



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Bättre markundersökningar

Delprojekt 1

In situ-metoder för undersökningar av förorenad mark

EBBA WADSTEIN
KARIN AXELSTRÖM
LENNART LARSSON
SÖREN NILSSON PÅLEDAL
MIKAEL STARK

Varia 591

LINKÖPING 2008



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **591**

Bättre markundersökningar

Delprojekt 1

In situ-metoder för undersökningar av förorenad mark

EBBA WADSTEIN
KARIN AXELSTRÖM
LENNART LARSSON
SÖREN NILSSON PÅLEDAL
MIKAEL STARK

LINKÖPING 2008

| | |
|--------------|--|
| Varia | Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping |
| Beställning | SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se |
| ISSN | 1100-6692 |
| ISRN | SGI-VARIA--08/591--SE |
| Dnr SGI | 1-0605-0304 |
| Proj.nr SGI | 12790 |

Förord

Detta arbete ingår som del i SGI:s uppdrag ”Bättre markundersökningar” som har till syfte att bidra till bättre kvalitet på markundersökningar, för att ge kostnadseffektivare efterbehandlingar.

I denna inventering av in situ-metoder för undersökning av förorenad jord beskrivs tolv mer eller mindre kommersiella metoder. Studien har främst avgränsats till att omfatta metoder som mäter föroreningsinnehåll *in situ*, dvs. på jord som inte tagits upp (i motsats till *on site*). Det har även tagits med två övriga metoder – CPT för att tolka de geologiska och hydrogeologiska förhållanden som ofta är kopplade till andra sondmätningar samt en metod som håller på att utvecklas, jordnäsar, som kan bli intressant i framtiden.

SGI vill med denna inventering lyfta fram möjligheterna att använda in situ-metoder som ett komplement till traditionella provtagningstekniker och för att få fram *bättre och säkrare* undersökningsresultat vid miljögeotekniska undersökningar. Detta är speciellt viktigt då det visat sig att det funnits stora avvikelser från uppskattade och verkliga efterbehandlingskostnader, bl.a. på grund av att felaktiga slutsatser dragits utifrån undersökningsresultaten.

Linköping i april 2008

Författarna

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

| | |
|---|-----------|
| Sammanfattning | 7 |
| 1 Bakgrund | 8 |
| 2 Syfte och Målsättning med delprojekt 1 | 9 |
| 3 Metodik och avgränsningar | 9 |
| 4 In situ-undersökningar av föroreningar | 10 |
| 4.1 MIP (Membran Interface Probe) sond..... | 10 |
| 4.1.1 Användbarhet..... | 13 |
| 4.1.2 Begränsningar | 13 |
| 4.1.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 13 |
| 4.2 FFD (Fuel Fluorescence Detector) sond..... | 14 |
| 4.2.1 Användbarhet..... | 15 |
| 4.2.2 Begränsningar | 16 |
| 4.2.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 16 |
| 4.3 LIF (laser-induced fluorescence) sond | 16 |
| 4.3.1 Användbarhet..... | 18 |
| 4.3.2 Begränsningar | 19 |
| 4.3.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 19 |
| 4.4 Hydrosparge..... | 19 |
| 4.4.1 Användbarhet..... | 20 |
| 4.4.2 Begränsningar | 20 |
| 4.4.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 20 |
| 4.5 Thermal Desorption Sampler..... | 20 |
| 4.5.1 Användbarhet..... | 21 |
| 4.5.2 Begränsningar | 21 |
| 4.5.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 22 |
| 4.6 LIBS..... | 22 |
| 4.6.1 Användbarhet..... | 23 |
| 4.6.2 Begränsningar | 23 |
| 4.6.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 23 |
| 4.7 XRF-sond..... | 23 |
| 4.7.1 Användbarhet..... | 24 |
| 4.7.2 Begränsningar | 24 |
| 4.7.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 25 |
| 4.8 COWIs metod för porluftssondering | 25 |
| 4.8.1 Användbarhet..... | 25 |
| 4.8.2 Begränsningar | 25 |
| 4.8.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 25 |
| 4.9 Trädkärnemetoden | 26 |
| 4.9.1 Användbarhet..... | 26 |
| 4.9.2 Begränsningar | 26 |
| 4.9.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 26 |
| 4.10 Resistivitet | 26 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 4.10.1 | Användbarhet..... | 28 |
| 4.10.2 | Begränsningar | 28 |
| 4.10.3 | Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 28 |
| 4.11 | Stångslingram | 28 |
| 4.11.1 | Användbarhet..... | 29 |
| 4.11.2 | Begränsningar | 30 |
| 4.11.3 | Tolkningar och komplexitet..... | 30 |
| 4.12 | Georadar | 30 |
| 4.12.1 | Användbarhet..... | 30 |
| 4.12.2 | Begränsningar | 31 |
| 4.12.3 | Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 31 |
| 5 | Övriga intressanta metoder | 31 |
| 5.1 | CPT-sondering..... | 31 |
| 5.1.1 | Användbarhet..... | 31 |
| 5.1.2 | Begränsningar | 31 |
| 5.1.3 | Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 32 |
| 5.2 | Jordnäsa (Electronic nose)..... | 32 |
| 5.2.1 | Användbarhet..... | 32 |
| 5.2.2 | Begränsningar | 33 |
| 5.2.3 | Komplexitet, tolkningssvårigheter..... | 33 |
| 6 | Enkätundersökning | 33 |
| 6.1 | Utvärdering av enkätundersökningen..... | 34 |
| 7 | Slutsatser och förslag till fortsatt arbete | 35 |
| 7.1 | Rekommendation på metoder som bör testas i demonstrationsförsök i Sverige | 35 |
| 7.1.1 | MIP-sonden..... | 35 |
| 7.1.2 | LIF-sond..... | 35 |
| 7.1.3 | COWI:s porluftssond | 35 |
| 7.1.4 | Sond för mätning av tungmetaller (XRF/ LIBS) | 35 |
| 7.1.5 | Resistivitet och Stångslingram..... | 36 |
| 8 | Referenser | 36 |

SAMMANFATTNING

Inventerade och genomgångna in-situ metoder för undersökning av förorenad jord är mer eller mindre lämpade för undersökningar över och under grundvattenytan. Metoderna är speciellt lämpade som snabba screeningsmetoder vilka i några fall ger inledande upplysningar om både geologi och föroreningsmängd. Fördelen med dessa tekniker är att en stor mängd data erhålls snabbt, som kan ligga till grund för en dynamisk provtagningsstrategi redan i fält. Metoderna ersätter oftast inte traditionell provtagningssteknik men kan vara ett viktigt komplement för att rikta provtagning till de viktiga områdena och på det sättet få kostnadseffektivare och säkrare beslutsunderlag.

Mätmetoderna som beskrivits är till stor del metoder där en sond trycks ner i jorden för olika typer av direktmätningar. Även några användbara geofysiska mätmetoder beskrivs där marklagrens olika förmåga att leda ström, resistivitet, mäts genom att skicka ned elektrisk ström från elektroder som sätts i markytan. Dessutom beskrivs en kärnveds metod som bygger på att klorerade lösningsmedel i trädkärnor indikerar förorening i grundvatten.

För att metoderna ska vara gångbara i större skala ska de vara enkla att använda, inte innebära alltför stora investeringar, ge värdefull information som inte kan fås med traditionell skruvborrtagning eller provgropsgrävning, kunna ersätta/komplettera dyra analyser och förbättra den samlade bilden av föroreningssituationen för att göra säkrare bedömningar och kostnadsberäkningar.

SGI bedömer att följande beskrivna metoder har störst potential för användning i större skala i Sverige:

| | |
|---------------------------------|---|
| MIP-sond | Har bra potential för lättflyktiga kolväten, inklusive klorerade kolväten, som annars är svåra att provta och analysera i jord. Metoden är robust och färdig att användas men tolkningen av resultat kräver erfarenhet. |
| LIF-sond | Har bra potential för lättare och tyngre kolväten. Tekniken har använts kommersiellt i mer än 10 år och används av minst två företag i Europa. |
| COWI por-luftssond | Är en snabb och relativt enkel metod för sondering och bestämning av bl.a. flyktiga klorerade kolväten. Möjliggör en första avgränsning så att fortsatt mer detaljerad provtagningen kan riktas bättre. |
| Sond för tungmetaller XRF/LIBS | Genom att använda sonderingsmetoder för mätning av metallföroreningar minskar risken för att övre jordlager kontaminerar djupare nivåer. På detta sätt fås säkrare underlag för att avgränsa föroreningar. Metoderna finns ännu inte kommersiellt gångbara och behöver utvecklas vad gäller detektionsnivå för vissa ämnen. |
| Resistivitet och Stång-slingram | Beskriver större variationer i marken utan borrhning och kan ge mycket värdefull information t.ex. vid undersökning av deponier eller områden med nedgrävt avfall. Teknikerna är kända i Sverige men kräver erfarenhet för att kunna tolka resultaten. |

1 BAKGRUND

Vid de efterbehandlingsobjekt som genomförts inom Naturvårdsverkets bidragsspår (objekt utan ansvarig huvudman) har det visat sig att kostnaden för efterbehandling ofta blivit betydligt dyrare än vad som beräknats i huvudstudie och åtgärdsutredning. En viktig orsak är att markundersökningarna i huvudstudierna inte alltid ger tillräcklig kunskap om föroreningsituationen samt att osäkerhetsaspekterna ofta är förbisedda i beslutsprocessen. SGI anser att det behövs praktiska demonstrationsförsök där alternativa provtagningsstrategier och alternativa undersökningsmetoder används och jämförs med mer traditionell provtagning.

Flera olika metoder finns för att undersöka markens innehåll av föroreningar. Den vanligaste förekommande strategin vid svenska undersökningar är traditionell provtagning och analys i laboratorium. Traditionell provtagning innebär oftast att jordprover tas upp med hjälp av skruvborrprovtagning eller från provgrovsgrävning och sedan utförs eventuellt fältmätning med hjälp av PID (VOC) och/ eller XRF instrument (metaller). Därefter skickas ett urval av proverna för analys på laboratorium. För vatten innebär det att vatten tas upp med hjälp av pump eller provtagare och sedan utförs mätning av t.ex. temperatur, pH, syre och redox. Olika faktorer bidrar till att bromsa implementeringen av nya metoder. Nya metoder kräver investeringar, riskvilligt kapital samt att miljömyndigheter och beställare måste övertygas om metodernas tillförlitlighet. För att detta ska vara genomförbart krävs att information finns tillgänglig om metodernas användbarhet och kostnadsläge etc. För att underlätta informationsspridning har därför ett projekt inletts på SGI som har till syfte att visa på fördelar med att använda sig av metoder att undersöka föroreningen in situ, dvs. utan att ta upp jordprover.

Projektet är indelat i flera etapper.

I etapp 1 ingår följande delprojekt:

- en inventering av in situ-metoder för undersökning av förorenade områden, litteraturstudie.
- en granskning av undersökningsrapporter från två branscher, impregneringsanläggningar och kemtvätt.

Etapp 1 påbörjades 2006 och avslutas våren 2008.

I etapp 2 ingår:

- Demonstrationsförsök där in situ-metoder m.m. demonstreras och jämförs med konventionella metoder.

Ett flertal projekt har genomförts i etapp 2. MIP-sonden har tillsammans med redovisningsverktyget SADA använts på objekt Alingsåstvädden (SGI 2007 a). Där prövades även en multinivåprovtagare för grundvattenundersökning av klorerade lösningsmedel (SGI 2006 b). Efter en förstudie av marina mätmetoder för kartläggning av förorenade fiberbankar (2007 b) gjordes försök med på objekt Svanön och Hallstanäs i Västernorrland. Dessa försök planeras att redovisas i pågående förstudierapporter för Svanön respektive Hallstanäs under 2008.

Demonstrationsprojektets syfte är att sprida och verifiera ny nationell kunskap baserat på in situ-mätningar samt om möjligt anpassa dem till svenska förutsättningar m.a.p. geologi, tekniska resurser mm. Försöken ska ge praktisk kunskap om för- och nackdelar med olika provtagningsstrategier och undersökningsmetoder och för vilka objekt de är anpassade för.

2 SYFTE OCH MÅLSÄTTNING MED DELPROJEKT 1

Syfte med delprojekt 1 är att samla uppgifter, nationellt och internationellt, och beskriva för och nackdelar med in situ-metoder som kan användas för att undersöka förorenade områden. Studien ska också ligga till grund för val av lämpliga metoder som kan användas i kommande demonstrationsförsök inom huvudprojektet "Bättre markundersökningar".

3 METODIK OCH AVGRÄNSNINGAR

Litteraturstudien har avgränsats till att omfatta använda metoder som mäter föroreningsinnehåll *in situ*, d v s på jord som inte tagits upp (motsats till *on site*). Anledningen till denna avgränsning är att in situ-mätningar är relativt lite använt i Sverige och att det i vissa fall finns osäkerheter med traditionella skruvborrprovtagningar vad gäller t.ex.. kontamineringsrisk mellan nivåer och förluster av flyktiga ämnen. Vid litteraturstudien har metoder valts genom litteratursökningar på Internet, främst på hemsidan <http://clu-in.org/> som utvecklats av det amerikanska Naturvårdsverket, EPA för information om undersökning och åtgärder för förorenade områden, samt metoder som använts av SGI eller på annat sätt kommit till vår kännedom.

Varje undersökningsmetodik beskrivs med avseende på

- Inledande allmän beskrivning av teknik mm.
- Användbarhet
- Begränsningar
- Komplexitet, tolkningssvårigheter

Beskrivningarnas detaljeringsgrad varierar beroende på hur mycket information som erhållits om metoderna och om det finns praktisk erfarenhet i Sverige. SGI har inte kunnat kvalitetsgranska all information och för vissa metoder kan översättningen till svenska inte blivit helt korrekt. SGI hänvisar därför särskilt intresserade till referenserna för varje metod.

Några kostnader har inte redovisats då flera av metoderna inte använts i Sverige ännu och kostnaden för provtagning kan variera mycket från plats till plats beroende på bland annat jordlagerföljder, markytans beskaffenhet, djup till grundvattenyta etc.

En enklare enkätundersökning har även skickats ut till handläggare på länsstyrelserna inom förorenad mark för att inventera om de kommit i kontakt med in situ-metoder.

4 IN SITU-UNDERSÖKNINGAR AV FÖRORENINGAR

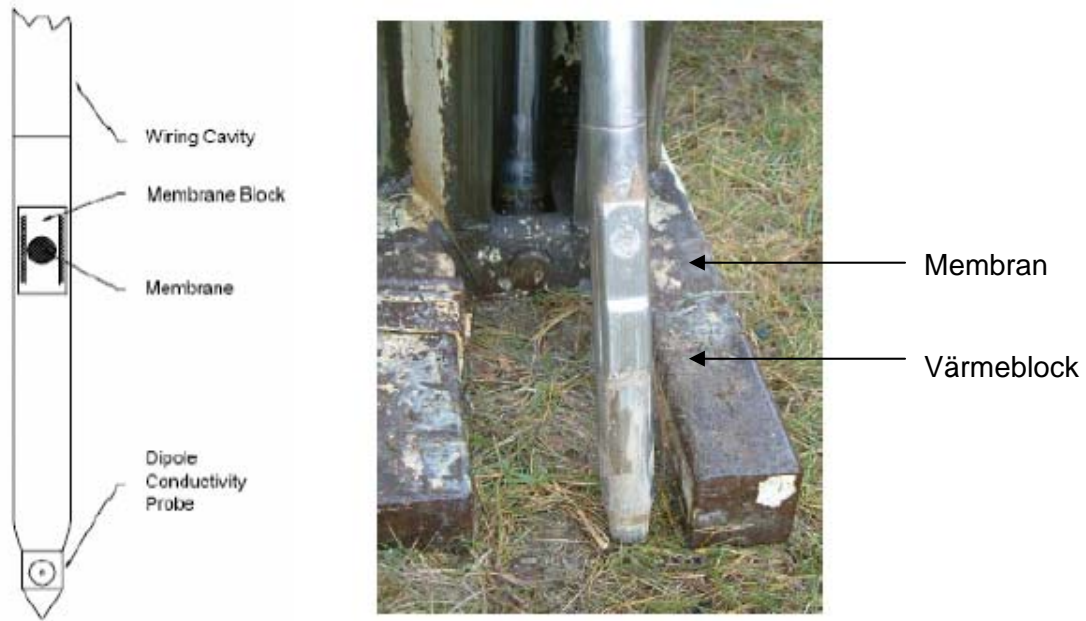
I USA finns begreppet Direct Push Technologies (DTU), (EPA 2005), som är ett samlingsnamn på olika tekniker där en sond pressas ner i marken för olika typer av mätningar. I begreppet ingår också att mätdata erhålls direkt i fält. Genom att koppla på olika verktyg på sonden kan oftast ostörda prover tas ut (jord, porluft och vatten). Fördelen med dessa tekniker är att en stor mängd data erhålls snabbt, som kan ligga till grund för en dynamisk provtagningsstrategi redan i fält. Generellt är dessa metoder kostnadseffektiva i relation till mängden mätdata som erhålls. Möjligheten till relevant nivåspecifik provtagning är vanligtvis också avsevärt bättre än vid traditionell undersökningsteknik. Genom att mycket mätdata erhålls är förutsättningen för att upprätta 3D-kartor goda. Vissa begränsningar finns dock, särskilt när det gäller möjligheten att pressa ner sonden i vissa geologiska material, t.ex. hårda moräner eller steniga/blockiga fyllnadsmassor. Möjligheterna att ta ut större prover kan också vara begränsande. Vid användandet av vissa tekniker finns inte möjlighet att installera permanenta grundvattnetrör, vilket innebär att det inte går att följa upp med upprepad provtagning i samma punkt. Detta gäller dock inte för alla metoder. USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket, EPA, har utvecklat en hemsida där innovativa efterbehandlings- och fältundersökningsmetoder för förorenad mark beskrivs (<http://clu-in.org/char/technologies/>).

Beträffande de geofysiska metoder som har potential när det gäller undersökning av förorenade områden kan nämnas resistivitet och georadar. SGI har erfarenhet av dessa vid olika typer av undersökningar och vid handledning av examensarbeten. En litteraturstudie har också genomförts med målsättning att undersöka metodernas potential (SGI, 2005). De geofysiska metoderna skiljer sig åt från DTU-teknikerna på så sätt att resultaten inte erhålls i fält. En gemensam faktor är dock att plymen kan avgränsas utan att prover behöver tas upp. Alla metoder kräver dock viss provtagning med traditionell laboratorieanalys, för att kunna göra en platsspecifik korrelering av mätresultaten.

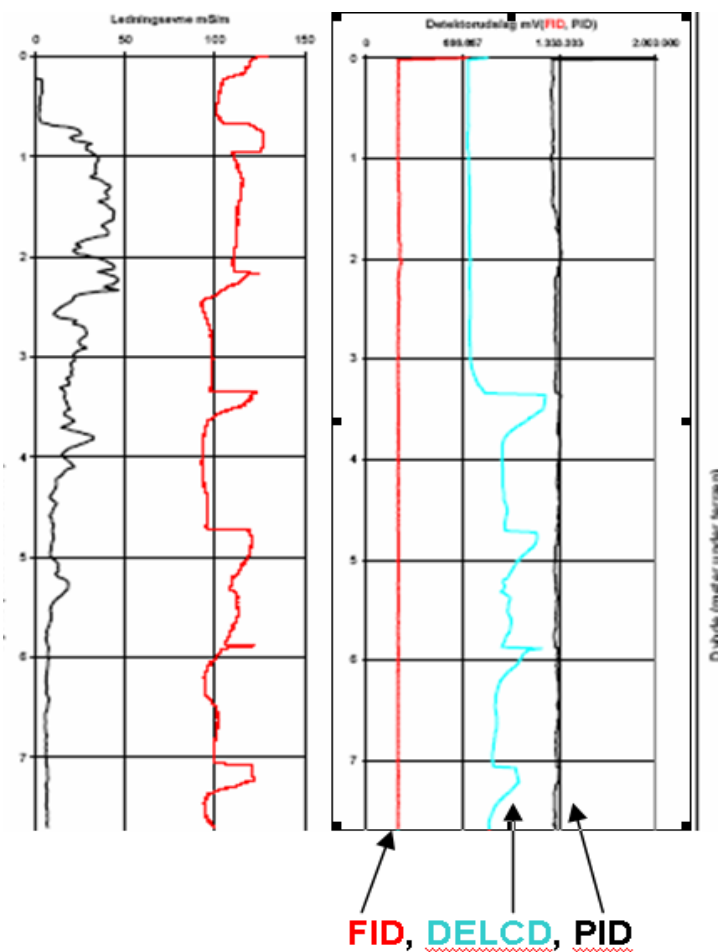
4.1 MIP (Membran Interface Probe) sond

MIP-sonden är en form av proluftmätning. Sondens är känslig för flyktiga organiska ämnen. MIP-sonden finns inte på svenska marknaden men används bland annat i USA och Danmark. Den har dock testats på några platser i Sverige av SGI, t.ex. Alingsås och Motala (SGI, 2006 och SGI, 2007). MIP-sonden (Membran Interface Probe) trycks ner, vanligtvis med hjälp av en Geoprobe-rigg, samtidigt som olika parametrar/ämnesgrupper loggas kontinuerligt. Sondens neddrivs antingen kontinuerligt eller i intervaller beroende på jordart och förorening. En lättflyktig förorening i grovkornig jord medger kontinuerlig neddrivning medan en mindre lättflyktig förorening i lera innebär att sonden behöver drivas ned i intervaller.

I nedre delen av sonden finns en värmeplatta av stål som håller en temperatur av ca 80 – 120 °C. Denna värmer omgivande jord och lättflyktiga ämnen vandrar in genom ett membran som är placerat i närheten av värmeplattan. Gaserna transporteras vidare upp till markytan med hjälp av en inert bärgas (N₂ eller He) till en fält-GC. Figur 1a visar MIP-sonden.



Figur 1a. MIP-sond (bild delvis från Pirard, 2006).



Figur 1b. Exempel på redovisning från MIP-sonden med utslag för de olika detektorerna i förhållande till djup.

Fält-GC:n har oftast tre detektorer (PID, FID och DELCD) vars respons loggas för varje ca 1,5 cm om sonden drivs ned kontinuerligt. Resultatet redovisas som diagram, se figur 1b. De olika detektorernas funktion och mätkapacitet beskrivs nedan.

PID – Photo Ionization Detector

PID-detektorn mäter flyktiga organiska föroreningar med lägre joniseringsenergi än instrumentets inbyggda UV-lampa, t.ex. bensen, toluen, xylen och hexan. Genom att belysa gas med sådana föreningar med en ultraviolet lampa joniseras vissa gasmolekyler och fria elektroner fångas upp av elektroder, vilket resulterar i en ström som är proportionell mot gaskoncentrationen. Vanligtvis används en 10,6 eV lampa som ger ifrån sig 120 nm våglängd (UV). Mät noggrannheten är ner till 10 ppm. Detektorn är ”icke-destruktiv” vilket gör att inkommande molekyler kommer ut från detektorn oförstörda och kan då även detekteras med andra, i efterföljande serie kopplade, detektorer, t.ex. FID och DELCD enligt nedan. Responsen anges i millivolt

FID – Flame Ionization Detector

Ämnen förbränns i en vätgas/luft-flamma så att joner bildas, vilket resulterar i en mätbar elektrisk ström i detektorn. Det är framför allt C-H-bindningar som joniseras, vilket gör FID känslig för kolväten som alifater och lättare PAH. Responsen är proportionell mot antalet kolatomer. Detektorns fördelar är den höga känsligheten och det stora linjära området. Den kan dock inte, eller dåligt, detektera ämnen som t ex svavelväte, perkloretylen och ammoniak. FID-responsen är robust, linjär/stabil från dag till dag och kan vanligtvis mäta ned till 1 ppm. Responsen anges i millivolt.

DELCD – Dry Electric Conductivity Detector

DELCD-detektor indikerar framförallt förekomst av klorerade kolväten och kopplas normalt efter FID-detektorn. Orsaken är att DELCD arbetar med vissa restprodukter som kan bildas vid förbränningen av halogenbaserade kolväten (främst klor- och brombaserade) i FID-detektorn. För klorerade kolväten är denna restprodukt klordioxid. DELCD är mycket känslig för halogener och är ”blind” för syre. Därtill, med dessa två detektorer kopplade i serie, undviks kolvätekontaminering av DELCD-detektorn, eftersom FID-detektorn förbränner kolvätena. Detta är värdefullt, t ex då föroreningsmix består av både vanliga kolväten (t.ex. diesel) och klorerade dito (klorerade alifater, etc.). DELCD arbetar vid ca 1000 °C. Det genereras ett moln av fria elektroner i instrumentet med hjälp av betastrålning. När ämnen med elektronegativa atomer når cellen, bildas det negativa joner. Genom detta minskas mängden av fria elektroner, vilket mäts av instrumentet. Responsen anges i millivolt

Förutom data från fält-GC:n så loggas följande parametrar kontinuerligt:

- Konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga)
- Neddrivningshastighet
- Temperatur

Kontinuerlig mätning av den elektriska konduktiviteten ger information dels om joner (salter etc.), dels om typ av jordart. Det senare baseras på att jord med högt lerinnehåll har mycket högre partikel-partikel-kontakt än sand, varvid högre konduktivitet erhålls med lera än med sand (sand har mer porluft som har låg ledningsförmåga, därtill har partiklar viss ytladdning varvid ökad yta per volymenhet, dvs. minskad partikelstorlek,

ökar den potentiella sammantagna ledningsförmågan). Jordens innehåll av vatten har stor effekt på det elektriska konduktiviteten men det synes vara så att fastän vatteninnehållet i jorden ändras så kan i de flesta fall ändå differenser i jordtyp urskiljas i responsen.

Nedrivningshastigheten ger mätdjup och temperaturen ger information om värmefunktionen på sonden samt temperatur i omgivande matris (som bl.a. kan användas i förhållande till respons på nedan angivna detektorer).

4.1.1 Användbarhet

Metoden är lämplig att använda för avgränsning av organiska ämnen, exempelvis oljeprodukter, vissa PAH samt klorerade alifater. Sonden har ett värmeelement som vanligtvis värmer upp intilliggande material (jord etc.) till ca 70°C (ibland högre, ibland lägre, beror på neddrivningshastighet, värmeledningsförmåga hos markmaterialet etc.). Härvid kan även organiska ämnen som inte är att betrakta som lättflyktiga vanligtvis detekteras. Eftersom detektorerna finns ovan markytan är själva sonden relativt robust och kan därför slås ner. Därtill, om tillräckligt många punkter undersökts kan en god 3-dimensionell bild av föroreningsplymen erhållas (tas med fördel fram visuellt med lämplig 3-D programvara). Metoden är lämplig vid all undersökning över och under grundvattenytan av ovan nämnda ämnesgrupper. Metoden är speciellt lämpad som snabb screeningsmetod som ger inledande upplysningar om både geologi och föroreningsmängd. Fördelen med sådan teknik är att en stor mängd data erhålls snabbt, som kan ligga till grund för en dynamisk provtagningsstrategi redan i fält

4.1.2 Begränsningar

En nackdel med metoden kan vara att jordarten inte får innehålla för mycket stora stenar för att möjliggöra en nedtryckning/penetration. Längden på slangen som används för bärargasen samt borrhiggens kapacitet innebär också begränsningar för hur långt sonden kan tränga ned i marken.

Vidare så krävs god kontakt mellan värmeelementet och omgivande matris/jordlager för att kolväten ska förångas och följa med bärargasen upp till markytan. Responsen är semi-kvantitativ och för bättre säkerhet i halt behöver responser kalibreras mot relevanta prov som analyserats på laboratorium i undersökt medium (jord, grundvattenakvifer, etc.). Då tre detektorer används tillsammans (PID, FID, DELCD) är begränsningen mindre vad gäller typ av flyktig föroreningsgrupp och mer vad gäller hur väl föroreningarna i marken kommer att förångas och föras med gasströmmen inne i sonden upp till GC-detektorerna ovan mark. Olika jordarter, olika vatteninnehåll samt tid som värmeelementet är i kontakt med sin omgivning på en viss nivå påverkar hur väl de flyktiga föroreningarna på den nivån kan lämna sin matris och förångas, som i sin tur påverkar detektorresponserna.

4.1.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

De mätinstrument som kan kopplas till den gasström som förts upp till markytan kan enbart ge information om vilka ämnesgrupper som förekommer, inte om enskilda ämnen. Detektorernas utslag måste också korreleras till platsspecifika laboratorieanalyser.

Det semipermeabla membranet fungerar också på så sätt att mätinstrumentets utslag inte är direkt proportionellt mot laboratorieanalyserade prover, utan att ju högre halterna är, desto mindre andel kommer att ta sig igenom membranet. Härav fås att ju högre de reella halterna är desto större differens mellan DELCD-responsen och reell halt. DELCD är en av detektorerna som är kopplad till gasströmmen från MIP-sonden. Den detekterar organiska klorföreningar, förutsatt att den är kopplad efter en FID-detektor (och förutsatt att det inte finns signifikanta andelar av andra halogenerade organiska föreningar). FID använder sig av en flamma varvid de organiska föreningarna mineraliseras varefter DELCD detekterar kloriderna (halogener). Kombinationen FID/DELCD innebär alltså att man kan identifiera om de toppar som FID genererar härstammar från klorerade organiska föreningar eller ej. Vid tolkning av resultaten kan, som nämnts ovan, också olika samband mellan halt och utslag uppstå, beroende på variation i jordarter, vatteninnehåll etc.

4.2 FFD (Fuel Fluorescence Detector) sond

FFD-sonden (Fuel Fluorescence Detector), se Figur 2, bygger på fenomenet fluorescens, som innebär att vissa ämnen (främst aromater/PAH och fleromättade alifater) avger ljus med speciella våglängder när de blir belysta. FFD-sonden har testats i Sverige bl.a. vid undersökningar i regi av SPIMFAB, svenska petroleuminstitutets miljösaneringsfond AB. SGI hyr ut sonden.

I FFD-sonden finns en kvicksilverlampa som sänder ut energi i form av ultraviolett ljus. Detta ljus exciterar elektroner i atomernas atomskal. När den exciterade atomen faller tillbaka till sitt normala tillstånd utsänder (emitterar) den ljus med viss energi. För FFD-sonden gäller främst fluorescerande ljus. Detta emitterande ljus har en specifik våglängdskarakteristik beroende på vilket ämne som exciteras. Detta fenomen gör sonden användbar för detektering av olika organiska föreningar, t ex bensen, diesel och kreosot. Det fluorescerande ljuset registreras inom två våglängdsområden, 280 – 450 nm samt 450 nm och längre, vilket gör det möjligt att avgöra om det är lättare (t ex bensen eller diesel) eller tunga kolväten (t ex kreosot) som fluorescerar.



FFD sonden med CPT sensor, data-loger och fältdator.

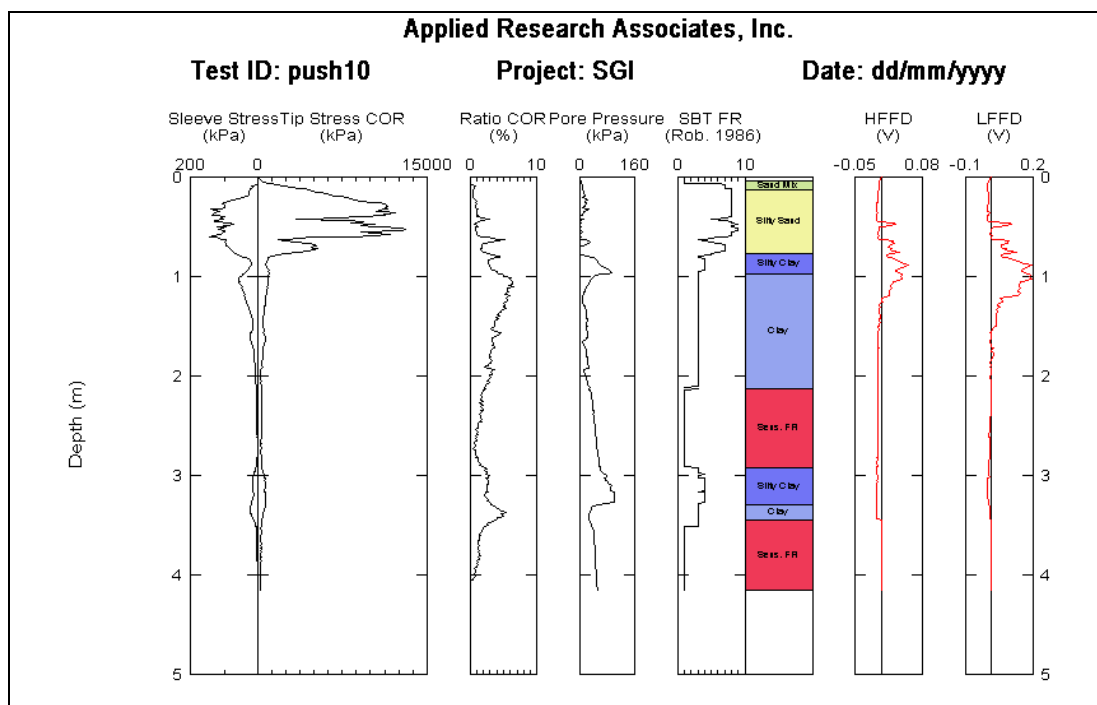


Sonden trycks ned i marken med en vanlig borrhandsvagn.

Figur 2. FFD-sond och borrhandsvagn.

Vid en fältundersökning trycks sonden ned i marken med hjälp av en borrhandsvagn. Det sker en omedelbar registrering av fluorescensen av lätta och tunga kolväten med avseende på djup under markytan i en datalogger. Den höga datadensiteten (det vanliga samplingsintervallet är ca 2 cm) gör det möjligt att minska mätosäkerheter och ge ett bra beslutsunderlag.

FFD-sonden ger ett semikvantitativt mått på föroreningsutbredningen i marken. Instrumentet registrerar kontraster i föroreningskoncentrationer i form av variation i elektrisk spänning (genererad av fotocell). Detta innebär att resultaten från mätningarna är relativa och måste kalibreras med laboratorieanalys i ett antal valda punkter inom det undersökta området. I sin enklaste version redovisas resultaten i diagram där respons från påträffande föroreningar, samt andra parametrar av intresse, redovisas med avseende på djup under markytan, se Figur 3.



Figur 3. Exempel på redovisning av sondering med FFD-sond. Diagrammet HFFD indikerar förekomst av tunga medan diagrammet LFFD indikerar lättare petroleumprodukter inom djupintervall mellan 0,5 m och 1,5 m. Samtidigt registreras jordens mekaniska (neddrivningsmotstånd) och hydrogeologiska (portryck) egenskaper och det görs en direkt tolkning av lagerföljden.

4.2.1 Användbarhet

Metoden lämpar sig för objekt där organiska föroreningar med omättade bindningar (främst aromater/PAH samt fleromättade alifater) ska undersökas. Resultaten från sonderingen erhålls direkt i fält i dataloggern. Då flera sonderingar utförs inom ett område kan data processas direkt i fält (i t.ex. en laptop) varvid man kan erhålla en tredimensionell bild av den förorening som registrerats av FFD-sonden.

Ju grövre jordarter desto bättre respons. Detta måste tas hänsyn till vid utvärdering av föroreningsutbredning i heterogena markområden.

4.2.2 Begränsningar

En nackdel med metoden är att den kvicksilverlampa som finns i sonden är relativt stöt-känslig och inte medger att sonden drivs ner med slag. En borrhandsvagn med stor tryckkraft är en förutsättning för ett lyckat sonderingsresultat. Maximal belastning på sonden är ca 20 ton tryckkraft vilket är långt större än kapaciteten för svenska borrhandsvagnar. Sondering går i allmänhet bra att utföra i lera och silt, medan steniga eller blockiga fyllningar ofta medför att sonden inte kan komma ned till erforderligt djup.

Dessutom är styrkan på responsen till fotocellen beroende av jordtyp. Finkorniga material som lera ger lägre respons än grövre material som sand, vid samma föroreningshalt (Nilsson Påledal et.al., 2003). Typ av jordart är därför på flera sätt begränsande för dess användbarhet. Ju mer heterogent (jordartsmässigt) ett område är desto mer prover från olika jordlager behöver tas upp och analyseras kvantitativt för injustering av resultaten från FFD-sonderingen.

Slutligen kan mätning inte utföras i ytliga jordlager som inte är fullständigt avskärmade från sol-/UV-/dagsljus. Detektionsgräns finns inte allmänt angiven men kan grovt uppskattas vara ca 50 – 200 ppm i jord och ca 2 – 20 ppm i grundvatten

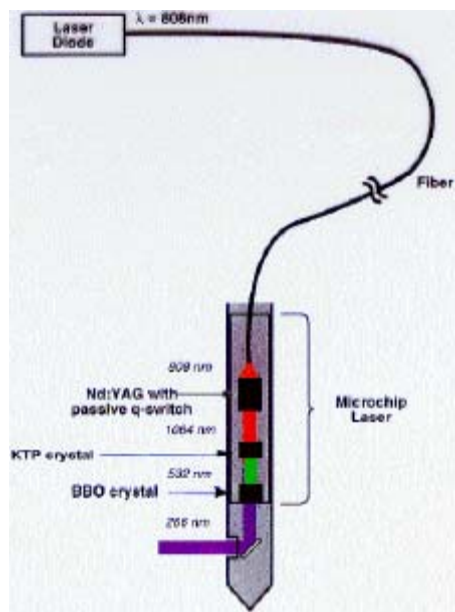
4.2.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Metoden är semikvantitativ och kräver parallell provtagning och kvantitativ analys av innehåll för kalibrering av responsstyrkan. Dessutom kan det finnas mineralkorn i jorden som har fluorescerande effekt vid belysning med UV som t.ex. kalcit och dessa ger en icke önskvärd positiv påverkan på responsen.

Effekten från kvicksilverlampan är temperaturberoende och minskar med sjunkande temperatur. Därför är det viktigt att förvara sonden i ett uppvärmt utrymme innan fältundersökningar på vinterhalvåret och se till att sonden är ovanför markytan så kort tid som möjligt under fältundersökningen då temperaturen i marken ofta är högre än i luften under vinterhalvåret.

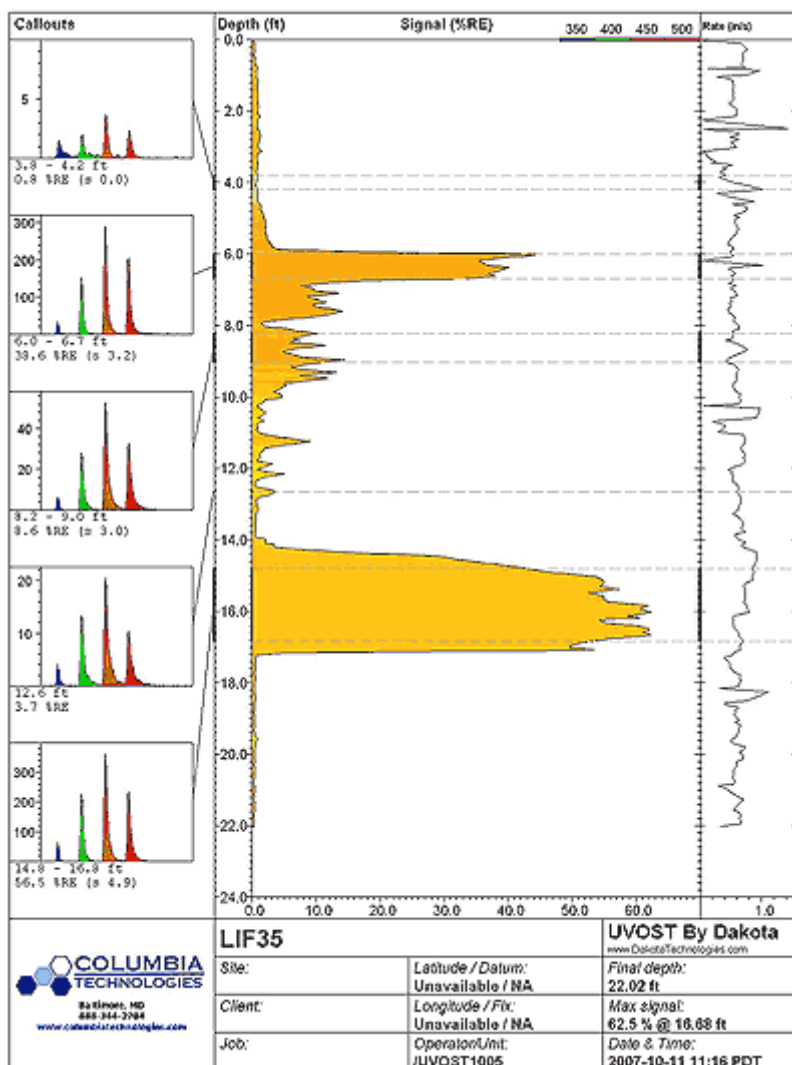
4.3 LIF (laser-induced fluorescence) sond

Laser-Induced Fluorescence (LIF) är en metod för screening av kolväten i omättad och mättad zon. Metoden har stora likheter med FFD-sonden och går ut på att sända ut ultraviolett ljus från en laser genom ett safirfönster mot det närliggande förorenade materialet (t.ex. jorden), se Figur 4.



Figur 4. *Laser-Induced Fluorescence sond. Bilden är från ESTCP, 1997*
(<http://www.estcp.org/documents/techdocs/199517.pdf>)

Sensorn är belägen ovan mark och ljuset transporteras i en optokabel. Laserljuset, i form av UV-ljus, transporteras genom sondens safirfönster varvid UV-strålen exciterar omätade föreningar (främst fleromättade alifater, aromatiska föreningar/PAH) och får dem att fluorescera. Spektrumet som erhålls av fluorescensen indikerar typ av PAH. Genom att jämföra sammanställningen av olika kolväten kan typ av oljeprodukt fastställas. Intensiteten används som ett mått på halter. Skillnaden mot FFD-sonden är bl.a. att denna metod genererar UV-ljuset med en laser varvid avgiven energi kan bli större vilket i sin tur kan ge lägre detektionsgräns samt att resultaten presenteras som total respons och även respons för fyra olika våglängder för att kunna skilja olika föroreningar åt, se Figur 5. I motsats till FFD-sonden, sänds i LIF detta UV-ljus ned via en optokabel från markytan.



Figur 5. Exempel på redovisning av sondering med LIF sond av typen UVOST. Resultatet redovisas dels som total respons med avseende på djup (till höger) och dels som respons vid fyra olika våglängder (till vänster) för att kunna skilja olika föroreningar åt. Bilden från Columbia technologies (<http://www.columbiatechnologies.com/lif.php>).

4.3.1 Användbarhet

Metoden är användbar för att mäta omänskade petroleumföroreningar i jord och grundvattnen. En LIF-sond är mindre känslig för stötar än en FFD-sond på grund av att energikällan, som i detta fall är en laser, sitter ovanför markytan. Det innebär att sonden till skillnad från FFD-sonden kan drivas ned med hjälp av dynamiska metoder som borrhandsvagnens hammare till önskat djup enligt information från den amerikanska tillverkaren Dakota technologies. Metoden är speciellt lämpad som snabb screeningsmetod som ger inledande upplysningar om både geologi och föroreningsmängd. Fördelen med sådan teknik är att en stor mängd data erhålls snabbt, som kan ligga till grund för en dynamisk provtagningsstrategi redan i fält.

4.3.2 Begränsningar

Sonderingsutrustningen är betydligt dyrare att köpa in än en FFD-sond, men å andra sidan så är sonden mindre känslig för stötar vilket innebär större möjligheter att sondera till önskat djup även i grövre och stenigare jordar samt att resultaten blir mer detaljerade. Eftersom laser och detektor finns ovan mark så måste ljus transporteras mellan sond och laser/ detektor i en optokabel. Kabeln innebär förluster på vägen och är känslig för brytningar och böjningar. Detta kompenseras av att energikällan är kraftigare än lampan i en FFD-sond.

I övrigt så är begränsningarna de samma som för FFD-sonden, responsen är beroende av jordtyp där finkorniga material som lera ger lägre respons än grövre material som sand, vid samma föroreningshalt. Mätningar kan inte utföras i ytliga jordlager som inte är fullständigt avskärmade från sol-/UV-/dagsljus. Detektionsgräns anges av tillverkaren Dakota technologies till < 100 ppm i jord.

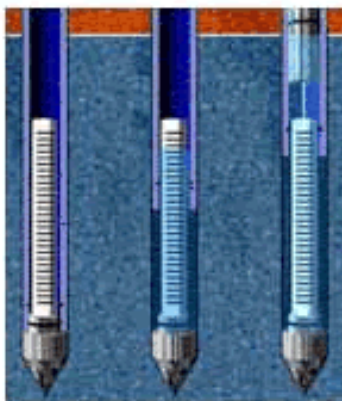
4.3.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Då resultaten är semikvantitativa krävs parallell provtagning och kvantitativ analys av innehåll för kalibrering av responsstyrkan. Dessutom kan det finnas mineralkorn i jorden som har fluorescerande effekt vid belysning med UV som t.ex. kalcit och dessa ger en icke önskvärd positiv påverkan på responsen.

4.4 Hydrosparge

Hydrosparge-metoden är utvecklad i USA, bland andra av US Army (US Army, 2002), och är avsedd för att mäta halten flyktiga kolväten i grundvatten. Metoden innebär att man trycker ned en sond i akvifären, se Figur 6. Sonden är försedd med en kolv som öppnas när sonden nått ett önskat läge, varvid grundvattnet på den specifika nivån strömmar in i kolven. Genom att föra in helium med bestämd hastighet i det insamlade grundvattnet frigörs de flyktiga kolvätena. Gasen med kolvätena förs vidare upp till markytan och analyseras där med hjälp av masspektrometer av typen DSITMS (Direct Sampling Ion Trap Mass Spectrometry) där VOC analyseras. Detektionsgräns anses ligga på ca 1 ppb i vatten. Hela provtagningsproceduren tar cirka 15 – 20 minuter.

Metoden har vissa likheter med MIP-metoden men skiljer sig bl.a. i att MIP baseras på passiv provtagning (diffusion genom membran) medan Hydrosparge tar ett diskret prov och analyserar innehållet i detta (via gassättning med helium). Detta innebär att Hydrosparge endast kan provta på en diskret nivå varefter sonden måste tas upp. Eftersom Hydrosparge, i motsats till MIP, inte har någon sensor som registrerar någon parameter som kan indikera jordarter och jordlagerföljder, behöver mätningen koppas till en separat CPT-undersökning i eller vid mätpunkten för att veta vilken diskret nivå som är lämplig att provta.



Figur 6. Hydrosparge sond. Bilden från US Army Environmental Centre via US EPA (<http://clu-in.org/char/technologies/dpanalytical.cfm#syscom>)

4.4.1 Användbarhet

Metoden är användbar för att undersöka förekomsten av flyktiga organiska kolväten i ytliga grundvatten. Fördel med metoden är att analys kan utföras utan att prov behöver tas upp till ytan, förpackas, transporteras, etc., inför analys. Enligt utvärdering av EPA fungerade metoden väl för att undersöka föroreningshalter av trikloretylen TCE, bensen och koltetraklorid. Även för perkloretylen PCE, dikloretylen DCE, toluen, and xylen fungerade den väl. Resultaten kan dock eventuellt behövas kalibreras mot kvantitativ analys av parallellt tagna vattenprov. Enligt EPA har den dock i vissa fall använts för rent kvantitativ analys. Använd detektor kan, i motsats till MIP, ge information om specifika ämnen, förutsatt att provet inte innehåller signifikant halt av störande komponenter.

4.4.2 Begränsningar

Metoden är begränsad till att provta i ett diskret intervall per varje nedpressningsomgång. Eftersom metoden provtar vatten är den inte lämpligt för omättad zon. Sonden kan inte kombineras med geotekniska sensorer, utan exempelvis CPT-sondering får göras separat.

4.4.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Interferens kan ske av joner (genererade i masspektrometern) som inte avses undersökas, men som har samma jonmassa som de sökta föroreningarna.

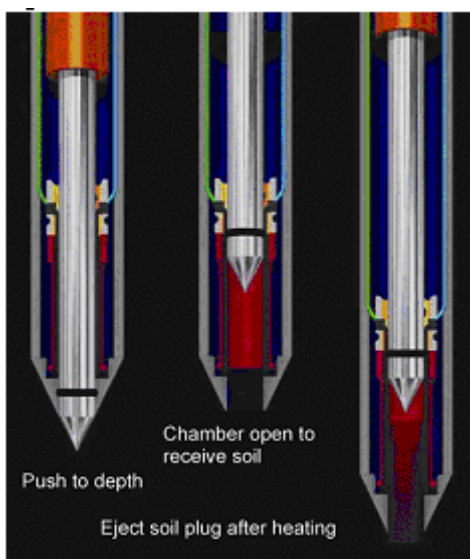
4.5 Thermal Desorption Samplers

Thermal Desorption Sampler (TDS), Figur 7, har likheter med MIP och Hydrosparge bl.a. i det att fokus ligger på flyktiga kolväten (VOC) men är, i motsats till hydrosparge metoden, avsedd för omättad zon, ovan grundvattenytan. En sond trycks ner i marken och via en kammare innesluts ett jordprov á ca 5 gram som därefter utsätts för upphettning. Gaserna som frigörs transporteras upp till markytan med hjälp av en bärargas, där de adsorberar i en sorbentfälla. Innehållet i denna frigörs sedan via uppvärmning likt

hydrosparge, i fältportabel DSITMS (Direct Sampling Ion Trap Mass Spectrometry) där VOC analyseras.

Efter analys töms kammaren genom att en kolvstång trycker ut provet. Kammaren värms därefter upp för att driva av eventuella kvarvarande föroreningar.

Alternativt kan metoden användas som gassamlare i omättade zonen genom att försätta kammaren i vacuum, varefter porgas vandrar in och kan fångas upp för vidare analys med DSITMS (se ovan).



Figur 7. TDS. Bilden från US EPA
(<http://clu-in.org/char/technologies/dpanalytical.cfm#syscom>)

4.5.1 Användbarhet

Metoden kan, likt MIP och Hydrosparge, mäta VOC t ex från drivmedel och klorerade kolväten och behöver vanligtvis kalibreras mot parallellt tagna jordprover, analyserade rent kvantitativt. Den använda detektorn kan, i motsats till MIP, ge information om specifika ämnen, förutsatt att provet inte innehåller signifikant halt av störande komponenter.

4.5.2 Begränsningar

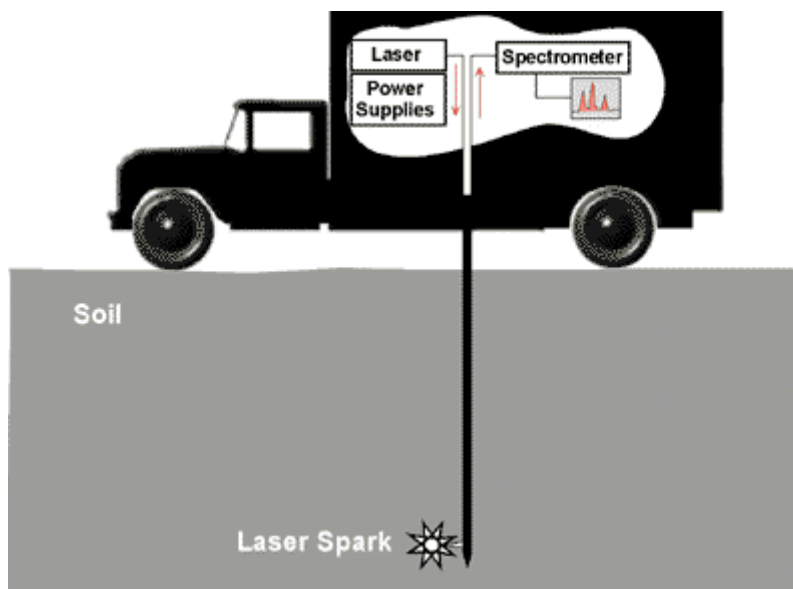
Metoden kan enbart användas i omättade zonen. I mycket permeabelt material kan de penetrera ned till max ca 30 m.u.my. Liket Hydrosparge har TDS inte någon sensor som indikerar jordlager och jordlagerföljder. Undersökning med TDS kan därför behöva kopplas till en separat CPT-undersökning i eller vid mätpunkten för att veta vilken diskret nivå som är lämplig att provta. Provbhållarens öppning är begränsad i sin storlek vilket begränsar partikelstorleken i provet. Därtill kan mekaniska problem uppstå om grus, sten eller lera kommer in i öppningsmekanismen. Desorptionen i provbehållaren är beroende av bl a materialets förmåga att ta upp värme, varvid fuktiga och mycket finkorniga material kan behöva längre uppvärmningstid.

4.5.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Interferens kan ske av joner (producerade i masspektrometern) som inte avses undersökas, men som har samma jonmassa som de sökta föroreningarna.

4.6 LIBS

LIBS (Laser Induced Breakdown Spectroscopy) är en detekteringsmetod som fokuserar på metaller (tungmetaller) i marken i omättad och kapillär zon (i motsats till metod som baseras på XRF som arbetar i både omättad och mättad zon, se avsnitt 4.7). LIBS, som är en relativt ny teknologi, är kopplad till en sond som trycks ned i marken. I sonden finns fiberoptik som både för ner laserpulserna och för upp responsen till en mätenhet ovan mark, se Figur 8.



Figur 8. LIBS-system (US EPA: <http://clu-in.org/char/technologies/dpanalytical.cfm#syscom>)

Via en öppning i nedre delen av sonden fokuseras laserpulserna på jordytan intill sonden och detta leder till att jorden värms upp till en plasma. För ett kort ögonblick emitterar plasman ett ljus. Ljuset transporteras upp, via fiber, till en detektor på markytan.

Detektorn, i form av en spektrometer, bryter inkommande ljus så att det ingående, metallspecifika, färgmönstret framträder, ungefär som med ett prisma. Det detekterade ljusets våglängdsfördelning indikerar vilket/vilka ämnen som finns i jorden. En eller några specifika våglängder associeras till en specifik metall. Ljusstyrkan indikerar hur mycket metall som finns närvarande, dvs vilka halter som finns. Förluster sker i den optiska kabeln. Informationen analyseras direkt i fält och ger såväl kvalitativa som semi-kvantitativa data genom varje metalls särskilda signatur.

4.6.1 Användbarhet

Metoden är fältmässig och användbar för att semi-kvantitativt mäta halten av tungmetaller i marken. Med "semi" menas här att den behöver kalibreras mot rent kvantitativ labbanalys av platsspecifika prov, inklusive homogenisering av prov, för att kunna över-sätta resultaten rent kvantitativt. Alternativt tas prover från platsen där man vet att den inte är förorenad men att den har samma karakteristik i jordtyp som det LIBS-undersökta, varefter man tillsätter kända halter av tungmetallstandarder och mäter responsen med LIBS.

Enligt information på hemsidan www.clu-in.org har LIBS-metoden kunnat detektera krom med halt ned till 30 ppm i jorden och bly ned till 10 ppm. Sonden är normalt parallellt utrustat med sensorer för CPT-sondering och på så vis erhålls information om jordlagerföljd och fuktförhållande.

4.6.2 Begränsningar

Metoden är utvecklad av amerikanska armén och var hösten 2005 inte tillgänglig för någon annan utförare av fältundersökningar enligt US army corps of engineers (2005). Matriseffekter (partikelstorlek, heterogenitet både vad gäller jord och fördelning av metallerna, fukt etc) kan orsaka signifikanta och oönskade variationer i analysresultaten. Homogenisering av prov, som kan vara nödvändigt inför laboratorieanalys, är inte möjligt med metoden. LIBS är känslig för fukt varvid den är olämplig för mätning i grundvattenzonen.

Liksom alla in situ mätmetoder som baseras på nedtryckning av sond är den begränsad till hur djupt sonden kan tryckas ned. Därtill, metoder som innefattar transport av ljus upp till markytan är beroende av hur väl denna transport kan ske utan förluster eller distorsion. Normalt, ju längre optokabel, dvs. ju längre ned i marken den ska mäta, desto större förluster i intensitet (med höjd detektionsgräns som följd).

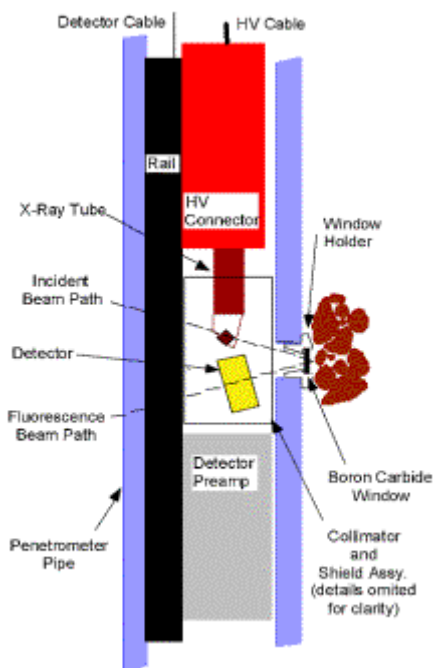
4.6.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Prover av platsspecifik jord behöver analyseras för kalibrering av LIBS responsen. Om det finns metaller som ger våglängdsmässigt närliggande responstoppar kan det vara svårt för själva detektorn att urskilja dessa.

4.7 XRF-sond

XRF-systemet (X-Ray Fluorescence) används för att undersöka tungmetaller i marken. och består av en sond, Figur 9, i vilken en röntgenstrålkälla är placerad. Strålen tillåts passera genom ett fönster i nedre delen av sonden som består av borkarbid. En högspänningskabel leder ström ned till röntgenkällan. Röntgenbelyst material direkt utanför fönstret ger en ljusrespons unik för varje tungmetall i materialet. Detta ljus går tillbaka igenom fönstret till en våglängdsdetektor som sänder specifik signal upp till marken genom en kabel till en multikanalanalysator kopplad till dator.

XRF-tekniken baseras på en process kallad "fotoelektrisk effekt". Röntgenstrålarna från XRF är tillräckligt energirika för att få tungmetaller att fluorescera med för metallen specifika våglängder inom röntgenvåglängdsintervallet. Därtill är intensiteten proportionell mot halten. Härav kan en nära nog rent kvantitativ respons erhållas. Viss kalibrering kan dock inte undvikas.



Figur 9. XRF-sond (<http://clu-in.org/char/technologies/dpanalytical.cfm#folibs>).

4.7.1 Användbarhet

Metoden kan användas för att mäta metaller både i mättad och i omättad zon. Sonden är normalt parallellt utrustad med sensorer för CPT-sondering och därigenom kan information fås om bl a jordlagerföljd och portryck.

4.7.2 Begränsningar

Metoden är utvecklad av amerikanska armén och var hösten 2005 inte tillgänglig för någon annan utförare av fältundersökningar enligt US army corps of engineers (2005). XRF kan mäta tungmetallhalter ned till ca 100 ppm (den är alltså inte lika känslig som LIBS ovan). Eftersom röntgenstrålar kan penetrera ett material från 0,1 mm upp till 1 mm måste det material som skall undersökas ligga tätt intill borkarbid-fönstret. Likt LIBS är XRF känslig för heterogeniteter i den matris som den skall undersöka. Liksom alla in situ mätmetoder som baseras på nedtryckning av sond är den begränsad till hur djupt sonden kan tryckas ned.

4.7.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Likt LIBS är XRF känslig för den mix av tungmetaller m.m. som finns i materialet som kan interferera med just de tungmetaller som man avser att mäta. Aktsamhet måste iakttagas då källan genererar röntgenstrålar.

4.8 COWIs metod för porluftssondering

Systemet utvecklades 1991 av danska konsultföretaget Kampsax som blev uppköpt av COWI 2002. Principen bygger på att en sond med porluftsspets trycks ner i marken med jämn hastighet samtidigt som porluft suges upp genom sonden genom en teflonslang. Porluften mäts kontinuerligt vid markytan med PID (10,6 eV), där även halten av koldioxid och ammoniak registreras. Vid indikation på förorening uttas ett prov av porluften som analyseras med hjälp av fält-GC, antingen med GC/PID eller GC/MS. GC/MS används främst vid identifikation av okända föroreningar och GC/PID främst när kända föroreningar ska avgränsas.

Metoden kan även användas under grundvattenytan. Då trycks kvävgas ner genom sonden och suges sedan tillbaka när de föroreningar som finns i vattnet har löst i sig i kvävebubblan. Sonden manövreras från lastbil som också innehåller det mobila laboratoriet. Lastbilen väger 14 ton och uppges vara terränggående. I trånga utrymmen kan handsondering göras ner till 3 – 4 m. Sonddiametern då lastbilen används är 36 mm och vid handsondering 12 – 22 mm.

4.8.1 Användbarhet

Metoden kan användas för att mäta förekomsten av flyktiga organiska kolväten både över och under grundvattenyta. Eftersom även koldioxid och ammoniak registreras kan metoden även vara lämplig för att undersöka deponier. Metoden är speciellt lämpad som snabb screeningsmetod som ger inledande upplysningar om var föroreningar finns var-efter valda porluftsprover kan analyseras mer detaljerat.

4.8.2 Begränsningar

Metoden ger endast möjlighet att undersöka relativt lättflyktiga ämnen som finns i gasfas i markens porluft. Jämfört med MIP-sondering så värms jorden inte upp vilket leder till att en mindre andel av föroreningen övergår i gasfas.

4.8.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Resultatet från undersökningen är endast en indikation på föroreningspåverkan och går inte att direkt översätta till halter i marken beroende på att det är porluftens innehåll av lättflyktiga kolväten som analyserats. Hur stor andel av en förorening som övergår i gasfas beror bland annat på temperatur, tryck och föroreningens flyktighet.

4.9 Träd kärnemetoden

Med träd kärnemetoden väljs ett träd av en lämplig storlek ut, företrädesvis ett snabbväxande träd som asp, sälg eller björk med djupa rötter då dessa har störst chans att ta upp lösningsmedel från jorden (EPA 2004:2). Ett kärnvedsprov tas på en bestämd höjd från marken med en speciell borr, tillväxtborr, utformad för ålders- och tillväxtbestämning av träd genom att mäta årsringar. Lämpligast är det att borra på den sida av trädet som vetter mot centrum av den kontaminerade platsen, eftersom trädet troligen har störst möjlighet att ta upp lösningsmedel på den sidan (USGS 2005). Kärnvedsproven placeras snabbt i vialer som försluts varefter analys av luften i vialen analyseras med gaskromatografi (EPA 2004:2).

4.9.1 Användbarhet

Metoden kan användas för klorerade lösningsmedel och är etablerad i USA där den använts på flera platser med goda resultat. Vanligtvis inleds studien med provtagning av kärnved i träd runt föroreningskällan som därefter analyseras. Provtagningen är snabb och möjlig att utföra på träd även i t.ex. närbelägna villaträdgårdar utan synlig åverkan. Resultaten möjliggör en riktad och därmed effektivare fortsatt markprovtagningen för att bekräfta resultaten. Markproverna har ofta något högre koncentration av ämnena än vad trädet har. Metoden har också använts i demonstrationsförsök i England (Burken, 2002). Metoden har testats för klorerade alifatiska kolväten i grundvatten utanför en kemtvätt i Alingsås på uppdrag av länsstyrelsen i Halmstad (Sandberg & Persson, 2006) med bra resultat.

4.9.2 Begränsningar

Endast vattenlösliga molekyler såsom klorerade lösningsmedel kan passera rotens epidermis och sedan spridas vidare i trädet. Mindre vattenlösliga ämnen såsom aromatiska kolväten tycks ha begränsad möjlighet att ta sig in i trädets rötter och minimal chans att sprida sig i trädet. Fettlösliga ämnen absorberas antingen på rotens yta eller ackumuleras inuti roten. Metoden kan inte användas för kvantitativa analyser. Trädets rotträngning begränsar hur djupa föroreningar som kan indikeras med metoden.

4.9.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Eftersom metoden är ung finns inga riktvärden för klorerade alifatiska kolväten i kärnvedsprover, vilket gör det svårt att tolka analyssvaren och avgöra föroreningsgraden på ett område. Halterna av föroreningar i kärnvedsprover kan variera med trädets storlek och hur djupt trädets rötter tränger ner i marken. En viss avdunstning av de upptagna föroreningarna sker också sannolikt till omgivningen. Ju större trädstammens yta är per diameter av stammen desto högre avdunstning (USGS, 2004). Det är okänt om olika trädslag har olika upptagningsförmåga av lösningsmedlen. Dessutom är det oklart vilka eventuella effekter olika typer av jordarter och berggrunder har på upptaget av ämnena.

4.10 Resistivitet

Elektriska resistivitetsmetoder har använts relativt länge för att klargöra geologiska förhållanden. Genom att utnyttja det faktum att olika geologiska material har olika för-

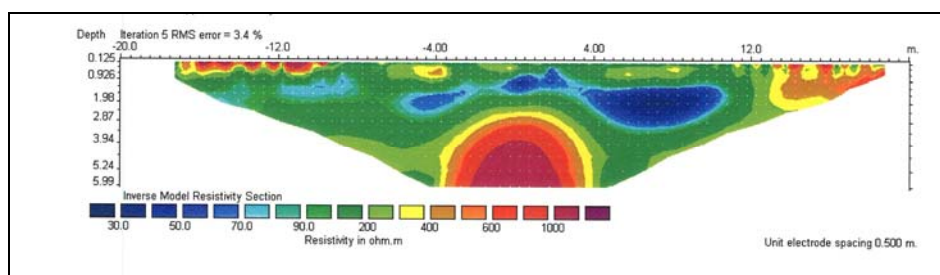
måga att leda elektrisk ström, kan informations erhållas om lagerföljd då en elektrisk ström leds genom jorden. Vid mätning av elektrisk resistivitet i mark använder man generellt fyra stycken elektroder som sticks ner i marken längs önskad mätsektion. Två av elektroderna används för att skicka en elektrisk ström ner i marken, medan de övriga två elektroderna används för att mäta skillnaden i potential mellan de två punkterna, dvs spänningen. Effektiviseringen av elektrisk resistivitet har bl.a. medfört användning av flera mätelektroder vid samma mätning vilket medför att mätningar går fortare och kan täcka större område.

Förutom strömstyrkan påverkas även den elektriska potentialen av konduktiviteten av undersökta jordmassor. Det är materialets konduktivitet med faktorer som porositeten, mängden vattenmättnad och mängden lösta joner i vattnet, som bestämmer resistiviteten, dvs motståndet för strömpulsen. Elektrisk resistivitet mäts i ohmmeter (Ωm) och mätdjup av mätområdet bestäms av placeringen av elektroderna.

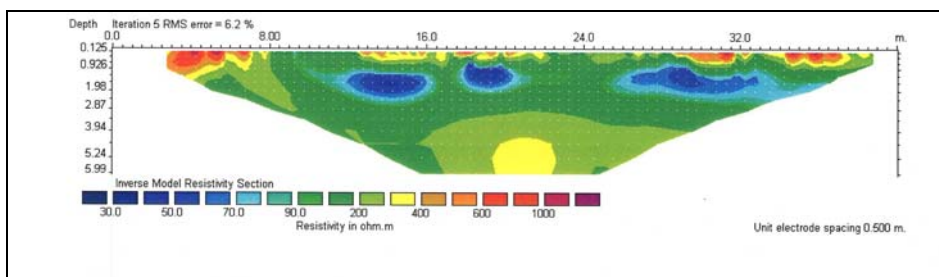
Resistivitet är således en multiplikativ invers till konduktivitet. Hög konduktivitet ger bra ledningsförmåga vilket innebär en låg resistivitet och ett litet motstånd. Mätområdet för olika material kan variera då det förutom vattenmättnad och porositet även påverkas av temperatur.

Eftersom resistivitet inte är materialunikt, utan att vissa material kan uppvisa resistivitet i samma storleksordning, krävs kompletterande borrhningar el dyl.

Resistivitetsmätningar utförda i ett bensinförorenat område i Pärilby visade på elektrisk resistivitetens goda egenskaper, (Pettersson, 2006). Den första mätningen, Figur 10a i området utfördes i anslutning till en äldre bensincistern, nedströms det förorenade området. I det mittersta nedre området föreligger höga resistivitetsvärden vilka har tolkats som organiska föroreningar. Detta område skulle dock kunna vara ett moräntäcke eller berggrund. Den andra mätningen Figur 10b verifierar att de tidigare högresistiva området inte var morän eller berggrund då resistivitetsvärdet i aktuellt område kraftigt har reducerats efter den biologiska in-situ saneringen. Förändringen skulle eventuellt kunna bero på att grundvattnet har fyllts på, men då övriga jordlager i stratigrafien har blivit torrare p.g.a. torr väderlek förefaller det som att det tidigare högresistiva området var en organisk produkt som har sanerats bort, (Pettersson, 2006).



Figur 10a. Resistivitetsmätning vid ett bensinförorenat område i Pärilby. Området med hög resistivitet i nedre delen i mitten tolkas som en petroleumförorening (Pettersson 2006).



Figur 10b. Samma område som föregående figur, men efter sanering. Resistiviteten i aktuell område har kraftigt minskat (Pettersson, 2006).

4.10.1 Användbarhet

Till metodens fördelar hör att den ger mycket information och att stora djup kan täckas in, enligt uppgift upp till ett par meters djup. Även 3-D-bilder kan konstrueras. Dessa kräver dock mycket data och är därför mer omfattande. Metoden har visat sig användbar för att karakterisera deponier med olika avfallsskikt men kan också användas för oljeföroreningar som i fallet Perstorp ovan (Pettersson, 2006).

4.10.2 Begränsningar

En nackdel är att den kräver mycket kunskap och stor erfarenhet av den som ska tolka resultaten. Elektrisk resistivitet är vidare ingen exakt metod som ger skarpa geologiska/resistivitets gränser utan ger en mer gradvis övergång mellan material, vilket kan vara en begränsning.

4.10.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

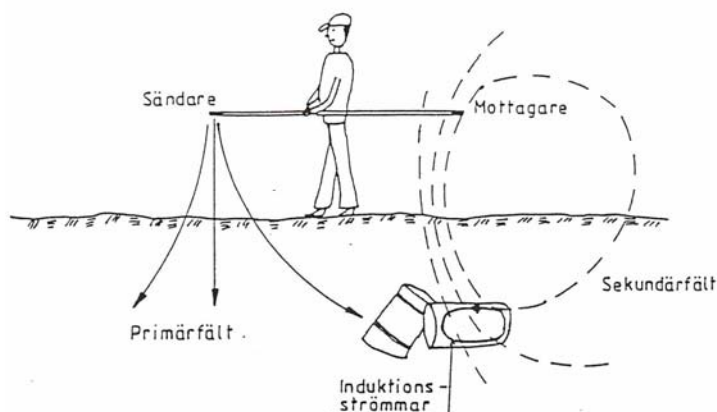
Metoden är, som ovan nämnts relativt komplex och svårtolkad. I områden med exempelvis många elektriskt ledande konstruktioner, exempelvis elkablar och järnkonstruktioner, kan dessa ge störande utslag.

4.11 Stångslingram

Stångslingram är en något enklare metod för kartering och lokalisering av förorenad mark och lakvatten. Den mäter, som resistivitet ovan, markens elektriska ledningsförmåga.

Stångslingram utnyttjar elektromagnetisk induktion. En sändare monterad i instrumentets ena ände sänder ut ett elektromagnetiskt fält. Detta primärfält tränger ned i grunden och inducerar elektriska strömmar i ledande material. Induktionsströmmarna ger uppgov till sekundärt elektromagnetiskt fält, vilket registreras i en mottagare i instrumentets andra ände. Om inget ledande material finns i närheten av mätpunkten registreras inget sekundärfält, dvs. dess styrka är noll. Över ett ledande material, t.ex. lakvatten, registreras ett sekundärfält, en så kallad anomali, vars fältstyrka varierar med materialets ledningsförmåga och nedgrävningsdjup.

Med en stångslingram är sändare och mottagarpolar fästade på en stång som bärs av operatören och avläsning av den elektriska ledningsförmågan i marken kan avläsas direkt, se Figur 11a. Instrumentet arbetar med en mer högfrekvent signal än resistivitetsmätning som inte tränger ner igenom marken lika bra. Signalen reder ut sig vilket innebär att grunda strukturer kan "ses" med en hög upplösning. Resultatet visar den tolkade elektromagnetiska responsen i relation till utsänt elektromagnetiskt fält. Värdena samlas digitalt på ett datamedium, se Figur 11b.



Figur 11a. Principskiss för mätning med stångslingram (VBB Viak 1995).



Figur 11b. Exempel på resultat med stångslingram vid undersökning av en nedlagd deponi på Gotland. (Utförts av Sweco Viak på uppdrag av Gotlands kommun)

4.11.1 Användbarhet

I miljösyfte används stångslingram främst för bedömning av salthaltig lakvattenspridning från t.ex. deponier men kan också användas för att hitta ledande föremål, t.ex. tunnor, i jorden. Den är lättare att använda än resistivitet och kan läggas i valda profiler. Metoden är ett snabbt screeningverktyg vilket ger inledande upplysning om hydrogeo-

logi och föroreningsförekomst. Metoden möjliggör en selektiv uttagning av jord- och vattenprover vilket effektiviserar insamling och analys av prover.

4.11.2 Begränsningar

Stångslingram ger högre upplösning på grunda strukturer än resistivitet. Men ger inte samma djupprofil. I områden med exempelvis många elektriskt ledande konstruktioner, exempelvis elkablar och dylikt, kan dessa ge störande utslag.

4.11.3 Tolkningar och komplexitet

Metoden bygger på anomalier i jordens ledningsförmåga och tolkning kräver god förståelse och erfarenhet. Se resistivitet ovan.

4.12 Georadar

Georadar är en metod för att snabbt kartera djup till berg längs intressanta sträckningar, exempelvis ledningsstråk, nya väglinjer eller områden som är intressanta för grus- eller bergtäkter. Den tillämpas även vid bestämning av grundvattennivåer i grusåsar samt vid kartering av sprickor och kavitetster i berg där tunnlar drar fram.

Georadar (GPR) står för Ground Penetration Radar och fungerar principiellt på samma sätt som ett ekolod. Skillnaden ligger i att ekolodet sänder ut en ljudvåg medan georadarna skickar ut korta pulser med högfrekvent energi, elektromagnetisk våg (Pettersson, 2006). Efter reflektion och databearbetning av den minskade energin i den reflekterade radarvågen, kan tolkningar göras om föroreningsutbredning, deponier, lokalisering av gasläckor, cisterner, grundvattenundersökningar.

Det vanligaste sättet att redovisa insamlade GPR-data på bildskärm är bilden av ett spår, trace. Tracet visar på den energi som går direkt från sändaren och de reflektioner (ekon) från objekt/lager som finns under antennen. Ett scan är ett trace som presenteras som en vågform eller där styrkan på amplituden uttrycks i färg/eller gråskala. Flera scans placerade sida vid sida ger en 2-dimensionell profil på bildskärmen. 3-dimensionella vyer kan också skapas om flera mätningar görs i olika riktningar inom ett begränsat område.

4.12.1 Användbarhet

Enligt US EPA (2004) så har markradar används för att kartlägga lagerföljder och för att finna på krosszoner i berggrunden och på så sätt används för att klargöra var föroreningar ska sökas. Även direkt undersökning av NAPL kan göras i de fall som stor responskontrast kan förväntas mellan förorening och jord. Framgången att finna på LNAPL ovan grundvattenytan har varierat.

Penetrationsdjupet påverkas av vilken frekvens man har på vågen, antenn och vilken resistivitet som undersökningsmaterialet har. Med högre frekvens fås en mer detaljerad bild men penetrationsdjupet blir lägre.

4.12.2 Begräsningar

Georadar fungerar i icke ledande material som sand, grus, berg och sötvatten. Däremot absorberas signalerna av ledande material som lera, silt och marklager om innehåller höga halter med joner (saltvatten). Lera släcker således ut signaler, vilket kan vara en stark begränsande faktor. Storlek och form på objektet har också betydelse. En horisontell struktur uppfattas lättare av georadarna än en vertikal. Ett mindre objekt på större djup uppfattas heller inte alltid av georadarn.

4.12.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Se resistivitet ovan.

5 ÖVRIGA INTRESSANTA METODER

I inventeringsarbetet har det dykt upp intressanta metoder som vi inte ansett motsvara syftet med denna rapport, dvs vara färdigutvecklade in situ-metoder som mäter föroreningsinnehåll.

5.1 CPT-sondering

De flesta in situ-metoderna ger ytterst begränsad information om de geologiska och hydrogeologiska förhållandena därmed krävs ofta någon typ av kompletterande insats för att undersöka detta. Ett sätt att göra detta är att använda sig av CPT-sondering (cone penetrometer testing). Vid CPT-sondering drivs en cylindrisk sond ner i jorden med en konstant hastighet av 20 mm/s. Därvid mäts neddrivningsmotståndet mot spetsen, mantelfriktionen mot den cylindriska ytan samt det porvattentryck som genereras vid spetsen under neddrivningen. Under neddrivningen loggas dessa värden kontinuerligt och resultatet erhålls som tre kurvor. Genom bearbetning av resultaten erhålls information av totalt spetstryck, total mantelfriktion och totalt portryck. Spetsmotståndet, friktionskvoten och portrycket ger vid vidare tolkning information om jordlagerföljd varvid jorden klassificeras med avseende på jordart.. Eftersom sambanden ofta är mångtydiga används de oftast för en preliminär klassificering (Larsson, 2007). Spetstrycket används även för bestämning av odränerad skjuvhållfasthet i kohesionsjord och friktionsvinkel i friktionsjord.

5.1.1 Användbarhet

CPT-sondering är en metod för att undersöka de geologiska och hydrogeologiska förhållandena, som i sin tur kan ligga till grund för tolkning av föroreningsförekomst och spridningsvägar. I FFD-sonden se avsnitt 4.2 finns en CPT-spets integrerad i sonden. Utomlands har försök gjorts där bl.a. hydraulisk konduktivitet utvärderats från CPT (Campanella 2008) men tekniken är endast på försöksstadiet.

5.1.2 Begräsningar

Ett fastare lager inbäddat i lösare bör vara 0,4 – 0,7 m mäktigt för att noteras och lösare skikt i fastare jord bör vara 0,2 – 0,4 m mäktiga för att korrekt registreras. CPT-

sondering genom ett fastare lager och därefter ett löst lager kan påverka noggrannheten i utvärderingen av odränerad skjuvhållfasthet i det lösa lagret.

5.1.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Tolkningsproblem kan uppstå i icke vattenmättad jord och i månggraderade lagerföljder kan exempelvis tunna grövre skikt i lera missas. Fler sonderingar bör därför göras där en sammantagen tolkning utförs.

5.2 Jordnäsa (Electronic nose)

Jordnäsan, eller Electronic nose (EN), bygger på en teknik med gassensorer för in situ-detektering av organiska föroreningar i jord. Tekniken har utvecklats under det senaste decenniet av ett flertal separata forskargrupper för skilda användningsområden, men finns inte ännu kommersiellt tillgänglig för in situ-mätningar.

Jordnäsan består av en eller ett flertal gassensorer med olika egenskaper. Gassensorerna, som kan vara av typerna Metall-Oxid Sensorer (MOS) eller Metal-Oxid-Semiconductor Field Effect Transistor (MOSFET) sensorer har en yta vars resistivitet ändras i förhållande till koncentrationen då den kommer i kontakt med organiska föroreningar i gasfas. Eftersom alla sensorers signalmönster är unikt ger den sammanlagda responsen från alla sensorer en multivariat bild av föroreningssituationen i punkten, som projiceras ner till ett 2D-plan genom principalkomponentanalys (PCA) eller liknande databearbetningsprogram. Olika föroreningar och koncentrationer ger separata responser från sensorerna, varför målet med metoden fullt utvecklad är att erhålla kvalitativa och kvantitativa mätresultat (Eriksson, 2005).

I ett fortgående samarbetsprojekt sedan 2004 mellan SGI, kunskapscentrat S-SENCE, Linköpings Universitet samt Göteborgs Universitet pågår ett utvecklingsprojekt med målsättning att på sikt kunna integrera sensorerna i en sond som trycks ner i jorden. Samarbetsprojektet har utförts med en stationär laboratoriumjordnäsa typ EN 3320, och har hittills resulterat i fyra examensarbeten, med inriktning på jordnäsans respons av olika kemiska och geologiska aspekter såsom vattenkvot, kornstorlek och organisk halt. De tester som hittills har genomförts inom projektet, har gjorts på jordprover som hämtats in och analyserats på laboratorium efter spikning, samt på ett fåtal förorenade fältprover. Ett samarbete har även initierats med forskningsgruppen bakom KAMINA-sonden för att utveckla marksensorer för övervakning av föroreningsspridning och uppföljning av naturlig nedbrytning.

Andra tillämpningsområden för tekniken har varit övervakning av läckage från underjordiska cisterner. Sandia National Laboratories utvecklar små sensorer av kemiskt känslig polymer, som sväller och skapar resistivitetsförändringar vilka detekteras. Även EPA i USA har utvärderat gassensorer för liknande tillämpningar. (Pirard, 2006)

5.2.1 Användbarhet

Metoden är under utveckling och har ännu inte använts för in situ-mätningar av markföroreningar.

5.2.2 Begränsningar

Förutom att metoden ännu inte kunnat testas i fältliknande förhållanden så kan sensorerna endast mäta organiska föroreningar i gasfas, dvs. inte mer svårflyktiga ämnen som t ex polycykliska aromatiska kolväten, PAH. Som med alla in situ-metoder är volymen jord som mätningarna utförs på begränsad. Tester med systemet som utvecklats i Sverige har visat att halten organiskt material kan ha en starkt dämpande effekt på responsen, vilket troligtvis beror på att de organiska föroreningarna binds hårdare i marken (Malmberg, 2005).

5.2.3 Komplexitet, tolkningssvårigheter

Målet med jordnäsan är att den fullt utvecklad ska generera kvantitativa och kvalitativa mätresultat. Metoden och utrustningen ska vara lätt att använda och okomplicerad att lära sig hantera. Störningar i responsen kan uppstå om jordarten innehåller organiskt material, och på grund av denna störning kan man behöva bestämma den organiska halten för att korrigera mätvärdet.

6 ENKÄTUNDERSÖKNING

För att kartlägga i vilken omfattning in situ-metoder används vid fältprovtagningar i Sverige genomfördes en enkätundersökning hos landets länsstyrelser september 2006. Följande frågor skickades till respektive länsstyrelsers kontaktpersoner:

- Har ni egen erfarenhet av *in situ*-mätningar eller geofysiska metoder i tillsyns-ärenden? Vilka metoder? Har ni positiva eller negativa erfarenheter? Om möjligt ange referenser och kontaktperson.
- Har ni egen erfarenhet av metoderna i bidragsprojekt? Vilka metoder? Har ni positiva eller negativa erfarenheter? Om möjligt ange referenser och kontaktperson.
- Känner ni till andra projekt eller ärenden där metoderna använts? Om möjligt ange referenser och kontaktperson.

Totalt sett svarade 7 länsstyrelser som redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av länsstyrelsernas svar. I tabellen betyder (+) att erfarenhet finns, (-) erfarenhet inte finns och (0) betyder att man inte svarat på frågan. Inga nya metoder framkom från enkätundersökningen.

| Länsstyrelse | 1 (tillsyn) | 2 (bidrag) | 3 (övriga) |
|----------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Västernorrlands län | (-) | (-) | (-) |
| Gotlands län | (-) | (+) ¹ | (+) ² |
| Gävleborgs län | (0) | (+) ³ | (+) ⁴ |
| Norrbottnens län | (-) | (+) ⁵ | (+) ⁶ |
| Örebro län | (-) | (-) | (-) |
| Hallands län | (+) ⁷ | (-) | (-) |
| Västra Götalands län | (-) | (-) | (+) ⁸ |

¹Georadar, stängslingram, resistivitetsmätning + borrhning

²Tekniska förvaltningen, olika metoder på tippar.

³Magnetometer för att hitta nedgrävda CCA-tunnor. Inget hittades.

⁴EU-projekt NORISC. Syfte med projektet att ta fram metodik för geofysiska metoder för att borra mindre. www.norisc.com. Slutsats: kan vara bra med geofysiska metoder men inte som standard utan vid specifika situationer

⁵Georadar för analys av sedimentmaktighet, grundvattenytans läge och nedgrävda tunnor (problem vid dåliga isförhållanden), resistivitetsmätning.

⁶SSAB Tunnpå Luleå, resistivitetsmätning för att bestämma utläckage från deponi. Ev. Pajala kommun, resistivitetsmätning vid kommunala deponin

⁷Georadar för att hitta nedgrävda tunnor i fastighet i Getinge. Inga hittades. (Tyréns, Hbg)

⁸Gullspångs kommun, PID, XRF + traditionell provtagning. Fd Gullspångs elektriska. Tyréns. Förundersökningen till kontrollprogrammet har SGI varit involverat i.

6.1 Utvärdering av enkätundersökningen

Enkätundersökningen gav tyvärr relativt få svar, endast 7 av 22 län svarade på enkäten. Av dessa hade 2 län ingen erfarenhet alls medan övriga hade enstaka erfarenheter främst från förorenade objekt som fått statliga bidrag för undersökningar eller andra typer av undersökningar t.ex. deponiundersökningar.

Det allmänna intrycket blir därför att in situ-undersökningar inte används särskilt frekvent vid markundersökningar av förorenad mark och om det gör det handlar det om oftast om specifika situationer t.ex. att leta efter kreosottunnor. En handläggare ansåg inte att behovet var så stort i standardundersökningar men att det kan vara bra för specifika situationer.

Eftersom erhållna enkätsvar och erfarenheter av in situ-undersökningar var så få så går det inte att dra några stora slutsatser från svaren om den framtida användningen.

7 SLUTSATSER OCH FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE

7.1 Rekommendation på metoder som bör testas i demonstrationsförsök i Sverige

Nedan anges de in situ-metoder som SGI bedömer har potential att bli användbara i Sverige som komplement till traditionella skruvborrsprovtagningar vid såväl översiktliga standardundersökningar som vid särskilda situationer. För att metoden ska vara gångbar i större skala ska den helst vara enkel, inte innebära alltför stora investeringar, kunna ge värdefull information som inte kan fås med traditionella skruvprovtagningar eller där dessa ger osäkra svar samt kunna ersätta dyra analyser. Metoderna ska förbättra den samlade bilden av föroreningssituationen så att eventuella åtgärder och bedömning av åtgärdskostnader blir bättre,

7.1.1 MIP-sonden

Har bra potential för främst lättflyktiga kolväten inklusive klorerade kolväten som är svåra att provta. Den används redan i flera länder, USA, Nederländerna, Tyskland, Danmark. Metoden är testad i Sverige med goda resultat enligt leverantör/entreprenör. Tills mer mätdata är utvärderade bör dock viss reservation göras för mätning i mättad zon. Förångning av klorerade alifater med sondens värmeelement i vattenfasen bör hypotetiskt ge annorlunda utfall, jämfört med förångning i omättad zon. Metoden kan ge värdefull information som kan öka förståelsen för föroreningsspridning på komplicerade objekt. Metoden är robust och färdig att användas men tolkningen av resultaten kräver erfarenhet.

7.1.2 LIF-sond

Har bra potential för lättare och tyngre kolväten. Tekniken har använts kommersiellt i mer än 10 år i USA med goda resultat. Tekniken har utvecklats och företaget Dakota Technologies har lanserat ny version av LIF-sond under hösten 2007 (UVOST). Tekniken används av minst två företag i Europa, Fugro i Tyskland och Arcadis GMI i Storbritannien.

7.1.3 COWI:s porluftssond

Har stor potential vid översiktliga undersökningar framför allt för att det är en snabb och relativt enkel metod för bl.a. flyktiga klorerade kolväten. Metoden möjliggör en första avgränsning av markföroreningar med t.ex. klorerade kolväten så att fortsatta jordprovtagningarna kan riktas bättre. Förenklade varianter av metoden där gasrör sätts ned med på olika djup används idag i Sverige. Det finns behov av demonstrationsförsök för att säkrare kunna tolka kvantitativa eller semikvantitativa mätningar under och över grundvattenytan.

7.1.4 Sond för mätning av tungmetaller (XRF/ LIBS)

Metallföroreningar är mycket vanliga i Sverige. Kostnader för metallanalys i jord har sjunkit stadigt och det är idag relativt billigt att analysera jord med avseende på metal-

ler. Vid miljötekniska fältundersökningar är handhållna XRF-instrument mycket vanliga, men det finns en stor risk att metallhaltig jord från övre jordlager förorenar prover från djupare nivåer när de tas upp med traditionell skruvborrsteknik. Genom att använda in situ-metoder så kan man erhålla ett betydligt säkrare underlag för att avgränsa föroreningen i framförallt djupled.

De sonder för tungmetaller som beskrivits ovan i texten (LIBS/ XRF-sond) finns ännu inte kommersiellt tillgängliga och behöver utvecklas vad gäller detektionsnivå för att mer säkert kunna avgränsa ämnen i låga halter t.ex. kvicksilver och arsenik.

7.1.5 Resistivitet och Stångslingram

Har stor potential framför allt för att beskriva större variationer i marken (jordarter, berg föroreningar och spridning etc.) och kan ge mycket värdefull information vid undersökningar av deponier eller områden med nedgrävt eller deponerat avfall. Även georadar kan ge värdefull information om anomalier i marken.

De båda metoderna kan användas tillsammans och man kan då få värdefull information om föroreningslager och föroreningsspridning djupare ned i jorden/berget. Det finns relativt god kunskap om dessa metoder i Sverige men de har använts begränsat vid förorenade objekt. Teknikerna kräver ofta stor erfarenhet för att kunna tolka resultaten

8 REFERENSER

Burken, J.G. (2002). VOC's Fate and Partition in Vegetation: Use of tree Cores in Groundwater Analysis". Environmental Science and Technology 36(21):4663-4668.

Campanella, R.G. (2008). Geo-environmental site characterization. 3rd International Conference on Site Characterisation, ISC3. Taipei. Proceedings, pp 3-15.

CLU-IN.ORG (2005). Nyhetsartikel om trädkärnemetoden.

(<http://clu-in.org/products/newsletters/tandt/view.cfm?issue=1105.cfm#3>)

Eriksson, C-H. (2005). Direktmätningar av organiska föroreningar i mark - Behov och möjlig teknik. Examensarbete. Linköpings Universitet.

Larsson, R. (2007). CPT-sondering, utrustning – utförande – utvärdering. Statens geotekniska institut. Information 15, Linköping.

Malmberg, H. (2005). Direktmätningar av organiska föroreningar i mark - Inverkan av geologiska parametrar. Examensarbete. Geovetarcentrum, Göteborgs Universitet

Nilsson Påledal S., Starzec P., Karlsson P. (2003). Vidareutveckling av FFD-sonden. Laboratorieundersökning av mätosäkerheter och detekterbara ämnen. Statens geotekniska institut varia 525. SGI's dnr.1-0105-0336.

Petersson, B. (2006). Direktmätningar av organiska föroreningar i mark – en jämförelse mellan geofysiska metoder och gassensorn Electronic Nose 3320. Examensarbete. Geovetarcentrum, Göteborgs Universitet.

Pirard E. (2006). Design of a sensor based probe for in situ measurement of organic pollutants in soil. Diploma work performed at S-SENCE/SGI. LITH-IFM-EX—06/1562—SE

Sandberg, M och Persson, M. (2006). Detektering av klorerade alifatiska kolväten i kärnvedsprover från tvätteriet i Alingsås. Examensarbete vid Halmstads Högskola, sektionen för ekonomi och teknik.

SGI (2005). Elektrisk resistivitet, ett komplement till klassisk geoteknisk mätmetodik. Internrapport. SGI:s Diariernr: 1-0510-0668

SGI (2006 a). Översiktlig miljöteknisk markundersökning vid f.d. Lindquist Verkstäder. SGI:s diariernr: 2-0510-0655

SGI (2006 b). Multinivåprovtagare. Internrapport FoU nr 2005:47 dnr. 1-0605-0317.

SGI (2007 a). Undersökning av potential för naturlig självrening av klorerade alifater vid Alingsås kemtvätt. SGI:s diariernr: 2-0610-0642.

SGI (2007 b). Marina mätmetoder för kartläggning av fiberbankar, dnr 1-0702-0145

US Army (2002). SCAPS Hydrosparge. (<http://www.p2pays.org/ref/14/13396.htm>)

U.S. Army Corps of Engineers (2005). Engineering and Design - site characterization and analysis penetrometer system (SCAPS). Pamphlet no. 1110-1-32.

US EPA (2004:1). Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations.

US EPA (2004:2). Tree-Core Analysis Brings Savings to Site Assessments

US EPA (2005). Ground water Sampling and Monitoring with Direct Push Technologies.

USGS, U.S. Geological Survey (2004). Tree-coring (http://MO.water.usgs.gov/epa/nh/Photos_files/2006-03-18)

VBB Viak (1995). Kompletterande undersökning vid Hestra Prästgård på fastigheten S:a Hestra 2:1 i Broaryd.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se