



# leder

Amternes Videncenter for Jordforurening  
Dampfærgevej 22, Postboks 2593  
2100 København Ø  
Fax: 3529 8300  
E-mail: avjinfo@arf.dk  
Hjemmeside: www.avjinfo.dk

Lars Kaalund  
Tlf: 3529 8157  
E-mail: lak@arf.dk

Charlotte Weber  
Tlf: 3529 8158  
E-mail: cwe@arf.dk

Arne Rokkjær  
Tlf: 3529 8159  
E-mail: rok@arf.dk

Kit Jespersen  
Tlf: 3529 8185  
E-mail: kij@arf.dk

Redaktion:  
Ansvarshavende redaktør: Lars Kaalund  
Layout: Trine Schjermer, Amtrådsforeningen  
Tryk: Amtrådsforeningen

- 2 **Sammensætning af benzin og dieselolie**
- 4 **Additiver til benzin og diesel**
- 8 **Olieprodukter i forurennet jord**
- 10 **Kompost til haven eller olieforurennet jord?**
- 12 **Analyse for olie i jord**
- 14 **Risikovurdering af olieforurening**
- 16 **10 års indsats for et bedre miljø**
- 19 **Nedbrydning af MTBE i grundvand**
- 21 **Renser naturen op efter olie- og benzinforurening?**
- 24 **Differentierede kriterier for olieforurennet overskudsjord**
- 26 **Kan jorden renses til klasse I?**
- 31 **Kursus – Sprækket moræner**

Dette temanummer af AVJinfo er dedikeret til et par af vores trofaste og altid nærværende følgesvende. Selv om de har fulgt os siden 1983, har de stadig mange skjulte egenskaber og bevægemønstre, vi ikke forstår. Deres komplekse sammensætning er, om end ikke en gåde, så dog stadig genstand for intensiv forskning og udvikling. Selv når de forsvinder af naturlige årsager, eller fordi vi tvinger dem væk, er vi urolige for dem – er de nu helt væk, eller har de ændret tilstandsform og unddraget sig vores eftersøgning?

Det er naturligvis tvillingeparret olie og benzin det handler om, og vi vil i dette nummer af AVJinfo vende og dreje problemstillingerne omkring dette velkendte makkerpar. Artiklerne afspejler den store vidensopbygning og udvikling, der har været på området de seneste 20 år. Når der stadig er behov for forskning i olie-/benzinforurening skyldes det primært, at vi håndterer enorme mængder af disse produkter og derfor også spilder en del. En anden væsentlig årsag er de hyppige ændringer i produkternes komplekse sammensætning, samt at oprydning af olie-/benzinforurening udgør mere end halvdelen af de sager, der årligt gennemføres.

Det siger sig selv, at der er store økonomiske interesser forbundet

med både undersøgelser og afværgeprojekter. Det sætter fokus på to forhold: For det første er det vigtigt, at vores analysemetoder er valide og relevante i forhold til de enkeltstoffer, der findes i olie-/benzin produkterne – og for det andet, at omkostningerne til afværgeforanstaltninger holdes så lave som overhovedet muligt, uden at miljøhensynet tilsidesættes.

Oliebranchen og myndighederne må i de næste par år have en fælles interesse i at få afdækket, hvilke additiver der bruges i produkterne, hvilke fysik/kemiske og toksikologiske egenskaber additiverne har, samt hvilke analysemetoder der kan anvendes. Sideløbende hermed bør staten og amterne udarbejde en dansk protokol til brug i forbindelse med naturlig nedbrydning, så metoden kan anvendes på et så effektivt, juridisk og miljømæssigt forsvarligt grundlag som muligt.

Tillykke til Oliebranchens Miljøpulje med 10-års-jubilæet – det har været nogle hektiske, udviklende og succesfulde år.

Sidst, men ikke mindst, tak til de mange forfattere, der har lagt tid, energi og kreativitet i skrivningen af de mange artikler til dette nummer af AVJinfo.

Amternes Videncenter for Jordforurening ønsker alle vores læsere en rigtig god sommer! \*



# Sammensætning af benzin og dieselolie

Af Michael Mücke Jensen, teknik- og miljøchef,  
Oliebranchens Fællesrepræsentation

Der findes ikke nogen entydig beskrivelse af sammensætningen af benzin og dieselolie. Benzin og dieselolie fremstilles ved raffinering af råolie. Ved raffineringen udvindes talrige fraktioner, bestemt ved blandt andet deres kogepunkt, ved hjælp af en lang række delprocesser. Ved efterfølgende sammenblanding af disse fraktioner opnås benzin og dieselolie i forskellige kvaliteter. Den endelige sammensætning af benzinen og dieselolien afhænger af den benyttede råolie, nogle råolier har et højt indhold af aromatiske forbindelser, mens andre har et højt indhold af paraffiner, hvilket igen afspejler sig i slutprodukternes sammensætning. Derudover er sammensætningen afhængig af det enkelte raffinaderis tekniske opbygning.

Benzinens og dieseloliens sammensætning er styret af en række overordnede parametre, der fremgår af tabel 1 og 2. Disse egenskaber kan opnås ved blanding af forskellige fraktioner, således at benzin og dieselolie med de samme egenskaber ikke nødvendigvis består af de samme delfraktioner.

Benzin består overordnet af kulbrint er i kogepunktsintervallet 25 - 210 °C, mens dieselolie består af kulbrinter i kogepunktintervallet 150 - 370 °C.

Generelt er det benzinens oktantal og damptryk og dieseloliens densitet og kuldeegenskaber, der er afgørende

for sammensætningen. Ved blanding af de forskellige destillationsfraktioner styres der efter at opnå det ønskede oktantal/densitet og kuldeegenskaber på den mest omkostnings-effektive måde i forhold til raffinaderiets tekniske muligheder.

For benzins vedkommende betyder det, at indholdet af aromatiske forbindelser, herunder benzen, vil være tæt på det maksimale, som specifikationen tillader, da aromater generelt har et meget højt oktantal. Derimod forsøges det at minimere uforgrenede alifatiske kulbrinter, der generelt har et lavt oktantal. Det modsatte gør sig gældende for cetantallet. Her er det vigtigt at begrænse aromatindholdet i forhold til indholdet af alifatiske kulbrinter, der generelt har et højt cetantal. Den danske dieselolie indeholder generelt i størrelsesordenen 20-25 % aromater.

## Additivering

Ud over de ud fra råolie fremstillede kulbrintefraktioner iblandes benzin og dieselolie en række forskellige additiver, der alle tjener til at forbedre benzinen og dieseloliens egenskaber. Der tilsættes additiver både i produktionen på raffinaderierne og ved udlevering fra depoter, de såkaldte marketingadditiver. Hvert selskab har deres eget marketingadditiv, hvor det af konkurrencehensyn ikke er muligt

nærmere at redegøre for sammensætningen.

De to mest kendte additiver er vel nok bly, der i form af ethyl- eller methylbly tidligere tilsattes benzinen for at øge oktantallet. Ved udfasningen af bly fra midten af 1980'erne blev dette i stort omfang erstattet med MTBE som oktanforbedrer, men også andre etherforbindelser eller alkoholer kan bruges til at hæve oktantallet. Da bly samtidig havde en smørende effekt på de gamle motorers ventil-sæder, er det nødvendigt at tilsætte et andet additiv for at opnå den samme smørende effekt. I dag anvendes kalium i vidt omfang til erstatning for blyets smørende egenskaber. Der tilsættes ikke kalium til benzin solgt fra de grønne pistoler på servicestationerne, da problemet er løst motorteknisk i de moderne biler.

Siden 1. maj 2001 er der ikke tilsat MTBE til 92 og 95 oktan benzin i Danmark, 98 oktan benzin tilsættes MTBE for at opnå det høje oktantal, men salget er til gengæld begrænset til kun 123 stationer i Danmark. Historisk har indholdet af MTBE i benzinen været:

- 3,5 – 11 % v/v i 98 oktan
- 0,1 – 5,5 % v/v i 95 oktan
- 0 – 0,3 % v/v i 92 oktan.

Intervallerne afspejler blandt andet en årstidsvariation, idet MTBE-indholdet typisk er højest om sommeren.

**Tabel 1. Væsentligste krav til kvalitet af benzin /1/, /2/**

Parameter	til2005	Fra 2005
Oktantal*	95	95
Damptryk (sommer)**	max 60,0 kPa	max 60,0 kPa
Destillation:		
- fordampet v. 100 oC	min 46,0 % v/v	min 46,0 % v/v
- fordampet v. 150 oC	min 75,0 % v/v	min 75,0 % v/v
Kulbrinter:		
- alkener	max 18,0 % v/v	max 18,0 % v/v
- aromater	max 42 % v/v	max 35 % v/v
- benzen	max 1 % v/v	max 1 % v/v
Iltindhold		
- ethere (MTBE) *****	max 15 % v/v	max 15 % v/v
Svovlindhold***	max 150 ppm	max 50 ppm

\* Benzin med højere eller lavere oktantal kan markedsføres, men der skal minimum være 1 stander med 95 oktan på hver station.

\*\* I lande med arktisk klima, Sverige, Finland og England, gælder 70 kPa.

\*\*\* I Danmark er svovlindholdet generelt i størrelsesordenen 50 ppm. Fra 2005 skal benzin med 10 ppm være tilgængeligt.

\*\*\*\*\* 92/95 oktan benzin er ikke tilsat MTBE. Der bruges ikke andre oxygenholdige forbindelser i Danmark.

**Tabel 2. Krav til kvalitet af diesellole /1/, /2/**

Parameter	
Cetantal	min 51
Massefylde	Max .845 kg/m <sup>3</sup>
Destillation	
- 95% kogepunkt	max 360 °C
PAH	max 11% m/m
Svovlindhold	max 50 ppm

Endelig tilsættes benzinen i mindre omfang, få promille, en række additiver, der alle virker rensende eller smørende i motoren, eller for diesels vedkommende hæver cetantallet, og dermed forbedrer brændstoføkonomien og/eller motorens ydeevne. Disse additiver ændrer ikke på andre af de opsatte specifikationer.

Inden introduktionen af additiverne har de gennemgået en lang

række tests, der blandt andet omfatter toksikologi, økotoksikologi og nedbrydelighed. Der skulle således være stor sikkerhed for, at introduktionen af en række nye benzinkvaliteter, såsom V-power; Nitro 3000 og Ultima, ikke vil føre til en ny ”MTBE-sag”. \*

/1/ Bekendtgørelse om kvaliteten af benzin og diesellole til brug i motor-køretøjer m.v. Bekendtgørelse nr. 77 af 15.01.2001.

/2/ Draft Directive 2002/ /EC Of the European Parliament and the Council of amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels.

# Additiver til benzin og diesel

**I fremstillingen af benzin og diesel tilsættes additiver for at få bedre brændstofegenskaber. Additiver som alkylbly og MTBE har givet forurening som bivirkning og bruges derfor ikke mere eller mindst muligt. Nu prøver vi at få kendskab til de øvrige og ofte nye additiver for at kunne komme fremtidige forureningsproblemer for jord og grundvand i forkøbet.**

*Af Christian Grøn, Lise Samsøe-Petersen og Kim Broholm, DHI – Institut for Vand og Miljø*

Benzin og diesel er komplicerede blandinger af kemiske stoffer, der fremstilles ved destillation og eventuelt videre forarbejdning af råolie. For at opnå de rette brændstofegenskaber til moderne biler og for at leve op til miljøkrav, f.eks. krav om højeste indhold af aromater eller krav til udstødningskvalitet, blandes andre stoffer i rådestillaterne. Det kan være særlige fraktioner eller forarbejdninger af olie, eller det kan være kemiske stoffer fremstillet til formålet. Den kemiske og petrokemiske industri lægger store ressourcer i at fremstille og blande de bedste additiver, og særlige egenskaber eller sammensætninger af f.eks. benzin bliver brugt i dyre markedsføringskampagner som den for Shells nye V-Power benzin. Derfor er oplysninger om additiverne ikke let tilgængelige.

## **Anmeldelse og registrering af additiver**

Efter EU's regler skal nye (var ikke på markedet i EU før 18. september 1981) og farlige stoffer anmeldes via Miljøstyrelsen. Disse anmeldelser indeholder bl.a. oplysninger om stoffernes egenskaber og, hvis egenskaberne

betinges det, en risikovurdering for de forskellige led i fremstilling og anvendelse af stoffet. Desuden skal stoffer, materialer og produkter, der kan være farlige og importeres eller fremstilles i Danmark, anmeldes til Arbejdstilsynet, dog ikke hvis de blev importeret eller fremstillet før 1. april 1983. Oplysningerne om stoffer, materialer og produkter samles i Listen over farlige stoffer, der ligger på Miljøstyrelsens hjemmeside og i Produktregistret, som føres af Arbejdstilsynet.

På EU's liste over eksisterende stoffer (pr. 18. september 1981) findes også de almindelige brændstoffer, som benzin. Disse skal altså ikke anmeldes, men ændringer i sammensætning, f.eks. tilsætning af nye additiver, skal anmeldes. Additiver og additivblandinger, som importeres for at blive blandet i brændstoffer i Danmark, skal også anmeldes, hvis de altså er farlige eller nye stoffer.

## **Adgang til oplysninger om additiver**

Der er i princippet offentlig adgang til Produktregistret, men dele af de anmeldte oplysninger kan betragtes som fortrolige efter ønske fra

importør/producent. Det betyder i realiteten, at offentligheden i Produktregistret kan finde oplysninger om et bestemt, registreret stofs farlighed, men ikke generelle oplysninger om stoffer anvendt til et bestemt formål, som f.eks. additiver til brændstof eller om import/produktion af et bestemt stof i Danmark. Nogle generelle oplysninger af denne art kan dog findes i det fælles nordiske produktregister.

Når et stof er farligt, skal der findes leverandør- og arbejdspladsbrugsanvisninger, som giver specificerede oplysninger om stoffernes egenskaber, farlighed og håndtering. Oplysninger om additivers farlighed kan findes i disse brugsanvisninger.

Derudover kan man finde generelle oplysninger om additiver i lærebøger og oversigtsartikler om brændstofteknik i en række vejledninger og rapporter fra Miljøstyrelsen om potentielle forureningsstoffer fra olie- og benzinprodukter og endelig i den internationale videnskabelige litteratur og i patenter på nye additiver. Det kan nævnes, at der hvert år offentliggøres 500 ny patenter på brændstofadditiver.

Der er med andre ord ikke let adgang til en oversigt over de konkrete additivstoffer, der reelt benyttes til benzin og diesel i f.eks. Danmark.

### Typiske additiver

Additiver tilsættes benzin og diesel med en række forskellige funktioner, se tabel 1. Ikke alle funktioner skal dækkes i alle brændstoftyper, f.eks. benyttes tændingsforbedrere kun i diesel og ikke i benzin, ligesom nogen funktioner ikke udnyttes i Danmark, f.eks. tilsætning af farve- og sporstoffer. Hovedparten af de kemiske stoffer, der benyttes som additiver for at dække disse funktioner, hører til relativt få hovedgrupper af kemiske stoffer:

- kortkædede alkoholer og ethere
- overfladeaktive stoffer
- kompleksbindere
- metalorganiske stoffer
- kulbrinter med heteroatomer
- iltende organiske forbindelser
- simple oliebaseerede kulbrinter
- polymerer.

Blandt de mest kendte additiver kan nævnes alkylblyforbindelser, som tetraethylbly (metalorganisk stof), der tidligere blev benyttet som antibankningsmiddel og MTBE (kortkædet ether), der i begrænset omfang stadig benyttes som oxygenat, og som sådan har antibankningsfunktion. Kun alkoholer/ethere og simple oliebaseerede kulbrinter vil normalt findes over 1 % i salgsklar benzin eller diesel .

Et eksempel på brug af et andet antibankningsmiddel end alkylbly er også stoffet MMT, der er en organisk manganforbindelse. MMT blev benyttet udbredt i Canada, blev forbudt og så tilladt igen. I USA blev MMT først ikke godkendt, så godkendt, men benyttes i dag kun i begrænset omfang. Bekymringen for det nye additiv skyldes, at mangan kan være skadeligt (neurotoksisk) for mennesker i for høje koncentrationer, samt at en del af manganindholdet i MMT spredes med udstødningen til omgi-

velserne (ligesom alkylbly). Der er fundet højere mangankoncentrationer i canadiske områder med høj trafikbelastning og i menneskers blod i dele af Quebec med høje mangankoncentrationer i luften. Udskiftning af alkylbly med MMT som brændstofadditiv kan altså reducere miljøbelastningen med bly, men giver i stedet en miljøbelastning med mangan. MMT kan give forurening af luft og jord, men formodentlig ikke af grundvandet på grund af binding af de manganholdige forbrændingsprodukter i jorden. MMT er registreret i det danske produktregister, men det årlige forbrug er i det fælles Nordiske produktregister angivet som fortroligt. MMT kan altså bruges i Danmark, men der er ikke offentlig adgang til oplysninger om et evt. forbrugs størrelse.

### Jordforurening med additiverne

Hvis der sker en forurening med benzin eller diesel, vil additiverne fordampe, sive ned til grundvandet, bindes i jorden eller nedbrydes. Fordelingen af additiverne vil både afhænge af det enkelte additivs egenskaber, (typiske fordelingskoefficienter – vand til luft og til organisk stof, samt nedbrydningshastigheder), af omgivelserne (typisk organisk stofindhold i jorden, geologi og hydrologi) og af forureningssituationen (særligt størrelse af forureningen og udbredelsen af separat fase).

Bemærk, at selvom et additiv måske kun indgår i et brændstofprodukt i en koncentration på 1 %, kan en forurening med 5.000 L produkt alligevel forurene 5.000 m<sup>3</sup> grundvand til 1 mg/L, hvis hele additivmængden ender i grundvandet.

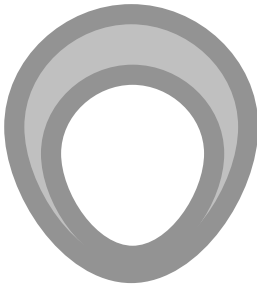
Simple oliebaseerede kulbrinter vil ikke adskille sig væsentligt fra det raffinerede olieprodukt med hensyn til miljøegenskaber, og egenskaberne af de kortkædede alkoholer og ethere er velkendte fra mange undersøgelser. For de øvrige hovedgrupper gælder, at de fleste stoffers egenskaber er dårligt

kendte, men at de på grund af kravene til deres funktion vil være delvis vandopløselige og dermed potentielt mobile. De samme egenskaber medfører, at mange ikke påvises med de analysemetoder, der almindeligvis benyttes i undersøgelser af olie- og benzinforurenedede grunde (GC og GC-MS). Stofferne er som hovedregel specielle stoffer "skræddersyede" til additiv funktionen og indgår derfor ikke som målstoffer i rutineanalyser af forurenede jord og vand. For kompleksbindere og metalorganiske forbindelser gælder, at de muligvis bindes i jorden, mens de iltende forbindelser muligvis nedbrydes hurtigt. Der må derfor foretages en konkret vurdering af, om stofferne kan udgøre en grundvandsrisiko.

### Eksempler på benyttede additiver i Danmark

I tabel 2 er vist 3 stoffer, som i det fælles nordiske Produktregister kan findes med brug i Danmark som brændstofadditiver. I tabel 3 er vist stoffernes fysisk-kemiske egenskaber og fordelingen imellem jord, poreluft og grundvand som beregnet med anvendelse af almindelige antagelser og jordtyper benyttet i JAGG-modellen.

Det fremgår af beregningerne vist i tabel 3, at maleinsyretridecylamid (ved jords normale pH) og isopropanol i væsentligt omfang (henholdsvis 40 og 98 % af den samlede mængde) vil kunne findes i jordens porevand og derfor vil kunne udvaskes til grundvandet. Ingen af stofferne findes i væsentligt omfang i poreluften (<0,1 %), og de udgør således næppe et problem for udeluft og indeklima. 2-Ethylhexylnitrat vil primært findes bundet til jorden og dermed kunne udgøre en risiko ved håndtering af jorden, men findes kun begrænset (0,4 %) i porevandet. Stoffet har en fordelingskoefficient oktanol/vand, log  $K_{ow}$ , af samme størrelsesorden som f.eks. PAH-forbindelsen fluoren ▶



**Tabel 1. Oversigt over de funktioner, som ønskes dækket af additiver til benzin og diesel.**

Additivgruppe	Funktion
Antibankningsmidler	· hæmmer uens forbrænding af benzin i motoren (bankning), øger benzins oktantal
Antifrostmidler	· forhindrer isdannelse i motoren
Antioxidanter	· forhindrer oxidation af benzin- og dieselkomponenter, der kan resultere i dannelse af gummiagtige polymerer · stabiliserer tilsatte organiske blyforbindelser
Antirustmidler	· forhindrer rustdannelse i motorer og rørsystemer
Antiskummidler	· forhindrer skumning under pumpning
Antistatiske stoffer	· forhindrer opbygning af statisk elektricitet
Antibelægningsmidler	· forhindrer partikeldannelse i motoren · fjerner belægninger, der er dannet
Biocider	· forhindrer mikrobiel vækst i brændstof
Emulsionsbrydere	· fjerner vanddråber i brændstoffet
Farver og sporstoffer	· muliggør identifikation af brændstoftype
Flowforbedrere	· forhindrer tilstopning af motoren på grund af udfældning ved lav temperatur af de højt kogende vokskomponenter i diesel
Forbrændings-katalysatorer	· effektiviserer gnistdannelse i motoren · modvirker soddannelse under dieselforbrænding
Modvirkere af blybelægninger	· forhindrer dannelse af belægninger af blyoxid i motoren ved brug af benzin tilsat alkylblyforbindelser · letter mekanisk selvjernelse af blybelægninger
Metal deaktivatorer	· forhindrer metaller i at katalysere oxidation af brændstoffet og dermed dannelse af gummiagtige polymerer
Oxygenater	· hæmmer uens forbrænding i motoren og erstatter tilsætning af andre antibankningsmidler, øger benzins oktantal · fungerer som brændstof ligesom olieproduktet
Parfumer	· overdøver ubehagelig lugt af brændstoffet
Slidbeskyttere	· forhindrer korrosion i motorens cylindre · forhindrer korrosion i motoren på grund af høj viskositet af diesel ved lav temperatur · forhindrer slitage af ventillejer
Smøremidler	· forhindrer mekanisk slitage på motoren og forhindrer friktion, primært på/i cylindre
Sprayforbedringsmidler	· giver bedre fordeling af indsprøjet brændstof
Stabilitetsforbedrere	· forhindrer syre-base reaktioner
Tændingsforbedrere	· starter forbrændingsprocessen af diesel tidligere og gør den hurtigere, øger cetantal af diesel

◀ og en chlorphenol som 3,4,5-trichlorphenol, og det vil udvaskes til og transporteres med grundvandet i nogenlunde samme grad. Det skal bemærkes, at hverken effekten af separat fase eller stoffernes eventuelle nedbrydning er medtaget i beregningerne i tabel 3, ligesom der ikke her er taget stilling til stoffernes

eventuelle farlighed for mennesker og miljø. Der er således alene tale om en indledende, overordnet vurdering.

### Hvad så nu?

Oplysningerne i denne artikel er indsamlet i forbindelse med et projekt, hvor DHI for Amternes Videncenter for Jordforurening gennemgår den

umiddelbart og offentligt tilgængelige viden om additiver til benzin og diesel med henblik på risikoen for forurening af jord og grundvand. Efter færdiggørelsen af projektet vil behovet for konkrete undersøgelser af danske benzin- og dieselprodukter blive vurderet. \*

**Tabel 2. Eksempler på 3 stoffer, der i det fælles nordiske Produktregister er registrerede med et forbrug som brændstofadditiver i Danmark.**

CAS <sup>2</sup> nummer	Stofnavn	Opgivet <sup>3</sup> forbrug i Danmark i 2001 i tons	Stofhovedgruppe/-funktion
27247-96-7	2-Ethylhexylnitrat	1.500	littende organiske forbindelser/tændingsforbedrer til diesel
67-63-0	Isopropanol	15	Kortkædede alkoholer og ethere/oxygenat og antifrostmiddel
84583-68-6	Maleinsyretridecylamid	7	Overfladeaktive stoffer/flere mulige funktioner

**Tabel 3. Fysisk-kemiske egenskaber og forventet fordeling af de rene stoffer i umættet, sandet muldjord af udvalgte stoffer registrerede som brændstofadditiver i Danmark.**

Stofnavn	Fysisk-kemiske egenskaber <sup>4</sup>		Fordeling jord-poreluft-vand		
	log (Kow) <sup>5</sup>	H <sup>6</sup> atm m <sup>3</sup> /mol	Jord %	Poreluft %	Porevand %
2-Ethylhexylnitrat	4,12	1,44 * 10 <sup>-3</sup>	99,6	<0,1	0,4
Isopropanol	0,28	7,5 * 10 <sup>-6</sup>	2,3	<0,1	97,7
	5,75/2 <sup>7</sup>	1,8 * 10 <sup>-12</sup>	100/58,7	<0,1/<0,1	<0,1/41,3

<sup>1</sup> Referencer til denne artikel vil kunne findes i et notat, som udarbejdes ved en igangværende vidensopsamling for Amternes Videncenter for Jordforurening.

<sup>2</sup> Systematisk nummerering fra Chemical Abstracts.

<sup>3</sup> Mængde opgivelser er omtrentlige og kan være fejlbehæftede pga. mulig dobbelt registrering og manglende opdatering.

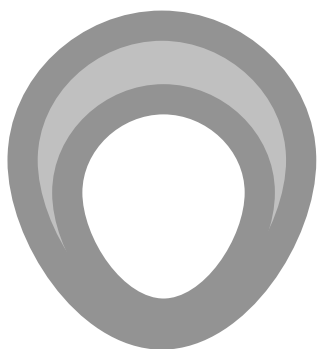
<sup>4</sup> Alle beregnede med US EPA's software EPI til estimering af stoffers skæbne i miljøet.

<sup>5</sup> Fordelingskonstant oktanol/vand.

<sup>6</sup> Henrys lov konstant.

<sup>7</sup> Maleinsyretridecylamid er en syre med pKa på cirka 2, som i pore- og grundvand vil være fuldstændigt ioniseret. Værdien af log Kow estimeret i EPI er for den uioniserede syre, mens værdien er for den ioniserede syre anslået ud fra effekten af ionisering på andre organiske syrer.

# Sammensætning af olieprodukter i forurenede jord



Sammensætningen af en olieforurening kan undergå betydelige forandringer med tiden pga. de store forskelle i oliekomponenternes egenskaber. Eksempler på dette er, at:

- nogle stoffer fordamper meget let og findes derfor i faldende mængder i jord- og vandfasen.
- nogle stoffer opløses let i grundvandet og fjernes derved fra jordfasen.
- nogle stoffer er så uopløselige i vand, at de forbliver i jordfasen.
- nogle stoffer er let nedbrydelige under lokale forhold, hvorved de gradvist elimineres.

Disse forhold medfører, at det ofte kan være vanskeligt at ”genkende” en

olieforurening efter nogen tid. Dette er velkendt på de kemiske laboratorier, men det kan ofte være svært at redegøre for i en analyserapport, som i dagens Danmark som regel kun er en rapportering af tal. Det er derfor vigtigt, at brugerne af analyserapporterne er vidende om og opmærksomme på fortolkningen af analyser på olieforurenede jord og vand.

Som eksempler omtales forureninger som dieselolie, motorbenzin, PAH og MTBE.

## Dieselolie

Analysen af olieforurenede jord og vand foregår oftest ved en GC-FID-analyse, hvor kromatogrammet dels bruges til den kvantitative analyse, dels til identifikation af forureningen på grundlag af mønsteret i GC-FID-kromatogrammet, det såkaldte ”fingerprint”.

En dieselforurening vil give meget forskellige fingerprint i jordfasen og i vandfasen. En frisk dieselolie kan tydeligt genkendes i en jordprøve, dog er den som regel ikke til at skelne fra let fyringsolie (gasolie). Derimod kan den kun genkendes i vandprøver, hvis olien forefindes som f.eks. fri fase, emulsion eller lignende, idet olien så

optræder med et fingerprint som selve olien. Hvis dieselolien derimod er udvasket, vil forureningen i grundvandet typisk vise sig ved et højt indhold af flygtige aromater – primært BTEX og C9-C10-aromater. En sådan forurening kan ofte være umulig at skelne fra en forurening med aromater fra et tjæreprodukt, fra en motorbenzin eller fra et aromatholdigt opløsningsmiddel som Solvesso eller lignende.

Da komponentsammensætningen i jord således er meget forskellig fra sammensætningen i vand, er det kompliceret eller umuligt at vurdere jord-/vandfordelingen af ”total olie”.

Derudover er de største vanskeligheder med dieselolie knyttet til oliens forvitring, altså den forandring olien undergår med tiden, primært som følge af biologisk nedbrydning, fordampning og udvaskning. Som følge af disse forvitningsprocesser vil de nedbrydelige, udvaskelige og letflygtige komponenter elimineres med tiden og efterlade de vanskeligt nedbrydelige, adsorberbare og tungtflygtige komponenter i jorden.

Disse processer er en yderst kompliceret affære, som ikke vil blive gennemgået her, men meget forenklet



**I denne artikel bliver der fokuseret på, hvordan sammensætningen af en olieforurening kan ændre sig med tiden. Artiklen tager udgangspunkt i de kemiske analyser, der udføres på jord- og vandprøver – dvs. hvordan olieprodukternes ændringer påvirker de vurderinger, der kan drages på grundlag af de kemiske analyser. Gennemgangen er begrænset til de standardanalyser, som benyttes rutinemæssigt på de danske laboratorier.**

Af Nis Hansen, Eurofins A/S

kan man sige, at mange olieprodukter – herunder diesel – ændrer sig, så forureningen af jordfasen med tiden bliver mere og mere ensartet. En meget gammel forurening med dieselolie kan derfor vanskeligt eller slet ikke skelnes fra andre tungere olier.

### Motorbenzin

Da motorbenzin i høj grad består af let udvaskelige aromater, vil disse let gå i vandfasen. Som netop omtalt kan det imidlertid være vanskeligt at konkludere, om forureningen i en grundvandsprøve stammer fra motorbenzin, dieselolie, et tjæreprodukt eller et opløsningsmiddel.

Selv om motorbenzin således let udvaskes fra jorden, vil der dog være betydelig forskel på udvaskningen af de forskellige komponenter. Dette viser sig ved, at jorden med tiden vil indeholde mest af de tungere aromater, hvilket primært vil sige C9-C12 aromater, naphthalen og methyl-naphthalener. Ved undersøgelser på benzinstationer vil en benzinforurening af jorden som regel kunne erkendes entydigt ved fundet af flygtige aromater, og deres sammensætning vil afspejle forureningens "alder", uden at det dog er muligt at angive en alder

målt i år. Også jord med blandingsforureninger af motorbenzin og diesel vil som regel kunne identificeres som sådanne, når blot det ene produkt ikke dominerer helt i forhold til det andet. I disse tilfælde vil aromaterne fra benzin kunne skelnes fra fingerprintet fra dieselolien.

### PAH

Ingen dieselolie- og benzinprodukter indeholder store mængder af PAH-forbindelser (*se tidligere indlæg*), men alligevel kan forurening med PAH ofte henføres til olieprodukter. Dette skyldes som regel, at der for olieprodukter med PAH med tiden sker en relativ opkoncentrering af PAH i jordfasen, idet andre oliekomponenter lettere elimineres fra jordfasen gennem mikrobiel nedbrydning, fordampning og udvaskning. Resultatet er, at selv om PAH-indholdet er lavt i olieprodukter, kan der godt forekomme høje PAH-niveauer i jordfasen, hvis olieforureningen har stået på igennem længere tid, og der således stadig er blevet tilført olie med PAH.

PAH fra olie kan som regel afsløres ved tilstedeværelsen af alkylerede PAH i betydelige mængder. Mens PAH fra afbrænding og tjæreproduk-

ter primært udgøres af PAH uden sidegrene (ikke-alkylerede PAH), indeholder olieprodukter betydelige mængder af alkylerede PAH, som f.eks. methyl-, dimethyl, methylethyl-PAH. Ved praktiske undersøgelser kan der f.eks. analyseres for såkaldte C1-, C2- og C3-naphthalener, C1-, C2- og C3-phenanthrener samt C1-, C2- og C3-dibenzothiophener. Analyse af disse stoffer er standard i forbindelse med offshore-undersøgelser, hvor det er vigtigt at kunne afsløre, om PAH i miljøet har tilknytning til olieudslip fra offshore-produktion.

PAH udvaskes ikke i betydende koncentrationer, og PAH udgør derfor ikke et grundvandsproblem.

### MTBE

Antallet af additiver til olieprodukter er som omtalt meget stort, og her vil kun blive omtalt MTBE og bly.

MTBE er et letflygtigt og samtidigt meget vandopløseligt stof. Det vil derfor i høj grad udvaskes til grundvandet, men vil dog undertiden længe kunne findes som en rest i jordfasen.

Efter fremkomsten af Purge & Trap-analyser til analyse for flygtige komponenter i vand har denne metode helt erstattet de tidligere ►

◀ ekstraktionsanalyser. Dette har givet meget lavere detektionsgrænser, ligesom det er blevet muligt at medbestemme begge de aktuelle nedbrydningsprodukter TBA og TBF.

For jordprøver derimod benyttes så vidt vides ikke Purge & Trap-analyser på danske laboratorier, men stadig ekstraktion efterfulgt af GC-MS analyse. Dette medfører, at TBA næppe vil kunne medtages ved jordanalyser, hvilket næppe heller er relevant.

### Andet

For mange stoffer som pesticider og chlorerede opløsningsmidler omfatter de kemiske analyser også en række nedbrydningsprodukter (metabolitter). Dette er ikke tilfældet ved analyse af olieprodukter, hvor det vel kun er for MTBE, at der også undersøges for metabolitterne. Selv om man efterhånden har en meget betydelig viden om nedbrydningen af de forskellige kulbrinter, vil det i praksis være meget

kompliceret at udvælge og analysere for relevante metabolitter.

Ligeledes er det kun ganske få additiver, som indgår i undersøgelser af olieforurenede jord. Dette skyldes bl.a., at selv om additiverne måske nok er kendt, kan det være vanskeligt at fremskaffe oplysninger om, hvilke additiver der findes i et konkret produkt. ✱

# Kompost til haven eller olieforurenede jord?

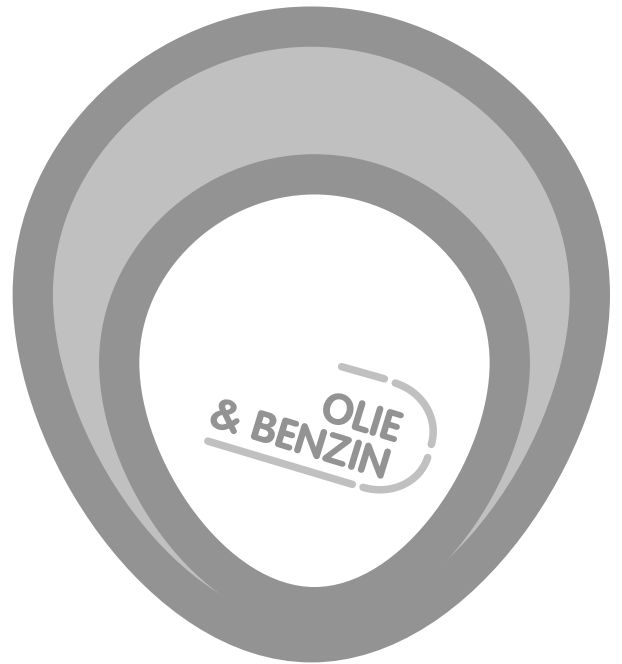
**Kontrolanalyser af god dansk muld kan være det rene hasard, men med en ny analyse- og fortolkningsmetode bliver afgørelsen om olieforurenede eller ej forhåbentlig lettere.**

*Af Christian Grøn, DHI – Institut for Vand og Miljø*

Analyser for olie (sum af kulbrinter, total kulbrinter, THC) i jord udføres i Danmark normalt ved ekstraktion af jorden med et opløsningsmiddel efterfulgt af bestemmelse af ekstraherede kulbrinter på en gaskromatograf med flammeioniseringsdetektor (GC-FID). Desværre giver metoden ekstraktion af andre organiske stoffer end oliedulbrinter, og GC-FID kan ikke se forskel på oliedulbrinter og tilsvarende organiske forbindelser, fra f.eks. delvist nedbrudte planter.

I undersøgelser af forurenede jord skal Miljøstyrelsens anbefalede

metode til analyse for total kulbrinter, som anvender ekstraktion med en blanding af pentan og vandig pyrophosphat, benyttes, fordi jordkvalitetskriteriet for total kulbrinter på 100 mg/kg TS er opstillet på baggrund af denne metode. Nogle laboratorier har i stedet benyttet dichlormethan som ekstraktionsmiddel, formodentlig fordi man så kan analysere for PAH i samme arbejdsgang og dermed tilbyde billigere analyser. Desværre giver dichlormethanekstraktion højere analyseresultater, fordi dette ekstraktionsmiddel er mere effektivt, hvilket



særligt gælder for stærkt nedbrudte olieforureninger og for organiske stoffer af planteoprindelse.

Analyser af jord/vækstlag tilsat kompost (f.eks. komposteret have-/parkaffald) er et eksempel på, hvor galt det kan gå. I tabellen er vist resultater af analyse af forskellige prøver af samme kompostberigede sandede jord med forskellige ekstraktionsmidler og på forskellige laboratorier.

Selvom datamaterialet er begrænset, så tyder resultaterne på en betydelig variation laboratorierne imellem med samme ekstraktionsmiddel, samt på en stor effekt af valg af ”forkert” ekstraktionsmiddel. Som typiske bemærkninger til analyse af kompostberigede jorder er der på forskellige laboratorier givet følgende forklaringer:

- Prøverne indeholder kulbrinter svarende til en tungere olie som smøreolie, motorolie eller et lignende produkt.
- Prøverne indeholder kulbrinter svarende til en tungere olie som smøreolie, motorolie eller et lignende produkt. En del af indholdet kan evt. stamme fra humus.
- Kromatogrammet viser indhold af uidentificerede kulbrinter med kogepunkt i området 300-400°C.
- Laboratoriet skønner ud fra kromatogrammets udseende, at kulbrin-

terne helt eller delvist stammer fra naturligt forekommende kulbrinter.

- Prøven indeholder ikke kulbrinter med oprindelse i stenkulstjære eller oliedestillater. Ved GC/MS-analyse af prøveekstraktet kan der påvises E-vitamin samt forskellige steroidlignende stoffer m.m. Yderligere udgør ion 57 (karakteristisk for alkaner(oliekomponenter)) ca. X,X % af totalionstrømmen mod ca. Y,Y % i frisk diesellole. Kogepunktsintervallet for de påviste kulbrinter ligger på 300-500°C.
- De påviste kulbrinter har med stor sandsynlighed sin oprindelse i biologisk materiale.
- Kulbrinter i intervallerne C10-C25 og C25-C35 vurderes at stamme fra naturlige komponenter.

Til kontrol af kompostberiget jord inden brug, ved godkendelse af jord efter rensning eller f.eks. i en forureningsundersøgelse er det nødvendigt med en klar og entydig afgørelse: Er dette materiale forurennet med kulbrinter fra olieprodukter eller ej?

Både resultaterne og fortolkningerne fra denne lille undersøgelse af kompostberiget jord viser, at der er behov for én analysemetode: Velbeskrevet, benyttet af alle og med objektive baserede kriterier for fortolkning. Forhåbentlig vil den nye metode til bestemmelse af olie i jord (se *Karen Hallings artikel i dette nummer af AVJ-info*) tilfredsstille dette behov. ✨

Prøve	Laboratorium	Ekstraktionsmiddel	Sum af kulbrinter (mg/kg TS)
A	1	Pentan	95
	2	Pentan	56
	2	Dichlormethan	210
B	2	Dichlormethan	180

# Analyse for olie i jord og interferenser fra naturligt forekommende kulbrinter

**Ved analyse af jord for indhold af olieculbrinter ved GC-FID kan der forekomme interferenser fra naturligt forekommende kulbrinter.**

*Af Karen Halling, AnalyCen A/S*

Det er ikke altid muligt at skelne olieculbrinterne fra de naturlige kulbrinter ved den traditionelle GC-FID pga. en ofte forekommende uopløst bule i kromatogrammet (Unresolved Complex Matter, UCM). I denne bule findes både olieculbrinter og bidrag fra naturlige kulbrinter. For i højere grad at kunne foretage en kvalitativ vurdering af arten af kulbrinterne, når der også er naturligt forekommende kulbrinter i jorden, er det nødvendigt at undersøge jordprøven ved GC-MS. Herved kan jordens indhold af olieculbrinter undersøges ved at bestemme indholdet af specifikke olieculbrinter og sammenholde indholdet af disse med tilsvarende indhold i rene olieprodukter. Derud-

over kan jordens indhold af naturlige kulbrinter bestemmes.

I forbindelse med Miljøstyrelsens projekt vedrørende videreudvikling af metoder til bestemmelse af olie i jord /1/ er indholdet og arten af naturligt forekommende kulbrinter bl. a. forsøgt kortlagt.

Indholdet af kulbrinter, som findes i "rene" prøver, er fastlagt i prøver, der er udtaget fra udvalgte rene lokaliteter, f.eks. overfladejord fra en bøgeskov og eng. Samtidig er der udtaget profilprøver – prøver udtaget i forskellige dybder – for at belyse et evt. nedbrydningspotentiale af de enkelte komponenter. Prøverne er ekstraheret, og ekstraktet fra disse prøver er analyseret ved GC-MS i scan-mode.

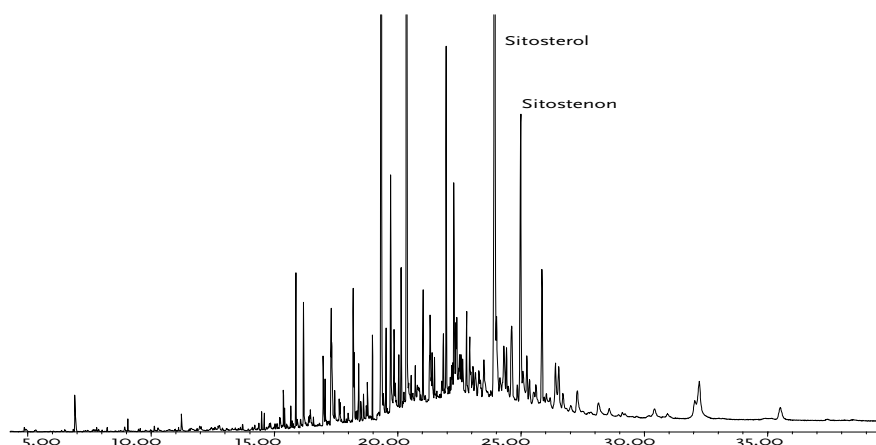
De enkelte toppe er forsøgt identificeret ved hjælp af deres massespektrum og kogepunkt.

Der er en række gennemgående træk i alle de undersøgte prøver. Der er et forholdsmæssigt stort indhold af phytosteroler, n-alkaner og fedtsyrer, som bidrager væsentligt til totalculbrinteindholdet.

## **Phytosteroler**

Phytosteroler forekommer i alle planter og har forskellig aktivitet i planterne. Phytosteroler er i høj grad planteartsspecifikke, og indholdet er afhængigt af vegetation og nedbrydningsgrad.

Tre phytosteroler forekommer i alle planter; sitosterol, stigmasterol



Figur - Kromatogram

og campesterol. De er alle essentielle komponenter i plantecellemembraner, og de forekommer frit i planterne eller som simple 3-glucosider. Indholdet af disse varierer i planterne afhængigt af, hvilken plante der er tale om /2/.

Phytosterolerne kromatograferer sent i et GC-FID-kromatogram med retentionstid, som vist nedenfor, mellem ca. 24 minutter og 30 minutter (mellem n-alkan C33 og C38) i dette eksempel fra blandeprøven af jorden fra 0-10 cm's dybde fra en bøgeskov. Totalkulbrinteindholdet i den viste prøve er 1900 mg/kg TS (>C5 – C40). Phytosterolindholdet udgør i denne prøve ca. 18 % af totalkulbrinteindholdet.

### Ulige n-alkaner

I olieprodukter forekommer n-alkanerne altid med en ligelig fordeling mellem alkaner med lige og ulige antal kulstofatomer. Dette er gældende selv ved raffinerede produkter som terpentiner, petroleum, gasolie og fuelolie. Plantevoks/-paraffiner indeholder kulbrinter, specielt langkædede n-alkaner med overvægt af molekyler med et ulige antal af kulbrinter (n-alkan C25, C27, C29, C31 og C33). Tilstedeværelse af ulige n-alkaner, som stammer fra planter, giver sig udtryk i en ulige fordeling af n-alkanerne /3/.

Beregning af CPI (Carbon preference indeks), der er forholdet mellem ulige og lige n-alkaner, kan give en indikation om bidrag til totalkulbrinteindhold fra plantemateriale. CPI >> 1 viser væsentligt bidrag fra naturligt forekommende kulbrinter.

### Fedtsyrer

Fedtsyrer forekommer hovedsagligt i planter i bunden form, esterificeret til glyceroler, som fedt eller lipider. Disse lipider kan udgøre op til ca. 7 % af tørvægten i blade i højere planter og er også indholdsstoffer i celledemembraner, chloroplast og mitochondria i planter /2/. En lille del af fedtsyrerne forekommer som estre – ”fedtsyre-estre”, hvor der f.eks. sidder en methylgruppe på syregruppen. Disse estre er tilstrækkeligt upolære til, at de ved ekstraktion overføres til pentanfasen ved traditionel ekstraktion til totalkulbrinter i jord /4/.

Indholdet af fedtsyreestre ligger ofte relativt lavt i forhold til totalkulbrinter. Indholdet er højest i overfladeprøver, hvor der kan være græs tilstede. Indholdet fra f. eks. en ferskvandseng i 0–10 cm's dybde er fundet til hhv. 17,7 % og 18,4 % af totalkulbrinteindholdet. Græs ekstraheret giver et indhold på ca. 10 % af totalkulbrinter.

### Skellen mellem naturlige kulbrinter og olieculbrinter

Ved laboratorieundersøgelsen af jord for indhold af olie ved GC-FID gives der ofte en kvalitativ vurdering af kulbrinternes kogepunktsinterval i relation til kendte olieprodukter (benzin, gasolie etc.). Det er muligt på basis af GC-FID at identificere de rene, uforvitrede olieprodukter uden interfererende naturlige kulbrinter. Det kan være problematisk at vurdere indholdet i prøver, hvor der er stort indhold af naturligt forekommende kulbrinter, som ”overskygger” bidra-

get fra olieculbrinterne. For at kunne vurdere om der er olieculbrinter i disse prøver, kan der foretages analyse ved GC-MS efter specifikke olieculbrinter, som f.eks. homologerækker af phenanthrener. Ligeledes kan karakteristiske mønstre fra hopanerne (triterpaner) også undersøges, da visse af hopanerne er meget resistente over for nedbrydning og ikke forekommer i rene jordprøver.

Bidrag fra naturligt forekommende kulbrinter giver ”falsk positiv” i forbindelse med klassifikation af jord set i relation til jordkvalitetskriterierne /5/. En fuldstændig skellen mellem naturligt forekommende kulbrinter og olieculbrinter udelukkende ved GC-FID er ikke mulig. GC-MS giver mulighed for at skelne bidrag fra naturlige kulbrinter: phytosteroler, ulige n-alkaner og fedtsyrer og kulbrinter fra mineralolie, således at det i højere grad er muligt at vurdere jordens forureningsgrad. \*

1. Miljøprojekt xxx. ”Videreudvikling af metoder til analyse af olie i jord. Miljøstyrelsen 2003, udkast.
2. Harborne, J.B. and Baxter, H. *Photochemical Dictionary, A Handbook of Bioactive Compounds from Plants.* Taylor & Francis Ltd. 1993, London.
3. Dybdahl, H.P., *Interferenser ved bestemmelse af olie i jord. Teknisk Rapport, Nr. 21, 2001. Miljøstyrelsen.*
4. *Bestemmelse af olie i jord, Gaschromatografisk metode, DHI, 1998.*
5. Miljøstyrelsen, *Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, 14. maj 2003. www.mst.dk.*

# Risikovurdering af olieforurening baseret på fasefordelingsberegninger vha. JAGG

Af Kim Broholm og Lizzi Andersen, DHI – Institut for Vand og Miljø og Kim Dahlstrøm, Miljøstyrelsen

Denne artikel beskriver en del af et projekt for Miljøstyrelsen, hvor et af formålene er at udvikle et værktøj, som muliggør en beregning af risikoen for grundvand eller luft ved en benzin-/diesel-/olieforurening karakteriseret ved en total kulbrinte-koncentration i jorden. Værktøjet skal resultere i realistiske bidrag til grundvand, udeluft og indeklima samt håndtere følgende typer af kendskab til forureningen:

- Man har kun målt en koncentration af total kulbrinter som C6–C35.
- Man har målt koncentrationen af total kulbrinter opdelt i C6–C10, C10–C25 og C25–C35.
- Man har målt koncentrationen af total kulbrinter opdelt i C6–C10, C10–C25 og C25–C35 samt BTEX.

Ideen i projektet er ud fra en beskrivelse af mængden af stofferne i produkterne at opstille et kulbrinte-profil for hvert enkelt produkt (diesel, fyringsolie, gammel blyholdig benzin, 92, 95 og 98 oktan blyfri benzin). Til at repræsentere hver enkelt del af dette profil udpeges et typisk stof. Ud fra dette stof samt den tilhørende koncentration fra profilet beregnes risikoen for forurening i grundvand,

luft eller indeklima vha. JAGG, som er et værktøj til risikovurdering udviklet af Miljøstyrelsen.

For at opstille disse profiler er der indsamlet al tilgængelig information om koncentrationerne af kendte stoffer i både diesel, fyringsolie, gammel blyholdig benzin, 92, 95 og 98 oktan blyfri benzin. Derefter er middelværdien af koncentrationen for alle stofferne beregnet, og stofferne er sorteret efter deres kogepunkt. Da enkeltstoffer med lavt (< C6) og højt kogepunkt (> C35) ikke medtages i analysen af total kulbrinter, udelades de af de egentlige beregninger sammen med den type af stoffer, der ikke kan måles ved denne type analyse (eksempelvis MTBE). Summen af indholdet af stofferne er brugt til at normere indholdet med, så det udgør 100 %. Stofferne er herefter fordelt på de beskrevne grupper. Hovedgrupperingen er lavet, så den følger den traditionelle kulbrinte-analyse (se tabellen). Desuden er der lavet en undergruppering, der følger de forskellige typer af stoffer. Til hver gruppe er derefter valgt et indikatorstof, som benyttes i risikovurderingsberegningerne ved brug af JAGG (se tabellen). Indikatorstofferne er valgt,

så de er typiske repræsentanter for de enkelte grupper og giver minimal tilbageholdelse og maksimal flygtighed.

Dernæst er beregnet, hvor meget stofferne i de enkelte undergrupper udgør af selve produktet efter normeringen. Denne andel udgør den faktor, som ganges med den målte total kulbrintekoncentration for at få jordkoncentrationen for hver gruppe til at kunne bruges som input til JAGG.

Det udviklede værktøj er afprøvet på to tilfælde, hvor forureningens fordeling var målt i to virkelige sager. Det ene omhandler en dieselforurening, for hvilken risikoen for grundvandsforurening er beregnet. Det andet er en benzinforurening, hvor bidraget til udeluften er beregnet. Beregningen af bidraget til grundvandsforurening er beregnet til i samme størrelsesorden som det målte, mens det beregnede bidrag til luft giver for høje værdier. Noget af forklaringen på de for høje værdier er givet, at sammensætningen er baseret på friske olieprodukter, hvilket vil give en for høj andel af de meget flygtige stoffer i forhold til de jordforureninger, der typisk påtræffes. Det er dog ikke umiddelbart muligt at give en generel korrektion for dette,

## De enkelte hovedgrupper og deres undergruppering med det valgte indikatorstof

	Antal C-atomer	Undergruppe	Opdelingskriterium	Indikatorstof
1	$C < 6$	1		2-methyl-butan
2	$6 < C < 10$	2A	Parafiner og olefiner	2-methyl-hexan
		2B (benzen)	Benzen	benzen
		2B (toluen)	Toluen	toluen
		2B (xylener og ethylbenzen)	Xylener og ethylbenzen	m-xylen
		2B (rest)	fjvrigte aromater og NSO*	1,2,4-trimethyl-benzen
3	$10 < C < 15$	3A	Parafiner og olefiner	dodecan
		3B-A	Aromater og NSO, $\log(Kow) < 4^{**}$	naphthalen
		3B-B	Aromater og NSO, $\log(Kow) > 4$	biphenyl
4	$15 < C < 20$	4A	Parafiner og olefiner	pentadecan
		4B	Aromater og NSO	acenaphthen
5	$20 < C < 25$	5A	Parafiner og olefiner	eicosan
		5B	Aromater og NSO	pyren
6	$25 < C < 35$	6A	Parafiner og olefiner	ikke relevant
		6B	Aromater og NSO	benz(a)anthracen
7	$35 < C$	7		benz(a)pyren

\* NSO-forbindelser er aromatiske stoffer, hvor et C i deres ringstruktur er blevet erstattet med enten ilt, kvælstof eller sulfat.

\*\* Kow er en fordelingskonstant mellem jord og vand.

før der er lavet flere sammenligninger med et større antal olieforurenede jorde. Projektet slutter med en anbefaling af mulige forbedringer af værktøjet, inden det bruges i fremtidige risikovurderinger.

Der i projektet indsamlet meget information om sammensætningen af frisk benziner, diesel og fyringsolie, som vil kunne anvendes i anden sammenhæng.

En anden viden, dette projekt har givet, er, hvor stor en del af olierne, der udelades, når standardanalysen starter ved C6 og ender ved C35. For benzinerne er andelen, der er mindre end C6 på mellem 40 og 52 % i

forhold til summen fra C6 til C35, hvorimod andelen, der er tungere end C35, er ubetydelig for benzin. For diesel og fyringsolie er både andelen mindre end C6 og større end C35 ubetydelig. Det anbefales ikke, at selve analysen ændres, men man skal være opmærksom på, at der udelades en meget stor del benzin ved den traditionelle analysemetode, især fordi man traditionelt forbinder benzin med intervallet C6-C10 samt diesel og fyringsolie med intervallet C10-C25.

De stoffer, der er mindre end C6, er typisk meget flygtige, så de sandsynligvis kun udgør et problem på selve benzinstationen eller meget

tæt på den. De stoffer, der er fundet i denne gruppe, er også harmløse med en enkelt undtagelse. Blandt stofferne findes 1,3-butadien, som er kræftfremkaldende. 1,3-butadien er et meget flygtigt stof, hvorfor det vurderes, at det yderst sjældent ville være relevant i forbindelse med en jord- eller grundvandsforurening.

En par andre nyttige ting i rapporten er en omfattende liste over stofferne i olie og de flestes fysiske og kemiske konstanter samt en liste med alle de stoffer, der indgår i summen af C9-C10-aromater, for hvilke der findes et kvalitetskriterium for luft. \*

# 10 års indsats for et bedre miljø

*Af Steen Berg Petersen og Per Brask,  
Oliebranchens Miljøpulje*

Den 21. december 1992 indgik oliebranchen og de offentlige myndigheder en aftale om undersøgelse og oprensning af forureninger på grunde, hvorfra der tidligere har været solgt benzin.

Den 1. januar 2003 havde aftalen og dermed Oliebranchens Miljøpulje (OM) 10 års jubilæum. Fra puljens etablering og indtil udgangen af 1998 var der tilmeldt godt 5.600 grunde. Ved tilmeldingsfristens udløb den 1. april 1999 var antallet af tilmeldinger steget til godt 9.400 grunde. Heraf har OM indtil 1. juli 2003 undersøgt næsten halvdelen. Der er foretaget oprensningsaktiviteter på 45 % af de

undersøgte grunde svarende til ca. 2.300.

Ud fra en gennemgang af tal fra Miljøstyrelsens Depotrederegørelser finder vi det sandsynligt, at der siden 1. januar 1993 er foretaget omkring 18.000 forureningsundersøgelser i Danmark. Det er vores vurdering, at OM har udført over 20 % af dette antal. Tilsvarende skønner vi, at der i perioden er igangsat godt 6.600 afværgeforanstaltninger, og heraf har OM udført lidt over en tredjedel.

Med baggrund i statistisk bearbejdning af de mange undersøgelser kan det ses, at såfremt benzinsalget er indstillet for mere end 40 år siden,



er der kun en lille sandsynlighed for, at der konstateres forurening ved en forureningsundersøgelse.

OM har gennem årene høstet mange erfaringer fra det store antal udførte oprensingsaktiviteter og har derigennem medvirket til udvikling og afprøvning af metoder til gennemførelse af forureningsundersøgelser og oprensninger af benzin- og olieforureninger. OM har anvendt ressourcer til bl.a. udvikling af en analysestandard for laboratorieundersøgelser af olie i jord samt en mere standardiseret vurdering af, hvilke risici der er forbundet med olieforurenet jord og grundvand. Desuden er der afprøvet en række nye afværgeteknikker og defineret metoder og standarder for, hvorledes logistik- og stordriftsfordele kan anvendes i forbindelse med udførelse af undersøgelses- og oprydningssarbejdet.

### Største frivillige miljøaftale

Den aftale, der blev indgået i 1992, er den hidtil største frivillige miljøaftale i Danmark. Der er gennem aftalen skabt et erfaringsgrundlag, som er anvendt af offentlige myndigheder ved revision af vejledninger og manualer. De mange positive resultater, som OM har opnået, er sket gennem en effektiv ressourcestyring og en konstruktiv dialog med myndighederne.

Fra den 1. marts 2000 blev OM's aktivitetsområde udvidet med undersøgelse og oprensning af forureninger fra (villa) fyringsolietanke under 6000 liter. Indtil 1. juli 2003 er der behandlet godt 540 forureningsprojekter, og heraf er de 410 afsluttet.

Ved starten af OM's arbejde var formålet med forureningsundersøgel-

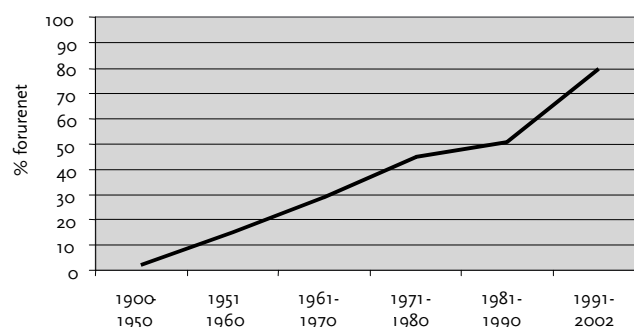
ser, at der skulle ske en fuldstændig kortlægning af forureningens omfang og karakter. Undersøgelserne var baseret på et meget omfattende antal boringer, der gav et meget præcist billede af forureningen, men det medførte samtidig store omkostninger. I dag tilrettelægges undersøgelsesomfanget ud fra den forventede strategi, der anvendes til at løse forureningsproblemet. Eksempelvis kan undersøgelsesomfanget være meget begrænset, hvis det forventes, at forureningen bortgraves. Undersøgelsesomfanget skal således understøtte oprensningstrategien og tilpasses det niveau af informationer, der er nødvendige for at vælge den endelige oprensningstrategi.

I takt med at antallet af undersøgelser på OM-grunde er øget til de nuværende 700-800 pr. år, har OM initieret en udvikling mod en større planlægning af logistik i forbindelse med undersøgelser og afværge. I dag samles opgaverne ud fra beliggenhed, så indhentning af historiske data og beskrivelse af geologi kan gøres rationelt og med et minimum af transporttid. Samtidig har udarbejdelsen af

koncepter for rapportering medvirket til øget fokus på undersøgelsens egentlige formål – at beskrive forurenings-situationen og dens konsekvenser.

I slutningen af 1980'erne var de eneste anvendte teknologier til afværge af olieforureninger baseret på opgravning og oppumpning af grundvand. På det tidspunkt blev der gravet til store dybder ofte kombineret med en omfattende spunsning for at sikre omkringliggende bygninger og arealer. Medvirkende til de meget store graveprojekter var, at grundlaget for vurdering af sundheds- og miljørisiko ikke var særligt detaljeret og medførte en overestimering af risikoen. Erfaringerne med grundvandsoppumpning viste, at fra en meget høj forureningsfjernelse i starten faldt ydelsen kraftigt med det resultat, at oppumpningen ofte fortsattes i en længere årrække uden nævneværdig forureningsreduktion. Samtidig begyndte der at komme rapporter om, at der på flere steder med olieforurening var set tegn på biologisk omsætning af olien. Omsætningen var forårsaget af naturligt forekommende mikroorganismer i jorden. ▶

Forureningsgrad i forhold til benzinsalgets lukning



◀ Den biologiske omsætning af olie i jord og grundvand gav ideen til at stimulere den naturlige fauna af mikroorganismer in situ for at øge omsætningen. Den mest forsøgte metode til at stimulere omsætningen var at tilføre ilt eller luft til jorden (bioventilering) eller grundvand (air sparging). Der blev udviklet en række forskellige teknikker til at tilføre ilten. Parallelt hermed blev der udviklet teknikker til at fjerne flygtige forureningskomponenter ved vakuumventilering. Fælles for metoderne er afhængigheden af en ensartet jord, der sikrer spredning rundt i jorden. Erfaringerne viser, at selv med meget omfattende test kan denne spredning variere med et varierende oprensingsniveau til følge. De oprensingskriterier, der blev opstillet før opstart af oprensningen, er ofte ikke blevet opfyldt. I dag anvendes in situ teknikkerne ofte kombineret med andre afværgemetoder. Eksempelvis anvendes in situ teknikkerne under bygninger, hvor forureningen er utilgængelig ved almindelige gravearbejder, mens den tilgængelige forurening fjernes ved bortgravning.

De nævnte in situ oprensingsmetoder er baseret på, at den naturlige bakteriefæauna kan sørge for en omsætning under forudsætning af tilførslen af ilt. Ved andre metoder tilføres bakterier til jorden for at øge omsætningen. Bakterierne ledsages ofte af en næringsblanding, der sikrer optimale omsætningsforhold. I den senere tid er der fokuseret på at udvikle en vifte af bakterier til nedbrydning af forskellige forureningstyper. Metoden har dog som øvrige in situ teknikker vanskeligt ved at løse det klassiske problem med en ensartet distribution, når det forsøges at tilføre materiale til en inhomogen jord, hvad enten det sker på luft- eller væskeform.

### Standardiserede vurderingsmodeller

Gennem årene er vurdering af risici ved olieforureninger blevet mere omfattende og standardiserede. I midten af 1990'erne blev der med inspiration fra bl.a. den amerikanske risikovurderingsmodel »Rebecca« udviklet

en dansk model til vurdering af risiko i forhold til grundvand og indeklimate m.v. Modellen er beskrevet i Miljøstyrelsens vejledning fra 1998 og kaldes i daglig tale for »JAGG-modellen«. Den danske model tager højde for, at man i nogle situationer har et begrænset kendskab de parametre, der indgår i beregningen af risiko. I de tilfælde kan disse parametre estimeres i modellen. Det er væsentligt at være opmærksom på, at risikovurdering baseret på estimerede parametre er konservativ og overvurderer risikoen. Omkostningerne til at verificere lokalitetsspecifikke parametre kan være store og skal derfor vurderes i sammenhæng med den aktuelle risiko.

En standardiseret metode til vurdering af risici har åbnet muligheden for et mere nuanceret forhold til at der efterlades olieforurening i jorden. Resultatet har været, at der i dag ofte efterlades forureninger, der ikke udgør en sundheds- eller miljørisiko for arealanvendelse, grundvand og indeklimate. Desværre har den brede befolkning fortsat vanskeligt ved at forstå betydningen af efterladte restforureninger. I visse tilfælde kan denne usikkerhed endda få betydning ved belåning af ejendommen. For olieforureninger er det i denne sammenhæng væsentligt at være opmærksom på, at i langt de fleste tilfælde kan olien nedbrydes, og med tiden vil forureningen reduceres.

Samtidig med udviklingen af risikovurderingsmodellen blev en ny metode til rensning af forurening introduceret i Danmark. Metoden er baseret på den viden, der er om naturlig nedbrydning af olie i jorden og forudsætter således ikke, at jorden tilføres nye stoffer til nedbrydning af forureningen. Ved vurdering af naturlig nedbrydning tages udgangspunkt i den aktuelle nedbrydning, som findes ved en monitoring af forureningens omfang og sammensætning samt redoxforhold. Det kan ud fra monitoringen fastslås, om naturlig nedbrydning af olieforureninger er tilstrækkelig til at sikre, at forureningen ikke spredes yderligere.

Desværre har metoden ikke haft den samme gennemslagskraft i

Danmark, som i de lande vi normalt sammenligner os med. Oliebranchens Miljøpulje har taget initiativ til at udarbejde en fælles platform for vurdering af naturlig nedbrydning, og det er OM's håb, at metoden vil vinde en større udbredelse i fremtiden.

### Nye metoder

Oliebranchens Miljøpulje har gennem årene introduceret nye metoder til at forbedre undersøgelser og afværge. Udgangspunktet har været at støtte udviklingen af nye teknikker, der kan lede til kommerciel udnyttelse i Danmark inden for et par år. Inspirationen til udviklingssemner er ofte hentet i udlandet og herunder specielt USA. Det er Oliebranchens Miljøpuljes forventning, at der inden for de kommende år vil ske en videre raffinering og optimering af de kendte teknikker, herunder forventes det særligt, at metoden til oprensning ved af naturlig nedbrydning vil finde langt større anvendelse end i dag. Der ses omvendt ikke tegn på, at der introduceres nye metoder.

Oliebranchens Miljøpulje ser det som et væsentligt indsatsområde at bidrage til en bedre forståelse hos grundejere af betydningen af efterladt olieforurening i jord. I 2003 vil OM gennem en klassificering af restforureninger på en – forhåbentlig – let forståelig måde forsøge at mindske den ængstelse, der kan være hos de grundejere, hvor der efterlades en restforurening. ✱

# Nedbrydning og vertikal spredning af MTBE i grundvand

Et projekt udført på Fyn under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram afslører en vertikal spredning af MTBE og benzen til ca. 25 meter under terræn på grund af specielle hydrogeologiske forhold. Men projektet viser også en begyndende nedbrydning af MTBE på grunden.

Af Charlotte Riis og Anders G. Christensen, NIRAS, Kim Dahlstrøm, Miljøstyrelsen, Steen Kofoed Munch, Fyns Amt og Kim Broholm, DHI – Institut for Vand og Miljø

Nedbrydning af forureningsstoffer in situ medvirker til at reducere den risiko, som forureningen udgør for grundvandsressourcen. Udenlandske studier peger på, at MTBE ikke nedbrydes i samme omfang som de øvrige benzinstoffer, i visse tilfælde sker der ingen nedbrydning, mens stoffet i andre tilfælde – og under andre geokemiske vilkår – kan nedbrydes. Den måde MTBE nedbrydes på, er ikke blevet undersøgt før i Danmark.

Formålet med dette projekt har været at belyse MTBE's spredning og transport i grundvand, herunder omfanget af nedbrydning og om muligt samspillet med nedbrydningen af de øvrige benzinstoffer og geokemien. Projektet er udført på en

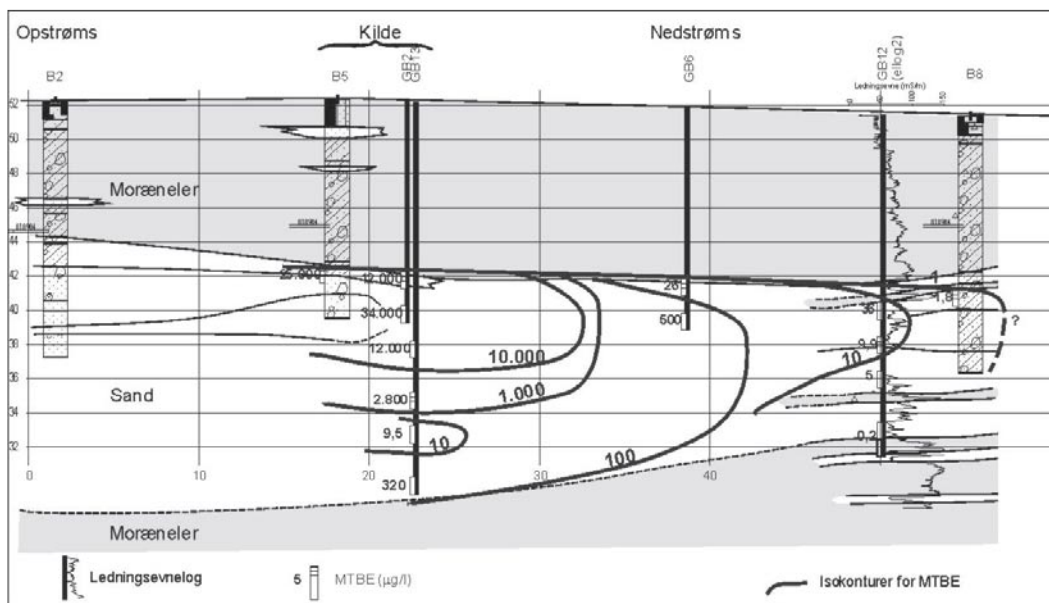
lokalitet på Fyn, hvor der indtil 2000 har været drevet servicestation.

## MTBE blev delvist nedbrudt

Projektet viser, at MTBE faktisk bliver nedbrudt på den undersøgte lokalitet. Der blev nemlig fundet både TBA, TBE, isopropanol og acetone, som alle er nedbrydningsprodukter af MTBE. De fundne nedbrydningsprodukter udgør mellem 1 % og 10 % af MTBE-koncentrationen (stedvist op til 80 %), men hvorvidt det er udtryk for en til ti procents nedbrydning af MTBE vides ikke. Målingerne indikerer endvidere, at der foregår en nedbrydning af organiske stoffer, (MTBE og kulbrinter), idet der i kildeområdet foregår nitrat-, jern- og sulfatreduktion samt er konstateret

nedbrydningsprodukter af MTBE, idet der i kildeområdet foregår nitrat-, jern- og sulfatreduktion. MTBE er altså nedbrydelig – i hvert fald under de specifikke forhold på den valgte lokalitet. Det præcise spredningsmønster i og fra kildeområdet (forholdet mellem den horisontalt og den vertikale spredning) er ikke fuldt kortlagt. Derfor er det ikke klart, hvor stor den reelle nedbrydning har været, og hvilke alternative processer der reducerer forureningen. Det er derfor vanskeligt at angive en nedbrydningsrate for MTBE, ligesom det er svært at konstatere, om den observerede nedbrydning er typisk for danske forhold.

Figuren viser, at MTBE-forureningen – mod forventning – har spredt sig til stor dybde (13 m under



◀ grundvandsspejlet umiddelbart nedstrøms for kilden), hvorefter spredningen af forurening fortsætter over hele dybden af det sekundære magasin. Den vertikale fordeling af forureningsfanen er kortlagt med et meters intervaller. Denne kortlægning viser, at koncentrationen i grundvandsmagasinet under kildeområdet falder fra hhv. 12.000 til 2.800 og siden til ca. 10 µg MTBE/l i bunden af grundvandsmagasinet. Mellem det sekundære og det primære magasin er der en for danske forhold atypisk stor nedadrettet trykgradient (ca. 1,0 m/m). Dette betyder, at der på stedet er en relativ stor vertikal strømning, hvilket giver den observerede forureningsspredning.

Forureningsituationen på denne lokalitet illustrerer tydeligt, at en systematisk placering af vandprøvetagningsfiltre alene i toppen af magasinet giver et misvisende billede af forureningsudbredelsen og en fejlagtig afgrænsning (vertikalt og evt. også horisontalt).

Det understreger relevansen af at udtage vandprøver fra filtre i flere, specifikke niveauer og ikke kun i toppen af magasinet.

For at effektivisere feltundersøgelsen er samtlige vandprøver analyseret på felt-GC for MTBE og BTEX. Der er ved sammenligning af MTBE-koncentrationer, bestemt i felten og på eksternt laboratorium, fundet en meget god overensstemmelse. Udstrakt brug af feltanalyser i selve undersøgelsesfasen muliggør en væsentlig tidsmæssig og økonomisk besparelse.

Projektresultaterne viser, at det er vigtigt, at der opstilles en grundig geologisk/hydrogeologisk model på baggrund af de foreliggende skrivebordsdata. Modellen skal fungere som udgangspunkt for fremtidige undersøgelser. Desuden bør det være et vigtigt led i undersøgelserne at få verificeret den opstillede model og forudsætningerne for den.

En del af de undersøgelser af olie- og benzinforureninger, der i øjeblikket udføres på danske lokaliteter, tager afsæt i en todimensional tænkemåde med en simpel fane i toppen af grundvandsmagasinet, typisk med vandprøvetagning i ét niveau. At dette kan være utilstrækkeligt, har man allerede oplevet i forbindelse med forureninger med f.eks. chlorerede opløsningsmidler.

På basis af erfaringerne fra dette projekt anbefales det at tænke en rumlig forureningsituation ind i undersøgelsesstrategien. Det betyder ikke, at alle undersøgelser af forurening skal udføres både med en horisontal og en vertikal opløsning, men at alle forudsætningerne i den bagvedliggende model bør undersøges. I dette projekts første fase ville det have været en fordel, hvis man havde sat filtre op og udtaget vandprøver i flere dybder i kildeområdet – bare i en enkelt af de borer, man udførte. ✨

Ref.: ”MTBE’s spredning i grundvand”, Miljøprojekt nr. 740, Miljøstyrelsen 2002, se [www.mst.dk/udgiv/publikationer/2002/87-7972-378-0/html/](http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2002/87-7972-378-0/html/). Udarbejdet af NIRAS A/S, Charlotte E. Riis, Anders G. Christensen og DHI - Institut for Vand og Miljø, Kim Broholm.

# Renser naturen selv op efter olie- og benzinforurening?

Af Christian Mossing, Hedeselskabet, Miljø og Energi as

Det korte svar i den teoretiske verden er ”ja”. Olie- og benzinstoffer stammer fra råolie, der tidligere var plantematerialer. Der findes utallige mikroorganismer, der kan omsætte/nedbryde oliestoffer i vores omgivende miljø – også i jord og grundvand.

I den virkelige verden er svaret imidlertid ikke så klart. Forurening med olie- og benzinprodukter i jord og grundvand betyder, at vi til tider har så stor en koncentration eller mængde af stofferne, at de naturlige mikroorganismer ikke kan følge med. I disse unaturlige situationer er nedbrydning af oliestofferne ganske simpelt for langsom til at hindre spredning af stofferne til et uacceptabelt stort område eller til at afhjælpe den akutte risiko over for mennesker og miljø. Et andet problem, som vi introducerer til vores omgivende miljø, er de additiver, der tilsættes olie- og benzinstofferne. Flere af disse additiver er svært nedbrydelige og spredes derfor uacceptabelt med potentielle problemer i miljøet til følge.

Det rette spørgsmål er derfor snarere: Er nedbrydningen af olie- og benzinstoffer tilstrækkelig effektiv til at hindre risiko for mennesker og miljø? Med hensyn til risikoproblematikken er der vedtaget en række græn-

seværdier for stoffer og krav til forureningens fysiske udbredelse mm., så det er forholdsvis entydigt, hvornår vi mener, en forurening udgør en risiko. Det afgørende er derfor, om vi er istand til at dokumentere nedbrydningen og dens effektivitet.

Der er udviklet en række protokoller/retningslinier for, hvordan denne nedbrydning kan dokumenteres og overvåges. Disse har gennem de sidste 10 år dannet grundlag for vurdering af den naturlige nedbrydning af olie- og benzinforureningen i en lang række sager herhjemme og i udlandet. Udviklingen i viden omkring nedbrydningsforhold og teknikker til at dokumentere denne har været helt enorm i denne periode. De mest almindelige dokumentationsmetoder/-teknikker er beskrevet i faktaboksen.

## Kvalitet eller kvantitet

I modsætning til andre mere aggressive afværgetiltag, hvor man aktivt fjerner forurening, er det vanskeligt at kvantificere den mængde olie/benzin, der fjernes ved naturlig nedbrydning. Problemet ligger i bund og grund i vanskeligheden ved at forstå og beskrive de naturlige systemer – geologi, hydrogeologi og mikrobiologi. De fleste dokumentationsmetoder/-

teknikker kan kvalitativt påvise forhold, som med stor sandsynlighed skyldes den naturlige nedbrydning af olie og benzin. For at kunne lave kvantitative estimater af nedbrydningens størrelse (og dermed effektivitet) kræves der imidlertid et indgående kendskab til hydrogeologien og stoffluxen. Uanset valg af metode kræves der et mål for effekten af fortynding og andre ikke-destruktive processer for at kunne isolere effekten af nedbrydning.

Set ud fra et administrativt synspunkt kunne man hævde, at det er underordnet, hvad et fald i koncentrationen skyldes, så længe gældende kvalitets- og afstandskriterier overholdes. Miljøstyrelsen risikovurderingsprogram (JAGG) er jo baseret på såvel fortynding som nedbrydning. Omvendt må det være ønskeligt, at så stor en del af faldet i koncentration skyldes destruktive processer (nedbrydning) og ikke blot fortynding, hvor stofferne forbliver i miljøet.

## Er nedbrydning nok?

Det kan vare mange år før en olie-/benzinforurening er nedbrudt fuldstændigt. Helt afgørende for tidsperspektivet er naturligvis den samlede masse af forurening, der skal nedbry-

◀ des. Fjernelse af kilden til forurening forkorter tiden betragteligt, idet der for (forholdsvis) få midler kan fjernes en stor del af massen. I den senere tid er man stødt på argumenter for at lade kilden til forureningen ligge: ”Er udbredelsen af forureningen i grundvandet konstant, og kan det dokumenteres, at naturlig nedbrydning er årsagen til dette, er der ingen grund til at anvende yderligere midler på kildefjernelse”. Så længe forureningen ikke udgør en risiko, virker argumentet rimeligt nok i en tid, hvor midlerne til miljøtiltag er sparsomme og prioritering er et nøgleord. I praksis giver det dog problemer, hvis naturlig nedbrydning ikke har den ønskede effekt efter en årrække – hvem skal så betale for en aktiv fjernelse af kilden?

Fjernelse af en forureningskilde ved simpel opgravning er imidlertid ikke altid uproblematisk – særligt ikke, hvis restforureningen forventes fjernet ved naturlige nedbrydningsprocesser. Oftest bortgraves den del af kilden, der er umiddelbart tilgængelig. Udgravningen opfyldes med rene materialer (oftest sandfyld), og nogle gange fjernes den oprindelige belægning på arealet, og det efterlades ubefæstet. Der er set talrige eksempler på, at udvaskningen af restforureningen under udgravningen herved forøges ganske betragteligt. Dette skyldes dels, at der i fyldmaterialerne i udgravningen samles grundvand, dels at befæstningen af arealet ofte ændres, så nettonedsivningen øges. Resultatet er forhøjede koncentrationer af olie-

og benzinkomponenter i grundvandet og en ekspanderende forureningsfane.

### Flere faser i monitorering

I et typisk sagsforløb, hvor den naturlige nedbrydning er undersøgt og dokumenteret før kildefjernelsen, kan dette give problemer i den efterfølgende monitoreringsfase. I værste tilfælde betyder den øgede udvaskning, at forureningen udgør en større risiko end før kildefjernelsen. Har man fjernet kilden, ændres ligevægten i systemet. Der er derfor behov for at følge forureningsudviklingen tæt over en årrække i en slags pre-monitoreringsfase. Dette kan typisk være en 2-årig periode med kvartårlige monitoringsrunder. Efter dette kan et egentligt monitoringsprogram så iværksættes.

Erfaringsmæssigt ændrer de hydrauliske forhold sig meget i løbet af et år. Dette skyldes naturlige variationer i nettonedbør og vandudveksling med recipienter. Men også forhold som varierende vandindvindning påvirker de hydrauliske forhold. Strømningsretningen og gradienten kan således ændres betydeligt. Dette medfører naturlige ændringer i forureningens udbredelse. Ændringen er dog mere træg end vandpartiklernes bevægelse, da en del af forureningen er adsorberet til sedimentet. Redoxforholdene ændres endnu langsommere, da de er et resultat af den mikrobiologiske aktivitet i forhold til forureningen. Pga. dette billede er der en god grund til at følge de hydrauliske ændringer tæt over året (evt. data-

loggerne til måling af vandspejlsniveau eller hyppige synkronpejlinger). Forureningsparametrene bør undersøges ved hver monitoringsrunde, da det er essentielt at vurdere om kvalitets- og afstandskriterier fortsat overholdes. Redoxparametre kan følges med en lavere frekvens, da de vil ændres langsommere.

### Naturlig nedbrydning i Danmark

Til trods for en stille eksistens af ”afværgekonceptet – naturlig nedbrydning” i Danmark, er der gennemført en lang række sager. Oliebranchens Miljøpulje har udarbejdet en protokol for dokumentation af naturlig nedbrydning for sager, der falder ind under OM-ordningen. Protokollen, der er den eneste af sin art i Danmark, bygger primært på redox-metoden.

I Danmark er der et stærkt fagligt universitetsmiljø omkring transport og nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Det kan derfor undre, at man ikke fra officiel side udnytter dette til at udvikle præcise og robuste værktøjer til at dokumentere og monitorere naturlig nedbrydning, frem for at brancheorganisationer og individuelle rådgivere udvikler hver deres koncept. Uanset om man anser naturlig nedbrydning som et acceptabelt afværgekoncept eller ej, bliver amterne ved med at blive præsenteret for sager baseret på naturlig nedbrydning. Der er derfor i høj grad brug for fælles retningslinier. Dette står i skærende kontrast til

mange andre europæiske lande, hvor naturlig nedbrydning er en standardiseret hyldevare mellem de andre afværgekoncepter.

### Hvad sker der i fremtiden?

Langt de fleste sager med naturlig nedbrydning i Danmark er baseret på kvalitative undersøgelser. Det er kun i få tilfælde, at det er lykkedes at få et pålideligt bud på fortyndingen. Myndighedernes accept af naturlig nedbrydning er oftest baseret på en udvidet og mere detaljeret risikovurdering, der bygger på disse kvalitative vurderinger kombineret med en forurening, der ikke spredes yderligere i grundvandet. Behøver vi at forstå forureningens sande karakter yderligere for at turde forlade os på naturens evne til at nedbryde forureningen effektivt?. Personligt tror jeg godt, at vi kan tillade os visse generaliseringer på baggrund af erfaringer fra tusindvis af sager. Vi bør vedtage nogle minimumskrav til dokumentation og monitorering af naturlig nedbrydning. Forskningen i nye dokumentationsprincipper skal selvfølgelig fortsættes, så vi hele tiden forbedrer disse minimumskrav, men det kan ikke være rigtigt, at alle sager med naturlig nedbrydning skal være genstand for intensiv forskning, fordi det kunne være, at jorden ikke er rund! ✨



### Dokumentationsmetoder/-teknikker

#### Redoxmetoden

- belyser nedbrydningen af organisk stof ved at se på ændringer i den øvrige grundvandskemi (indirekte bevis). Typiske parametre, der måles er: ilt, nitrat, opløst jern og mangan, sulfat samt methan. Metoden er forholdsvis robust og er den mest anvendte til dato. Ulempen er, at det er et indirekte mål for nedbrydning, og at mange andre kemiske processer kan påvirke udfaldet.

#### Kulstofmetoden

- belyser nedbrydningen af organisk stof ved at se på ændringer i kulstofpuljen (direkte bevis). Samlet ses der på ændringer i forholdet mellem organisk og uorganisk kulstof, da der ved nedbrydning af organisk kulstof dannes uorganisk kulstof (kuldioxid). Typiske parametre, der måles er: pH, alkalinitet og kuldioxid. Metoden giver et mere direkte mål end redoxmetoden, men kræver oftest meget præcise feltmålinger og er følsom over for andre geokemiske processer (særligt i kalk).

#### Isotop fraktionering

- tager udgangspunkt i at mikroorganismer fortrækker at nedbryde organisk stof, der indeholder  $C_{12}$  i forhold til isotopen  $C_{13}$ . På denne vis bliver andelen af  $C_{13}$  større i forhold til  $C_{12}$ , jo længere nedstrøms man kommer i en forureningsfane, hvor der forgår nedbrydning. Fordelen er, at det er et temmelig sikkert bevis for nedbrydning, der dog er vanskelig at kvantificere. Ulempen er, at analyserne ikke er kommercielt tilgængelige i Danmark, og at de er temmelig dyre.

#### Analyse af specifikke nedbrydningsprodukter

- tager udgangspunkt i, at der ved anaerob nedbrydning dannes forholdsvis stabile nedbrydningsprodukter af olie- og benzinstoffer. Fund af disse stoffer er et tydeligt bevis for nedbrydning af olie- og benzinstofferne, da de er specifikke. Det er dog svært at kvantificere omsætningen, da det kun er en del af olie- og benzinstofferne, der omdannes til disse nedbrydningsprodukter. Analyserne er ikke kommercielt tilgængelige på det danske marked, hvilket gør metoden mindre attraktiv.

# Differentierede farlighedskriterier for olieforurenede overskudsjord

Af Annette Bech Nielsen, Miljøkontrollen

Ved farlighedskriterier for olieforurenede jord menes grænseværdier for, hvornår olieforurenede overskudsjord er farligt affald.

Det er relevant i forbindelse med miljøgodkendelse af anlæg til modtagelse af forurenede overskudsjord, hvor der skal gennemføres en VVM-procedure, hvis der er tale om farligt affald, dvs. når jorden indeholder et eller flere stoffer med farlige egenskaber og i koncentrationer, som overskrider de fastsatte procentgrænser i Affaldsbekendtgørelsen (bilag 3 og 4).

Københavns Kommune, Miljøkontrollen har i samarbejde med de øvrige enheder på Sjælland og Lolland-Falster udarbejdet nogle differentierede farlighedskriterier for forskellige typer olieforurenede overskudsjord. Der er taget udgangspunkt i de hyppigst forekomne typer

olieforureninger i jord, som benzin, diesel-/fyringsgasolie, smøreolie og højt kogende kulbrinter, ekskl. tjære.

## Baggrund

Hidtil har enhederne på Sjælland og Lolland-Falster anvendt en generel grænseværdi på 1.000 ppm total kulbrinter som farlighedskriterier for olieforurenede overskudsjord. I de tilfælde, hvor olietype og -indhold er kendt, er der med de differentierede farlighedskriterier grundlag for at ændre grænseværdien til 10.000 ppm for visse typer olieforurenede overskudsjord.

De differentierede farlighedskriterier for olieforurenede overskudsjord er fastsat efter reglerne i Affaldsbekendtgørelsen og Listen over farlige stoffer samt på baggrund af erfaringer med olieforurenede jord.

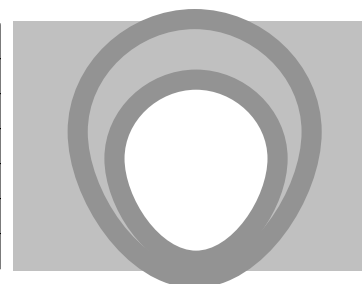
Grundlaget for den ændrede praksis er tiltrådt af Miljøchefgruppen på Sjælland og Lolland-Falster i foråret 2003 og er forelagt Hovedstadens Udviklingsråd til tiltrædelse som VVM-myndighed i Hovedstadsregionen.

## Betydning for VVM og miljøgodkendelser

Der er hermed grundlag for en ændret praksis i forhold til miljøgodkendelser af anlæg, som modtager olieforurenede overskudsjord. På den måde, at fremtidige miljøgodkendte anlæg for ikke-farligt affald (jord) vil kunne modtage visse typer kraftigere olieforurenede jord op til farlighedskriterierne, uden at der skal gennemføres en VVM-vurdering.

For de eksisterende miljøgodkendte modtageanlæg, som ønsker at mod-

Forureningstype (olieprodukt)	Farlighedskriterie	
Benzin 0,1 % < konc. < 10 %	> 0,1 % benzen	1.000 ppm
	< 0,1 % benzen	10.000 ppm
Diesel-/fyringsgasolie		10.000 ppm
Smøreolier	> 3 % DMSO-ekstrakt	1.000 ppm
	< 3 % DMSO-ekstrakt	10.000 ppm
Højtkg. kulbrinter (ekskl. tjære)	< 0,1 % benzo (a)pyren	10.000 ppm





tage olieforurenet overskudsjord op til farlighedskriterierne, skal der ansøges om en tilladelse hos myndighederne, hvilket i de fleste tilfælde vil udløse vilkårsændringer.

I forbindelse med miljøgodkendelse af nye anlæg og vilkårsændringerne for eksisterende anlæg vil der være behov for nye/ændrede vilkår om dokumentation i form af supplerende kemiske analyser ved modtagelse af jorden eller alternativ ved stikprøvekontrol et antal gange årligt. Dokumentation skal sikre, at grundlaget for at anvende de differentierede farlighedskriterier er til stede. Her tænkes på dokumentation i form af kemiske analyser for specifikke stoffer, additiver og DMSO-ekstrakt (demethylsulfoxid), som der typisk ikke analyseres for i dag.

### **Betydning for forskellige typer modtageanlæg**

Genbrugs- og omlastestationer samt karterings- og mellemoplagspladser har typisk en miljøgodkendelse til at modtage olieforurenet overskudsjord op til farlighedskriteriet på 1.000 ppm total kulbrinter. I de fleste tilfælde vil det kræve en vilkårsændring for denne type anlæg at modtage visse

typer kraftigere olieforurenet overskudsjord, jf. tabellen.

Behandlingsanlæg har typisk en miljøgodkendelse til at modtage og behandle olieforurenet overskudsjord over farlighedskriterierne. Derfor vil de differentierede farlighedskriterier for olieforurenet overskudsjord ikke have nogen direkte betydning for denne type anlæg.

For deponeringsanlæg, som har en miljøgodkendelse til at modtage og deponere forurenet overskudsjord, vil de differentierede farlighedskriterier for olieforurenet overskudsjord i mange tilfælde heller ikke have nogen direkte betydning, da olieforurenet overskudsjord i de fleste tilfælde renses/behandles på jordbehandlingsanlæg inden genbrug eller deponering, jf. /1/.

Yderligere oplysninger om det juridiske og tekniske grundlag for fastsættelsen af de differentierede farlighedskriterier for olieforurenet overskudsjord kan fås ved henvendelse til Miljøkontrollen, kontor for jordforurening og anlægsaktiviteter på 33 66 58 00 eller miljoe@kk.dk. \*

*/1/Vejledning i håndtering af forurenet jord på Sjælland, Vejledningen er udarbejdet af amterne på Sjælland samt Københavns og Frederiksberg Kommuner, 2001.*

# Kan vi rense jorden for olie til klasse I?

**For et jordrensefirma, der i mange år kommercielt har rensset olieforurenet jord ved biologisk rensning, termisk rensning, jordvask og senest med strøm, er spørgsmålet ikke, om jorden med olie kan renses til klasse I, men om samfundet vil rense til klasse I?**

*Af Frank Laursen, seniorkonsulent,  
Råstof- og Genanvendelsesselskabet af 1990 (RGS 90 Jordrens)*



Metoderne er der, men udfordringen ligger i følgende faktorer: a) arten af olie (frisk diesel eller gammel nedbrudt motorolie). b) jordens tekstur (sand, ler eller muld) og c) om jorden er blandingsforurenet med metaller (som f.eks. bly) eller anden organisk forurening (som PAH), der ikke umiddelbart renses væk.

For et firma, der gerne vil bidrage til en bæredygtig samfundsudvikling gennem at stå for at omdanne og genanvende affald, herunder behandling/rensning af forurenet jord, handler spørgsmålet i høj grad om formålet med rensningen: at behandle jordens miljøfarlige egenskaber og målet med rensningen samt at frembringe anvendelige og afsættelige produkter.

Hovedprincippet i København og på Sjælland er ”at jord der kan renses, skal renses”, hvilket fremgår af Københavns Kommunes regulativ for jord (marts 2003) og Sjællandsvejledningen (2001).

Af disse regler/retningslinier følger, at jord forurenet med benzin/diesel/fyringsolie og gasolie (C10-C25) skal renses til klasse I.

### Om jordrensning

Udgangspunktet for et jordrense-firmas aktiviteter er altid den jord, der transporteres fra gravearbejder og udgravninger på det forurenede sted. Fra midt i 1990'erne modtog vi olieforurenet jord fra deciderede oprensninger, som f.eks. ved gamle olietanke, hvilket gjorde, at meget af den forurenede jord stammede fra underliggende jordlag (2-3 m.u.t.), der kun indeholdt olie som eneste forurening, til i slutningen af 90'erne at modtage mere og overfladenær (0-1 m.u.t) fyldjord og mere sammenrodet jord – primært fra bygge- og anlægsaktiviteter med indhold af såvel anden forurening, som byggeaffald og lignende.

I takt med øget fokus på forurening og nævnte regelsæt vedrørende olie, PAH og bly ser vi i dag, at jorden på byggepladser håndteres selektivt. Hot spots forurening er en jordsag, lettere forurenet jord en anden. Samtidig ser vi også anbefalinger, i f.eks. regulativet, om at adskille muld, fyld og ”intakte – ikke omrørte – jorde”, så håndteringen af jorden i en byggesag håndteres hensigtsmæssigt.

Dette bevirker, at de forurenede jordpartier vi modtager, er ”afgrænsede” partier ud fra princippet: Olie for sig, PAH for sig osv., eller at jord fra byggesager køres til karteringspladser, hvor sortering af affald, nærmere klassifikation og videre disponering udføres.

### Erfaringer med jordrensemetoder

Da vi generelt ikke finder, at jord efter rensning til klasse I – fri anvendelse – bør være enten restforurenet med stoffer vi ikke detekterer, eller at behandlingen skal være uforholdsvist omkostningskrævende (set ift. afsætningen af jordprodukter), har vi – på vores pladser igangsat egne udredningsprojekter for at belyse, om vi ved geo oxidaton kan a) behandle vores traditionelle diesel-/fyringsoliejord

hurtigere og mere effektivt og b) opnå en bedre rensningsgrad, når jorden – udover diesel/fyringsolie – også indeholder smøre-, motor- og spildolie samt visse typer af PAH. Resultaterne er meget lovende.

### Biologisk behandling

Siden 1996 har vi på vort biologiske behandlingsanlæg (med og uden tilsætningsstoffer) behandlet ca. 80 % af den modtagne jord til klasse I. De sidste 20 % har indeholdt anden forurening (bly og PAH m.m.) og er som følge af disse renses til den pågældende klasse.

### Termisk behandling

Jord med tung olie, tjære og PAH i høje koncentrationer har vi enten fået behandlet ved afbrænding (> 800 °C) eller ved desorption (450 – 600 °C). Vi kan se, at denne behandling meget let kan overholde klasse I på olie for de fleste jordtyper, samtidig med at andre – og tungere organiske forureninger – ved samme behandling også renses til klasse I.

### Jordvask

Visse typer affald, som vejopfej og meget sandede/grusede jorde med olie (og f.eks. bly) kan behandles ved jordvask (separations – og vaskeanlæg). Når vi ser isoleret på at anvende vaskeanlæg på olieforurenet jord er det vores erfaring, at jord med et højt indhold af ler reducerer anlæggets vaskeevne (til klasse II/III), og at mængden af restprodukter (filler/slam) – hvor forureningen koncentrerer – øges voldsomt. Jordvask kan ikke anbefales til olieforurenet jord.

### Strøm (geo oxidation)

I 2003 har vi på vort anlæg i København taget Geo Oxidation i brug, sådan at vi nu har en metode til behandling af forureninger i meget lerede jorde med et homogent indhold af vand. Metoden består i at sende svagt pulserende jævnstrøm gennem jorden, hvorved olien og nogen PAH'er nedbrydes til klasse I og lavere. Metoden har et stort potentiale.

### Generelle erfaringer

Den generelle erfaring er, at metoderne til at nå klasse I er til stede, men at behandlingsmetoden afhænger af typen af olie, jordtypen, og om der er andre forureninger til stede. Efter vores opfattelse er det ikke et spørgsmål om f.eks. generelt at skærpe rensningskravet til klasse I på olieforurenet jord, men et spørgsmål om jorden efter rensning – ud fra en bredere vurdering – er egnet til fri anvendelse.

### Hvorfor renses vi jorden?

Forurenet jord optræder i mange af vort samfunds almindelige rutiner og aktiviteter. Jord er på en gang vores ståsted og vor ressource samt et besværligt medie at håndtere – og når jorden er forurenet, så optræder den i affaldsbehandlingssystemet – den graves ned, tippes i skoven, deponeres på særlige deponier og lossepladser, den køres til jordrensefirmaer, hvor den ”af-forurenes” og deponeres eller anvendes.

Som affald kan jorden anskues som et problem eller som en ressource? Som så meget andet i vort samfund ønsker vi ”fri bevægelighed” og ”størst mobilitet”, herunder også i almindelighed, at jord kan håndteres frit og bevægeligt, at konkrete løsninger og jord fra den ene sag kan understøtte og anvendes i den anden.

I denne proces skabes der nye arealer, havneudvidelser, retableringer af vådområder og grusgrave, der senere bliver nye boliger og erhvervsområder. For at opnå denne fri bevægelighed, så mener vi, at kraftigt (olie) forurenet jord bør udtages af det generelle jordsystem til rensning for derefter at tilbageføres til genanvendelse frem for blot passivt at deponere jord med kraftig forurening.

Alternativet til at behandle jorden ved første håndtering er deponering, hvorved der skabes et vidt udspredd forureningsproblem, der ligger os alle nu – og vores efterkommere – til last senere. ✨

# KORT INFO

---

## Sporing af forureninger af benzin- og olieprodukter

*Af Kirsten Pommer, Teknologisk Institut*

Med vedtagelsen af Lov om forurennet jord er det blevet helt klart, at ansvaret for nye jordforureninger ligger hos den, der har forårsaget forureningen. Da mange forureninger skyldes udsivninger af benzin og olie, er det derfor vigtigt at kunne afgøre, om denne type forureninger er fra gamle eller nye udslip. Derfor overvejes tilsætning af et sporstof, som kun findes i nye benzin- og olieprodukter, og som let kan genfindes efter nogle år.

En række farvestoffer og ikke naturligt forekomne stoffer er blevet vurderet, og tre stoffer blev udpeget som egnede kandidater. De tre stoffer er solvent red 111, 2-aminoant-hraquinon og propyl paraben. For de tre stoffer blev det konkluderet, at deres egenskaber gjorde dem velegnede til formålet, samt at deres effekter på miljø og sundhed ikke bidrog til brændstoffernes toksicitet eller øvrige effekter. Indtil videre er tilsætningen af sporstoffer til benzin- og olieprodukter ikke gennemført i praksis.

Læs rapporten: Sporstoffer til benzin, diesel og fyringsolie, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 2/2003. Udarbejdet af Teknologisk Institut v./Ole Christian Hansen, Jørn Bødker, Kirsten Pommer og Lars Vinten.

---

## Dynamisk prøvetagning – nyt navn – gammelt koncept

Af Jacqueline Anne Falkenberg, NIRAS

I Danmark har vi i mange år arbejdet ud fra princippet om mest miljø for pengene. Nye innovative tiltag iværksættes ofte i fodsporene fra USA, som udarbejder en overvældende mængde af rapporter – alle sammen tilgængelige nettet. “Triad Approach” er et af de nye tiltag fra USA, som består af:

- Systematisk planlægning til at sikre det optimale beslutningsgrundlag via en målrettet indsats.
- Dynamisk prøvetagning (Dynamic workplans), hvor beslutningsgrundlaget opbygges ved en løbende on-site justering af feltaktiviteter og validering af den konceptuelle forureningsmodel.
- On-site beslutninger gennem anvendelse af feltmålinger.

Selvom man må mene, at danske undersøgelsesstrategier i mange år har omfattet disse aspekter, bør vi tage ved lære af amerikanerne ved at synliggøre beslutningsprocesserne, herunder datakvalitet i undersøgelsesoplæg og -rapporter. Dynamisk prøvetagning betyder, at man på forhånd har defineret databehov og acceptkriterier for undersøgelsen – altså regelsæt for feltbeslutninger. Se <http://fate.clu-in.org/trainingmod.htm> [http://www.brownfieldstsc.org/publications\\_index.htm](http://www.brownfieldstsc.org/publications_index.htm).

## Udvaskningstests

Af Jette Bjerre Hansen,  
DHI – Institut for Vand og Miljø

I forbindelse med risikovurdering i forhold til grundvandet og med vurdering af genanvendelsesmulighederne for olieforurenede jord har der gennem de senere år været et stigende ønske om et bedre værktøj end den almindelige totalanalyse for olie (sum af kulbrinter) i jorden. Et godt værktøj er en udvaskningstest af den aktuelle olieforurenede jord kombineret med en beregning af grundvandspåvirkningen for den konkrete forureningssituation. På den måde kan jord med en olieforurening, der kun i ringe grad kan udvaskes til grundvandet, efterlades eller genanvendes, samtidig med at både grundvandet og de underliggende jordlag beskyttes mod uacceptabel stor påvirkning.

Der kan i dag tilbydes specialtests for udvaskning af organiske forbindelser, som olie fra forurenede jord, men disse kræver endnu en særlig rådgivning til fortolkning af testresultatet i forhold til en risikovurdering. Udvaskningstests til rutinemæssig bestemmelse af udvaskeligheden af olie fra jord er i den sidste udviklingsfase og vil snart være til rådighed. Når rutinetests er til rådighed, overvejes det i Miljøstyrelsen at revidere Bekendtgørelsen om genanvendelse af restprodukter og jord (nr. 655) til også at omfatte organiske forureninger - som olie. ►

## ◀ Juridisk kemi

Af Christian Grøn, DHI – Institut for Vand og Miljø

Hvis jord og grundvand er blevet forurenet og skal renses, kan der være behov for at fastslå kilden til forureningen, (f.eks. benzin eller petroleum) eller tidspunktet for forureningen, (f.eks. før eller efter 1. januar 2001). For en forurening med olieprodukter, der har været udsat for nedbrydning, fordampning og udvaskning i et stykke tid, er den opgave ikke ren rutine.

I gennem 90'erne er der særligt i USA udviklet en praksis, hvor man foretrækker at kombinere flere "restkemiske" metoder til at identificere forurenere og fastlægge ansvarsfordeling efter et såkaldt "weight of evidence" princip. Der foreligger nu en række veldokumenterede og accepterede såkaldte retskemiske metoder, der kan benyttes til forskellige forureningsjuridiske formål, f.eks.:

- nedbrydningsgrad (og dermed indirekte alder af forureningen)
  - $nC_{17}$ /pristan forhold
  - toluen/ $nC_8$  forhold
  - BTEX forhold
- type af oprindeligt produkt (og for nogen direkte alder af forureningen)
  - additivindhold (alkylblyforbindelser og evt. deres oprindelse ud fra blyisotoper, 1,2-dibrom- og 1,2-dichlorethan, MTBE og evt. dets oprindelse ud fra kulstof- og brintisotoper)
  - brint- og kulstofisotoper ( $D/^{13}C$  diagrammer)
  - kulstofisotoper ( $^{13}C$ ) i naphtalener og andre kulbrinter.

Ingen af metoderne giver mulighed for at fastslå årstallet for forureningen (f.eks.  $1995 \pm 1$  år) ud fra en simpel analyse, men kombineret og sammen med resultaterne fra den generelle undersøgelse af forureningen (historik, geologi, hydrologi) har de vist sig at kunne holde, selv i amerikanske retssale.

## Kriterier for olieforurenet jord og ny analysemetode

Af Irene Edelgaard, Miljøstyrelsen

På baggrund af en række henvendelser fra amter og rådgivere om vanskelighederne ved at håndtere sager med tungere olier, indgik Miljøstyrelsen i slutningen af 2001 en aftale med AnalyCen A/S om et projekt, som finansieres af Teknologipuljen for jord og grundvandsforurening, der skulle udvikle og validere en metode til analyse af jordprøver til bestemmelse af kulbrinter, som ikke kun skulle dække intervallet fra  $C_5$ - $C_{35}$ , som den eksisterende metode dækkede, men også kunne bestemme tungere olier.

Desuden var det opgaven at udvikle en metode, der kunne skelne mellem naturligt forekommende biogene kulbrinter og petrogene kulbrinter. Denne problematik er beskrevet af Karen Halling andet steds i dette nummer.

Det var fra projektets start klart, at der ikke kunne fastlægges en ny analysemetode for olie, uden at der samtidig blev foretaget en vurdering af, hvorledes de højere kogende oliefraktioner skulle vurderes. Det er derfor tanken, når analyseprojektet er afsluttet, i andet regi at foretage vurderinger med henblik på fastlæggelse af et jordkvalitetskriterie for de højere kogende oliefraktioner.✱

# SPRÆKKET MORÆNELER – GRUNDKURSUS

## Hvordan den nye viden kan anvendes!

### FORMÅL

Stadigt nye og uventede fund af grundvandsforurening under lerlag har de senere år rykket ved de vante forestillinger om grundvandsbeskyttelse i moræneområder. Samtidig har undersøgelser vist, at lerlagene er opsprækkede, og at sprækkerne spiller en afgørende rolle for udviklingen af mange forureninger i grundvandet.

Dette rejser spørgsmål om sprækkers betydning for grundvandets sårbarhed, om hvilke metoder der er bedst egnede til undersøgelse og bestemmelse af forureningsnedsivning i sprækker og i sidste ende, hvordan forureningsrisikoen pga. sprækker kan vurderes og behandles set fra et grundvandsbeskyttelsessynspunkt?

Formålet med kurset er at tilbyde en sammenfatning af de sidste 10-15 års sprækkeforskning med fokus på mulighederne for praktisk anvendelse af den ny viden i grundvandsopgaver.

Kurset bygger på grundlæggende teori og konkrete eksempler, herunder feltobservationer af sprækker samt simple konsekvensberegninger af foreningstransport i sprækker. Der gives endvidere eksempler på anvendelse

af sprækkemodeller til bl.a. risikovurderinger og zonerings af stofspecifik sårbarhed og grundvandsbeskyttelse i områder med dæklag af moræneler.

Kurset lægger vægt på begreber vedrørende sprækkeprocesser og skal sætte deltagerne i stand til at vurdere behovet og mulighederne for at inddrage sprækkeviden i forskellige grundvandsopgaver samt udarbejde og vurdere oplæg til praktisk opgaveløsning.

### UNDERVISERE

Peter R. Jørgensen, ph.d. i hydrogeologi og lektor på DTU, Institut for Miljø og Ressourcer. E-mail: [pej@er.dtu.dk](mailto:pej@er.dtu.dk).

Knud E. Klint, ph.d. i geologi og forsker på GEUS i afdelingen for kvartærgeologi og råstoffer.

Bertel Nilsson, hydrogeolog og seniorforsker på GEUS i afdelingen for hydrologi.

**Tid: Onsdag den 24. og torsdag den 25. september 2003**

**Sted: GEUS, samt ekskursion til feltlokalitet**

**Pris: 6.500 kr.**

**Tilmelding: Gitte Jensen, GEUS,**

**Tlf.: 3814 2900 eller e-mail: [gdj@geus.dk](mailto:gdj@geus.dk)**

**Tilmeldingsfrist: 8. september 2003**

**Deltagerantal: Maks. 15-20 personer**

DTU



GEUS

# kursus-kalender

Dato	Titel mv.	Arrangør	Hvor	Supplerende oplysninger
1.-4. september 2003	Sixth International Symposium & Exhibition on Environmental Contamination in Central & Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States	Florida State University, Tallahassee, Florida, USA	Prag, Tjekkiet	<a href="http://www.prague2003.fsu.edu">www.prague2003.fsu.edu</a>
8.-9. september 2003	Europæisk konference om MTBE	DTU, Denmark, TU Dresden, IIQAB Barcelona	Dresden University of Technology	<a href="http://www.mtbe-conference.de">www.mtbe-conference.de</a>
10. september 2003	Kursus i miljøfremmede stoffer og risikovurdering ved hjælp af JAGG-modellen	RUC og RGS 90	RUC, Roskilde	<p>Kurset henvender sig til sagsbehandlere, rådgivere og andre medarbejdere, der arbejder med vurdering og oprensning af forurenede jord og grundvand.</p> <p>Kurset løber over 12 dobbeltlektioner, onsdag formiddag fra 9:30 12:00 på RUC. Der afsluttes med mundtlig eksamen og udstedes kursusbevis.</p> <p>Pris: 3.000 kr.</p> <p>Yderligere informationer kan fås ved henvendelse til Thomas Hougaard, RGS 90 på tlf.: 21 28 68 27 eller e-mail: <a href="mailto:thougaard@rgs90.dk">thougaard@rgs90.dk</a>.</p>
6.-9. oktober 2003	Groundwater Flow & Transport Modeling	Swedish Geotechnical Institute (Göteborg) m.fl.	Gøteborg, Sverige	<a href="http://www.ems-i.com/Training/GMS_Training_sweden/gms_training_sweden.html">http://www.ems-i.com/Training/GMS_Training_sweden/gms_training_sweden.html</a> Tlf.: 46317786572
5. og 11. november 2003	Risikovurdering af forurenede grunde - pris 4.700 kr.	VITUS BERING, CVU	VITUS BERING, CVU, Chr. M. Østergårds Vej 4, 8700 Horsens	<a href="http://www.vitusbering.dk">www.vitusbering.dk</a>
Start efter aftale	Grundlæggende GIS, fjernundervisning med start efter aftale - pris 3.900 kr.	VITUS BERING, CVU	Fjernundervisning	<a href="http://www.vitusbering.dk">www.vitusbering.dk</a>
24.-27. maj 2004	Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds	Battelle	Monterey, Californien	<a href="http://www.battelle.org/chlorcon">www.battelle.org/chlorcon</a>

Vi medtager alle kurser og arrangementer med relevans for området jord- og grundvandsforurening.

Vi modtager gerne diverse kursusoversigter og arrangementsbeskrivelser til kalenderen - send dem til [avjinfo@arf.dk](mailto:avjinfo@arf.dk).