

Vägledning för miljötekniska markundersökningar

Del 1: Strategi

Efterbehandling och sanering

4310

*Vägledning
för miljötekniska
markundersökningar*

– Del 1: Strategi

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG

Beställningsadress:
Naturvårdsverket
Kundtjänst
106 48 Stockholm
Tfn: 08-698 12 00
Fax: 08-698 15 15
E-post: kundtjanst@environ.se
Internet [http:// www.environ.se](http://www.environ.se)

ISBN 91-620-4310-2
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket
Tilltryck: Naturvårdsverkets Reprocentral 1998/09
Upplaga: 100 ex

Förord

Miljöproblemen inom områden med förorenad mark, gamla avfallsupplag samt förorenade sediment har på senare år fått ökad uppmärksamhet. Undersökningar är nödvändiga för att karakterisera potentiella efterbehandlingsobjekt, för att avgöra om efterbehandling behövs och, i förekommande fall, för att ge ett underlag för val av åtgärdsmetoder. För att underlätta kommunikationen mellan berörda parter behöver en grundläggande text om undersökningar finnas allmänt tillgänglig. Härmed skapas en grund för att mätningar och därmed förknippade arbeten utförs och redovisas på ett likartat sätt.

Denna vägledning, som är uppdelad i två publikationer, skall vara ett hjälpmedel för parter som på olika sätt involveras i miljötekniska markundersökningar; verksamhetsutövare, markägare, konsulter, entreprenörer samt myndigheter som skall bedöma förslag och värdera utfört arbete.

De båda publikationerna utgör en sammanhängande information. Del I, STRATEGI, med en tyngdpunkt på frågor om planering och utvärdering samt Del II, FÄLTARBETE, som huvudsakligen beskriver arbete som görs i fält, bl.a. provtagning av olika media och installation av grundvattenrör.

Underlaget för huvuddelen av texten har utarbetats av Statens Geotekniska Institut (SGI) på uppdrag av Naturvårdsverket. Förslaget har remissbehandlats, kompletterats och bearbetats under medverkan av J & W Bygg & Anläggning AB. Bilagan om tätning vid installation av grundvattenrör har gjorts vid Rambøll, Hannemann & Højlund A/S. Projektledare vid Naturvårdsverket har varit Olov von Heidenstam.

Solna i november 1994

Statens naturvårdsverk

Innehållsförteckning

Sid

Del I Strategi

Förord

Sammanfattning

1.	Inledning	11
2.	Föroreningars förekomst och rörlighet i mark	13
3.	Strategi	21
	Utredningsfaser	21
	Orienterande fas	23
	Undersökningsfasen	26
	<i>Översiktlig undersökning</i>	27
	<i>Detaljerad undersökning</i>	27
	<i>Provtagningsplan</i>	27
	<i>Provtagningsmönster</i>	28
	<i>Scanningmetoder</i>	33
	<i>Modeller för spridningsförlopp</i>	34
	<i>Provtagning</i>	35
4.	Säkerhetsfrågor	41
	Risker vid provtagning	41
	Skyddsåtgärder	43
5.	Utvärdering av undersökningsresultat	47
	Allmänt	47
	Variation och statistik bearbetning	49
6.	Rapportering	53
	Referenser	56

Bilagor

- A. Minneslista för beställare av miljötekniska markundersökningar - att beakta vid förfrågan, anbudsgranskning, beställning och rapportutvärdering.
- B. Exempel på föroreningar vid verksamheter med frekventa efterbehandlingsbehov.
- C. Exempel på beräknad procentuell fördelning för några föroreningstyper i jord.
- D. Ord- och begreppsförklaringar.

Se även rapport 4311:**Del II Fältarbete**

Förord

Innehållsförteckning

Sammanfattning

1. Översiktliga undersökningar - scanningmetoder
2. Provtagning av jord och sediment
3. Borring och installation av grundvattenrör för provtagning
4. Provtagning av grundvatten
5. Provtagning av ytvatten
6. Provtagning av porluft
7. Andra undersökningar
8. Kontrollverksamhet

Referenser

Bilagor

- E Exempel på en miljöteknisk markundersökning med kostnadsbild
- F SGF:s beteckningsblad och miljögeotekniska redovisningssymboler
- G Tätning vid installation av grundvattenrör
- H Standardmetoder för analyser
- I Beträffande ackrediterade laboratorier
- J Metaller - bakgrundshalter
- K Vissa uppgifter om bedömningsunderlag avseende yt- och grundvatten, jord, sediment samt slam
- L Vissa uppgifter om utländska bedömningsunderlag avseende jord och grundvatten
- M Kvalitetssäkring
- N Ord- och begreppsförklaringar

Sammanfattning

Med den ökade miljömedvetenheten och den allt hårdare exploateringen av främst tätorterna växer också kraven på undersökning och sanering av förorenade markområden, sediment och avfallsupplag.

Förorenat material och avfall kan vid direkt kontakt innebära en risk för människor, växter och djur. Även för byggnader och andra konstruktioner utgör förorenade marker en risk för materialpåverkan. Problemen kan också spridas genom att föroreningarna lakas ur och förs iväg med grundvattnet eller genom att de avgår i gasform eller som damm.

Föroreningssituationen och hur föroreningarna sprids måste kunna bedömas. Denna vägledning behandlar miljötekniska undersökningsmetoder och metodik samt andra frågor som är aktuella i sammanhanget.

Föroreningar i mark och sediment fördelar sig mellan jord, vatten och luft.

Föroreningarnas utbredning och den hastighet med vilken de sprider sig beror framför allt på

- föroreningarnas sammansättning och egenskaper
- områdets geologi/hydrologi
- markens kemiska egenskaper.

Föroreningar kan sprida sig huvudsakligen via vatten eller luft. Vilket spridningsätt som är aktuellt har avgörande betydelse för planeringen av provtagningen. Man bör även vara uppmärksam på att ytliga föroreningar kan ha följt med då fordon, människor och djur rört sig inom det belastade området.

Den geokemiska miljön påverkar framför allt fördelningen mellan jord och vätska. Transport ned till grundvattnet och spridning ger långvariga, ibland olösliga problem.

Vid en bedömning av hur spridning av förorening i grundvatten kan ske måste hänsyn tas till:

- *grundvattenströmning*: riktning, hastighet, flöde och utspädning,
- *kemiska-fysikaliska processer*: fastläggning/frigörelse vid jordpartiklarnas ytor, utfällning/upplösning, oxidation/reduktion, avdunstning/kondensation samt
- *biologisk nedbrytning*: med eller utan lufttillträde, produkter som bildas vid nedbrytningen.

En **plan för en miljöteknisk markundersökning** bör utvecklas i flera steg eller faser. Först en orienterande fas, då man samlar in bakgrundsfakta och gör antaganden om vilka föroreningar som förekommer, i vilka former och med vilken utbredning. Den orienterande fasen bör också omfatta bedömning av arbetsmiljörisker och ge förslag till skyddsutrustning för fältarbetet. Därefter följer en **översiktlig undersökning** för att ta

reda på om det finns föroreningar i det aktuella området och fastställa eller förkasta de olika antaganden som gjorts. Den följande **detaljerade undersökningen** syftar till att avgränsa det förorenade området och kartlägga olika spridningsvägar samt ge visst underlag för val av åtgärder. Sedan följer **åtgärdsundersökningen** och eventuella åtgärder. Till sist behövs en **kontrollverksamhet** för att säkerställa att åtgärderna varit effektiva.

Utformningen av **planerna för provtagningen** beror på de antaganden man gjort om föroreningen, dess källor och spridning. Det påverkar uppdelning i områden, provtagningsmönster, hur många prover som ska tas och var och hur de ska tas. Provtagningsplanen måste också ta upp var referensprover kan tas, kvaliteten på provtagningen, vilka analyser som ska göras samt beröra frågor runt provbehållare, lagring, transport, analys och dokumentation.

Ett problem vid planeringen av miljötekniska markundersökningar är ofta att avgöra var sediment och jordprover ska tas och var grundvattenrör ska placeras. Förutsättningarna belyses i den inledande orienterande fasen. Sannolikheten att proverna tas på rätt ställen kan ökas genom att utnyttja s.k. scanningmetoder. Man kan på detta sätt insamla ett stort antal mätdata på kort tid.

Det kan vara kostnadseffektivt att utföra ganska detaljerade avgränsande undersökningar inför perspektivet av en sanering för att minska kostnaderna för behandling eller omhändertagande av förorenade jord. På en allmän nivå gäller att undersökningar måste ge sådana svar att de ställningstaganden som görs är hållbara. Ett överskattat problem kan medföra betydande onödiga utgifter. Även ett underskattat problem kan å andra sidan ge väsentligt ökade kostnader om saneringen måste göras om.

Provtagning av förorenad jord, sediment, gas, vatten och av avfall kan medföra **risker** för de som tar och hanterar proven. Frånsett själva föroreningarna finns det allmänna risker (ras, buller, elektriska chocker osv). Personalen ska skyddas genom god planering och lämplig skyddsutrustning. För ämnen som de mänskliga sinnena har svårt att upptäcka (eller som är skadliga redan vid nivåer där man inte kan upptäcka dem) finns speciella mätinstrument.

Det måste finnas en plan för vad som ska göras om mätningar visar att det föreligger en hälsorisk eller om man misstänker att det gör det.

Utvärdering av undersökningsresultaten ligger till grund för beslut om området behöver efterbehandlas, om fortsatta undersökningar eller övervakning behövs eller om ytterligare åtgärder inte behöver vidtas.

Utvärderingen bör innehålla såväl en farlighetsanalys (inneboende farlighet hos ämnen som ingår) som en riskanalys (belysning av sannolikheten för att människor, djur eller växter drabbas).

En undersökning ska dokumenteras med en **rapport** som utgör en syntes av arbetet och som på ett tillgängligt och korrekt sätt presenterar syfte, utgångsläge, arbetssätt, metoder och utfört arbete, undersökningsresultat, en analys av problemets omfattning och utvärdering/riskbedömning. Rapporten ska även ge rekommendationer i form av förslag på kompletterande undersökningar, samt behov av övervakning eller efterbehandlingsåtgärder.

1 Inledning

Kraven på att undersöka och sanera förorenade områden och deponier ökar i takt med att tätorterna exploateras hårdare samt genom ökad miljömedvetenhet hos såväl myndigheter och industrier som allmänheten.

Förorenad mark är i sig en risk för t.ex. människor t.ex. lekande barn, för konstruktioner på grund av korrosion etc, för vegetation som inte tål föroreningar eller tar upp ämnen som anrikas vidare hos växter och djur.

En annan risk med förorenade markområden är att föroreningarna kan lakas ut och transporteras ner till grundvattnet och vidare till brunnar eller känsliga ytvattendrag. Den förorenade marken kan också ge upphov till gaser, t.ex. explosiva eller toxiska sådana, som under olyckliga omständigheter letar sig in i byggnader. Förorenade sediment kan komma att belasta sjöar och vattendrag med sådana föroreningar att möjligheterna för bl. a. fiske och vattentäkt begränsas.

Samhället måste ha beredskap och kunnande för att göra relevanta miljötekniska markundersökningar. Ett väsentligt syfte med dessa är att med avsedd säkerhet bestämma natur och omfattning av en föroreningssituation, dess källa eller källor, rörelsen hos föroreningen och eventuellt sekundära ämnen samt eventuella effekter av föroreningen på miljön. Normala geotekniska arbetsmetoder, fast med högre hygieniska krav, kan användas. I åskilliga fall är det dock ändamålsenligt att även tillämpa nya miljötekniska metoder.

I denna rapport tas frågor upp som såväl beställare som uppdragstagare av miljötekniska undersökningar bör beakta. Föroreningarnas förekomst och rörlighet i marken beskrivs i kapitel 2. Rapportens tyngdpunkt ligger i kapitel 3 om undersöknings- och provtagningsstrategi. Säkerhetsfrågor tas upp i kapitel 4, kapitel 5 och 6 omfattar utvärdering och rapportering av erhållna resultat.

Bilagorna i denna rapport omfattar en minneslista för beställare av miljötekniska markundersökningar, en exempellista över föroreningar vid verksamheter med typiska efterbehandlingsproblem samt vissa förkortningar och ett antal ord- och begreppsförklaringar. Se även bilagorna i SNV rapport 4031 del II med undertiteln Fältarbete.

I början av de flesta kapitlen finns en mycket kort inledande sammanfattning i vilken även anges en huvudreferens för att underlätta närmare studier.

2 Föroreningars förekomst och rörlighet i mark

Föroreningar i marken fördelar sig mellan jord, vatten och luft (gas). Beroende på den kemiska omgivningen kan denna fördelning förändras, ämnen fastläggas eller transporteras iväg. Spridningen av föroreningar beror på geokemiska och hydrogeologiska faktorer samt klimatet. Spridningen kan ske i vatten eller som egen fas, i gas eller som damm. Transport av föroreningar till grundvattnet kan orsaka långvariga problem.

Litteratur: Statens naturvårdsverk, 1991a: Föroreningstransport i mark och grundvatten. Naturvårdsverket informerar, Mark och grundvatten, mars 1991.

Mark och sediment kan ha förorenats på flera olika sätt. Utsläpp till luften via skorsten kan ha orsakat kraftigt lokalt nedfall av föroreningar. Avfall kan ha grävts ner, använts vid utfyllnadsarbeten eller helt enkelt bara tippats på marken. Vätskor kan ha läckt ut, sedimenterat, spillts eller dumpats på marken, i gropar eller i diken och vattendrag. Markföroreningar kan laka ut till ytvattnet eller tränga ner till grundvattnet och transporteras vidare med grundvattnet till brunnar eller känsliga ytvattenområden. Människor, djur och växter kan därigenom komma i direkt kontakt med föroreningen. Gasavgång från markföroreningar kan orsaka problem om gasen tränger in i hus, framför allt om hus med källare finns i närheten.

Förekomst och fördelning

Föroreningen fördelar sig mellan de olika faserna i marken: fast fas, vatten, luft (gas) och eventuellt en vätskefas icke-blandbar med vatten. Fördelningen mellan de olika faserna är avgörande för spridningsförloppet och för provtagningsstrategin. Ämnen med högt ångtryck och låg vattenlöslighet förekommer i huvudsak i gasfasen medan ämnen med lågt ångtryck och hög löslighet framför allt förekommer i vattenfasen. Ämnen med relativt lågt ångtryck och låg löslighet kan uppträda som egen fas. Föroreningar som framför allt förekommer i markens fasta fas är t.ex. tungmetallföreningar och högmolekylära opolära ämnen som PAH och PCB. Exempel på ämnen som i huvudsak befinner sig i vattenfasen är negativa joner som klorid och nitrat samt enkla organiska ämnen som t.ex. alkoholer, fettsyror och en del lösningsmedel. Vissa substanser, t.ex. oljor, kan förekomma som en egen fas i marken. Provtagningsstrategin måste anpassas efter hur ämnet fördelas mellan faserna. Det kan t.ex. vara obefogat att ta många prover i grundvattnet om föroreningen har mycket låg löslighet, speciellt om utsläppet skett nyligen eller om grundvattnet ligger djupt.

Även jordens sammansättning har stor betydelse för fördelningen mellan de olika faserna. I lera förekommer t.ex. en mycket större andel av tungmetalljonerna bundna till jordpartiklarna än vad fallet är i sand och grus. Generellt ökar fastläggningen till jorden med minskande kornstorlek. Även jordens mineralogiska uppbyggnad har betydelse. Så har t.ex. inslaget av järn- och manganoxider/hydroxider samt kalk en positiv inverkan på fastläggningen. Innehållet av organiskt material (humus) i marken ökar fastläggningen av både tungmetaller och organiska ämnen. Mycket tyder på att fastläggningen av organiska opolära ämnen, vilket innefattar de flesta organiska ämnena i miljösammanhang utom fenoler, är direkt proportionellt mot innehållet av organiskt material. Dragun (1988) presenterar flera ekvationer för att beräkna denna proportionalitet.

Den geokemiska miljön inverkar framför allt på fördelningen mellan jord och vätska. Lågt pH-värde innebär t.ex. att en större andel av metalljonerna övergår från den fasta fasen till vattnet. Redoxprocesser påverkar också rörligheten av metalljoner. Vid reducerande förhållanden är t.ex. många metalljoner bundna till sulfider medan oxiderande förhållanden innebär att rörligheten ökar. För arsenik och krom kan omvända förhållanden gälla. Ämnen som speciellt tydligt påverkas av redoxprocesser är t.ex. kvicksilver, järn och mangan. Lösligheten av organiska ämnen ökar dramatiskt om porvätskan utgörs av andra organiska ämnen. Det innebär t.ex. att PAH som adsorberats till jordmaterial kan frigöras och transporteras iväg om lösningsmedel eller petroleum läcker ut i jorden vid en olycka.

Rörlighet i mark

Föroreningsspridningens hastighet och utbredning beror av:

- Föroreningens sammansättning och egenskaper
- Områdets geologi/hydrologi
- Markens kemiska miljö

Transport av föroreningar kan ske i vatten, gas eller som damm. Av dessa är vanligtvis transporten i grundvattnet allvarligast ur miljösynpunkt. Ämnen i vätskeform eller utlakade föroreningar från jord eller avfall transporteras genom den omättade zonen ner till den mättade zonen (grundvattnet). Den omättade zonens mäktighet varierar beroende på jordart och topografi. I grova jordar och höjdlägen är den omättade zonen större än i finkorniga jordar och lågpunkter. Dessutom varierar mäktigheten med tiden beroende på grundvattnets naturliga variation. Det innebär t.ex. att grundvatten kan stiga upp och lösa ut föroreningar från den omättade zonen.

Omättad strömning i homogena jordar är vertikal. Om inhomogeniteter som lerskikt finns närvarande kan vattnet avlänkas i horisontell riktning. Strömningen är långsam och nedbrytningen av organiska ämnen och fastläggningen av ämnen kan vara god i den omättade zonen om vattenhalten är låg. Vattenprover kan tas i den omättade

zonen med speciell utrustning om vattenhalten inte är alltför låg. Ofta är det dock förenat med svårigheter att få något representativt vatten och att få det i tillräcklig mängd.

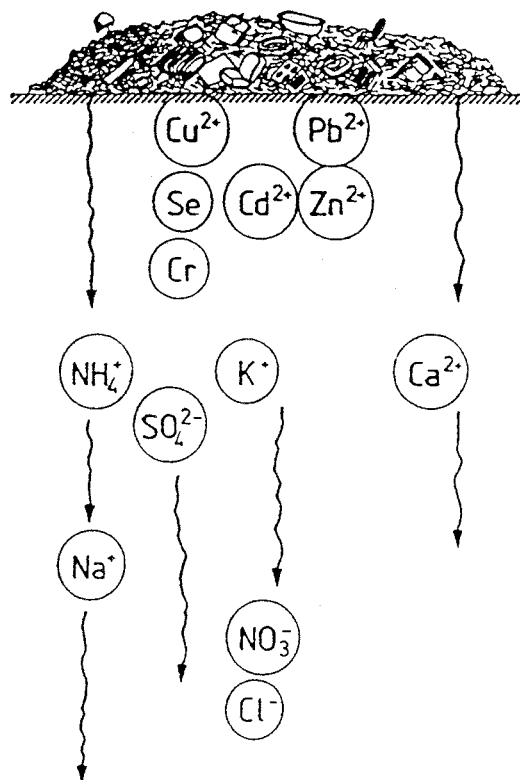
Om föroreningen är en icke-blandbar vätska, t.ex. tjock olja, fyller den upp porerna i den omättade zonen tills ett mättnadsvärde nåtts innan den rinner vidare. Om utsläppet är litet och den omättade zonen mäktig kan all olja absorberas ovanför grundvattenzonen. Den lösliga delen av oljan kommer efter hand att lösas upp i markvatten och transporteras vidare till grundvattnet.

När en förorening i vätskefas når grundvattenytan transporteras den vanligtvis vidare med grundvattenströmmen. Grundvattnets hastighet varierar från mindre än någon meter per år till flera hundra meter per dygn. Hastigheten är i första hand beroende av jordens partikelstorleksfördelning samt lutningen på grundvattenytan (gradienten). Lera är ett finkornigt och därmed tätt material men den lera som ligger närmast markytan (ca 1-3 m) är vanligen ombildad till en sprickig torrskorpelera med hög genomsläpplighet. Grundvattnet strömmar från högre till lägre potential, d.v.s. från högre till lägre nivå för ett öppet magasin med hydrostatiskt tryck. Hydrostatiskt tryck innebär att vattentrycket ökar linjärt med djupet. Beroende på topografi och geologi kan avvikelser från hydrostatiskt tryck vara stora. Inom dalområden där grus eller sand överlagras av lera är det t.ex. vanligt att vattenströmningen delvis är uppåtriktad.

Ur geohydrologisk synpunkt kan ett markavsnitt uppdelas i in- och utströmningsområden. I inströmningsområden sker en nybildning av grundvatten, d.v.s. vatten perkolerar ner från markytan och ner till grundvattenytan. Dessa områden finns vanligen i höjdlägen. I utströmningsområden är grundvattnets strömningsriktning riktad upp mot markytan. Här sker ingen grundvattenbildning. Dessa områden är oftast lågpunkter i terrängen, t.ex. sjöar. Läget för gränsen mellan in- och utströmningsområden kan variera under året och även mellan t.ex. ett torrår och ett nederbördsrikt år. I samband med miljötekniska undersökningar är det ofta lämpligt att dela in det aktuella terrängavsnittet i in- och utströmningsområden för att kartera områden där förorenat vatten tillförs grundvattnet och var det strömmar ut ur det grundvattenförande lagret. Indelningen i in- och utströmningsområden kan göras med hjälp av topografiska och geologiska kartor. Om indelningen önskas göras med större noggrannhet måste grundvattenrör installeras på olika nivåer i de grundvattenförande zonerna. Sådana zoner kan lokaliseras med hjälp av hydrogeologiska kartor från SGU (I kartblad 1993/94 kallde grundvattenkartor) Sådana finns publicerade över flertalet län i de södra landsdelarna.

Föroreningar i grundvattnet transporteras i huvudsak i grundvattenströmmens riktning. Det innebär att ett primärt mål med undersökningarna blir att bestämma grundvattnets hastighet och riktning. Föroreningar lösliga i vatten kommer att transporteras med samma eller lägre hastighet än grundvattnet. Negativa joner som t.ex. nitrat transporteras med ungefär samma hastighet som vattnet medan positiva joner och organiska ämnen rör sig långsammare beroende på adsorption och andra kemiska processer i marken (figur 2.1). *De kemiska processerna* innebär framförallt att föroreningarnas spridning fördröjs, inte att de försvinner ur mark-vatten-systemet

men kan också innebära omvandling och nedbrytning. En process som bidrar till att ursprungshalten minskar i systemet är biologisk nedbrytning. *Den biologiska nedbrytningen* innebär att organiska ämnen omvandlas till allt enklare produkter för att till slut helt omvandlas till koldioxid och vatten. Vid nedbrytningen kan det bildas nedbrytningsprodukter som är mer toxiska än ursprungsprodukten. Exempel på det är trikloretylen som vid nedbrytningen ger upphov till sex stycken flyktiga klorerade kolväten bl.a. den ännu mer toxiska vinylkloriden.



Figur 2.1 Den relativa mobiliteten hos enskilda kemiska joner (SNV 1991a)

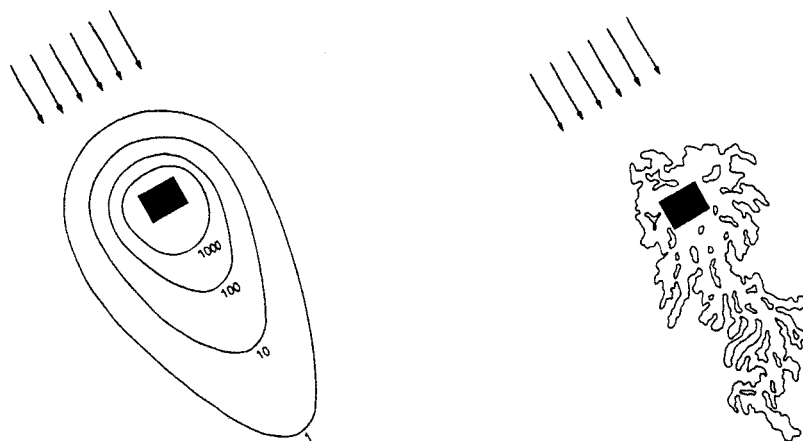
Det förorenade vattnets rörelse runt mineralkornen gör att föroreningen sprider sig såväl i rörelseriktningen som åt sidorna och blandar sig med omgivande vatten. Denna spridning kallas dispersion och är störst i grundvattenflödets riktning. Dispersionens storlek beror av jordmaterialet och är proportionell mot vattnets hastighet. Dispersionen innebär att det förorenade vattnet späds ut och föroreningskoncentrationen minskar. Å andra sidan sprids föroreningarna ut över ett större område. Diffusionen (koncentrationsutjämning) i vatten är i normalfallet väsentligt mindre än dispersionen. I lera är dock diffusionen viktig för spridningen.

Sammanfattningsvis bör om möjligt följande utvärderas i samband med förorenings-spridning i grundvatten:

- In- och utsströmningsområden
- Strömningsriktning
- Vattenhastighet
- Grundvattenflöde
- Utspädning
- Markgeologi
- Kemiska-fysikaliska processer
- Adsorption/desorption
- Utfällning/upplösning
- Oxidation/reduktion
- Biologisk nedbrytning (aerob/anaerob, nedbrytningsprodukter)

Spridningsmönster och föroreningstyp

Den klassiska bilden av föroreningstransport i mark och grundvatten utgörs av en jämn spridning med vattnets rörelser, en s.k. föroreningsplym, vilket innebär att föroreningskoncentrationerna fördelas jämnt (se figur 2.2a). I verkligheten tenderar vattnet dock att strömma längs de mest lättframkomliga vägarna, vilket ger en geometriskt oregelbunden spridningsbild (se figur 2.2b). Hur denna exakt ser ut beror i stor utsträckning på materialet i marken, t.ex. om det är grus, morän eller urberg. Det faktum att heterogena förhållanden i allmänhet råder, gör att det kan vara svårt att karakterisera en föroreningssituation och förutsäga föroreningens spridning.



Figur 2.2

- a Traditionell bild av föroreningstransport som visar jämt fördelade föroreningshalter. Källan är en rektangulär läckande tank.
- b Tänkbar bild av verklig spridning av förorenat vatten i marken. (SNV 1991a)

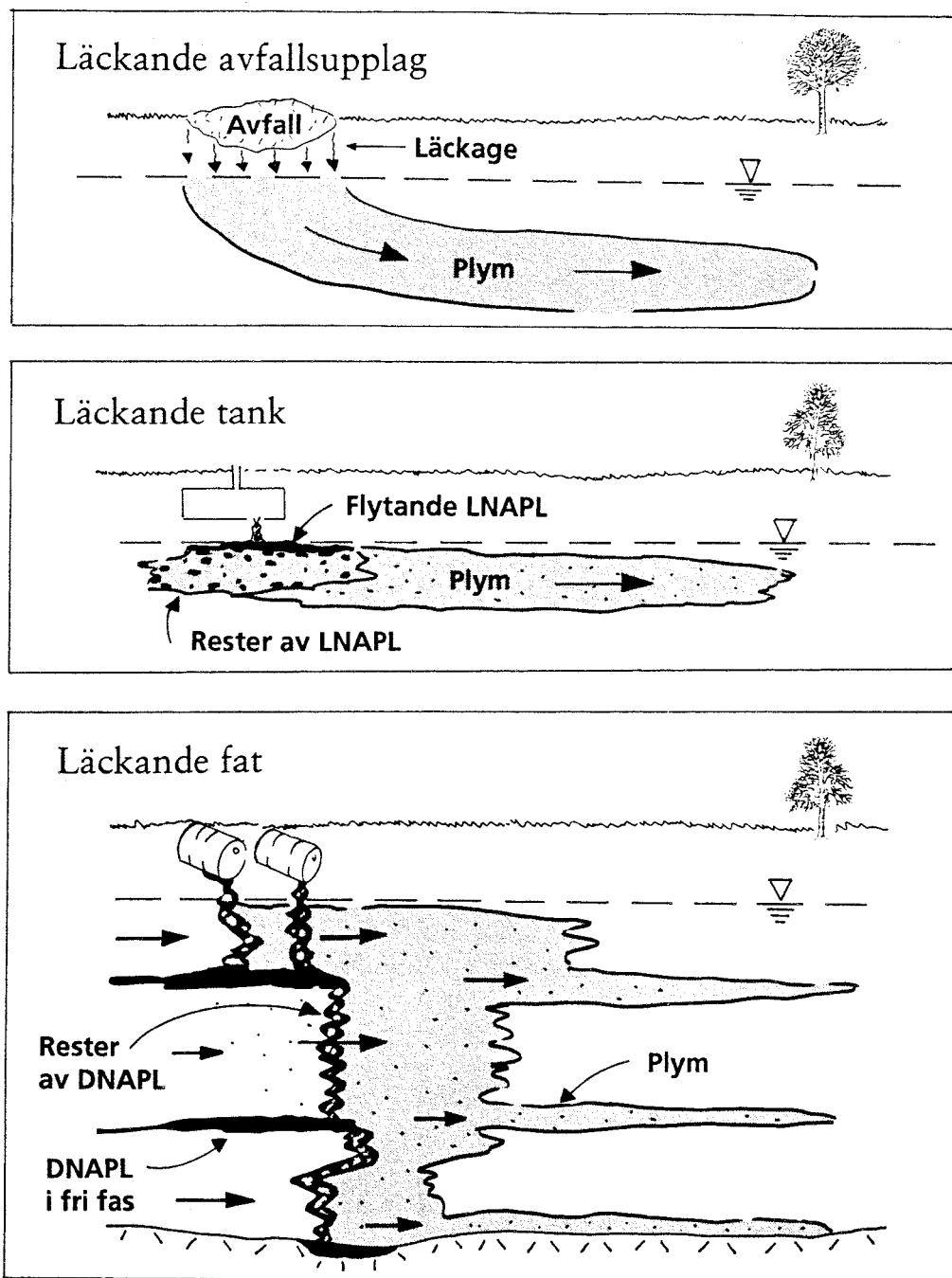
Om föroreningen består av en med vatten icke blandbar eller föga blandbar substans, som olja eller organiska lösningsmedel, rör sig denna självständigt i förhållande till vattnet. Här kan vi skilja på två typer av vätskor som brukar betecknas LNAPL eller på svenska förslagsvis "flytare", och DNAPL eller "sjunkare". LNAPL står för "light non-aqueous phase liquids" och DNAPL för "dense non-aqueous phase liquids". Flytare har en densitet som är lägre än vattnets och kommer därför att flyta ovanpå grundvattenytan, medan sjunkare har en densitet som är högre än vattnets och kommer därför att sjunka igenom grundvattenmagasinet tills dess att ett tätt lager, som tät lera eller tätt berg, påträffas. Sjunkare kan transporteras vidare och djupare i bergets sprickor och krosszoner. Trots att vätskorna benämns "icke-lösliga" går en del komponenter i lösning i vattnet. Även mycket låga koncentrationer av oljor och lösningsmedel kan vara toxiska eller ge lukt och smak åt vattnet.

Utbredningen av förorening och särskilt föroreningar i grundvatten kan, beroende på typ av källa, uppvisa stora variationer. Figur 2.3 illustrerar tre olika typfall. I det enklaste (a) bildas plymen då läckande föroreningar från den omättade zonen når grundvattnet. I det andra fallet (b) är källan en flytare, LNAPL, som orsakar en plym av upplösta eller dispergerade föroreningar i vattenfasen. Källan förändrar också form och kan utbreda sig i olika riktningar genom tyngdkraften. Det fall som är svårast att hantera (c) är när källan, eller ej sällan källorna, är belägna under grundvattenytan och långsamt frigör föroreningar och en oregelbunden plym uppkommer. I DNAPL-fallen rör det sig ofta om djup och omfattande förorening, vilket förvärras av att denna ämnesgrupp omfattar relativt sett mer persistenta ämnen än de två ovan berörda. För vissa objekt av komplex natur kan de olika ovan beskrivna spridningstyperna behöva kombineras för att beskriva situationen.

Undersökningsmetodikerna i samband med dessa tre typer, helt blandbara ämnen, flytare respektive sjunkare skiljer sig åt. Vid placering av grundvattenrör ska filtret (vattenintaget) placeras så att det täcker in grundvattenytan i samband med flytare och placeras strax ovan akviferens botten, eller ovan täta lager när det gäller sjunkare. I samband med vattenlösliga föroreningar placeras filtret så att det täcker hela eller delar av akviferens mäktighet. Här beror placeringen på grundvattnets horisontella och vertikala strömning och markens genomsläpplighet. På grund av vertikala skillnader i grundvattenkvaliteten är det sällan rationellt att låta filtret täcka in hela grundvattenzonen eftersom det då inte går att upptäcka avgränsade högkontaminerade lager.

Ämnen med högt ångtryck kallas lättflyktiga ämnen. Exempel på det är eten, bensen, xylen och trikloretylen. Dessa sprids på grund av diffusion i gasfasen, d.v.s. från högre koncentration till lägre. Vanligen transporteras de uppåt mot markytan. Skikt med grova jordmaterial som grus och sand kan avlänka gasflödet så att det rör sig horisontellt. Gasflödet ökar om avståndet mellan föroreningskällan och markytan är litet, om jorden är grov och torr samt om marktemperaturen är hög. Lättflyktiga ämnen kan detekteras med hjälp av porluftprovtagning i jorden. Det gäller speciellt om ämnens vattenlöslighet är låg. Om byggnader finns i närheten kan det också bli aktuellt med gasprovtagning inomhus.

Spridning med damm kan vara aktuellt för alla föroreningar som föreligger i fast form eller är bundna till partiklar.



Figur 2.3 Tre olika typer av grundvattenförorening med exempel på ursprunglig källa. (Efter Mackay et al 1993)

- plymen bildas då läckande föroreningar från den omättade zonen når grundvattnet.*
- plymen växer efter hand fram från den relativt sett i stort stationära källan av LNAPL (flytare) belägen vid grundvattnets överyta.*
- en oregelbunden plym utvecklas successivt från en kaskad av uppkomna DNAPL-källor (sjunkare) belägna på olika djup i grundvattnet.*

3 Strategi

En undersökning innehåller flera faser som bygger på varandra. I den orienterande fasen ställs hypoteser upp angående vilka föroreningar som kan förekomma samt deras tänkbara utbredning. I den översiktliga undersökningen verifieras eller förkastas de uppställda hypoteserna. I den detaljerade undersökningen avgränsas föroreningen i plan och djup. Olika provtagningsmönster presenteras. Hjälpmedel som scanningmetoder och modeller för spridningsförlopp tas upp. Utgångspunkter ges för provtagning av jord, grundvatten och sediment.

Litteratur: Hortensius, D., Bosman, R., Harmsen, J. och Wever, D. 1990: Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands. Från Contaminated Soil '90, Ed. Arendt F, Hinsenveld M och van den Brink W J.

Fältundersökningar av potentiellt förorenade markområden tar sikte på att klarlägga föroreningssituationen. De svar som behövs är:

- vilka är föroreningarna
- i vilka halter förekommer de
- hur ser föroreningsutbredningen ut, horisontellt och vertikalt, volymer förorenad jord eller grundvatten
- hur stora är föroreningsmängderna
- hur ser den pågående och framtida föroreningstransporten ut.

Undersökningarna kan förutom mark, vatten och sediment även behöva omfatta avgång till luft eftersom vissa föroreningar förångas. Dessutom skall förhållandena i de byggnader som berörs undersökas.

En strategi för undersökningarna bör utformas med målet att optimera insatsen. Vilket underlag behövs för att göra tillräckligt säkra bedömningar av den aktuella situationen och hur kan detta underlag tas fram på mest kostnadseffektiva sätt?

Utredningsfaser

Innan en undersökning sätts igång är det viktigt att lägga upp en undersökningsstrategi. Det är viktigt att klargöra för sig själv och övriga intressenter, beställare, miljömyndigheter m.fl., vilka faser en undersökning består av, vilka mål de olika faserna har och tidsplanen ser ut.

En miljöteknisk utredning kan bestå av följande moment:

- 1 Orienterande fas
 - 2 Undersökningsfas
 - 2a *Översiktlig undersökning*
 - 2b *Detaljerad undersökning*
 - 2c *Åtgärdsundersökning** 1
 - 3 Åtgärdsfas*
 - 4 Kontrollverksamhet
-

* Denna vägledning behandlar inte närmare fas 2c och 3. Utformningen av dessa faser kan variera avsevärt till innehåll och omfattning. Åtgärdsundersökningar avser bl.a. att ge ett underlag för val av åtgärder och kan innebära vissa andra typer av undersökningar än de i denna vägledning beskrivna, t.ex. praktiska behandlingsförsök i delskala.

De olika faserna innebär en stegvis uppbyggnad av kunskaperna. Efter varje fas eller delfas görs därför en utvärdering för att avgöra om nästa fas ska igångsättas (och hur den i så fall bör läggas upp) eller om undersökningen ska avslutas. Riskvärdering behandlas dock endast mycket översiktligt i denna vägledning eftersom Naturvårdsverket förbereder en separat publikation om detta.

Syftet med den *orienterande fasen* är att avgöra om det är sannolikt att ett område är förorenat genom att insamla alla data som finns om området såsom industrihistoria, omgivningsförhållanden och berörda intressen samt att besöka området. Den *översiktliga undersökningen* har till syfte att avgöra om det finns föroreningar inom området eller inte. Syfte med *den detaljerade undersökningen* är dels att lokalisera och identifiera föroreningskällor inom området, dels att närmare belysa föroreningsutbredningen och avgränsa den i plan och djup. Om åtgärder ska vidtas kan en *åtgärdsundersökning* vara nödvändig för att dimensionera åtgärderna bl.a. med hänsyn till miljö och geotekniska förhållanden. Syftet med *åtgärdsfasen* är att genomföra åtgärder så att uppställda saneringsmål klaras. *Kontrollverksamheten* genomförs för att kontrollera åtgärdsfasens effektivitet (eller kontrollera ett område som inte sanerats).

Generellt bör varje fas innehålla följande moment:

- 1 Definiera problemställningen
 - 2 Uppställ mål med undersökningen
 - 3 Informera berörda
 - 4 Fastställ former och omfattning på rapportering
 - 5 Säkerställ kvalitet
 - 6 Utarbeta en undersökningsplan
 - 7 Genomför undersökningen
 - 8 Samla och presentera data
 - 9 Utvärdera data
 - 10 Utveckla slutsatser
 - 11 Ange behov och inriktning av fortsatta undersökningar.
-

Kvalitetssäkring

I alla faser ska åtgärder vidtas för att säkra att undersökningens kvalitetsmål nås.

Beställaren av miljötekniska undersökningar bör förvissa sig om att den som utför arbetet tillämpar ett kvalitetssystem med kvalitetssäkrade rutiner, utnyttjar laboratorier som är ackrediterade för de aktuella ämnena samt utför undersökningar, provtagningar och analyser efter tillgänglig standard och praxis. Vid allvarliga föroreningar bör man gemensamt gå igenom en plan för hur kvalitetssäkringen ska dokumenteras i planerat arbete. Vid smärre föroreningar kan det räcka med enklare kontrollistor som signeras efterhand.

Standard för olika kvalitetssystem finns i SS-ISO 9001, 9002 och 9003. Naturvårdsverkets allmänna råd om kvalitetssäkrad miljökontroll bör beaktas (SNV 1992a).

Information

Utformning och omfattning av informationen är också en del av den totala strategin. Det är viktigt att informera alla berörda, t.ex. närboende, om att miljötekniska undersökningar ska göras och vilken roll dessa har i ett större sammanhang. Även ägare till ledningar (el, tele, vatten och avlopp, gas etc) ska underrättas så att dessa får möjlighet att markera ledningssträckor på markytan och godkänna valda undersökningspunkter.

Orienterande fas

Innan några fältundersökningar görs ska förutsättningarna klarläggas i den orienterande fasen.

Den orienterande fasen kan karakteriseras som "arkivborrning", d.v.s. existerande data och lättåtkomliga uppgifter om nuvarande och tidigare förhållanden samlas in och värderas.

Följande moment bör beaktas:

-
- Ägarförhållanden, nuvarande och tidigare
 - Verksamheter på platsen
 - Nuvarande och planerad markanvändning
 - Kemikaliehantering, processbeskrivning och användning av kemikalier inom området
 - Faktablad kemikalier
 - Uppgifter om läckage och olyckstillbud
 - Deponier och utfyllnader med upplysning om innehåll
 - Plan- och byggritningar från olika byggskedan
 - Koncessioner och övriga myndighetsbeslut
 - Geotekniska undersökningar (hos berörda företag, kommuner, konsulter m.m)
 - Kartor (ekonomiska, topografiska, geologiska, sjökort)
 - Flygfoton och övriga foton
 - Meteorologiska och hydrologiska förhållanden
 - Intervju av anställda, f.d. anställda, närboende, kommunens räddningstjänst, personal från miljö- och hälsoskydd m.fl.
 - Besök på platsen
 - Uppgifter från myndigheter, företag, branschinstitut, massmedia etc
 - Berörda intressen - mark, vattentäkter, recipient och naturvård
-

Platsbesöket är viktigt för att kunna planera fältundersökningarna. Vid platsbesöket bör man lägga märke till påverkad jord (färg eller lukt), vegetation, sättningar som kan indikera avfallsfyllningar, upplagda jordhögar, hårdgjorda ytor, diken, byggnader, lastnings- och avlastningsområden, lagringsplatser, tankar och ledningar m.m.

Geologisk och hydrologisk information som kan inhämtas vid platsbesöket är t ex om det finns berg i dagen, uppgifter om topografin och markfuktighet, recipienter m.m. Kartor som ger användbar geologisk information är topografiska kartan (utges av Lantmäteriverket), jordartskartan, berggrundskartan och hydrogeologiska kartan (den senare finns endast för några kommuner). De tre sistnämnda kartorna utges av

SGU. Det bör observeras att jordartskartan endast anger vilken jordart som förekommer på en halv meters djup. Från SGU:s brunnarsarkiv kan information fås om bl.a. läge och kapacitet för närbelägna brunnar och vissa uppgifter om grundvattenkemin. Uppgifter om vattenkvaliteten i närbelägna brunnar bör också efterfrågas hos markägare eller kommun.

All information om platsen ställs samman och en översiktlig bild av området formuleras. Det innebär att antaganden om föroreningstyp, utbredning, jordlagerföljd och grundvattenströmning görs. Även antagna spridningsvägar och exponeringsrisker bör anges. Utbytet av den orienterande fasen kan naturligtvis vara väldigt skiftande. Om föroreningarna är gamla eller kartunderlaget bristfälligt kan utbytet bli knapphändigt.

Ett syfte med den orienterande fasen är att ställa upp hypoteser angående vilken/vilka föroreningar som kan vara aktuella att leta efter samt att försöka placera in området i någon av nedanstående klasser (Hortensius et al, 1990):

-
- 1 Ingen förorening förväntas
 - 2 Homogen förorening förväntas (diffus förorening)
 - 3 En eller flera punktkällor med känd placering förväntas
 - 4 En eller flera punktkällor med okänd placering förväntas.
-

Om den orienterande fasen visar att inga miljöfarliga ämnen och kemikalier hanterats inom området kan hypotesen "ingen förorening förväntas" ställas upp. Om det visar sig att pesticider spridits över området eller att stoft från en närbelägen skorsten fallit över området kan en diffus förorening förväntas, d.v.s. hypotes 2. Har det exempelvis bedrivits industriverksamhet på området kan en eller flera punktkällor förväntas, d.v.s. hypotes 3 eller 4.

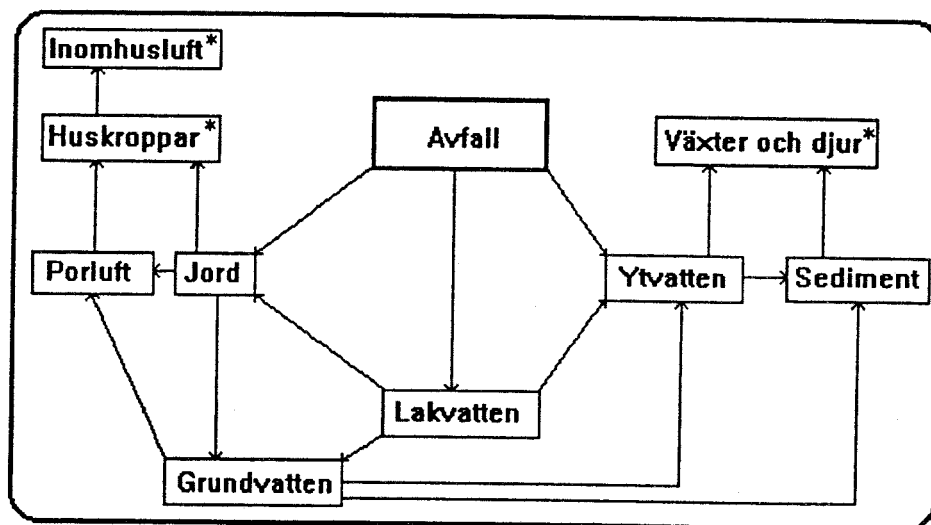
Det bör observeras att ett och samma undersökningsområde kan bestå av flera delområden som klassas olika. Ett område som innehåller ett avfallsupplag, några oljecisterner och i övrigt förhållandevis "naturlig" mark ska uppdelas i flera delområden med olika hypoteser. En undersökning läggs upp så att alla relevanta hypoteser testas för alla delområdena.

Arbetsätten ovan är tillämpliga även för sediment. Här kan t.ex. punktkällor vara avloppsledningar eller klart definierade dumpningsområden medan diffusa utsläpp kan orsakas av pesticidanvändning på land, deposition av luftburna föroreningar eller utsläpp från förorenade markområden. I den orienterande fasen ska topografiska kartor och eventuella sjökort studeras. Kända eller troliga källor ska markeras. En grov indelning av erosions- transport- och ackumulationsbottnar bör göras (SNV, 1986).

Undersökningsfasen

När den orienterande fasen slutförts och en (eller flera) hypoteser uppställts vidtar undersökningsfasen. Det är först under denna som man ger sig ut i fält för att ta prover. Det är mycket viktigt vid planerandet av undersökningsfasen att den orienterande fasen genomförts på ett professionellt sätt. Ju mer information som kommit fram under den orienterande fasen desto effektivare (och billigare) blir undersökningsfasen. Undersökningsfasen uppdelas normalt i en översiktlig- och en detaljerad undersökning. Utplaceringen av provpunkter och genomförandet av provtagning beskrivs relativt utförligt i avsnitten provtagningsplan, provtagningsmönster och provtagning. I förekommande fall genomförs även ytterligare undersökningar i samband med projekteringen av åtgärder, här kallat åtgärdsundersökning. Exempel på en miljöteknisk markundersökning med kostnadsbild återfinns i del II Fältarbete (Rapport 4311, bilaga E).

Föroreningar kan spridas på olika vägar, vilket illustreras i figur 3.1. Vanligtvis är endast några av de i figuren angivna media/substanserna aktuella att undersöka.



*/ Behandlas inte i denna vägledning

Figur 3.1 Föroreningutbredning i media/substanser. Utöver vads som visas i figuren kan t.ex. avgång ske till luft.

Parallellt med karakterisering av föroreningarna utbyggs kunskaperna beträffande bl.a. de plats specifika geologiska och hydrologiska förhållandena, vilka är väsentliga för föroreningstransporten i mark - jordlagerföljd, permeabilitet, bergytans läge, grundvattnets nivå etc. Särskild uppmärksamhet ägnas åt att kartlägga tillskapade anordningar som utfyllnader, rörgravar, rör, ledningar och andra undermarksanläggningar.

Översiktlig undersökning

Syftet är att skapa en överblick över områdets föroreningsförhållanden för att därmed kunna bekräfta eller förkasta den uppställda hypotesen. Vid den översiktliga undersökningen tas vanligtvis färre prover än vid den detaljerade undersökningen. Om det råder osäkerhet om vilka ämnen som kan finnas i jorden, grundvattnet eller sedimenten skall ett brett spektrum av analyser genomföras för att täcka in alla intressanta ämnen eller ämnesgrupper.

Detaljerad undersökning

Om någon av hypoteserna 2-4 kan beläggas vidtar den detaljerade undersökningen, vars syfte är att avgränsa och karakterisera det förorenade området och kartlägga möjliga spridningsvägar.

I jämförelse med den översiktliga undersökningen tas under denna fas fler prov som undersöks på färre kemiska parametrar (de parametrar som återfanns i den översiktliga undersökningen). Avgränsningsarbetet innebär i praktiken ofta att man utgår från att jordprov med halter överstigande ett bestämt värde bedöms som förorenade i förhållande till den lokala omgivningen. Motsvarande gäller för grundvatten och sediment.

Inför planeringen av den detaljerade undersökningen bör behov och omfattning av statistisk bearbetning av erhållna data övervägas, se avsnitt 5.2 Variation och statistisk bearbetning.

Materialet från undersökningsfasen sammanställs och utvärderas. Statistisk bearbetning av datamaterial kan vara ett hjälpmedel. På basis av det utvärderade underlaget görs en riskbedömning och beslut tas om eventuella åtgärder, övervakning eller åtgärdsundersökningar.

Provtagningsplan

Beroende på vilken hypotes som uppställts utformas undersökningen på olika sätt. Om föroreningen är homogent spridd över området behöver t.ex. färre prov tas än om man antar att föroreningen är koncentrerad till källor med okänd placering. I utarbetandet av en provtagningsplan måste bl.a. följande aspekter beröras:

- uppdelning av området i delområden
- vilket *provtagningsmönster* som ska användas bl a i relation till statistisk bearbetning av data och behov av modeller för spridningsförlopp
- omfattning av och användning av *scanningmetoder*
- hur många prov som ska tas
- hur många prov som ska analyseras och om samlingsprov ska användas eller inte
- vid vilka djup proverna ska tas
- var referensprov kan tas som representerar bakgrundshalter

- vilka analyser som ska göras
- kvalitetssäkring av provtagning, paketering, dokumentation, lagring, transport, analys

Provtagningsmönster

En hårt föroreningsbelastad mark- eller sedimentvolym kallas i engelskt språkbruk ofta "hot spot" och avser närmast förorening direkt associerad till jord. En "hot spot" kan alltså vara i kontakt med källan eller hunnit avlägsna sig från denna.

En föroreningsbelastad vattenvolym innehåller upplöst eller på små partiklar bunden förorening och brukar beskrivas med ord som *plym* eller *föroreningsfana*.

Karakteristiska parametrar då det gäller att belägga sådana "hot spots" är deras storlek och form. Provtagningsmönstrets utformning blir därvid av stor betydelse.

Förhållandena vid en förorenad grundvattenvolym är av mer tydligt dynamisk natur och karakteristiska element blir därför huvudsakligen färdriktning, hastighet och utbredning. Placeringen av provtagningspunkterna behöver därför anpassas till spridningsmönstret. Det kan finnas anledning att göra sig en bild av hur spridningen sker, till en början huvudsakligen på kartmaterial och efter hand med allt fler värden från prover tagna i fält. Se vidare nedan under avsnittet *Modeller för spridningsförlopp*.

Det förekommer en flora av mönster efter vilka provtagning sker. Det är viktigt att välja ett mönster som passar för aktuellt ändamål. Mönstret väljs också med hänsyn till den vid tillfället samlade informationen.

Text och figurer nedan behandlar i stort sett endast förhållandena i plan, men det är viktigt att notera att även djupdimensionen måste beaktas.

Allmänt bör möjligheterna till statistisk bearbetning av data övervägas. Sådan bearbetning av data erhållna från provtagningen kan utgöra ett värdefullt hjälpmedel.

Principerna för detta belyses i kapitlet om utvärdering av undersökningsresultat i avsnitt 5.2 *Variation och statistisk bearbetning*.

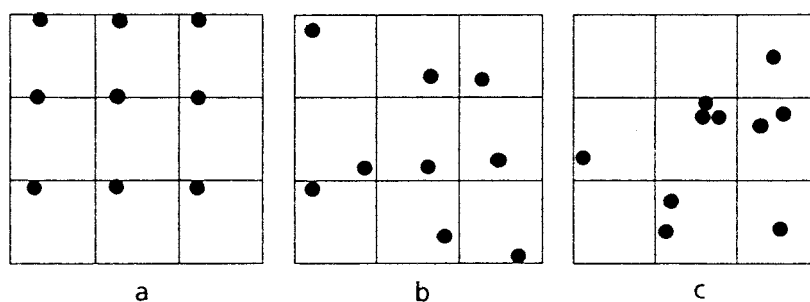
För- och nackdelar med olika provtagningsmönster beskrivs nedan:

- *Riktad provtagning* innebär att man särskilt tar fasta på industrihistoriska uppgifter som framkommit vid den orienterande undersökningen. Metoden kan vara lämpad i ett inledande skede bl.a. för att belägga förekomst av förorening. Metoden har en påtaglig nackdel - den medger ej statistisk bearbetning av data.
- *Systematisk provtagning* är ett rationellt sätt att arbeta på. Den utförs vanligen i ett rektangulärt rutnät. Triangulärt nät är särskilt lämpat för att fånga in hot spots av begränsad storlek. Det finns tabeller där man kan förutbestämma sannolikheten för att med sådan systematisk provtagning fånga in objekt av angiven minsta storlek. Ytterligare ett alternativ är att utnyttja ett dubbelt rektangulärt mönster, där hälften av

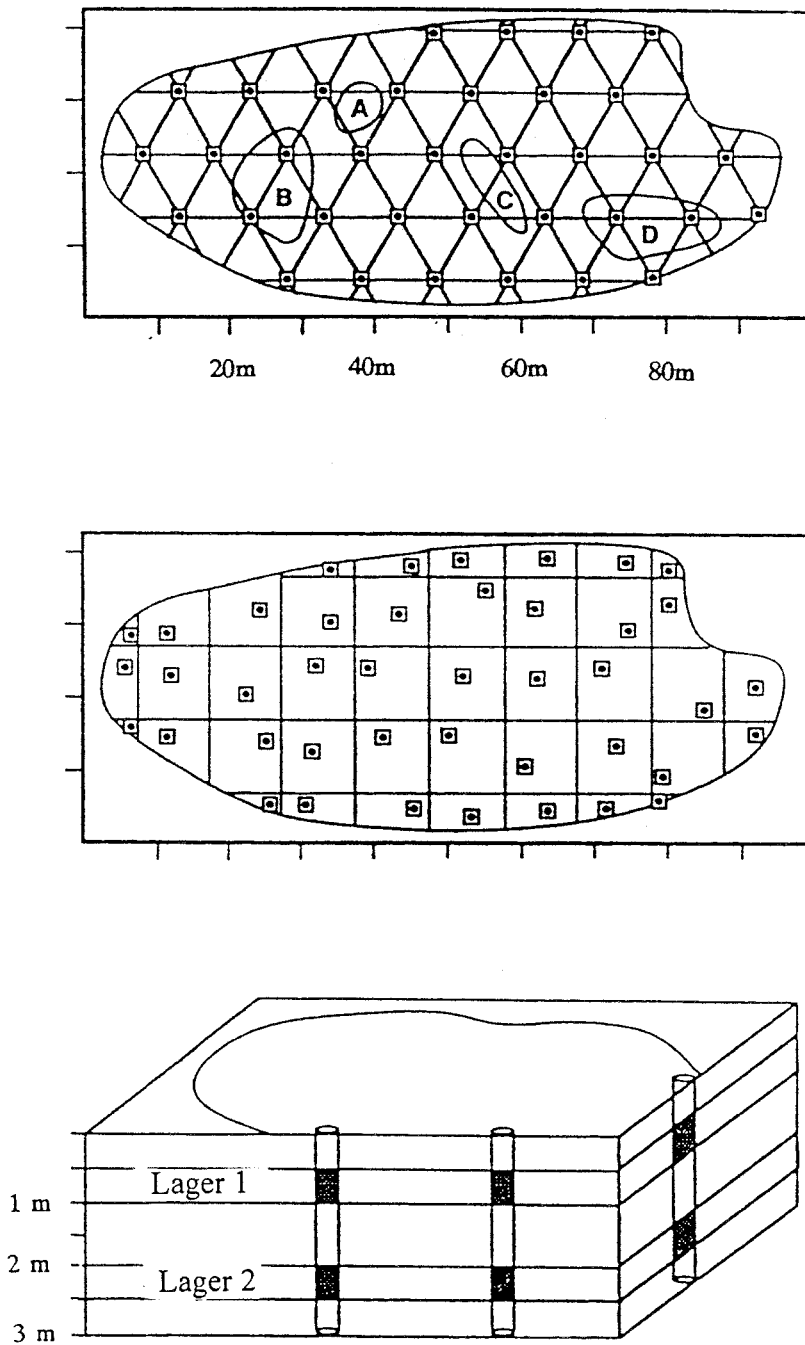
punkterna är förskjutna i förhållande till de övriga, s.k. Herringbone sample design (fiskbensmönster). (Ferguson 1992).

Fördelen med systematisk provtagning är att hela området täcks in och att det är lätt att lokalisera sina provtagningspunkter. En annan fördel är att interpolering mellan olika punkter underlättas. Systematisk provtagning kan dock leda till systemfel på grund av val av utgångspunkt för koordinatsystem eller avstånd mellan koordinatlinjerna.

- *Slumpmässig provtagning* är idealisk från statistisk synpunkt, men kan innebära att vissa delområden inte undersöks.
- *Systematisk slumpmässig provtagning* är en variant som eliminerar många av nackdelarna med rent systematisk eller slumpmässig provtagning och innebär att en provpunkt placeras i varje enhetsyta, men med slumpmässig placering.



Figur 3.2 Tre grundtyper för provtagningsmönster
 a) reguljärt, rektangulärt mönster
 b) systematiskt slumpmässigt
 c) slumpmässigt
 (Fergusson, 1992)



Figur 3.3 Provtagningsmönster
 a) Systematisk provtagning, triangulärt nät
 b) Systematisk slumpmässig provtagning
 c) Stratifierad slumpmässig provtagning
 (USEPA, 1991)

beteckningar:



gräns för provtagning



vald provtagningspunkt



hot spot

- Stratifierad provtagning innebär att området delas upp i flera mindre delområden som provtas slumpmässigt eller systematiskt. Stratifierad slumpmässig provtagning kan t.ex. utformas för att ta hänsyn till djupdimensionen.

En något udda metod är snittmetoden som innebär att provtagningen koncentreras utmed några linjer genom området. Detta sätt medger ej någon statistisk bearbetning.

Det finns ytterligare angreppssätt som att variera provtätheten efter den bedömda sannolikheten för att området kan vara påverkat - variable density sampling. Den kan ses som en form av stratifierad provtagning.

I speciella fall kan man lägga upp provtagningsprogrammet med särskild hänsyn till markanvändningen. Denna form av undersökning bör utnyttjas endast i undantagsfall, eftersom stora delar av föroreningen inte blir känd. Däremot ska *alltid* prov tas från områden där bebyggelse planeras i kombination med någon av de ovan nämnda provtagningsmönstren.

Tabell 3.1 Provtagningsmönster - bedömningar i förhållande till syftet med provtagningen (USEPA 1991)

Syfte	Typ av provtagningsmönster						
	Riktad	Slumpmässig	Stratifierad	Syst. rutnät	Syst. slumpmässig	Syst. triang. nät	Snitt
Fastställa att problem föreligger	1	4	3	2a	3	3	2
Identifiera källor	1	4	2	2a	3	2	3
Avgränsa utbredning av föroreningar	4	3	3	1b	1	1	1
Utvärd. av behandlings- och deponeringskostn	3	3	1	2	2	4	2
Bekräfta utförd sanering	4	1c	3	1b	1	1	1d

- 1 - Lämpligt tillvägagångssätt
 2 - Acceptabelt tillvägagångssätt
 3 - Måttligt acceptabelt tillvägagångssätt
 4 - Minst acceptabelt tillvägagångssätt

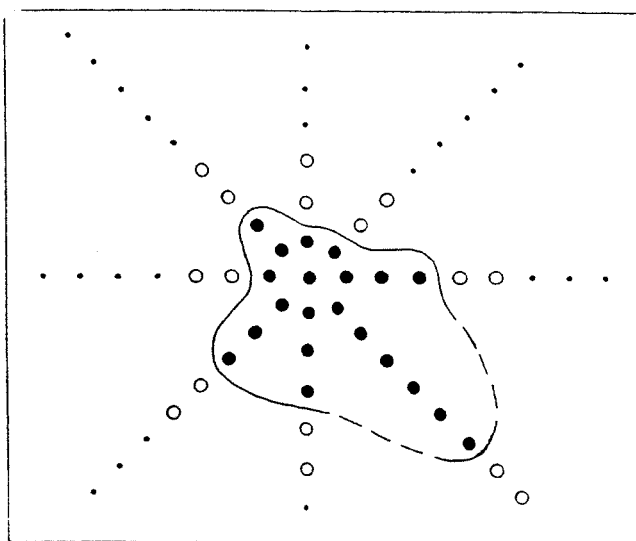
- a - Förutsätts användas i kombination med kemiska fältanalyser
 b - Lämpligt endast då kända trender föreligger
 c - Medger statistiskt stöd för att bekräfta saneringsresultat förutsatt prov tagits över hela området
 d - Kan fungera med hjälp av särskilda blandningsförfaranden för prover och antagandet att området inte är förorenat.

Med dagens erfarenheter är det svårt att uttala sig om storleken på maskorna i provtagningsmönstret eller om hur många prov som bör tas för att med säkerhet kunna bekräfta eller förkasta en uppställd hypotes. En enkel åtgärd kan vara att vid behov i nästa steg förtäta provtagningsmönstret i en eller två riktningar. Antal prov som bör tas beror på vilken spridning provresultaten uppvisar. Är spridningen stor måste flera prov tas medan färre prov tas om föroreningen är homogent fördelad inom området. Redan för ett måttligt komplicerat område bör dock en översiktlig undersökning innehålla åtminstone 5 punkter för jordprovtagning och en punkt för grundvattenprovtagning i varje grundvattenmagasin.

Vid den detaljerade undersökningen tas prover företrädesvis på ett systematiskt sätt för att avgränsa det förorenade området. Om en punktkälla påträffats kan provtagningen utgå från denna i olika riktningar enligt t.ex. figur 3.4.

Om en punktkällas placering är okänd och om arean är mindre än 10% av totala undersökningsarean är möjligheterna mycket små att kunna hitta den med provtagning, Bosman och Harmsen (1992). Översiktliga undersökningar även kallade scanning-metoder som geofysik eller porluftsmätning måste då prövas, se nedan och i del II Fältarbete (Rapport 4311, kapitel 1). Ett annat angreppssätt kan i sådana fall vara att undersöka de områden som anses mest känsliga, exempelvis områden där daghem eller lekplatser ska byggas.

Beträffande antal prov och analyser kan det allmänt vara ändamålsenligt att, när man ändå är på plats, ta många prov och mycket material, men analysera i omgångar för att hålla kostnaderna nere.



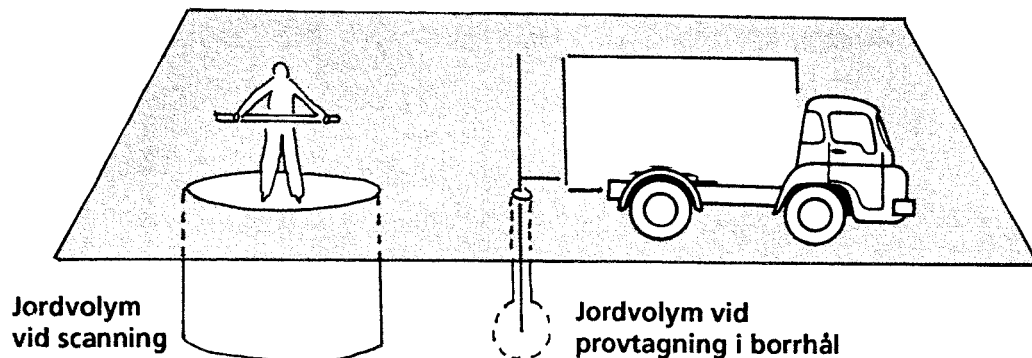
Figur 3.4 Exempel på provtagningsmönster för att avgränsa en punktkälla. Fyllda ringar innebär att jorden är förorenad medan ofyllda innebär att jorden är ren. I detta exempel måste två punkter efter varandra vara rena innan provtagningen avslutas. Området utanför avgränsningen kan då anses vara rent. Avståndet mellan punkterna kan variera (ca 5 - 20 m). Detta är en tillämpning av snittmetoden, vars begränsningar tidigare berörts.

Scanningmetoder

Ett vanligen förekommande problem är att avgöra var jordprover ska tas och var grundvattenrör ska placeras. Det kan bli kostsamt om grundvattenrör placeras på fel ställe och oriktiga slutsatser dras av undersökningen.

Metoder finns som snabbt ger viss översiktlig kunskap eller har kapacitet att ge mätdata på kort tid. Sådana metoder kan underlätta utplacering av provtagningspunkter för jord och grundvatten. Sådana s.k. scanningmetoder beskrivs närmare i del II Fältarbete (Rapport 4311, kapitel 1) som omfattar geofysiska metoder, borrhålslogging, sondering, porluftmätning, kemiska fältanalyser och "immunoassay"-metoder.

Scanningmetoder kan endera direkt eller med tillämpning av matematiska modeller underlätta utförandet av fortsatt provtagning.



Figur 3.5 Scanningmetoderna har en hög täckningsgrad. T.ex. kan geofysiska metoder "avläsa" mycket stora jordvolym per tidsenhet i förhållande till vad som kan nås med en enskild provtagningspunkt. Kostnaderna är också helt olika.

Modeller för spridningsförlopp

I början av en undersökning bör en begreppsmässig modell över grundvattnets flödesmönster formuleras utifrån resultaten av geologiska kart- och fältstudier (SNV 1991b).

En sådan modell av områdets geologiska uppbyggnad och grundvattnets strömning kan med fördel byggas upp med datorstöd. Med hjälp av datoriserade grundvattenmodeller eller föroreningsspridningsmodeller kan strömningsriktning och transporthastighet uppskattas. Utifrån sådana beräkningar kan ytterligare grundvattenrör installeras för att verifiera eller förkasta modellen. Modellering kan också användas för att med hjälp av riktad provtagning välja mellan olika hypoteser, s.k. modelldiskriminering. Med hjälp av de nya data som framkommer förbättras modellen successivt och placeringen av rör optimeras.

Det är dock viktigt att vara medveten om att matematiska modeller endast är ett sätt att kvantitativt uttrycka kunskap och att modeller alltid är begränsade av det faktum att de bygger på antaganden och förenklingar.

Provtagning

Föroreningstyper och provtagning

Olika föroreningar kan med hänsyn till fysikaliska egenskaper delas in i grupper som ur provtagnings synpunkt uppträder på likartat sätt.

Tabell 3.2 Indelning av föroreningar utifrån överordnade fysikaliska egenskaper (Kirkegaard, 1994)

Egenskap	Exempel på ämnesgrupper
flyktiga, mycket vattenlösliga	fenoler, alkoholer
flyktiga, något vattenlösliga	aromater, klorerade lösningsmedel, lättare oljekomponenter
icke flyktiga, föga vattenlösliga	metaller, "tung" oljekomponenter, polyaromatiska kolväten (PAH), pesticider
icke flyktiga, något vattenlösliga	pesticider
icke flyktiga, mycket vattenlösliga	oorganiska salter

En sådan grov indelning är väsentlig för val av provtagningsmetod och ger underlag för vilka medier som bör provtas. I bilaga C ges exempel på beräknad procentuell fördelning mellan luft, vatten och jord för ett antal olika organiska komponenter. Beräkningen förutsätter ett innehåll av organiskt material på 0,2 procent. Om andelen är mindre kommer en mindre del av föroreningen att knytas till jordens fasta beståndsdelar. Omvänt kommer en större del av föroreningen att vara bunden till de fasta beståndsdelarna, om det organiska innehållet är högre. Det har i exemplet inte tagits hänsyn till att föroreningskomponenterna även kan förekomma i fri fas.

Av bilagan framgår att det är mycket stor skillnad mellan olika föroreningar då det gäller vilken fas de primärt återfinns i och därmed måste olika krav ställas på provtagningsmetod och provhantering.

Föroreningstypernas fysikaliska egenskaper och risker för kontaminering styr vilka medier som bör provtas och hur detta bör ske. En översiktlig sammanställning redovisas i tabell 3.3. I denna har bl.a. beaktats de använda analysmetodernas detektionsgränser. Gränsen är som regel betydligt lägre för vattenprover än för jordprover, varför det kan vara lättare att identifiera komponenter i vattenfasen även om de i huvudsak kan förväntas vara knutna till jordpartiklarna.

Tabell 3.3 Val av provtagningsmedium (Kirkegaard 1994)

Ämnets egenskap	Omättad zon			Mättade förhållanden	
	Luft	Vatten	Jord	Vatten	Jord
Flyktiga, mycket vattenlösliga		xx	x ^a	xx	x ^a
Flyktiga, något vattenlösliga	x	x	x	xx	x
Icke flyktiga, föga vattenlösliga		x ^b	xx	x ^b	x
Icke flyktiga, något vattenlösliga		x	x	xx	x
Icke flyktiga, mycket vattenlösliga		xx	x ^c	xx	x

xx primärt provtagningsmedium

x mediet kan användas med förbehåll

a det skall säkerställas att vatten från jorden inte avrinner vid provtagningen

b vissa metaller och de mest vattenlösliga organiska komponenterna kan vara relevanta

c det kan t.ex. vara tal om utfällningar bl.a. vid speciella redoxbetingelser

Jordprovtagning

Koncentrationen av föroreningar varierar med djupet beroende på typ av förorening och förekommande jordarter. I vissa fall är det bara intressant att undersöka jordens ytskikt (0-0.2 m) medan det i andra fall krävs djupa bormingar (>3 m). I många fall har dock föroreningen sitt ursprung i eller något under markytan. För att få en god uppfattning om variationen med djupet bör man i allmänhet ta jordprov från minst varje halvmeter. Speciella iakttagelser och lukter kan naturligtvis göra att prov tas med kortare eller längre intervall. Prov ska inte tas så att olika jordarter blandas, d.v.s. vid gränsen exempelvis mellan sand och lera ska prov tas över och under jordartsgränsen. *Prover ska tas ner till det djup där jorden inte är förorenad eller ner till grundvattenytan.* Detta kan ibland göras med hjälp av lukt eller synintryck, men det är bättre att använda mätmetoder som ger svar direkt på platsen såsom porluftmätning (PID) eller röntgenfluorescens-teknik (XRF). Om det inte är möjligt att på platsen avgöra om jorden är förorenad tas prover ner till fem meter under markytan eller till grundvattenytan. Provtagningen bör inledas med de områden som troligen är minst förorenade och avslutas med de mest förorenade områdena. Detta görs för att minimera riskerna med att överföra förorenat material till renare områden.

Hål som tas upp i jorden och innebär risk för att föroreningsspridning mellan olika grundvattenmagasin underlättas ska tätas på lämpligt sätt, t.ex. med bentonit.

Referensprov av jord som representerar bakgrundshalter bör tas inom eller i närheten av området. Det är viktigt att jordarten i referensprovet är densamma som i den förorenade jorden. Bakgrundshalter av metaller är t.ex. högre i leror och organisk jord än i sandjordar.

I allmänhet är det bra att ta så stora prov som möjligt eftersom man härigenom "jämnar" ut jordens heterogena sammansättning. Ju mer heterogen och grovkornig materialet är desto större provmängd bör tas. Erforderlig provstorlek beror också på vilka analyser som är aktuella. För bestämning av kornstorleksfördelning kan det behövas flera kg prov (0.3-2.0 kg) medan det räcker med ett gram för att bestämma totalhalten av någon metalljon. Provstorleken bör avgöras i samråd med analyslaboratoriet.

Samplingsprov innebär att en delmängd från flera prov blandas ihop och analyseras för att representera en viss jordmängd, t.ex. ett specifikt djupintervall. Detta görs av ekonomiska orsaker, eftersom det kan bli väldigt kostsamt att analysera många prover. Samplingsprover bör tillverkas på laboratoriet där möjligheterna för provdelning och homogenisering är bättre än vad de är i fält. Det måste understrykas att homogeniseringen är *mycket viktig* när flera jordprov blandas samman. Enligt (NVN, 1991) bör inte fler än 10 delprov ingå i ett samlingsprov. Fler prov gör att ett prov med hög halt inte upptäcks om det blandas med mer än nio "rena" prover. Samlingsprov bör inte tillverkas av prov innehållande lättflyktiga kolväten eftersom dessa lätt avgår vid blandningen. I stället kan, efter extraktion, extrakten blandas om så önskas. Det bör observeras att kravet på detektionsnivå vid analys av samlingsprov bör vara hårdare än för stickprov.

Samplingsprover kan sammanställas för delområden för att representera vissa jordlager, vissa djup eller hela jordprofilen. Om man misstänker vertikal spridning bör samlingsproven innehålla jord från olika nivåer från samma borrhål. Om horisontell spridning förväntas bör samlingsproven sammanställas av jordprover från en viss nivå från olika borrhål. Ett samlingsprov bör inte tillverkas så att det representerar en alltför stor del av undersökningsområdet eftersom det döljer variationerna inom området.

Delprovet, där material för samlingsprov uttagits, bör alltid sparas för att underlätta senare analys av separata prover.

Grundvattenprovtagning

Grundvattenrör ska installeras om det finns anledning att befara att grundvattnet förorenats. Där grundvattnet är ytligt (inom fyra meter från markytan) och jorden är genomsläpplig ska alltid grundvattenrör installeras. Det innebär att det inte i första hand är nödvändigt att installera grundvattenrör inom områden med mäktig, tät lera (ej torrskorpekaraktär). Speciellt inte om föroreningen är olöslig i vatten, ytlig och relativt färsk.

Rör ska installeras för att bestämma källstyrkan och för att avgränsa grundvattenföreningen. Det innebär att minst ett rör ska placeras inom det eller de mest förorenade områdena. Dessutom installeras det antal rör som behövs för att bestämma gränsen mellan förorenat och rent vatten (eller gränsen där ett uppsatt gränsvärde överskrids). Minst ett rör ska placeras uppströms föreningen för att ge ett referensvärde (bakgrundshalter). Minst tre rör måste dock installeras för att man översiktligt ska kunna bedöma grundvattnets strömningsriktning. Rören ska placeras med filtret i det eller de lager där föroreningstransporten är störst. Åtgärder bör vidtas för att förhindra att installation av rör underlättar eller orsakar föroreningsspridning mellan olika grundvattenmagasin.

Kännedom om områdets hydrogeologi är en förutsättning för att kunna placera rören rätt i höjd- och sidled. Det är därför viktigt att skapa sig en bild eller modell av områdets geologiska uppbyggnad och grundvattnets strömning, se ovan under modeller för spridningsförlopp.

Provtagning av grundvatten ska göras under olika yttre klimatbetingelser så att haltvariationen under året kan beskrivas. Detta gäller speciellt vid provtagning av enskilda organiska faser som flyter ovan grundvattenytan. Här kan fasens tjocklek förändras kraftigt med variationer i grundvattenståndet

Sedimentprovtagning

Om föroreningarna med ytvatten har transporterats iväg från någon källa inriktas provtagningen mot ackumulationsbottnar, d.v.s. områden med lugnvatten där partiklar sedimenterar kontinuerligt. Vanligtvis finns sentida föroreningar ackumulerade i de översta centimeterna av sedimenten. Om föroreningsspåverkan är av äldre datum och sedimentationen är stor finns den största ackumulationen av föroreningar längre ner i sedimenten. Bottenprover ska därför tas så att olika skikt kan analyseras separat. Proverna skall tas till sådant djup att okontaminerat material kan förväntas i de nedre delarna av proven.

Om avfall dumpats i vattnet tas prover för att bestämma det fasta avfallets utbredning och spridningen av föroreningar till omgivande sediment. För att avgöra avfallets mäktighet måste prov tas genom avfallet ner till naturlig botten. Provtagningen kan kompletteras med sondering, t.ex. sticksondering i grunda områden. För att avgöra utbredning, och ibland mäktighet av avfallet kan också geofysiska metoder som ekolod, georadar eller sonar användas.

Samlingsprover är ett sätt att minska kostnaderna vid den kemiska analysen. Vid sedimentprovtagning är det lämpligt att sådana erhålls ur enskilda prover genom sammanslagning av material från ett i höjddled väl definierat skikt.

Biologiska metoder kan vara ett bra komplement till kemiska analyser för att bestämma status för ett bottenområde.

Analysparametrar

Upptagna jord- och bottenprover ska benämnas och redovisas enligt SGF:s klassificeringssystem, som presenteras i bilaga F. Nya redovisningssymboler för miljögeotekniska undersökningar har tagits fram, se bilaga F. Representativa prover, eller samlingsprover, kan behöva siktas eller undersökas på annat sätt för att kunna klassificeras. Bestämning av jordens torrsubstanshalt och organiska halt är viktig bl.a. för spridningsberäkningar. *Om man inte har något underlag för att bestämma vilka ämnen som finns i jorden* är det lämpligt att i ett första steg analysera följande:

- Tungmetallhalter (totalbestämning)
- Halten opolära alifatiska kolväten (mineralolja)
- AOX (adsorberbar organisk bunden halogen) eller EOX (extraherbar organisk bunden halogen)

Om någon av dessa parametrar uppvisar höga halter kan lakförsök utföras så att riskerna för att dessa ska lösas ut skall kunna avgöras. Jordens pH bör bestämmas om det finns misstanke om att den är onormalt högt eller lågt. Om sediment analyseras bör undersökningen kompletteras med vattenkvot och organisk halt för att underlätta jämförelser mellan prover.

Grundvattenprover ska alltid analyseras enskilt och aldrig som samlingsprov.

Analyserna ska göras på de ämnen som förorenat området och eventuellt på nedbrytningsprodukter. *Om det inte finns något underlag för att bedöma föroreningens art* är det lämpligt att inleda en grundvattenanalys med följande parametrar:

- pH och elektrisk konduktivitet
- Tungmetaller (totalbestämning)
- COD (kemisk syreförbrukning)
- AOX eller EOX
- BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylen) eller eventuellt opolära alifatiska kolväten.

Om COD, AOX eller opolära alifatiska kolväten visar förhöjda värden bör detaljerade organiska analyser göras.

När det gäller metaller rekommenderas en s.k. ICP-analys eftersom den simultant ger analys svar på 10-20 metalljoner. Motsvarande för organiska ämnen är att göra en GC/MS-screening vilket innebär en bestämning av ingående organiska ämnen med gaskromatograf och masspektrometer.

4 Säkerhetsfrågor

Kapitlet beskriver vilka risker som personalen kan utsättas för vid provtagning. Personalen kan skyddas när så behövs med olika typer av skyddsutrustningar. För gaser m.m. som mänskliga sinnen har svårt att upptäcka finns speciella mätinstrument. Om hälsorisk föreligger eller befaras ska regler finnas beträffande skyddsutrustning, avspärningar och mätningar.

Litteratur: Center for labor education and research, 1990: Worker protection during hazardous waste remediation, Ed: L P Andrews, Van Nostrand Reinhold.

Arbetskyddsstyrelsen, Schaktning i jord, ASS 1987, H13.

Arbetskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1989:6. Storskalig kemikaliehantering.

Hygieniska gränsvärden, AFS 1993:9.

Risker vid provtagning

Provtagning av förorenad jord, gas, vatten och avfall kan innebära hälsorisker för personal som tar prover. Det är av största vikt att arbetsmiljöfrågorna uppmärksammas i ett tidigt skede av undersökningen. Den inledande orienterande fasen bör ge information om vilka arbetsmiljörisker som kan uppstå och föreslå lämpliga skyddsåtgärder. Riskerna är störst i samband med provtagning av vätskor med okänd sammansättning från tunnor, tankar och andra slutna behållare samt vid saneringsåtgärder där stora mängder material hanteras.

Man skiljer på allmänna risker med fältarbete (utomhusarbete) och speciella risker med fältarbete i samband med förorenade områden. De allmänna riskerna är:

- Buller
- Värme och kyla
- Elektricitet
- Maskiner
- Markförhållanden

Risker på grund av markförhållanden kan vara håligheter under markytan i form av gamla bassänger och cisterner eller instabila avfallsutfyllningar. Sådana risker bör noteras i den orienterande fasen av en undersökning. Planritningar över området och intervjuer med personal kan ge värdefull information om vad som döljer sig under markytan. Risker i samband med provgrovsgrävning tas upp i ref. (ASS 1981, ASS 1987). Den allmänna risken för elektricitet kan i många fall vara större vid undersökning av industriellt förorenade områden än för andra fältundersökningar. Det beror på att det kan finnas elektriska installationer dels i mark och dels i luft inom industriområden.

Innan borring sker ska utsättning av kablar och ledningar göras. Om det inte går att avgöra om det finns strömkablar måste handgrävning eller försiktig maskingrävning vidtas för att fastställa kablarnas existens och läge.

Speciella risker med fältarbete i samband med förorenade områden är:

- Kemikalier
- Explosion och brand
- Syrebrist
- Radioaktiv strålning
- Biologisk smitta

Kemikalier kan utgöra akuta eller kroniska risker för omgivningen. För personal som arbetar med undersökning av förorenade områden är troligen de akuta riskerna störst, medan risken för kroniska effekter ofta kan bedömas som liten. Akuta effekter kan vara rinnande ögon, huvudvärk och illamående. För akuta effekter försvinner symptomen när exponeringen upphör. Personal kan exponeras för kemikalier på olika sätt, t.ex. genom:

- Inandning
- Intag via munnen
- Ögonkontakt
- Hudkontakt.

Exponering för damm och gaser kan ske genom inandning. Damm kan dels virvlas upp från mark och från avfallsupplag på grund av stark vind och dels kan det komma från själva borrhingsarbetet. Vid borring är det speciellt metoder som sprutar upp borrhax som ger dammproblem. Borring med tryckluft kan vara direkt olämplig ur denna synpunkt om inte åtgärder vidtas för att omhänderta borrhaxet. Även vid provgrovsgrävning kan dammproblem uppstå dels i gropen och dels vid uppläggnings av de uppgrävda massorna. Upplag med torra finkorniga restprodukter eller avfall utgör också en stor risk för dammbildning. Speciellt damm innehållande tungmetaller och cancerframkallande ämnen bör uppmärksammas.

Vid olje- eller lösningsmedelsförorenade områden finns det risk för gaser som kan framkalla huvudvärk och illamående. Svavelväte är en annan hälsovådlig gas som kan uppstå i organiskt avfall om svavel finns närvarande. I regel uppkommer det inga hälsovådliga koncentrationer vid markytan på grund av den stora utspädning som sker. Däremot kan halterna bli kritiska i slutna utrymmen som kulvertar, källare, provgropar m.m. Även i dåligt ventilerade borrhfordon eller grävfordon kan halterna bli ohälsosamt höga. Metan utgör ett undantag eftersom dess explosionsintervall 5-15% i luftblandning kan uppstå även i ventilerade utrymmen.

Intag genom munnen kan ske genom att smutsiga händer eller kläder förorenar mat, godis, snus och cigaretter. Det kan också ske genom oförsiktig torkning kring munnen.

Direkt hudkontakt med föroreningar som syror och baser kan ge hudirritationer. I värsta fall kan man komma i kontakt med ämnen som har förmågan att tränga igenom huden.

Risken för explosion och brand är normalt inte speciellt stor vid provtagning av fasta material. Störst är risken i områden förorenade med petroleumprodukter, lösningsmedel och i avfallsupplag innehållande metangas. Dessa gaser kan antändas eller explodera vid gnistbildning. Vid borring med tryckluft i anaeroba organiska avfall, t.ex. hushålls-avfall, kan aeroba processer igångsättas. Detta kan innebära kraftig värmeutveckling och eventuellt brand.

Syrebrist kan uppkomma på grund av att syre förbrukas vid kemiska reaktioner eller på grund av att syret trängs undan av andra gaser. Exempel på detta är när en tyngre gas som kolmonoxid tränger undan luften i en schaktgrop. Riskerna för syrebrist är störst i låglänta områden och i slutna utrymmen. Om det finns skäl att misstänka att det är syrebrist i ett utrymme ska detta kontrolleras innan man beträder utrymmet eftersom syrebrist inte kan upptäckas av människor innan symptom uppträder.

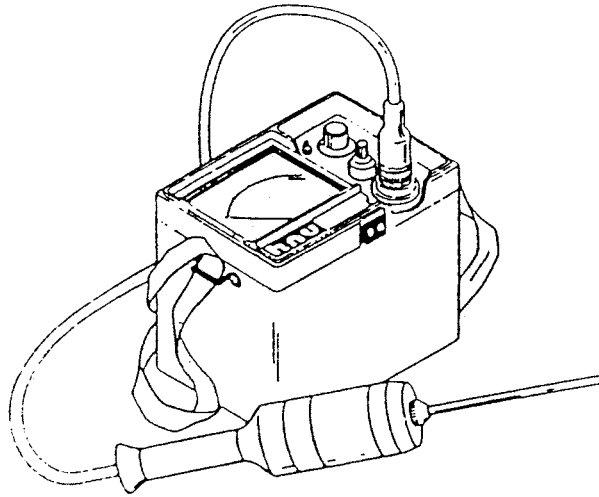
Radioaktiv strålning i hälsovådliga doser är ovanligt om inte radioaktiva källor grävts ner.

Biologisk smitta, d.v.s. patogena bakterier, är också ovanligt. Det kan eventuellt förekomma om råslam (ej rötat slam) från reningsverk eller om smittat slakteri- och sjukvårdsavfall deponerats.

Skyddsåtgärder

För att minska arbetssmiljörisker vid provtagning och andra borringar ska man lära sig vilka mätmetoder som finns samt vilka skyddsutrustningar som finns. Förfarandet vid storskalig kemikaliehantering regleras av Arbetarskyddsstyrelsen (1989) och andra referenser man hänvisar till där. Följande mätinstrument finns att tillgå för att mätning i luft (Center for labor education and research, 1990):

- * Syrgasmätare
- * Katalytiska detektorer
- * Flamjonisationsdetektor, FID
- * Fotojonisationsdetektor, PID (Figur 4.1)
- * Indikatorrör
- * Radioaktivitetsmätare



Figur 4.1 Exempel på fotojonisationsdetektor, PID.

Brännbara och explosiva gaser kan detekteras med katalytiska detektorer. Halten av brännbara gaser kan anges i procent av den lägsta nivån vid vilken explosion kan ske. De är gjorda för att fungera i normal syrgasatmosfär. Vid onormalt låg syrgaskoncentration visar mätaren för låga värden. Aktuella gränsvärden sätts i samråd med miljöskyddande myndigheter.

Toxiska organiska gaser kan detekteras med flamjonisationsdetektor (FID), fotojonisationsdetektor (PID) eller indikatorrör. FID-detektorn reagerar på praktiskt taget alla gaser med kol-väte bindningar eller kol-kol bindningar. Mätaren anger koncentrationen av totalt organiska gaser. Den är kalibrerad mot en speciell gas t.ex. bensen. Om gasen vid mätpunkten inte är bensen kommer den av mätaren angivna halten att vara antingen för hög eller för låg. Om det är känt vilken gas det är kan mätarens utslag omräknas till en korrekt koncentration.

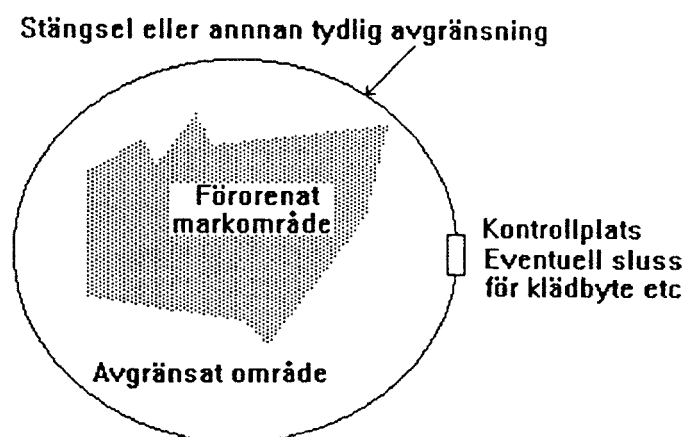
PID-detektorn reagerar framför allt på organiska gaser som vanligtvis förekommer i låga koncentrationer och anger summan av dessa gaser. Den reagerar t.ex. inte på gaser som kväve, syre och koldioxid. Enligt (Siegrist, 1991) minskar känsligheten för lättflyktiga kolväten om metanhalten är hög. Mätaren kalibreras vanligen mot bensen. Om det är känt vilken gas som förekommer vid mätpunkten kan mätvärdet omräknas till en korrekt koncentration. PID-detektorn är mycket känslig för fukt, vilket kan leda till över- eller underskattning av mätvärdet. Vid blöt väderlek kan mätvärdet bli mindre än det verkliga.

Indikatorrör är rör vars innehåll ändrar färg när en viss gas sugts genom röret. Rören är specifika för olika kolväten. Rören har sämre precision och noggrannhet än övriga metoder.

Förutom de ovan nämnda mätinstrumenten finns det personliga aktiva och passiva mätmetoder som används vid arbetsmiljöundersökningar.

Det ska finnas en klar strategi för vad som ska göras om mätinstrument, syn- eller luktintryck indikerar att riskerna närmar sig oacceptabla nivåer. Arbetet kan t.ex. avbrytas tills halterna sjunkit på grund av utspädning eller tills personlig skyddsutrustning satts på.

För att förhindra att föroreningar sprider sig ut från det mest förorenade området kan arbetsområdet delas upp i olika skyddszoner, se Figur 4.2. Det mest förorenade området avskärmas fysiskt med t.ex. stängsel. Inom detta område kan krav på speciell skyddsutrustning ställas. In- och utgång från detta område sker via en eller ett par bevakade utgångar. Vid dessa finns saneringsutrustning för personlig rengöring och rengöring av utrustning. Ombyte till/från personlig skyddsutrustning sker här. Förorenade overaller m.m. förs ej utanför dessa utgångar.



Figur 4.2 Uppdelning av provtagningsområde i skyddszoner.

Personlig skyddsutrustning är utformad för att förhindra att personal exponeras för kemikalier via inandning, mun, hud- och ögonkontakt samt för att skydda mot fysiska skador. Beroende på riskerna, som kan vara svåra att förutse beroende på vilket bakgrundsmaterial som finns om platsen, väljs ett skydd som med god marginal svarar mot riskerna. Minimiskydd är: Overall, handskar och arbetsskor. Utrustningen kompletteras med hjälm, ögonskydd och/eller partikelfiltermask om det bedöms nödvändigt. Om det finns risk för att komma i kroppslig kontakt med giftigt eller hälsovådligt material bör kemiskt resistent overall och mask med luftreningsfilter användas. Den högsta skyddsnivån innebär att heldräkt och friskluftsmask bärs.

Man bör inte välja en högre skyddsnivå än vad som är motiverat ur risksynpunkt. Det beror på att det är mycket arbetsamt och därtill svårt för en ovan person att arbeta med skyddsmask och skyddskläder. Det kan till och med medföra en ökad risk för fysiska skador på grund av de svårigheter det medför att arbeta med skyddsutrustning. Kostnaderna för borrningsarbetena ökar betydligt på grund av att arbetet tar längre tid.

Kostnader för att omhänderta skyddsutrustning efter arbetet måste också medtas i kalkylerna. Engångsmaterial och starkt kontaminerade persedlar destrueras vid godkänd förbränningsanläggning. Övrigt material tvättas rent med tvätt- och lösningsmedel.

När det gäller arbete i gropar eller slutna utrymmen bör speciella försiktighetsmått vidtas. Öppen eld och rökning är förbjuden. Gaser i utrymmet bör mätas och eventuellt ventileras bort och/eller personlig skyddsutrustning som friskluftsmask eller heldräkt påtas. Det måste finnas säkra och snabba vägar för att ta sig ut ur utrymmet. Det måste alltid finnas en kollega på markytan som kan biträda i en nödsituation.

5 Utvärdering av undersökningsresultat

Syftet med utvärderingen av undersökningsresultaten är att avgöra om åtgärder behöver vidtas för att efterbehandla området, om övervakning behövs, om dataunderlaget är otillräckligt och ytterligare undersökningar behövs eller om inga åtgärder behöver vidtas. Vägledande vid utvärderingen är att avgöra i vilken mån människor, djur och växter kan påverkas av föroreningarna i området, nu eller i framtiden.

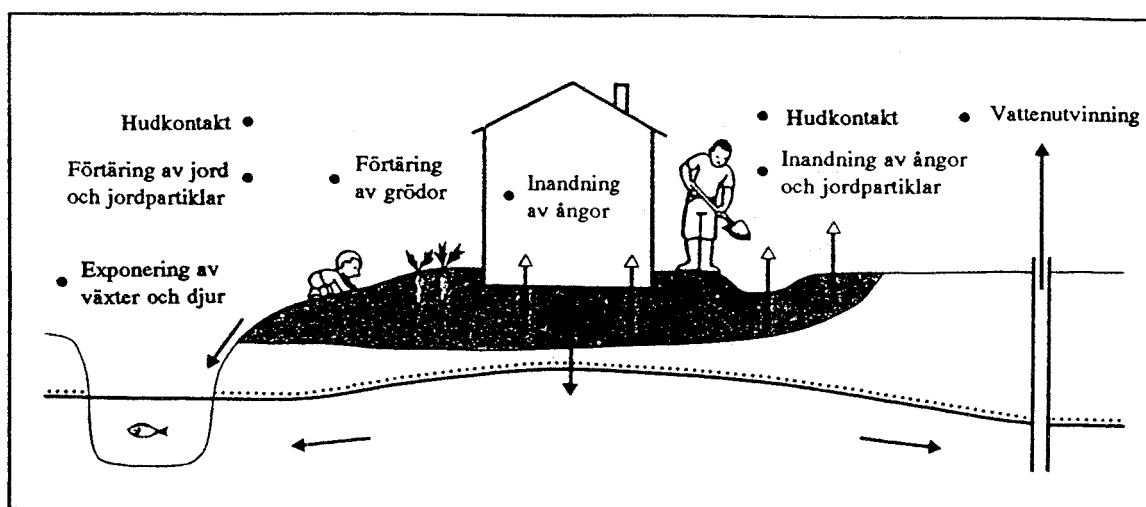
Allmänt

Undersökningsresultaten ska presenteras i form av text, tabeller, diagram, plankartor och sektioner. Utbredningen och koncentrationen av föroreningarna i jord, vatten och porluft (och eventuellt andra substanser) ska framgå av plankartor och sektioner i lämplig skala. Om utbredningen är osäker ska det framgå av ritningarna. Ett sätt är att strecka osäkra gränser och att göra heldragna linjer där utbredningen är säkrare. För att ge en uppfattning om osäkerheter i dataunderlaget bör orsaker till variation inom resultaten kommenteras.

När undersökningsresultaten finns tillhanda och presenterade på ett överskådligt sätt ska en farlighetsanalys och riskanalys utföras. Farlighetsanalysen innebär att den inneboende farligheten för det eller de ämnen som ingår i föroreningen värderas. Riskanalysen innebär att sannolikheten för att skada ska uppstå värderas.

Vid farlighetsanalysen analyseras primärt om ämnena är toxiska, persistenta och bioackumulerbara. Här är det lämpligt att konsultera litteratur och/eller experter inom området. Koncentrationer i jord och vatten kan också jämföras med bakgrundsvärden, orienteringsvärden, bedömningsunderlag m.m., se Bilagorna J, K och L. Dessa jämförelser tjänar endast som utgångspunkt för en bedömning och bör användas med försiktighet. Här måste man observera skillnaderna mellan samlingsprov och enskilda prov. Om ett samlingsprov uppvisar en halt som inte överstiger ett orienteringsvärde kan ändå enskilda prov som ingår i samlingsprovet ha klart förhöjda halter.

Vid riskanalysen analyseras sannolikheter för effekter på människor, djur och växter. I Figur 5.1 framgår spridnings- och exponeringsvägarna. Föroreningarna sprider sig ner till yt- och grundvattnet i löst form och in i bostadshus via porluft.



Figur 5.1 Spridnings- och exponeringsvägar från förorenade markområden. Efter Miljöstyrelsen (1992).

Exponeringsvägarna är:

- Intag av förorenat grundvatten och ytvatten
- Intag av förorenad jord (framför allt barn och djur)
- Hudkontakt med jord
- Inandning av jordpartiklar
- Inandning av gas
- Intag av förorenade grödor

När riskanalysen ska göras med avseende på grundvatten är det viktigt att geohydrologin är väl undersökt. Brunnar och recipienter i närheten av det förorenade området ska markeras på kartor. Beräkningar ska göras för att bedöma om det finns någon risk att föroreningarna ska nå existerande eller sannolika framtida brunnar och recipienter. Här är det viktigt att dels ta hänsyn till existerande grundvattenföroreningar dels möjliga framtida grundvattenföroreningar. Framtida problem kan uppstå om föroreningar lakas ur förorenad jord till grundvattnet.

När det gäller riskerna för direktkontakt med den förorenade jorden eller porluft är det viktigt att analysera riskerna med hänsyn till den avsedda markanvändningen. Risken för direktkontakt är t.ex. betydligt större om området används till lekplats än om det finns en asfalterad parkeringsplats på området.

Naturvårdsverket förbereder en separat dokumentation om riskvärdering. En bild av efterbehandlingsområdets utvecklingsläge framgår av (SNV 1994), där även riskvärdering översiktligt berörs.

Variation och statistisk bearbetning

Orsaker till variation

När man tolkar undersökningsdata, t.ex. för att beräkna utbredningen av ett förorenat område, bör man vara medveten om att resultatet av en miljöteknisk provtagning är behäftad med osäkerheter såsom att:

- marken är geologiskt inhomogen så att föroreningen kan brytas ned eller fastläggas i olika omfattning på olika ställen inom det undersökta området, och därmed uppträda mer eller mindre fläckvis
- marken är mekaniskt inhomogen (sprickbildningar och håligheter) vilket innebär att föroreningen därmed kan förekomma fläckvis
- varje prov endast representerar tillståndet inom en mycket begränsad volym och vid en viss tidpunkt.

För att fullständigt beskriva variationen och kunna uttala sig med 100% säkerhet krävs en i princip oändlig uppsättning med provpunkter. Ekonomiska och praktiska förutsättningar saknas naturligtvis för ett sådant förfarande. I syfte att nedbringa antalet provpunkter och för att få ett mått på de osäkerheter som är förknippade med den utförda provtagningen, kan en statistisk bearbetning av materialet vara ett värdefullt instrument, exempelvis med så kallad kriging.

Exempel på metod för statistikbearbetning

Kriging är uppkallat efter D. G. Krige, den sydafrikanske ingenjör som utvecklat metoden. Kriging används exempelvis för att uppskatta malmförekomst, hydraulisk konduktivitet och nederbörd på platser där inga mätningar finns. Metoden förutsätter att det finns ett samband mellan mätdata vid närliggande punkter, något som är mer eller mindre sant i det enskilda fallet.

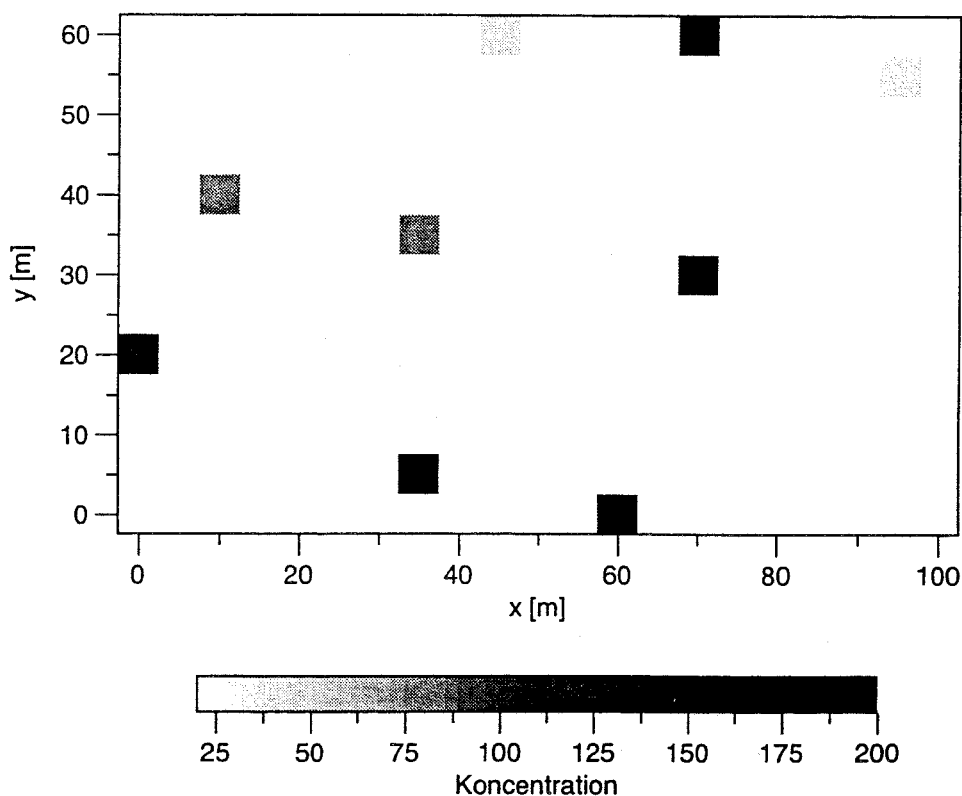
En statistisk bearbetning med kriging innebär att (okända) värden mellan provtagningspunkterna interpoleras fram. Detta medför att ett viktat medelvärde erhålls för de okända punkterna, genom att vikter tilldelas de kända mätpunkterna i förhållande till avståndet mellan de okända punkterna och omgivande provtagningspunkter. Det finns många sätt att beräkna viktade medelvärden på. Generellt baseras dessa på avståndet mellan den sökta punkten och ett antal kända punkter.

Kriging är en metod som ger en statistiskt sannolik bild. Detta uppnås genom att samtidigt som värden för de okända punkterna beräknas, så beräknas och minimeras variansen (osäkerheten) i de okända punkterna. Att variansen för alla punkter automatiskt erhålls vid kriging är en fördel, eftersom en kännedom om denna ger en indikation om var osäkerheterna är stora. Varianserna utgör därför en hjälp vid val av nya provtagningsställen.

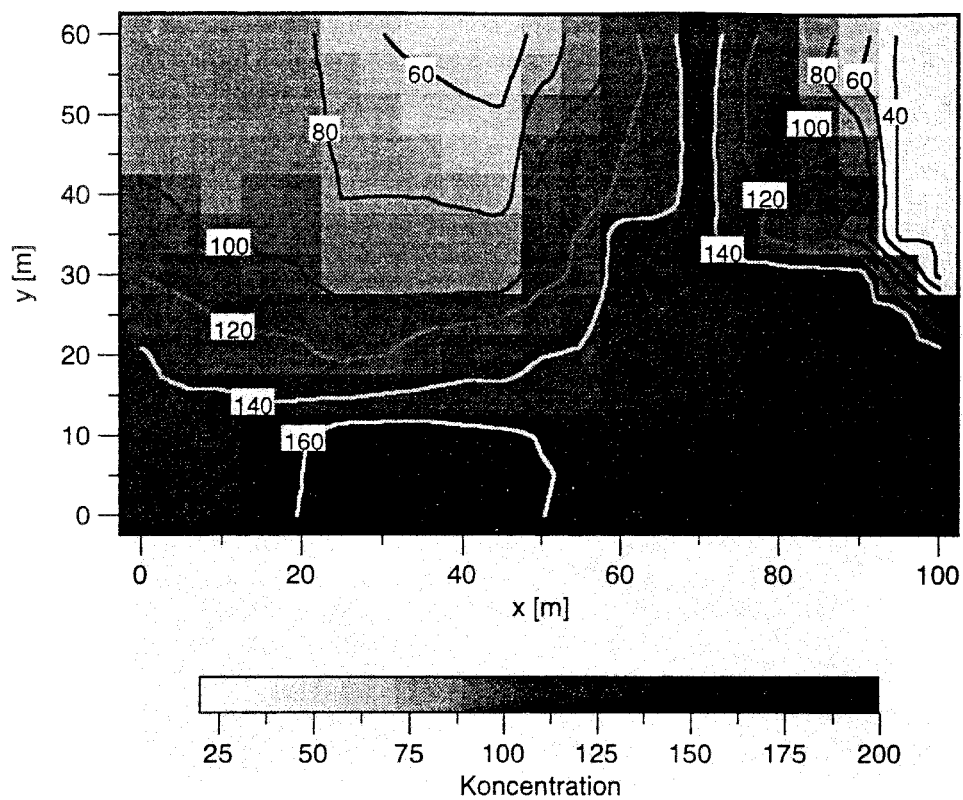
Metoden kriging bevarar de kända mätpunkterna, till skillnad från vissa andra sätt att beräkna viktade medelvärden. Detta sker genom att de kända mätvärdena kan ges variansen noll. Det finns möjlighet att ange en varians som är större än noll för uppmätta punkter om man har underlag för att uppskatta osäkerheten i mätningarna. Det är dock vanligast att de uppmätta värdena ges variansen noll.

En nackdel med kriging jämfört med andra metoder är att metoden kräver stor datorkapacitet och att åtgången av datortid för beräkningarna stiger mycket snabbt då antalet mätpunkter ökar. För att ändå kunna använda kriging i de fall då antalet provpunkter är stort kan det intressanta området delas upp i delområden som beräknas separat och läggs samman efter att osäkerheten minimerats inom de individuella delområdena.

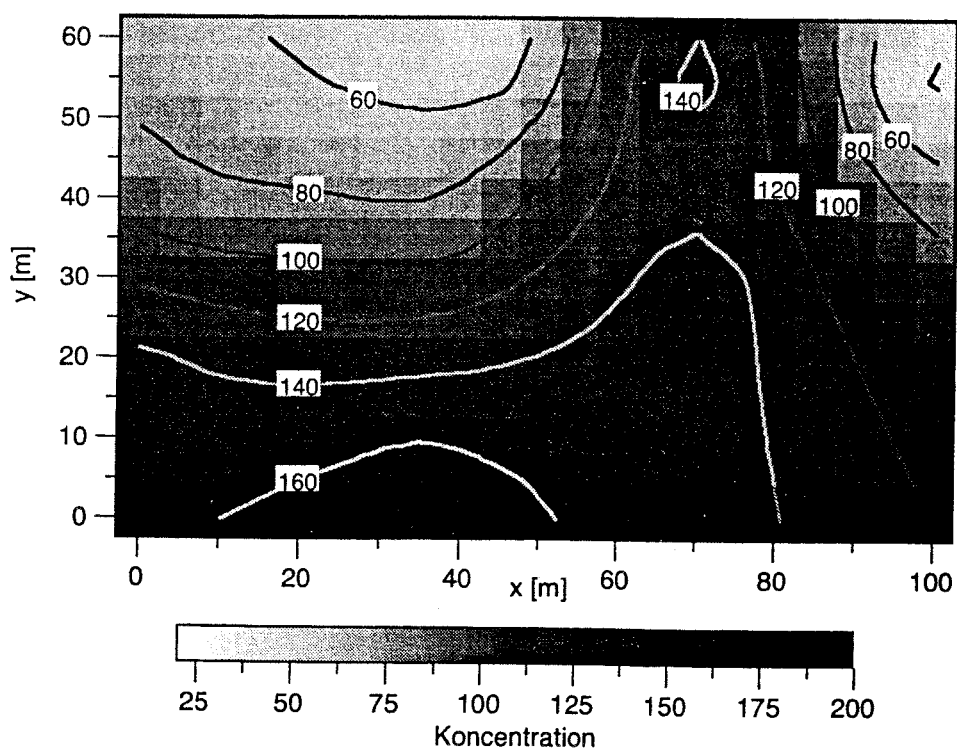
För att illustrera på vilket sätt krigingmetoden uppskattar en egenskap i positioner där ingen mätning finns, visas i Figur 5.2 verkliga uppmätta föroreningskoncentrationer på nio olika mätpunkter. I Figur 5.3 visas de interpolerade värdena som erhålles, beräknade som viktade medelvärden, då inverkan av omgivande punkter avtar linjärt med avståndet. Detta skall jämföras med resultaten som erhålles om de interpolerade punkterna bestäms med kriging istället för med linjär interpolering, se Figur 5.4. Det är tydligt att de värden som beräknas med hjälp av kriging ger ett mer "naturligt" intryck.



*Figur 5.2 Osäkerhet i resultat.
Exempel belysande statistisk bearbetning.
Verkliga uppmätta föroreningskoncentrationer. Numeriska värden,
radvis, 47, 153, 37 rad två. 86, 87, 149 och rad tre 142, 170 och 154.*

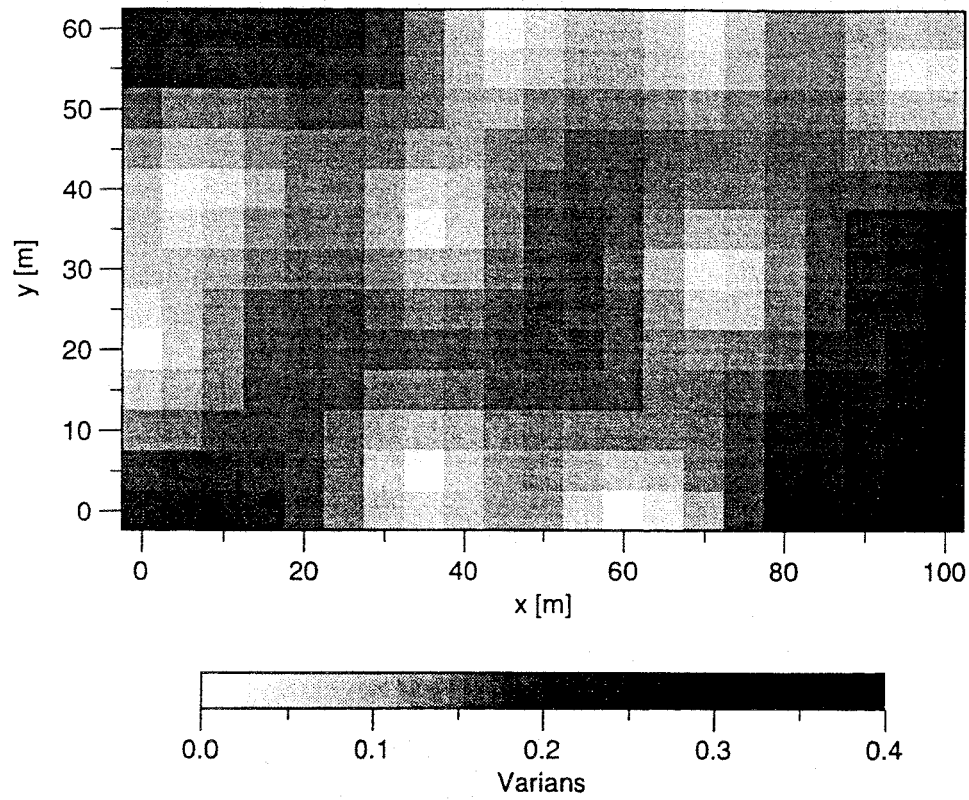


Figur 5.3 *Osäkerhet i resultat.
Viktade medelvärden erhållna genom linjär interpolation*



Figur 5.4 *Osäkerhet i resultat.
Resultat från krigingberäkning*

I Figur 5.5 visas osäkerheten (variansen) för data i Figur 5.4. Osäkerheten är skalad på ett sådant sätt att noll motsvarar de värden som är kända, medan variansen ett anger att de sökta värdena är helt oförutsägbara.



Figur 5.5 Osäkerhet i resultat.
Osäkerheten (variansen) för värden i Figur 5.4.

6 Rapportering

Omfattningen på avrapporteringen av en miljöteknisk markundersökning kommer av naturliga skäl att variera beroende på undersökningens omfattning och inriktning. Nedan ges några generella råd i form av en checklista med exempel på tänkbara rubriker och ämnesområden att avhandla.

Sammanfattning

Uppdrag och syfte

Beställare

Bakgrund och syfte. Undersökningens mål anges och den valda strategin beskrivs och kommenteras.

Områdesbeskrivning

Läge, ägarförhållanden

Recipient och vattenintresse

Markens nuvarande och framtida användning

Förhållanden i omgivningen, t.ex. skyddsobjekt

Mark-, grundvatten- och sedimentförhållanden

Topografi

Geologiska uppbyggnaden beskrivs och illustreras med lämpliga snitt

Grundvattenförhållandena beskrivs. Grundvattenmagasin redovisas

Sedimentens karaktär beskrivs

Eventuell datamodellering

Historisk redogörelse

Beskrivning av områdets industrihistoria
Dag- och spillvattenledningar
Industriella processer och hanterade ämnen
Avfallshantering

Utförda undersökningar

Tidigare utförda undersökningar
Borrentreprenör
Utförda fältarbeten beskrivs, tekniska detaljer kan lämpligen
föras till bilagor
Analyslaboratorier
Utförda analysarbeten
Provkaraktärisering och analyser i tabell eller diagramform,
kan också föras till bilagor

Föroreningarnas omfattning

Påträffade föroreningar
Föroreningarnas utbredning och koncentration, redovisning kan
bl.a. ske i grafisk form
Primärmaterial som tabeller och laboratorieprotokoll och dylikt
samlas i bilagor
Eventuella statistiska bearbetningar

Utvärdering/Riskbedömning

Spridningskällor

Spridningsvägar och recipienter

Datamodellering

Statistik

En samlad värdering görs av föroreningsbilden samt hur föroreningarna sprids inom och kring det aktuella markområdet

Hälsoeffekter och eventuella riktvärden

Exponering

Samlad riskbedömning

Rekommendationer

Förslag till kompletterande undersökningar

Förslag till övervakningsprogram

Förslag till efterbehandlingsåtgärder

Referenser**Bilagor och figurer**

Översiktsplan visande bl.a. områdets belägenhet och recipienter

Situationsplan visande bl.a. nuvarande och tidigare bebyggelse

Va-ledningar i mark

Borrplan redovisande provtagning, sondering, grundvattenrör och andra förhållanden enligt SGF:s standard (SGF 1987)

Underlag till industrihistorik

Hanterade ämnen inom fastigheten

Hälsoeffekter och riktvärden för hanterade/påträffade ämnen

Profil kring varje grundvattenrör, skala 1:100. Beskrivning av rörtyper

Jordprovstabeller enligt SGF:s standard (SGF 1987)

Tabeller för analysresultat/analysprotokoll

Analysmetoder, detektionsgränser, referensnivåer/gränsvärden

Dokumentation av kvalitetsuppföljning

Resultat från statistiska bearbetningar och datamodellering.

Referenser

Andersson O H, 1981: Borrning och dokumentation. Thesis 8, University of Lund, Department of quaternary geology.

Arbetskyddsstyrelsen, 1981: Gräv säkrare. Tips om hur jord fungerar. H7.

Arbetskyddsstyrelsen, 1987: Schaktning i jord, ASS 1987, H 13.

Arbetskyddsstyrelsen, 1989: Storskalig kemikaliehantering. Arbetskyddsstyrelsens författningssamling, AFS 1989:6.

Arbetskyddsstyrelsen, 1993: Hygieniska gränsvärden, AFS 1993:9

Assmuth T, Strandberg T, Joutti A och Kalevi K, 1992: Kemiällisestisaastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmä, Nro 358. Vatten och miljöstyrelsen, Helsinki.

Atlas Copco, 1975: ODEX-metoden - Jordborrning enligt excentermetoden. Atlas Copco MCT, trycksak nr 15490. Stockholm.

Baurne G, 1990: Grundvattenövervakning - Provtagning och fältanalys. Statens naturvårdsverk. Rapport 3688.

Bergdahl U, 1984: Geotekniska undersökningar i fält. Statens geotekniska institut. Information Nr 2, Linköping.

Bosman R och Harmsen J, 1992: Soil Quality-Sampling-Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites on soil contamination. Draft, ISO CD 10381-5.

Center for labor education and research, 1990: Worker protection during hazardous waste remediation, Ed: L P Andrews, Van Nostrand Reinhold.

Circulaire interventiewaarden bodemsanering, Ministerium van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 9 mei 1994, Den Haag

Dragun J, 1988: The soil chemistry of hazardous materials. Hazardous material control research institute, Silver Spring, Maryland.

Elert M, Grundfelt B, Ågren T, 1993: Riskbedömning av förorenade bensinstations-
tomter. KEMAKTA Konsult AB. 1994.

Everett L G, Wilson, L.G. & Hoylman, E.W.: "Vadose Zone Monitoring for Hazardous Waste Sites". Noyes Data Corporation, 1984.

Fergusson CC, 1992: Cost effective sampling - a statistical approach. Site Investigations for Contaminated Sites, London 1992.

Fergusson C, Abbachi A, 1992: Incorporating Expert Judgement into Statistical Sampling Designs for Contaminated Sites. Land Contamination & Reclamation. Vol 1, no 3, 1993.

Fällman A-M och Hartlén J, 1993: Karakterisering och klassificering av avfall. Statens naturvårdsverk Rapport 4226.

Gedda Ch, Ejdeling G, 1987: Grundvattenprovtagning i jordlager. Provtagningsmetodens betydelse vid grundvattenkontroll. SNV Rapport 3387.

GeoNordic: BAT filterspetsar typ mk II. Broschyr, GeoNordic AB, Stockholm.

Hellén J, 1991: Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord. Metodik vid provtagning, analys och utvärdering. Statens råd för byggnadsforskning. Rapport R55:1991, Stockholm. ISBN 91-540-5384-6.

Hjelmar O, 1992: Metoder til undersøgelse af stofudvaskning fra affald. Miljø & Teknologi, vol 7 1992.

Hortensius D, Bosman R, Harmsen J och Wever D 1990: Development of standardized sampling strategies for soil investigation in the Netherlands. Från Contaminated Soil '90, Ed. Arendt F, Hinsenfeld M och van den Brink W J.

Hvorslev J M, 1951: Time lag and soil permeability in groundwater observations. Bull. 36, 50 pp.- U.S. Army Engineer Waterways Experiment Stations. Vicksburg, MS.

Institutet för miljömedicin, 1990: Hälsoriskbedömning av vissa ämnen i industrikontaminerad mark. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet. IMM-rapport 4/90. Stockholm.

Jonasson K, 1975: Haamer vibrocorer and its effect on the geotechnical properties of cohesive sediments in Gothenburg harbour, Sweden. Marine Geotechnology, Vol 1, No 3, 1975.

Kemikalieinspektionen: Kortfaktablad. Kemiska ämnens effekter på miljö och hälsa. (serie).

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

Larsson R, 1993: CPT-sondering - Spetstrycksondering med och utan portrycksmätning. SGI Information Nr 15 (koncept), Linköping.

Lindmark P, 1992: Provtagning av förorenad jord och avfall - en översikt. Nordtest Report 192. Esbo.

Lindmark P, 1994: Miljögeotekniska fältundersökningsmetoder, Varia 416, Statens Geotekniska Institut, Linköping 1994.

Lithner G, 1989: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Bakgrundsdokument 2, Metaller. Statens naturvårdsverk. Rapport 3628. Lossepladsprojektet U3, 1989: Grundvandsprövetagning og feltmåling. København. ISBN 87-503-7817-1.

Lossepladsprojektet U8, 1991: Jordprövetagning på forurenede grunde - Strategier, metoder og hantering. København. ISBN 87-503-9043-0.

Mackay D.M, Feenstra S and Cherry J.A, 1993: Alternative goals and approaches for ground water remediation. Workshop on Contaminated soils - risks and remedies, Stockholm, October 26 - 28, 1993.

Melkerud P-A, Olsson M T, Rosén K, 1992: Geochemical Atlas of Swedish Forest Soils. Institutionen för skoglig marklära, Lantbruksuniversitetet.

Miljöministeriet Miljöstyrelsen, 1992: Generel branchevejledning for forurenede grunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr 3, Köpenhamn. ISSN 0108-6375. ISBN 87-503-9626-9

Nielsen D M, 1991: Practical Handbook of Ground-Water Monitoring. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA.

NVN 5740, 1991: Soil, Investigation strategy for exploratory survey. Dutch draft standard, Nederlands normalisatie-instituut.

Poziomek EJ & Koglin EN, 1994: Field screening methods for hazardous wastes and toxic materials.

Rogers K R, 1994: Fiber optic sensors for environmental monitoring. Vintermöde om grundvandsforurening, Akademiet for de tekniske videnskaber, Lyngby 1994.

Rosén B, Åkerblom G, 1989: Markradon. Riktlinjer för markradonundersökningar. Statens råd för byggnadsforskning. T20:89.

Siegrist R L and Jansen P D, 1989: Sampling method effects on volatile organic compound measurements in solvent contaminated soil. Institute of georesources and pollution research, Aas-NLH.

Siegrist R L, 1991: Volatile organic compounds in contaminated soils: The nature and validity of the measurement process, Submitted to J. Hazardous Materials, April 1991.

SIS, 1991: Vattenundersökningar - översikt, SIS 10

SS-ISO 9001. Kvalitetssystem - Krav vid konstruktion, utveckling, produktion, installation och service.

SS-ISO 9002. Kvalitetssystem - Krav vid produktion och installation.

SS-ISO 9003. Kvalitetssystem - Krav vid slutkontroll och slutprovning.

Statens forurensningstilsyn, 1991: Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser. SFT-Veiledning Nr 91:01, Oslo. ISBN 82-90031-64-5.

Sveriges geologiska undersökning, 1993: Rapporter och meddelanden avseende biogeokemiska kartan över tungmetaller i bäckvattenväxter.

Statens geotekniska institut, 1991: System Joelson - Förfarandet för att driva ner rör i marken. Patentansökan nr 9102852-2 i Sverige.

Statens geotekniska institut, 1993: CPT-sondering. Utrustning -utförande - utvärdering. Information 15.

Statens naturvårdsverk, 1985: Muddring och muddermassor. Allmänna Råd 85:4.

Statens naturvårdsverk, 1986: Recipientkontroll - Vatten, metodbeskrivningar. Rapport 3108.

Statens naturvårdsverk, 1987: Vattenlaboratorier och provningsmetoder. Rapport 3367.

Statens naturvårdsverk, 1989a: Slam från kommunala reningsverk - hantering av miljöproblem. Rapport 3632.

Statens naturvårdsverk, 1989b: Grundvattenövervakning inom PMK, Rapport från verksamheten 1989. Författare: Aastrup M.

Statens naturvårdsverk, 1990: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Allmänna råd 90:4.

Statens naturvårdsverk, 1990a: Kontroll av vatten vid ackrediterade laboratorier. Allmänna råd 90:14.

Statens naturvårdsverk, 1990b: Kungörelse med föreskrifter om kontroll av vatten vid ackrediterade laboratorier m m.

Statens naturvårdsverk, 1990c: Sötvatten '90. Naturvårdsverket informerar.

Statens naturvårdsverk, 1991a: Föroreningstransport i mark och grundvatten. Naturvårdsverket informerar, Temafakta, Mark och grundvatten, mars 1991.

Statens naturvårdsverk, 1991b: Undersökning av föroreningars transport i mark och grundvatten med hjälp av spridningsmodeller. Naturvårdsverket informerar. Temafakta, Mark och grundvatten, november 1991.

Statens naturvårdsverk, 1992a: Kvalitetssäkrad miljökontroll, Handbok i kvalitetssäkring. Allmänna råd 92:1.

Statens naturvårdsverk, 1992b: Provtagning av grundvatten och jord. En handbok att ha i byxfickan. Författare: Garrett P, Översättning och bearbetning: Petsonk A. Naturvårdsverket informerar.

Statens naturvårdsverk, 1993: Metodhandbok - vatten.

Statens naturvårdsverk, 1994: Lägesrapport från Naturvårdsverkets arbete med ett handlingsprogram för efterbehandling av förorenade områden. SNV Rapport 4318.

Statens naturvårdsverk, 1994b: Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1994:2, MS:72.

Svenska geotekniska föreningen, 1987: Beteckningar vid geotekniska undersökningar. Redovisning i plan och sektion samt förkortningar. Blad 1-5.

Swedac, 1994: Swedac:s ackrediteringar. Laboratorier samt GLP-godkännanden. Swedac Doc 94:13.

Torstensson B-A, Petsonk A M, 1988: A Hermetically Isolated Sampling Method for Ground-Water Investigations. Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, A G Collins and A I Johnson, Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1988, pp 274-289.

Torstensson L Ed., 1993: Guidelines. Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment. SNV Report 4262, 1993.

Tremblay M, 1990: Mätning av grundvattennivå och porttryck. Statens geotekniska institut. Information Nr 11, Linköping. ISSN 0281-7578.

Triumf C-A, 1992: Geofysik för geotekniker - Metoder och tillämpningar. Statens råd för byggnadsforskning. T31:1992.

Westby T.: Provetaking av jprdevaeske. Anvendelse, utstyr og metodikk. Jordforsk. Rapport 6.!.3.1 - 1/1 Desember 1993.

Visser W, 1993: Contaminated land policies in some industrialized countries. TCB R02 (1993). Technical Soil Protection Committee, The Hague.

USEPA, 1991: Removal Program Representative Sampling Guidance, November 1991. Publication 9360.4-10.

Bilaga A

Minneslista för beställare av miljötekniska markundersökningar - att beakta vid förfrågan, anbudsgranskning, beställning och rapportutvärdering

Allmänt

Arbetet med en utredning påbörjas redan genom den skriftliga eller muntliga förfrågan som beställaren tillställer en eller flera konsulter. Om förfrågan, anbudsgranskning och upphandling genomförs på ett kompetent sätt har en god grund lagts för det fortsatta arbetet. Nedan redovisas några råd för upphandling av miljötekniska mark- och sedimentundersökningar.

Vid upphandling gäller för myndigheter, kommuner m.fl. lagen om offentlig upphandling (SFS 1992:1528).

Förfrågan

Allmänt: I förfrågan definierar beställaren sina önskemål beträffande uppdragets genomförande. Generellt gäller att ju mer uppgifter och material beställaren tillhandahåller redan i anbudsskedet ju bättre blir offerterna och det därav resulterande arbetet.

Antal anbudsgivare: Det är lämpligt med flera anbudsgivare.

Val av anbudsgivare: Om beställaren inte själv har kännedom om lämpliga kompetenta konsulter kan ofta kommunens miljömyndighet alternativt länsstyrelsen ge förslag på sådana.

Syfte: Ange uppdragets syfte, t.ex. översiktlig - alt. detaljerad undersökning inför planerad ändrad markanvändning.

Geografiskt läge: Ange undersökningsområdets läge och utbredning lämpligen illustrerat med en ritning som bifogas förfrågan.

Bakgrund, historik Ange tidigare industriverksamhet, förväntade föroreningar, tidigare miljöutredningar m.m.

Omfattning: Om det är möjligt för beställaren att ange omfattningen och noggrannheten på undersökningen (antal undersökningspunkter, laboratorieanalyser etc) bör detta göras för att erhålla anbud med samma ambitionsnivå. Om detta inte är möjligt måste varje konsult själv definiera innehållet i sitt anbud. Begär arbetsbeskrivning.

Redovisning: Ange att redovisning skall ske i enlighet med dispositionen som ges i kapitel 6 "RAPPORTERING" samt att sammanfattningen skall vara skriven så att även icke fackmän kan ta till sig informationen.

Av beställaren tillhandahållet material: Ange vilket material beställaren tillhandahåller, t.ex. ledningskartor, transparent kartmaterial, uppgifter om fix- och polygonpunkter, äldre undersökningar m.m. Det är en fördel om beställaren som känner till området själv tillhandahåller så mycket som möjligt av det erforderliga arbetsmaterialet.

Tid: Ange när offerten senast skall vara inlämnad och när undersökningarna senast skall redovisas.

Allmänna bestämmelser: Ange vilka bestämmelser som kommer att användas som bas för uppdraget - t.ex. ABK 87 (Allmänna Bestämmelser för Konsultuppdrag) eller dess efterföljare (omarbetning pågår).

Upphandlingsform: Ange vilken upphandlingsform som kommer att utnyttjas, t.ex. förenklad förhandling.

Ersättningsform: Olika typer av ersättningsformer är tänkbara, exempelvis fast pris, löpande räkning mot budget, incitamentsavtal m.fl. - jmf ABK 87.

Då arbetet med miljötekniska markundersökningar ofta inte är möjligt att bestämma i detalj i förväg är ofta löpande räkning mot budget en lämplig ersättningsform. Det innebär att konsulten i anbudet definierar ingående arbetsuppgifter och utlägg samt ger en budget för detta. Konsulten skall samtidigt ange med vilka timpriser personalen debiteras, å-priser på maskinhyror för provtagningsutrustning, laboratorieanalyser, etc. Om sedan behov av ytterligare insatser, t.ex. kompletterande provtagning och laboratorieanalyser uppkommer, kan den tillkommande kostnaden beräknas direkt och resultera i en överenskommelse om ett tillägg till budgetpriset. Denna överenskommelse bör ske innan arbetet utförs.

Är uppdraget av ringa omfattning och/eller möjligt att definiera i detalj kan fastpris eller incitamentsavtal tillämpas.

Analys: Ange att ackrediterade laboratorier skall utnyttjas för laboratorieundersökningar för att säkerställa kvalitén på laboratoriearbetet. Ange önskad analysnoggrannhet.

Referenser: Om beställaren är osäker på konsultföretagens erfarenhet inom området bör man begära att företagen lämnar referenser på likartade uppdrag. Referenser bör vara knutna till den föreslagna personalen (som skall vara namngiven i offerten) gärna som s.k. CV:n (meritförteckning, curriculum vitae).

Kvalitetssystem: Vid stora eller speciellt komplicerade arbeten bör beställaren begära en kortfattad redovisning av konsultföretagens kvalitetssystem samt hur det kommer att tillämpas i det aktuella uppdraget.

Anbudsutvärdering

Allmänt: De inkomna anbuden kommer med stor sannolikhet att variera beträffande omfattning och kostnad. Ett inte ovanligt hjälpmedel vid anbudsutvärderingen är då att göra ett betygssystem från t.ex. 1-5 och betygsätta varje anbudsgivares offert punkt för punkt. Detta medför att inte bara priset utan även andra viktiga kvaliteter beaktas vid utvärderingen. Några sådan punkter anges nedan.

Anbudets utformning: Är anbudet klart och redigt uppställt med erforderliga specificeringar och klarlägganden?

Uppdragets genomförande: Uppfyller anbudet de krav som ställts i förfrågan?

Kompetens och erfarenhet: Har föreslagen personal erforderlig kompetens och erfarenhet?

Tid: Kommer arbetet att hålla sig inom givna tidsramar? - Kontrollera även mot eventuella reservationer.

Pris: Vilket pris har respektive offert? - Var speciellt vaksam om prisskillnaden är stor. Sannolikt har man då inte offererat samma produkt, vilket kan ge sig tillkänna i form av t.ex. reservationer.

Reservationer: Försök värdera vad de olika offerternas eventuella reservationer kan innebära för kvalitén i utredningsarbetet och för totalkostnaden.

Kvalitetssäkring: Genomförs kvalitetssäkringen på ett tillfredsställande sätt i fält, på laboratorium och i utredningsarbetet?

Sidoanbud: Om någon konsult lämnat in även ett eget förslag till uppläggning av undersökningarna, som väsentligt avviker från förfrågningsunderlaget, bör beställaren av etiska skäl ej lämna ut detta förslag till övriga anbudsgivare. Utvärderingen av detta s.k. sidoanbud görs på samma premisser som övriga anbud.

Upphandling

Allmänt: Den formella upphandlingen av en av anbudsgivarna är i praktiken en beställning av vissa arbetsuppgifter. Det är således viktigt att upphandlingen sker i skriftlig form och så noggrant specificerat som möjligt. Exempelvis kan detta ske genom att utnyttja de förtryckta konsultkontrakten baserade på ABK 87 eller dess efterföljare som givits ut av Teknikkonsulterna. På dessa kontrakt finns utrymme att fylla på med för uppdraget erforderliga specifikationer. (Observera att då det i kontraktet

hänvisas till olika handlingar, t.ex. förfrågningsunderlag och , anbudshandlingar, gäller den *först angivna handlingen* framför en senare angiven handling).

Information: Att informera myndigheter, kringboende, press m.fl. på ett sakligt och pedagogiskt riktigt sätt är en mycket känslig och viktig del av arbetet. Ange således hur information om utredningsresultaten skall ske och till vem. Lämpligen sker all sådan information via beställaren. Resultaten bör aldrig undanhållas berörda parter.

Rapportutvärdering/Leveranskontroll

Allmänt: Omfattningen av beställarens rapportutvärdering kommer av naturliga skäl att variera med bl.a. uppdragets art och beställarens kompetens. Beställare som själva är kunniga inom området miljötekniska markundersökningar har naturligtvis förutsättningar att göra en mer omfattande kontroll av undersökningarnas genomförande, resultatens rimlighet m.m. än icke lika kunnig beställare. Nedan ges några generella råd för rapportutvärderingen.

Omfattning: Kontrollera att de i beställningen angivna arbetsuppgifterna har genomförts.

Redovisning: Kontrollera att redovisningen omfattar alla tillämpliga delar av dispositionen som ges i kapitel 6 "RAPPORTERING"

Genomförande: Kontrollera speciellt att provtagningen utförts på ett riktigt sätt och att analyserna genomförts med erforderlig analysnoggrannhet.

Presentation: Begär även en muntlig presentation av arbetets genomförande, erhållna resultat, utvärderingen, rekommendationer samt hur kvalitetssäkringen är genomförd.

Rimlighetsbedömning: Gör en egen rimlighetsbedömning av erhållna resultat.

Bilaga B

Exempel på föroreningar som är vanliga vid verksamheter med frekventa efterbehandlingsbehov

Bransch (exempel)	Typiska föroreningar
Gruvor	metaller, cyanider, aromater, olja
Metallurgisk industri	metaller, fluorider, cyanider, klorerade och icke klorerade lösningsmedel, olja, PAH och PCB.
Ytbehandl. av metall	metaller, cyanider, fluorider, aromater, klorerade lösningsmedel
Verkstadsindustri	metaller, olja, lösningsmedel
Skrothandel och bilsrotning	olja, metaller, aromater, klorerade lösningsmedel, glykoler, batterisyra, PAH och PCB
Bensin- och servicestationer	olja, aromater, metaller, PAH, klorerade lösningsmedel, glykoler
Gasverk (nedlagda)	PAH, aromater, fenoler o cyanider, eventuellt metaller
Kemtvättar	klorerade lösningsmedel
Garverier	krom och lösningsmedel
Träimpregnering	krom, koppar, arsenik, zink, PAH, fenoler och pentaklorfenol
Avfallsupplag	metaller, lösningsmedel, klorerade kolväten, olja och närsalter etc
Kloralkaliindustri	kvicksilverhaltigt avfall och grafitslam med dioxiner.
Fiberbankar nedströms skogsind.	avsatt organiskt material (fibersediment) förorenat med kvicksilver och i vissa fall PCB

Andra branscher med problem är elektronisk industri, tryckerier, textilindustri, tillverkning av lim, lack och målarfärger, plastproduktion, gummiproduktion, lagring av bekämpningsmedel etc. Även ytterligare branscher eller enskilda industrier som ej har nämnts här kan ha problem.

På senare tid har samhället gjort klart att användningen av vissa ämnen skall begränsas eller på sikt upphöra. Exempel på sådana ämnen är kvicksilver, bly, kadmium, arsenik, krom, klorerade organiska lösningsmedel samt klorfluorkarboner (CFC).

Emellertid har i samband med hanteringen av sådana och andra miljöfarliga ämnen skett spill så att mark förorenats och avfall uppkommit som, där det finns deponerat, sekundärt förorenar omkringliggande mark etc.

Vissa uppgifter finns att hämta i KEMI Rapport från kemikalieinspektionen 10/90, Begränsningsuppdraget, Bilaga Ämnesredovisning.

Exempel på beräknad procentuell fördelning på grundval av fugacitetsprincipen för några föroreningstyper i jord. Kirkegard 1994.

Beräkningen är gjord under förutsättning av ett innehåll om 0,2 procent organiskt material. Om andelen är mindre ändras fördelningen så att en mindre del av föroreningen knyts till jordens fasta beståndsdelar. Omvänt kommer en större del av föroreningen att vara bunden till de fasta beståndsdelarna, om det organiska innehållet är högre. Det har i exemplet inte tagits hänsyn till att föroreningskomponenterna även kan förekomma i fri fas. (Provtagningsmässigt är problemställningen då fri fas förekommer i princip densamma som utan fri fas. Men är det t.ex. tal om mycket flyktiga föreningar som vinylklorid, kan jämvikten ändras så mycket under provtagningen, att analysresultaten blir avsevärt missvisande.)

Namn	Benzen	Xylen	Naftalen	Fenantren	Vinylklorid	Trikloretylen	Isopropanol
Bruttoformel	C_6H_6	C_8H_{10}	$C_{10}H_{10}$	$C_{14}H_{10}$	C_2H_3Cl	C_2HCl_3	C_3H_8O
M-vikt	78	106	130	178	62	130	60

Omättade förhållanden: 20% luft, 20% vatten och 60% jord, varav 0,2% organiskt innehåll							
Luft	4,5%	0,6%	0,1%	0,002%	90,7%	7,2%	0,02%
Vatten	42%	6,6%	4,8%	0,3%	1,5%	30,9%	98,9%
Jord	53,5%	92,8%	95,1%	99,7%	7,8%	61,9%	1,1%

Mättade förhållanden: 40% vatten och 60% jord, varav 0,2% organiskt material							
Vatten	61%	12%	9%	0,7%	27%	50%	99,4%
Jord	39%	88%	91%	99,3%	73%	50%	0,6%

Som framgår är det stor skillnad på i vilken fas exempelvis fenantren och vinylklorid primärt återfinns och därmed måste olika krav på provtagningsmetod och provhantering ställas.

Fenantren är till helt övervägande delen knuten till jordens partiklar och är därmed relativt okänslig för val av provtagningsmetod.

Vinylklorid däremot kommer i den omättade zonen till övervägande del att finnas i luftfasen, varför en traditionell provtagning av jord kommer att ge helt felaktiga resultat. Här behöver porluften provtas. I den mättade zonen kommer vinylkloriden huvudsakligen att vara bunden till jordpartiklarna, men det är här mycket viktigt att jordprover inte kommer i kontakt med luft.

1. Kirkegaard C, 1994: Krav till miljöboringer i framtiden. ATV møde om miljøboringer nu og i framtiden. ATV Komiteen vedrørende Grundvandsforurening. Schøeffersgården 9 juni 1994.
2. Mackay D, 1981: Calculating fugacity. *Env Sci & Tech* 15 no 9, september 1981.

Ord- och begreppsförklaringar

AB92	Allmänna bestämmelser för byggnads-,anläggnings- och entreprenader. Svenska Teknologföreningen
ATD	Automatic Thermal Desorption, provtagningsystem av gasformiga ämnen på adsorbent
AOX	Adsorberbar organisk bunden halogen
BTEX	Bensen, Toluen, Etylbensen, Xylen
COD	Kemisk syreförbrukning
CPT	Spetsstrycksondering
CPT[U]	Kombinerad spets- och portrycksondering
DGP	Drivable Ground Probe
DNAPL	Se sjunkare
EOX	Extraherbara organisk bunden halogen
FID	Flamjonisationsdetektor
GC	Gaskromatograf
ICP	Multielementanalys av metalljoner
IR	Infrarödspektrofotometri
KAB	Klorerade alkylbensener och styrener
LGAS	Lookheed gas analysis system
LNAPL	Se flytare
MS	Masspektrometer
ODEX	Excenterborrning för foderrörsättning
PAH	Polyaromatiska kolväten (tjärämnen)
PCB	Polyklorerade bifenyler
PE	Polyeten
PID	Fotojonisationsdetektor
PP	Polypropylen
PTFE	Polytetrafluoretylen, (teflon)
SGF	Svenska Geotekniska Föreningen
SGI	Statens geotekniska institut
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning
SNV	Statens naturvårdsverk
SS	Svensk standard
VOC	Lättflyktiga kolväten
XRF	Röntgenfluorescensanalys

Akkumulationsbottnar

Uppträder där finmaterial med en falldiameter <0.006 mm deponeras. De är den enda typ av bottnar där materialdeposition förekommer kontinuerligt.

Adsorption

Koncentrering av ett ämne till ytan av en vätska eller fastämne till följd av adhesion.

Akvifer

Geologisk bildning som är så genomsläpplig att grundvatten kan utvinnas ur den i användbar mängd.

Diffusion

Spridning eller finfördelning av ett ämne i ett annat, t.ex. förorening fördelas inom en vattenmassa.

Dispersion

Spridning av ett ämne i ett annat genom molekyllärrörelser.

Erosionsbottnar

Uppträder där finmaterial ej deponeras.

Flytare

Lätt, med vatten ej eller föga blandbar vätska. Förkortningen (LNAPL) av det engelska uttrycket light non-aqueous phase liquids.

Hydrostatiskt tryck

Trycket av den vätskepelare som befinner sig ovan den punkt man betraktar.

Korskontaminering

Överföring av förorening mellan provtagningsnivåer och provtagningspunkter (- cross-contamination i amerikansk litteratur).

Perkolera

Långsam rörelse (hos vatten) genom lager av poröst material.

Redoxsensitiva ämnen

Ämnen som är känsliga för reducerande respektive oxiderande förhållanden. Redoxsensitiva element upptar eller avger elektroner beroende på framför allt tillgången på syre. Redoxsensitiva ämnen är t ex järn, mangan, kväve och krom.

Sjunkare

Tung, med vatten ej eller föga blandbar vätska. Förkortningen (DNAPL) av det engelska uttrycket dense non-aquous phase liquids.

Transportbottnar

Uppträder där finmaterial deponeras diskontinuerligt.

RAPPORT 4310

Vägledning för miljötekniska markundersökningar

Del I: Strategi

MILJÖPROBLEMEN KRING FÖRORENADE markområden, gamla avfallsupplag och förorenade sediment uppmärksammas allt mer. För att kunna bedöma vilka risker för hälsa och miljö som ett sådant område innebär och för att välja åtgärdsmetoder, krävs undersökningar av marken och föroreningarna.

Naturvårdsverkets vägledning för sådana marktekniska undersökningar är uppdelad i två delar. Denna rapport, "Del I; Strategi", beskriver en strategi för utredning och undersökning av området. Olika provtagningsmetoder tas upp översiktligt. Här berörs även säkerhetsaspekter, utvärdering och rapportering.

"Del II: Fältarbete" (rapport 4311) beskriver provtagning av jord, sediment, vatten och porluft. Även borrhning och installation av grundvattenrör tas upp. Ett viktigt avsnitt handlar om metoder för att snabbt och till låg kostnad samla in stora mängder översiktlig data genom så kallade scanningmetoder.

ISBN 91-620-4310-2

ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG