



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Rapport

R55 :1991

Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord

Metodik vid provtagning, analys och utvärdering

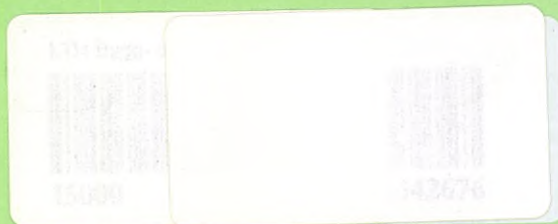
Johan Helldén

RJK

INSTITUTET FÖR BYGGDOKUMENTATION	
Accnr	
Plac	Ser

BYGGDOK

Sankt Eriksgatan 46
112 34 Stockholm
tel: 08-617 74 50
fax: 08-617 74 60



Byggeforskningsrådet

R55:1991

FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN I FÖRORENAD JORD

Metodik vid provtagning, analys
och utvärdering

Johan Helldén

49532

VA NYTT

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 900070-6
från Statens råd för byggnadsforskning till Terratema AB,
Linköping.

REFERAT

Flyktiga organiska ämnen (VOC) är en samlingsbeteckning för ett stort antal ämnen som kännetecknas av att de i gasfas avgår till atmosfären. Exempel på industriverksamhet som har givit upphov till VOC-förorening av mark och grundvatten är bl a gasverkstomter, garverier och avfallsupplag. VOC i förorenad jord utgör ett problem framför allt i de fall ett förorenat markområde skall bebyggas. Flyktiga ämnen kan om inga åtgärder vidtas tränga in i byggnader med, i ogynnsamma fall, försämringar av luftkvaliteten som följd.

Provtagning av VOC i förorenad jord utförs oftast genom provtagning av porluft. Denna kan utföras både i form av pumpad provtagning och diffusionsprovtagning. Tillämpbara analysmetoder för VOC är bl a gaskromatografi, masspektrometer och infrarödspektrofotometer. Förekomst av VOC i förorenad jord kan också påvisas med hjälp av enkla detektionsinstrument.

Vid riskbedömningen av ett VOC-förorenat markområde måste hänsyn tas både till föroreningens "farlighet" (toxicitet, explosionsrisk m m) och planerad markanvändning. Markanvändning som bedöms särskilt känslig med avseende på VOC-förorening är bostadsbebyggelse, daghem, skolor och kontor.

Byggnader kan skyddas mot gasavgång från en markförorening med bl a samma typ av skyddsåtgärder som tillämpas för hus byggda på radonhaltig mark (t ex ventilerad undergrund). Andra typer av skyddsåtgärder går ut på att den förorenade jorden behandlas t ex genom biologisk nedbrytning eller avdrivning.

I Bygghörsningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblekt papper.

R55:1991

ISBN 91-540-5384-6

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

gotab 94557, Stockholm 1991

INNEHÅLL

FÖRORD	Sid	4
SAMMANFATTNING		5
1	INLEDNING	8
1.1	Bakgrund	8
1.2	Syfte	9
1.3	Genomförande	9
2	FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN (VOC)	10
2.1	Allmänt	10
2.2	VOC som markförorening	10
2.3	VOC:s miljö- och hälsoeffekter	12
2.4	Några vanliga grupper av VOC	14
3	FÖRORENADE MARKOMRÅDEN	17
3.1	Allmänt	17
3.2	Avfallsupplag	17
3.3	Gasverkstomter	18
3.4	Garverier	19
3.5	Färg- och lackindustri	20
3.6	Anläggningar för bensin och olja	21
3.7	Övrig industri	23
4	METODIK VID UNDERSÖKNING AV ETT FÖRO- RENAT MARKOMRÅDE	24
4.1	Allmänt	24
4.2	Undersökningens syfte	24
4.3	Förundersökning	26
4.4	Undersökning	26

5	PROVTAGNING AV FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN	29
5.1	Allmänt	29
5.2	Provtagning av porluft	29
5.2.1	Metoder för pumpad provtagning	30
5.2.2	Metoder för diffusionsprovtagning	34
5.2.3	Provtagningssonder	36
5.2.4	Luftprovtagningspumpar, adsorbenter och gastäta påsar	36
5.3	Provtagning av grundvatten	38
5.4	Provtagning av jord	39
6	ANALYS AV FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN	40
6.1	Allmänt	40
6.2	Analys- och detektionsmetoder	40
6.2.1	Gaskromatografi	40
6.2.2	Masspektrometri	41
6.2.3	Kombinerad gaskromatografi och masspektrometri	43
6.2.4	Infrarödspektrofotometri	43
6.2.5	Organiska samlingsparametrar	44
6.2.6	Detektionsmetoder	44
6.3	Val av analysmetod	45
6.3.1	Kvalitativ analys	46
6.3.2	Kvantitativ analys	46
6.3.3	Analys direkt i fält eller i laboratorium	48
6.3.4	Detektering	48
6.4	Metoder för extraktion	48
6.4.1	Gasprov i glasflaska och gastät påse	49
6.4.2	Kolrör och andra adsorbenter	49
6.4.3	Jord- och vattenprov	49
6.5	Kvalitetssäkring	50
6.6	Rapportering	51
7	METODIK VID UTVÄRDERING	52
7.1	Allmänt	52
7.2	Bedömning av spridningsmöjligheter	52
7.3	Bedömning av exponeringsmöjligheter	53
7.4	Farlighetsanalys	56

7.5	Samlad riskbedömning avseende miljö- och hälsopåverkan	58
8	SKYDDSÅTGÄRDER	59
8.1	Allmänt	59
8.2	Behandling av förorenad jord	59
8.2.1	Avdrivning	59
8.2.2	Biologisk nedbrytning	61
8.3	Inneslutning	61
8.4	Byggnadstekniska åtgärder	62
9	REFERENSER	65

FÖRORD

Denna rapport behandlar provtagnings- och analysmetoder för flyktiga organiska ämnen i förorenad jord.

Målsättningen med projektet har varit att redovisa vilka analys- och provtagningsmetoder som föreligger, samt hur analysdata för flyktiga ämnen kan användas vid de miljö- och hälsoriskbedömningar som utförs när ett förorenat markområde skall bebyggas.

Rapporten ger också en översikt över förorenade markområden där flyktiga ämnen kan förväntas förekomma. Här behandlas framförallt sådan industrikontaminerad mark som under senare år i några fall kommit ifråga för bebyggelse, t ex äldre gasverkstomter, garverier och nedlagda avfallsupplag.

Rapporten redovisar också de åtgärder som finns att tillgå när det gäller att skydda naturmiljön eller människors hälsa mot avgången av flyktiga ämnen från en markförorening.

Utredningen har i huvudsak utförts som en litteraturstudie och erfarenhetssammanställning där Terratema AB:s egna erfarenheter av undersökningar av förorenad jord ingått som en viktig del.

Utredning har finansierats genom anslag från Statens råd för Byggnadsforskning.

Linköping i januari 1991

Johan Helldén

Terratema AB

SAMMANFATTNING

Markföroreningar orsakade av tidigare bedriven industriverksamhet är ett problemområde som under senare år tilldragit sig allt större uppmärksamhet. Människor som bor eller vistas i anslutning till ett förorenat markområde riskerar att exponeras för hälsofarliga ämnen via t ex intag av förorenat dricksvatten eller inandning av giftiga gaser.

Exempel på förorenade markområden som i Sverige uppmärksammas som risker (eller potentiella risker) ur miljö- och hälsosynpunkt är bl a nedlagda avfallsupplag, gruvindustrins restproduktupplag, träimpregneringsplatser och gasverkstomter.

Flyktiga organiska ämnen (VOC) utgör framförallt ett problem i de fall ett förorenat markområde skall bebyggas. Flyktiga ämnen kan, om inga åtgärder vidtas, tränga in i byggnader med i ogynnsamma fall försämringar av luftkvaliteten som följd.

Flyktiga organiska ämnen kan också utgöra en hälsofara för de bygg- och anläggningsarbetare som arbetar inom ett förorenat markområde. Hälsofaran gäller inte bara ämnens eventuella giftverkan utan också brand- och explosionsrisk.

Exempel på förorenade markområden som under senare år i några fall kommit ifråga för ny bebyggelse och där flyktiga ämnen kan förväntas förekomma, är bl a gasverkstomter, garverier, och nedlagda avfallsupplag.

Flyktiga organiska ämnen kännetecknas framförallt av att de uppvisar höga partialtryck (ångtryck). De tenderar därför att i gasfas avgå till atmosfären eller att i jord ansamlas i porluften. VOC kan emellertid också förekomma lösta i grundvatten eller bundna till jordpartiklar. Hur ett specifikt VOC fördelar sig mellan jord, vatten och luft i en markförorening beror i huvudsak på dess molekylvikt, vattenlöslighet, fettlöslighet och partialtryck.

Exempel på några vanligt förekommande VOC i markföroreningar är de lätta aromaterna (t ex bensen och toluen), tri- och tetrakloretylen, vinylklorid, metan, alkoholer, ketoner och estrar.

En människa kan exponeras för en VOC-förorening genom direkt intag (t ex via dricksvatten), inandning och hudkontakt. När ett VOC "tagit sig in" i människokroppen beror dess hälsofarlighet främst på hur länge ämnet uppehåller sig i kroppen och vilka organ som ämnet kommer i kontakt med.

Exempel på VOC med cancerogena effekter är bl a eten, etenoxid, propen, bensen, vinylklorid och metylenklorid.

Provtagning av VOC i en markförorening utförs oftast genom provtagning av porluft. Denna kan utföras både i form av pumpad provtagning och diffusionsprovtagning.

Vid pumpad provtagning suges en känd mängd porluft genom en adsorbent, t ex ett aktivt kol, i vilken de organiska ämnena fastnar. Adsorbenten analyseras på sitt innehåll av olika VOC varefter halterna av motsvarande VOC i porluften kan beräknas. Porluft kan också provtas i gastäta påsar eller glasflaskor.

Diffusionsprovtagning baserar sig på gasers diffusion i luft. Den "drivande kraften" bakom gasdiffusion är koncentrationsskillnaden. I en diffusionsprovtagare är den ursprungliga VOC-halten lika med noll. När diffusionsprovtagaren, som ofta utgörs av aktivt kol, grävts ned i marken kommer VOC från den omgivande porluften att adsorberas i provtagaren. Porluftenhalten av de adsor-

berade ämnena kan beräknas efter analys, förutsatt att diffusionskoefficienterna för motsvarande ämnen är kända.

Det föreligger kommersiellt flera olika metoder för pumpad provtagning respektive diffusionsprovtagning av VOC i porluft. Exempel på provtagningsmetoder för flyktiga ämnen i förorenad jord som använts i Sverige är markradsonden, BAT-provtagaren, ATD-systemet och Petrexmetoden.

De vanligaste analysmetoderna för VOC i förorenad mark är gaskromatografi, masspektrometri och infrarödspektrofotometri. När särskilt stor noggrannhet eller mycket låg detektionsgräns eftersträvas kan kombinerad gaskromatografi och masspektrometri tillämpas.

Analysen kan utföras både i form av kvalitativa analyser, för att identifiera okända ämnen i ett prov på luft, jord eller vatten, och kvantitativa analyser för att bestämma halterna av på förhand utvalda ämnen. Den kvalitativa analysen utförs oftast i början av en undersökning för att kartlägga föroreningens sammansättning.

Utöver de här uppräknade analysmetoderna finns också ett stort antal detektionsmetoder med vars hjälp förekomsten av VOC inom ett förorenat markområde kan påvisas (men inte kvantifieras). Det mest använda detektionsinstrumentet är fotojonisationsdetektorn.

Hur ett förorenat markområde skall bedömas med avseende på risk för miljö- och hälsopåverkan är bl a avhängigt markanvändningen och omgivningens känslighet.

Vid ändrad markanvändning kan förutsättningarna för spridning och exponering ändras. Utvärderingen av ett förorenat markområde måste därför innefatta en analys av vilka spridnings- och exponeringsvägar som föreligger både vid nuvarande markanvändning och vid den markanvändning som planeras.

Dessutom måste föroreningens farlighet avseende toxicitet, brandfarlighet och explosionsfarlighet, klarläggas. Detta sker i en sk farlighetsanalys som utgår från de ämnen som föroreningen består av utan hänsyn till spridnings- och exponeringsmöjligheter.

I den samlade riskbedömningen avseende markområdets miljö- och hälsopåverkan vägs farlighetsanalysen samman med bedömningen av spridnings- och exponeringsmöjligheter, samt med de undersökningsresultat för porluft, jord och grundvatten som föreligger.

Den samlade riskbedömningen kan beroende på hur markområdet i framtiden skall användas få lite olika inriktning. Markanvändning som bedöms särskilt känslig med avseende på inandning av gaser är bostäder, daghem, skolor, kontor och industri. För dessa typer av markanvändning kommer den samlade bedömningen att till stor del handla om risken för förorening av inomhusluft.

I de fall området skall användas som parkeringsplats, parkeringshus, parkområde eller annan markanvändning som innebär kort uppehållstid för de människor som vistas där, kommer den samlade bedömningen troligen att i huvudsak gälla områdets påverkan på omgivningen.

När det förorenade markområdet bedöms utöva påverkan på omgivningen eller när planerad bebyggelse inom ett förorenat markområde måste skyddas mot exponering för hälsofarliga gaser, finns olika skyddsåtgärder att tillgå.

Enskilda hus kan skyddas mot gasavgång från en markförorening med samma typ av skyddsåtgärder som tillämpas för hus byggda på radonhaltig mark.

Exempel på sådana åtgärder är tätning, förbättrad inomhusventilation, olika lufttryckspåverkande åtgärder och ventilerad undergrund.

Andra typer av skyddsåtgärder går ut på att den förorenade jorden behandlas t ex genom biologisk nedbrytning eller avdrivning.

Avdrivning innebär att de flyktiga ämnena sugas ut och ventileras bort ur den förorenade jorden. Metoden kan tillämpas både in situ och på uppgrävda jordmassor.

Biologisk nedbrytning av organiska ämnen i förorenad jord kan antingen utföras genom att markens naturliga innehåll av mikroorganismer aktiveras (genom tillsats av t ex oorganiska näringsämnen) eller genom att särskilda bakteriekulturer tillsätts.

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

Under senare år har problem med förorenad jord orsakade av tidigare bedrivna industriverksamhet allt mer kommit att uppmärksammas. Förorenade markområden kan utöva negativ påverkan på omgivningen genom t ex föroreningsläckage till grund- eller ytvatten. Människor som bor eller vistas i anslutning till förorenad mark kan exponeras för hälsofarliga ämnen via t ex intag av förorenat dricksvatten eller inandning av giftiga gaser.

Exempel på förorenade markområden som i Sverige uppmärksammats som risker (eller potentiella risker) ur miljö- och hälsosynpunkt är bl a:

- o äldre nedlagda avfallsupplag
- o gruvindustrins restproduktupplag
- o platser där träimpregnering bedrivits
- o gasverkstomter
- o garveritomter
- o platser för organisk kemisk industri

Markföroreningens sammansättning beror på vilken typ av industriverksamhet som bedrivits. Gruvindustri ger t ex främst upphov till tungmetallförorening medan markföroreningen på en gasverkstomt huvudsakligen innehåller organiska ämnen.

En typ av markförorening som allt mer kommit att uppmärksammas är flyktiga organiska ämnen. Dessa bedöms framförallt utgöra ett problem i de fall det förorenade markområdet skall bebyggas eller på annat sätt exploateras. Flyktiga ämnen tenderar (just p g a sin flyktighet) att avgå i gasfas och kan, om inga åtgärder vidtas, tränga in i byggnader med i ogynnsamma fall försämringar av luftkvaliteten och hälsopåverkan som följd.

Flyktiga organiska ämnen kan också utgöra en hälsofara för de bygg- och anläggningsarbetare som arbetar inom ett förorenat markområde.

För att korrekt kunna bedöma hälsoriskerna vid exploatering av ett förorenat markområde, samt riskerna för de människor som i framtiden kommer att bo eller vistas inom området, är det viktigt att förekomsten av flyktiga organiska ämnen i marken undersöks.

För flyktiga organiska ämnen kommer fortsättningsvis förkortningen VOC att användas. VOC står för Volatile Organic Compounds.

I en "typisk" markförorening förekommer VOC huvudsakligen i gasfas i markens porer. VOC kan emellertid också, beroende på sina fysikaliska och kemiska egenskaper, förekomma lösta i grund- och ytvatten eller bundna till jordpartiklar.

Någon påverkan på atmosfärens luftkvalitet i stort bedöms inte avgången av VOC från förorenade markområden kunna orsaka. Den sammanlagda mängden VOC som avgår från förorenad jord har inte beräknats men är sannolikt obetydlig jämfört med de sammanlagt ca 460 000 ton VOC som avgår från andra antropogena källor (vägtrafik, industriutsläpp mm).

Av de förorenade markområden som ovan räknats upp kan flyktiga organiska ämnen bl a förväntas förekomma i anslutning till gasverkstomter, garveritomter, äldre avfallsupplag samt vissa typer av impregneringsplatser. De kan också förväntas förekomma på platser där organisk kemisk tillverkning bedrivits samt i anslutning till i stort sett all industriverksamhet där hantering av bränslen (t ex olja och bensin) eller lösningsmedel förekommit.

Efter avslutad verksamhet kan spill från anläggningar eller processer, där flyktiga ämnen hanterats, finnas kvar i marken lång tid framöver. I några fall kan också tippning eller nedgrävning av avfall med innehåll av flyktiga ämnen i anslutning till den industriella verksamheten ha förekommit.

Några vanligt förekommande grupper av VOC är *aromatiska kolväten* (t ex bensen och toluen), *klorerade kolväten* (t ex trikloretylen), *alkaner* (t ex metan, etan och propan), *alkoholer*, *ketoner* och *estrar*. Dessa presenteras närmare i kapitel 2.

1.2 Syfte

Syftet med denna utredning är att redovisa och utvärdera befintliga metoder för provtagning och analys av flyktiga organiska ämnen (VOC) i förorenade markområden. Avsikten är också att redovisa hur framtagna undersökningsresultat kan utvärderas med avseende på befintlig eller framtida markanvändning för ett förorenat markområde.

1.3 Genomförande

Utredningen har genomförts i form av en litteraturstudie och erfarenhets-sammansättning där Terratema AB:s egna erfarenheter av undersökningar av förorenad jord ingått som en viktig del.

Kontakter har också tagits med utomstående experter inom skilda områden, bl a har följande institutioner och myndigheter bidragit med underlagsmaterial eller viktiga upplysningar till utredningen: Arbetskyddsstyrelsen, Naturvårdsverket, Institutionen för analytisk kemi vid Stockholms Universitet, Institutet för miljömedicin (IMM), Statens Geotekniska Institut och Terraplan AB.

Litteratursökning samt anskaffning av litteratur har i huvudsak utförts av biblioteksavdelningen vid Statens Geotekniska Institut.

2. FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN (VOC)

2.1 Allmänt

Med VOC avses organiska ämnen som i gasfas avgår till atmosfären (Naturvårdsverket, 1990a). Termen är enligt Naturvårdsverket (1990a) "praktiskt tillämpbar" men ej "vetenskapligt definierad". De dominerande grupperna av VOC är alkaner, alkener, aromater, alkoholer, aldehyder, ketoner, estrar, etrar och klorerade kolväten.

VOC kännetecknas av att de är flyktiga, därav benägenheten att avgå i form av gas till atmosfären eller att i jord ansamlas i porluft. VOC:s övriga fysiska-kemiska egenskaper, som t ex vattenlöslighet, fettlöslighet, nedbrytbarhet, brännbarhet och explosivitet varierar mellan olika grupper av VOC och mellan enskilda VOC.

VOC:s hälsorisker, såväl akuttoxiska som kroniska, är också högst varierande. Exempel på VOC med cancerogena effekter är bl a eten, etenoxid, propen, bensen, vinylklorid, och metylenklorid (Naturvårdsverket, 1990a).

2.2 VOC i markförorening

VOC i en markförorening fördelar sig mellan följande tre faser:

- o vatten (löst i grundvatten eller ytvatten)
- o jord (adsorberade till jordpartiklar)
- o gasfas (i markens porer)

Hur en viss VOC-förening fördelar sig mellan dessa faser beror i huvudsak på föreningens:

- o molekylvikt
- o vattenlöslighet
- o fettlöslighet
- o partialtryck (ångtryck)

Fördelningen av VOC mellan de olika faserna kan matematiskt uttryckas på följande sätt (Siegrist & Jenssen, 1990):

$$C_T = aC_v + bC_1 + cC_s \quad (1)$$

där,

- C_T = totala koncentrationen av VOC per volym jord ($\mu\text{g/ml}$)
- C_v = VOC-koncentrationen i jordluft ($\mu\text{g/ml}$)
- C_1 = VOC-koncentrationen i vätskefas ($\mu\text{g/ml}$)
- C_s = VOC-koncentrationen i fast fas ($\mu\text{g/g}$)
- a = jordmaterialets luftinnehåll (ml/ml)
- b = jordmaterialets vatteninnehåll (ml/ml)
- c = jordmaterialets torrdensitet (g/ml)

VOC:s fördelning mellan fast fas och vätska (C_s i förhållande till C_1) kan uttryckas som VOC:s benägenhet att adsorberas på fasta partiklar och beskrivs enligt Freundlich isoterm (Siegrist & Jenssen, 1989):

$$C_s = K \cdot C_1^{1/n} \quad (2)$$

där,

- C_s = VOC-koncentrationen i fast fas ($\mu\text{g/g}$)
- C_1 = VOC-koncentrationen i vätskefas ($\mu\text{g/ml}$)
- K = fördelningskoefficienten (ml/g)
- n = empirisk konstant

Fördelningskoefficienten K kan härledas ur ämnets vatten-oktanol-fördelning, som är ett indirekt mått på ämnets fettlöslighet. Vatten-oktanol-fördelningen för olika organiska ämnen finns tabellerad i standardverk som t ex "Handbook on environmental data on organic chemicals" (Verschueren, 1983).

När VOC i vätskefasen är i jämvikt med VOC i gasfasen kan VOC:s fördelning mellan vätska och gas (C_1 i förhållande till C_v) uttryckas enligt Henrys lag (Environmental Research & Technology Inc, 1984):

$$C_v = K_h \cdot C_1 \quad (3)$$

där K_h = Henrys konstant.

Kombineras ekvation (2) och (3) med ekvation (1) erhålls:

$$C_T = aK_h \cdot C_1 + bC_1 + (cK \cdot C_1)^{1/n} \quad (4)$$

VOC i gasfas kommer, med de tryck- och temperaturförhållanden som normalt råder i markens porer i den omättade zonen, att fysikaliskt uppträda enligt gasernas allmänna tillståndslag som i text lyder (Mortimer, 1979):

Volymen av 1 mol av en särskild gas är lika stor som volymen av 1 mol av alla andra gaser vid samma temperatur och tryck.

Eller i matematisk form (Mortimer, 1979):

$$PV = nRT \quad (5)$$

där,

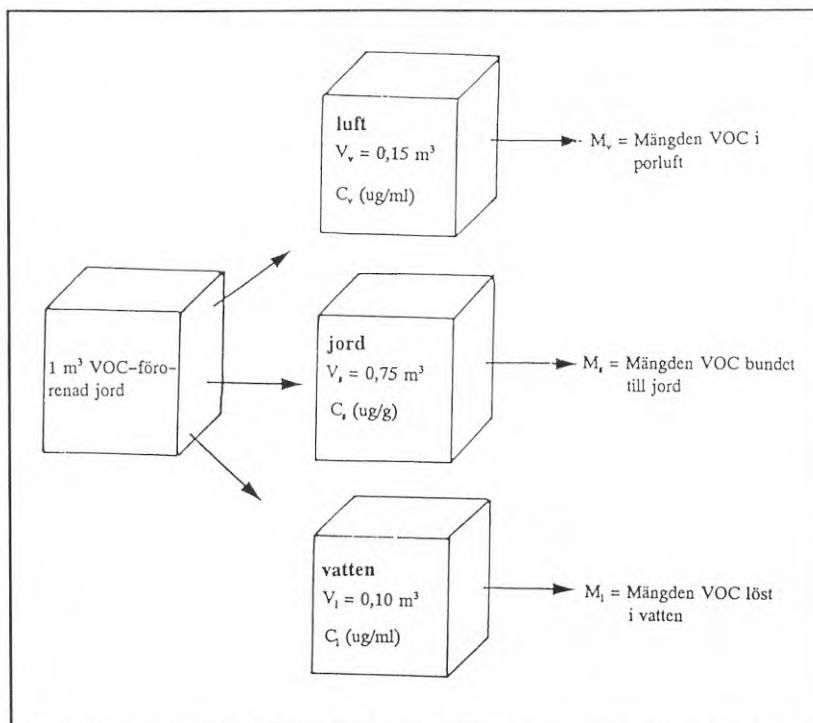
- V = gasens volym
- P = gastrycket
- T = temperaturen
- n = antalet mol
- R = allmänna gaskonstanten

Porluften i jordens porer ovanför grundvattenytan kan beskrivas som en gasblandning där varje enskild gas utövar ett visst partialtryck. Enligt Daltons lag om partialtryck kommer varje enskild gas i en gasblandning (innesluten i en behållare) att utöva det tryck som den skulle utöva om den varit den enda gasen i behållaren (Mortimer, 1979). Totaltrycket P av en gasblandning kommer därmed att utgöra summan av de enskilda gasernas partialtryck:

$$P_{\text{tot}} = P_1 + P_2 + P_3 + \dots \quad (6)$$

I jordens porer i den omättade zonen råder i stort sett samma lufttryck som i atmosfären. Den omättade zonen kan därför betraktas som en "behållare" där gasblandningen (porluften) med små avvikelser håller atmosfärtryck. Vid höga tryck eller låga temperaturer avviker de reala gaserna från den allmänna tillståndslagen (Mortimer, 1979). I förorenad jord ligger partialtrycken för enskilda VOC oftast långt under mättnadstrycken för motsvarande ämnen och

avvikelse från gasernas allmänna tillståndslag p g a höga mättnadstryck är därför mindre trolig än avvikelser orsakade av låga temperaturer.



Figur 2.1 Exempel på hur VOC i en markförorening fördelar sig mellan de tre faserna vatten, jord och luft.

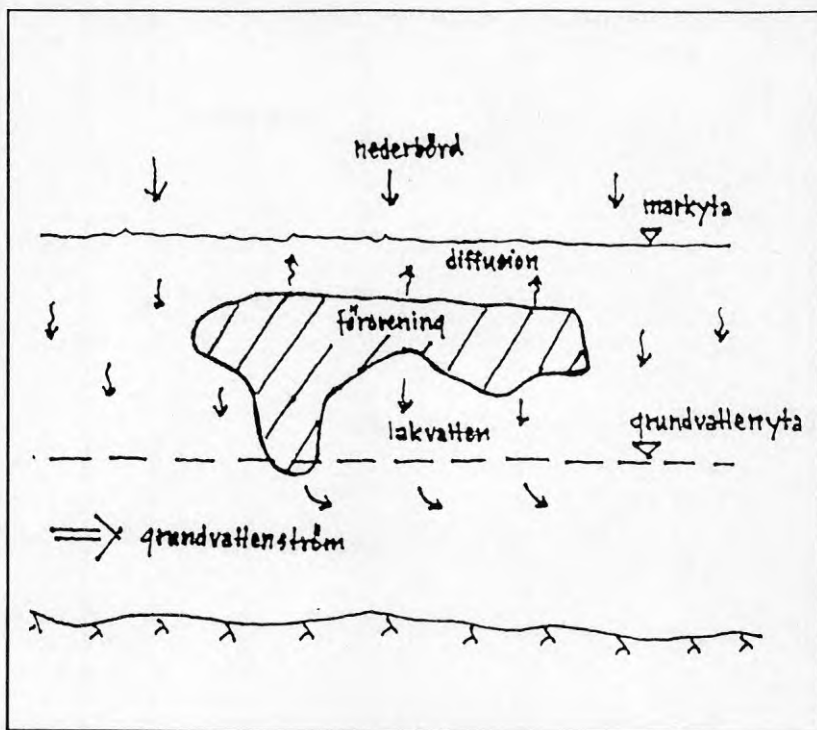
2.3 VOC:s miljö- och hälsoeffekter

VOC:s spridning från föroreningskällan, i detta fall förorenad jord, till omgivningen kan ske via luft (gas och damm), grundvatten och ytvatten. Benägenheten att spridas i miljön beror framförallt på de olika ämnas viktigaste fysikaliska-kemiska egenskaper, d v s molekylvikt, vattenlöslighet, fettlöslighet och partialtryck.

Dessa egenskaper styr också i stor utsträckning via vilket spridningsmedium VOC tillförs miljön. VOC med hög vattenlöslighet kommer sannolikt att transporteras via grund- eller ytvatten medan VOC med låg vattenlöslighet (och hög flyktighet) i större utsträckning kommer att avgå i form av gas till den omåttade zonen ovanför grundvattenytan och vidare ut i atmosfären.

VOC:s påverkan på människors hälsa beror i huvudsak på ämnas tillgänglighet för människor, d v s exponeringsgraden. De exponeringsvägar som är aktuella för människan är framförallt (N & R Consult A/S, 1990):

- o intag via munnen (t ex förorenat dricksvatten)
- o inandning (damm och gas)
- o diffusion via huden



Figur 2.2. Modell över föroreningsspridning i jord (Carlsson, 1988).

När ett VOC väl har tagit sig in i människokroppen beror dess hälsofarlighet främst på följande omständigheter (Birgerson m fl, 1983):

- o ämnets uppehållstid i kroppen och hur stor mängd som intagits
- o vilka organ i kroppen som ämnet kommer i kontakt med
- o ämnets påverkan på människans biokemi

För att korrekt kunna bedöma hälsoriskerna vid exponering för olika VOC används s k *hygieniska gränsvärden*. Hygieniska gränsvärden gäller exponering i arbetsmiljö och anger den högsta tillåtna genomsnittshalten av ett ämne som får finnas i inandningsluften (Birgerson m fl, 1983). Gränsvärdet är satt med utgångspunkt från att personer med normal hälsa skall kunna inandas sådan luft i ett helt yrkesliv utan att drabbas av ohälsa (Birgerson m fl, 1983).

De yrkeshygieniska gränsvärdena är av två olika slag (Arbetskyddsstyrelsen, 1990):

1. Nivågränsvärde – genomsnittsvärde för exposition under en hel arbetsdag.
2. Takgränsvärde – genomsnittsvärde för exposition under 15 minuter.

Hygieniska gränsvärden finns tabellerade för flertalet VOC i Arbetskyddsstyrelsens gränsvärdeslista (Arbetskyddsstyrelsen, 1990) och är i huvudsak baserade på följande underlag (Birgerson m fl, 1983):

- o erfarenheter från arbetslivet
- o försök med frivilliga personer
- o försök med djur
- o jämförelse med bättre dokumenterade ämnen som har samma kemiska egenskaper.

När det gäller VOC i omgivningsluften eller i inomhusluft i bostäder föreligger inga gränsvärden på samma sätt som för arbetsmiljö. I stället utförs sk risk- uppskattningar eller riskbedömningar baserade på extrapolering ifrån data erhållna från bl a arbetsmiljöundersökningar (Ahlborg & Rylander, 1986). Hur riskbedömningar för VOC genomförs behandlas närmare i kapitel 7.3.

2.5 Några vanliga grupper av VOC

Nedan följer en kortfattad beskrivning av några vanliga grupper av VOC, deras kemiska sammansättning och hälsofarlighet. Sammanställningen bygger i huvudsak på följande referenser: AGA (1982), Ahlborg & Rylander (1986), Arbetarskyddsstyrelsen (1990), Birgersson m fl (1983), N & R Consult A/S (1990), Naturvårdsverket (1990a), Verschuere (1983).

Alkaner

Alkanernas allmänna formel är C_nH_{2n+2} . Alkanerna är mättade kolväten, d v s kolvätegrupperna hålls samman av enkelbindningar. Mättade kolväten är inte särskilt benägna att reagera med andra ämnen. Alkanerna uppvisar låg löslighet i vatten.

De enklaste alkanerna (metan, etan, propan och n-butan) är gaser vid rumstemperatur. De är samtliga färg- och luktlösa gaser och bedöms inte heller som toxiska. De kan däremot förorsaka kvävning i dåligt ventilerade utrymmen och de är dessutom brännbara och explosiva. Metan är explosiv i koncentrationsintervallet 5–15 % i en luft-gasblandning och eten i intervallet 3,1–32 %.

Alkener

Alkener (C_nH_{2n}) är omättade kolväten, d v s kolvätegrupperna hålls samman av dubbelbindningar. Omättade kolväten är mer reaktiva än mättade. Alkenerna omvandlas under inverkan av metaboliserande enzymer till epoxider som är genotoxiska och kan därmed bidra till förhöjd cancerrisk. Alkenerna uppvisar låg löslighet i vatten.

Den enklaste alkenen, eten, är vid rumstemperatur en färglös och brännbar gas med svag lukt. Hälso risker kan uppstå om eten omvandlas till etenoxid som är cancerogen.

Aromater

De aromatiska kolvätena är omättade cykliska föreningar. De kännetecknas av att de innehåller minst en bensenring (aromatring) till vilken olika kolvätegrupper kan vara bundna. Aromaterna uppvisar låg vattenlöslighet.

Det enklaste aromatiska kolvätet, bensen, är cancerframkallande och kan bl a orsaka leukemi. Toluen och xylen är allmäntoxiska och kan bl a påverka det

centrala nervsystemet. Luktgränsen för xylen och toluen ligger i intervallet 1–5 mg/m³ vilket är betydligt under de yrkeshygieniska nivågränsvärdena för motsvarande ämnen.

Beträffande luktgränsen för bensen föreligger olika uppgifter. Enligt Verschueren (1983) varierar luktgränsen mellan 0,5 och 320 mg/m³ medan den enligt andra författare ligger kring nivån 40 mg/m³. Det yrkeshygieniska nivågränsvärdet för bensen är 16 mg/m³.

Alkoholer

Alkoholerna kännetecknas av att de innehåller en OH-grupp bunden till sin kolvätering. Alkoholernas allmänna formel är C_nH_{2n+1}OH. Exempel på några vanliga alkoholer är metanol, etanol, propanol och fenol. Alkoholerna är mindre flyktiga och mer vattenlösliga än motsvarande alifatiska kolväten.

De enklaste alkoholerna, metanol och etanol, uppvisar ingen hög akut giftighet. Hälsoriskerna är här i första hand förknippade med direkt förtäring. Lukt-tröskeln är för etanol runt 50 ppm och något högre för metanol.

Fenol är en s k aromatisk alkohol. Den förekommer vid rumstemperatur i fast fas och betecknas ej som särskilt flyktig. Fenol uppvisar emellertid en svagt genotoxisk effekt.

Aldehyder

Aldehyderna kännetecknas kemiskt av att en -CHO-grupp är bunden till bensenringen. Två vanliga aldehyder är formaldehyd och acetaldehyd. De betecknas som kemiskt reaktiva.

Aldehyderna är vattenlösliga i ungefär samma utsträckning som alkoholerna. De uppvisar en viss anestesieffekt och är irriterande på ögon och andningsvägar.

Formaldehyd och acetaldehyd bedöms av kemikalieinspektionen ha cancerframkallande effekter. Det yrkeshygieniska nivågränsvärdet för formaldehyd är 0,5 ppm.

Ketoner

Ketonerna karaktäriseras av att de i sina bindningar innehåller en -CO-grupp. Ketonerna är flyktigare än motsvarande alkoholer. De uppvisar ingen nämnvärd grad av kronisk toxicitet och den akuta giftigheten är vanligtvis låg. Ketonerna förekommer ofta i form av lösningsmedel.

Den vanligaste ketonen är aceton. Inhalation av aceton i mycket höga doser kan orsaka kraftiga effekter på det centrala nervsystemet, t ex yrsel. Aceton uppvisar, liksom butanon och pentanon, hög löslighet i vatten.

Estrar

Estrar är föreningar mellan alkoholer och syror. De förekommer naturligt i många frukter och blommor. De lågmolekylära, flyktiga estrarna bidrar till att ge frukterna deras karaktäristiska dofter.

Vanliga VOC bland estrar är etylacetat och butylacetat. De är delvis lösliga i

vatten men bedöms ej som särskilt toxiska. Den enklaste estern, metylformat, är en av de mest akut giftiga. De olika estrarna uppvisar i regel ungefär samma toxicitet som motsvarande alkohol eller karboxylsyra, men avvikelser kan förekomma.

Klorerade kolväten

I det klorerade kolvätaet har en eller flera väteatomer ersatts av kloratomer. De vanligast förekommande klorerade kolvätena är metylenklorid, trikloretylen, tetrakloretylen samt diklorethan. De klorerade kolvätena är relativt reaktionsbenägna och kan vid nedbrytning övergå i andra former, t ex kan trikloretylen under syrefria förhållanden brytas ned till vinylklorid.

I gruppen klorerade kolväten återfinns flera ämnen med genotoxiska och cancerogena effekter. De vanligt förekommande trikloretylen och tetrakloretylen betecknas dock bara som svagt mutagena.

Luktgränserna för de vanligaste klorerade kolvätena ligger normalt i intervallet 50 till 100 ppm. Det yrkeshygieniska nivågränsvärdet för tri- och tetrakloretylen är 20 ppm.

3. FÖRORENADE MARKOMRÅDEN

3.1 Allmänt

VOC i förorenad jord kan bl a förväntas förekomma där följande typer av verksamhet bedrivits:

- o avfallsupplag
- o gasverk
- o garverier
- o färg- och lackindustri
- o anläggningar för bensin och olja
- o organisk kemisk industri

Det finns i Sverige ca 4000 äldre nedlagda avfallsupplag, merparten med innehåll av både industriavfall och hushållsavfall. Antalet gasverkstomter uppgår till ca 50 (Naturvårdsverket, 1988). Antalet verksamma garverier är idag 4 stycken och antalet nedlagda minst 60 (Svenska garveriidkareföreningen, 1990).

Det finns idag i Sverige ett 50-tal färgfabriker och sammanlagt ca 700 anläggningar för kemisk tillverkning (SCB, 1990). I Danmark är antalet nedlagda och verksamma bensinstationer tillsammans ca 10 000 (Korkmann, 1987). Någon motsvarande inventering är inte genomförd i Sverige men antalet är här sannolikt det dubbla eller tredubbla.

Färger, lacker, bensin, olja och lösningsmedel hanteras dessutom vid ett stort antal industrier som inte ryms inom någon av de ovan uppräknade verksamheterna.

Av tabell 3.1 framgår vilka VOC som kan förväntas förekomma i anslutning till några av de förorenade markområden som här har räknats upp.

3.2 Äldre avfallsupplag

Det existerar i landet ca 4000 äldre nedlagda avfallsupplag (Naturvårdsverket, 1988). I merparten av dessa har både industriavfall och hushållsavfall deponerats. Fram till mitten av 1970-talet togs dessutom ospecificerat miljöfarligt avfall emot i flera av upplagen.

De äldre avfallsupplagen är ofta lokaliserade till grustäcker, lertäcker eller torvmarker. Vid en undersökning av 45 äldre nedlagda avfallsupplag i Östergötlands Län (Terratema AB, 1990) framkom att ca 40 av de undersökta upplagen är lokaliserade på mindre än 500 meters avstånd från samlad bebyggelse.

Medan merparten av tungmetallutsläppet från ett "typiskt" avfallsupplag sker via lakvatten sker ca 95 % av utsläppet av organiska ämnen via deponigas (Lagerkvist, 1986). Dominerande beståndsdelar i deponigas är metan, koldioxid och kväve. Kemiska analyser av deponigas visar dessutom på innehåll av ett flertal olika VOC, som t ex toluen, xylene, etylbensen, diklormetan, triklorethan, trikloretylen och perkloretylen (Viak AB, 1986). Deponigasen innehåller dessutom estrar och organiska svavelföreningar vilka medför dålig lukt.

Deponigasens huvudkomponenter, metan och koldioxid, är båda s k drivhus-gaser och anses därmed bidra till ökningen av jordens medeltemperatur. Lokalt bedöms emellertid inte koldioxidutsläppen från ett avfallsupplag utgöra någon olägenhet. Metan, däremot, är i blandning med luft en explosiv och brännbar gas. Den lägre explosionsgränsen för metan i luft är 5 volymsprocent (AGA, 1982). Normal metanhalt i deponigas är mellan 30 och 60 % (Wiqvist, 1988).

Tabell 3.1 Några vanliga typer av förorenade markområden och förväntade VOC i anslutning till dessa.

Markområde	Antalet nedlagda	Vanligast förekommande VOC
Avfallsupplag	ca 4000	Metan
Gasverkstomter	ca 50	Bensen, Toluén, Xylen
Färg- och lack-industri		Metylenklorid, trikloretan, trikloretylen, bensen, toluén, xylen, alkoholer, ketoner, estrar
Garverier	>60	Klorerade kolväten (t ex trikloretylen, trikloretan), toluén, aceton, etylacetat, butylacetat och etanol

Övriga VOC förekommer i betydligt lägre halter, ofta på ppm- eller ppb-nivå. Vid undersökningar av deponigas från svenska avfallsupplag har halterna av specifika VOC (förutom metan) som mest uppgått till ca 1/5 av yrkeshygieniska nivågränsvärden (Viak AB, 1986).

Om deponigasan inte omhändertas (genom t ex avbränning) kan läckage av metangas till omgivande jordlager förekomma. Förekommer bebyggelse i anslutning till upplaget kan ansamling av gas ske under t ex husgrunder eller i källare, ledningsgravar, tunnlar och andra slutna utrymmen under mark. Sådan ansamling av deponigas är, i de fall metanhalten överstiger 5 %, förknippad med brand- och explosionsrisk (Crowhurst, 1987) (Stone, 1978).

Metan har rapporterats i detekterbar halt på mer än 400 meters avstånd från större avfallsupplag och är således inte ett problem enbart i upplagets omedelbara närhet (Emberton och Parker, 1986).

3.3 Gasverkstomter

Det finns i Sverige ca 50 gasverkstomter av vilka merparten är belägna relativt centralt i städer. Produktionen av stadsgas (baserad på kolförgasning) pågick i stor skala från slutet av 1800-talet fram till vår tid men ersattes under 1960- och 1970-talen successivt av framförallt oljeeldning.

Markföroreningar på en gasverkstomt uppstår i allmänhet genom spill eller läckage från någon av följande anläggningar (Andersen, 1988):

- o Upplagringsplatser för kol och koks
- o Rörledningar och upplagsplatser för tjära
- o Cisterner för ammoniakvatten ("gasvatten")
- o Kompletterande anläggningar för nyttiggörande av restprodukter (t ex framställning av bensen och pyridin)

Föroreningen utgörs av de komponenter som ingår i stenkolstjära, råvaran vid framställning av stadsgas, samt cyanider, sulfater och ammonium (Andersen och Nielsen, 1989). Stenkolstjära innehåller både flyktiga aromatiska kolväten (huvudsakligen bensen och toluen) och tyngre, svårflyktiga och i vatten svår- lösliga kolväten, s k polyaromatiska kolväten.

Medan de flyktiga föroreningskomponenterna ofta föreligger i gasfas i markens porer binds de tyngre komponenterna till markpartiklar. Löst i grundvatten påträffas framförallt fenol men ibland också några av de enklaste polyaromatiska kolvätena, som t ex naftalen och metylnaftalen. Naftalen kan också i någon utsträckning förekomma i porluft (Terratema AB, 1988).

De enkla aromaterna bensen och toluen kännetecknas av att de är flyktiga, svårslösliga och biologiskt nedbrytbara i luft. Vid den mikrobiella nedbrytningen (som sker i oxiderande miljö) omvandlas de enkla aromaterna via kresoler till slutprodukterna vatten och koldioxid (Environmental Research & Technology Inc, 1984).

Den naturliga nedbrytningen är dock sällan tillräcklig för att markens hela VOC-innehåll skall omvandlas till "ofarliga" slutprodukter. I en studie av bebyggda gasverkstomter i Nederländerna, rapporteras att porluftens innehåll av lätta aromater också långt efter avslutad verksamhet har visat sig påverka såväl luft i kryputrymmen och källare som inomhusluft i hus byggda ovanpå eller i omedelbar anslutning till gasverkstomter (Borg & Andersen, 1989).

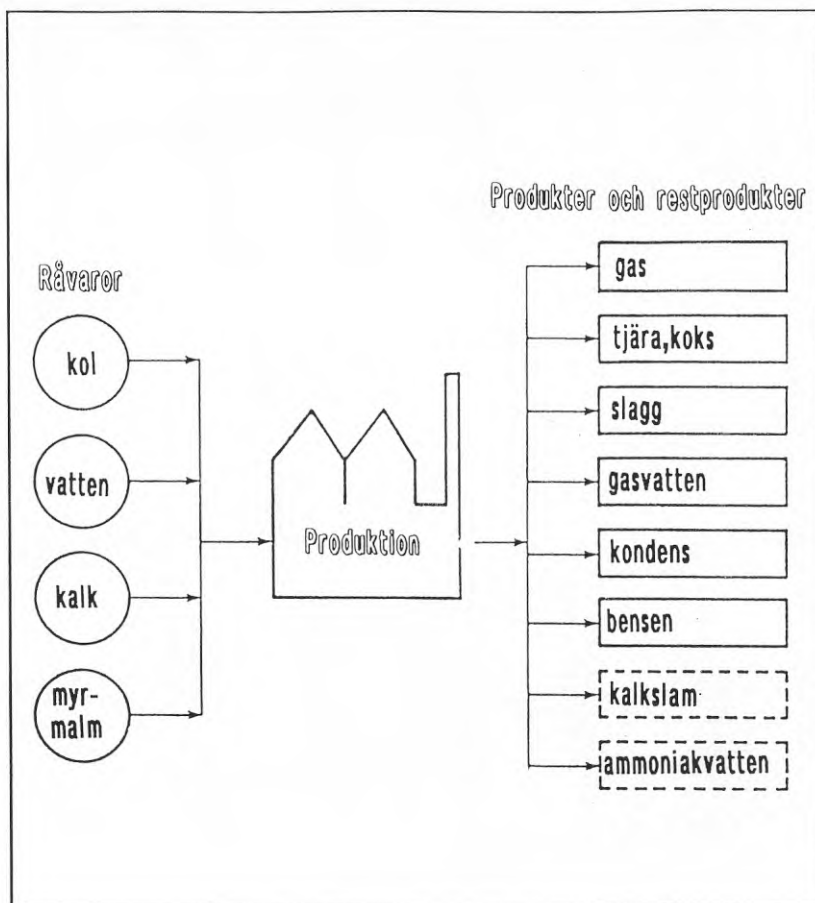
3.4 Garverier

Beredning av djurhudar till läder (garvning) bedrevs fram till 1870-talet huvudsakligen med hantverksmässiga metoder, som t ex fettgarvning och rökning. Med industrialismens genombrott infördes de garverimetoder som från sekelskiftet fram till idag har varit dominerande, d v s vegetabilisk garvning, mineralgarvning och garvning med syntetiska garvännen (Knudsen, 1987). Allteftersom verksamheten rationaliserats har också användningen av olika kemikalier, som t ex lösningsmedel och bekämpningsmedel, ökat.

Vid mineralgarvning har framförallt krom och aluminium använts. Förhöjda halter av krom kan därför förväntas i marken på de platser där kromgarvning bedrivits. Parallellt med krom och aluminium har också olika biocider, som t ex klorfenoler och DDT, använts (Knudsen, 1987).

VOC som kan förväntas i marken i anslutning till ett nedlagt garveri är framförallt klorerade kolväten, som bl a används för avfettning av fårskin, samt toluen, acetone, etylacetat, butylacetat och etanol som används i de avslutande finishprocesserna (Knudsen, 1987).

Den relativt stora mängd organiskt material som hanterats på en garveriindustri innebär också risk för mikrobiell nedbrytning med bl a metanbildning som följd.



Figur 3.1. Kolgasframställning. Råvaror och restprodukter (efter Andersen, 1988).

3.5 Färg- och lackindustri

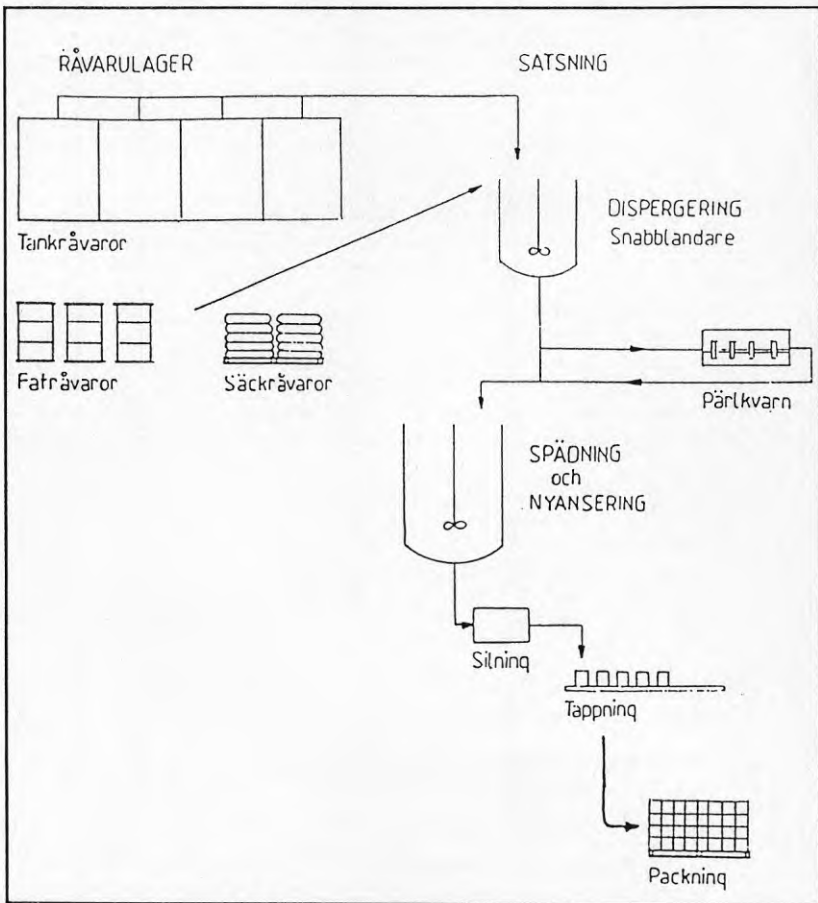
Tillverkning av färger och lacker, eller processer där färger och lacker i stor skala hanteras (som t ex bil- och flygplanslackering), innebär risk för spill och läckage av framförallt organiska lösningsmedel. Lösningsmedlen används för rengöring, upplösning av bindemedel och förtunning (Christiansen, 1988). Halten lösningsmedel i lösningsmedelsbaserade färger och lacker uppgår till mellan 40 och 60 % (Naturvårdsverket 1990b).

Bland de flyktiga lösningsmedlen finns en lång rad både klorerade och icke-klorerade kolväten. Exempel på klorerade lösningsmedel som hanteras inom färgindustrin är metylenklorid, trikloretan, och trikloretylen. Exempel på icke-klorerade lösningsmedel är de aromatiska kolvätena (bensen, toluen och xylen) samt ett flertal alkoholer, ketoner och estrar (Christiansen, 1988).

Dominerande VOC i lacker är aromatiska kolväten, acetat, etrar och aldehyder (Naturvårdsverket, 1990a).

En av de vanligaste föroreningskällorna vid en "typisk" färg- och lackindustri är de nedgrävda rörledningar genom vilka lösningsmedel pumpas till olika förbrukningsplatser inom fabriken. Läckage kan också ske från nedgrävda lagringstankar för råvaror, halvfabrikat och färdiga produkter (Christiansen, 1988). Vid lagring utomhus, ovan mark, i fat och cisterner finns risk för att spill förorenar dagvattnet (Naturvårdsverket, 1990b).

Markföroeningen vid en nedlagd färg- och lackindustri kännetecknas av att VOC med låg vattenlöslighet och måttliga eller höga partialtryck förekommer i gas- fas i markens porer eller bundna till jordpartiklar. I det förorenade vattnet (grund- eller ytvatten) påträffas som väntat de i vatten lösliga kolvätena som t ex alkoholer, ketoner och estrar (Christiansen, 1988).



Figur 3.2. Flödesschema vid färgtillverkning (Naturvårdsverket 1990b).

3.6 Anläggningar för bensin och olja

Spill eller läckage av olja kan ske såväl vid produktion och hantering som i samband med lagring och förbrukning. Exempel på potentiella föroreningskällor är:

- o Nedlagda bensinstationer
- o Oljeraffinaderier
- o Oljecentraler
- o Industriverksamhet där olja eller bensin används som bränsle
- o Utsläpp från tankbilar

Olja och bensin innehåller en lång rad organiska ämnen. Huvudkomponenterna i råolja är alkaner och aromatiska kolväten (Schultz, 1988).

Olja innehåller också oorganiska komponenter som t ex svavel (S), kväve (N) och syre (O). Dessa är dock i allmänhet bundna till bensenringar och bildar så kallade NSO-föreningar (Christensen m fl, 1987a). NSO-föreningarna är i motsats till de övriga kolvätegrupperna polära. De utgör normalt en mindre andel av råoljan men i extrema fall kan råoljans innehåll av polära ämnen uppgå till 50 % (Christensen m fl, 1987a). Några NSO-föreningar, bl a pyridin, är flyktiga.

Den "typiska" fördelningen av alkaner, cykloalkaner och aromater i råolja, eldningsolja och bensin framgår av tabell 3.2.

Tabell 3.2 Sammansättningen av kolväten i råolja, eldningsolja och bensin (Christensen m fl, 1987a).

	Råolja	Eldningsolja	Bensin
Alkaner	13 %	30 %	50 %
Cykloalkaner	56 %	45 %	40 %
Aromater	31 %	25 %	10 %

VOC som kan förväntas förekomma i oljeförorenad jord är bl a cyklohexan, bensen och lätta alkaner (etan, propan, butan m fl).

Vid analys av vattenlösningar av bensin dominerar kolväteinnehållet av de aromatiska kolvätena bensen, toluen, xylen och etylbensen (Christensen m fl, 1987a). Av dessa är bensen och toluen de mest flyktiga och kan därför även förväntas i porluften ovanför grundvattenytan. Bensins högre löslighet relativt de övriga oljetyperna (Christensen m fl, 1987a) innebär att bensin i större utsträckning än t ex råolja och eldningsolja kan lakas ut och spridas till grundvattnet.

Oljeprodukternas nedbrytbarhet i jord och grundvatten varierar med oljans sammansättning. Aromatiska kolväten har visat sig vara relativt lätt nedbrytbara i grundvatten. De är också nedbrytbara i porluft. De alifatiska kolvätena i olja (alkaner och alkener) har vid försök visat sig vara mer svårnedbrytbara (Christensen m fl, 1987b).

3.7 Övrig industri

Markförorening med innehåll av VOC kan också förekomma vid ett stort antal andra industriverksamheter än de som ovan räknats upp. Vid i stort sett all industriell verksamhet där avfettnings- och rengöringsprocesser förekommer har organiska lösningsmedel i större eller mindre mängd hanterats. Vid flertalet industrier förekommer dessutom anläggningar för hantering av olja, bensin och andra bränslen.

Till kategorin kemisk industri hör ett flertal industriverksamheter där hantering av VOC förekommer, bl a organisk kemisk industri, petrokemisk industri, plast- och gummiindustri och läkemedelsindustri.

Den organiska kemiska industrin omfattar bl a tillverkningsställen för lösningsmedel, lim och pesticider. Dominerande VOC i luftutsläpp från den organiska kemiska industrin är alkoholer, etrar och ketoner (Naturvårdsverket, 1990a). Inom plastindustrin förbrukas stora mängder styren. Styren ingår som komponent i polyeterplast och används dessutom som lösningsmedel (Naturvårdsverket, 1990a).

Exempel på VOC som produceras vid petrokemisk industri är vinylklorid, polyeten, butyraldehyd och etenoxid (Naturvårdsverket, 1990a).

4. METODIK VID UNDERSÖKNING AV ETT FÖRORENAT MARKOMRÅDE

4.1 Allmänt

Det föreligger idag inga "allmänna råd" eller anvisningar av mer "officiell karaktär" för hur förorenade markområden skall undersökas och utvärderas ur miljö- och hälsoskyddssynpunkt. Behovet av sådana anvisningar är emellertid stort och Naturvårdsverket arbetar med att ta fram en informationskrift kring efterbehandling av förorenade markområden, där också förslag på undersökningsmetodik ingår (Petsonk, 1990).

Följande beskrivning av syftet med och genomförandet av undersökningar av äldre industrimark baserar sig både på Terratema AB:s egna erfarenheter av dylika undersökningar samt på en litteraturgenomgång som i huvudsak innefattat följande referenser: Kemp & Lauritzen (1989), N & R Consult (1990) och Skaarup (1988).

Undersökningen av ett förorenat markområde delas ofta upp på minst två etapper, förundersökningsfas och undersökningsfas (se tabell 4.1). Undersökningarna kan i vissa fall leda till att åtgärder bedöms nödvändiga för att skydda miljön eller människors hälsa.

Förundersökningen innefattar, förutom en rekognocering på platsen, sällan några egentliga undersökningsinsatser i fält utan istället en genomgång av befintligt underlagsmaterial som t ex kemikalielistor, kontrollprogram, och koncessionsbeslut.

I den efterföljande undersökningsfasen genomförs de huvudsakliga fältinsatserna samt en riskbedömning utifrån erhållna resultat.

Denna metodik är inte enbart avsedd för flyktiga organiska ämnen utan kan också tillämpas i de fall föroreningen huvudsakligen utgörs av t ex tungmetaller eller andra oorganiska ämnen.

4.2 Undersökningens syfte

Det kan finnas flera skäl till att undersöka ett förorenat markområde. Det kan finnas ett allmänt intresse av att kartlägga föroreningens utbredning, mängd och sammansättning, men det kan också vara direkt misstanke om påverkan på:

- o grundvatten
- o ytvatten
- o inomhusluft
- o omgivningsluft
- o grödor

Ofta initieras en undersökning om planer finns på att i framtiden bygga på eller i anslutning till ett förorenat markområde. Det händer också att man under pågående byggverksamhet "stöter på" en markförorening som måste undersökas (och eventuellt åtgärdas) innan byggverksamheten får slutföras. Undersökningens syfte är i dylika fall att bedöma om risk för påverkan föreligger och i så fall vilka åtgärder som bör vidtas innan byggverksamheten kan återupptas.

Tabell 4.1. Metodik vid undersökning av ett förorenat markområde.

FÖRUNTERSÖKNINGSFAS

- Insamling av befintligt underlagsmaterial
- Rekognocering på platsen
- Utarbetande av kemiska datablad

UNDERSÖKNINGSFAS

- Undersökning av föroreningens kemiska sammansättning och källstyrka
- Klarläggande av spridnings- och exponeringsförhållanden
- Bedömning av föroreningens miljö- och hälsopåverkan
- Klarlägga behovet av samt föreslå eventuella miljöskyddsåtgärder

ÅTGÄRDSFAS

- Detaljprojektering av åtgärder
- Genomförande av åtgärder

Eventuella arbetsmiljörisker (med avseende på markföroreningen) för de byggnadsarbetare som kommer att arbeta på platsen bör också beaktas.

Markgasundersökningen, som i de fall VOC förekommer är en väsentlig del av undersökningen av ett förorenat markområde, kan beroende på undersökningens syfte i övrigt få lite olika innehåll. I allmänhet brukar avsikten med provtagning och analys av flyktiga ämnen i markgas vara någon av följande:

- o undersöka om (och på vilka haltnivåer) VOC i gasfas förekommer inom det förorenade markområdet
- o ta fram ett underlag för att bedöma risken för förorening av inomhusluft i framtida byggnader
- o undersöka utbredningen av eventuell föroreningsplym i jord och grundvatten
- o beräkna (eller mäta) gasemissionen från ett förorenat markområde

o bedöma risk för gasmigration från ett avfallsupplag till angränsande bebyggelse

4.3 Förundersökning

Innan undersökningarna i fält kan påbörjas bör den industriella verksamhet som förekommit på platsen kartläggas så detaljerat som möjligt. Det kan t ex ske genom att befintligt källmaterial inventeras och utvärderas. Exempel på källmaterial är:

- o äldre kartmaterial
- o gamla fotografier eller flygbilder
- o plan- och byggritningar över fabriken/anläggningen
- o intervju med fd anställda inom verksamheten
- o intervju med fd stadsläkare, länsveterinär eller motsvarande
- o kemikalielistor
- o eventuella koncessions- eller tillståndsbeslut
- o kontakter med branschorganisationer
- o dokumentation från miljöundersökningar av liknande objekt

Förhoppningsvis skall förundersökningen kunna ge en uppfattning om vilka kemikalier som hanterats på platsen, var spill eller läckage kan ha förekommit, och var eventuell "tippning" av restprodukter kan ha ägt rum.

I förundersökningen bör också ingå att kartlägga omgivningens känslighet, d v s förekomst av eventuella grundvattentillgångar, vattentäcker, bostadsbebyggelse och andra känsliga objekt. Kartläggningen av omgivningens känslighet bör också innefatta planerad bebyggelse eller annan exploatering i anslutning till det förorenade markområdet. Efter genomgång av källmaterial och kartläggning av omgivningens känslighet upprättas ett program för provtagning och analys.

Vid planering av provtagnings- och analysprogram bör förekomsten av eventuella nedbrytningsprodukter beaktas. De kemikalier som hanterats kan under årens lopp ha omvandlats till andra och kanske mer spridningsbenägna ämnen.

Är osäkerheten stor om vilka kemikalier som hanterats på platsen kan en inledande provtagnings- och analysomgång bli nödvändig redan på förundersökningsstadiet. Analyserna kommer i så fall att utföras i form av sk screening analyser för att klarlägga föroreningens sammansättning (se kapitel 6).

4.4 Undersökning

Undersökningsfasen innefattar dels en kartläggning av föroreningskällan (d v s själva det förorenade markområdet) och dels en kartläggning av förorenings-spridningen.

När det gäller föroreningskällan är i allmänhet någon av följande undersökningsstrategier tillämplig:

- o provtagning i ett rutnät
- o provtagning i anslutning till kända föroreningskällor ("hot spots")
- o provtagning med hänsyn till planerad markanvändning

Provtagning i rutnät är den mest tid- och kostnadskrävande undersökningsstrategin. Den innebär i gengäld att det förorenade markområdet kartläggs mycket noggrant (antalet provtagningspunkter och analyser blir stort).

Tabell 4.2 Undersökningens detaljeringsgrad med avseende på planerad markanvändning (efter N & R Consult A/S, 1990).

Planerad markanvändning	Känslighet med avseende på jordförorening	Detaljeringsgrad
Parkeringshus	Relativt okänslig	+
Industri	Något känslig m a p inomhusluft (gasemission)	++
Kontor	Något känslig m a p inomhusluft (gasemission)	++
Bostadshus	Mycket känslig	++++
Fritid och rekreation	Känsligheten beror av utformningen	++/+ ++
Daghem	Mycket känslig	++++
+	Orienterande undersökning	
++	God kartläggning	
+++	Detaljerad kartläggning	
++++	Mycket detaljerad kartläggning	

Denna provtagningsstrategi är bäst lämpad i de fall informationen om det förorenade markområdet är knapphändig eller när det förorenade området utgörs av fyllningsmassor av blandad karaktär.

Vid upplägningen av ett rutnät måste man beakta att sannolikheten för att påträffa markföroreningen minskar ju mer begränsad utbredning denna har.

Provtagning i anslutning till kända föroreningskällor ("hot spots") förutsätter att sådana är kända. Metoden kan därför bara utföras i de fall relativt tillförlitliga uppgifter om den verksamhet som bedrivits på platsen föreligger.

Läckage och spill som uppstått i samband med produktionen kan ofta relateras till särskilda anläggningar, cisterner, ledningar, och avlopp som i flera fall

finns inlagda på ritningar och äldre kartmaterial. Markförorening som hör samman med eventuellt nedgrävt eller tippat avfall kan däremot vara betydligt svårare att spåra eftersom tippverksamhet sällan är särskilt väldokumenterad.

Provtagning med avseende på framtida markanvändning utförs i de fall den framtida markanvändningen för området är planerad. Provtagningen kan då begränsas till de delar av området där t ex bebyggelse är planerad eller där trädgårdar och lekplatser skall anläggas. Med denna strategi riskerar man emellertid att stora delar av området förblir dåligt undersökta.

Spridningen från föroreningskällan undersöks genom att grundvatten, ytvatten och porluft provtas i anslutning till det förorenade markområdet. Provtagningen utförs både i ytled, nedströms det förorenade markområdet och i djupled.

För att erhålla bakgrunds- eller referensvärden bör provtagning också utföras inom sådana områden som inte bedöms vara påverkade av spridning ifrån föroreningskällan.

Hur pass detaljerad en undersökning av ett förorenat markområde bör vara styrs i stor utsträckning av vilken markanvändning som planeras. Skall området användas som parkeringshus blir kraven på undersökningens detaljeringsgrad lägre än i de fall man planerar att bygga bostäder, daghem eller skola.

I tabell 4.2 redovisas några olika markanvändningsalternativ, deras känslighet med avseende på jordförorening samt kraven på markundersökningens detaljeringsgrad.

5. PROVTAGNING AV FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNE

5.1 Allmänt

Flyktiga ämnen i en markförorening kan provtas i porluft men också i fast fas (jord) och i grundvatten.

Provtagning av porluft kan utföras antingen genom pumpad provtagning eller diffusionsprovtagning. Provtagningen kan utföras i mark, t ex genom sugning av porluft via ett perforerat rör, eller ovan mark genom att en gastät låda eller ett "lock" placeras över en avgränsad yta och får samla upp den gas som avgår från marken.

Provtagning av VOC i jord och grundvatten fordrar särskild uppmärksamhet kring risken för att VOC (p g a sin flyktighet) avgår vid provtagningstillfället eller vid provförvaring och att för låga halter därför konstateras.

5.2 Provtagning av porluft

Provtagning av porluft kan utföras både i form av pumpad provtagning och diffusionsprovtagning.

Pumpad provtagning utförs i allmänhet via ett rör av plast eller stål med perforering nedtill som installerats i marken. Installationen av röret kan ske manuellt (om djupet inte är alltför stort) eller med maskindriven utrustning, t ex borrhandsvagn.

Via det perforerade röret kan porluft pumpas upp ur marken och provtas med hjälp av adsorbenter (t ex kolför) eller gastäta påsar. Provtagning i adsorbent utförs genom att en känd mängd luft suges genom adsorbenten. När adsorbenten analyserats på sitt innehåll av VOC kan luftens halt av VOC beräknas.

Hur stor mängd luft som bör pumpas genom adsorbenten styrs i stor utsträckning av vilka halter man förväntar sig att finna i den provtagna luften. Ju lägre halterna är desto större mängd luft kan behöva pumpas genom adsorbenten för att olika VOC skall kunna analyseras med acceptabel noggrannhet.

Pumpad provtagning kan både utföras genom att porluft utan avbrott suges genom adsorbenten under en viss tidsperiod och intermittert, d v s att den effektiva provtagningstiden fördelas över en längre tidsperiod. En timmas provtagningstid kan t ex fördelas över en hel vecka. På så vis undviks att tillfälliga variationer i porluftens sammansättning, på grund av t ex meteorologiska förhållanden, nämnvärt påverkar provtagningsresultatet.

Diffusionsprovtagning är baserad på teorin om gasers diffusion i luft (Ficks diffusionslag), som i korthet innebär att koncentrationsskillnader i luften utjämnas genom masstransport från högre till lägre koncentration. I en diffusionsprovtagare (t ex en dosimeter) är den ursprungliga halten av VOC lika med noll. När provtagaren öppnas och exponeras för förorenad luft kommer VOC att adsorberas i provtagaren. Med ledning av mängden adsorberad VOC i provtagaren kan omgivningsluftens halt av VOC beräknas (Kerfoot & Mayer, 1986).

Diffusionsprovtagning av porluft utförs genom att diffusionsprovtagaren (med innehåll av lämplig adsorbent) placeras på önskat djup i marken. Provtagaren får under en eller ett par veckors tid exponeras för de flyktiga ämnen som finns i porluften varefter den tas upp och analyseras på sitt innehåll.

Exponeringstiden vid diffusionsprovtagning måste, precis som vid pumpad provtagning, anpassas till vilka halter av olika VOC man förväntar sig att finna i luften. Normal exponeringstid för en diffusionsprovtagare i mark brukar vara ungefär en vecka (Kerfoot & Mayer, 1986) (Voorhees, 1984).

I samband med yrkeshygieniska undersökningar i industrimiljö har diffusionsprovtagare sedan mitten av 1970-talet blivit allt vanligare. Diffusionsprovtagarna är lätta att hantera och kräver ingen pumputrustning. En utveckling sker idag mot alltmer selektiva diffusionsprovtagare, dvs provtagare speciellt avpassade för vissa ämnen eller ämnesgrupper.

Vid provtagning av porluft bedöms diffusionsprovtagning ibland vara mer tillförlitlig än pumpad provtagning som ju innebär att ett undertryck skapas i marken och att atmosfärluft därigenom eventuellt kan kontaminera provtagningen. Jämförande försök har emellertid visat på relativt god överensstämmelse mellan pumpad provtagning och diffusionsprovtagning av porluft (Kerfoot & Mayer, 1986).

5.2.1 Metoder för pumpad provtagning

I det följande beskrivs några olika provtagningsutrustningar huvudsakligen avsedda för pumpad provtagning av porluft. Några av metoderna kan användas även för diffusionsprovtagning.

Markradonsonden

Markradonsonden har utvecklats och testats av Statens Geotekniska Institut (SGI) för att användas vid provtagning av markradon. Den består av fem delar: mätrör, slagnacke, bult, nyckel och handtag (Statens Geotekniska Institut, 1989).

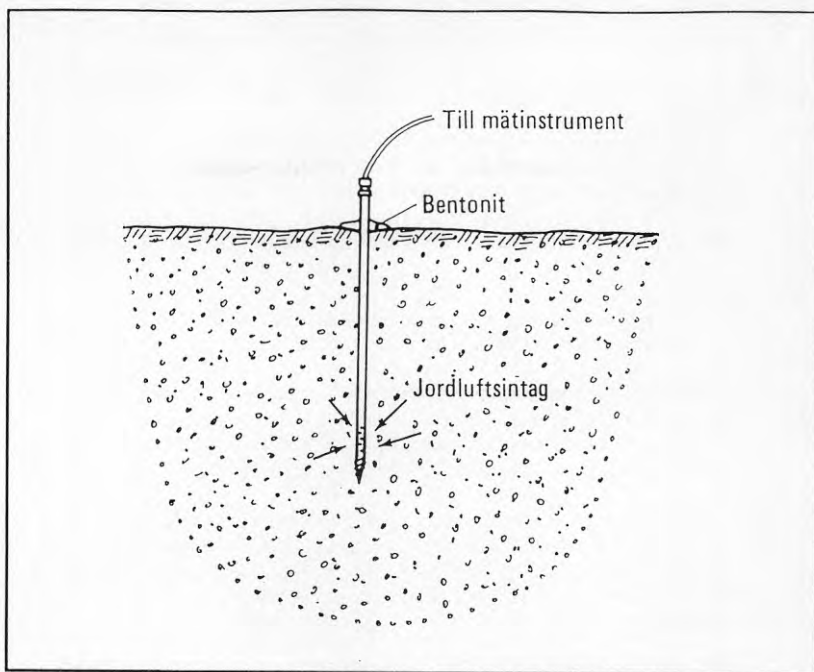
Mätröret, som är ca 1 meter långt och med en diameter av 22 mm, slås ned med slägga till önskat mätdjup. Vid markradonmätningar är det normala mätdjupet 0,7 meter (Rosén & Åkerblom, 1989). Slagnacken skyddar gångorna i mätrörets överdel vid nedslagning medan nyckeln och handtaget används vid uppdragning av röret. Vid själva provtagningsförfarandet ansluts provtagningspumpen via en slang till en nippel på rörets ovansida (se figur 5.1).

Provtagarens främsta fördelar är att den är enkelt uppbyggd, fältmässig (innehåller inga delar som lätt kan gå sönder) och att den kan drivas ned i marken med handkraft. Önskat insug av atmosfärluft kan motverkas genom att man runt ikring röret i markytan tätar med bentonit eller annan tätningsmassa (Statens Geotekniska Institut, 1989).

Markradonsonden har av Terratema AB använts vid provtagning av VOC i industrikontaminerad mark och vid provtagning och analys av metan på avfallsupplag med tillfredsställande resultat (t ex Terratema AB, 1988). Metoden kan användas både vid provtagning (med t ex adsorbent eller gastät påse) och vid detektering eller analys med direktvisande instrument (t ex fotojonisationsdetektor).

ATD-systemet

ATD, som står för Automatic Thermal Desorption, är ett system för provtagning av gasformiga ämnen på adsorbent (Kristensson, 1990). Systemet är ursprungligen avsett för provtagning av flyktiga organiska ämnen i inomhusluft och arbetsmiljö men har också tillämpats för provtagning av porluft.



Figur 5.1 Markradonsonden (Rosén & Åkerblom, 1989).

ATD fungerar så att lämplig adsorbent för de ämnen som skall provtas packas i ett speciellt provtagningsrör. Vid provtagning i mark installeras ATD-röret i ett sonderingsrör med perforering nedtill. Porluft pumpas genom ATD-röret under en tidsperiod av 20–30 minuter varefter röret tas upp för analys (Boox, 1990). Adsorbentens innehåll analyseras med hjälp av gaskromatografi eller kombinerad gaskromatografi och masspektrometri.

Metoden har i Sverige visat sig tillämpbar vid undersökningar av förorenad jord i anslutning till bl a bensinstationer och avfallsupplag (Kristensson, 1990)

BAT-provtagare

BAT-systemet är en provtagningsutrustning avsedd för provtagning av grundvatten samt mätning av portryck och permeabilitet. Systemet kan emellertid också användas för provtagning av porluft i den omätade zonen vilket i Sverige bl a utprovats på ett markförorenat område i Fjällbo, utanför Göteborg, med tillfredsställande resultat (Statens geotekniska institut, 1988).

BAT-provtagarens huvudkomponenter är BAT-spetsen (av rostfritt stål eller high density-polyeten), den dubbelsidiga hypodermiska nålen och glascylindern (fig 5.2).

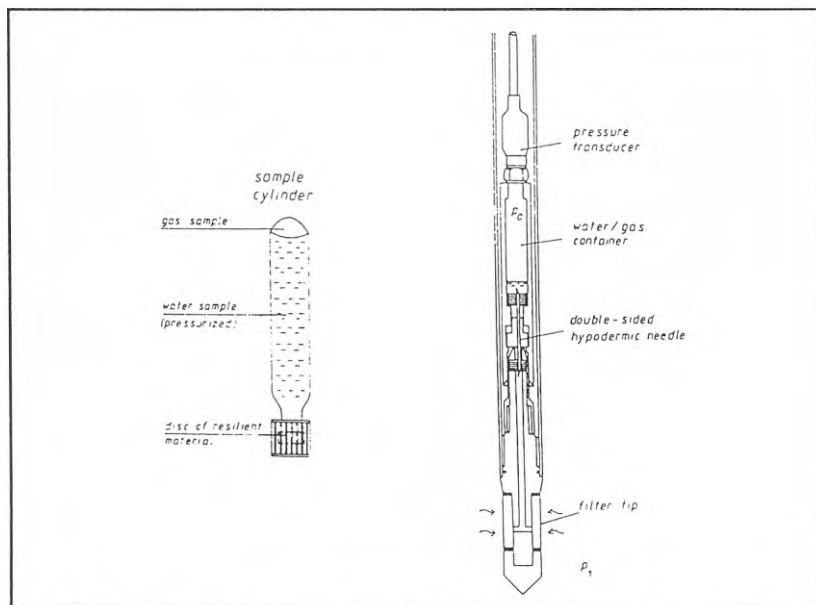
Det är i glascylindern grundvatten eller markgas samlas in. Det möjliggörs genom att glascylindern, innan den förs ned till BAT-spetsens nivå, evakueras på sitt luftinnehåll varvid ett undertryck skapas i glascylindern. Är glascylindern inte fullständigt evakuerad måste hänsyn tas till detta vid beräkning av gaskoncentrationen.

BAT-systemets fördelar bedöms bli vara (Torstensson, 1984):

- o prover av gas och grundvatten kan tas utan risk för kontaminering av atmosfärluft
- o provtagningsförfarandet blir exakt detsamma vid varje mätpunkt och mätresultatet därmed oberoende av vem som utfört provtagningen
- o provtagning kan utföras med samma noggrannhet på såväl stora som små djup
- o provtagningstekniken minimerar risken för att den som utför provtagningen skall komma i kontakt med föroreningen

BAT-provtagaren kan installeras med maskinell utrustning som t ex borrhandsvagn eller med någon typ av manuell neddrivningsutrustning. BAT-provtagaren kan också installeras i förborrade hål där den nivå som skall provtas "stängs av" med hjälp av bentonit (Torstensson, 1984).

Nackdelar med BAT-systemet (i sin nuvarande utformning) vid provtagning av porluft är att relativt små provtagningsmängder erhålls och att provtagningskårlens väggar av glas kan adsorbera polära föreningar. De små provtagningsmängderna kan innebära svårigheter att detektera VOC som i porluften förekommer på subppm-nivå.



Figur 5.2 BAT-provtagaren (Torstensson, 1984).

Lockheed gas analysis system (LGAS)

LGAS utvecklades ursprungligen i syfte att vid gasprovtagning i mark penetrera kalcifierade sand- och grusavlagringar i USA. Utrustningen är i sin helhet konstruerad i rostfritt stål och innehåller därför inte teflon eller andra material med innehåll av organiska molekyler (Kerfoot & Barrows, 1987).

Utrustningens huvudkomponenter är en sond och en gasprovtagare. Sonden utgörs av skaft, perforerad spets och slagnacke samt ett smalt rör som förbinder spetsen med gasprovtagaren (Kerfoot m fl, 1986).

När sonden har installerats sugs eller pumpas porluft genom sonden till gasprovtagaren (på sondens ovansida). Gasprovtagaren fylls med porluft som efterhand kan provtas med gastät spruta och analyseras på gaskromatograf (Kerfoot m fl, 1986). Analyserna vid provtagning med LGAS utförs i allmänhet på platsen i mobilt laboratorium. Några svenska erfarenheter av LGAS är inte rapporterade.

DGP - Driveable Ground Probe

DGP är en provtagningssond som kan slås eller drivas ned i den omättade zonen för provtagning av porluft (se figur 5.3). DGP-sonden är konstruerad i rostfritt stål. Provtagaren består av ett yttre rör och ett innerrör försett med en spets. Innerrörets spets tränger något längre ned än ytterröret vilket medför att rörets öppning nedtill kan behållas intakt. När innerröret dras upp kan porluft strömma in via ytterrörets öppning.

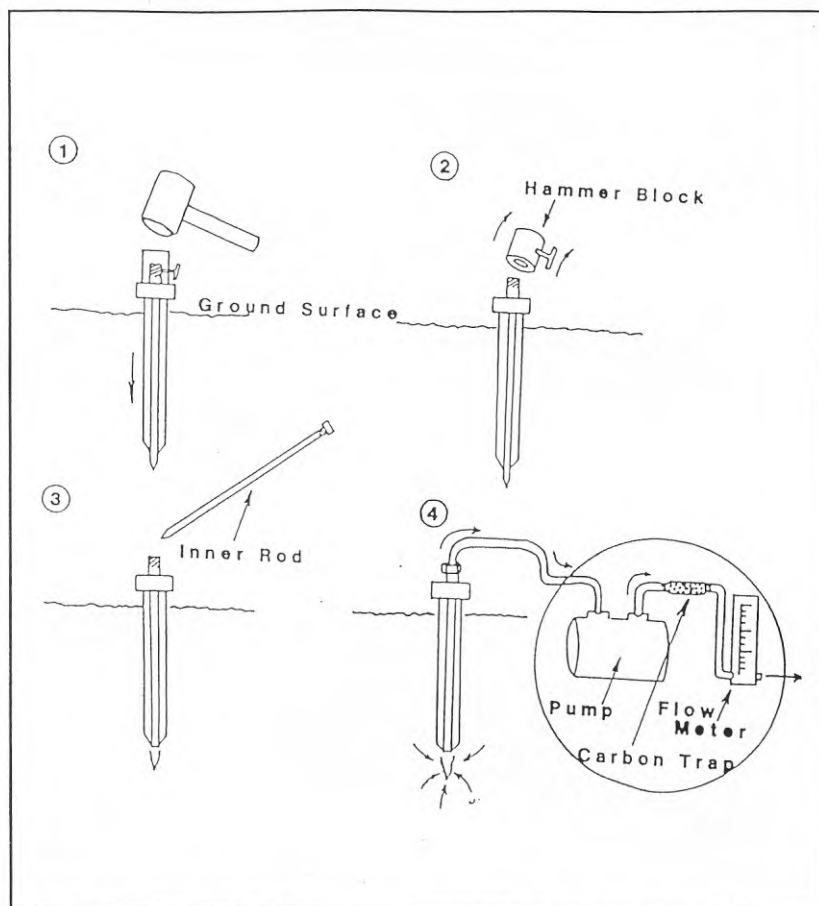
Den luft som pumpas upp ur röret passerar ett filter med aktivt kol. Provtagningssonden tvättas efter varje provtagningsstillfälle med acetone för att inte kontaminera vid nästa provtagningsstillfälle och flushas därefter med ren luft (Wallingford m fl, 1988). Några svenska erfarenheter av DGP är inte rapporterade.

Fluxkammare

En metod för att direkt på plats mäta emissionen av VOC från förorenad mark är den så kallade fluxkammaren (Greulich m fl, 1988). Den består i princip av en gastät låda som får täcka över en ca 1 m² stor yta (fig 5.4). Kammaren genomblåses (flushas) med ren luft. En delström av den luft som avgår från kammaren leds via en adsorbent (t ex aktivt kol) som efter en viss exponeringsstid analyseras på sitt VOC-innehåll. Utifrån den konstaterade mängden VOC i adsorbenten kan gasemissionen från markytan beräknas (Fuglsang, 1989).

En kritisk faktor vid mätning med fluxkammare är lufttrycket i kammaren. Är trycket i kammaren för lågt uppstår en tryckgradient mellan porluft och kammare varvid ett förhöjt utflöde av VOC ifrån marken (i jämförelse med det normala) kan förväntas. Ett svagt övertryck i kammaren (i förhållande till trycket i markens porer) rekommenderas, men ett alltför stort övertryck i kammaren kan medföra att gasavgången ifrån marken reduceras (Fuglsang, 1989).

Mätning med fluxkammare har bl a utförts i Danmark och bedöms där som en användbar metod vid utvärdering av risker med gasemission från förorenade markområden. För att välja ut lämpliga provtagningspunkter bör fluxkammarmätningarna föregås av provtagning och analys av porluft (Fuglsang, 1989).



Figur 5.3 Installation och provtagning med DGP (Wallingford m fl, 1988).

5.2.2 Metoder för diffusionsprovtagning

Metoder för diffusionsprovtagning är huvudsakligen av två olika slag:

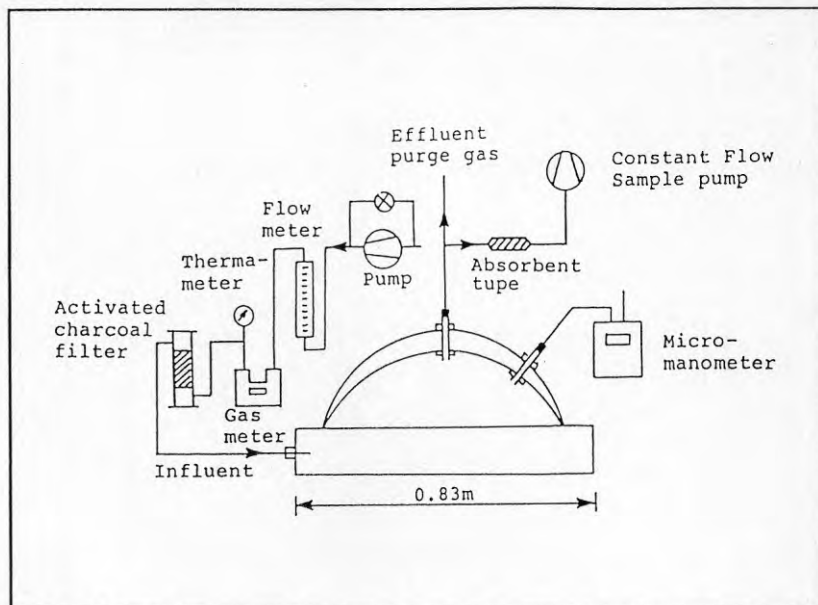
- o metoder som mäter relativa halter av olika VOC i porluften
- o metoder som kan användas för att kvantifiera olika VOC i porluften

Representant för den förstnämnda metoden är Petrex-metoden medan den andra metoden bygger på användningen av konventionella diffusionsprovtagare ursprungligen avsedda för yrkeshygieniska provtagningar.

Petrexmetoden

Petrexmetoden är en diffusionsmetod för provtagning av organiska ämnen i porluft (Vorhees, 1984).

Metoden går i korthet ut på att ett aktivt kol innehållande en ferromagnetisk



Figur 5.4 Fluxkammare för mätning av gasemission (Greulich m fl, 1988).

tråd placeras i en behållare av glas eller aluminium som grävs ned i marken till ca 30 centimeters djup och täcks över med jord (figur 5.5). Efter ca en veckas exponeringstid tas provtagaren upp för analys. En vecka bedöms vara den tid det tar innan jämvikt mellan provtagaren och omgivningsluften har inställt sig (Vorhees, 1984).

Analysen utförs efter termisk desorption av det aktiva kolet varvid den ferromagnetiska tråden fungerar som värmekälla.

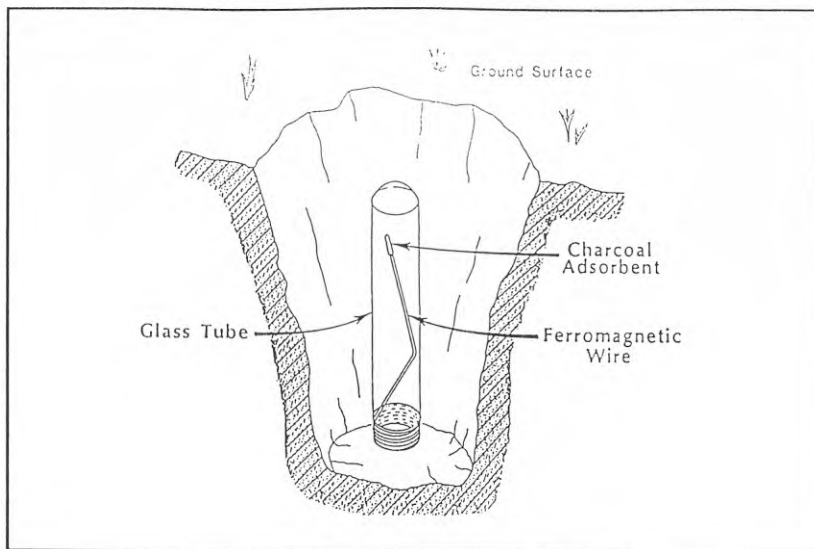
Analysen medger inte någon "absolutbestämning" av halterna av olika VOC i porluften. Däremot bestäms det relativa förhållandet mellan olika VOC, d v s ett "fingeravtryck" av föroreningens sammansättning erhålls (Vorhees, 1984).

Metoden är ursprungligen utvecklad för prospektering efter olja och gas men har på senare tid kommit att tillämpas även vid kartläggning av föroreningssplymer där organiska föroreningar förekommer. Metoden har t ex visat sig användbar för att spåra förekomst av trikloretylen och tetrakloretylen i förorenat grundvatten (Malley m fl, 1985).

Petrexmetoden har i Sverige bl a utprovats vid undersökning av industrikontaminerad mark i Fjällbo utanför Göteborg. Vid denna undersökning kunde bl a klorerade kolväten, fenol och aromatiska kolväten detekteras (Statens Geotekniska Institut, 1988). Resultaten visade sig emellertid svåra att utvärdera just p g a att metoden inte medger någon kvantifiering. Metoden är, enligt Terrate-mas bedömning, bäst lämpad vid det inledande skedet av en markundersökning när syftet är att klarlägga föroreningens sammansättning.

Konventionella diffusionsprovtagare

Med konventionella diffusionsprovtagare, ursprungligen avsedda för yrkeshygieniska mätningar i inomhusluft, kan kvantitativa bestämningar av VOC i porluft utföras (Kerfoot & Mayer, 1986).



Figur 5.5 Provtagning av porluft med petrexmetoden (Vorhees, 1984).

Diffusionsprovtagaren utgörs av aktivt kol (eller annan adsorbent) täckt av ett filter med väldefinierad yta. Provtagaren, som ursprungligen är avsedd för att fästas på t ex en exponerad industriarbetare, kan placeras i marken under förutsättning att den inte kommer i direktkontakt med jord eller vatten. Provtagaren kan t ex få hänga fritt i en låda eller en plåtburk som grävs ned i marken och täcks över med jord (fig 5.6). Lämpligt provtagningsdjup är 25–30 centimeter.

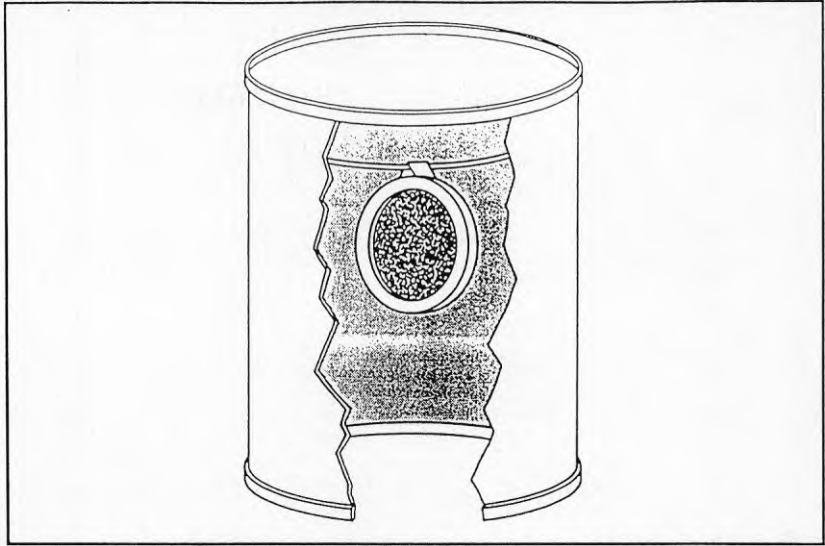
Efter ca en veckas exponering kan diffusionsprovtagaren tas upp för analys. Analysen utförs vanligen med gaskromatografi. När provtagarens innehåll kvantifierats kan VOC-koncentrationen i porluften beräknas. Beräkningen är baserad på Ficks lag och förutsätter att diffusionskoefficienterna för de VOC man vill undersöka är kända (Kerfoot & Mayer, 1986).

Metoden har i Usa framförallt provats i syfte att spåra VOC i grundvatten och den har visat god överensstämmelse med mätningar utförda genom pumpad provtagning (Kerfoot & Mayer, 1986).

Några svenska erfarenheter av diffusionsprovtagning av porluft är inte rapporterade. De diffusionsprovtagare som idag finns på den svenska marknaden (för yrkeshygienisk provtagning) klarar temperaturer på mellan 0–40°C och en luftfuktighet på upp till ca 90 % (Andersson, 1990). Luftfuktigheten i markens porer är i allmänhet 100 % vilket bedöms kunna påverka provtagningsresultatet negativt. Hög luftfuktighet kan nämligen medföra att vatten adsorberas i adsorptionsmedlet och att diffusionsprovtagarens kapacitet för att provta VOC därmed reduceras (Arbetarskyddsstyrelsen, 1979).

5.2.3 Luftprovtagningspumpar, adsorbenter och gastäta påsar

Luftprovtagningspumpar finns både av typ kolrörspumpar med möjlighet att ställa in önskat luftflöde och damppump för att fylla t ex en gastäta påse eller en provtagningsflaska. Kolrörspumpar är försedda med ventiler för både in och utslag. Kolröret (eller någon annan typ av adsorbent) fästes som regel på insugssidan för att inte kontaminerad luft onödigtvis skall passera via pumpen.



Figur 5.6 Diffusionsprovtagare för provtagning av VOC i porluft (Kerfoot & Mayer, 1986).

Kolrörspumparna arbetar med flöden i intervallet 0,5–200 ml/min. Pumparna är försedda med räkneverk för antalet pumpslag. Vid leverans är pumpen kalibrerad så att varje pumpslag motsvarar ett visst antal milliliter luft per minut. Räkneverkets ställning vid pumpstart och pumpstopp noteras. Efter en viss drifttid måste pumpen på nytt kalibreras med hjälp av en flödesmätare.

Den senaste generationen av luftprovtagningspumpar är ofta programmerbara så att provtagningen kan utföras intermittent. En timmas pumptid kan t ex fördelas över en tidsperiod av en eller två veckor. Det finns också möjlighet att till en och samma pump koppla flera adsorbenter så att provtagning kan utföras på flera platser samtidigt utan att flera olika pumpar behöver användas (Andersson, 1990).

Med *adsorbenter* kan flertalet organiska och ett stort antal oorganiska föreningar provtas. Den mest använda adsorbenten är aktivt kol. Adsorptionsrör med aktivt kol används huvudsakligen för opolära organiska föreningar, som t ex klorerade kolväten och aromatiska kolväten, men även för alkoholer, ketoner och estrar (Arbetskyddstyrelsen, 1979). Kolröret består vanligtvis av glas och innehåller två skikt, ett analyskikt och ett kontrollskikt, skilda åt av en vägg med polyuretanskum.

Två andra adsorbenter är amberlite och kiselgel. Amberlite används i huvudsak för organiska föreningar som är svåra att extrahera från aktivt kol, det gäller t ex vissa alifater och polära aromater (Arbetskyddstyrelsen, 1979). Amberlite är ett polymermaterial och förekommer under flera olika handelsnamn varav de två vanligaste är XAD-2 och XAD-7. Kiselgel används huvudsakligen för provtagning av anilin, etanol och metanol (Arbetskyddstyrelsen, 1979).

Gaståta påsar för provtagning och förvaring av gas föreligger på den svenska marknaden i huvudsakligen två olika kvaliteter. Den enklaste kvalitén är påsar av enbart teflon (enskiktade). Den andra kvalitén är s k "flerskiktspåsar" av typen gas sample bags där polymermaterial och aluminium växellagrar. Båda typerna av påsar är försedda med ventil och septum.

I enskiktade påsar av enbart teflon bedöms ett gasprov kunna förvaras i högst något dygn utan att sammansättningen väsentligt ändras (Andersson, 1990). Dessa påsar bör således analyseras på sitt innehåll omedelbart efter provtagning. I den flerskiktade påsen bedöms gas kunna förvaras i flera veckor.

För alla typer av gastäta påsar gäller att risk för kondensering av gaser vid höga koncentrationer föreligger. Det gäller särskilt i de fall gasprovet flyttas från en varmare byggnad till en kallare (Thompson, 1974).

Med hjälp av en gastät spruta kan ett gasprov tas ut från en provtagningspåse eller en glasflaska. Gasprovet kan därefter injiceras direkt på en gaskromatograf.

5.3 Provtagning av grundvatten

Provtagning av VOC i grundvatten kräver uppmärksamhet kring risken för VOC-förluster p g a gasavgång. Risken för VOC-förluster är störst vid själva provtagningsstillfallet, särskilt i de fall pumpad provtagning tillämpas, men VOC kan också avgå vid förvaring av prover. Dessutom föreligger risk för att material i grundvattenrör, filter, slangar och provtagningskärl kontaminerar vattenproven.

VOC-förlusterna p g a gasavgång vid själva provtagningsstillfallet kan uppgå till ca 20 % vid VOC-halter överstigande 100 µg/l (Grøn, 1989). I grundvattenrör som pumpats tomma uppgår förlusterna av grundvattnets VOC-innehåll, enligt vissa mätningar, till 10 % under de fem första minuterna sedan nytt vatten ifrån akviferen strömmat in i röret (McAlary & Barker, 1987).

Är VOC-halterna i grundvattnet mycket låga (<1 µg/l) kan VOC-avgång vid själva provtagningsstillfallet i kombination med olämpligt material i slangar och provtagningskärl tillsammans bidra till närmare hundra procentiga VOC-förluster (Grøn, 1989).

För att minimera VOC-förlusterna bör följande iaktas beträffande provtagning och förvaring av prover (Grøn, 1989):

- o kontakten mellan vattenprov och luft bör minimeras
- o vattenprovet bör i så liten utsträckning som möjligt utsättas för tryckförändringar
- o pumpning bör ske med så låg pumphastighet som möjligt
- o provtagningskärnen bör fyllas helt så att inget luftutrymme ("headspace") uppstår ovanför vattenprovet
- o proverna bör förvaras under så kort tid som möjligt och vid låg temperatur (1-5°C)

Olämpliga material i grundvattenrör, slangar och provtagningskärl kan påverka provens föroreningssammansättning. De vanligaste "föroreningarna" från provtagningsmaterial är mjukgörare (t ex ftalater) och lösningsmedel (t ex tetrahydrofuran). En annan riskfaktor med olämpliga provtagningsmaterial är att de kan adsorbera organiska ämnen i vattenprovet och därmed bidra till ytterligare VOC-förluster (Grøn, 1989).

Vilka material som bör användas i grundvattenrör, slangar och provtagningskärl för att minimera risken för kontaminering samt VOC-förluster p g a adsorption och diffusion framgår av tabell 5.1.

Tabell 5.1 Användbarheten för olika material i grundvattenrör, pumpar, slangar och provtagningskärl vid provtagning av organiska ämnen i grundvatten (efter Grøn, 1989).

Användningsområde	Rekommenderade material	Användbara material	Olämpliga material
Grundvattenrör	Rostfritt stål PVC Nylon	Teflon Polypropylen	Polyetylen
Pumpar och slangar	Teflon Nylon Polyetylen Polypropylen	PVC	Silikon
Provtagningskärl	Glas		Teflon Polyetylen PVC Polypropylen

5.4 Provtagning av jord

Provtagning av VOC i jord är väsentlig i de fall man vill bedöma eller beräkna föroreningspotentialen inom ett förorenat markområde. Flertalet VOC uppvisar låg löslighet i vatten och adsorberas därför lätt till partiklar eller till organiskt material i jorden. De kan därför bli kvar i marken och komma att utgöra en källa till föroreningsspridning under lång tid framöver.

Provtagningsmetodens inverkan på VOC-koncentrationen ökar med de undersökta ämnenas volatilitet. Förvaring av jordprov i vanliga plastpåsar bedöms som helt oacceptabelt vid provtagning av VOC i jord (Siegrist & Jenssen, 1989). Jordproverna bör istället förvaras i glasflaskor med teflonlock och med ett minimalt luftutrymme ("headspace") ovanför provet. För att ytterligare minimera VOC-förlusterna kan det inhämtade jordprovet dessutom konserveras i metanol (Siegrist & Jenssen, 1989).

För måttligt volatila ämnen kan förvaring i glasflaskor vid "kylskåpstemperatur" vara tillräcklig för att minimera VOC-förlusterna. För måttligt volatila ämnen gäller dessutom att störda jordprov som helt eller nästan helt fyller upp provtagningskärlet är att föredra framför ostörda prov med relativt stort headspace i provtagningskärlet (Siegrist & Jenssen, 1989).

6. ANALYS AV FLYKTIGA ORGANISKA ÄMNEN

6.1 Allmänt

Analys av VOC kan utföras med flera olika analysmetoder. Metoderna är i allmänhet tillämpbara på såväl prover på luft som på jord- och vattenprov.

Man skiljer vanligtvis på analysmetoder, som bestämmer halterna av specifika ämnen, och detektionsmetoder som kan användas för att enbart påvisa (ej haltbestämma) förekomsten av en viss grupp av ämnen (t ex brännbara organiska gaser) i ett prov på gas eller vatten.

De organiska samlingsparametrarna bestämmer den sammanlagda halten av en viss ämnesgrupp (t ex total-VOC) i ett prov på t ex vatten eller jord.

Adsorbenter samt jord- och vattenprov måste extraheras före analys. Vid extraktionen koncentreras de ämnen man vill analysera på ett provextrakt. Extraktionen kan utföras kemiskt, med hjälp av ett lösningsmedel (extraktionsmedel) eller termiskt genom att provet värms upp.

6.2 Analys- och detektionsmetoder

De vanligaste analysmetoderna för flyktiga organiska ämnen är:

- o gaskromatografi
- o masspektrometri
- o kombinerad gaskromatografi och masspektrometri
- o infrarödspektrofotometri

Utöver dessa tillkommer ett antal detektionsmetoder lämpade för att direkt i fält detektera förekomst av flyktiga organiska ämnen:

- o drägerrör
- o fotojonisationsdetektor
- o katalytisk detektor
- o flamjonisationsdetektor

6.2.1 Gaskromatografi

Kromatografi är en separationsteknik som innebär att en blandning av ämnen i gas- eller vätskeform (rörlig fas) får passera genom en sk kolonn (stationär fas) i vilken ämnena separeras. Hur länge de olika ämnena uppehåller sig i kolonnen beror på deras fysikaliska- och kemiska egenskaper. När ämnena lämnar kolonnen detekteras de med en detektor vars signal är proportionell mot ämnets mängd.

Det är utifrån den tid ämnet uppehåller sig i kolonnen (retentionstiden) som ämnet identifieras. För att underlätta identifieringen inleds varje analystillfälle med att en sk "standard" eller referensblandning analyseras. I den ingår de komponenter man förväntar sig att finna i det "verkliga" provet. Med hjälp

av standarden kan de olika komponenternas retentionstider fastställas och identifieringen av ämnena i det "verkliga" provet därmed underlättas.

Kolonner för gaskromatografi är av två slag, packade och kapillära. Packade kolonner är 2–5 meter långa och innehåller fina partiklar (ofta formade av kiselalger) med en specifik yta av 1–20 m²/g (Karasek & Clement, 1988). Den kapillära kolonnen utgörs av ett 10–100 meter långt kvarts- eller glasrör med kapillärer (Vikelsøe & Pedersen, 1988).

Gasprovet transporteras genom kolonnen med hjälp av en s k bärargas, vanligtvis kväve, väte eller helium (Karasek & Clement, 1988).

De två vanligast förekommande detektortyperna vid analys av organiska ämnen är flamjonisationsdetektor och elektron-capture-detektor (se tabell 6.1). I flamjonisationsdetektorn joniseras molekylerna i en vätgasflamma. Därvid bildas negativa joner som registreras med hjälp av en elektrod. Registreringen ger upphov till en signal som är proportionell mot mängden ämne.

I elektron-capture-detektorn joniseras bärargasen av en elektronström från en radioaktiv källa varvid elektroner och positiva joner bildas. De ämnen som reagerar med elektronerna i bärargasen detekteras och detektorsignalen är proportionell mot mängden ämne.

Slutprodukten vid en gaskromatografisk analys är ett s k kromatogram (fig 6.1). Varje topp i kromatogrammet indikerar ett ämne och toppens amplitud är proportionell mot mängden av ämnet i det injicerade provet.

6.2.2 Masspektrometri

I masspektrometern joniseras molekylerna i en joniseringskammare. Varje molekyl splittras därvid upp i ett antal joner med olika molekylvikt (masstal).

Jonerna registreras i ett masspektrum där de olika jonernas molekylvikter och relativa förekomst framgår. Utifrån ett sådant masspektrum kan de ursprungliga molekylerna identifieras och under vissa förutsättningar även kvantifieras. Jonisering i en masspektrometer kan ske på i huvudsak två olika sätt:

o kemisk jonisering

o elektronjonisering

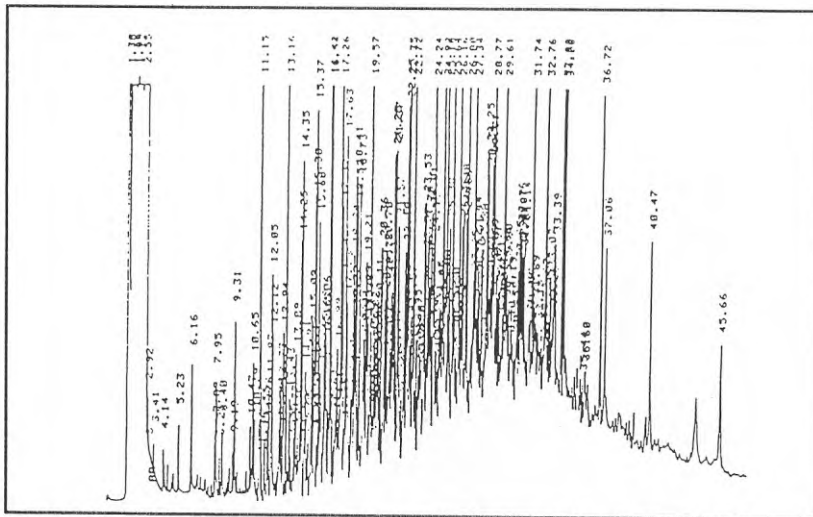
Vid elektronjonisering bombarderas molekylerna i provet med elektroner (i en jonkammare). Vid kollisionen mellan elektroner och molekyler bryts molekylernas bindningar upp och joner bildas.

Kemisk jonisering innebär att en särskild joniseringsgas (t ex metan eller isobutan) reagerar med de i provet ingående molekylerna så att dessa i sin tur joniseras.

Elektronjonisering leder till större "uppspjälkning" av de ursprungliga molekylerna än vad som blir fallet vid kemisk jonisering, vilket bl a kan innebära svårigheter när ämnena skall identifieras. Det gäller särskilt vid analys av ämnen med raka kolvätekedjor, som t ex alkaner, alkener och vissa alkoholer (Karasek & Clement, 1988).

Tabell 6.1 Några vanliga detektortyper, deras detektionsprinciper och användningsområden (efter Karasek och Clement, 1988).

Detektor	Detektionsprincip	Selektivitet
Flamjonisationsdetektor	Jonisering i vätgasflamma vid 2000°C och detektering av joner	Alla oxiderbara kolvänen
Elektron-capture-detektor	Mäter skillnad i elektron-koncentration orsakad av reaktioner mellan organiska föreningar och elektroner i bärargasen	Samtliga organiska föreningar som reagerar med elektroner
Termokonduktivitetdetektor	Registrerar skillnad i termisk konduktivitet hos gaser	Samtliga organiska föreningar



Figur 6.1 Gaskromatogram från analys av eldningsolja (Schultz,1988).

Kommersiellt förekommer två olika typer av masspektrometrar (Vikelsøe & Pedersen, 1988):

o kvadropolinstrument

o magnetinstrument

Kvadropolinstrument används vanligtvis i kombination med gaskromatografi. Kvadropolinstrumenten är väsentligt billigare och bedöms dessutom vara lättare

att hantera än magnetinstrumenten. Med magnetinstrumenten erhålls emellertid den största upplösningen (Vikelsøe & Pedersen, 1988).

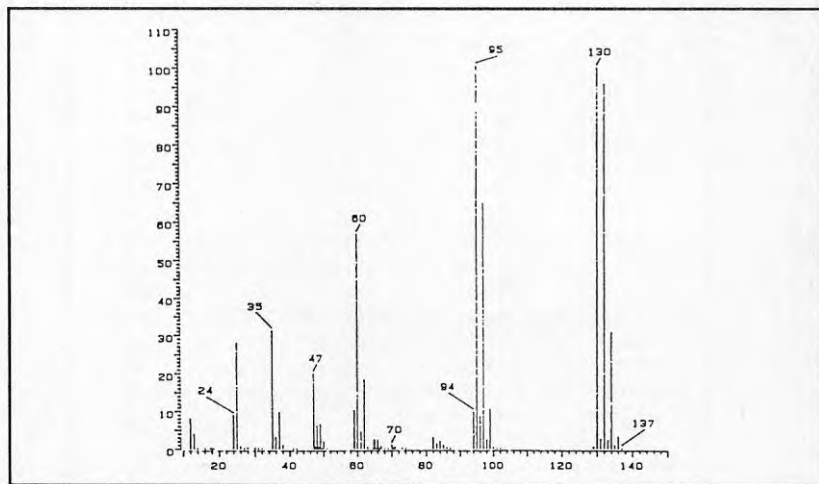
Identifieringen av okända ämnen i ett prov kan både utföras genom manuell tolkning av masspektra och genom databaserad tolkning. I det senare fallet jämförs erhållna masspektra med referensspektra som finns lagrade i masspektrometerns databas. Antalet referensspektra uppgår i moderna masspektrometrar till fler än 40 000.

6.2.3 Kombinerad gaskromatografi och masspektrometri

När mycket låg detektionsgräns eftersträvas eller när okända ämnen i ett prov skall identifieras kan kombinerad gaskromatografi (GC) och masspektrometri (MS) tillämpas. Det sker genom att gaskromatografen och masspektrometern kopplas samman så att de komponenter som passerat gaskromatografens kolonn joniseras i masspektrometerns joniseringskammare (Vikelsøe & Pedersen, 1988).

Separationen i gaskromatografens kolonn och framtagna masspektra kan tillsammans användas för att identifiera okända ämnen i ett prov eller bestämma halterna av på förhand utvalda ämnen.

Ett alternativ till GC/MS är att kombinera två masspektrometrar, s k tandemmasspektrometri (MS/MS). Fördelen med MS/MS framför GC/MS är framförallt den betydligt kortare analys tiden. En separation med gaskromatografi kan ta upp till en timma att genomföra medan ett masspektra framställs på mindre än en sekund (Karasek & Clement, 1988). När det gäller att identifiera okända ämnen i ett prov är dock GC/MS en bättre lämpad analysteknik än tandemmasspektrometri (Karasek & Clement, 1988).



Figur 6.2 Masspektrum för trikloretylen (Karasek & Clement, 1988).

6.2.4 Infrarödspektrofotometri

Infrarödspektrofotometri bygger på att flertalet organiska ämnen absorberar strålning inom det infraröda våglängdsbandet (2,5–14,5 μm). För nästan varje

organiskt ämne finns en specifik våglängd (inom detta intervall) där absorban-
sen är som störst.

Mängden absorberad energi är enligt Lambert-Beers lag proportionell mot
ämnets koncentration:

$$A = C \times L \times a$$

där A=ämnets absorban, C=koncentrationen, L=strålgångssträcka och a=ab-
sorptionskoefficienten.

Infrarödspektrofotometerns huvudkomponenter är IR-källan, spalten (eller
våglängdsfiltret), kyvetten och detektorn.

Från IR-källan utsänds ofiltrerat IR-ljus. Spalten (våglängdsfiltret) ställs in så
att bara en viss våglängd av det utsända IR-ljuset tillåts passera igenom. I
kyvetten belyses det insamlade gasprovet och en viss mängd ljus absorberas.

Beroende på förväntad koncentration av det ämne man avser analysera används
kyvetter av olika längd. Längre kyvett innebär längre strålgångssträcka och
därmed större möjlighet att detektera lägre halter av ett visst ämne. I moderna
IR-spektrofotometrar förekommer ofta system med ställbara speglar med vars
hjälp strålgångssträcka (kyvettlängden) automatiskt kan varieras.

Ett detektorelement i slutänden av kyvetten registrerar hur mycket energi det
finns kvar av den utsända IR-strålen (som passerat genom gasprovet). Mängden
kvarvarande energi är omvänt proportionell mot mängden absorberad energi ur
vilken halten av det undersökta ämnet kan beräknas.

6.2.5 Organiska samlingsparametrar

Organiska samlingsparametrar är benämningen på de analysmetoder som an-
vänds för att bestämma totalinnehållet av en viss grupp av organiska ämnen
i t ex ett jord- eller vattenprov. Den vanligaste organiska samlingsparametern
är TOC som bestämmer det totala kolväteinnehållet. Det sker med hjälp av ett
extraktionsförfarande där det organiska kolinnehållet oxideras, kemiskt eller
termiskt, till koldioxid som därefter detekteras med t ex en IR-spektrofotome-
ter.

TOC delas upp i en flyktig (VOC) och icke-flyktig (NVOC) fraktion. VOC-
fraktionen avskiljs genom att ett surgjort prov "bubblas" med t ex kvävgas
(Grøn & Tolley, 1988).

Avser analysen enbart flyktiga halogenerade (oftast klorerade) kolväten (VOX)
är analysmetodiken en annan. Vid analys av VOX oxideras det organiskt
bundna halogenet till halogenväte som detekteras på kolorimetriskt väg eller
med hjälp av jonkromatografi.

Detektionsgränserna för VOC och VOX i grundvatten är 2-500 µg/l respektive
0,5-20 µg/l (Grøn & Tolley, 1988).

6.2.6 Detektionsmetoder

Detektionsmetoder är analysmetoder som *inte* bestämmer halten av ett visst
ämne men som däremot kan användas för att undersöka om vissa grupper av
ämnen förekommer i t ex ett gas- eller vattenprov.

Några vanliga metoder för att påvisa förekomst av organiska ämnen är detektion med:

- o fotojonisationsdetektor
- o katalytisk detektor
- o flamjonisationsdetektor
- o drägerrör

I *fotojonisationsdetektorn* joniseras den insugna gasen av ljuset från en UV-lampa. Jonerna samlas upp på en elektrod varvid de avjoniseras och strömstyrkan ökar. Ändringen i strömstyrka ger upphov till ett visarutslag på en ampere-meter. Visarutslaget kan kalibreras så att det blir proportionellt mot koncentrationen av de ämnen i den insugna gasen som joniserats.

Detektorn reagerar endast för ämnen som har en joniseringspotential under eller lika med UV-lampans joniseringsenergi. Visarutslaget svarar mot summan av de utslag som varje enskild förening i den insugna gasen skulle ge upphov till (Korsgaard m fl, 1989).

Exempel på flyktiga ämnen som kan detekteras på ppm-nivå med fotojonisationsdetektor är toluen, bensen, trikloretylen, xylen och aceton. Vanligt förekommande gaser som t ex kväve, syre, vattenånga, metan och koldioxid är däremot inte detekterbara och kan därför inte heller interferera (Poulsen, 1987).

Vid detektering av metan och andra brännbara eller explosiva gaser är *katalytiska detektorer* användbara. De är relativt billiga och lätta att hantera. De detekterar förekomsten av en brännbar gas genom att den brännbara gasen oxideras på ett platinaelement. Vid oxidationen ökar temperaturen vilket ger ett utslag på en voltmeter. Utslaget kan kalibreras så att utslaget blir proportionellt emot halten av en viss specifik brännbar gas, t ex metan (Crowhurst, 1987).

Ett alternativ till de katalytiska detektorerna är *flamjonisationsdetektorn*, dvs samma typ av detektor som används till gaskromatografer. Mätprincipen går ut på att detektorn registrerar de joner som bildas när det organiska materialet i en gasblandning passerar genom en väte-luftflamma. Flamjonisationsdetektorn är betydligt känsligare än de katalytiska detektorerna och reagerar även för mycket låga gaskoncentrationer, ned till ca 0,5 ppm (Crowhurst, 1987).

En betydligt mindre kvalificerad detektionsmetod är det så kallade *drägerröret* som vid förekomst av kolväten ger ett färgomslag. Metoden används i huvudsak vid koncentrerade utsläpp och uppvisar relativt låg känslighet i ppm-området.

6.3 Val av analysmetod

Valet av analysmetoder styrs bl a av undersökningens syfte och kunskapsläget innan provtagnings- och analysprogrammet genomförs.

Är undersökningens syfte att enbart översiktligt avgöra föroreningsgraden inom ett förorenat markområde är kraven på analysmetodernas noggrannhet givetvis mindre, än i de fall resultaten skall användas för t ex en bedömning av hälsoriskerna för framtida boende. I det förra fallet kan samlingsparametrar, som t ex VOC och VOX, eller detektionsmetoder, vara att föredra framför noggranna analyser av specifika ämnen.

Kunskapsläget innan provtagnings- och analysprogrammet genomförs är också av stor betydelse för valet av analysmetoder. Vet man t ex vilka kemikalier som hanterats på platsen kan analyserna redan från början vara inriktade på att bestämma halterna av specifika ämnen eller ämnesgrupper (*kvantitativa analyser*). Är uppgifterna om använda kemikalier bristfälliga kan analyser för att undersöka föroreningens sammansättning, s k *kvalitativa analyser* bli nödvändiga att genomföra.

6.3.1 Kvalitativ analys

Syftet med kvalitativa analyser är att identifiera de ämnen som ingår i ett prov. Kvalitativa analyser kan utföras med hjälp av enbart gaskromatografi, eller kombinerad gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS-screening). Det finns även andra metoder, som t ex scanning med infrarödspektrofotometri, men de är mindre vanliga och behandlas inte här.

Identifiering av okända ämnen i ett prov med hjälp av gaskromatografi utförs genom att retentionstiderna för de okända ämnen som ingår i provet jämförs med retentionstiderna för ett antal kända ämnen i ett referensprov.

Vanligtvis kombineras dock gaskromatografi och masspektrometri i en s k screeninganalys varvid både retentionsstider och masspektra utnyttjas för identifiering.

Vid screeninganalysen erhålls ett masspektrum varje sekund på de molekyler som, efter att ha passerat gaskromatografens kolonn, joniserar i masspektrometern. Framtagna masspektra jämförs automatiskt med de sammanlagt ca 40 000 referensspektra som finns lagrade i masspektrometerns databas (Vikelsøe & Pedersen, 1988). Med GC/MS-screening flertalet organiska ämnen identifieras. Några undantag förekommer dock, som t ex icke-flyktiga organiska ämnen med hög vattenlöslighet och vissa ostabila organiska föreningar (Kemp & Lauritzen A/S, 1989).

Identifiering med GC/MS kan också försvåras av att olika ämnen kan uppvisa likartade spektra, eller att de referensspektra som ingår i masspektrometerns databas är "föråldrade" och inte stämmer överens med spektra för motsvarande ämnen framtagna med modernare instrument (Vikelsøe & Pedersen, 1988).

Uppskattningsvis kan hälften av de okända ämnen som ingår i ett prov identifieras vid en screeninganalys (Vikelsøe & Pedersen, 1988).

6.3.2 Kvantitativ analys

Analyser för haltbestämning av specifika VOC, s k kvantitativa analyser, kan utföras med de i kapitel 6.1 beskrivna metoderna, d v s gaskromatografi, masspektrometri, IR-spektrofotometri samt kombinerad gas- kromatografi och masspektrometri.

Den vanligast förekommande analysmetoden vid analys av VOC i adsorbenter, samt i jord- och vattenprov, är gaskromatografi. Med kombinerad gaskromatografi och masspektrometri kan större analysnoggrannhet uppnås än i de fall enbart gaskromatografi används. Kombinerad GC/MS innebär också större säkerhet vid identifieringen av de ämnen som analyseras.

I de fall mycket låga föroreningshalter i t ex prover på grundvatten skall kvantifieras kan den kombinerade GC/MS-analysen utföras i form av en s k SIM-analys (SIM = Selected Ion Monitoring). Vid SIM-analysen registrerar masspektrometern endast ett antal på förhand utvalda joner, vilket innebär att

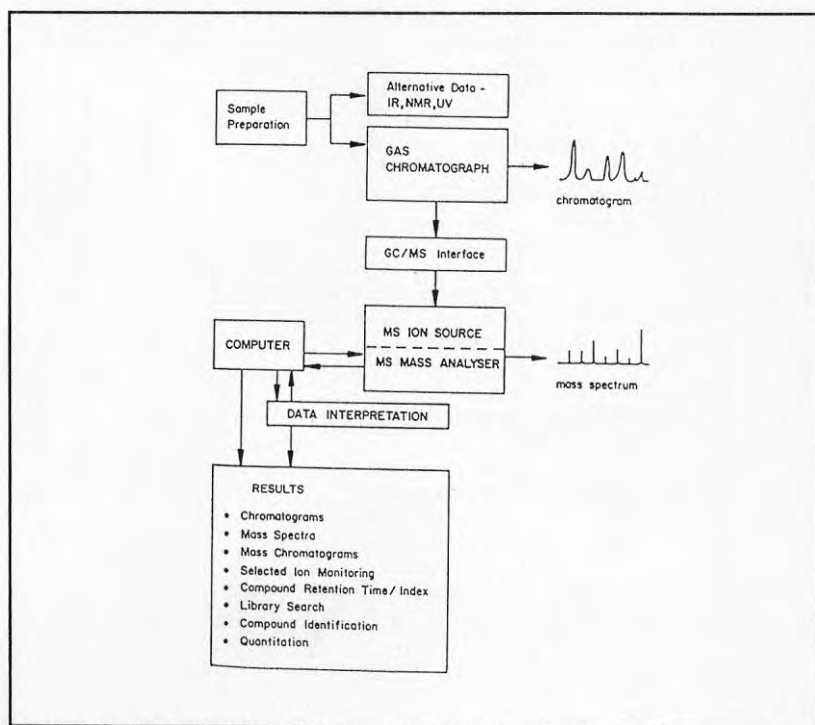
känsligheten ökar med 50–500 gånger för specifika ämnen jämfört med konventionell GC/MS (Karasek & Clement, 1988).

Analysnoggrannheten kan ytterligare förbättras genom att isotopmärkta molekyler av de ämnen man vill analysera tillsätts provet redan innan extraktionen. På så vis kan man kompensera för massförluster som kan uppstå vid extraktion och analys och en mycket god analysnoggrannhet uppnås (Vikelsøe & Pedersen, 1988) (Karasek & Clement, 1988).

Kvantitativa analyser med infrarödspektrofotometri i laboratorium används ofta vid analys av organiska samlingsparametrar som t ex "petroleumkolväte", "fett och kolväten", och total organisk halt (TOC). Det är emellertid också möjligt att med infrarödspektrofotometri bestämma halterna av enskilda ämnen i t ex ett luft- eller vattenprov.

Nackdelen med IR-spektrofotometri (vid jämförelse med andra analysmetoder) är risken för interferenser. Vanligt förekommande ämnen i luft, som t ex koldioxid och vattenånga, absorberar IR-ljus vid flera olika våglängdsband och kan därför "förväxlas" med de ämnen man avser att kvantifiera.

Med torkmedel, som t ex ascarit (natriumhydroxid) och magnesiumperklorat, kan emellertid vattenånga och koldioxid avlägsnas ur ett luftprov (Thompson, 1974).



Figur 6.3 Kombinerad gaskromatografi och masspektrometri (Karasek & Clement, 1988).

6.3.3 Analys direkt i fält eller i laboratorium

När en förorenad industritomt skall undersökas dyker ofta frågan om möjligheten att direkt i fält utföra kvalificerade analyser upp. Längre var analysmetoder för fältbruk begränsade till enkla detektionsmetoder, som t ex drägerrör eller katalytiska gasdetektorer. Idag finns både gaskromatografer och infraröd-spektrofotometrar för fältbruk.

Fördelarna med att genomföra analyser direkt i fält med t ex en bärbar gaskromatograf eller infraröd-spektrofotometer är bl a:

- o tidsbesparing – analyserna utförs direkt i samband med provtagningen
- o kostnadsbesparing – kostnaderna per analys blir i regel billigare än om analyserna utförs i laboratorium
- o möjlighet att direkt på platsen avgöra behovet av kompletterande provtagningar och analyser

Det finns emellertid också en del invändningar att göra mot analyser direkt i fält. Analyserna i fält kan (såvida inte tillgång finns till ett mobilt laboratorium) endast utföras på gasprov tagna i gastäta påsar eller glasflaskor, d v s prover som direkt kan injiceras på t ex en bärbar gaskromatograf.

Analys av adsorbenter, liksom av jord- och vattenprov, fordrar däremot tillgång till ett komplett laboratorium med möjlighet till upparbetning och extrahering (se kap 6.4).

6.3.4 Detektering

Är syftet med undersökningen enbart att detektera förekomst av flyktiga organiska ämnen i porluften är enkla detektionsmetoder att föredra framför kvalificerade analysmetoder.

För detektering av vanligt förekommande VOC är fotojonisationsdetektorn lämplig att använda. Metoden har bl a visat sig användbar för att påvisa förekomst av bensin, olja, tjära och lösningsmedel i jord (Poulsen, 1987). Detektorn ger utslag redan när föroreningshalten i luften bara är någon enstaka ppm.

Något tydligt samband mellan utslag på fotojonisationsdetektor och total föroreningshalt i jorden har dock inte kunnat konstateras. Skälet är framförallt att fotojonisationsdetektorn enbart registrerar flyktiga ämnen medan den förorenade jorden, utöver dessa, också kan innehålla en stor mängd svårflyktiga föroreningar, som t ex tyngre aromatiska kolväten (Korsgaard, 1989).

Fotojonisationsdetektorn reagerar inte för metan som däremot kan detekteras med flamjonisationsdetektor eller katalytiska detektorer (Crowhurst, 1987).

6.4 Metoder för extraktion

Adsorbenter samt jord- och vattenprov måste extraheras före analys. Vid extraktionen koncentreras de ämnen man vill analysera på ett provextrakt. Extraktionen kan utföras kemiskt, med hjälp av ett lösningsmedel (extraktionsmedel) eller termiskt genom att provet värms upp.

6.4.1 Gasprov i glasflaska och gastät påse

Gasprover tagna i gastäta påsar eller glasflaskor behöver inte extraheras. Från påsen eller glasflaskan kan ett gasprov tas ut med en gastät spruta och injiceras direkt på t ex en gaskromatograf.

6.4.2 Kolrör och andra adsorbenter

Kolrör och andra adsorbenter måste extraheras före analys. Extraktionen utförs genom att ett extraktionsmedel tillsätts adsorbenten. Extraktionsmedlet "löser ut" de ämnen man vill analysera ur adsorbenten och överför dem till ett provextrakt som därefter analyseras. Exempel på extraktionsmedel som används vid analys av organiska ämnen är:

- o cyklohexan
- o tetraklormetan
- o tetrahydrofuran
- o koldisulfid
- o diklormetan
- o n-pentan

De olika extraktionsmedlen skiljer sig åt beträffande t ex kokpunkt, löslighet och toxicitet (se tabell 6.2). Lämpligast att använda vid analys av VOC är sannolikt de lågkokande extraktionsmedlen, d v s koldisulfid, diklormetan och n-pentan.

Eftersom man vid gaskromatografi ofta separerar ämnena efter deras kokpunkter är extraktionsmedel med låga kokpunkter också lämpliga att använda vid t ex screeninganalyser, eller i andra sammanhang där så många föroreningskomponenter som möjligt skall identifieras (Christensen m fl, 1988).

Vid extraktionen sker en koncentring och en rening av de ämnen man vill analysera, vilket i princip innebär att ämnen som vid analysen skulle kunna ge interferenser avskiljs (Christensen m fl, 1988).

Ett alternativ till extraktion med extraktionsmedel är s k värmedesorption (Arbetskyddsstyrelsen, 1979). Vid värmedesorption (även kallad termisk desorption) upphettas adsorbenten till en temperatur vid vilken de adsorberade ämnena avgår.

6.4.3 Jord- och vattenprov

Jord- och vattenprov kan extraheras på i huvudsak två olika sätt:

- o kemisk extraktion med extraktionsmedel
- o headspace-metoden

Kemisk extraktion av VOC ur jord- och vattenprov utförs i princip på samma sätt som extraktion av adsorbenter, d v s genom att ett extraktionsmedel tillsätts provet. Extraktionsmedlet löser ut de ämnen man vill analysera och koncentrerar dem på ett provextrakt. Provextraktet kan därefter injiceras på t ex en gaskromatograf. Extraktionsmedlen är oftast något av de i tabell 6.2 uppräknade.

Tabell 6.2 Exempel på några vanliga extraktionsmedel, deras egenskaper och användningsområden (efter Christensen m fl, 1988).

Extraktionsmedel	Kokpunkt	Löslighet	Anmärkning
Cyklohexan	80,7°C	55 mg/l	Hög kokpunkt. Ej lämpligt vid analys av ämnen med låga kokpunkter.
Tetraklormetan	76,7°C	1,16 g/l	Hög kokpunkt. Giftigt och en vanligt förekommande förorening. Används sällan vid miljöanalyser.
Tetrahydrofuran	66°C	100 %	Fullständigt blandbart med vatten. Ej lämpligt vid analys av vatten eller jordprov.
Koldisulfid	46,2°C	2,3 g/l	Illaluktande, giftig och brandfarlig. Begränsad användning.
Diklormetan	39,8°C	20 g/l	Ett av de mest använda extraktionsmedlen. Ej lämpligt vid analys av klorerade ämnen i låga halter. (Undantag är tri- och tetrakloretylen).
N-pentan	36,1°C	37 mg/l	Lämpligt vid analys av klorerade lösningsmedel. Förekommer i låg halt i mineralolja.

Headspace-metoden innebär att jord- eller vattenprovet placeras i en lufttät behållare som uppvärms. Från luftfasen ovanför provet uttas ett gasprov med en gastät spruta som omedelbart injiceras på en gaskromatograf. Metoden lämpar sig bäst för lättflyktiga ämnen med låg vattenlöslighet, som t ex klorerade alifatiska kolväten (Christensen m fl, 1988).

Headspace-metodens främsta fördel är förmodligen frånvaron av extraktionsmedel vilket minimerar risken för interferenser. Nackdelen är att den konstate-erade halten i headspace knappast kan sägas vara annat än ett relativt mått på halten av motsvarande VOC i jord- eller vattenprovet.

6.5 Kvalitetssäkring

Beställaren av analystjänster har själv möjlighet att kontrollera och påverka kvaliteten på de analyser som ingår i undersökningen av en markförorening.

Genom s k interkalibreringsförsök kan analyskvaliteten hos olika laboratorier undersökas. Interkalibrering innebär att ett antal utvalda laboratorier analyserar prover med känd föroreningsammansättning. Laboratorierna får själva välja analysmetod.

Interkalibreringsförsök för prover på grundvatten och lakvatten (utförda i Danmark) har visat att variationerna i analysresultat mellan olika laboratorier är störst för organiska ämnen, något mindre för metaller och minst för övriga oorganiska ämnen (Forslund m fl, 1988).

De "analysfel" som oftast förekommer är (Forslund m fl, 1988):

- o falska positiva resultat
- o falska negativa resultat
- o avvikande resultat

De falska positiva resultaten innebär att ämnen som inte förekommer i det undersökta provet detekteras vid analysen. Med falska negativa svar menas att ämnen som föreligger i blandningen inte detekteras. Avvikande resultat innebär att den uppmätta koncentrationen är för låg eller för hög i förhållande till den *verkliga* koncentrationen.

Beställaren av analystjänster bör så långt det är möjligt ta reda på hur de analyser han avser att beställa kommer att genomföras. Vilka analysmetoder kommer att användas? Vilka detektionsgränser tillämpas? Hur utförs extraktionen? Tillsätts referensämnen eller interna standards i kända mängder för att säkra analyskvaliteten? Hur sker rapporteringen?

Kvalitetssäkring gäller inte bara laboratoriet utan också beställarens agerande. Några grundläggande "kom-i-håg" för att från beställarens sida så långt det är möjligt påverka kvaliteten på analyserna är t ex (Christensen m fl, 1988):

- o använd samma analyslaboratorium genom hela undersökningen
- o så långt det är möjligt delge laboratoriet uppgifter om vilka kemikalier som förväntas förekomma inom provtagningsområdet och hur provtagningen kommer att utföras
- o förvara prover på jord och vatten vid låg temperatur (2–4°C) och under så kort tid som möjligt. (Prover tagna med adsorbent kan däremot förvaras nedkylda under en relativt lång period)

6.6 Rapportering

Analyslaboratoriets rapport till beställaren bör förutom de framtagna analysresultaten innehålla:

- o beskrivning av analysmetoden
- o beskrivning av uppberednings- och extraktionsförfarande (t ex torkning, extraktionsmedel, tillsättning av interna standards)
- o angivelse av detektionsgräns
- o kromatogram och masspektra (även för referensprov eller interna standards)

7. METODIK VID UTVÄRDERING

7.1 Allmänt

När samtliga provtagningar och analyser är genomförda vidtar arbetet med att utvärdera markområdet ur föroreningssynpunkt. Föreliggande beskrivning av hur ett förorenat markområde kan utvärderas med avseende på miljö- och hälsorisker baserar sig dels på Terratema AB:s egna erfarenheter av dylika undersökningar, dels på följande referenser: Ahlborg & Rylander (1986), Environmental Research & Technology, Inc (1984), Kemp & Lauritzen (1989), N & R Consult (1990), Victorin m fl (1990).

Hur en förorenad industritomt skall bedömas med avseende på risken för miljö- och hälsopåverkan är bl a avhängigt markanvändningen och omgivningens känslighet.

Markanvändningen kan vara passiv, d v s området förblir oexploaterat, eller aktiv vilket innebär att området exploateras genom t ex bostadsbebyggelse. Med omgivningens känslighet menas bl a förekomst av känsligt grundvatten, vattentäkter, känsliga biotoper mm.

Utvärderingen av en förorenad industritomt griper ofta över olika kompetensområden som t ex hydrogeologi, geokemi, geoteknik och toxikologi. Eftersom denna kompetens knappast kan vara samlad hos en enda person måste i allmänhet ett antal delutredningar genomföras.

Bedömningen av ett förorenat markområde kan delas upp i fyra steg där det fjärde steget i princip är en summering eller sammanvägning av de tre föregående:

o bedömning av spridningsmöjligheter

o bedömning av exponeringsmöjligheter

o farlighetsanalys

o samlad riskbedömning avseende miljö- och hälsopåverkan

Spridningsmöjligheterna är de olika sätt på vilka en förorening kan spridas från föroreningskällan till omgivningen. Med exponeringsmöjligheter avses i allmänhet intagsvägar, som t ex inandning av damm och gaser.

Frånsett den direktkontakt med föroreningskällan som kan uppstå då t ex en människa gräver i förorenad jord, är spridningen den mekanism som orsakar exponeringen.

Farlighetsanalysen tar fasta på de ämnen som ingår i föroreningen och bedömer deras toxicitet, brandfarlighet, explosivitet mm.

Slutligen vägs bedömningen av spridnings- och exponeringsmöjligheter samman med farlighetsanalysen till en helhetsbedömning av risken för att det förorenade markområdet skall orsaka en oacceptabel miljö- och hälsopåverkan.

7.2 Bedömning av spridningsmöjligheter

Från en markförorening kan föroreningsspridning huvudsakligen ske via gas grundvatten, ytvatten och damning. Spridning kan ske både inom det förorenade markområdet och till den omgivande naturmiljön.

På vilket sätt en förorening sprids från föroreningskällan beror dels på föroreningens fysikaliska och kemiska egenskaper, i detta fall främst molekylvikt, vattenlöslighet, fettlöslighet, partialtryck, dels på de geologiska och hydrogeologiska förhållandena.

Genomsläppliga jordarter, som t ex sand och grus, innebär större förutsättningar för föroreningsspridning via såväl gas som vatten, än jordarter med låg genomsläpplighet, som t ex silt och lera. Uppvisar föroreningen däremot låg vattenlöslighet och lågt partialtryck blir spridningen mycket begränsad även i de fall jordarten är genomsläpplig.

Förutsättningarna för spridning till omgivningen varierar med markanvändningen. Hårdgjorda ytor, på t ex en parkeringsplats eller på en industritomt, innebär reducerad lakvattenbildning och minskad risk för föroreningstransport via vatten.

Uppförande av ny bebyggelse på ett förorenat markområde kan emellertid också innebära att nya spridningsvägar tillkommer. Via t ex dräneringsdiken och ledningsgravar, som anläggs under byggnadsskedet, kan utläckage av förorenat vatten till omgivningen förekomma.

Den dominerande spridningsvägen för VOC i en markförorening är i allmänhet via porluft. Transporten av VOC i porluft kan ske både via diffusion och konvektion. Den diffusiva transporten betingas av koncentrationsskillnaden mellan markföroreningen och omgivningen. Den "drivande kraften" vid konvektiv transport är tryckskillnaden.

Det är viktigt att man vid beräkning av föroreningshalter som kan uppstå i t ex inomhusluft i planerade byggnader, både beaktar gastransport via konvektion och diffusion. Undertryck i en husgrund kan t ex bidra till en ökad gasavgång jämfört med den som enbart orsakas av diffusion.

Förutom tryck- och koncentrationsskillnad beror föroreningsbidraget från en markförorening till inomhusluft (via gas) också på följande faktorer:

- o föroreningens lokalisering i förhållande till grundvattenytan
- o djupet till föroreningen från byggnadens golv
- o jordlagrens genomsläpplighet (mellan husgrunden och föroreningen)
- o byggnadens utformning
- o ventilationen inuti byggnaden

Beräkningarna av vilka halter som kan uppstå inomhus i de byggnader som planeras bör alltid genomföras konservativt, d v s man bör vara säker på att de "verkliga" halterna inte kan överskrida de beräknade. Beräkningarna bör vara baserade på uppmätta halter i porluft. Är halterna av VOC i porluften inte kända kan dessa beräknas med hjälp av Henrys lag, förutsatt att grundvattnets VOC-halter är kända (se kapitel 2.2).

7.3 Bedömning av exponeringsmöjligheter

Bedömningen av exponeringsmöjligheter kan gälla både naturmiljön och människor. När ett förorenat markområde skall bebyggas, med t ex bostäder eller kontorshus, brukar dock människans exponering för markföroreningen vara den som i första hand beaktas.

En människa kan exponeras för en markförorening på i huvudsak följande sätt:

- o direkt intag av förorenad jord (gäller främst små barn)
- o intag av förorenat dricksvatten
- o inandning av toxiska gaser
- o inandning av förorenat damm
- o hudkontakt (med förorenat vatten eller förorenad jord)

När det gäller VOC är den dominerande exponeringsmöjligheten inandning av toxiska gaser, men även hudkontakt (t ex i samband med trädgårdsarbete eller vid markarbete under byggnadsskedet) bör beaktas.

Det är framförallt halten i inomhusluften (p g a gasavgång från marken) som kan innebära att människor exponeras i högre utsträckning via inandning. Utomhus är ventilationen i allmänhet så god att någon exponering av betydelse inte kan förväntas. Undantag är schakter och provgropar där föroreningshalter i nivå med (eller överstigande) de som uppstår inomhus sannolikt kan förekomma.

Förutsättningen för exponering via inandning beror på hur det förorenade markområdet används (se tabell 7.1). Vid markanvändning som innebär att människor uppehåller sig inom det förorenade markområdet endast under mycket kort tid (t ex parkeringshus) är risken för exponering betydligt mindre än i bostäder och kontorslokaler där människor vistas flera timmar per dygn.

Exempel på markanvändning där måttlig-stor risk för exponering för VOC p g a inandning bedöms föreligga är praktiskt taget all bebyggelse.

För vissa typer av markanvändning som t ex industri, kontor och vårdhem är inandning i stort sett den enda exponeringsvägen. När det gäller bostadsområden bör även risken för hudkontakt och direkt intag av förorenad jord beaktas.

Beträffande exponeringsgrad vid inandning, d v s hur många kubikmeter luft en vuxen människa eller ett barn inandas per dygn, föreligger relativt tillförlitliga uppgifter (se tabell 7.2). När det gäller hudkontakt med förorenad jord blir emellertid uppgifterna om exponeringsgrad betydligt mer osäkra. Olika uppgifter föreligger t ex om hur mycket jord som fastnar på hudytan vid lek på lekplats eller trädgårdsarbete.

Störst är naturligtvis osäkerheten när det gäller direkt intag av förorenad jord, d v s antaganden om hur många gram jord ett lekande barn i genomsnitt "stoppar i sig" per dag eller vecka.

Markföroreningens bidrag till exponeringen via inandning för ett visst ämne kan bl a beräknas enligt nedanstående formel (N & R Consult A/S):

$$E_i = I \times C \times r \quad (\text{mg/dygn})$$

där I= inandningshastigheten (m^3/dygn)

C= VOC-koncentrationen i inandningsluften (mg/m^3)

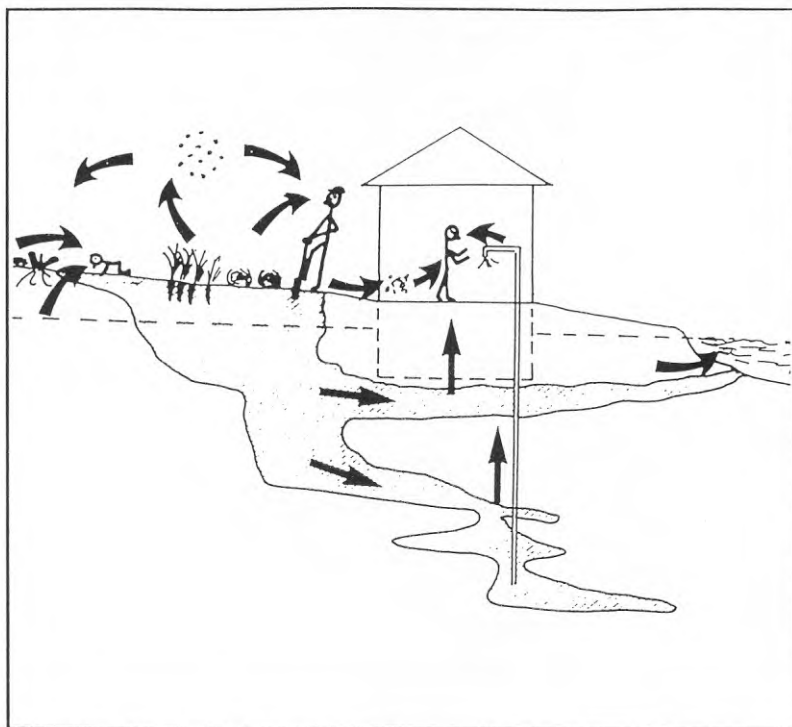
r=absorberad andel (räknas för flertalet VOC som 1)

Tabell 7.1 Några olika typer av markanvändning inom ett förorenat markområde, bedömd exponeringstid, utsatta befolkningsgrupper samt förutsättningen för exponering via inandning (efter N & R Consult, 1990).

Markanvändning	Daglig exponeringstid	Utsatta befolkningsgrupper	Förutsättning för exponering via inandning
parkeringsplats/ parkeringshus	några minuter	friska vuxna	mycket liten förutsättning
industri	8 timmar	friska vuxna	måttlig förutsättning
kontor	8 timmar	friska vuxna	måttlig förutsättning
bostäder	24 timmar	friska vuxna, barn gravida, äldre, sjuka	stor förutsättning
daghem	8 timmar	barn, friska vuxna gravida	måttlig förutsättning
skola	4-8 timmar	barn, friska vuxna gravida	måttlig förutsättning
vårdhem/sjukhus	24 timmar	äldre, sjuka	stor förutsättning

Tabell 7.2 Exponering för förorenad jord via inandning, direkt intag och hudkontakt (efter Victorin m fl, 1990).

		Inhalation m ³ luft/dygn	Oralt g jord/dygn	Dermalt g jord/dygn
Barn 3/4-4 år	genomsnitt	10	0,2	1
	maxvärde	12	3	10
	picabarn		max 10	
Vuxen	genomsnitt	20	0,025	0,1
	maxvärde	30	0,1	1



Figur 7.1 Exempel på möjliga exponeringar för en markförorening (N & R Consult A/S).

7.4 Farlighetsanalys

Farlighetsanalysen utgår från de ämnen som markföroreningen innehåller. Med farlighet avses här toxicitet (giftighet), brandfarlighet och explosionsfarlighet.

Bedömningen av en förorenings toxicitet med avseende på exponerade människor sker ofta med utgångspunkt från den s k minsta-effektdosen, d v s den lägsta halt av ett ämne vid vilken någon form av toxiska effekter på djur eller människa konstaterats.

Genom att dividera minsta-effektdosen med en säkerhetsfaktor fastställs en s k lågrisknivå. Lågrisknivån kan t ex motsvara ett förhöjt cancerfall per 100 000 invånare. Minsta-effektdosen för olika ämnen är i allmänhet baserad på djurförsök.

Storleken på säkerhetsfaktorn kan variera från ca 5 för relativt ofarliga ämnen till ca 5000 för de ämnen som bedöms ge allvarliga skador vid långvarig exponering.

Lågrisknivåerna ligger för flertalet VOC betydligt lägre (ofta en faktor 100 eller 1000) än de yrkeshygieniska gränsvärdena för motsvarande ämnen. I tabell 7.3 redovisas lågrisknivåer för några vanligt förekommande VOC.

Några gränsvärden för VOC i inomhusluft i bostäder föreligger egentligen inte. Än mindre finns kriterier för hur stort koncentrationsbidraget från en markförorening till inomhusluft kan tillåtas vara.

Enligt ett förslag från den danska arbetarskyddsstyrelsen (N & R Consult, 1990) bör halterna av cancerframkallande VOC i inomhusluft inte överstiga en tusendel av det yrkeshygieniska nivågränsvärdet. Motsvarande riktvärde för icke-cancerframkallande VOC är (enligt samma förslag) en hundraedel av det yrkeshygieniska nivågränsvärdet.

WHO har för icke-cancerframkallande ämnen i inomhusluft föreslagit ett gränsvärde på en tiondel av luktgränsen för motsvarande ämnen (WHO, 1987).

Tabell 7.3 Medicinska lågrisknivåer för några vanliga VOC (efter Naturvårdsverket, 1990a).

Ämne	Kritisk effekt	Lågrisknivå	År för IMM:s bedömning
Eten	Cancer	2-40 ppb	1986
Propen	Cancer	(0,5 ppb)	1986
Bensen	Leukemi	20 ppb	1986
Toluen, Xylen	Allmäntox.	10-100 ppb	1986
Metylen klorid	Cancer	100 ppb	1990
Triklor- etylen	Cancer	100 ppb	1990

Vid bedömning av haltbidraget från en markförorening till inomhusluft bör hänsyn också tas till förekomsten av andra föroreningskällor, som t ex vägtrafik och industri. Det maximalt tillåtna haltbidraget från en markförorening bör därför sättas lägre än eventuella kriterier för inomhusluft.

För några vanligt förekommande föroreningar på gasverkstomter har man i Danmark tillämpat följande kriterier för vad en markförorening maximalt får bidra med till inomhusluft (N & R Consult, 1990):

toluen:	0,1 mg/m ³
etylbenzen:	0,1 mg/m ³
xylen:	0,1 mg/m ³
naftalen:	0,1 mg/m ³
bensen:	0,001 mg/m ³
total PAH	10 ng/m ³

Några gränsvärden för när ett förorenat markområde skall anses säkert med avseende på brand- och explosionsrisk finns egentligen inte. Enligt en brittisk

rapport bör halten av en explosiv gas inte överstiga en tjugondel av den lägre explosionsgränsen (Crowhurst, 1987). Det innebär, beträffande t ex metan, en högsta tillåten halt på 2500 ppm. Bakgrundsvärdet för metan i porluft i naturlig jord (under humustäcket) är 10–30 ppm (Lundgren & Helldén, 1988).

7.5 Samlad riskbedömning avseende miljö- och hälsopåverkan

Den samlade riskbedömningen kan beroende på hur det förorenade markområdet i framtiden skall användas få lite olika inriktning. Markanvändning som bedöms särskilt känslig med avseende på inandning är t ex bostäder, daghem, skolor och kontor. För dessa typer av markanvändning kommer den samlade bedömningen att till stor del handla om risken för förorening av inomhusluft.

I de fall området skall användas som parkeringsplats, parkeringshus, parkområde eller annan markanvändning som innebär kort uppehållstid för de människor som vistas där, kommer den samlade bedömningen troligen att i huvudsak gälla områdets påverkan på omgivningen.

Den samlade bedömningen utgår från de undersökningsresultat för luft, jord, grundvatten och ytvatten som föreligger, bedömningen av spridnings- och exponeringsmöjligheter samt farlighetsanalysen.

De hälsorisker som beaktas i den samlade riskbedömningen är bl a:

- o risken för akuttoxiska effekter (gäller främst under bygg- och anläggningsfasen)
- o risken för hälsoeffekter vid långvarig exponering (t ex cancer, allergier, leverskador mm)
- o risken för brand och explosion p g a förekomst av flyktiga ämnen

Vid hälsoriskbedömningen är det viktigt att hänsyn tas till de eventuella nedbrytningsprodukter som kan bildas. Nedbrytningsprodukter kan i vissa fall vara mer toxiska (eller på annat sätt "farligare") än de ursprungliga ämnena. T ex bryts tri- och tetrakloretylen i grundvatten ned till vinylklorid och metylenklorid som båda är mer toxiska (och dessutom mer lättflyktiga) än den ursprungliga föroreningen.

Miljö- och hälsoriskbedömningen bör resultera i förslag på åtgärder för det förorenade markområdet. Åtgärderna kan vara tekniska eller administrativa. Tekniska skyddsåtgärder behandlas närmare i kapitel 8. Administrativa åtgärder kan t ex bestå i att området beläggs med gräv- och schaktningsförbud eller byggnadsförbud.

8. SKYDDSÅTGÄRDER

8.1 Allmänt

Åtgärder för att skydda omgivningen eller människors hälsa mot utsläpp av VOC från förorenad jord kan bl a gå ut på att den förorenade jorden behandlas. Detta kan ske genom t ex avdrivning, biologisk nedbrytning och filtrering av grundvatten. Avdrivning och biologisk nedbrytning kan utföras in situ eller på uppgrävda jordmassor.

Den andra typen av åtgärder är inneslutning i kombination med avledning av gas. Inneslutning innebär att den förorenade jorden täcks över med ett tätskikt. Grundvattentransport genom den förorenade marken kan hindras genom att tätskiktet kompletteras med en avskärmande slitsmur.

För att skydda bebyggelse på förorenad jord finns dessutom en rad byggnadstekniska åtgärder, ursprungligen framtagna för att skydda inomhusmiljön mot radogas men tillämpbara även för andra markgaser.

8.2 Behandling av förorenad jord

Behandling av förorenad jord (och förorenat grundvatten) med innehåll av VOC brukar ofta inbegripa någon av följande metoder:

- o avdrivning
- o nedbrytning
- o filtrering

8.2.1 Avdrivning

Avdrivning kan utföras på flyktiga ämnen både in situ och på uppgrävda jordmassor. Metoden lämpar sig bäst för VOC med en vattenlöslighet understigande 2 mg/l (Lindhardt, 1990). Metoden har i Danmark visat sig effektiv vid sanering av bl a bensin- och lösningsmedelsförorenad jord (Lindhardt, 1990) (Schiøtz-Hansen, 1990).

Avdrivning in situ utförs i princip genom att ett undertryck skapas i markens porer ovanför grundvattenytan. Undertrycket skapas med hjälp av en fläkt som kopplas till ett antal ventilationsrör som grävts ned i marken (fig 8.1). Grundvattennivån avsänks genom pumpning.

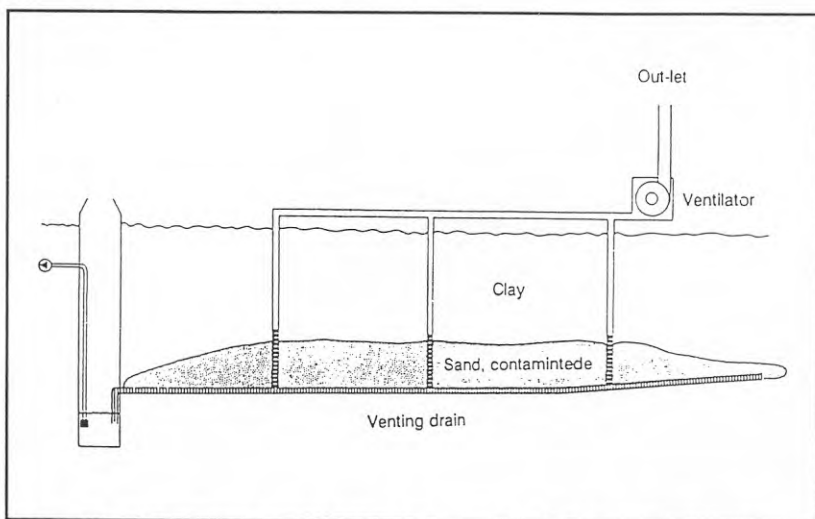
Halten av VOC mäts kontinuerligt i utgående luft. Vid försök utförda i Danmark har det visat sig att kolvätehalten i utgående luft sjunker drastiskt under ca 50 dagars tid varefter den inställer sig på en relativt stabil nivå. Försöken har också visat att man med denna metod enbart kan uppnå en ca 80 procentig reningsgrad i bensinförorenad jord (Lindhardt, 1990).

Avdrivning av VOC-innehåll i uppgrävda massor kan t ex utföras i ett s k "blow-out tent" (= avdrivningstält). I tältet skapas ett undertryck samtidigt som ren luft från en kompressor matas in i den förorenade jordens porer. Den utdrivna förorenade luften passerar först ett biofilter och därefter ett kolfilter (figur 8.2). För flera organiska föroreningar (t ex toluen och klorbensen) uppnås en närapå hundra procentig reningseffekt (Schiøtz-Hansen, 1990).

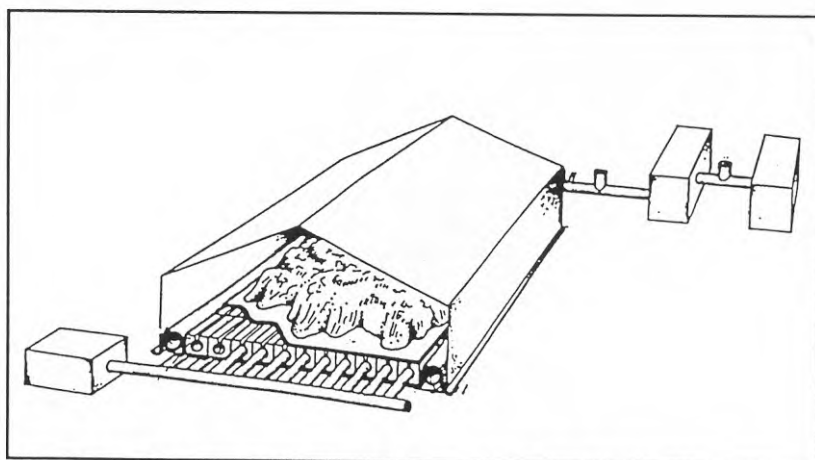
Nackdelen med avdrivning på uppgrävda massor är tidsåtgången. Varje avdrivning omfattar 25-50 ton jord och tar ca en månad att genomföra, vilket innebär att metoden i första hand är lämplig för mindre volymer förorenad jord uppgrävda i anslutning till s k "hot spots".

Avdrivning av flyktiga ämnen från förorenat grundvatten utförs i princip genom att luft "blåses" genom det förorenade vattnet. Vid genomblåsningen avgår flyktiga kolväten, antingen direkt till omgivningsluften eller till ett aktivt kol för rening. Avdrivningen sker i så kallade avblåsningskolonner till vilka det förorenade grundvattnet efterhand pumpas upp (Mortensen & Hansen, 1990).

Förorenat grundvatten kan också filtreras direkt, utan föregående avblåsning, via till exempel ett biologiskt filter eller aktivt kol



Figur 8.1 Avdrivning av VOC från förorenad jord in situ (Lindhardt, 1990).



Figur 8.2 Avdrivningstält för avdrivning av VOC ur förorenad jord (Schjøtz-Hansen, 1990).

8.2.2 Biologisk nedbrytning

Biologisk nedbrytning av förorenad jord kan antingen utföras genom att markens naturliga innehåll av mikroorganismer aktiveras eller genom att bakteriekulturer tillsätts. Nedbrytning kan utföras både in situ och på uppgrävd jord. Biologisk nedbrytning kan också användas som behandlingsmetod för förorenat grundvatten.

Den biologiska aktiviteten i en förorenad jord avtar i regel med minskad kolvätekonzentration vilket leder till reducerad tillgänglighet och därmed långsammare nedbrytningstakt. För att öka den naturliga biologiska aktiviteten kan olika oorganiska näringsämnen, som t ex ammoniak och fosfater, samt syre tillsättas (Lund, 1990). Aktiviteten kan också ökas genom att adsorbenter (som t ex aktivt kol) grävs ned i marken. I adsorbenten koncentreras kolvätena och de blir därmed mer tillgängliga för mikroorganismer.

Utförs nedbrytningen in situ kan syre tillföras genom att luft pumpas ned i marken. Näringsämnen som t ex ammoniak och fosfater tillförs via vatten som får perkolera ned i marken (figur 8.3). Luften kommer därvid att passera genom de större markporeerna medan vattnet fyller upp de mindre poreerna där också merparten av nedbrytningen sker (Lund, 1990). Allteftersom syret förbrukas i de mindre poreerna (p g a nedbrytningen) tillförs nytt syre via den luft som passerar genom de större poreerna.

Nedbrytning i bioreaktor har visat sig vara en effektiv metod för att behandla lakvatten med innehåll av både flyktiga och icke-flyktiga organiska ämnen. Vid behandling av lakvatten i kombinerad anaerob och aerob nedbrytningsreaktor har upp till 90 procents reningsgrad med avseende på TOC erhållits (Dienemann m fl, 1990).

Förutom bakterier kan också svampar, särskilt vitrötesvampar, användas för att bryta ned organiska föroreningar som t ex PAH och klorerade kolväten (von Hofsten, 1988). Metoden var ursprungligen avsedd för behandling av t ex förorenad jord eller slam men har också visat sig användbar för att rena förorenad luft.

Vid rening av luft med vitrötesvampar får luften passera genom filter av halm genomväxt av svampmycel. Halm-svampfiltret har vid försök uppvisat stor kapacitet för att rena luft från toxiska gaser och partiklar (von Hofsten, 1988).

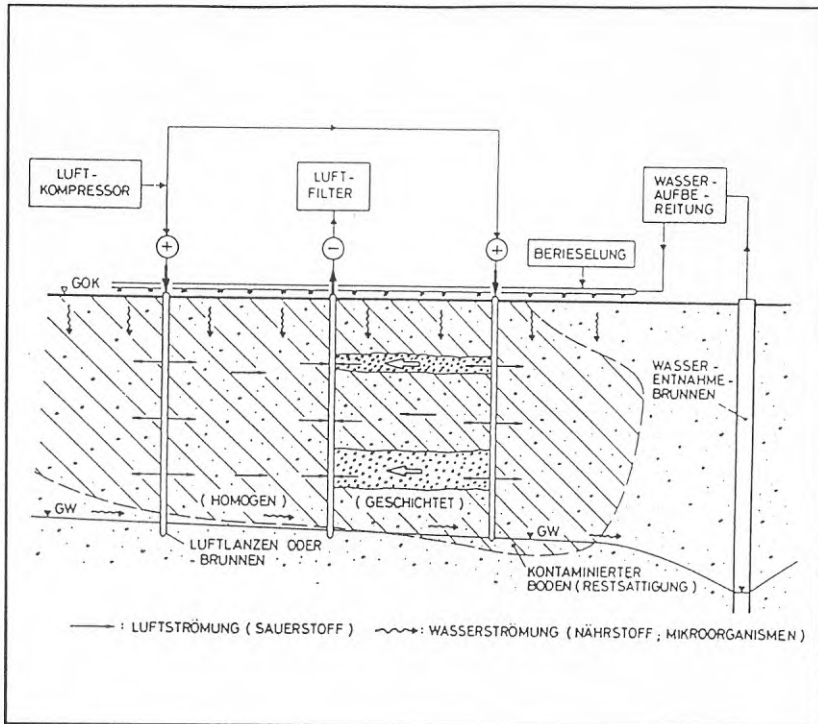
8.3 Inneslutning

Huvudsyftet med inneslutning av förorenad jord eller avfall är oftast att reducera lakvattenbildningen och därmed också minimera uttransporten av föroreningar ifrån föroreningskällan.

För att hindra nederbördsvatten från att tränga ned i den förorenade jorden övertäcks denna med ett tätskikt. Tätskiktet kan utgöras av naturliga material som t ex lera och bentonit eller av syntetiska material, som t ex plast.

För att hindra grundvatten från att passera genom den förorenade jorden kan en s k slitsmur anläggas. Slitsmuren, som liksom tätskiktet utgörs av ett tät material, tvingar grundvattnet att strömma runt om föroreningen.

Material som tätar mot vatten, tätar också mot gas. Tätskiktet kan därför motverka den okontrollerade gasemissionen från ett förorenat markområde men det bör, för att inte alltför höga gstryck skall byggas i marken, ofta kombineras någon form av avledning och omhändertagande av den gas som produceras.



Figur 8.3 Biologisk nedbrytning in situ med tillsats av vatten och luft (Lund, 1990).

8.4 Byggnadstekniska åtgärder

Förutom åtgärder som behandling och inneslutning av den förorenade marken föreligger också en lång rad byggnadstekniska åtgärder för hus byggda ovanpå eller i närheten av förorenad jord där toxiska gaser förekommer. Åtgärder är huvudsakligen av samma slag som de som används för radonhus. Exempel på sådana åtgärder är (Clavensjö, 1990):

- o tätning
- o förbättrad inomhusventilation
- o lufttryckspåverkande åtgärder
- o ventilerad undergrund

Tätning innebär att huset byggs med en tät bottenplatta genom vilken markgas inte kan diffundera.

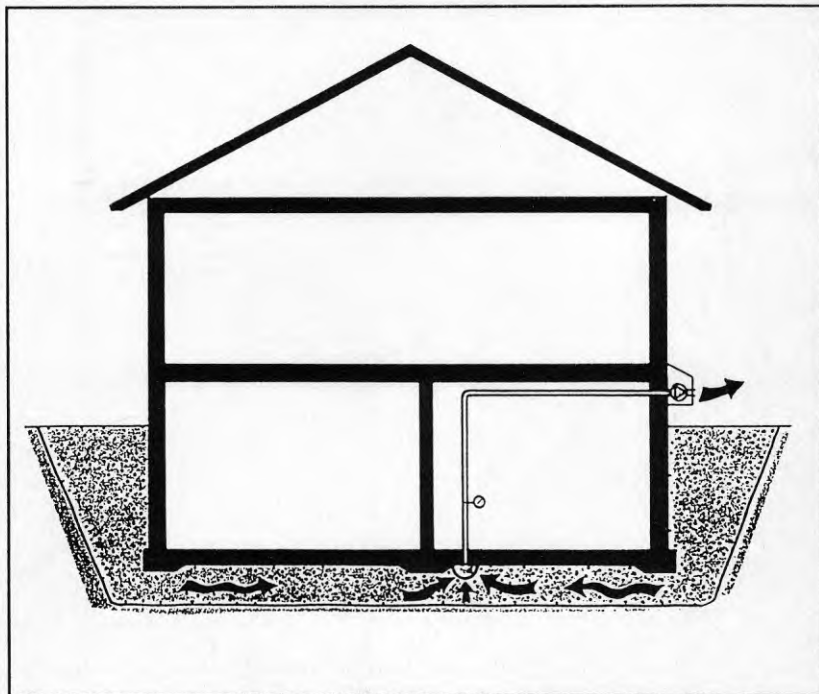
Förbättrad inomhusventilation innebär att luftomsättningen i huset ökas så att de eventuella toxiska gaser som tränger in i huset kontinuerligt vädras ut till omgivningsluften. Via avluftningsbrunnar (i kombination med fläkt) kan markgaserna vädras ut via separata kanaler så att de inte tränger in i huset.

Lufttryckspåverkande åtgärder innebär att ett undertryck eller övertryck skapas i undergrunden. Skapas ett undertryck måste detta kombineras med ett utsug varigenom de toxiska markgaserna ventileras ut till atmosfären (figur 8.4), alternativt samlas upp i ett kolfilter.

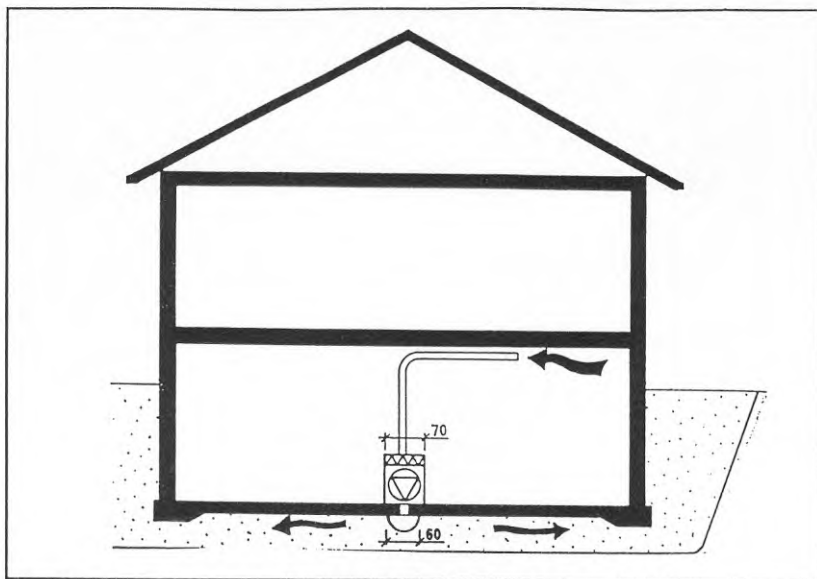
Skapas ett övertryck i undergrunden, genom att t ex inomhusluft tillförs, hindras markgaserna från att överhuvudtaget tränga in under husgrunden. I det senare fallet brukar man tala om att den tillförda inomhusluften skapar en "luftkudde" under huset (figur 8.5).

Ventilerad undergrund innebär att luft cirkuleras under husets bottenplatta (figur 8.6). Varm inomhusluft sugs ned i undergrunden och ventileras ut med hjälp av en fläkt. Ventilationen innebär att eventuellt förekommande markgaser späds ut eller ventileras bort från undergrunden.

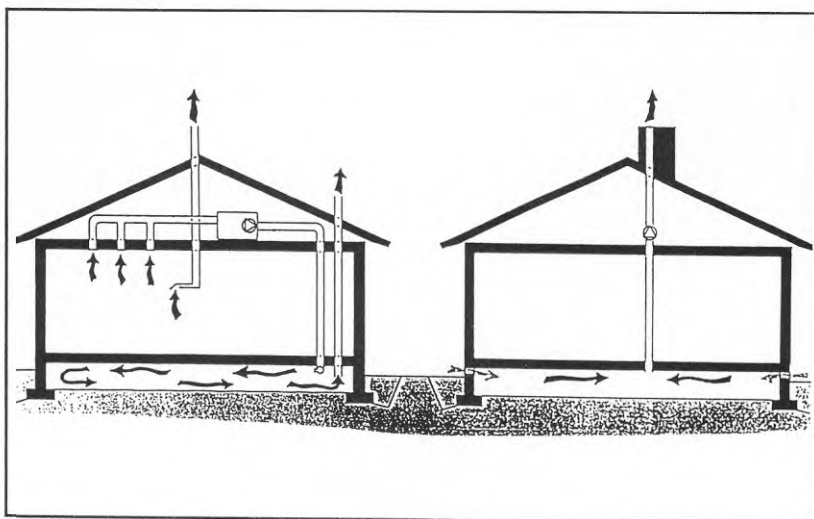
Samtliga här beskrivna metoder har under flera år tillämpats för att åtgärda bostadshus byggda på radonhaltig mark. Åtgärderna utförs av specialfirmor.



Figur 8.4 Lufttryckspåverkande åtgärd. Radonsug (Clavensjö, 1990).



Figur 8.5 Lufttryckspåverkande åtgärd. "Luftkuddemetoden" (Clavensjö, 1990).



Figur 8.6 Ventilrad undergrund (Clavensjö, 1990).

9. REFERENSER

AGA AB, 1982: Gashandbok. Almqvist och Wiksell Tryckeri AB, Uppsala. ISBN 91-970061-0-6.

Ahlborg, U & Rylander, R, 1986: Miljöundersökning för Stenungsund. Slutrapport från epidemiologi/toxikologi-projektet. Naturvårdsverket, rapport 3201. Solna. ISBN 91-620-3201-1.

Andersen, L, 1988: Gasværker. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U2. Januari 1988. ISBN 87-503-7081-2.

Andersen, L & Nielsen, C, 1989: Gasværksproduktion og tillknyttede forureninger. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U4. November 1989. ISBN 87-7491-315-8.

Andersson, L, 1990: Scantec Laboratorietrustning AB. Göteborg. Muntligt meddelande.

Arbetskyddsstyrelsen, 1979: Provtagning med adsorptionsrør og analys med gaskromatograf. Arbetskyddsstyrelsen, metod nr 1013. Stockholm.

Arbetskyddsstyrelsen, 1990: Hygieniska gränsvärden. Arbetskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1990:13. Stockholm. ISBN 91-7930-123-1.

Birgerson, B m fl, 1983: Kemiska hälsorisker. Toxikologi i kemiskt perspektiv. Liber Hermods. Stockholm. ISBN 91-23-92593-0.

Boox, C, 1990: Terraplan AB. Uppsala. Muntligt meddelande.

Borg, D & Andersen, J N, 1989: Erfaringer fra indeklimamålinger på bebyggede gasværksgrunde. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U4. November 1989. ISBN 87-7491-315-8.

Carlsson, B, 1988: Föroreningar i jord på gasverkstomter. Föredrag vid SKR-kongressen 29-30 november 1988. Svenska Kemiingenjörers Riksförening. Stockholm.

Christensen, H m fl, 1988: Opløsningsmidler. Inlægg ved ATV-møte om "analysemetoder for miljøfremmede stoffer", 20 september 1988. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-39-0-1988.

Christensen, L B m fl, 1987a: Olieprodukters opløselighed i grundvand. Laboratoriet for teknisk hygiejne. Danmarks Tekniske Højskole. Lyngby.

Christensen, L B m fl, 1987b: Nedbrydning af olie i grundvand. Laboratoriet for teknisk hygiejne. Danmarks Tekniske Højskole. Lyngby.

Christiansen, K, 1988: Farve- og lakindustri. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U2. Januari 1988. ISBN 87-503-7081-2.

Clavensjö, B, 1990: Åtgärder mot radon i bostäder. Statens Råd för byggnadsforskning, G14:1990. Stockholm.

Crowhurst, D, 1987: Measurements of gas emissions from contaminated land. Department of the Environment. Building Research Establishment. ISBN 0-85125-246-X.

Dienemann, E A m fl, 1990: Evaluation of serial anaerobic/aerobic packed bed bioreactors for treatment of a superfund leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 23 (1990), s 21-42. Amsterdam.

Emberton, J R & Parker, A, 1987: Problems associated with building on landfill sites. *Waste Management & Research* 5 (1987), s 473-482.

Environmental Research & Technology Inc, 1984: Handbook on manufactured gas plant sites. Utility Solid Waste Activities Group and Edison Electric Institute. ERT Project No. P-D215.

Forslund, J m fl, 1988: Analysekvalitet. Inlægg ved ATV-møte om "analysemetoder for miljøfremmede stoffer", 20 september 1988. ATV-komitten vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-39-0-1988.

Fuglsang, K m fl, 1989: Målemetode til bestemmelse af emissioner af flygtige organiske forbindelser fra forurenede byggegrunde. Inlægg ved ATV-møte om "grundvandsforurening, sundhed og miljø", 7-8 mars 1989. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-44-7.

Greulich, R H m fl, 1988: Indirect mapping of soil pollution by detection of volatile organic compounds. International workshop on impact of waste disposal on groundwater and surface water. Proceedings. August 15-18, 1988, Copenhagen.

Grøn, C, 1987: Forekomst, transport og nedbrydning af trichlorethylen og tetrachlorethylen i grundvandszonen. Vandkvalitetsinstituttet, sagsnummer 42.243. Århus.

Grøn, C, 1989: Organiske stoffer. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U3. April 1989. ISBN 87-503-7817-1.

Grøn, C & Tolley, J, 1988: Organiske samleparametre. Inlægg ved ATV-møte om "analysemetoder for miljøfremmede stoffer", 20 september 1988. ATV-komitten vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-39-0-1988.

Karasek, F W & Clement R E, 1988: Basic gas chromatography - mass spectrometry, principles and techniques. Elsevier Science Publishers B.V. ISBN 0-444-42760-0.

Kemp & Lauritzen A/S, 1989: Forurenede industrigrunde - erfaringsopsamling fra undersøgelser af forurenede industrigrunde. Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr 121. Köpenhamn. ISBN 87-503-8188-1.

Kerfoot, H B m fl, 1986: Detection and measurements of groundwater contamination by soil-gas analysis. Proceedings of the 3d National Conference on Hazardous Wastes and Hazardous Materials. March 4-6. Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, Maryland.

Kerfoot, H B & Barrows, L J, 1987: Soil gas measurements for detection of subsurface organic contamination. Environmental Protection Agency. Report no 600/2-87/027.

Kerfoot, H B & Mayer, C L, 1986: The use of industrial hygiene samplers for soil-gas surveying. *Ground Water Monitoring Review*, Fall 1986, s 74-78.

Knudsen, T, 1988: Garverier. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U2. Januari 1988. ISBN 87-503-7081-2.

Korkmann, T-E, 1987: Afværgeforanstaltninger. Ur "Kemikalieaffaldsdepoter. Rapport over seminar arrangeret for nordisk ministerråd af N & R Consult A/S den 19.-20. november 1987". Köpenhamn. ISBN Sverige 91-7996-077-4.

Korsgaard, T m fl, 1989: Anvendelse af photoionisationsdetektor ved undersøgelse af jordforurening. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U 5. December 1989. ISBN 87-503-8173-3.

Korsgaard, T, 1989: Anvendelse af photoionisationsdetektor ved undersøgelse af jordforurening. Inlæg ved ATV-møde om "grundvandsforurening, sundhed og miljø", 7-8 mars 1989. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-44-7.

Kristenson, J, 1990: Institutionen för analytisk kemi, Stockholms Universitet. Muntligt meddelande.

Lagerkvist, A, 1986: Om nedbrytnings- och transportprocesser i avfallsupplag. Licenciatuppsats. Avdelningen för restproduktteknik, Högskolan i Luleå. ISSN 0280-8242.

Lindhardt, B, 1990: In-situ gas extraction of volatile organics from soil. Inlägg vid ATV-møde om "in-situ and on-site remediation of contaminated soil and groundwater", 4 april 1990. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-68-4.

Lund, N C, 1990: Biological in-situ remediation of contaminated soil polluted by hydrocarbons. Inlägg vid ATV-møde om "in-situ and on-site remediation of contaminated soil and groundwater", 4 april 1990. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-68-4.

Lundgren, T & Helldén, J, 1987: Migration of methane in soil. Statens Vattenfallsverk, proj.nr 98456-14000. Älvkarleby.

Malley, M J m fl, 1985: A case history: surface static collection and analysis of chlorinated hydrocarbons from contaminated ground water. NWWA/API Conference "Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in ground Water: Prevention, Detection, Restoration", November 13-15, 1985. Houston, Texas.

Mc Alary, T A & Barker, J F, 1987: Volatilization losses of organics during ground water sampling from low permeability materials. Ground Water Monitoring Review, Fall 1986, s 63-68.

Mortensen, L B & Hansen, H O, 1990: Air stripping and air treatment of volatile organics from groundwater. Inlägg vid ATV-møde om "in-situ and on-site remediation of contaminated soil and groundwater", 4 april 1990. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-68-4.

Mortimer, C E, 1979: Chemistry. Belmont, California. Wadsworth. ISBN 0-442-30184-7.

Naturvårdsverket, 1988: Avfallet och miljön. Naturvårdsverket. Solna. ISBN 91-620-1043-3.

Naturvårdsverket, 1990a: Strategi för flyktiga organiska ämnen (VOC). Underlag till Luft 90 - aktionsprogram mot luftföroreningar och försurning. Naturvårdsverket. Solna. ISBN 91-620-3763-3.

Naturvårdsverket, 1990b: Färgindustrins miljöskyddsfrågor. Naturvårdsverket, rapport 3776. Solna. ISBN 91-620-3776-5.

- N & R Consult A/S: Risikovurdering af forurenede grunde. Miljøstyrelsen, miljøprojekt nr 123. København. ISBN 87-503-8186-5.
- Petsonk, A, 1990: Naturvårdsverket. Muntligt meddelande.
- Poulsen, M, 1987: Erfaringer med photoionisationsdetektor. ATV-Vintermødet om grundvandsforurening, 25-26 februar 1987.
- Rosén, B & Åkerblom, G, 1989: Markradon. Riktlinjer för markradonundersökningar. Statens råd för byggnadsforskning. T20:1989. Stockholm. ISBN 91-540-5109-6.
- Schiøtz-Hansen, S, 1990: On-site gasextraction. Inlägg vid ATV-möte om "in-situ and on-site remediation of contaminated soil and groundwater", 4 april 1990. ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-68-4.
- Schultz, B, 1988: Benzin- og olieanlæg. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U2. Januari 1988. ISBN 87-503-7081-2.
- Siegrist, R L & Jenssen, P D, 1989: Sampling method effects on volatile organic compound measurements in solvent contaminated soil. Institute for Georesources and Pollution Research. Norge.
- Skaarup, J, 1988: Miljøundersøgelse af forurenede industrigrunde. Lossepladsprojektet, udredningsrapport U2. Januari 1988. ISBN 87-503-7081-2.
- Statistiska Centralbyrån, 1990: Statistisk Årsbok 1990.
- Statens Geotekniska Institut, 1988: SJ Fjällbo, Miljöskyddsåtgärder. Markundersökningar mellan tippar och Sävveån. Statens Geotekniska Institut, uppdrag 2-375/87.
- Statens Geotekniska Institut, 1989: Informationsblad om markradonsonden.
- Stone, R, 1978: Preventing the underground movement of methane from sanitary landfills. Civil Engineering-ASCE, 1978, vol. 48, nr 1, s 51-53.
- Svenska garveriidkareföreningen, 1990: Muntligt meddelande.
- Terratema AB, 1988: Gasverkstomten, Värtan. Miljöpåverkansbedömning för upplagsplatsen och biproduktområdet. Terratema AB, rapport nr 8019.
- Terratema AB, 1990: Översiktlig undersökning av avfallsupplag i Östergötland - Metodutveckling och tillämpning. Terratema AB, rapport nr 88044.
- Thompson, B, 1974: Hazardous gases and vapors: infrared spectra and physical constants. Beckman Instruments, Inc., Fullerton. Technical Report 595.
- Torstensson, B-A, 1984: A new system for ground water monitoring. Ground Water Monitoring Review, Fall 1984, s 131-138.
- Verschueren, K, 1983: Handbook of environmental data on organic chemicals, 2.ed. Van Nostrand Reinhold company, inc. New York. ISBN 0-442-28802-6.
- Viak AB, 1986: Västmanlands avfallsaktiebolag, Västerås. Kemisk analys av deponigas. Viak AB, nr 4910-01-2020. Stockholm.

Victorin, K m fl, 1990: Hälsoriskbedömning av vissa ämnen i industrikontaminerad mark. Institutet för miljömedicin, rapport 4/90. Norstedts Tryckeri. Stockholm. ISSN 1100-732-X.

Vikelsøe, J & Pedersen, C T, 1988: Gaschromatografisk/massespektrometrisk screening (GC/MS). Inlägg vid ATV-möte om "analysemetoder for miljøfremmede stoffer", 20 september 1988. ATV-komitten vedrørende grundvandsforurening. Lyngby. ISBN 87-88699-39-0-1988.

von Hofsten, B, 1988: Reserapport till Statens naturvårdsverk. Statens Livsmedelsverk. Uppsala

Vorhees, K J m fl, 1984: Analysis of groundwater contamination by a new surface static trapping/mass spectrometry technique. *Analytical Chemistry* 56 (1984): 13, s 2602-2604.

Wallingford, E D m fl, 1988: Evaluation of a carbon adsorption method for sampling gasoline vapors in the subsurface. *Ground Water Monitoring Review*, Fall 1988, s 85-92.

WHO, 1987: Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. ISBN 92-890-1114-9.

Wiquist, W, 1988: Gasutvinning - svenska erfarenheter. Föredrag vid Elmia-avfall 1988, Jönköping.

R55 : 1991

ISBN 91-540-5384-6

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6811055

Abonnemangsgrupp:
S. Byggplatsens verksamhet
Z. Konstruktioner och material

Distribution:
Svensk Byggtjänst
171 88 Solna

Cirkapris: 52 kr exkl moms