text{C} = \delta^{13}\text{C}_0 + \epsilon * \ln(C/C_0)$$

Kendes berigelsesfaktoren for stoffet ved nedbrydning under de givne forhold, kan den andel af stoffet, som er nedbrudt ved en given ændring af isotopfraktionen ($\delta^{13}\text{C} - \delta^{13}\text{C}_0$), estimeres.

Berigelsesfaktoren for et givet stof afhænger af nedbrydningsvejen/-processen. I /1/ er givet intervaller for litteraturværdier for berigelsesfaktorer for nedbrydning af en række stoffer ved forskellige nedbrydningsveje/-processer. Ved anvendelse af publicerede berigelsesfaktorer og den målte isotopfraktionering samt kendskab til strømningshastighed i grundvandsmagasinet kan intervaller for nedbrydningsrater for stofferne i magasinet estimeres (se endvidere /1/). Nedbrydningsraterne kan anvendes i JAGG eller i en stoftransportmodel til risikovurdering.

PRØVETAGNING OG ANALYSE FOR ISOTOPFRAKTIONERING AF FLYGTIGE ORGANISKE STOFFER

Prøver til bestemmelse af isotopfraktionering af flygtige organiske stoffer udføres efter samme retningslinier, som ved udtagelse til kvantitative analyser for stofferne. Typisk udtages de i 40 ml VOC vials uden headspace. Da prøverne typisk skal sendes og opbevares, til resultater af kvantitativ analyse for stofferne foreligger, konserveres de med base - alternativt syre - for at undgå nedbrydning.

Kulstof-isotopanalyserne er ved de danske undersøgelser helt overvejende udført af University of Neuchatel, Schweiz. Analyserne er udført som purge&trap analyse. Gasfasen er analyseret med en TRACETM gas chromatograph koblet til en ThermoFinniganTM Delta Plus XP isotope-ratio mass spectrometer via et ThermoFinniganTM GC combustion III interface /1, 2/. Neuchatel har endvidere udviklet en metode med betydeligt lavere detek-

tionsgrænser for VC for isotopfraktionering ved anvendelse af større prøvevolumener, se /1/. Her udtages prøverne typisk i 1 eller 2 l redcap glasflasker. Chlor-isotopanalyser udføres alene af University of Waterloo (ikke kommercielt). Metoden er beskrevet i /1/.

ANVENDELSE AF ISOTOPFRAKTIONERING PÅ DANSKE LOKALITETER

I tabel 1 er vist en oversigt over danske lokaliteter, hvor isotopfraktionering er anvendt.

Tabel 1: Oversigt over danske lokaliteter, hvor isotopfraktionering er anvendt.

Lokalitet	Stoffer	Geologi	Formål	Omfang
Rødekro /1/	PCE, TCE, cis-DCE, VC	Sandmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning Nedbrudt andel Nedbrydningsrater	Fanetransekt 37 kulstof 18 lav VC ¹ 14 chlor
Naverland /4/	PCE, TCE, cis-DCE, 1,1,1-TCA	Kalkmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning Skelne mellem kilder	27 kulstof
Guldager /5/	BTEX, TMB	Sandmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning Nedbrydningsrater	20 kulstof
Vadsbyvej /6/	PCE, TCE, cis-DCE, VC, 1,1,1-TCA, 1,1-DCA, CA	Moræneler og sandmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	10 kulstof 81 treatability ²
RTA, Ringe /7/	BTEX	Sandmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	13 kulstof
Knullen /8/	PCE, TCE, cis-DCE	?	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	?
Rugårdsvej /6/	TCE, cis-DCE, VC	Moræneler og sandm.	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	18 kulstof
Sortebrovej /6/	TCE, cis-DCE	Sandmagasin	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	6 kulstof
Vedde Byvej /9/	Benzen	Moræneler	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning	6 kulstof
Flyvestation Værløse /10/	BTEX og andre flygtige kulbrinter	Sand, umættet zone	Vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning i poreluft ved feltforsøg	Kulstof, monitoring i transekt
Viborg og Thisted/11/	Chloroform	Sandmagasiner	Oprindelse naturlig/industriel	13 og 5 kulstof

¹: særlig følsom analyse for kulstofisotopfraktionering for VC i lav koncentration,

²: Monitoring af laboratorium treatabilityforsøg for cis-DCE, 1,1,1-TCA, 1,1-DCA og CA.

Stoffer omfattet af undersøgelsen, geologiske forhold, samt formål og omfang af undersøgelsen er tillige angivet i tabellen.

For hovedparten af lokaliteterne (8) har hovedformålet været vurdering/dokumentation af naturlig nedbrydning i forureningsfaner med BTEX eller chlorerede opløsningsmidler i grundvandsmagasiner. I enkelte er naturlig nedbrydning i kildeområde i moræneler eller under nedsivning gennem moræneler også søgt belyst. For 2 lokaliteter (Rødekro og Guldager) er

estimeret nedbrydningsrater på basis af isotopfraktioneringen. Endelig er der i enkelte søgt at skelne mellem forskellige kilder til forureninger – specielt i et projekt om vurdering af oprindelse af chloroform.

Helt gennemgående har projekterne også omfattet bestemmelse af specifikke nedbrydningsprodukter og/eller redoxparametre mv. for vurdering af nedbrydning og nedbrydningsforhold. Ligeledes er der typisk foretaget relativt omfattende undersøgelser og vurderinger af de hydrogeologiske forhold.

I de følgende afsnit er Rødekro lokaliteten brugt som hovedeksempel for illustration af metodens anvendelighed.

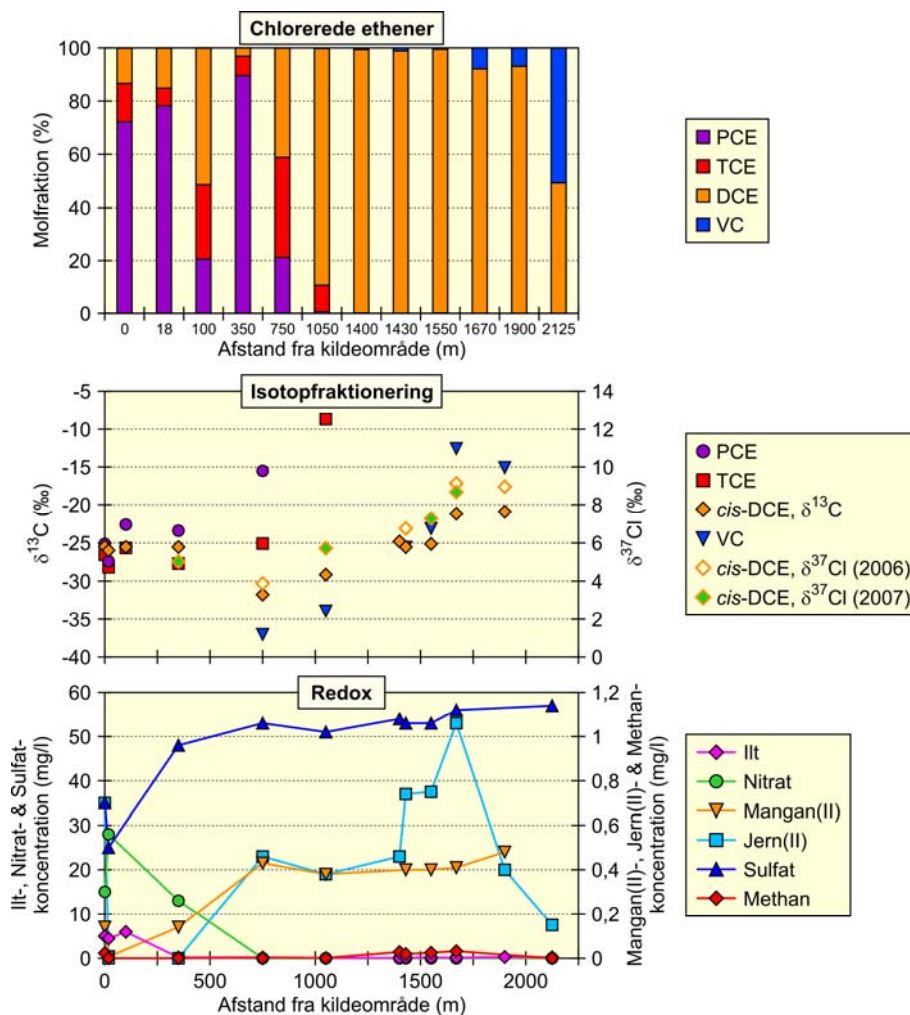
RESULTATER OG VURDERINGER FRA DE DANSKE UNDERSØGELSER

Rødekro /1/

Ved Rødekroundersøgelsen blev udtaget prøver til isotopfraktionering i et vertikalt transekt placeret centralt ud gennem forureningsfanen fra en kraftig PCE forurening i et sandmagasin. Sammensætningen af chlorerede ethener, isotopfraktionering for PCE og nedbrydningsprodukter samt redoxparametre for filtre langs en tilnærmet strømningslinie følgende de maksimale totalkoncentrationer for PCE og dets nedbrydningsprodukter i forureningsfanen er illustreret i figur 2.

Det observeres, at fanen først udbredes øverst i magasinet ved aerobe til nitratreducerende forhold for i nogen afstand fra lokaliteten at udbredes dybere i magasinet under mangan-jernreducerende og passerer gennem en mere strikt jernreducerende zone. Sammenfald af nitratreduktion med stigende sulfat og opløst jern indikerer, at der sker pyritoxidation.

I den aerobe og nitratreducerende zone dominerer PCE og ved overgangen til mangan-jernreducerende forhold sker omsætning af PCE via TCE til cis-DCE. Længst ude i fanen ses tiltagende andel af VC, koncentrationsniveauet af VC er imidlertid meget lavt. Det kan ikke på koncentrationsdata for stofferne alene vurderes om cis-DCE nedbrydes til VC, eller om stigende andel af VC er relateret til dets højere mobilitet. Endvidere kan det på basis af koncentrationsdataene ikke vurderes, om der sker nogen nedbrydning af VC. Denne viden er essentiel for risikovurderingen af forureningen.



Figur 2. Sammensætning af PCE og nedbrydningsprodukter, isotopfraktionering og redoxforhold langs tilnærmet strømningsslinie central i fanen ved Rødekrø.

Isotopfraktioneringen viser tydelig berigelse i ^{13}C for PCE og TCE og lavere ^{13}C for *cis*-DCE sammenfaldende med omsætningen af PCE og TCE til *cis*-DCE og dokumenterer således nedbrydningen af PCE til *cis*-DCE ved reduktiv dechlorering. Længere nedstrøms ses en berigelse i ^{13}C for *cis*-DCE og for VC, hvilket dokumenterer, at VC såvel som *cis*-DCE nedbrydes i magasinet. Sammenfaldende berigelse i ^{13}C og ^{37}Cl for *cis*-DCE indikerer, at *cis*-DCE nedbrydes ved reduktiv dechlorering til VC. Den større stigning i ^{13}C for VC end *cis*-DCE indikerer, at VC nedbrydes hurtigere end *cis*-DCE, hvilket kan være en del af forklaringen på de lave VC koncentrationer. Nedbrydningsvejen for VC er ikke kendt. Manglende detektion af ethen kan indikere at VC enten nedbrydes ad anden nedbrydningsvej, eller at der sker videre nedbrydning af ethen. Den særligt følsomme isotopanalyse for VC var afgørende for bestemmelsen af VCs isotopfraktionering i fanen.

Udførelsen af analyser for isotopfraktionering har for denne lokalitet givet essentiel viden om nedbrydningen af *cis*-DCE og VC i magasinet.

På basis af resultaterne var det endvidere muligt at estimere andelen af stofferne PCE og cis-DCE, der er nedbrudt ved reduktiv dechlorering, samt nedbrydningsrater for disse indenfor en redoxzone. Der er også estimeret nedbrudt andel og nedbrydningsrate for TCE og VC, men da disse dannes og nedbrydes sideløbende forventes estimerne at underestimere nedbrydningen ligesom usikkerheden om nedbrydningsvej for VC gør estimatet usikkert.

Andre lokaliteter forurenet med chlorerede opløsningsmidler

Naverland /4/

Ved denne lokalitet dokumenterede isotopfraktionering nedbrydning af PCE og TCE og indikerede nedbrydning af cis-DCE i dele af kalkmagasinet afhængig af redoxforholdene. I et lokalområde blev cis-DCE nedbrudt til VC, mens der i den øvrige del af magasinet ikke sås dannelse/ophobning af VC. Nedbrydning af cis-DCE uden ophobning af VC er af betydning for risikoen eller tidshorizonten for risikoen for påvirkning af vandindvinding i området. Komplexeret strømning i sprækket kalk med mulig diffusion til kalkmatrix samt for lavt koncentrationsniveau for bestemmelse af isotopfraktionering af VC giver et mere usikkert billede af nedbrydningen på denne lokalitet end på Rødekrø.

Vadsbyvej /6/

Isotopfraktionering dokumenterer nedbrydning af chlorerede ethener og chlorerede ethaner på lokaliteten. Omsætningen i kildeområde i moræneler blev på basis af isotopfraktionering vurderet mere betydende end nedbrydning i underliggende magasin. Der var endvidere betydelig forskel på omsætningen i 2 forskellige kildeområder. Der var god overensstemmelse mellem forureningssammensætning, redoxforhold og isotopfraktionering. Isotopfraktionering bidrog her særligt til vurdering af, hvor nedbrydningen foregår. Dette kan være meget vanskeligt at vurdere på basis af tilstedeværelse af nedbrydningsprodukter og koncentrationer.

Knullen /8/

Resultaterne er endnu ikke færdigbehandlet.

Rugårdsvej /6/

Isotopfraktionering dokumenterede nedbrydning af TCE og cis-DCE men ikke af VC. Naturlig nedbrydning var således tilsyneladende ikke komplet.

Sortebrovej /6/

Isotopfraktionering dokumenterede omsætning af TCE til cis-DCE men ikke videre nedbrydning af cis-DCE.

Lokaliteter forurenet med BTEX

Guldager /5/

Isotopfraktionering dokumenterede nedbrydning af BTEX, mest betydende i den del af fanen, som var nærmest kildeområdet. Isotopfraktionering, herunder bestemmelse af nedbrydningsrater, medvirkede til vurdering af at udbredelsen af toluen og ethylbenzen i fanen var stabil, mens ekspanderende udbredelse af benzen var mulig. Isotopfraktionering verificerede trimethylbensens anvendelighed som tracer.

RTA /7/

Isotopfraktionering dokumenterede nedbrydning af TEX og viste persistens af benzen i den koncentrerede del af fanen. Koncentrationsniveauet af benzen i den ydre del af fanen, hvor benzen forventedes nedbrudt, var derimod for lavt til verifikation ved isotopfraktionering.

Vedde Byvej /9/

Isotopfraktionering gav ikke dokumentation for nedbrydning af benzen under nedsivning gennem morænelerslag af stor mægtighed.

Flyvestation Værløse /10/

Isotopfraktionering dokumenterede først diffusionsbetinget fraktionering (aftagende $\delta^{13}\text{C}$) under udbredelsen af BTEX/lette kulbrinter i poreluften efter placering af en NAPL kilde og derefter nedbrydning (berigelse i $\delta^{13}\text{C}$) langs en radial fra kilden.

VURDERING AF ANVENDELIGHED AF ISOTOPFRAKTIONERING VED UNDER-SØGELSER AF DANSKE LOKALITETER

Ved nedbrydning af chlorerede ethener sker det en betydelig isotopfraktionering, ikke mindst for de lavere chlorerede ethener, hvilket betyder, at isotop-fraktioneringsdata for chlorerede ethener er meget entydige og følsomme mht. nedbrydning. Dokumentation af, at ikke blot moderstoffet men også nedbrydningsprodukterne, specielt VC, nedbrydes, og at der ikke alene er tale om fortynding, har afgørende betydning for risikovurderingen ved de fleste lokaliteter. Dette kan være svært at afgøre alene på grundlag af analyse for moderstof og nedbrydningsprodukter i et flowsystem. Bestemmelse af isotopfraktionering kan dokumentere nedbrydningen heraf.

Der er ofte behov for at kunne vurdere nedbrydningen af specielt nedbrydningsprodukterne ved ret lave koncentrationsniveauer. Udviklingen af analysen for isotopfraktionering af VC ved lave koncentrationsniveauer er således et væsentligt gennembrud for anvendelsen. Det vil være ønskeligt, at analyserne i fremtiden kan udføres på danske analyselaboratorier også ved lave koncentrationsniveauer.

Belysning af nedbrydningsvejen for de chlorerede ethener og dermed af slutprodukterne er også af stor betydning for risikovurderingen, idet en eventuel ophobning af et sundhedsskadeligt nedbrydningsprodukt kan belyses. Nedbrydningsvejen er også af betydning for isotopberigelsen og dermed for vurderingen af nedbrudt andel og nedbrydningsrate, hvilket igen er af betydning for risikovurderingen.

Isotopfraktionering er et stærkt værktøj til at dokumentere nedbrydningen af chlorerede ethener og dermed til vurdering af naturlig nedbrydning såvel som stimuleret nedbrydning af chlorerede ethener under danske forhold. Specielt den forbedrede følsomhed mht. dokumentation af nedbrydning af de lavest chlorerede stoffer bidrager til, at teknikken styrker vurderingen betydeligt sammenholdt med traditionelle undersøgelser.

Isotopfraktionering er en attraktiv metode for stoffer, hvor nedbrydningen ikke kan dokumenteres ved dannelsen af nedbrydningsprodukter, fx benzen. Isotopfraktioneringen (berigelsesfaktoren) ved nedbrydning af BTEX er forholdsvis lille, hvilket fører til, at der skal være nedbrudt en større andel af stoffet, før nedbrydningen kan dokumenteres. Afhængigt af initielt koncentrationsniveau og fortynding af fanen kan dette gøre vurdering af om stoffet

nedbrydes mere usikker. Udvikling af en mere følsom metode for bestemmelse af isotopfraktioneringen af BTEX, specielt benzen, ville gøre metoden mere anvendelig, idet det i en del tilfælde ville muliggøre analyse af isotopfraktionering, hvor en større andel af stofferne kan forventes at være omsat.

REFERENCER

- /1/ Broholm, M.M., Hunkeler, D., Abe, Y., Jeannotat, S., Aravena, R., Westergaard, C., Jacobsen, C.S., og Bjerg, P.L., 2009. Vurdering af naturlig nedbrydning af PCE i grundvandsmagasin ved isotopfraktionering. Miljøprojekt nr. , Miljøstyrelsen. I trykken.
- /2/ Hunkeler, D., Meckenstock, R.U., Lollar, B.S., Schmidt, T.C., Wilson, J.T., 2008. A guide for assessing biodegradation and source identification of organic groundwater contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA). EPA 600/R-08/148. www.epa.gov/ada.
- /3/ Hunkeler, D., Aravena, R., og Butler, B.J., 1999. Monitoring microbial dechlorination of tetrachloroethene (PCE) in groundwater using compound-specific stable isotope ratios: Microcosm and field studies. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 2733-2738.
- /4/ Region Hovedstaden, 2007. Naverland 26AB, Albertslund. Monitoring af punktkilde 2007. Rapport udarbejdet af Orbicon.
- /5/ Riis, C.E., Mygind, M., Christensen, A.G., Olsen, F.H., Hunkeler, D., 2005. Stable isotopes as a decision tool in Monitored Natural Attenuation. Batelle Conference. Baltimore 2005.
- /6/ Damgaard, I., Chambon, J., Christiansen, C., Lemming, G., Broholm, M.M., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2009. Erfaringsopsamling for reduktiv deklorerings som afværgeteknologi i moræner. Miljøprojekt nr., Miljøstyrelsen. I udkast.
- /7/ Broholm, M.M., Christophersen, M., Westergaard, C., Linderoth, H.C.L., Baun, D.L., Andersen, L., Hansen, N., Hunkeler, D., Klint, K.E., og Skou, H., 2009. Vurdering af naturlig nedbrydning af tjærestoffer i grundvand. Ringe Tjære- og Asfaltfabrik, Ringe, Fyn. Miljøprojekt nr., Miljøstyrelsen. I udkast.
- /8/ Riis, C.E., 2009. Personlig kommunikation.
- /9/ Oliebranchens Miljøpulje, 2006. Status for monitoring, juli 2006. Vedde Byvej 44, 4295 Stenlille. Rapport udarbejdet af Orbicon.
- /10/ Bouchard, D., Hunkeler, D., Höhener, P., Aravena, R., Broholm, M., Kjeldsen, P., (2005). Use of stable isotope analysis to assess biodegradation of petroleum hydrocarbons in the unsaturated zone. Laboratory studies, field studies and mathematical simulations. In Nützmann, G., Viotti, P., Aagaard, P. (Eds). *Reactive Transport in Soil and Groundwater. Processes and Models*. Springer. Berlin, 2005, 17-38.
- /11/ Jacobsen, O.S., Laier, T., Hunkeler, D., Kristiansen, S.M., Grøn, C., Laternus, F., 2007. CHLONAT-projektet, Chloroform i grundvand – naturligt og menneskeskabt. ATV Vintermøde, Vingsted, 2007.

AFPRØVNING AF SORBICELL-METODEN EN PASSIV VANDPRØVETAGER

Civilingeniør Henriette Kerrn-Jespersen, Region Hovedstaden

Biolog Steffen Damgaard Nielsen, Grontmij | Carl Bro A/S
Hydrogeolog Jesper Albinus, Grontmij | Carl Bro A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUME

I dette projekt er afprøvet en passiv vandprøvetager ved navn SorbiCell som alternativ til den traditionelle vandprøvetagning. Med SorbiCellen opnåedes en registrering af den gennemsnitlige koncentration af de ønskede forureningskomponenter over den 14-dages periode, som cellen var installeret i boringen. Sammenligningen af de to metoder blev gennemført i 7 filtre over en samlet periode på ca. 2,5 måned. I alt blev der i hvert filter gennemført 3 SorbiCell målinger og udtaget 3 vandprøver.

Resultaterne viste, at der er generel overensstemmelse mellem de forureningsniveauer, der måles med de to metoder. Endvidere ses større variation med vand-prøverne end med SorbiCellerne, hvor variationerne udjævnes over måleperioden, og endelig er SorbiCellens måleværdier ret niveauspecifikke.

INDLEDNING

Region Hovedstaden gennemfører monitoring af grundvandsforureninger på mange sager. Formålet med overvågningen er ofte at forbedre grundlaget for risikovurderingen, der har betydning for, om en sag prioriteres til oprensning, og hvornår den i så fald oprenses. Derfor tilstræbes størst mulig sikkerhed i risikovurderingen. Erfaring viser, at grundvandsanalyser varierer meget over tid, og det kan derfor være nødvendigt med mange monitoringsrunder for at kunne afgøre, om variationerne er et udtryk for en stigende/faldende tendens i resultaterne, eller om det blot er variationer som følge af årstidsvariation m.m.

Derfor besluttede Region Hovedstaden at afprøve en anden prøvetagningsmetode, der måler en gennemsnitlig koncentration over en given tidsperiode - uden at påvirke strømmingen i grundvandet. Det er en passiv prøvetager ved navn SorbiCell, der er udviklet af det danske firma Sorbisense.

Region Hovedstaden har afprøvet SorbiCellen på en lokalitet i Rødovre, det alligevel skulle monitoreres. SorbiCell-metoden er sammenlignet med den traditionelle vandprøvetagning.

FORMÅL

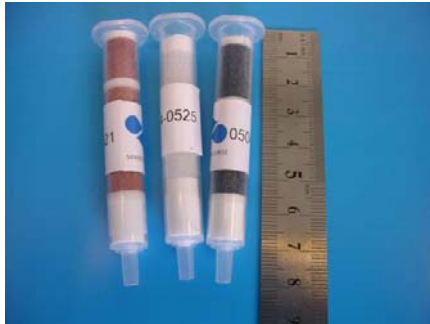
Formålet med projektet var:

- at afprøve den praktiske anvendelse af SorbiCellen
- at sammenligne resultaterne fra den passive sampler med resultaterne fra den traditionelle vandprøvetagning (aktiv prøvetagning).

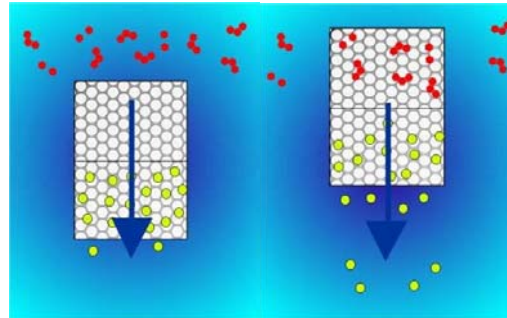
BESKRIVELSE AF SORBICELL-METODEN, UNDERSØGELSESTRATEGI OG LOKALITET

SorbiCell-metoden

En SorbiCelle er en prøvetagningsenhed, der anvendes til passiv prøvetagning af f.eks grundvand. Samleren er en ca. 8 cm lang kolonne, jf. figur 1, der indeholder et sorberende materiale tilpasset den forurening, der ønskes prøvetaget for. Samleren installeres i en boring, og når grundvandet passerer igennem SorbiCellen, adsorberes forureningen. Samtidig foregår en udvaskning af et sporsalt, der er proportionalt med den vandmængde, der passerer igennem SorbiCellen, jf. figur 2.



Figur 1. SorbiCell prøvetagningsenheder til analyse for forskellige stofgrupper.



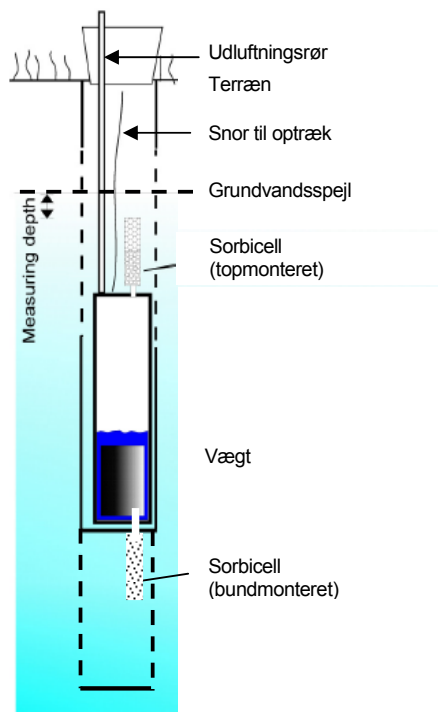
Figur 2. Principskitse, hvor forurening adsorberes i SorbiCellen, og sporsalt udvaskes proportionalt med vandgennemstrømningen

SorbiCellen tages op af boringen efter en fastlagt måleperiode (typisk fra 1-2 uger til 3 måneder). Cellen sendes til laboratoriet, hvor de forurenede stoffer ekstraheres og analyseres. Samtidig bestemmes svindet af sporsalt fra SorbiCellen. I laboratoriet beregnes derudfra mængden af vand, der er passeret igennem cellen. Herefter kan den gennemsnitlige koncentration af forureningsstoffer i måleperioden beregnes.

SorbiCellen kan anvendes til måling af chlorerede opløsningsmidler inkl. nedbrydningsprodukter, benzin- og oliekomponenter, pesticider, næringsstoffer og tungmetaller.

For at få vandet til at passere igennem SorbiCellen uden anvendelse af en pumpe, monteres SorbiCellen på et polyethylenrør, en såkaldt groundwater sampler, GWS. På figur 3 ses en GWS med en Sorbicell monteret i henholdsvis top og bund.

Montering vælges enten i top eller i bund, afhængigt af den vandsøjle, der er til rådighed. Sampleren er hul, lukket med propper i begge ender og forbundet til atmosfæren med en slange, således at der er atmosfæretryk inde i GWS'en. GWS'en er forsynet med en vægt, således at sampleren kan sænkes ned i den ønskede dybde under grundvandsspejlet.



Figur 3. Skitse af GWS og Sorbicell



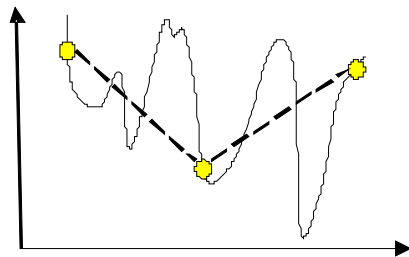
Figur 4. Foto af GWS og Sorbicell

Når GWS'en er placeret i den ønskede dybde medfører trykforskellen at grundvandet presses gennem SorbiCellen og langsomt fyldes GWS'en. Luften i GWS'en fortrænges til overfladen via den påmonterede luftslange. Under prøvetagningsperioden fyldes GWS'en med de ca. 0,5 liter vand, der løber igennem SorbiCellen. På figur 4 ses et foto af en GWS med en topmonteret SorbiCell klar til at blive monteret i en boring.

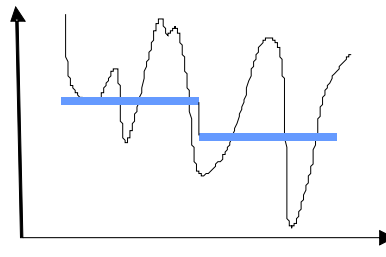
Grundvandets flowhastighed igennem SorbiCellen styres ved hjælp af kapillarer (modstande), som indskydes imellem SorbiCellen og GWS'en. Modstanden i kapillaren tilpasses afhængig af prøvetagningsperioden og dybden (trykket) under grundvandsspejlet, således at der i den forudbestemte prøvetagningsperiode vil strømme ca. 0,5 liter vand gennem SorbiCellen og fylde GWS'en.

SorbiCellen topmonteres på GWS'en ved prøvetagning i den øvre del af grundvandet dvs. fra 0,5 til 5 m under grundvandsspejlet. SorbiCellen bundmonteres ved prøvetagning i dybereliggende grundvand dvs. fra 2 m u.t. og dybere. SorbiCellen bør placeres mindst $\frac{1}{2}$ -1 meter under vand-spejlet. Den kan installeres i almindelige undersøgelsesboringer med en diameter på 63 mm eller mere. Prøvetagningen er forholdsvis niveauspecifik.

Måling med SorbiCellen afspejler et tidsvægtet gennemsnit. Hvor man ved traditionelle vandprøver får en punktmåling, der repræsenterer et øjeblikbillede, opnår man med en SorbiCelle at få et gennemsnit over en periode. Variationer som følge af f. eks sæsonudsving og nedbør udjævnes derfor med SorbiCell målingen. Dette er illustreret på figur 5 og 6.



Figur 5. Normale vandprøver giver et øjeblikbillede ved prøvetagningen.



Figur 6. SorbiCell-metoden giver et gennemsnit for installeringstiden.

Metoden kan bruges som alternativ eller som supplement til almindelige vandprøver og har en række fordele:

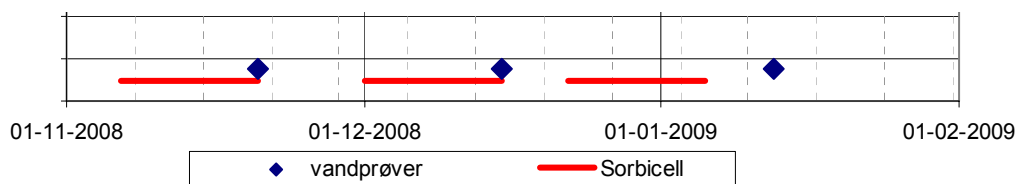
- Prøvetagning sker over et længere tidsrum fra f.eks 1-2 uger til 3 måneder.
- Vandprøver repræsenterer gennemsnit og ikke et øjeblikbillede.
- Potentiel reduktion af prøvefrekvens.
- Niveauspecifikke vandprøver.
- Sænk installation.
- Ingen brug for strøm og pumper.
- Ingen håndtering af glas og vand.
- In situ prøveudtagning uden behov for forpumpning.

Undersøgelingsstrategi

SorbiCellerne blev afprøvet på en forurenede lokalitet, hvor Region Hovedstaden alligevel skulle gennemføre en monitoringsrunde. Det blev besluttet at sammenligne SorbiCell målingerne med traditionelt udtagne vandprøver, velvidende at der ikke kan forventes samme resultat ved sammenligning af to fundamentalt forskellige prøvetagningsmetoder. SorbiCellerne blev afprøvet i 7 filtre fordelt i 5 borer (der var 3 filtersætninger i den ene boring). Filtrene blev valgt således, at forureningsniveauerne varierede fra få $\mu\text{g/l}$ op til ca. 800 $\mu\text{g/l}$ PCE. Filtrene repræsenterer også forskellig dybde under grundvandsspejlet, fra 1 meter til 11 m under grundvandsspejlet.

De to metoder blev sammenlignet på følgende måde:

Sorbicellerne blev installeret i 7 filtre i "uforstyrret" grundvand (uden forpumpning). Efter en måleperiode på 14 dage blev Sorbicellerne taget op og sendt til analyse. Derefter blev gennemført en traditionel vandprøvetagning med forpumpning (5 gange filtrets volumen) og samtidig måling af ilt, pH, temperatur, ledningsevne og redoxpotentiale. Vandprøverne blev sendt til analyse. Efter 1 uges pause uden aktivitet i borerne blev samme forløb gentaget med installation af Sorbicell i 14 dage, derefter renpumpning og udtagning af traditionelle vandprøver. Dette forløb blev gentaget i alt 3 gange, således at der for hvert filter haves 3 Sorbicell målinger og 3 traditionelt udtagne vandprøver. Tidsforløbet i prøvetagningsprogrammet fremgår af figur 7.



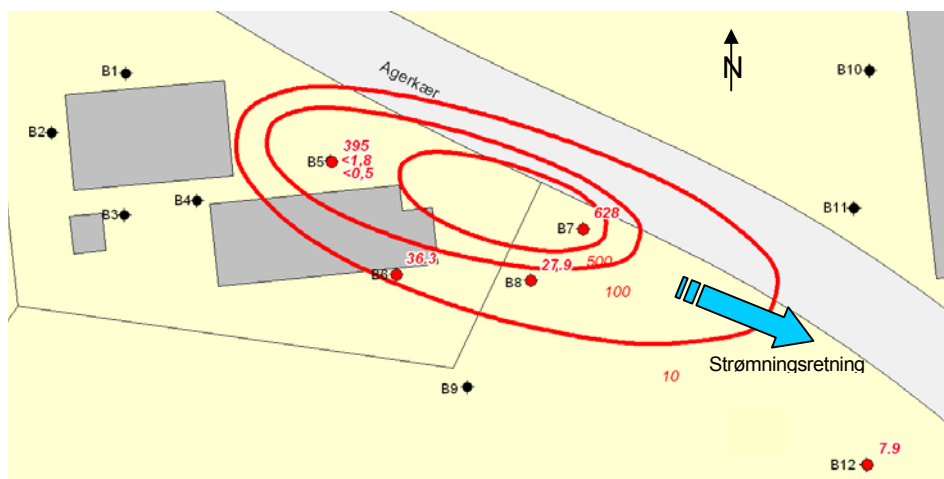
Figur 7. Tidsplan for prøvetagning.

SorbiCellen blev installeret i samme dybde i grundvandet som pumpen ved den traditionelle prøvetagning. Der blev anvendt en 12 V whalepumpe ifm. den traditionelle vandprøvetagning. Analyserne er gennemført hos henholdsvis Alcontrol (SorbiCellen) og Milana (vandprøven). Der er analyseret for chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter.

Forurening og lokalitet

SorbiCellen er afprøvet i forbindelse med monitoring på en ejendom i Rødovre. Der har på ejendommen været fællesvaskeri siden 1957. Fra 1975-1997 har der tillige været installeret rensemaskiner, hvor der har været anvendt tetrachlorethylen (PCE) som reneevæske. I dag er der alene vaskeri for beboerne i de omkringliggende højhuse.

Ved tidligere forureningsundersøgelser er der konstateret massiv jord- og poreluftforurening med PCE. Forureningen har spredt sig til det primære grundvandsmagasin beliggende i kalken ca. 7 meter under terræn. I de fleste af borerne er der frit vandspejl, da den øverste ca. halve meter er umættet. I de længere nedstrøms borer er undersiden af moræneleret til dels nede under vandspejlet, hvorved der altså er gradvis mere spændte magasinforhold i østlig retning, jf. situationsplan i figur 8, hvoraf også forureningskonturerne fra én af de tre SorbiCell-målinger fremgår.



Figur 8. Placering af borer samt SorbiCell-målinger i perioden 2. til 16. december 2008. I boring B5 er placeret 3 filtre. ($\mu\text{g/l}$ PCE).

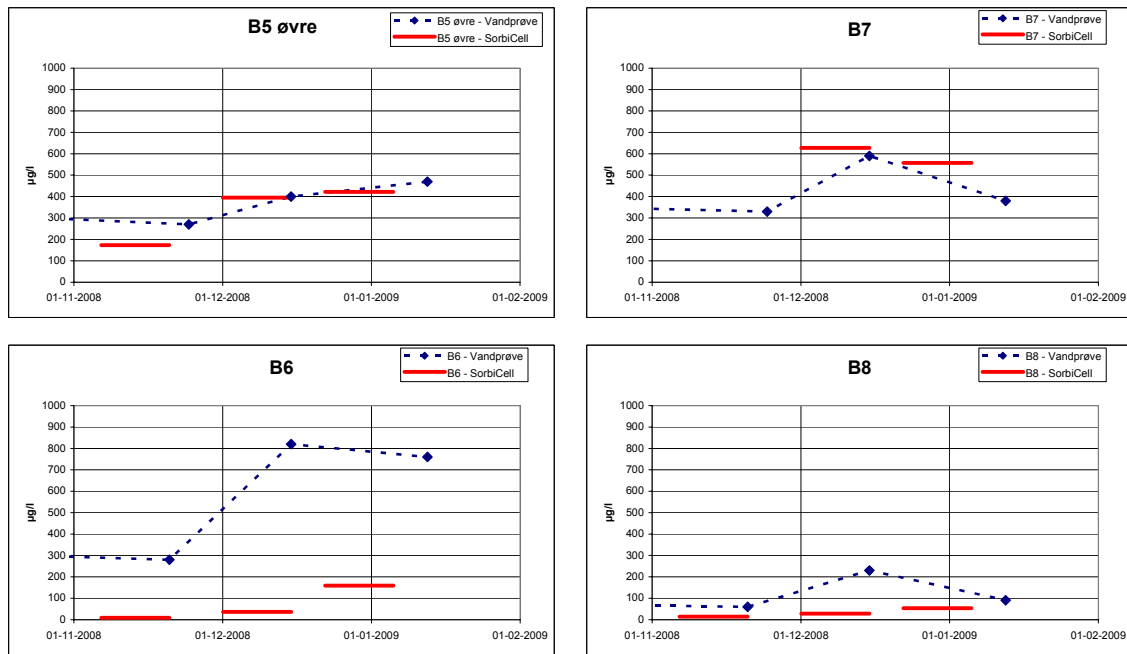
De 5 borer, der har været anvendt til afprøvning af SorbiCellen er markeret på figuren med rød (Boring B5, B6, B7, B8 og B12). Boring B5 er filtersat i 3 niveauer.

Grundvandsforureningen består primært af PCE, da nedbrydningsforholdene er meget ringe.

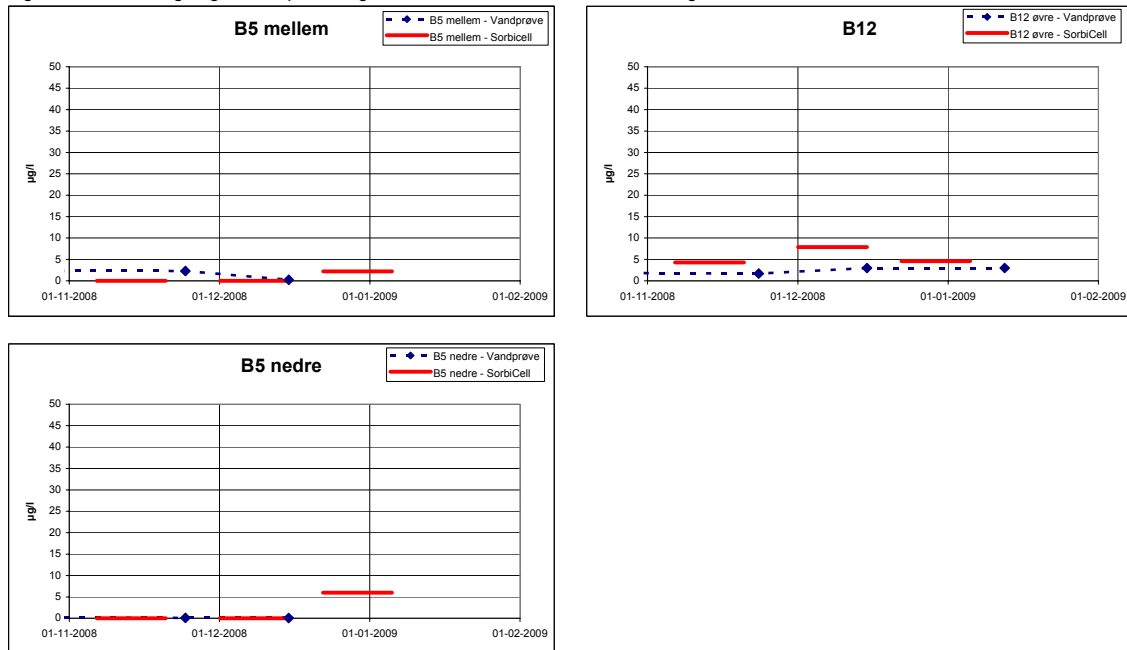
RESULTATER

Resultaterne for PCE er afbildet som tidsserier i diagrammer på figur 9A ($> 10 \mu\text{g/l}$ PCE) og 9B ($< 10 \mu\text{g/l}$ PCE). De øvrige chlorerede opløsningsmidler (TCE, Cis-DCE og VC) findes i lave koncentrationer eller under detektionsgrænserne og er derfor ikke sammenlignet.

Figur 9A. Sammenligning af vandprøver og Sorbiceller i 4 filtre med højt forureningsniveau



Figur 9B. Sammenligning af vandprøver og Sorbiceller i 3 filtre med lavt forureningsniveau



3 af de 7 filtre findes i boringer, der er placeret i kanten af forureningsfanen (B12) eller som afgrænser forureningen i dybden (boring B5 nedre og B5 mellem). Forureningsniveauet i disse filtre er derfor lavt, under 10 µg/l PCE. Dette lave niveau genfindes med begge prøvetagningsmetoder, jf. figur 9B.

I de 4 filtre, der er placeret mere centralt i forureningsfanen, ses større forskelle i resultaterne fra de to prøvetagningsmetoder. Koncentrationen af PCE i de traditionelle vandprøver ses også at variere imellem de enkelte monitoringsrunder, hvor de højeste værdier findes skiftevis i B6 og B7, mens B5 også har høje indhold.

I boring B6, der ud fra strømningsretningen vurderes at være placeret udenfor det mest forurenede område af fanen, ses de traditionelle vandprøver at variere mellem 300 og 800 µg/l PCE i de 3 prøver, der er udtaget med knap 1 måneds mellemrum. I samme periode måles forureningsniveauer med SorbiCellerne væsentligt lavere, op til 200 µg/l.

I boring B5 øvre, der er placeret centralt i forureningsfanen måles et forureningsniveau på 300-500 µg/l PCE med vandprøverne og et forureningsniveau på mellem ca. 200-400 µg/l PCE med SorbiCellerne.

Koncentrationen af PCE i SorbiCellerne varierer noget fra gang til gang, dog mindre end vandprøverne. Den højeste koncentration af PCE i SorbiCell-målingen findes konsekvent i B7, og den næsthøjeste værdi findes konsekvent i B5. Derimod er der en størrelsesorden lavere værdier i B6, dog stigende igennem perioden.

DISKUSSION

I de 3 filtre med koncentrationer under 10 µg/l PCE (B5 mellem, B5 nedre og B12) ses meget fin overensstemmelse mellem de to prøvetagningsmetoder.

I det øvre filter i boring B5 (første diagram i figur 9A) stemmer værdierne for de to metoder henholdsvis ved traditionelle vandprøver og ved SorbiCeller godt overens. Begge metoder viser høje koncentrationer på samme niveau og en let stigende tendens over perioden. Stigningen kan skyldes, at der ved pumpning og udtagning af de traditionelle vandprøver tiltrækkes kraftigere forurenede vand til boringen, fra siden eller fra oven, men stigningen kan også blot skyldes varierende værdier.

I boring B6 ses høje indhold i vandprøverne og lave(re) ved brug af SorbiCellerne. Der ses en stadigt stigende tendens med SorbiCellerne, mens vandprøverne efter en kraftig stigning viser det samme niveau, som er ca. 5 gange højere end den højeste SorbiCell værdi. Årsagen er ukendt, men det vurderes, at der under pumpningen trækkes kraftigt forurenede vand til boringen ved prøvetagningen, evt. fra sprækker i kalken, hvilket ikke sker ved SorbiCell målingerne, hvor der ikke pumpes.

Den stigende tendens i SorbiCellerne kan i så fald forklares ved, at den kraftigere forurening, som er trukket til ved pumpning, forbliver i boringen eller dens nærhed, og derved, efter fortynding i det strømmende grundvand, slår ud som højere SorbiCell værdier, jo flere gange der er pumpet i boringen i forbindelse med udtagning af traditionelle vandprøver.

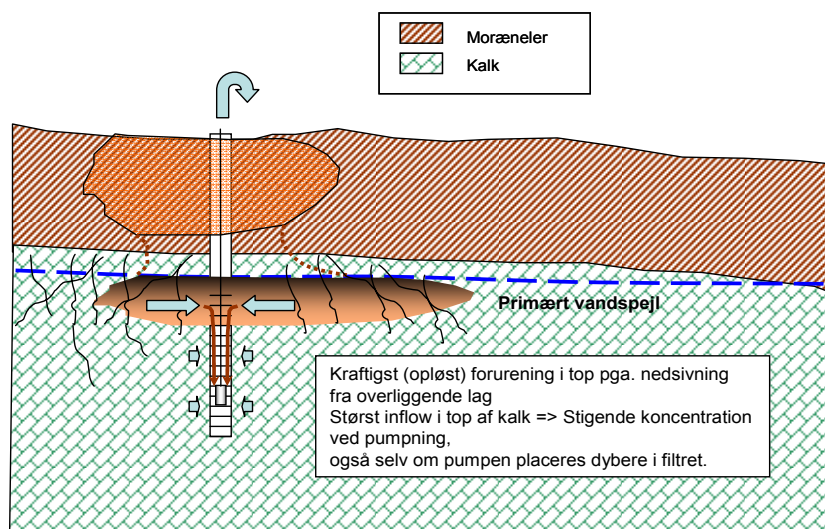
I boring B7 er der en ret god overensstemmelse mellem de to metoder med et højt sammenligneligt niveau og en faldende tendens i de sidste to prøver. Ved den første SorbiCelle måling var boringen desværre dækket af jord og kunne ikke findes.

I boring B8 ses der i vandprøverne en kraftig stigning til 4 x højere niveau ved 2. prøve og derefter et kraftigt fald. Sorbicellerne viser en jævn stigning og forklaringen skønnes at være den samme som for B6, dvs. pumpning og tiltrækning af stærkere forurenede vand.

Sammenfattende opnås samme størrelsesorden af resultater ved de to prøvetagningsmetoder, der er fundamentalt forskellige.

Forskellige analyseværdier fra prøvetagning henholdsvis ved traditionelle vandprøver og ved SorbiCell metoden må forventes i de tilfælde, hvor der er en lagdeling af forureningen i boringen eller i dens umiddelbare nærhed, samt hvis boringen er placeret perifert i forureningsfanen, dvs. lige inden for eller lige uden for forureningsfanen.

Eksempelvis kan man forestille sig, at hovedparten af indstrømningen i et 2 eller 3 m langt filter vil kunne ske i den øverste meter eller i en afgrænset sprække. Hvis der samtidig er mest forurenede i toppen af kalkmagasinet, vil der ved pumpning nær bund af boring ske en strømning fra top af filter (hvor der er indstrømning) ned i retning af filterets bund, således at det lavere forureningsniveau, der var nær bunden, hurtigt bliver til et højt niveau, svarende til forureningsniveauet i toppen af boringen/magasinet, jf. vertikal skitse af boring i figur 10. I princippet kan en prøve omvendt blive fortyndet, såfremt der trækkes mindre forurenede vand til filteret.

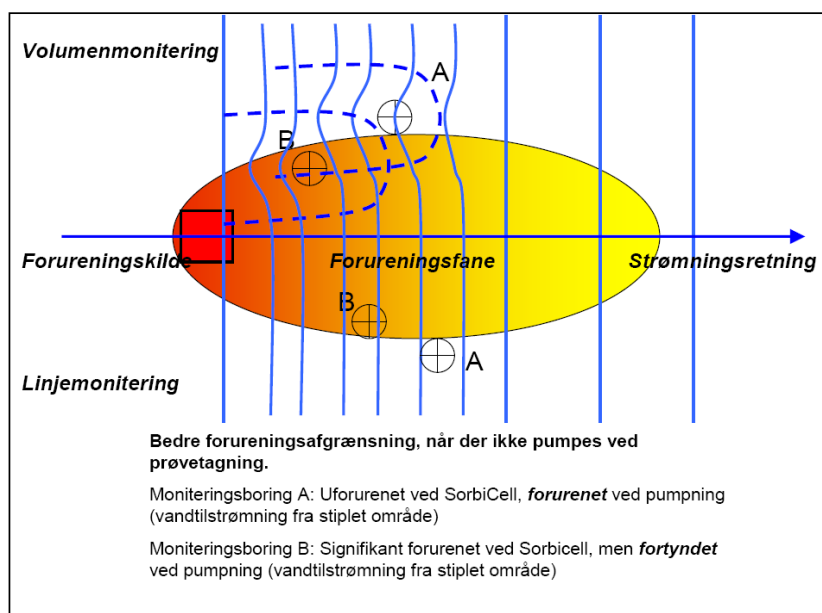


Figur 10. Pumpning i et filter med lagdelt forurening tiltrækker forurening. Mulig forklaring på de forskellige analyseresultater i B6 ved de to metoder.

Resultaterne indikerer således, at der godt kan være en lagdeling i vandkvaliteten omkring boringerne, dvs. ved almindelig prøvetagning kan der være stor risiko for at overvurdere den vertikale udbredelse af en forureningsfanen, idet man kan være fristet til at antage, at forureningen findes over hele filterlængden. Med udgangspunkt i den generelle viden om lokaliteten vurderes dette at være en sandsynlig forklaring på de observerede forskelle i boring B6 mellem traditionelle vandprøver og SorbiCeller.

En nærmere afklaring af forholdet vil kun dårligt kunne ske ved pumpning i flere niveauer, da balancen let forstyrres, og reelt er det oplagt, at det kun er en multilevelsamplere, der vil kunne vise sammenhængen. Hvis en flowlog blev udført, vil det yderligere kunne dokumentere ovennævnte tese om, at hovedparten af indstrømningen sker i en meget afgrænset (og ret forurenede) zone.

Nedenstående forhold vist på figur 11, viser i realiteten samme problemstilling, blot horisontalt i planen i stedet for vertikalt. Figuren viser, hvorledes resultaterne fra de to metoder varierer afhængig af, hvorvidt boringen er placeret lige inden for eller lige uden for forureningsfanen. De forskellige analyseværdier ved de to metoder i boring B6, vurderes i højere grad at skyldes vertikal lagdeling i boringen, end horisontale koncentrationsforskelle, da der ved renpumpningen kun er pumpet mindre vandmængder fra et relativt lille volumen omkring boringen.



Figur 11. Forskelle ved volumenmonitering (traditionelle vandprøver) og liniemonitering (SorbiCeller).

Økonomi

Ved anvendelse af SorbiCeller spares tid, da der ikke gennemføres en renpumpning forud for installering af SorbiCellen. I dette projekt tog det 1,5 time at lokalisere borerne på ejendommen i Rødovre og installere 6 SorbiCeller inklusiv Sorbisense's "oplæring" af en tekniker. Det betyder, at en tekniker på én arbejdsdag kan installere SorbiCeller i et stort antal borer, og hurtigere end det er muligt at udtage traditionelle vandprøver. SorbiCell-metoden betyder altså reduceret tekniker tid i felten i forbindelse med prøvetagningen.

En SorbiCell koster på nuværende tidspunkt omkring 300 kr. SorbiCellen sendes til analyse hos Alcontrol. Prisen for ekstrahering og analyse af chlorerede opløsningsmidler inklusiv nedbrydningsprodukter samt at bestemme mængden af sporsalt, der er udvasket fra cellen, er omkring 2.100 kr. Derudover skal påregnes udgifter til indkøb af grundvandssampleren, der nedsænkes i

boringerne. Prisen for grundvandssampleren er godt 1300 kr. Grundvandssampleren kan genanvendes efter rengøring.

Analyseprisen for chlorerede opløsningsmidler inkl. nedbrydningsprodukter for SorbiCellen er ca. 4 gange dyrere end analyseprisen for en almindelig vandprøve. En overslagsberegning viser, at en målerunde med en SorbiCelle koster ca. 2-3 gange mere end den traditionelle vandprøve. I beregningen er medtaget udgifter til arbejdstid på lokaliteten, pumpe, SorbiCell, grundvands-sampler og analysepris.

Til gengæld er resultaterne af de to metoder også forskellige, idet SorbiCellen giver et gennemsnit over en længere tidsperiode, hvor den traditionelle vandprøve er en punktmåling. Såfremt der ønskes et gennemsnit baseret på de traditionelle vandprøver, så kræver det flere målerunder, hvorved prisforskellen imellem metoderne hurtigt reduceres, og SorbiCellen kan blive økonomisk attraktiv.

En gennemsnitlig afgrænsende undersøgelse i Region Hovedstaden koster omkring 350.000 kr. og indeholder typisk 10 filtersatte boringer. Såfremt grundvandet analyseres med SorbiCeller i stedet for traditionelle vandprøver, forøges den samlede pris for undersøgelsen med ca. 25.000 kr. (hvis der skal investeres i GWS) og ca. 12.000 kr., hvis GWS kan genbruges fra andre undersøgelser.

Det må forventes, at analyseprisen af SorbiCellerne vil falde i takt med at et stigende antal SorbiCeller sendes til laboratoriet.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

SorbiCellen blev anvendt i 7 boringer. I boringer med lave forureningsniveauer (PCE under 10 µg/l) er der fin overensstemmelse mellem standard vandprøverne og SorbiCellerne. I boringer, hvor PCE er målt i koncentrationer op til ca. 800 µg/l, er der målt nogenlunde samme forureningsniveau med de to forskellige prøvetagningsmetoder. I en af boringerne ses betydelig forskel i de målte niveauer (væsentlig højere vandprøveresultater). Der ses også betydelig variation i de traditionelt udtagne vandprøver. En forklaring kan være, at der ved pumpning trækkes mere forurenede vand til boringen. Forskellene kan også skyldes, at den ene måling er punktmålinger, og den anden er en gennemsnitlig koncentration.

Generelt var variationerne imellem SorbiCell målingerne mindre, end variationerne imellem de traditionelle vandprøver. Alt andet lige giver det et meget troværdigt indtryk af resultaterne opnået med SorbiCellen.

Samlet er det Region Hovedstadens vurdering, at SorbiCellen er let at håndtere/installere på lokaliteten og at den giver pålidelige måleresultater. En væsentlig fordel er, at SorbiCellen måler en gennemsnitlig koncentration over en tidsperiode uden at påvirke strømmingen i grundvandet. Udsving i koncentrationer som følge af sæsonvariationer, nedbør mm. udjævnes ved anvendelse af SorbiCellen, hvilket er en fordel, da disse variationer sjældent har betydning for risikovurderingen.

SorbiCellen er fortsat relativ uafprøvet i forbindelse med undersøgelser på forurenede grunde. Derfor så Region Hovedstaden en fordel i at afprøve SorbiCellen på en sag, hvor forureningens udbredelse og styrke allerede var kendt. Resultaterne ser lovende ud, og kombineret med det dokumentationsmateriale, der foreligger om metoden, vil Region Hovedstaden tage metoden i

anvendelse på flere sager. Dels andre monitoringsager, men den kan også være velegnet i andre sagstyper f.eks ved afgrænsende forureningsundersøgelser, ved overvågning af effekten af afværgeforanstaltninger samt ved kortlægningsundersøgelser. Indtil der haves mere erfaring med metoden og indtil det igangværende akkrediteringsarbejde er afsluttet betragtes metoden som et screeningsværktøj på linje med MIP-sonderinger og poreluftscreeninger, hvor der suppleres med akkrediterede analyser.

Region Hovedstaden træffer beslutning om, hvilke sager der skal prioriteres til oprensning på baggrund af risikovurderinger, der i dag baseres på blandt andet vandprøver, altså punktmålinger. Region Hovedstaden lægger stor vægt på at prioritere de forureninger først, der udgør den største risiko. Det er derfor en fordel, at undersøgelsen baseres på gennemsnitlige koncentrationer frem for meget varierende punktmålinger, som kan "forstyrre" vurderingen af forureningsrisikoen. Region Hovedstaden forventer derfor, at SorbiCell målinger forbedrer beslutningsgrundlaget for hvilke sager, der skal oprenses, alternativt nedprioriteres eller eventuelt lukkes.

Region Hovedstaden har stor fokus på at basere risikovurdering og prioritering på forureningsfluxen væk fra en forurennet grund. En fluxberegning baseret på gennemsnitsmålinger (opnået med SorbiCellen) vil formentlig give et mere retvisende billede af fluxens størrelse i forhold til at basere den på traditionelle vandprøver, der giver øjebliksbilleder.

Der er derfor igangsat et projekt omkring udvikling af en multilevel sampler med SorbiCeller, der kan give niveauspecifikke prøver fra flere niveauer samtidigt. Planen er, at multilevel samplern kan anbringes i et boringstransekt. Derved fås en gennemsnitskoncentration i flere specifikke niveauer i samme boring i et tværsnit af forureningsfanen, uden at strømmingen forstyrres ved pumpning. Multilevel samplern forventes at kunne danne et bedre grundlag for fluxberegninger. Sorbisense udvikler multilevel samplern i et projekt, hvor også Grontmij I Carl Bro og Region Hovedstaden deltager. Projektet er støttet af By- og Landskabsstyrelsen under tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi. Projektet forventes afsluttet ultimo 2009.

REFERENCER

Region Hovedstaden. Ruskær 34, 2610 Rødovre. Monitorering af forureningsfane og afprøvning af passiv sampler. Grontmij I Carl Bro A/S april 2009 (udkast).

BESTEMMELSE AF FLUX VED FORURENINGSUNDERSØGELSER: MULIGHEDER OG BEGRÆNSNINGER

Professor Poul L. Bjerg, DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUMÉ

Artiklen diskuterer inddragelse af forureningsflux ved forureningsundersøgelser. Bestemmelse af forureningsflux involverer ofte ekstra borer og analyser, så fordele og ulemper skal opvejes i hver sag. I de fleste tilfælde vil risikovurderingen af den enkelte forureningskilde forbedres, og der skabes viden, som kan bruges på oplandsskala til at foretage prioriteringer mellem undersøgelser og indgreb på forskellige lokaliteter. Forureningsflux kan også anvendes til forbedret vurdering af afværgetiltag, hvor sammenhængen mellem kildeoprensning og forureningsflux er et af de spændende udviklingsområder.

INDLEDNING

Forureningsflux har i gennem flere år været anvendt som et supplement til de traditionelle kvalitetskriterier ved risikovurderinger. Der er dog stadig en række uafklarede punkter omkring de forskellige metoders anvendelighed (Tuxen et al., 2006, 2007). Et centralt spørgsmål ved anvendelse af forureningsflux er de tilknyttede usikkerheder. Hvilke parametre er centrale for at bestemme forureningsfluxen, og hvor er usikkerhederne?

Fluxbestemmelser kan også anvendes i forbindelse med et afværgetiltag, hvor fluxvurderinger kan være et af flere oprensningkriterier. Der eksisterer enkelte danske erfaringer, men metoden er ikke anvendt systematisk. Der er også meget fokus på vurdering af effekten af afværgetiltag. Det centrale spørgsmål er sammenhængen mellem fjernelsen af forureningskilden og reduktionen i koncentrationer eller forureningsflux nedstrøms. Det kan både være relevant på lokal skala og på større skala nedstrøms flere forureningskilder.

I dette indlæg vil der kort blive redegjort for baggrunden for at anvende fluxbestemmelser og perspektiverne i forhold til afværgetiltag. Der vil også blive givet en oversigt over igangværende forsknings- og udviklingsprojekter på DTU Miljø relateret til bestemmelse af forureningsflux. Beskrivelse af metoder og vurdering af usikkerheder vil ikke blive behandlet her. Der henvises til Tuxen et al. (2006, 2007) og , samt supplerende materiale på sara.env.dtu.dk.

HVORFOR SKAL MAN MÅLE FORURENINGSFLUX? (delvist fra Bjerg, 2002, 2006)

Faste grundvandskvalitetskrav er det bærende element i den risikovurderingsmodel, der er beskrevet i Miljøstyrelsen (1998). Det er derfor nærliggende ikke mindst ved få data at basere en vurdering af kildestyrken på stofkoncentrationer, og dernæst bruge dette som et mål for risikoen. Dette er desværre ikke altid hensigtsmæssigt, da koncentrationsbaseret kildestyrkevurdering ikke altid giver et mål for den reelle påvirkning af grundvandsmagasinet. Lokalt kan en høj koncentration være kritisk (fx toksisk effekt), men påvirkningen af grundvandsmagasinet afhænger af *massefluxen* af det forurenende stof væk fra kilden. En høj kildekonzentration vil ikke altid føre til et større problem nedstrøms kilden. Der bør derfor inddrages flere supplerende mål for kildestyrken i en risikovurdering fx:

- Et grundvandskvalitetskrav (som nu, Miljøstyrelsen, 1998)
- Koncentrationen af forurenende stoffer i hotspot
- Den samlede mængde af forurenende stoffer
- Masseflux af forurenende stoffer ud af kildeområdet

Det er umiddelbart enklest at måle *koncentrationen i kilden*, hvis den er lokaliseret. *Den samlede mængde af forurenende stoffer* kan være en meget vanskelig størrelse, ikke mindst hvis der er komplekse kildeområder eller frie faser af fx. opløsningsmidler. Forureningsfluxen kan være et nyttigt supplement, da den integrerer den samlede response fra forureningskilden. Hvis der er foretaget en afværge kan effekten efterfølgende bruges til at vurdere effekten af indgrebet. Ved en del større oprensninger er der fastsat oprensningsmål, som inkluderer en reduktion i masseflux. Bestemmelse af forureningsfluxen øger dermed sikkerheden i både undersøgelser og oprensning. Samtidig opnås et bedre mål for påvirkning af grundvandsmagasinet, som kan bruges til prioritering mellem forureningskilder på oplandsskala (Troldborg et al., 2008). Samlet vil beslutningstagere have et bedre grundlag for at træffe beslutninger om indgreb på en lokalitet.

MASSEFJERNELSE OG UDVIKLING I FORURENINGSFLUX

I de seneste år har masseflux reduktion efter en oprensning været genstand for meget opmærksomhed forskningsmæssigt, da flere har arbejdet på sammenhænge mellem reduktion i masse og den resulterende forureningsflux (fx Falta et al., 2005).

Det er velkendt, at udviklingen i fjernet masse ved en oprensning ofte følger en eksponentielt aftagende funktion (figur 1), så det er forholdsmæssigt dyrt at fjerne den sidste del af forureningen. Forventningen er, at massefjernelse over tid vil afhænge af kompleksiteten af forureningen og geologien i kildeområdet (Også kaldet complexity of source zone architecture). Jo mere komplekse forhold jo længere oprensningstid. Tilsvarende vil koncentrationen også typisk aftage med tid (figur 1). Under idealiserede betingelser vil flowet gennem kilden være konstant, så forureningsfluxen og koncentrationen er identiske. Sammenhængen kan beskrives matematisk ved udvaskningsmodeller (Troldborg et al., 2008), som under idealiserede betingelser fører til en direkte lineær sammenhæng mellem massefjernelse og forureningsflux (Falta et al., 2005):

$$(1) \quad J = J_0 (M/M_0)$$

I virkelighedens verden er det ikke altid så simpelt, så der er introduceret en eksponent Γ .

$$(2) \quad J = J_0 (M/M_0)^\Gamma$$

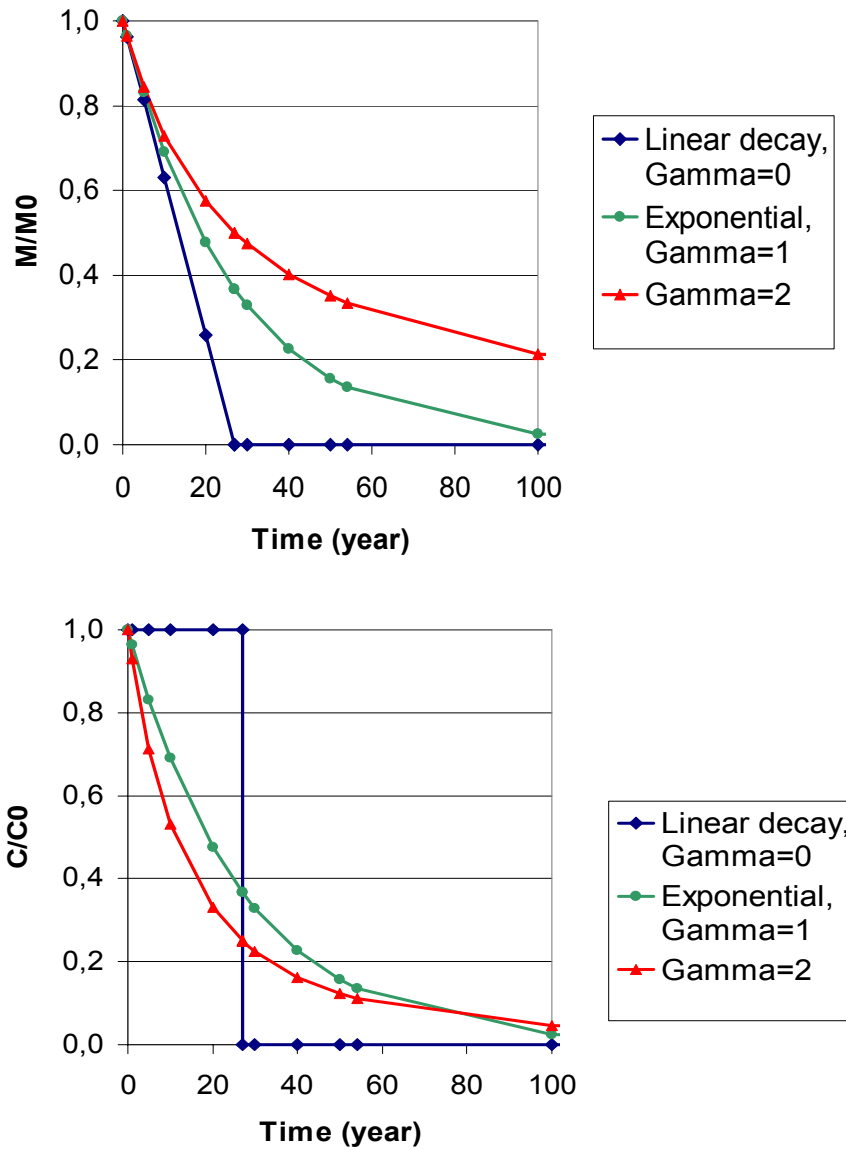
J er forureningsfluxen, index 0

M er massen af forurening

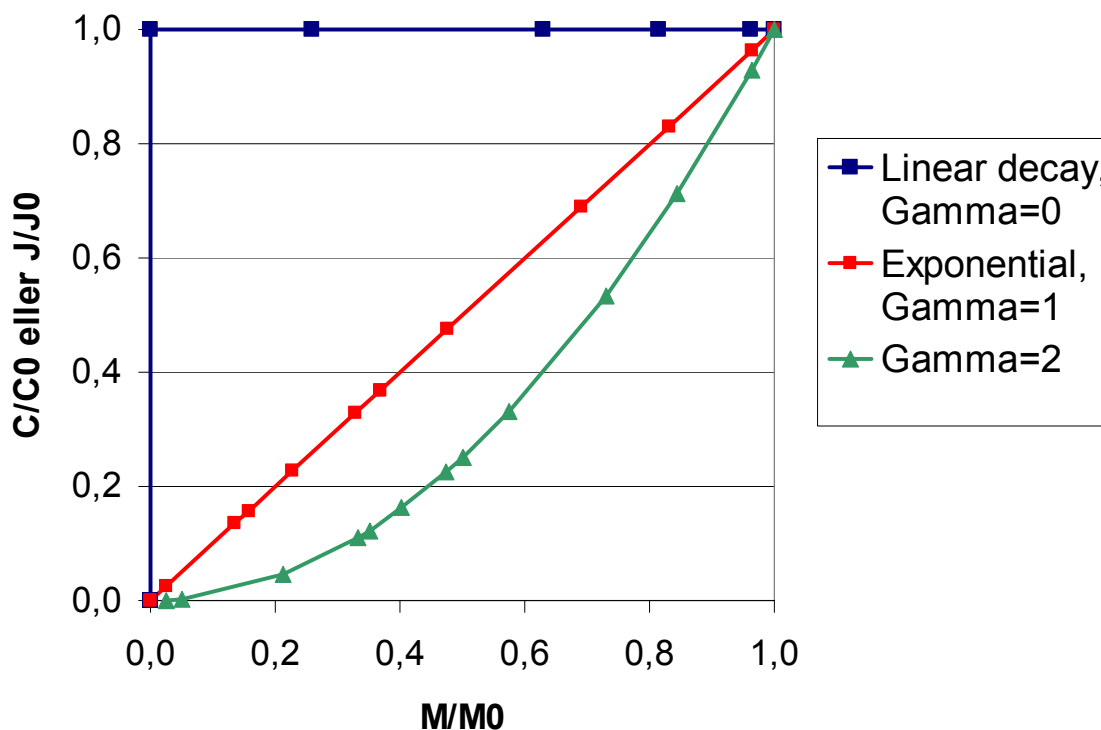
For en eksponentiel aftagende kildefunktion er Γ lig 1, og vi får igen ligning 1). For en lineær massefjernelse, vil Γ være lig 0, så fluxen er konstant over tid indtil kilden er udvasket. De to situationer er illustreret i figur 2. Der er også vist en situation, hvor eksponenten Γ er større, hvilket kan fortolkes som en situation med større heterogenitet og deraf følgende længere oprensningstid.

Sådanne matematiske sammenhænge kunne anvendes til forudsigelse af effekten af en oprensning (Falta, 2008), og de ville være meget nyttige for beslutningstagere. Værdien af sådanne modeller vil dog kræve, at de er troværdige, og at de nødvendige parametre kan for-

udsiges. Dette er i øjeblikket genstand for diskussion i den internationale litteratur (fx DiFilippo og Brusseau et al., 2008).



Figur 1 Forureningsmasse (øverst) og koncentrationen (nederst) som en funktion af tiden.



Figur 2: Sammenhæng mellem fjernelse af forureningsmasse og koncentration/forureningsflux

PROJEKTER PÅ DTU MILJØ

I det følgende vil der blive givet en summarisk oversigt over igangværende projekter på DTU, som relaterer sig til bestemmelse af forureningsflux. Projekterne vil ikke blive beskrevet i deres helhed, men er tænkt som en appetitvækker. Indholdet i projekterne vil løbende blive afrapporteret på sara.env.dtu.dk.

Kvantificering af usikkerheder ved fluxbestemmelser

Til trods for at forureningsfluxbestemmelser vinder mere og mere indpas i forbindelse med forureningsundersøgelser, har der ikke hidtil været særlig meget fokus på, hvordan usikkerhederne på forureningsfluxen kan kvantificeres. I et ph.d.-projekt af Mads Troldborg arbejdes der på at udvikle en matematisk metode, der kan benyttes til at bestemme disse usikkerheder.

Bestemmelsen af forureningsfluxen gennem et tværsnit nedstrøms en punktkilde er forbundet med usikkerheder som alle andre metoder. Denne usikkerhed er især afhængig af variabiliteten i forureningskoncentrationerne og i de hydrauliske forhold ved tværsnittet. Flere studier har vist, at jo større denne variabilitet er desto større skal antallet af målepunkter være for at opnå et pålideligt estimat af forureningsfluxen. For langt de fleste punktkilder vil antallet af målinger i tværsnittet dog være relativt få, hvilket betyder, at de områder, som ikke måles i tværsnittet, kan have en væsentlig indflydelse på fluxbestemmelsen. Hvad der 'sker' mellem målepunkterne vil i høj grad være styret af, hvordan forholdene omkring forureningskilden opstrøms tværsnittet ser ud, samt hvordan de geologiske og hydrogeologiske forhold er ved

lokaliteten. Disse forhold er dog i de fleste tilfælde ikke særlig godt kendt. Der vil ofte blive anvendt antagelser om simple forhold (isotropi, planparallel strømning). Projektet stiler derfor også mod at kvantificere de forskelle, som valg af forskellige typer konceptuelle modeller for forureningsituationen og geologien kan have for den resulterende fluxbestemmelse.

Forureningsflux fra moræneler

Udsivningen fra moræneler af fx klorerede opløsningsmidler er en stor udfordring. I et projekt (2008-2009) for Miljøstyrelsen og Region Hovedstaden belyses dette ved hjælp af matematisk modellering. I projektet er udviklet en sprækkemodel, som kan tage højde for sekventiel anaerob dechlorering. Den er anvendt på tre danske morænelerslokaliteter. Ved alle lokaliteter vil der blive foretaget en vurdering af forureningsfluxen på baggrund af modelsimuleringer og data. Modellen simulerer også forløbet af en eventuel oprensning, så kurver, som vist i figur 1 og 2, kan etableres. Nogle af disse problemstillinger arbejdes der også med i forskningsprojektet REMTEC, Innovative **RE**mediation and assessment **TE**chnologies for contaminated soil and groundwater i perioden 2008-2011 (www.remtec.dk).

Flux og oprensning

I forbindelse med Regions Hovedstadens oprensning af lokaliteten ved Vestergade 5, Skuldelev, som er igangsat i efteråret 2008, er der udført en kortlægning af forureningsfluxen. Som et led i denne undersøgelse er der etableret et transekt ca. 80 m fra kildeområdet (F transektet), samt to nye boringer umiddelbart nedstrøms kilden. Forureningsituationen umiddelbart nedstrøms kilden bliver brugt til at forudsætte forureningsituationen i F-transektet. I projektets første fase i 2008 blev der etableret et datasæt for at belyse forholdene inden oprensningen er igangsat:

- Bestemmelse af redoxforhold, forurening med PCE, TCE, DCE, VC, ethen og ethan og omfang af anaerob dechlorering i F-transektet 80 m nedstrøms fra kilden.
- Beregne forureningsfluxen for summen af chlorerede ethener gennem F-tværsnittet baseret på en gennemsnitlig strømningshastighed.

I de næste faser vil den tidlige udvikling i koncentrationer og forureningsfluxen (for summen af chlorerede ethener og enkeltstoffer) blive vurderet ved monitoring i begge transekter. Resultatet vil blive vurderet i lyset af oprensningen i kildeområderne og relateret til den totale forureningsmasse i fanen. Bestemmelsen af forureningsfluxen vil blive forfinet ved detailmålinger af den vertikale fordeling af forureningen, stedsspecifikke strømningshastigheder og vurdering af sorptionens betydning.

Forureningsflux og overfladevand

Vandrammedirektive foreskriver god økologisk og kemisk kvalitet for overfladevand. Dette indebærer, at vurderinger af punktkilder på oplandskala måske i fremtiden ikke blot skal omfatte arealanvendelse og grundvandspåvirkning, men også risikoen for påvirkning af overfladevand (Bjerg et al., 2008). Det har skabt et behov for at udvikle metoder, som kan håndtere risikovurdering på oplandskala, hvor også overfladevand kan inddrages? Det forventes at, fluxbestemmelser her kan blive meget centrale for at vurdere grundvandets påvirkning på overfladevand, da omfanget af påvirkningen ofte vil være styret af forholdet mellem forureningsflux og størrelsen af strømmingen i fx et vandløb. I forskningsprojektet Riskpoint, "Assessing the risks posed by point source contamination to groundwater and surface water resources", arbejdes der i perioden 2008-2011 med disse problemstillinger (Binning, 2008, www.risk-point.dk).

KONKLUSION

Forureningsflux er ved at vinde indpas som et supplement til koncentrationsmålinger ved forureningsundersøgelser. Forureningsfluxen kan både anvendes ved risikovurdering på lokal skala og prioritering af forureningskilder på oplandsskala. Der foregår en række udviklingsprojekter på DTU Miljø for at belyse metodens potentiale og få en bedre vurdering af bl.a. usikkerheder. Styrket fokus på den forventede massefjernelse og forureningsflux over tid er vigtig for at opstille realistiske forventninger til effekten af en oprensning. Sammenkædning af forureningsflux med massefjernelse ved afværgeforanstaltninger har stor international interesse, og kan blive et vigtigt fremtidigt element i planlægning af en afværge.

REFERENCER

- Binning, P. (2008). RISKPOINT - Assessing the risks posed by point source contamination to groundwater and surface water resources, ATV Jord og Grundvand, Forurenede grunde og overfladevand: Udfordringer og samarbejder, Schæffergården, Gentofte, 20. november 2008.
- Bjerg, P.L. (2002): Hvordan skal vi vurdere risikoen fra en punktkilde? In: Undersøgelingsstrategier, ATV møde, Schæffergården 21. november 2002, pp. 39-45. ATV Jord og Grundvand, Kgs. Lyngby.
- Bjerg, P.L. (2006): Risikovurdering af punktkilder i forhold til grundvandsressourcen? In: Risikovurdering - hvad gør vi, når JAGG ikke slår til? Schæffergården 26. april 2006, pp. 33-44. ATV Jord og Grundvand, Kgs. Lyngby.
- Bjerg, P.L., Malaguerra, F. & Binning, P.J. (2008): Påvirker grundvandsforurening med chlorerede opløsningsmidler og andre stoffer overfladevand? In: Forurenede grund og overfladevand: Udfordringer og samarbejder, Schæffergården, Gentofte 20. november 2008, pp. 9-16. ATV Jord og Grundvand, Kgs. Lyngby.
- DiFilippo, E. L. and Brusseau, M. L., 2008. Relationship between mass-flux reduction and source-zone mass removal: Analysis of field data. *Journal of Contaminant Hydrology*, 98(1-2): 22-35.
- Falta, R. W., 2008. Methodology for comparing source and plume remediation alternatives. *Ground Water*, 46(2): 272-285.
- Falta, R. W., Rao, P. S., and Basu, N., 2005. Assessing the impacts of partial mass depletion in DNAPL source zones - I. Analytical modeling of source strength functions and plume response. *Journal of Contaminant Hydrology*, 78(4): 259-280.
- Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind, Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 6.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., and Bjerg, P.L. (2008): Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale, *Journal of Contaminant Hydrology*, 101, 14-28.
- Tuxen, N., Troldborg, M., Binning, P.J., Kjeldsen, P. & Bjerg, P.L. (2006): Risikovurdering af punktkilder. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt, Kgs. Lyngby.
<http://www.er.dtu.dk/publications/fulltext/2006/MR2006-219.pdf>
- Tuxen, N., Troldborg, M., Kofoed, J.L.L., Raun, K.D., Binning, P.J. & Bjerg, P.L. (2007): Forureningsflux fra en TCE-forurenede lokalitet: Sammenligning af metoder. In: Vintermøde om jord- og grundvandsforurening, Vingstedcentret 6.-7. marts 2007. Bind 1, pp. 23-34. ATV Jord og Grundvand, Kgs. Lyngby.

BRUGEN AF KONCEPTUELLE MODELLER
GENNEM UNDERSØGELSESFORLØBET, DATAPRÆSENTATION,
BRUG AF EDB-VÆRKTØJER OG VURDERING AF USIKKERHEDER

Fagchef, civilingeniør Anders G. Christensen, NIRAS A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

BAGGRUND

Brugen af konceptuelle modeller i forbindelse med jord- og grundvandsforurening blev introduceret af forskere ved bl.a. University of Waterloo, gennem deres arbejde med klorerede opløsningsmidler (DNAPL) /ref. 1/. Senere er der også udarbejdet metoder til opstilling af konceptuelle modeller for olie-forureninger (LNAPL) /ref. 2/. I dag vurderes det således, at de væsentligste transportmekanismer i jordmiljøet for både DNAPL- og LNAPL-forureninger er tilstrækkeligt videnskabeligt undersøgt til, at det er muligt at opstille brugbare konceptuelle modeller.

I de senere år er der i både Danmark, men specielt i USA, et øget fokus på sager, hvor der potentielt kan ske en transport af flygtige organiske stoffer (DNAPL og LNAPL) fra jorden og op igennem bygningskroppen - og dermed til indeklimaet. Denne type af stoftransport er endnu ikke helt forstået rent videnskabeligt, men det nuværende stade af forståelse er afspejlet i en række nye vejledninger fra USA /ref. 3 og 4/.

HVAD ER EN KONCEPTUEL MODEL?

De eksisterende konceptuelle modeller for både LNAPL- og DNAPL-forureninger er udarbejdet med udgangspunkt i de laboratorieforsøg, feltforsøg, modelberegninger samt praktiske observationer, der er gjort på tusinder af forurenede grunde. Disse modeller og forståelsen af dem udgør det videnskabelige fundament, hvorpå vi både udfører undersøgelser, risikovurderer og vurderer behov for eventuelle afværgeforanstaltninger. For hver lokalitet kan der således allerede på et meget indledende stade opstilles en konceptuel model, og denne model revideres herefter løbende i takt med, at der fremkommer nye data.

EKSEMPLER PÅ KONCEPTUELLE MODELLER

Eksempler på konceptuelle modeller for hhv. DNAPL- og LNAPL-forureninger er vist på figur 1 og 2. For begge modeller er der tale om meget generaliserede modeller, der således skal tilpasses de helt lokale forhold på den enkelte grund med hensyn til såvel forureningskomponenter og deres fase-fordeling som geologi, hydrogeologi, arealanvendelse og recipienter.

På figur 3 er der vist et eksempel på en generel konceptuel model for sager, hvor der er risiko for påvirkning af indeklimaet ved afdampning af klorerede opløsningsmidler (DNAPL) fra grundvandet. Denne type af konceptuelle modeller for indeklimapåvirkninger er under stadig udvikling og sker i grænselandet mellem de traditionelle discipliner inden for jord- og grundvandsforurening og mere byggetekniske discipliner.

I dag findes der en lang række typer af specialsoftware til lagring og præsentation af de datatyper, der indsamles ved forureningsundersøgelser. Brugen af disse værktøjer på specielt lidt større og mere komplicerede sager giver mulighed for en løbende og hurtig revision af den konceptuelle model. Som eksempel er på figur 4 vist den tolkede udbredelse af klorerede opløsningsmidler i jorden, baseret på ca. 100 boringer.

Endelig kan den samlede forureningssituation visualiseret i 3D yderligere bearbejdes, således at fx et historisk forløb eller et planlagt afværgetiltag kan præsenteres som en egentlig film. Et eksempel herpå kan findes på Regions Hovedstadens hjemmeside /ref. 5/.

KONKLUSION

Konceptuelle modeller er i dag udarbejdet for bl.a. forureninger med LNAPL og DNAPL, og der findes internationale standarder for, hvordan de udarbejdes og bruges. Anvendelsen af dagens avancerede 3D-visualiseringsprogrammer muliggør en meget effektiv løbende revision af den konceptuelle model for en given grund. Samtidigt kan behovet for nye data løbende vurderes på en rationel måde.

I dag er der ikke noget specifikt krav til, at forureningsundersøgelser skal omfatte brugen af konceptuelle modeller, men med den kompleksitet, som oftest kendetegner forureningssager med specielt klorerede opløsningsmidler, bør det overvejes, om ikke dette skal være et krav.

REFERENCER

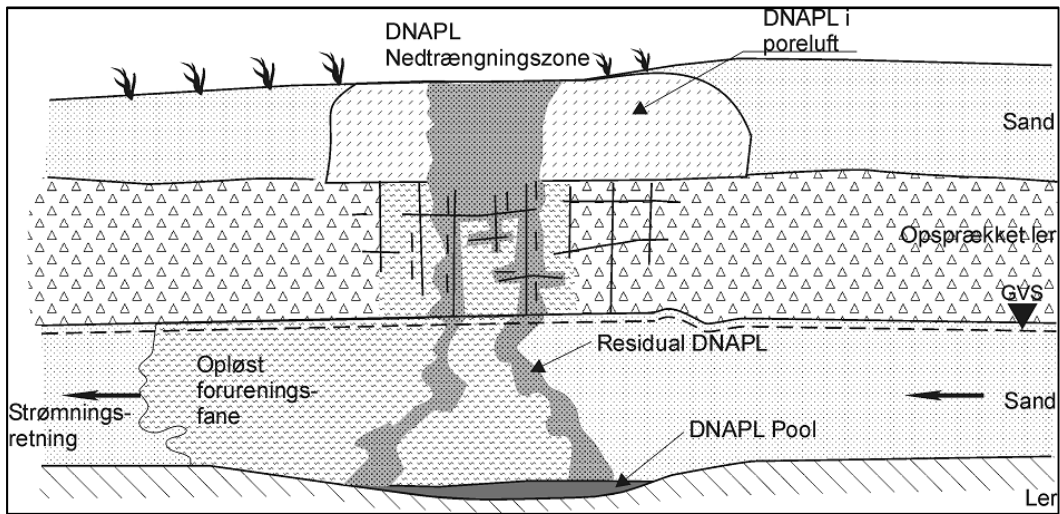
/ref. 1/ Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, Behavior, and Remediation. James F. Pankow & John A. Cherry. Waterloo Press (1996).

/ref. 2/ ASTM E 2531. Standard Guide for Development of Conceptual Site Models and Remediation Strategies for Light Non-aqueous-Phase Liquids Released to the Subsurface¹. ASTM International (2007).

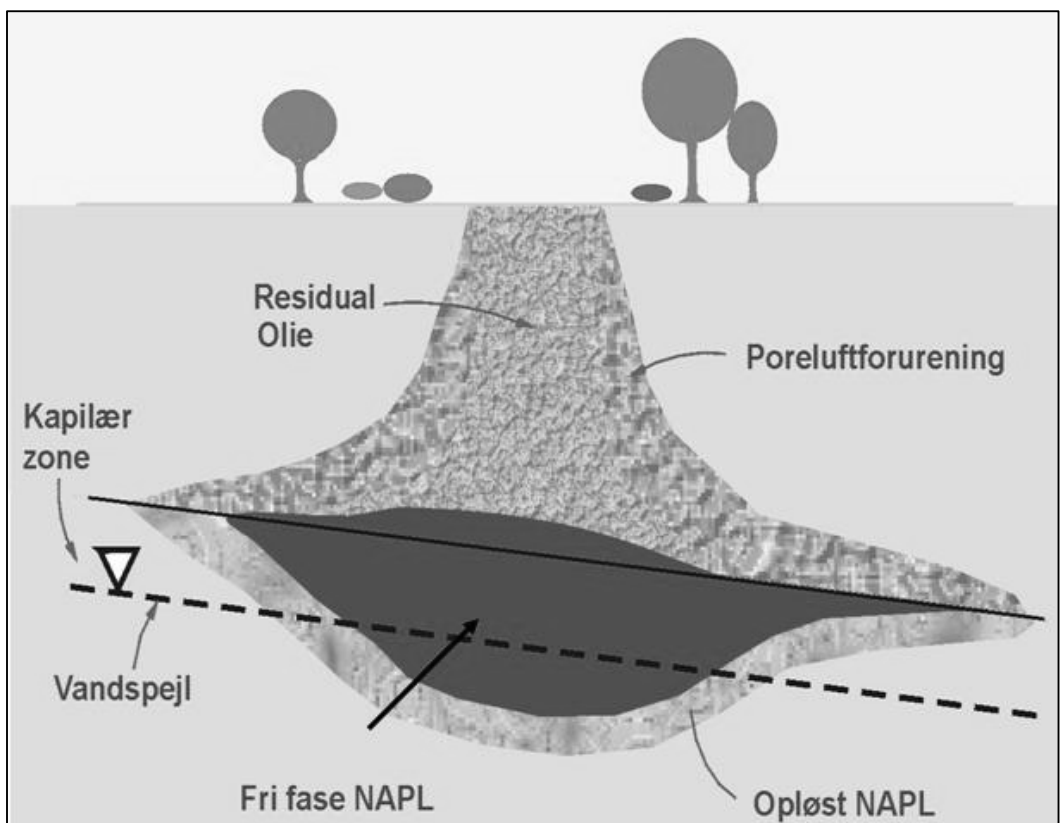
/ref. 3/ ASTM 2600-08. Standard Practice for the Assessment of Vapor Intrusion into Structures on Property Involved in Real Estate Transactions. ASTM International (2008).

/ref. 4/ Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline. Prepared by The Interstate Technology & Regulatory Council Vapor Intrusion Team (2007).

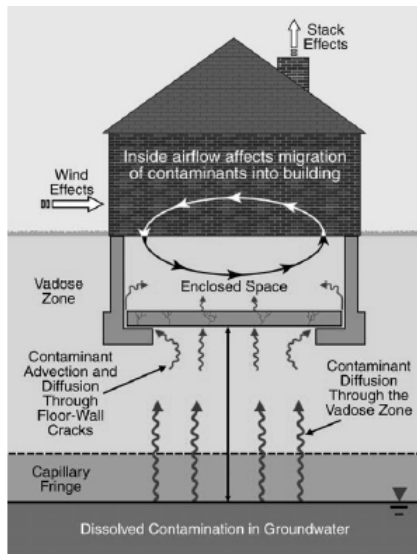
/ref. 5 / <http://www.regionh.dk/menu/regionalUdvikling/Jordforurening/Skuldelev+Gadekær>



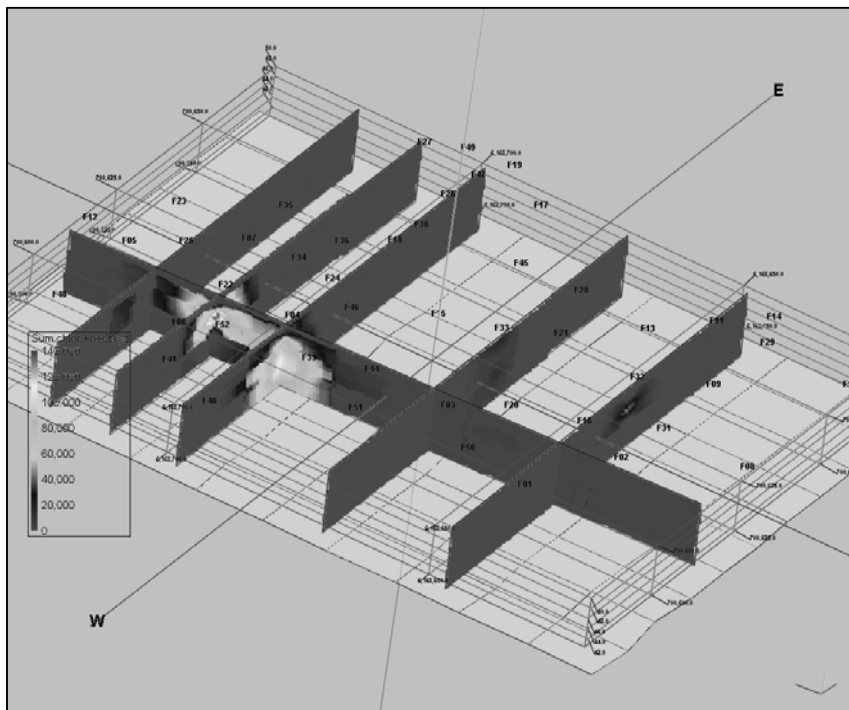
Figur 1. Eksempel på en generel konceptuel model for en sag med klorerede opløsningsmidler (DNAPL).



Figur 2. Eksempel på en generel konceptuel model for en sag med olieforurening (LNAPL).



Figur 3. Eksempel på konceptuel model for indeklimapåvirkning fra en grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler (DNAPL). Gengivet fra /Ref. 4/.



Figur 4. Eksempel på visualisering af kompleks forurening i 3D som led i arbejdet med den konceptuelle model for et område forurenet med klorerede opløsningsmidler.

DATA BEHOV I FORSKELLIGE UNDERSØGELSESFASER
MED FOKUS PÅ VALG AF OPTIMAL AFVÆRGE

VÆRKTØJER OG BESLUTNINGSMATRIXER

Fagleder Mads Georg Møller
Afdelingsleder Jens Peter Nielsen
Projektleder Jakob Skovsgaard Rasmussen
Rambøll Danmark

Projektleder Christian Andersen
Videncenter for Jordforurening

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværgen - State of the Art

Møde 20. maj 2009

RESUMÉ

Videncenter for Jordforurening har i 2007 udgivet et afværgekatalog med en beskrivelse af 22 afværgemetoder. Nærværende beslutningsværktøj er en udvidelse af dette katalog.

Konkret består værktøjet af en beslutningsmatrix, der angiver sammenhængen mellem forskellige projekteringsparametre og afværgemetoder. I matrixen er hver enkelt projekteringsparameter kategoriseret som essentiel, sekundær eller uden betydning i forhold til afværgemetoderne. Projekteringsparametrene er beskrevet på op til tre undersøgelsesniveauer (kategori 1, 2 og 3), idet der er udarbejdet metodebeskrivelser og arbejdsedler for bestemmelse af hver projekteringsparameter for hver kategori.

Brugen af værktøjet skal medvirke til, at projekteringsparametre kan undersøges bedre og tidligere i projektforløbet, således at der i forureningsundersøgelser skabes en bedre sammenkobling mellem undersøgelsesfasen og afværgefasen, og dermed det bedst mulige beslutnings- og dimensioneringsgrundlag ved valg og etablering af eventuel afværge.

INDLEDNING

Beslutningsværktøjet "projekteringsparametre for afværge" indgår som et supplement til det eksisterende Afværgekatalog Teknik og Administration Nr. 4 2007 /1/. Værktøjet afrapporteres elektronisk og kan downloades på Videncenter for Jordforurenings hjemmeside www.jordforurening.info.

Beslutningsværktøjet er udarbejdet for Videncenter for Jordforurening (VJ), med repræsentation af de 5 regioner Region Hovedstaden, Region Sjælland, Region Syddanmark, Region Midtjylland, Region Nordjylland og Oliebranchens Miljøpulje (OM) i en styregruppe. Rambøll har haft den overordnede projektledelse, mens firmaerne Orbicon, DMR, DGE, COWI, Krüger, Grontmij | Carl Bro, NIRAS og GEO har deltaget som specialister og forfattere ved udarbejdelse af værktøjet.

I det følgende er der givet en kort beskrivelse af baggrund, vision og formål med beslutningsværktøjet samt en kort beskrivelse af indhold samt vejledning i brug af værktøjet. Endelig er der foretaget en perspektivering, hvor der er foretaget en beskrivelse af nogle af de ideer, der er opstået i forbindelse med arbejdet med kataloget.

BAGGRUND – FRA UNDERSØGELSE TIL AFVÆRGE

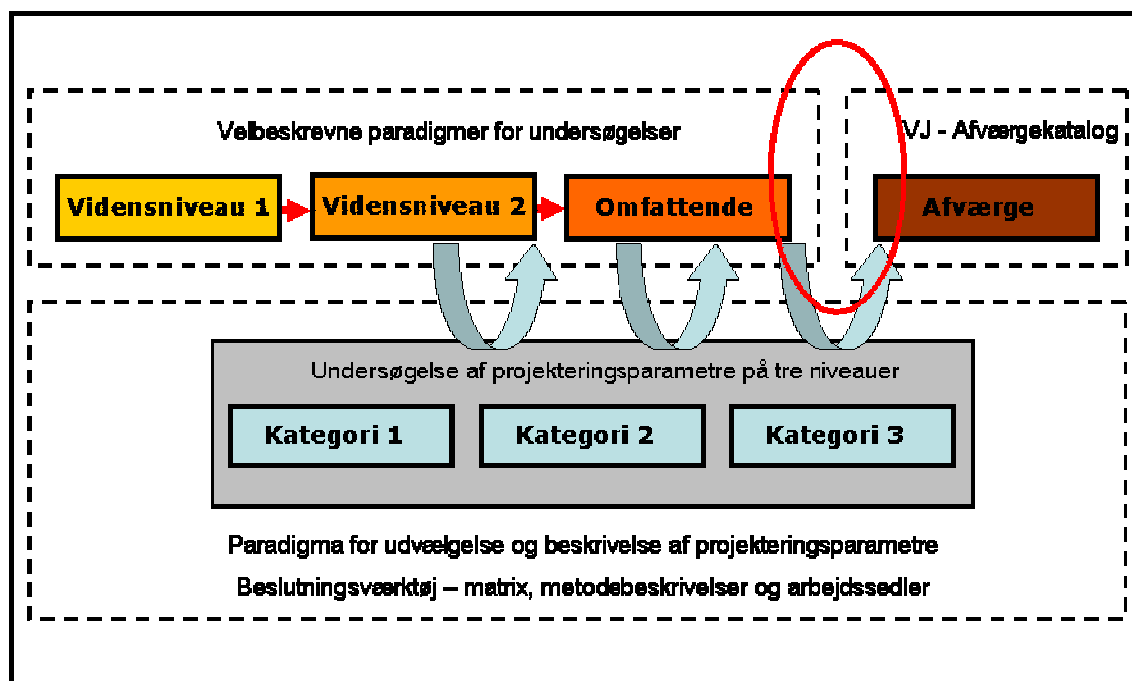
Forureningsundersøgelser er traditionelt fokuseret på en afklaring af grundens forureningsmæssige historie, og der er derfor i et undersøgelsesforløb et naturligt bagudrettet fokus. Dette har den konsekvens, at der sjældent tænkes en mulig fremtidig afværgeforanstaltning ind i selve undersøgelsesfasen.

For at kunne foretage de rigtige prioriteringer af grunde til afværge og de rigtige beslutninger omkring valg af afværgemetode, skal der på beslutningstidspunktet foreligge en række data kendt som projekteringsparametre. Hvis projekteringsparametrene ikke er indsamlet, når sagen overgår fra undersøgelsesfasen til afværgefasen, vil det være nødvendigt at gennemføre supplerende undersøgelser, alene med det formål at indsamle disse projekteringsparametre. Såfremt de relevante projekteringsparametre ikke indsamles, risikeres det, at ud-

budsmaterialet for afværgen bliver udarbejdet i forhold til en uhensigtsmæssig afværgemetode.

Det er derfor vigtigt at tænke undersøgelsen af projekteringsparametre ind på et tidligere tidspunkt i undersøgelsesforløbet - fra opstart af undersøgelse til implementeret afværgen. Dette vil optimere undersøgelsesforløbet og potentielt skære et led af sagsbehandlingen og hermed betyde en økonomisk besparelse for bygherren.

I nedenstående figur 1 er det overordnet vist, hvordan projekteringsparametrene skal sikre en bedre overgang fra undersøgelsesfasen til afværgefasen.



Figur 1. Indsamling af projekteringsparametre i et undersøgelsesforløb med fokus på at opnå en bedre kobling mellem undersøgelsesfasen og afværgefasen

I beslutningsværktøjet er der udarbejdet en beskrivelse af indsamlingen af projekteringsparametre på op til tre forskellige niveauer, hvilket giver mulighed for, at projekteringsparametrene kan bestemmes på et simpelt niveau inden for en rimelig tid og økonomi tidligt i undersøgelsesforløbet, samt at parametrene løbende kan bestemmes mere detaljeret og præcist, såfremt parametrene vurderes at have afgørende betydning for undersøgelsen og en eventuel afværgen. Bestemmelsen af projekteringsparametrene tidligt i undersøgelsesforløbet giver mulighed for at målrette forureningsundersøgelsen frem mod en eller flere afværgemetoder samt at afskrive nogle potentielle afværgemetoder.

Foruden en tidligere indsamling af projekteringsparametre er det vigtigt, at parametrene indsamles efter en almindeligt anerkendt *de facto* dansk standard baseret på best practice, idet metoden for bestemmelse af projekteringsparametre skal kunne accepteres af myndigheder, rådgivere og entreprenører.

VISION, FORMÅL OG MÅLGRUPPE

Visionen med beslutningsværktøjet er:

At tilvejebringe et tilstrækkeligt beslutningsgrundlag for planlægning og udbud af undersøgelser med henblik på udvælgelse og etablering af optimale afværgeløsninger.

Formål med beslutningsværktøjet er:

- at tilvejebringe en dansk "best practice" for bestemmelse af projekteringsparametre til udvælgelse og projektering af afværge
- at bestemmelse af projekteringsparametre i højere grad udføres allerede som en del af de indledende eller afgrænsende undersøgelser
- at højne sandsynligheden for succes på den enkelte afværge
- at forbedre grundlaget for en korrekt prisbaseret prioritering af projekter til afværge
- at forbedre muligheden for overdragelse af undersøgelser/afværge i hele projektforsløbet både mellem konsulenter og internt mellem myndighedernes sagsbehandlere

Beslutningsværktøjet henvender sig til følgende målgrupper:

- Medarbejdere i regionerne, der beskæftiger sig med indledende og videregående forureningsundersøgelser, afværgetiltag og prioritering
- Rådgivere og entreprenører
- Professionelle aktører, der optræder som bygherre inden for forurenede jord og grundvand som f.eks. OM, store developere, olieselskaber etc.

En sagsbehandler skal med det opdaterede afværgeskatolog i hånden løbende kunne afklare muligheder for anvendelse af potentielle afværgemetoder ved at bestemme de projekteringsparametre, der er afgørende for om metoderne kan give succes på den enkelte lokalitet. Sagsbehandleren har endvidere med anvendelse af metoderne i beslutningsværktøjet sikret sig, at de indsamlede data lever op til branchens best practice, hvilket vil betyde, at skift mellem rådgivere og fra rådgiver til entreprenør, ikke automatisk udløser krav om supplerende undersøgelser. De indsamlede projekteringsparametre kan løbende anvendes til udelukkelse af afværgemetoder, således at fokus tidligt i undersøgelsesforløbet kan rettes mod de afværgemetoder, der med størst sandsynlighed vil kunne sikre opfyldelse af målet med afværge.

For rådgivere og entreprenører er beslutningsværktøjet et opslagsværk og en reference for god kvalitet i det udførte arbejde, mens kataloget for den professionelle bygherre sikrer kvalitet og sammenhæng, i det arbejde bygherren får udført.

Beslutningsværktøjet er ikke en endelig facitliste for, hvordan de forskellige projekteringsparametre skal bestemmes, men derimod et godt udgangspunkt for en best practice bestemmelse af de enkelte projekteringsparametre. Det er således helt op til brugeren af beslutningsværktøjet at udbygge beskrivelser og arbejdssedler, såfremt brugeren ønsker en endnu mere detaljeret bestemmelse af den pågældende projekteringsparameter – dette er også årsagen, til at både metodebeskrivelser og arbejdssedler er udarbejdet i et åbent filformat.

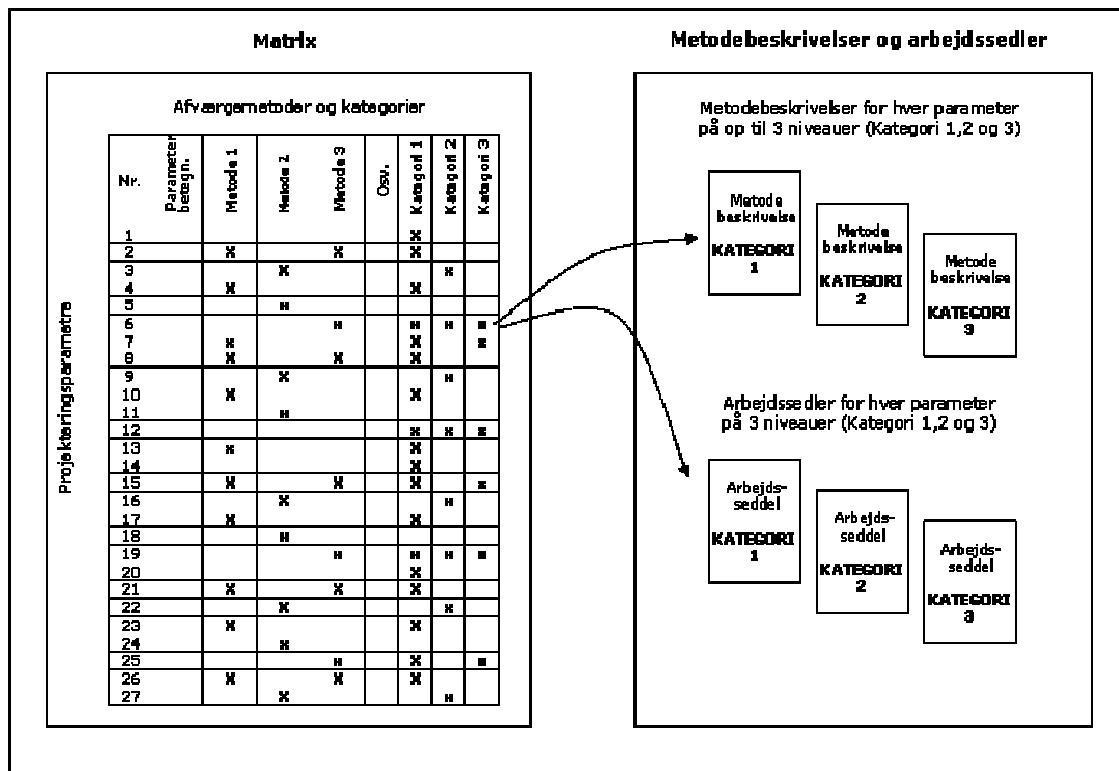
Det er endvidere helt op til brugeren at afgøre hvornår i undersøgelsesfasen de relevante projekteringsparametre skal bestemmes og på hvilket niveau (kategori 1, 2 eller 3), da det vil være forskelligt fra sag til sag. Det skal i den forbindelse nævnes, at parametrene i nogle tilfælde bestemmes bedst i en egentlig testfase, som udføres i perioden mellem undersøgelsesfasen og afværgefasen.

GRUNDELEMENTER I BESLUTNINGSVÆRKTØJET

Beslutningsværktøjet består overordnet af følgende grundelementer:

- Matrix indeholdende en skematisk sammenstilling af projekteringsparametre og afværgeметoder, samt angivelse af antal kategorier til bestemmelse af de enkelte projekteringsparametre
- Metodebeskrivelser og arbejdssedler for bestemmelse af udvalgte projekteringsparametre

I nedenstående figur 2 er grundelementerne i beslutningsværktøjet vist.

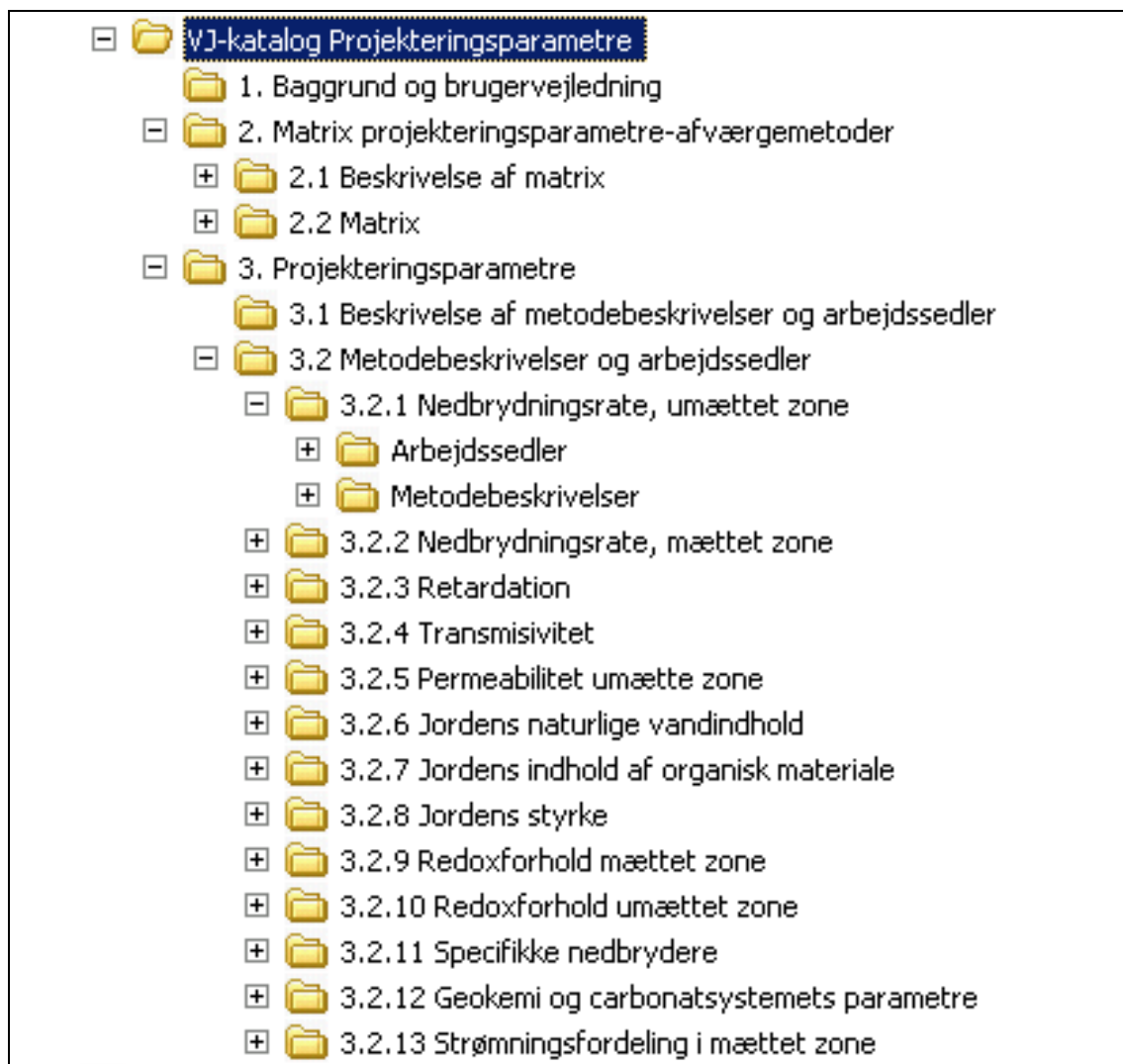


Figur 2. Grundelementer i beslutningsværktøjet med angivelse af sammenhæng mellem matrix, metodebeskrivelser og arbejdssedler

Opbygning af det elektroniske beslutningsværktøj

Beslutningsværktøjet er udelukkende afrapporteret elektronisk og kan downloades på Videncenter for Jordforurenings hjemmeside www.jordforurening.info. Denne rapporteringsform er valgt for at gøre materialet let tilgængeligt for alle interesserede brugere. Afrapporteringsformen giver endvidere mulighed for løbende at opdatere materialet i nye versioner. Opdateringen af materialet kan ske i form af udbygning af beslutningsmatrix med nye projekteringsparametre og medtagelse af flere afværgemetoder, mens projekteringsparameterdelen kan udbygges med metodebeskrivelser og arbejdssedler for flere parametre. Den aktuelle version er på hjemmesiden angivet med en "senest opdateret dato", der angiver den aktuelle version.

Opbygningen af det elektroniske beslutningsværktøj er vist i figur 3 og er efterfølgende uddybet.



Figur 3. Opbygning af beslutningsværktøj for projekteringsparametre, filstruktur

Som det fremgår af figur 3 er beslutningsværktøjet overordnet opdelt i følgende 3 mapper:

- Baggrund og brugervejledning
- Matrix projekteringsparametre - afværgemetoder
- Projekteringsparametre

Baggrund og brugervejledning

I denne mappe findes et dokument, der beskriver baggrund, vision, formål og målgruppe for projektet, samt hvorledes dokumenterne i kataloget kan anvendes.

Matrix projekteringsparametre - afværgemetoder

I denne mappe findes en kort beskrivelse af opbygningen af matrix med kobling mellem projekteringsparametre og afværgemetoder samt selve matricen.

Der er i matrix angivet væsentlige projekteringsparametre i forhold til de i Danmark mest anvendte afværgemetoder.

Nr	Projekteringsparametre Parameter betegnelse	Måles i enhed	Metode	Beskrivelse "udeladt her"	Afværgemetoder								Kategori					
					Afværgepumpning P&T	Afgravning og opborring	Termisk (ISTD og damp)	Flerfase ekstraktion	Kemisk oxidation/reduktion	Stimuleret nedbrydning (SRD)	Ventilering (aktiv og passiv)	Naturlig nedbrydning						
					1	2	3	4	5	6	7	8						
1	Nedbrydningsrate, umættet zone	mg stof/d kg	Laboratorie/Feltforsøg															
2	Nedbrydningsrate, mættet zone	mg stof/d kg	Laboratorie/Feltforsøg		T													
3	Retardation (R)	Forhold	Laboratorie/Feltforsøg		P													
4	Transmissivitet/Hydrauliske ledningsevne	m ² /sek og m/s	Feltforsøg		P													
5	Permeabilitet umættet zone (horisontal og vertikal)	m ²	Feltforsøg															
6	Jordens naturlige vandindhold	%	Laboratorie															
7	Jordens indhold af organisk materiale	%	Laboratorie/Feltforsøg		P													
8	Jordens styrke	kN/m ² / friktionsvinkel	Feltforsøg															
9	Redoxforhold mættet zone	Specifikke enheder	Analyselaboratorium		T													
10	Redoxforhold umættet zone	Specifikke enheder	Analyselaboratorium															
11	Specifikke nedbrydere	Antal og art	Special laboratorie		T													
12	Geokemi/Carbonatsystemts parametre	mg/l, pH	Analyselaboratorium		P/T													
13	Strømningsfordeling i mættet zone	%	Laboratorie/Feltforsøg		P													
14	Magasinkoefficient		Feltforsøg		P											x	x	x
15	Lækagekoefficient	l/s	Feltforsøg		P													x
16	Strømninghastighed af fri fase		Feltforsøg													x	x	x
17	Influensradius for donor/oxidationsmiddel	m	Feltforsøg														x	x
18	Hydraulisk ledningsevne umættet zone	m ² /sek	Feltforsøg													x	x	
19	Fysiske egenskaber af fri fase	Viskositet	Laboratorie													x	x	
20	Kvælstof og Fosfor	Mg/kg	Analyselaboratorium		T											x		
21	NOD	Specifikke enheder	Analyselaboratorium														x	
22	Isotopfraktionering	Forhold	Special laboratorie														x	x
23	Jordens densitet	kg/m ³	Analyselaboratorium														x	
24	Frigivelse af metaller mm.	mg/l	Laboratorieforsøg														x	x
25	Differenstryk	Pa	Feltforsøg/Datalogger													x	x	
26	Kornstørrelse		Laboratorie													x	x	
27	Ethen og Ethan	mg/l	Laboratorie													x		

x Essentiel projekteringsparameter - bør bestemmes
x Sekundær projekteringsparameter - kan med fordel bestemmes
x Parameter kan bestemmes i denne kategori
x Parameter kan bestemmes i denne kategori og der foreligger metodebeskrivelser og arbejdsedler
P/T: P - pump, T - treat

Figur 4. Matrix med projekteringsparametre, afværgemetoder og kategorier

I matrixen er angivet 27 projekteringsparametre, der er vurderet som afgørende projekteringsparametre for en eller flere af de udvalgte afværgemetoder.

I matrixen er der foretaget en kort beskrivelse af parameteren, og der er angivet, hvilke afværgemetoder parameteren er relevant overfor, samt hvilke kategorier parameteren kan bestemmes på. Der er endvidere foretaget en vurdering af parameterens væsentlighed i forhold til den enkelte afværgemethode i form af en klassificering af, om parameteren udgør en essentiel parameter (bør bestemmes), eller om parameteren er en sekundær projekteringsparameter (kan med fordel bestemmes).

For 13 af de 27 projekteringsparametre er der udarbejdet metodebeskrivelser og arbejdssedler, hvilket uddybes senere.

Projekteringsparametre

I denne mappe findes en kort beskrivelse af projekteringsparametre samt undermapper for hver af de beskrevne projekteringsparametre. I undermapperne er der for hver parameter to undermapper – en indeholdende metodebeskrivelser og en indeholdende arbejdssedler. Metodebeskrivelser findes i både Word-format og pdf-format mens arbejdssedlerne findes som Excel-format og pdf-format.

"Projekteringsparametre" er her defineret som fysiske, biologiske eller kemiske parametre, der grundlæggende skal kunne måles i en defineret enhed (SI-enheden) eller en størrelsesorden. Bestemmelse af projekteringsparametre bruges til afklaring af, hvilke afværgemetoder der er mulige, og giver væsentlige oplysninger, der bruges til dimensionering af afværgemetoderne. Projekteringsparametrene bestemmes normalt ikke automatisk i et traditionelt undersøgelsesforløb.

For hver projekteringsparameter er der udarbejdet en metodebeskrivelse og en arbejdsseddel, der beskriver, hvorledes parameteren bedst bestemmes. Hvor parameteren kan bestemmes i flere kategorier er der udarbejdet separate metodebeskrivelser og arbejdssedler for hver kategori. Både metodebeskrivelse og arbejdsseddel er udformet, så de direkte kan anvendes af teknikere i felten, uden at dette forudsætter detaljeret specialviden inden for afværge. Metodebeskrivelserne indeholder de nødvendige beskrivelser og tegninger for korrekt indsamling af parameteren, og der er angivet vejledning i indsamling og håndtering af data. Arbejdssedler er udformet, så de i logisk form sikrer registrering af alle relevante data.

Metoderne til indsamling af projekteringsparametre, kan strække sig fra simple målinger udført i forbindelse med forureningsundersøgelser, til udførsel af laboratorietests eller pilottest med avanceret udstyr. Indsamlingen af de forskellige parametre er derfor inddelt i 3 forskellige kategorier graderet med baggrund i omfang, økonomi og krav til kompetence og specialudstyr som vist i tabel 1. En parameterundersøgelse i kategori 1 er en simpel måling for at få en indikation af en parameter, mens en kategori 2 undersøgelse er en mere omfattende test, og endelig er en kategori 3 undersøgelse af en parameter en avanceret undersøgelse, der kræver særligt udstyr og specialkompetence.

Tabel 1. Opdeling af bestemmelse af en projekteringsparameter i tre kategorier

Kategori for Projekteringsparameter	Økonomi	Beskrivelse
1	< 5.000 kr.	De simple test, der kan udføres som en del af almindeligt feltarbejde under en forureningsundersøgelse
2	5.000 - 30.000 kr.	En test der kræver særligt udstyr, kompetence og måske 1-2 dages feltarbejde
3	> 30.000 kr.	Den avancerede test eller pilotoprensning der kræver tid, avanceret udstyr og stor kompetence

Om en undersøgelse af en projekteringsparameter hører til i en kategori 1, 2 eller 3, baseres alene på udførelsen af én undersøgelse af den pågældende parameter, og ikke summen af flere af de samme undersøgelser af den pågældende parameter på den samme lokalitet. I de tilfælde hvor projekteringsparametrene inden for en kategori kan bestemmes med mere end en undersøgelsesmetodik, er der kun foretaget en beskrivelse af den undersøgelsesmetodik, der vurderes bedst egnet eller alternativt er billigst at udføre.

Formålet med opdeling i tre kategorier er, at give mulighed for at projekteringsparametrene kan bestemmes på et simpelt niveau inden for en rimelig tid og økonomi tidligt i undersøgelsesforløbet, samt at parametrene løbende kan bestemmes mere detaljeret og præcist, såfremt parametrene vurderes at have afgørende betydning for undersøgelsen og en eventuel afværgelse.

PERSPEKTIVERING

I det følgende er der kort redegjort for nogle af de ideer, der er til følgende videre arbejder med udvikling af det beskrevne beslutningsværktøj. Endvidere er der beskrevet to supplerende beslutningsmatrixer som opstod som følge af arbejdet med problematikken omhandlende koblingen mellem undersøgelser, afværgelse og projekteringsparametre.

Beslutningsværktøj "projekteringsparametre for afværgelse"

Beslutningsværktøj kan udbygges med følgende:

- Udvidelse af matrix for projekteringsparametrene, så den kommer til at indeholde samtlige kendte afværgemetoder
- Udarbejdelse af metodebeskrivelser og arbejdssedler for de resterende 14 projekteringsparametre
- Indarbejdelse af kataloget i VJs net-baserede afværgekatalog
- Løbende supplerings af matrix med nye relevante projekteringsparametre

Supplerede beslutningsmatrixer

Ved indsamling af parametre i projektet, var der ikke foretaget en definition af hvad der kendetegnede en projekteringsparameter, hvilket resulterede i, at der i alt indsamlet 63 væsentlige parametre i forhold til de udvalgte afværgemetoder. Det blev herefter valgt at opdele parametrene i følgende tre parametertyper, med baggrund i følgende definitioner.

Projekteringsparametre er fysiske, biologiske eller kemiske parametre, der grundlæggende skal kunne måles i en defineret enhed (SI-enhed) eller en størrelsesorden. Bestemmelse af projekteringsparametre bruges til afklaring af, hvilken form for afværgemetoder der er mulig, og giver væsentlige oplysninger, der bruges til dimensionering af afværgemetoderne. Projekteringsparametrene bestemmes normalt ikke automatisk i et traditionelt undersøgelsesforløb.

Undersøgellesparametre er parametre, der almindeligvis bestemmes i en god forureningsundersøgelse, som det for eksempel beskrevet i ref. /2/.

Afledte og beregnede parametre er parametre, som kan udregnes eller vurderes ud fra de bestemte projekteringsparametre, undersøgelsesparametre og viden om specifikke afværgemetoder. Afledte eller beregnede parametre vil normalt altid kunne bestemmes ved skrivebordet.

Denne definition resulterede i at der herefter var:

- 27 Projekteringsparametre
- 10 Undersøgellesparametre
- 26 Afledte og beregnede parametre

Der er ikke arbejdet videre med de to sidste parameterkategorier, udover at de blev opstillet i følgende to matrixer, hvor parametrene er holdt imod hvilke afværgemetoder de har relevans for samt hvilke kategorier parametrene kan bestemmes på. Matrixerne er her vist som eksempler. Det er vigtigt at pointere, at matrixerne i den nuværende form ikke er færdigudbygget og færdigbehandlet.

Nr	Parameter betegnelse	Måles i enhed	Metode	Rådgivers beskrivelse	Afværgpumpe P&T	Afværg og opboring	Termisk LSTD	Flerfase ekstraktion	Kemisk oxidation/reduktion	Stimuleret nedbrydning (SRD)	Ventilering (aktiv og passiv)	Naturlig nedbrydning	Kategori				
													1	2	3		
					Afværgemetoder												
1	Gradient (primær eller sekundært grundvand)	Promille	Feltforsøg	Måles ved pejling af borer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
2	Forureningsspredning vertikalt	Meter	Feltforsøg	Dybde til top og bund af forurening	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
3	Forureningsspredning horisontalt	Meter	Feltforsøg	Længde og bredde af forurening	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
4	Forureningskoncentration	Mg/kg, µg/l, mg/m ³	Analyselaboratorium	Bestemmelse af forureningskoncentration	x			x	x	x	x	x	x	x			
5	Forureningskarakter	Type	Analyselaboratorium	Forureningskomponenters fysisk/kemiske egenskaber	x	x		x	x	x	x	x	x	x			
6	Forureningsfordeling luft, vand og jord	Mg/kg, µg/l, mg/m ³	Analyselaboratorium	Forekomst af fri fase, sorberet forurening, forureningsfordeling i sprækker, sandlinser og lign.				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
7	Geologisk karakterisering		Laboratorie	Karakterisering af geologien (ter, sand, kalk osv.) samt forekomsten af sprækker, sandlinser osv. i detaljerede boreprofiler	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
8	Udbredelse af fri fase	Meter	Feltforsøg	Udbredelsen samt tykkelse af den fri fase skal bestemmes for at kunne vurdere oprensingsomfanget		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
9	Tilgængelighed af forurening		Feltforsøg	Forhindringer i form af bygninger, ledninger over og under jord, veje m.m.		x	x										
10	Nedbrydningsprodukter	Mg/kg, µg/l, mg/m ³	Analyselaboratorium	Tegn på at nedbrydningsprocesser forløber/har forløbet	x					x	x	x	x	x			

Figur 5. Matrix med undersøgelsesparametre, afværgemetoder og kategorier, (skitse – ikke færdigbehandlet)

Nr	Parameter betegnelse	Måles i enhed	Metode	Rådgivers beskrivelse	Afværgespumning P&T	Afgørelse og opboring	Termisk ISTD	Flerfase ekstraktion	Kemisk oxidation/reduktion	Stimuleret nedbrydning (SRD)	Ventileret (aktiv og passiv)	Naturlig nedbrydning	Kategori			
													1	2	3	
													Afværgemetoder			
1	SSL/succeskriterne		Vurdering / Beregning	Site specific target level (ASTM betegnelse). Hvilken forureningskoncentration skal der afværges til.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
2	Risikovurdering af afværg		Vurdering / Beregning	Afledt risiko ved afværg fx spredning, metaller, mobilisering mm.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
3	Sætningsrisiko		Vurdering / Beregning	Følsomhed af nærliggende bygninger	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
4	Støjkrav	db	Vurdering / Beregning	Påvirkning af naboer.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
5	Arbejds miljø		Vurdering / Beregning		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6	Udledningskrav	Mg/l	Vurdering / Beregning	Udledning af grundvand til kloak eller recipient.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
7	Tid	dage/måneder	Vurdering / Beregning	Hvor lang tid har man til afværgeprojektet. Afgørelse vælges typisk hvor man har relativ kort tid til afværgeprojektet	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
8	Afværgeborings virkningsgrad	%	Vurdering / Beregning	Forholdet mellem den målte og en teoretisk beregnet specifik ydelse.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
9	Anvendt flow af vand og luft	Nm ³ /h	Vurdering / Beregning	Afgørende parametre i afværgedesign	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
10	Et års grundvandstransport (L)	M	Beregning		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
11	Molfraktioner af klorerede og ethan/ethen.	Forhold	Beregning	Molfraktioner af fx PCE/TCE/DCE VC og evt. eten illustrerer i hvilken grad disse stoffer er nedbrudt på lokalitet-ten	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12	Dekloreringsgrad	Forhold	Beregning	Dekloreringsgraden er en parameter som ligeledes illustrerer i hvilken grad der sker nedbrydning på lokaliteten.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13	Effekt af stimulering		Beregning	Vurdering af hvor stor effekt stimulering kan have på lokaliteten.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
14	Effekt af bioaugmentering		Beregning	Vurdering af hvor stor effekt bioaug-mentering kan have på lokaliteten.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15	Donor type		Vurdering	Valg af donor er bestemt af hvilke klorerede stoffer og nedbrydnings-produkter der er tale om, og af indhold af organisk stof, redox og geologiske forhold på lokaliteten.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16	Donor behov	Kg	Vurdering	Estimering af hvor meget donor der skal tilsættes for at stimulere nedbrydningen.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17	Forureningsmasse	Kg	Feltforsøg	Hvor mange kg forurening findes på lokaliteten.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18	Massefjerningspotentiale	mg/m ³	Vurdering / Beregning	Udvikling i koncentration over tid	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19	Massefjernelse	Kg	Beregning		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20	Influensradius, umættet zone	m	Beregning	ROI målt ved registrering af modtryk i observationsboringer	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21	Restforurening	Kg	Vurdering / Beregning	Forureningsmængde, som det er acceptabelt at efterlade.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
22	Retentionskurve umættet zone		Vurdering / Beregning	Vandtilbageholdelse (umættet zone). (bestemmes evt. på baggrund af estimat fra fraktion af ler (Cambell), estimat fra kornkurve (vG), fitning til måledata; måling af porositet)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23	Influensradius (mættet)	m	Vurdering / Beregning		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24	Luftpermeabilitet		Vurdering / Beregning	Gentilning/lufttilførsel	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25	Bæreegenskaber og hårdhed		Vurdering / Beregning	Kraftig opvarmning af jord med højt organisk indhold kan føre til sætninger. Et højt organisk indhold kan desuden give anledning til lugtgener under opvarmning.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
26	Hårdhed		Vurdering / Beregning	Stort antal boringer for specielt ISTD gør ramning relevant. Hårdhed af jord er afgørende for mulighed for ramning	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Figur 6. Matrix med afledte og beregnede parametre, afværgemetoder og kategorier, (skitse – ikke færdigbehandlet)

LITTERATUR

- /1/ "Afværgekatalog", Videncenter for Jordforurening, Teknik og Administration, Nr. 4 – 2007.
- /2/ "Checklister ved undersøgelser", Videncenter for Jordforurening, Teknik og Administration, Nr. 1 – 2007.

HVOR MEGET SKAL VI UNDERSØGE?
MÅL OG RAMMER FOR VORES UNDERSØGELSER – STRATEGIER
OG DIMENSIONERING

Fagleder Carsten Bagge Jensen, Region Hovedstaden

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

INDLEDNING – HVAD ER UDFORDINGEN?

Hvad skal vi undersøge, og hvor meget skal vi undersøge på forurenede grunde for at få afklaret risiko og prioritere den videre indsats? Både de offentlige myndigheder og de private bygherrer er interesserede i, at undersøgelserne har "det rette omfang", så risiko kan vurderes og det tilstrækkelige undersøgelsesgrundlag for eventuelle afværgetiltag er til stede. I den forbindelse er det både for de offentlige myndigheder og de private bygherrer vigtigt at få designet og dimensioneret undersøgelserne på de forurenede grunde i "passende faser", så de nødvendige informationer om forureningssituation opnås, så der ikke spildes penge på forkert undersøgelsesomfang eller på forkerte oprensningstiltag.

Ud over afdækning af risiko på den forurenede grund har de offentlige myndigheder ligeledes et behov for ud fra forskellige undersøgelsesomfang at kunne prioritere i mellem et stort antal forurenede grunde til videre offentlig indsats. Det gælder både på grunde, hvor jordforureningen udgør en risiko for arealanvendelsen og på grunde, hvor jordforureningen er en trussel for grundvandsressourcen og vigtigt drikkevand.

I forhold til prioriteringen af den offentlige indsats på forurenede grunde står regionerne overfor nogle væsentlige udfordringer i de kommende år. Der er især udfordringerne i forhold til opgavernes omfang, prioriteringen og organiseringen af indsatsen. De tidligere amters og regionernes hidtidige kortlægning efter jordforureningsloven har bidraget til, at skønnet over antallet af potentiel forurenede og konstateret forurenede grunde har været støt stigende i de seneste 20 år. Ved udgangen af 2007 var der 24.000 kortlagte forurenede grunde, og det er ikke usandsynligt, at regionerne på landsplan samlet skal kortlægge yderligere 50-60.000 forurenede adresser de kommende år⁽¹⁾.

For at regionernes risikovurdering og prioritering sker på et optimalt grundlag, er det væsentligt, at der i forbindelse med de enkelte undersøgelsesfaser indsamles de rigtige parametre, og at disse er indsamlet med tilstrækkelig sikkerhed. De grundlæggende spørgsmål i enhver undersøgelsesfase er: Hvad er formålene med den pågældende undersøgelse, og hvad er et tilstrækkeligt beslutningsgrundlag for at kunne afgøre risiko og prioritere den senere indsats? Disse spørgsmål vil jeg søge at svare på senere i denne artikel. For at illustrere regionernes udfordring vil jeg dog først skitsere opgavens omfang ved vise nogle nøgletal fra Region Hovedstaden.

STATUS FOR REGION HOVEDSTADEN – NOGLE NØGLETAL OG PROBLEMSTILLINGER FOR JORD- OG GRUNDVANDSOMRÅDET

Hovedstadsområdet er kendetegnet ved en stor befolkning og dermed et stort behov for drikkevand, men også at der findes store og gode drikkevandsressourcer. Af samme årsag er der udpeget væsentlig større arealer som områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) end i resten af landet. 63 % af den nye Region Hovedstadens areal er udpeget som OSD, og yderligere 33 % er udpeget som områder med drikkevandsinteresser (OD) i Regionplan 2005. Det vil sige, at der samlet indvindes vand inden for 96 % af regionens areal. Samlet indvindes der årligt ca. 75 mio. m³ inden for Region Hovedstadens område, og der forbruges 110 mio. m³, hvilket giver en selvforsyningsgrad omkring 2/3. Ca. 90% af drikkevandet indvindes inden for OSD i Region Hovedstaden.

Samtidig er regionen tæt befolket og tæt bebygget med mange gamle og nye industriområder med virksomheder, som udgør kendte eller potentielle forureningskilder overfor

grundvandet. Næsten 5000 grunde (1800 på V1 niveau og 3000 på V2 niveau) er registrerede som henholdsvis potentielt og påvist forurenede grunde. Baseret på de nuværende erfaringstal skønnes der at være godt 35.000 mulige forurenede adresser inden for Region Hovedstadens område og 10.000 – 15.000 forventes at være forurenede i et omfang, så det er nødvendigt at kortlægge disse inden for de næste 10 år. Selvom forureningerne på disse adresser langt fra alle udgør en trussel for grundvand og sundhed, er der en stor udfordring i at bevare overblikket over trusselsbilledet og prioritere indsatsen på disse adresser.

De samlede omkostninger i forbindelse med kortlægningsundersøgelser, videregående undersøgelser samt etablering og drift af afværgeforanstaltninger på forurenede grunde inden for Region Hovedstadens område er med de nuværende kendte oprensningmetoder skønnet til i størrelsesordenen 4-5 mia. kr. Dette beløb dækker kun indsatsen i de i jordforureningsloven udpegede indsatsområder, der omfatter de væsentligste grundvandsressourcer og indeklimaet i boliger.

Med Region Hovedstadens budget på ca. 120 mio. kr. årligt vil det ved anvendelse af de nuværende oprensningmetoder tage 40-50 år, før oprensningen er gennemført. Om dette er en tilstrækkelig hurtig indsats, er der ingen, der ved i dag. En vigtig forudsætning for at vi kan reducere risikoen for at vigtige drikkevandsressourcer i de kommende år bliver forurenede er imidlertid, at vi griber opgaven an i den rigtige rækkefølge. Det vil sige, at de forureninger, som udgør den væsentligste og afgørende trussel for grundvandsressourcen, bliver fundet og elimineret i tide.

MÅL OG RAMMER FOR VORES UNDERSØGELSER

Som tidligere nævnt er en væsentligt forudsætning for at risikovurdering og prioritering sker på et optimalt grundlag, at der i forbindelse med de enkelte undersøgelsesfaser indsamles de rigtige parametre, og at disse indsamles med tilstrækkelig sikkerhed.

De grundlæggende spørgsmål er her, hvilke formål og spørgsmål der skal besvares i de enkelte undersøgelsesfaser, og hvad der er et tilstrækkeligt beslutningsgrundlag for at kunne prioritere den senere indsats. For at illustrere disse mål og rammer for vores undersøgelser vil jeg kort skitsere de mål, som typisk opstilles i forhold til de indledende undersøgelser i regionerne, her illustreret ved formålsbeskrivelsen i Region Hovedstadens udbudsmateriale for indledende undersøgelser ⁽²⁾:

HVAD ER DET OPTIMALE UNDERSØGELSE OMFANG?

Den indledende undersøgelse

I udbudsmaterialet for Regions Hovedstadens undersøgelser på indledende niveau angives følgende delmål for undersøgelsesaktiviteterne:

- At belyse forureningssituationen ved alle potentielle forureningskilder på en lokalitet
- At kunne angive en eventuel forurenings art og kildestyrke på en sådan måde, at der kan foretages en indledende risikovurdering over for grundvand, recipienter, jordhåndtering, nuværende og fremtidig arealanvendelse (kontakt, indeklima og udeluft).
- At danne grundlag for regionens vurdering af om en lokalitet skal kortlægges på vidensniveau 2 eller udgå af kortlægningen på vidensniveau 1.

- At danne grundlag for regionens vurdering af, om vi skal give sundhedsfaglige råd om adfærd på ejendomme med følsom anvendelse.
- At danne grundlag for regionens nuancering af forureningens betydning for boliggrunde (Kategorisering F0, F1, F2).
- At vurdere behovet for supplerende undersøgelser

De beskrevne delmål skal overordnet kunne honorere følgende 3 hovedformål:

- afdække om der er kortlægningsgrundlag
- danne grundlag for nuancering og sundhedsfaglig rådgivning
- danne grundlag for at kunne vurdere behovet for videre undersøgelser.

Første hovedformål – at afdække om der er kortlægningsgrundlag - kan afgøres på et relativt spinkelt grundlag og baseres på relativt få parametre. Det grundlæggende er her den sikkerhed i datagrundlag, hvorpå risikovurderingen baseres. Ulemperne ved et for spinkelt undersøgelsesomfang kan være, at en forurening ikke findes eller undervurderes. På baggrund af risikovurdering kan andet hovedformål ligeledes honoreres – at grunden kan nuanceres, og der kan gives sundhedsfaglig rådgivning.

Opfyldelsen af det sidste hovedformål – at vurdere om der er behov for en videre indsats – kan ske på et meget varierende undersøgelsesomfang. De centrale spørgsmål er, hvilke parametre og hvilket undersøgelsesomfang der er relevant for at kunne vurdere behovet for videre indsats og foretage en prioritering af den forurenede grund.

En god historik på den forurenede grund er helt afgørende for at kunne fastlægge de rigtige parametre og målepunkter i den indledende undersøgelse, idet grundlaget for et godt undersøgelsesdesign er en sikker historik på den potentielt forurenede grund, således at de væsentligste forurenende arbejdsprocesser og aktiviteter, og heraf afledte væsentligste problemstoffer, fastlægges.

Målsætningen er at få undersøgt for de rigtige stoffer i de rigtige medier i de rigtige områder, således at den indledende risikovurdering i JAGG kan foretages. Hvis der også ønskes en indledende fluxvurdering i forhold påvirkning af grundvandsressourcen, er det vigtigt at få et groft bud på forureningens udbredelse (arealmæssig og vertikalt) og få bestemt gennemsnitkoncentration af væsentligste forureningskomponenter, som er grundlaget for at kunne give et troværdigt skøn over forureningsmassen. Ved beregning af forureningsmassen er det ligeledes væsentlig af at få undersøgt, om der er risiko for fri fase samt at få bestemt udbredelsen af den fri fase.

Hvilket undersøgelsesomfang er det optimale i den indledende undersøgelse? Historisk set er omfanget af både historikkerne (V1-kortlægningsgrundlaget) og omfanget af den indledende undersøgelse (V2-kortlægningsgrundlaget) vokset i regionerne. Dette er bl.a. sket ud fra devisen "det er utroligt dyrt" at overse væsentlige forureninger på en ejendom og i et vandopland i forbindelse med, at regionerne går ud og bruger mange millioner kroner til oprensninger i en indsatsplan for et vandværk. En overset forurening kan medføre, at gevinsten en omfattende oprydningsindsats ikke opnås.

Ligeledes omfanget af poreluftundersøgelserne både uden for og inden under bygninger er vokset siden poreluftmetoder blev taget i anvendelse fra midten af 1990'erne. Dette skyldes især, at Miljøstyrelsens poreluftundersøgelser ⁽³⁾ viser, at der var stor usikkerhed på pore-

luftundersøgelser. Der er gjort et stort arbejde med at få defineret, hvilke faktorer der betyder noget for usikkerheden. Dette arbejde med at fastlægge den "nødvendige og tilstrækkelige" indledende poreluftundersøgelse fortsætter i regionerne. Jeg vil fremhæve et eksempel på et resultat af dette løbende "forbedringsarbejde". I det gamle Københavns Amt gennemførte vi et udviklingsprojekt, hvor vi gennemførte poreluftundersøgelser under 5 ejendomme, og for at undersøge hvilket omfang der skulle til for med en vis sikkerhed at kunne afgøre, om der eksisterede et indeklimaproblem⁽⁴⁾. Det er her afgørende, at en for høj andel af de indledende undersøgelser ikke ender med konklusionen, "at der kan være et indeklimaproblem", således at der skal udføres omkostningstunge videregående undersøgelser på en meget høj andel. Målet i den indledende undersøgelse er at få undersøgt i et tilstrækkeligt omfang for at kunne foretage en reel vurdering af indeklimabidraget.

Udviklingsprojektet i Københavns Amt viste, at usikkerheden på poreluftmålingerne under bygningerne kunne reduceres væsentlig, hvis vi i forbindelse med undersøgelse under bygninger, hvor der ikke er et kapilarbrydende lag under gulvet, udtager mindst 5 poreluftsprøver inden for 12 m². Hvis der er kapilarbrydende lag, kan prøveantallet reduceres til mindst 3 poreluftsprøver inden for 12 m². Kender vi ikke gulvopbygningen, og dermed ikke ved om fundamentet er sektionsoptaget, bør der dog udtages mindst 5 poreluftsprøver inden for 12 m². Resultatet af dette projekt har medført, at vi i Region Hovedstaden har indført disse principper i vores udbudsmateriale for indledende undersøgelser og derved får færre sager, hvor vi er i tvivl om der er indeklimarisiko. Derved "spilder" vi ikke tid og penge på at gennemføre videregående undersøgelser på ejendomme, hvor vi kan afklare indeklimarisiko på et kvalificeret grundlag allerede i forbindelse med den indledende undersøgelse.

På denne baggrund skal der være den nødvendige og tilstrækkelige grundighed i de indledende undersøgelsesfaser, som har et lavere omkostningsniveau end de mere omkostningstunge videregående undersøgelser og oprensninger. Det "optimale" undersøgelsesomfang af en indledende undersøgelse til afdækning af grundvands- og indeklimarisiko er forskelligt alt efter, om det er grundvandsrisiko, indeklimarisiko eller kontaktrisiko. Fremtidens undersøgelser er formentlig mere faseopdelte, og der vil forekomme undersøgelsesfaser, der ligger imellem indledende og videregående undersøgelser. Når opdelingen er så markant i dag, er årsagen endvidere, at indledende undersøgelser kan standardiseres og med gevinst udbydes som EU-udbud, mens det videregående undersøgelsesarbejde er vanskeligere at standardisere, bl.a. fordi det er afhængigt af det detaljerede lokalitetsspecifikke design.

DET VIDERE UNDERSØGELSE SARBEJDE - PERSPEKTIVERING OG FOKUSOMRÅDER

Anvendelsen af konceptionelle modeller

I bestræbelsen for at forbedre undersøgelsesarbejdet lige fra opstilling af undersøgelsestrategi til bearbejdelse og tolkning af undersøgelsesdata vil anvendelsen af konceptionelle modeller uden tvivl kunne forbedre undersøgelsesarbejdet. Dette gælder både i forbindelse med udarbejdelse af historikker, gennemførelse af indledende undersøgelser og videregående undersøgelser.

I dag er det primært i forbindelse med opstillingen af mål for regionens videregående undersøgelser, at ønsket om at der opstilles en konceptionel model angives. Målet er, at der opstilles **en konceptuel model**, som giver et billede af områdets geologi, hydrogeologi, forureningskilder, forureningskomponenter, spredningsveje og risici for påvirkning af mennesker

og miljø. I regionens udbudsmateriale ⁽⁵⁾ angives det, at den konceptuelle model kan bestå i en eller flere flade- og snittegninger med ledsagende tekst, som omfatter følgende:

- En detaljeret beskrivelse af lokaliteten og dens geologi, som danner grundlag for opstillingen af hypoteser for frigivelse og spredning af forureningen.
- En oversigt over forureningskilderne på lokaliteten samt den aktuelle udbredelse af kritiske forureningskomponenter i forskellige medier (jord, poreluft, grundvand, indeklima). Det bør endvidere fremgå, om der forekommer en redoxzonering eller en zoneret af forureningskomponenterne, som skyldes naturlig nedbrydning.
- En illustration af hvordan forureningskomponenterne spredes fra kilderne og gennem hvilke medier og eksponeringsveje, der sker eller kan ske påvirkninger af mennesker og miljø.

Vi er i Region Hovedstaden overbevist om, at konceptuelle modeller også vil kunne styrke vores indsamling af viden i forbindelse med indsamling af historikker og i indledende undersøgelsesfaser f.eks. i forbindelse med designet af indeklimaundersøgelser. Vi har i Region Hovedstaden gjort os de første overvejelser over, hvordan vi kan arbejde med konceptuelle modeller. Fokus for vores videre overvejelser er, hvordan vi kan arbejde med modellerne digitalt, således at vi får overført viden fra en undersøgelsesfase til den næste, og at vi får en form, hvor vi ukompliceret kan arbejde videre fra et indledende vidensniveau (på V1 kortlagte grunde) til senere mere udbyggede vidensniveauer.

Anvendelsen af fluxbetragtninger og mere helhedsorienterede metoder, når der arbejdes med risikoanalyser i forhold til mange forurenede grunde i vandoplande

I forbindelse med risikoberegninger for grundvand i JAGG tages der i Miljøstyrelsens vejledning udgangspunkt i overholdelse af koncentrationskrav i afstanden 1 års transporttid fra forureningskilden på den forurenede grund. Hvis der er grundvandsrisiko har vi brug for at et værktøj, som kan nuancere prioriteringen af de forurenede grunde. Derfor forlanger vi i Region Hovedstaden i den videregående undersøgelse, at JAGG-beregningerne suppleres med masse- og fluxbetragtninger til vurdering af:

- Hvor stor forureningsfluxen er fra kilden til grundvandet
- Hvor stor forureningsfluxen er i grundvandet
- Hvilken påvirkning forureningen kan medføre i indvindingsboringer
- Hvilken varighed forureningspåvirkningen kan forventes at have
- Hvor det kan være relevant at etablere afværgede (dvs. i hvilke medier og i hvilke områder)

Fluxen er udtryk for forureningsudledningen som masse pr. tid og anvendes til at kvantificere forureningstransporten. Vi har i vores udbudsmateriale angivet, at der skal foretages en beregning af flux fra kildeområdet til grundvandszonen. Der ønskes beregnet en flux gennem ét eller flere tværsnitsplaner i grundvandszonen til belysning af f.eks. hvor stor en forureningsmasse, der kan forlade lokaliteten med grundvandet pr. år, og hvor stor en forureningsmasse, der kan spredes til nedstrøms indvindingsboringer. Endvidere skal den forventede varighed af påvirkningen af grundvand og indvinding vurderes ud fra flux og massebetragtninger.

I dag angiver vi, at beregningerne skal udføres i f.eks. Excel eller ved anvendelse af andre beregningsværktøjer og kan foretages ved relativt simple betragtninger (hvis data kun tillader dette) eller på et mere avanceret niveau.

Også her vil vi arbejde videre med vores metodik bl.a. begrundet i det behov, vi har for at kunne vurdere fluxen fra mange forurenede grunde på et meget forskelligt vidensniveau inden for et indvindingsopland. Hvis vi skal bevare overblikket over risikoen fra et større antal forurenede grunde i et indvindingsopland, er vi overbevist om, at fluxbetragtninger er centrale. Vi har derfor et behov for en ensartet metodik til fluxberening, som kan bestå i relativt simple beregninger på det indledende undersøgelsesniveau og mere avancerede beregninger på det videregående undersøgelsesniveau.

En sådan organisering af risikoanalysen i en samlet indvindingsopland vil uvilkårlig også føre til øget fokus på kvaliteten og sikkerheden i de data, vi regner videre på. Derfor vil analyser af de væsentligste usikkerhedspunkter og parametre også være vigtige i fremtidens mere helhedsorienterede arbejdsmetoder.

Fremtidens undersøgelsesstrategier vil sandsynligvis være helhedsorienterede i en mere vidtgående forstand, end vi ser i dag. Det kan f.eks. tænkes, at undersøgelserne inden for et indvindingsopland i gale industrikvarter med mange forurenede grunde gennemføres som integrerede analyser, hvor både historikker, indledende undersøgelser og videregående undersøgelser gennemføres parallelt. Det er hele tiden vurderinger af, hvor vi har de største usikkerheder, som afgør, hvilken rækkefølge vi foretager vores aktiviteter i. I de integrerede undersøgelsesmetodikker er det også vigtigt, at vi hele tiden samler op på vores viden inde for det samlede indvindingsopland. Hvilke stoffer er der f.eks. fundet i magasinerne dvs. undersøgelses-, monitorings- og indvindingsboringer inden for indvindingsoplandet? Det kan give et bud på det samlede trusselsbillede, og hvilken type forurenende grunde og aktiviteter vi skal lede efter. Disse integrerede analyser vil være vigtige forudsætninger for optimale prioriteringer af fremtidens grundvandvandsbekyttende indsats og medvirke til, at investeringerne i indsatsplanerne i form af undersøgelser og oprydninger på forurenede grunde giver den fulde gevinst i form af rent drikkevand.

REFERENCER

- 1) Miljøstyrelsen (2009): Udkast til depotreddegørelse 2008
- 2) Region Hovedstaden (2008): Særlig arbejdsbeskrivelse for indledende undersøgelser, feb. 2008.
- 3) Miljøstyrelsen (2006): Poreluftprojekt – Styrende parametre for tidlige variationer af indholdet af klorerede opløsningsmidler i sand- og lerjorde. Hoved- og bilagsrapport. Miljøprojekt nr. 1094 og 1095.
- 4) Københavns Amt (2006): Undersøgelse af variationer i poreluftskoncentrationen. Udarbejdet af COWI for Københavns Amt i 2006.
- 5) Region Hovedstaden (2009): Opgavebeskrivelse for afgrænsende undersøgelse, afværgeprogram, skitseprojekt og overvågningsprogram, jan 2009.

HVORDAN INDBYGGER VI KVALITETEN/SIKKERHEDEN AF VORE UNDERSØGELSER I PLANLÆGNING OG BESLUTNING?

Kvalitetschef, ph.d. Christian Grøn, DHI
M.Sc., ph.d. Jesper Overgaard, DHI
M.Sc., ph.d. Henrik Madsen, DHI
Product manager Lars Michael, DHI

Civilingeniør Lizzi Andersen, DHI (nu COWI)

Statistiker Jens Strodl Andersen, EnviroStat

ATV JORD OG GRUNDVAND

Undersøgelser frem for afværge - State of the Art

Møde 20. maj 2009

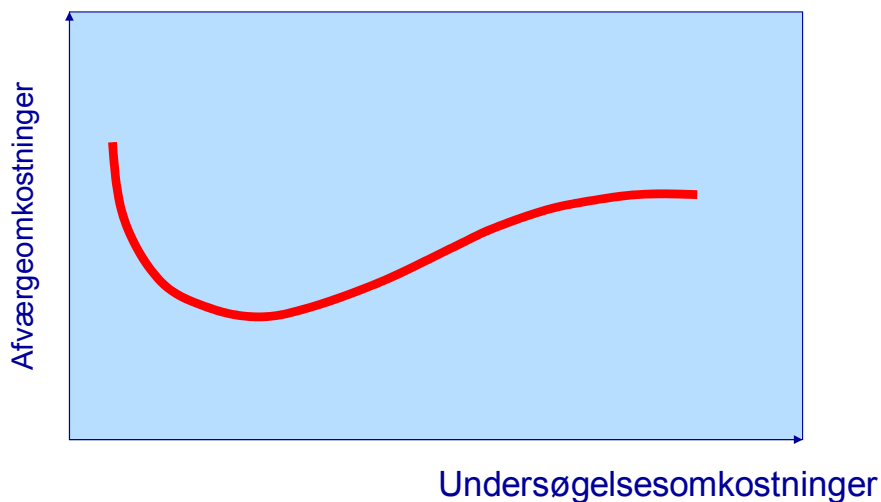
RESUMÉ

Der fremlægges i artiklen og foredraget forslag og værktøjer til anvendelse af beslutnings-sikkerhed som styrende parameter for beslutningen forurenede eller ikke forurenede i afgrænsningsundersøgelser af forurenede grunde.

BAGGRUND

Ét af de mest almindelige spørgsmål i forureningsundersøgelser er: *Hvor mange prøver skal jeg tage?* Bag spørgsmålet ligger ønsket om at vide: *Hvor mange penge skal jeg bruge på undersøgelser?* Det første spørgsmål kan i realiteten ikke besvares meningsfuldt på et almengyldigt niveau, fordi hver enkelt grund har forskelligt forureningsbillede og –kompleksitet og forskellig baggrundsviden om f.eks. geologi og hydrogeologi. Spørgsmålet om det nødvendige undersøgelsesomfang (=penge) kan derimod både besvares og bruges aktivt i planlægning og gennemførelse af undersøgelser, hvis det omformuleres til: *Hvor sikker skal jeg være i mine konklusioner?*

Der vil normalt være generelle krav, udtalte eller ikke-udtalte, til den fornødne sikkerhed, som udspringer af det ønskede beskyttelsesniveau. Mens kravet til undersøgelsessikkerhed kan formuleres generelt, vil det optimale omfang af en afgrænsningsundersøgelse variere fra grund til grund og i virkeligheden afhænge af en afvejning af afværgeomkostninger overfor undersøgelsesomkostninger, se figur 1. Afværge er her forstået bredt indeholdende også f.eks. registrering som forurenede med medfølgende begrænsninger i anvendelse.



Figur 1. Sammenhæng imellem afværge- og undersøgelsesomkostninger, modificeret efter /1/

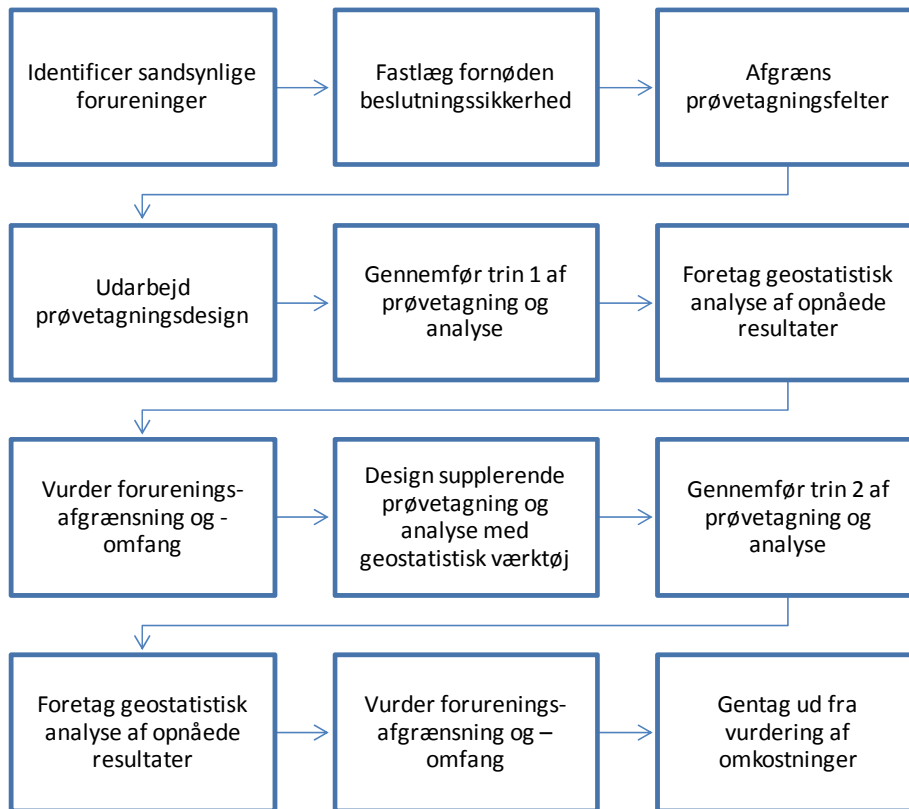
Målet for en afgrænsningsundersøgelse i forbindelse med afværge er at ramme minimum i kurven på figur 1, selvfølgelig med overholdelse af de generelle krav til beskyttelsesniveau, der måtte være opstillet. Eksempelvis kan en afgravning af forurenede jord indenfor et relativt stort område med begrænsede forundersøgelser være mere omkostningseffektiv end og med samme beskyttelsesniveau (beslutningssikkerhed) som en mere begrænset bortgravning efter omfattende undersøgelser til afgrænsning af det forurenede område. Det modsatte kan indlysende også være tilfældet.

FORMÅL

DHI har sammen med JSA-EnviroStat gennemført et projekt for Miljøstyrelsen /2/, hvor strategier og redskaber til at nå dette mål er udviklet. Formålet med projektet har været at udvikle usikkerhedsbaserede undersøgelses- og vurderingsstrategier og tilhørende redskaber, der kan bruges til at optimere afgrænsningsundersøgelser af forurenede grunde (jord og grundvand) ud fra krav til beslutningssikkerhed.

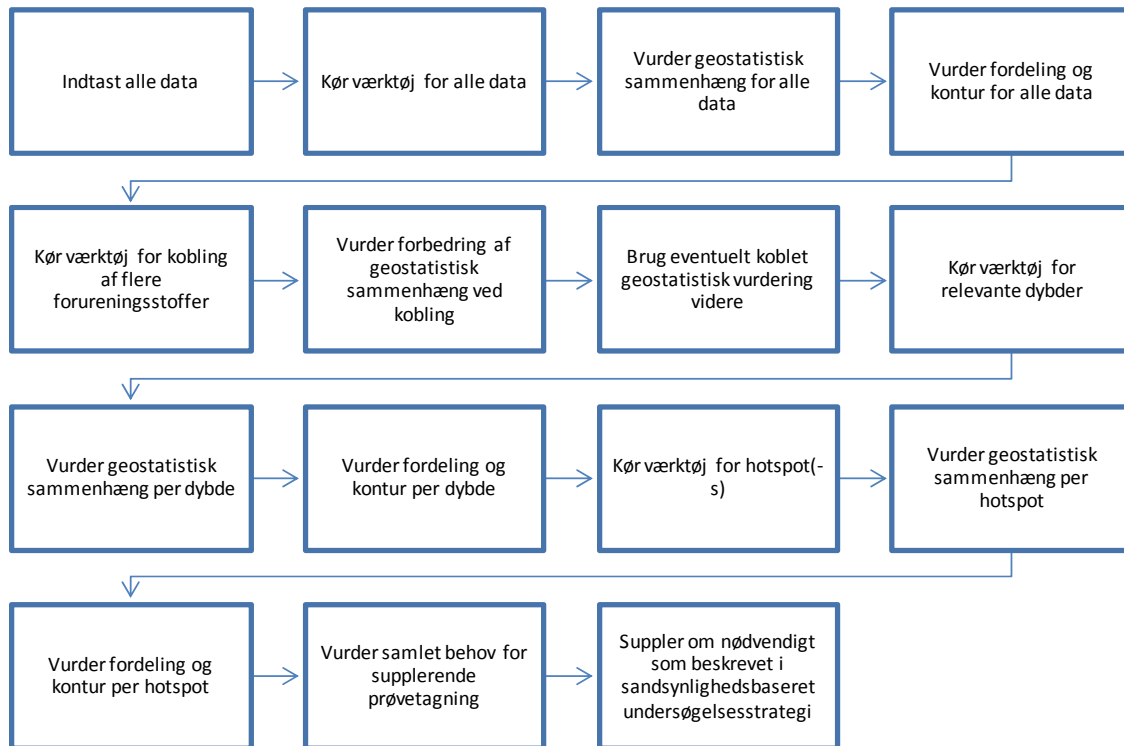
BESKRIVELSE

Med udgangspunkt i de danske regler og praksis for videregående undersøgelser er beskrevet en sandsynlighedsbaseret undersøgelsesstrategi for jord og grundvand, se figur 2 for jord som eksempel.



Figur 2. Sandsynlighedsbaseret undersøgelsesstrategi for jord

For undersøgelse af forurenede jord er så udviklet et geostatistisk værktøj, der tillader udnyttelse af avanceret statistisk analyse til beskrivelse af sandsynlighed for overholdelse af kriterier, uden nødvendigvis at have indgående geostatistisk viden. Anvendelsen af det geostatistiske værktøj indenfor usikkerhedsbaserede undersøgelsesstrategi er som eksempel vist i figur 3.



Figur 3 Forløb i geostatistisk analyse for jord

Ved hjælp af det geostatistiske værktøj kan forureningens fordeling beskrives horisontalt, eventuelt i flere dybder, baseret på målte forureningskoncentrationer. Konturer for overholdelse af kriterier med valgt sikkerhed, for eksempel 65 % eller 95 %, kan afgrænse forurenede dele af den undersøgte grund. Er det behov for nærmere afgrænsning, kan designes yderligere prøvetagning, hvor dette giver den største effekt på afgrænsning, og forureningsfordeling og konturer for kriterieoverholdelse genoptegnes.

For undersøgelser af forurenede grundvand er udviklet et modelværktøj baseret på en analytisk 3-dimensional transportmodel suppleret med en Monte Carlo baseret beregning af usikkerhed på transportbeskrivelsen. Med 3D-værktøjet kan gennemføres sandsynlighedsbaserede undersøgelser ud fra et datagrundlag svarende til en indledende undersøgelse, som så derefter gradvist kan udbygges.

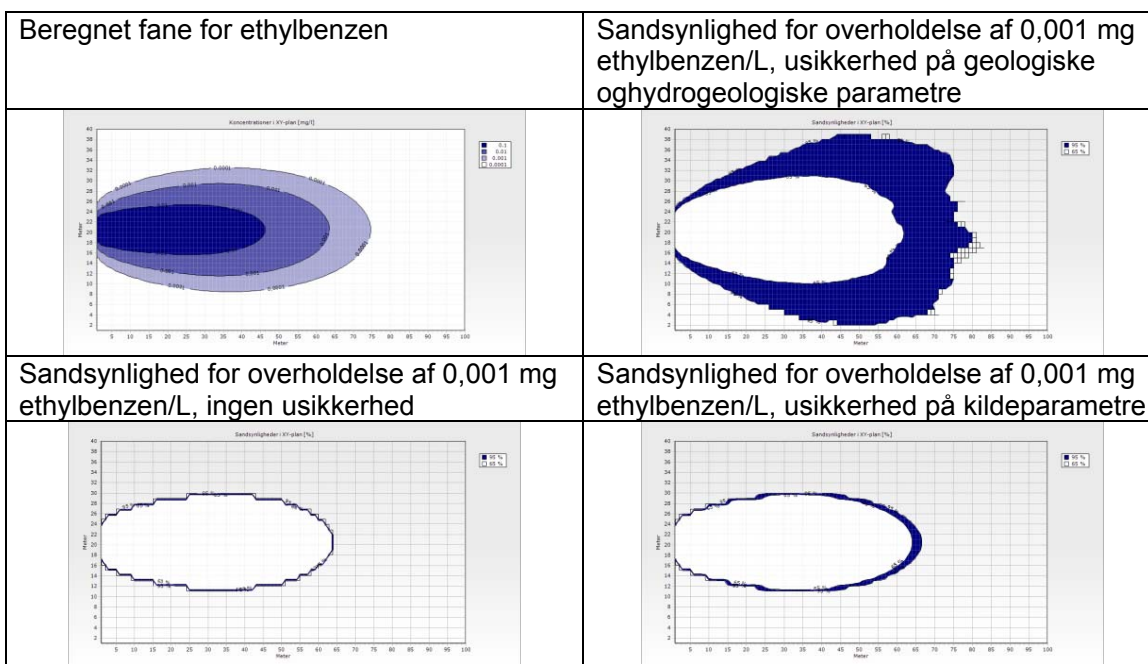
Ved hjælp af 3D-værktøjet kan forureningens transport og udbredelse beskrives horisontalt og vertikalt. Konturer for overholdelse af kriterier kan benyttes til at afgrænse det forurenede grundvand, og den fremtidige transport kan beregnes. Også for grundvand kan yderligere afgrænsning designes ved hjælp af 3D-værktøjet.

RESULTATER

De udviklede værktøjer leverer grafiske beskrivelser (plots)¹ af sandsynligheden for overholdelse af kriterier. Grundvandsværktøjet giver desuden mulighed for at optegne forventet faneudbredelse under definerede forudsætninger. Her er vist eksempler på anvendelse, men for en mere grundig gennemgang henvises til rapporten /2/.

I figur 4 er vist en beregnet fane af i et grundvandsmagasin (øverst til venstre). Konturen for overholdelse af 0,001 mg ethylbenzen/L med både 65 % og 95 % sikkerhed (nederst til venstre) falder sammen med fanens isokonzentrationslinie for 0,001 mg ethylbenzen/L.

Inddrages geologisk og hydrogeologisk usikkerhed (gradient, hydraulisk ledningsevne, fanens retning), bliver usikkerheden væsentligt øget (øverst til højre) med langt bredere område med risiko for forurening både med 65 % og 95 % beslutningssikkerhed. Usikkerhed på kildeparametre (kildekoncentration, tid siden forurenings start) giver en betydeligt mindre effekt på den sandsynlighedsbaserede kontur.



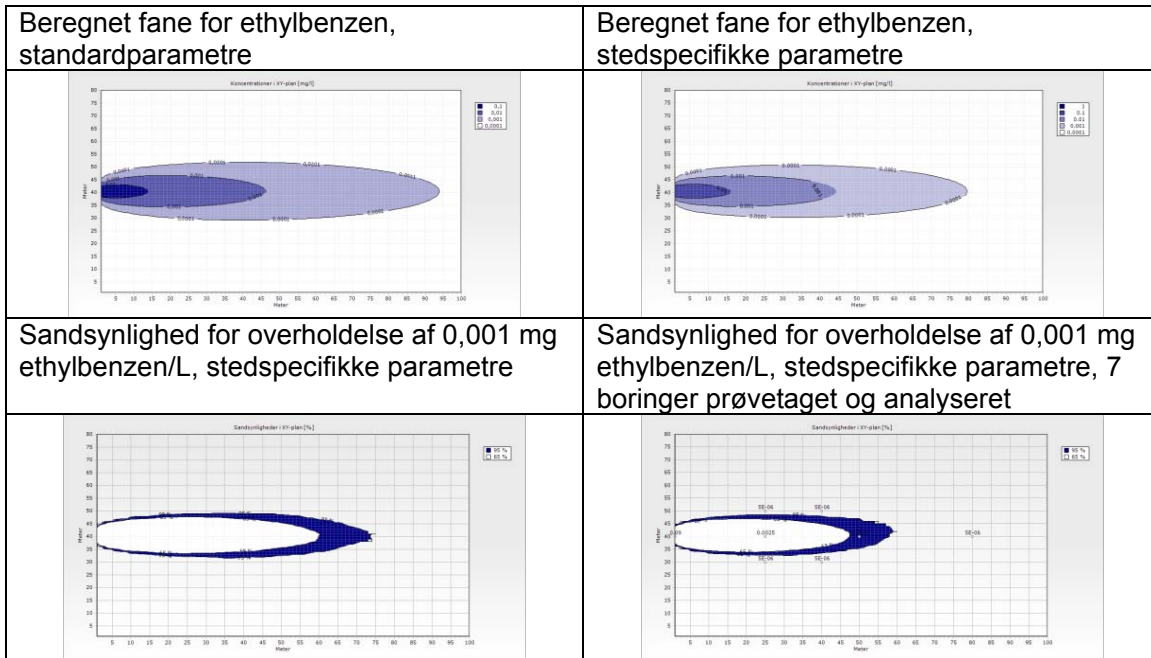
Figur 4. Eksempler på optegning af forureningsfane og sandsynlighedskonturer fra /2/

I denne situation ville videregående undersøgelser med fokus på bedre beskrivelse af geologi og hydrogeologi have god mulighed for at give en langt bedre og mindre omfattende afgrænsning af forureningsfanen.

I figur 5 er vist, hvordan inddragelse af stedspecifikke parametre bestemt med stor sikkerhed giver en forudsigtelse af en kortere fane (øverst til venstre og højre). Den lille usikkerhed

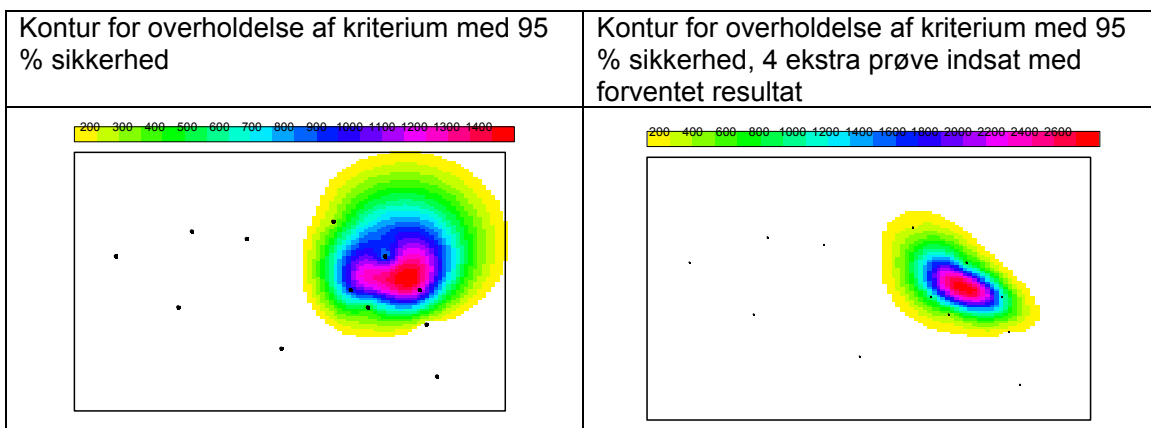
¹ De grafiske beskrivelser er beregnet på gengivelse i farve. Der henvises derfor til PDF filen på ATV Jord og Grundvands hjemmeside for læsning af artiklen med fuldt udbytte.

på parametrene giver også en snæver kontur for sandsynlig overholdelse af kriteriet (nederst til venstre), men inddrages målte koncentration i 7 borer (nederst til højre), kan konturen for den sandsynlige kriterieoverholdelse yderligere indsnævres. I denne situation var det afgørende at udføre supplerende undersøgelser med måling af forureningskoncentrationen i flere punkter for at opnå en forbedret og retvisende fane-afgrænsning.



Figur 5. Forureningsfane og sandsynlighedskonturer for forurenet grundvandsmagasin på Lolland fra /2/

Både det geostatistiske værktøj (jord) og 3D-værktøjet (grundvand) giver mulighed for at "lege hvad nu hvis", altså i planlægning af videre undersøgelser forudsætte bestemte resultater og vurdere, om disse undersøgelser og resultater vil forbedre forureningsafgrænsningen. Et eksempel på dette for jord er vist i figur 6.



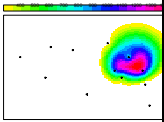
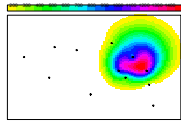
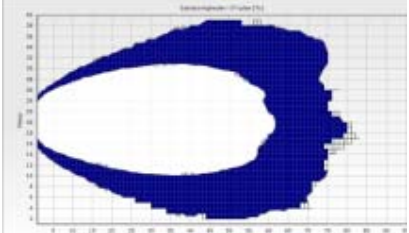
Figur 6. Eksempel på brug af det geostatistiske værktøj til vurdering af effekt ved supplerende prøvetagning

Udtagning og analyse af 4 ekstra prøver ville altså i denne situation betyde karakterisering af et væsentligt mindre område, som med 95 % sandsynlighed ikke er forurenet (de hvide områder), hvis de faktiske resultater efter supplerende undersøgelse faktisk gav de forventede resultater.

DISKUSSION

Beslutningen forurenet eller ikke forurenet tages i dag uden explicit inddragelse af usikkerhed og variation. Inddragelse af usikkerheden i beslutningen vil betyde, at et materiale i gennemsnit skal ligge usikkerheden under en kriterieværdi. Dette kan ses af Tabel 1, hvor forslag til usikkerhedsbaseret rapportering er givet. I tabellen er benyttet sædvanlige statistiske symboler, der alle er forklaret i rapporten /2/.

Tabel 1. Forslag til rapportering af undersøgelsesresultater med usikkerhed, fra /2/

Datagrundlag	Resultat	Beslutningssikkerhed		Kommentar
		65 %	95 %	
Ét analyseresultat				Sandsynlighedsbaseret beslutning er ikke mulig
Flere resultater for et materiale, tidlig variation lille	\bar{x}	$\frac{s \times t_{0,65}}{\sqrt{n}}$	$\frac{s \times t_{0,95}}{\sqrt{n}}$	Kan for eksempel benyttes for på forhånd fastlagt prøvetagningsfelt på forurenet grund
Flere resultater for et materiale, tidlig variation stor	\bar{x}_{mp}	$\frac{s_{mp} \times t_{0,65}}{\sqrt{n_{mp} \times n_t}}$	$\frac{s_{mp} \times t_{0,95}}{\sqrt{n_{mp} \times n_t}}$	Kan for eksempel benyttes for et antal målepunkter for poreluft på forurenet grund
Flere resultater for et område, immobilt materiale				Kan for eksempel benyttes for jorden på en forurenet grund
Flere resultater for et område, mobilt materiale				Kan for eksempel benyttes for grundvandet på en forurenet grund

Det skal derfor overvejes, i hvilket omfang de eksisterende kriterier er fastsat ud fra en forventning om, at de skal overholdes med en defineret sikkerhed, eller om usikkerheden i beslutning er indarbejdet som en generel usikkerhedsfaktor. Er det første tilfældet, bør kriterier fastholdes med et *de facto* øget beskyttelsesniveau til følge, er det andet tilfældet, bør kriterierne øges med den usikkerhed, der nu flyttes fra den generelle usikkerhedsfaktor til den

stedspecifikke og målte/beregnete usikkerhed. Herved vil beskyttelsesniveauet blive fastholdt. En væsentlig fordel ved at flytte usikkerheden fra den generelle usikkerhedsfaktor til en stedspecifik og konkret usikkerhed er, at grundige undersøgelser "belønnes" med mindre omfattende forureningsafgrænsninger.

De udviklede sandsynlighedsbaserede undersøgelsesstrategier og tilhørende værktøjer er anvendt til at beskrive eksempler fra gennemførte undersøgelser og modelleringer. Der er ikke foretaget samlede afprøvninger "live" fra planlægning til rapportering. Dette vil være påkrævet for at opnå en finpudsning af strategier og værktøjer til praktisk anvendelse.

Endelig skal bemærkes, at ingen beskrivelse i tal eller "farvelade" er bedre end de data, der benyttes. Med de udviklede værktøjer er det muligt at synliggøre og vurdere effekten af at forbedre datagrundlaget, men selve resultatet forbedres kun i det omfang, hvor det benyttes i planlægning af undersøgelser og gennemførelse af vurderinger.

KONKLUSION

Med udgangspunkt i nuværende beslutningsmetoder og -sikkerhed er foreslået supplerende sandsynlighedsbaserede undersøgelsesstrategier til at forbedre inddragelse af beslutnings-sikkerhed i kriterieoverholdelse, samt i undersøgelsesplanlægning og -rapportering på forurenede grunde. Der er udviklet to softwareprodukter (værktøjer) til understøttelse af sandsynlighedsbaseret forureningsafgrænsning for henholdsvis jord og grundvand. Konsekvenserne for anvendelse af strategier og værktøjer for beskyttelsesniveauet skal overvejes, og praktisk afprøvning vil give mulighed for optimering af metoderne.

EFTERSKRIFT

Projektet har været finansieret og fulgt af Miljøstyrelsen ved: Kim Dahlstrøm, Arne Rokkjær (nu Region Hovedstaden) og Ole Kiilerich

Data fra feltundersøgelser og modelsimuleringer, som har været essentielle for gennemførelsen af projektet, har velvilligst været stillet til rådighed af:

Torben Sonnenborg, Peter Engesgaard og Karsten Høgh Jensen, Geologisk Institut, Københavns Universitet
Annette Grarup, Skude & Jacobsen A/S
Per Loll, Dansk Miljørådgivning A/S
Jussi Laiho, AEL
Mads Georg Møller, Rambøll
Tage V. Bote og Torben Højer Jørgensen, COWI

REFERENCER

1. Ramsey, MH, Taylor, PD, Lee, J-C: Optimized contaminated land investigation at minimum overall cost to achieve fitness-for-purpose. *Journal of Environmental Monitoring* 4:809-814, 2002
2. Grøn, C., Overgaard, J., Madsen, H., Michael, L., Andersen, L., and Andersen, J. S. Metoder til estimering af undersøgelsesomfanget og til vurdering af usikkerheden af forureningsafgrænsningen. Udkast rapport til Miljøstyrelsen, marts 2009.

