



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 3:2017

Dynamiska miljöundersöknings- metoder för förorenade områden

En översikt och metodbeskrivning



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

SGF Rapport 3:2017

Dynamiska miljöundersöknings- metoder för förorenade områden

Översikt och metodbeskrivning

Stockholm 2017

SGF Rapport	Svenska Geotekniska Föreningen E-post: info@sgf.net
Beställning	Svenska Geotekniska Föreningen c/o Ermax Sveaborgsvägen 16 439 73 Fjärås Tel: 0708-13 77 73 E-post: info@sgf.net
ISSN	1103-7237
ISRN	SGF-R-17/3-SE
Upplaga	Digital utgåva
Tryckeri	www.sgf.net

Förord

I Sverige finns idag cirka 85 000 misstänkt eller konstaterat förorenade områden registrerade i Länsstyrelsernas databas. Miljötekniska undersökningar har utförts och kommer att utföras både inom dessa, men också inom andra områden t ex i samband med exploatering, under många år framöver. En del av dessa undersökningar kan troligtvis utföras snabbare och mer effektivt med ett mer dynamiskt arbetssätt. Denna rapport är tänkt att påvisa möjligheterna med dynamiska undersökningsmetoder och förutsättningarna för att resultatet ska bli lyckat.

Rapporten är framtagen av SGFs Miljögeoteknikkommitté och har utarbetats av Claes Bergqvist (Helldén Environmental Engineering AB), Patrik von Heijne (Liljemark Consulting AB), Johan Helldén (Helldén Environmental Engineering AB) och Elin Pirard (Liljemark Consulting AB). Ett tidigt utkast till rapporten har granskats av Peter Englöv (Sweco Environment) och Thomas Jansson m.fl. (Golder Associates). Vidare har rapporten remissbehandlats och granskats av en referensgrupp bestående av Björn Norrbrand (Försvarmakten), Niklas Löwegren (Trafikverket) och Klas Arnerdal (Sveriges Geologiska Undersökning, SGU), varefter den har fastställts av SGF:s styrelse.

Projektet har finansierats av medel från SGF, Försvarmakten, Trafikverket, Naturvårdsverket och SGU.

Svenska Geotekniska Föreningen

Stockholm november 2017

Innehåll

1. Bakgrund och syfte	1
2. Avgränsningar.....	3
3. Begreppet dynamiska miljöundersökningar.....	4
3.1 Systematisk planering	6
3.2 Dynamisk provtagningsstrategi	6
3.3 Realtidsmätningar	7
3.4 Möjligheter och begränsningar med metodiken	7
4. Systematisk planering.....	10
4.1 Varför är en systematisk planering lämplig?	10
4.2 Osäkerheter att beakta	11
4.3 Arbetsgång	13
4.4 Beslutsskala och -kriterier	18
4.5 Resultat	19
5. Dynamisk provtagningsstrategi.....	20
5.1 Vad är en dynamisk provtagningsstrategi?	20
5.2 Varför är det lämpligt att använda en dynamisk provtagningsstrategi?	21
5.3 Hur implementeras en dynamisk provtagningsstrategi?	23
5.4 Beslutslogik och moment	24
5.5 Provtagningsplanering	28
5.5.1 Val av provtyp	29
5.6 Osäkerheter	30
5.7 Kvalitetssäkring och -kontroll	32
5.8 Konceptuella modeller	34
5.8.1 Modellerings- och visualiseringsverktyg	36
5.8.2 Osäkerheter med visualisering	43
5.9 Data- och dokumenthantering	43
5.10 Statistisk och geostatistisk utvärdering	44
6. Metoder för realtidsmätning.....	46

6.1	Inledning	46
6.2	Röntgenfluorescensdetektor (XRF)	48
6.2.1	Tekniska principer	48
6.2.2	Tillämpning	49
6.2.3	Utvärdering av resultat	50
6.2.4	För- och nackdelar	51
6.2.5	Kvalitetskritiska faktorer	52
6.2.6	Att tänka på vid upphandling	52
6.3	Immunoassay	54
6.3.1	Tekniska principer	55
6.3.2	Tillämpning	55
6.3.3	Utvärdering av resultat	56
6.3.4	För- och nackdelar	57
6.3.5	Kvalitetskritiska faktorer	58
6.3.6	Att tänka på vid upphandling	59
6.4	Direct Sampling Ion Trap Massspectrometry (DSITMS)	59
6.4.1	Tekniska principer	60
6.4.2	Tillämpning	60
6.4.3	Utvärdering av resultat	61
6.4.4	För- och nackdelar	61
6.4.5	Kvalitetskritiska faktorer	62
6.4.6	Att tänka på vid upphandling	62
6.5	Fält-GC och Fält-MS	63
6.5.1	Tekniska principer	63
6.5.2	Tillämpning	64
6.5.3	Utvärdering av resultat	65
6.5.4	För- och nackdelar	65
6.5.5	Kvalitetskritiska faktorer	65
6.5.6	Att tänka på vid upphandling	66
6.6	VOC-screening/Porgasscreening	66
6.6.1	Tekniska principer	66
6.6.2	Tillämpning	68
6.6.3	Utvärdering av resultat	69
6.6.4	För- och nackdelar	70
6.6.5	Kvalitetskritiska faktorer	70
6.6.6	Att tänka på vid upphandling	71
6.7	MIP (Membran Interface PROBE) -sondering	72
6.7.1	Tekniska principer	72
6.7.2	Tillämpning	74
6.7.3	Utvärdering av resultat	74
6.7.4	För- och nackdelar	76
6.7.5	Kvalitetskritiska faktorer	77
6.7.6	Att tänka på vid upphandling	77
6.8	FFD-sond	78
6.8.1	Tekniska principer	78
6.8.2	Tillämpning	79
6.8.3	Utvärdering av resultat	79

6.8.4	För- och nackdelar	79
6.8.5	Kvalitetskritiska faktorer	80
6.8.6	Att tänka på vid upphandling	80
6.9	Laser induced fluorescens (LIF)	81
6.9.1	Tekniska principer	82
6.9.2	Tillämpning	83
6.9.3	Utvärdering av resultat	84
6.9.4	För- och nackdelar	86
6.9.5	Kvalitetskritiska faktorer	86
6.9.6	Att tänka på vid upphandling	87
6.10	Översikt	87
7.	Tillämpning av dynamisk miljöundersökningsmetodik – en översikt	90
7.1	USA	90
7.1.1	Triad	90
7.1.2	Optimering av efterbehandling	91
7.1.3	High Resolution Site Characterization (HRSC)	91
7.2	Europa	91
7.2.1	Realtidsmätningar i Storbritannien	92
7.3	Sverige	92
8.	Referenser	93
Bilagor		
Bilaga A - Ordlista		96
Bilaga B - Projektexempel		99

Kapitel 1.

Inledning och syfte

Dynamiska miljöundersökningar av förorenade områden innebär en metodik där undersökningsarbetena styrs kontinuerligt utifrån, och i samband med, resultaten som framkommer under fältarbetet. För att detta ska vara möjligt innefattar metodiken olika typer av realtidsmätningar, dvs mätningar som direkt, eller åtminstone inom fältarbetets tidsramar, ger ett resultat som kan användas för att fatta beslut för vidare provtagning. Några av fördelarna med dynamiska miljöundersökningar i förhållande till konventionella undersökningar är ett snabbare förfarande samt en högre kvalitet.

Dynamiska miljöundersökningar av förorenade områden har under en längre tid utprovats och tillämpats i bl.a. USA, Kanada, Danmark och Nederländerna. I Sverige har dynamiska miljöundersökningar hittills varit mindre vanligt förekommande, men skulle i högre utsträckning kunna tillämpas även här. Kunskap och erfarenhet om metodiken är dock begränsad i Sverige.

Syftet med rapporten är att beskriva den dynamiska miljöundersökningsmetodiken i sin helhet, inklusive de fältanalys- och miljösonderingsmetoder som bedöms vara lämpliga att använda vid svenska jordlager- och grundvattenförhållanden. Rapporten utgör därmed ett komplement och en fördjupning av SGFs Fälthandbok för miljötekniska undersökningar (SGF, 2013). Rapporten ska kunna vara vägledande vid bl.a. upphandling av undersökningar baserade på dynamisk miljöundersökningsmetodik. Detta kan vara aktuellt t.ex. i samband med upphandling av åtgärdsförberedande miljötekniska markundersökningar då en detaljerad avgränsning av föroreningars utbredning i yt- och djupled krävs. Även i tidigare undersökningsskeden kan metodiken vara lämplig för att snabbare och med mer information om området och dess föroreningssituation uppnå välanpassade åtgärder.

Kapitel 2.

Avgränsningar

Denna rapport avgränsar sig till att beskriva dynamiska undersökningar med realtidsmätningar avseende föroreningar i mark. Realtidsmätningar av föroreningar kan med fördel kompletteras med t ex geofysiska, geotekniska eller geohydrologiska undersökningsmetoder för att få en så heltäckande kunskap om området som möjligt. Sådana metoder beskrivs dock inte i rapporten. Likaså kan den dynamiska provtagningsmetodiken tillämpas på andra medier, såsom ytvatten eller sediment. Denna rapport fokuserar dock på undersökningar i jord, grundvatten och porgas.

Kapitel 3.

Begreppet dynamiska miljöundersökningar

Undersökning av förorenade områden utförs traditionellt som ett stegvist förfarande. Detta innebär att man inledningsvis gör en översiktlig undersökning, ofta med ett mindre antal prover i jord och vatten, och analyserar många olika parametrar på dessa prov. Syftet är att ta reda på om området är förorenat eller ej. Beroende på resultatet kan det sedan vara aktuellt att gå vidare med mer detaljerade undersökningar för att försöka avgränsa föroreningarna, att uppskatta mängden förorening samt att bedöma om och hur föroreningarna sprids. Om området är så förorenat att åtgärd behövs, utförs ofta ytterligare åtgärdsförberedande undersökningar i samband med projektering av saneringsåtgärderna.

Med en dynamisk undersökningsmetodik för förorenade områden är målet att effektivisera det traditionella undersökningsförfarandet. Med en planering som redan från början tar hänsyn till åtgärdsskedet, kan undersökningen utföras på så sätt att nödvändig information om området samlas in vid ett eller ett fåtal undersökningstillfällen. Detta bygger på att undersökningsarbetena på ett dynamiskt sätt styrs utifrån de resultat som framkommer under fältarbetet.

Dynamiska undersökningar av förorenade områden innefattar, i olika grad, de tre delarna **systematisk planering**, **dynamisk provtagningsstrategi** och **realtidsmätningar**. I detta kapitel ges en introduktion till metodiken, dess ursprung, olika delar liksom möjligheter och begränsningar.

Ett exempel på en fullständigt dynamisk undersökning är en undersökning i enlighet med Triad. Triad är en metodik som ursprungligen togs fram av det

amerikanska Naturvårdsverket (USEPA) under 1990-talet. Metodiken tillkom som en följd av att utredningsarbetena inom det statliga amerikanska efterbehandlingsprogrammet Superfund tenderade att bli alltmer långdragna och kostsamma, utan att arbetena nådde fram till konkreta åtgärdsinsatser som gav avsett resultat. Vid en Triadundersökning ska alla berörda, såsom beställare, konsult och tillsynsmyndighet, inkluderas i planeringsprocessen och komma överens om beslutslogiken och projektmålen, de slutgiltiga projektbesluten avseende vilka volymer som ska åtgärdas och hur detta ska ske med så god säkerhet att åtgärderna sannolikt kommer fungera och vara tillräckliga.

En central del vid dynamiska miljöundersökningar är upprättande och återkommande uppdatering av en så kallad konceptuell modell (CSM) över bland annat förorenings- och spridningsförhållandena inom och i anslutning till det förorenade området. I metodiken betonas också hanteringen av beslutsosäkerhet, snarare än enbart analysosäkerhet. Undersökningarna bör fortgå till dess att osäkerheten i den konceptuella modellen anses vara tillräcklig låg för de beslut som ska fattas.

Eftersom bidraget från osäkerheter i provtagningsförfarandet till följd av markens heterogenitet ofta överväger analysosäkerheten vid en miljöteknisk markundersökning, fokuserar en dynamisk undersökning på att använda metoder för datainsamling som ger tätare dataunderlag och täcker ett större område, utan att för den delen offra representativiteten hos proverna eller driva upp analyskostnaderna. Detta görs med hjälp av olika typer av miljösonderings- och fältanalysmetoder.

Metodiken har hittills främst använts för att effektivt kartlägga föroreningsutbredning och åtgärdsbehov vid platser förorenade av vätskor som är tyngre än- och svårösliga i vatten, såsom klorerade lösningsmedel och klorfenoler, men även för områden förorenade av exempelvis oljekolväten, pesticider, PCB, PAH och vissa metaller.

Dynamiska undersökningsmetoder behöver inte ses som ett alternativ till konventionella provtagningsmetoder, utan kan även användas som ett

komplement till sådana för att minska osäkerheten vid utvärdering av föroreningars utbredning och spridningsbild.

3.1 SYSTEMATISK PLANERING

Systematisk planering är den planeringsprocess som lägger en vetenskaplig grund för de utredningar som föreslås ingå i projektet. Den systematiska planeringen innefattar identifiering av projektets syfte, övergripande åtgärds mål och preliminära mätbara åtgärds mål, vilka kritiska beslut som behöver fattas under utredningsarbetet. Dessutom skapas en preliminär konceptuell modell för det förorenade området, vilken utgör det centrala stödet vid beslutsfattandet. Utvärdering av beslutsosäkerheter samt strategier för hur osäkerheter ska hanteras i projektet ingår också i den systematiska planeringen.

Systematisk planering utgör ofta en viktig del även vid konventionell undersökningsmetodik av förorenade områden, men med en dynamisk metodik är den särskilt viktig. För att kunna genomföra ett effektivt undersökningsarbete, där information som fås kan användas för att snabbt planera påföljande fältarbete, måste beslutslogiken och vilka som ska fatta besluten vara väl klarlagt i förväg. I Kapitel 4 beskrivs den systematiska planeringen närmare.

3.2 DYNAMISK PROVTAGNINGSTRATEGI

En dynamisk provtagningsstrategi innebär en provtagningsstrategi som är flexibel på så sätt att provtagningen kan anpassas allteftersom resultaten från realtidsmätningar fås. Erhållen information ska kvalitetssäkras varefter den infogas i den konceptuella modellen. Utifrån olika visualiseringar av modellen fattas beslut om kompletterande provtagningar. Den dynamiska provtagningsstrategin ska innefatta kriterier och beslutslogik som tillgodoser att tillräcklig data samlas in för att kunna uppnå projektets mål. Detta dokumenteras t ex med hjälp av logiska beslutsträd som visar hur beslut kommer att fattas under provtagningens gång, och när det är dags att avsluta provtagningen.

I en dynamisk provtagningsstrategi bör även kvaliteten som fås från de aktuella fältmetoderna utvärderas. I Kapitel 5 beskrivs dynamiska provtagningsstrategier närmare.

3.3 REALTIDSMÄTNINGAR

Begreppet realtidsmätningar innefattar all typ av datainsamling som möjliggör att beslut för vidare provtagning kan fattas inom fältarbetets tidsramar, d v s i enlighet med en dynamisk provtagningsstrategi. Även om datainsamlingen skulle kunna göras med hjälp av laboratorieanalyser med kort svarstid används i denna rapport termen realtidsmätningar främst för fältbaserade metoder som innebär att analys- och detektion görs vid undersökningsobjektet. Olika fältanalysmetoder, såsom exempelvis Immunoassay, Röntgenfluorescens (XRF)-instrument och Membrane Interface Probe (MIP), är lämpade att använda vid olika typer av föroreningar och markförhållanden i den mån de bedöms kunna samla in data av tillräcklig omfattning och kvalitet för att uppfylla projektets syfte. Realtidsmätningar behöver, som beskrivits tidigare, kombineras med laboratorieanalyser för kontroll av kvaliteten och i vissa fall för att få säkrare analysresultat. I Kapitel 6 beskrivs olika fältanalysmetoder, när de är lämpliga att använda samt rekommendationer för upphandling.

3.4 MÖJLIGHETER OCH BEGRÄNSNINGAR MED METODIKEN

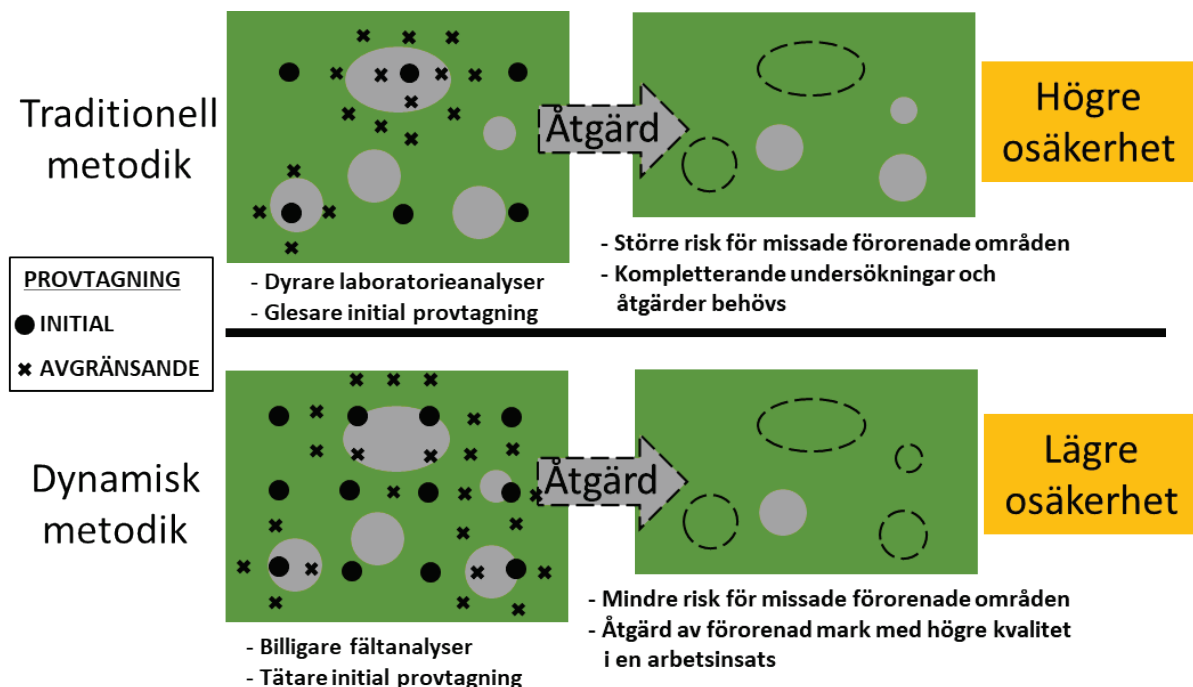
Det finns flera fördelar med dynamiska miljöundersökningar, både ur beställar- och myndighetsperspektivet. Vid realtidsmätningar fås större datamängder/tätare data än vad som är fallet vid tillämpning av traditionell undersökningsmetodik. Därigenom ökar sannolikheten att t.ex. påträffa källzoner. Vidare kan utbredningen av en källzon eller en spridningsplym avgränsas på relativt kort tid och med en förhållandevis hög grad av säkerhet. En konceptuell förorenings- och spridningsmodell kan därmed upprättas redan på ett tidigt stadium av utredningsarbetet. Fortsatta provtagningsinsatser kan därefter inriktas på den identifierade mark- eller grundvattenföroreningen, samtidigt som övriga delar av det misstänkt förorenade området på goda grunder kan ”friskrivas”.

Vid tillämpning av traditionell provtagningsmetodik behöver, som nämnts ovan, i allmänhet ett flertal kompletterande undersökningsomgångar utföras, ofta till samma eller högre kostnader än den inledande undersökningsomgången.

Tillämpning av dynamiska miljöundersökningar innebär oftast en högre initialkostnad på grund av mer omfattande planering och datautvärdering, men behovet av kompletterande undersökningsinsatser kan begränsas. Med ett större dataunderlag kan en säkrare bedömning av föroreningsutbredningen göras,

vilket ger ett bättre underlag för projektering och upphandling av efterbehandlingsinsatser, inte minst vid situ-åtgärder. Några stora fördelar med dynamiska miljöundersökningar i förhållande till konventionella är sammanfattningsvis ett snabbare förfarande samt en högre kvalitet.

I Figur 1 illustreras en jämförelse mellan dynamisk undersökningsmetodik och en undersökning baserad på konventionell metodik med avseende på datatäthet, osäkerhet och kostnader. Den dynamiska undersökningen har ofta en högre initialkostnad på grund av en mer långtgående planering och en högre provtagningsintensitet, men medför lägre osäkerhet vid genomförandet av saneringsåtgärder. Detta exemplifieras i figuren, där man med den traditionella metodiken missade att identifiera och åtgärda tre förorenade delområden medan man med den dynamiska metodiken, på grund av den tätare initiala provtagningen, endast missade ett delområde. Observera att figuren enbart visar en jämförelse i ytled, men liknande slutsatser kan dras vid en jämförelse i djupled av provtagningsintensitet och osäkerhet.



Figur 1. Jämförelse av traditionell undersökningsmetodik med en undersökning baserad på dynamisk metodik. Ljusgrå fyllda fält representerar förorenade delområden, svartstreckade fält symboliserar åtgärdade delområden. Anpassad utifrån (ITRC, 2003)

En svårighet med det dynamiska undersökningskonceptet är att under fältmässiga förhållanden upprätthålla acceptabel hygienstandard vid hantering och upparbetning av jord-, vatten- och porgasprover. En annan nackdel är att flertalet dynamiska miljösonderingsmetoder är baserade på detektering av relativt breda grupper av föroreningar. Båda dessa problem hanteras med ett genomtänkt kvalitetsarbete som inkluderar att ett tillräckligt stort antal prover tas med konventionella metoder och analyseras med traditionella laboratorieanalyismetoder.

En annan begränsning med realtidsmätningar av organiska ämnen är att dessa i hög utsträckning fokuserar på volatila och semivolatila ämnen, medan tyngre organiska ämnen (PCB, dioxiner, tyngre PAH m.fl.) endast i mindre utsträckning omfattas av tillgänglig analys- och sonderingsteknik.

Tillsynsmyndigheternas acceptans för fältanalys- och miljösonderingsmetoder har dessutom hittills varit relativt liten, vilket delvis kan förklaras med att kunskapen kring metoderna och deras tillämpbarhet varit förhållandevis låg, både hos utövande konsulter och hos myndigheter.

Kvaliteten på fältinstrument förbättrats ständigt och nya fältanalysmetoder tillkommer. Insikten ökar också om att heterogeniteten i mark, föroreningshalter och -spridning kan vara svåra att utvärdera med traditionella metoder. Detta talar för ett större användande av dynamiska undersökningar framöver.

Kapitel 4.

Systematisk planering

4.1 VARFÖR ÄR EN SYSTEMATISK PLANERING LÄMPLIG?

Alltför ofta riktas för lite initial uppmärksamhet mot att klarlägga det faktiska och långsiktiga målet med miljötekniska markundersökningar. Att planeringen görs utifrån målet är av stor vikt för att kunna skapa en effektiv undersökning vid såväl traditionella stegvisa som vid dynamiska undersökningar. Även om det huvudsakliga projektmålet skulle vara att med en mindre initial undersökning endast avgöra om ett område är förorenat så att det finns risk att det behöver åtgärdas finns det nästa alltid även ett tänkbart kommande mål; t.ex. att om så är fallet kostnadsuppskatta eller förbereda en åtgärd. Om detta scenario är sannolikt är det ofta effektivt att redan i inledande undersökningar fundera över om det senare arbetet kan effektiviseras, t.ex. genom att ta några extra prov, analysera någon extra parameter eller genom att spara prover för eventuell kommande analys. Andra frågor som också lämpligen besvaras före provtagningen är bl.a. vilken information som faktiskt behövs och saknas, hur säker denna information behöver vara samt hur erhållna resultat ska utvärderas. Mycket av detta arbete ska ändå göras, om inte förr så senast vid utvärderingen. I en dynamisk undersökning, där beslut ska fattas relativt snabbt redan under provtagningens gång, är denna s.k. systematiska planering nödvändig. Om den inte görs ordentligt kommer stora resurser troligtvis att läggas på att svara på fel frågor eller på rätt frågor men med olämplig nivå på säkerheten i svaren. Av samma skäl är en systematisk planering även lämplig vid traditionella undersökningar. Men då dessa oftast utförs i steg med mellanliggande rapportskrivning och förnyad planering behöver deras initiala systematiska planeringar inte vara lika långtgående.

Triadkonceptet togs fram efter att många efterbehandlingsåtgärder visat sig inte fungera, då de planerats utifrån alltför bristfälliga och felaktiga underlag.

Konceptet är tänkt att effektivisera undersökningar och efterföljande åtgärder genom att väl planerat iterativt provta och analysera till dessa uppfattningen av området överensstämmer tillräckligt väl med verkligheten för att projektgruppen ska kunna fatta beslut med lämplig säkerhet. Det bygger på att redan från början planera utifrån vilka beslut som ska fattas och med vilken säkerhet de är önskade och acceptabla att fatta. Arbetet fokuseras på att förstå och hantera de osäkerheter om verkligheten som finns och som påverkar de beslut som ska tas.

Målet med den systematiska planeringen är att före påbörjad provtagning ta fram en genomtänkt och väl fungerande strategi för provtagning, analys och utvärdering. I en dynamisk undersökning görs detta i en så kallad dynamisk provtagningsstrategi. I ett Triadprojekt sker det efter att ha skapat och, bland alla viktiga intressenter, kommit överens om en gemensam bild av förutsättningar och mål för projektet.

4.2 OSÄKERHETER ATT BEAKTA

I slutänden är det osäkerheten vid fattandet av projektbeslut, avgörandet att ett projektmål uppfyllts, som är viktigt. Deras osäkerhet beror dels av osäkerheten vid skattningen av de parametrar som påverkar besluten, men även på hur väl denna information vägs samman. Ett exempel på ett projektbeslut vid en undersökning med eventuell efterföljande åtgärd kan vara ”Under aktuell och planerad framtida markanvändning föreligger ingen risk för vare sig människors hälsa eller för miljö på grund av eventuella föroreningar inom området”. Detta beslut påverkas bl.a. av följande parametrar:

- Nuvarande och framtida markanvändning
- Vilka föroreningar som förekommer inom området, var och i vilka halter
- Hur farliga dessa föroreningar är under de aktuella förhållandena

Det är viktigt att dessa parametrars kommande skattade värdenas osäkerheter beaktas seriöst redan i planeringen, och inte, som alltför ofta förekommer, att det enda som skriftligen dokumenteras är ett ej motiverat beslut att ta ett visst antal prover och att analyser ska utföras med ackrediterade analysmetoder.

En av de stora utmaningarna vid undersökning av förorenade områden är att hantera heterogenitet i föroreningshalter. I volymsskalor från delar av cm^3

(en vanlig storlek på ett analysprov, den provmängd som faktiskt analyseras på laboratoriet, för metallanalys är cirka $\frac{1}{2}$ cm³) till flera 10-tals m³ (en vanlig beslutsskala vid schaktsanering är rätblock på 10*10*0,5 m³) kan medelhalten i två intilliggande volymer variera kraftigt. Detta är viktigt att vid planeringen beakta så att information som tas fram är representativ för de volymer för vilka beslut ska fattas. De prover som tas är vanligtvis i storleksordningen 0,1–1 kg med ett än mindre analysprov. För att kunna använda analysresultaten för att fatta beslut om en större jordvolym, en beslutsenhet, kan resultaten interpoleras över större volymer, beräknas som medelhalter utifrån flera prover eller komma från samlingsprov representerande hela volymen. Oavsett vilket, ska den osäkerhet detta kan medföra beaktas redan vid planeringen för att sedan kontrolleras under undersökningen.

Även vid provtagning av grundvatten kan heterogeniteten vara ett stort problem, både avseende föroreningshalt men även gällande marklagrens vattengenomsläpplighet (hydrauliska konduktivitet). Vid provtagning av grundvatten används ofta grundvattenrör som släpper igenom vatten längs en hel meter av röret. Vid korrekt utförd provtagning fås ett vattenprov som motsvarar ett flödesviktat medelvärde för grundvattnet för denna meter. Om jordens konduktivitet är densamma för hela metern är detta inget problem, men om den varierar, vilket är vanligt t.ex. i naturliga jordlager vid övergången mellan sand och silt, kan flödet variera tusenfalt på bara någon centimeter. Grundvattnet som fås i ett dylikt fall kommer till mycket större del styras av konduktiviteten än av de faktiska mängdförhållandena mellan jordartstyperna. Att konduktiviteten är olika i de olika jordlagren kan medföra att även halten förorening i jordlagren och i deras grundvatten är olika. Det genomsläppliga materialet kan vara rensköljt, eller sakna organiskt material som binder föroreningen, medan det låggenomsläppliga materialet är kraftigt förorenat. En hög halt i det låggenomsläppliga materialet kan missas om den späds ut kraftigt av en lägre halt i det mer genomsläppliga materialet. Vid en senare åtgärd kan den missade förorening så väl som den missade iakttagelsen av att jordens genomsläpplighet varierar kraftigt medföra att en vald åtgärds metod inte alls ger den effekt som antagits, vilket i sin tur resulterar i att projektmålen inte uppnås.

Ofta finns information sedan tidigare, antingen avseende det aktuella området eller närliggande områden. Det är av lika stor vikt att beakta osäkerheten i denna information som i den som inhämtas i det aktuella projektet. Äldre information bör märkas så det framgår varifrån den kommer och, om det är känt, hur den har fått och vilken kvalitet den antas ha.

Alla osäkerheter som kan påverka projektbesluten ska i möjligaste mån beaktas redan i den systematiska planeringen, för att därigenom effektivisera processen att ta fram erforderlig information med lämplig säkerhet för de beslut som ska fattas.

4.3 ARBETSGÅNG

Vid den systematiska planeringen är det viktigt att all erforderlig kompetens inkluderas, inte i lika stor omfattning och inte hela tiden, men så att inga viktiga frågor missas i planeringen. Ett lämpligt första steg är att sätta samman en **kärngrupp**. För enklare mindre undersökningsprojekt kan kärngruppen bestå av endast en beställare och en erfaren projektledare, medan kärngruppen i mer komplexa projekt, som kanske ska leda till genomförd åtgärd, sannolikt även behöver utökas med så väl tillsynsmyndighet som experter inom t.ex. geologi, hydrogeologi, provtagnings- och analysstrategier, förorenings-spridning, statistik, visualisering, riskbedömning och åtgärdsförslag. En ansenlig del av gruppens arbete kommer att utföras redan i planeringsskedet, men delar av den kommer sannolikt även att delta i utvärdering av erhållen information samt vara med i beslutsgruppen som fattar avgörande beslut under implementeringen av den dynamiska provtagningsstrategin (fält- och utvärderingsarbetet).

Nästa steg är att ta fram och komma överens om målen för undersökningen – **projektmålen**. Om projektet inkluderar både undersökning och åtgärd utgörs projektmålen helt eller delvist av åtgärds-mål. Projektmålen kan i detta skede lämpligen formuleras i generella termer innan diskussion påbörjas om vad de innebär rent undersöknings- och utvärderingstekniskt. Ett mål kan t.ex. vara ”Ta fram en åtgärdsplan för området som innebär att eventuella föroreningar inom området inte medför någon risk för människors hälsa eller för miljön. Om ekonomiskt möjligt ska området kunna användas för bostadsbebyggelse.”. Målet kan alla förstå medan vad det innebär rent tekniskt, detaljerade

projekt mål, lämpligen lämnas till experterna för beredning. Det senare kräver även mer information. För att besluta om mål måste aktuell markanvändning så väl som tänkbara framtida **markanvändningsscenarior** beskrivas. Om tänkta scenarier senare ändras, kommer mycket av den kommande planeringen att behöva gås igenom på nytt.

För att komma vidare behövs förståelse för området. Detta erhålls genom en noggrann inventering och **insamling av tillgänglig information** så som:

- Fysisk beskrivning (bl.a. topografi, geologi, hydrogeologi, bebyggelse, vägar, ledningar, djur- och växtliv, människoaktiviteter)
- Områdeshistorik (aktuella och historiska händelser, verksamhetsutövare, verksamhet och använda kemikalier, mängder, användningsplatser, kvittblivnings- och olycksinformation)
- Information och slutsatser från eventuella tidigare undersökningar inom eller i närheten av området

Informationen utvärderas och sammanställs i en **preliminär konceptuell modell**, för ytterligare information se Kapitel 5.8. Det är av stor vikt att informationen kvalitetsgranskas och värderas innan den tillförs modellen. Projektets fortsatta planering kommer att bygga på informationen och att dess kvalitet är rätt bedömd. Det viktiga är inte att informationen är noggrann med hög tillförlitlighet, utan att det är känt hur noggrann och tillförlitlig den är och vilka t.ex. jord- och grundvattenvolymer informationen representerar. Vid utvärderingen beaktas bl.a. följande frågeställningar:

- Var är eller antas källan till föroreningar vara belägen?
- Vilka kemiska ämnen utgör eller antas utgöra förorening?
- Hur har eller antas föroreningen ha spridits i omgivningen?
- Vilken mängd förorening har eller antas ha spridits till omgivningen?
- Vilka barriärer finns som begränsar eller antas begränsa spridningen?
- Vilka skyddsobjekt kan ha eller kan komma att exponeras för föroreningen?

Slutsatser, inklusive hur säkra de anses vara, läggs in i modellen. Modellen visualiseras sedan så att kärngruppen förstår och kan ta till sig den information

som finns om området. Målet är att modellen under undersökningens gång ska förfinas och detaljeras till dess att den är tillräckligt noggrann och väl överensstämmande med verkligheten för att det ska finnas tilltro till att rätt beslut angående t.ex. åtgärdsbehov och åtgärder kan fattas och att åtgärderna senare kan utföras kostnadseffektivt.

Utifrån tänkt framtida markanvändning och aktuell konceptuell modell bestäms bland annat vilka **riktvärden** resultaten ska jämföras mot och **detaljerade projektmål** och **-beslut** tas fram. Om modellen inte är tillräckligt detaljerad för att avgöra detta, bör om möjligt preliminära riktvärden och detaljerade projektmål och -beslut bestämmas så att det kan utredas inom vilka delområden osäkerheter kring de detaljerade projektbesluten föreligger. Ett detaljerat mål kan t.ex. vara att medelhalten för en uppsättning ämnen, med en angiven storlek och form på jordvolymen, inom vissa delområden och med en angiven säkerhet inte får överstiga riktvärdet avseende hälsa, medan det för en annan uppsättning ämnen, storlek och form på jordvolymen, delområden och säkerhet är riktvärdet för markmiljö som styr. I vissa fall kan det vara andra anledningar än framtida markanvändning som styr undersökningen och i så fall är det dessa som ska beaktas och ligga till grund för målen.

Utifrån de osäkerheter som finns i den inom kärngruppen förankrade aktuella konceptuella modellen och som påverkar möjligheten att fatta projektbeslut, påbörjas nu arbetet med att formulera den **dynamiska provtagningsstrategin**. Det inleds med att definieras viktiga beslut, s.k. **nyckelbeslut**, som behöver fattas under undersökningen. Exempel på nyckelbeslut kan vara att bestämma huruvida:

- provtagnings- och fältanalysmetoderna ger tillräcklig kvalitet för att vara lämpliga att använda under aktuella förhållanden
- områdets spridningsförutsättningar är tillräckligt väl karakteriserade
- områdets föroreningsituation är tillräckligt väl karakteriserad
- tillräckligt bra underlag för framtagning av åtgärdsförslag föreligger
- föroreningarna inom området medför någon risk för människors hälsa eller för miljön

Att avgöra om de detaljerade projektmålen uppfylls hör också till nyckelbesluten.

Ju mer komplicerat ett projekt är desto fler tenderar nyckelbesluten att behöva vara. Information som kan saknas är t.ex.:

- information om var föroreningsutsläpp skett
- detaljerad information i plan och djup avseende halt förorening, organiskt kol, hydraulisk konduktivitet och grundvattenytans läge
- jämförande analysresultat mellan fältinstrument- och laboratorieanalyser eller fältduplikat (två prover som tas så de ska representera samma provtagningsenhet, t.ex. två prover tagna på var sida om en borrhuv.).

När besluten senare tas bör detta dokumenteras systematiskt så att det går att följa vad som beslutats, på vilka grunder och av vem.

Nyckelbesluten och i vilken ordning de ska tas utgör grunden för den **beslutslogik** som ska tas fram. För att få fram den information som behövs för att fatta ett beslut behöver arbete utföras, t.ex. provtagning. Detta görs i ett **moment**. Besluten med sina detaljer, om hur de ska fattas hur de påverkar varandra och vilka moment som behöver utföras utgör projektets beslutslogik.

Målet är att ta fram en beslutslogik som alla i kärngruppen accepterar. När fältarbetet sedan påbörjas och ny information erhålls är det möjligt att delar av beslutslogiken kommer behöva omformuleras. Om för lite information finns för att i detalj bestämma vilka beslut som behöver fattas, bestäms vilka parametrar som först behöver undersökas. Dessa undersökningar och efterföljande val av beslut tas med i beslutslogiken och genomförs vid implementeringen av den dynamiska provtagningsstrategin. Så länge kärngruppen är överens kan formuleringen av vissa beslut skjutas fram till implementeringen.

Beslutslogiken dokumenteras i en beslutsplan och ligger till grund för skapandet av den första **provtagningsplanen**. När denna är klar kan den initiala systematiska planeringen anses färdig. Ytterligare information om framtagning av beslutslogiken och provtagningsplanen finns i Kapitel 5.

Förutom beslutsplanen är följande planer extra viktiga:

- Provtagningsplan: för att styra hur det nästkommande fält- och analysarbetet ska utföras. Allteftersom ny information blir tillgänglig och den konceptuella modellen uppdateras och förfinas skapas nya provtagningsplaner
- Kvalitetssäkringsplan: för att säkerställa och kontrollera kvaliteten på historisk så väl som ny information
- Datahanteringsplan: för att säkerställa en i förväg beslutad och prövad effektiv metod att lagra och införliva kvalitetssäkrad ny information i den konceptuella modellen som därefter visualiseras i lämpligt format för att stödja beslutsfattandet
- Miljö- och hälsoskyddsplan: för att säkerställa säkerhet för miljön, kringboende, de som vistas inom området samt de som utför undersökningen
- Dokumentations- och kommunikationsplan: Flera av stegen i den systematiska processen kan generera ny information som ändrar eller till och med omkullkastar tidigare bedömning av området och därmed innebär att gjord planering måste ses över och kanske till och med göras om. Beroende på mängd förhandsinformation kan vissa av stegen lämpligen göras iterativt eller parallellt med andra steg. Även senare under fält- och utvärderingsarbetet tillkommer ny information som kan tvinga kärngruppen att på nytt se över den systematiska planeringen. För att alla berörda ska veta vad som gäller vid varje givet tillfälle är det viktigt att det finns en plan som styr hur dokument ska namnges, versionshanteras och spridas till berörda

För enklare projekt kan det vara lämpligt att skriva flera av de ovan beskrivna planerna i ett sammanhållande dokument. I lite mer komplicerade projekt är det troligtvis bäst att skriva dem i separata dokument, då det förenklar versionshanteringen och informationsspridningen.

Systematisk planering är lämplig i alla projekt för att bland annat klargöra vilka beslut som faktiskt ska fattas och vilket beslutsunderlag som krävs för att kunna fatta dem med lämplig säkerhet. I fall där det av något skäl, t.ex. ekonomiska eller juridiska, inte går att arbeta snabbt eller där undersökningen måste delas

upp i flera steg, är det ofta lämpligt att även dela upp planeringen. Dock bör, om möjligt, slutmålet beaktas i planeringen redan från början.

Det är viktigt att planeringen blir genomarbetad. Om frågor inte beaktas ordentligt i planeringsfasen före det att provtagningen påbörjas är risken stor att det efterföljande arbetet inte kommer att fungera effektivt. Det kan t.ex. bero på att besluten är för dåligt underbyggda för att kunna tas snabbt eller att det som undersökts egentligen inte är det som är mest intressant med avseende på det faktiska målet med undersökningen.

Om den dynamiska undersökningen inte ska bedrivas som en fulländad Triadundersökning kan delar av den systematiska planeringen förenklas. Det kan t.ex. innebära att vissa roller inte tas med i kärngruppen eller att definitioner av vissa beslut eller acceptabla osäkerheter skjuts fram till under implementeringen av den dynamiska provtagningsstrategin. Viktigt är dock att, oavsett typ av dynamisk undersökning, alltid inkludera ett genomtänkt kvalitetsarbete så att proverna och deras analysresultats representativitet blir känd och kan inkluderas i utvärderingen.

4.4 BESLUTSSKALA OCH -KRITERIER

För beslut som avser föroreningshalter i jord och sediment är det viktigt att definiera vilken skala besluten avser. Detta volym- och formval beror av vad som ska bedömas och blir sannolikt olika för t.ex. bedömning av risk jämfört med planering av åtgärd. Vanliga faktorer som ofta påverkar valet är dimensionerande föroreningars exponeringsvägar och grad av heterogenitet avseende föroreningshalt och jordart.

Beslutskriterierna måste skrivas så att de är mätbara. Exakt hur detta ska utföras kanske inte kan göras klart vid den initiala systematiska planeringen, då t.ex. variationen inom området kan vara helt okänd och tillämpbarheten hos fältinstrumenten kan behöva prövas. När kriterierna bestäms är det viktigt att det framgår om det är enskilda, maximala, medel- eller interpolerade resultat som ska utvärderas och om någon säkerhetsmarginal ska användas (t.ex. i form av en 95-procentig övre konfidensgräns).

4.5 RESULTAT

När den initiala systematiska planeringen är genomförd bör följande ha erhållits:

- 1) kärn- och en beslutsgrupp
- 2) väldefinierade projektmål och projektbeslut som alla viktiga intressenter accepterat
- 3) identifiering av vilken information som behövs för projektet och eventuellt kommande åtgärd
- 4) uppdaterbar initial konceptuell modell (versionen före provtagningsarbetet påbörjas) som bl.a. illustrerar vilka osäkerheterna är och vilka av dem som är viktiga att minska för att uppnå projektmålen
- 5) nivå för acceptabel mätosäkerhet (summan av provtagnings- och analysosäkerheten)
- 6) beslutslogik inklusive utgångsstrategi (under vilka förutsättningar undersökningarna ska avslutas)
- 7) datahanteringsplan
- 8) kvalitetssäkringsplan
- 9) dokumentations- och kommunikationsplan
- 10) initial provtagningsplan

Planeringsarbetet är inte avslutat bara för att fältarbetet är klart att påbörjas.

Ny information kan innebära att tidigare fattade beslut och framtagna planer behöver revideras och så snart den konceptuella modellen uppdaterats kommer beslut och planering av kvarstående och kompletterande provtagningar att behöva göras.

Kapitel 5.

Dynamisk provtagningsstrategi

5.1 VAD ÄR EN DYNAMISK PROVTAGNINGSTRATEGI?

I en provtagning som genomförs utifrån en dynamisk provtagningsstrategi är alla detaljer kring val av provtagningspunkter, provtagningsdjup och vilka prover som ska analyseras med vilken metod inte bestämda i förväg. Istället låter strategin dessa beslut anpassas och optimeras under provtagningens gång utifrån den information som erhålls. Nya provtagnings- och/eller analysplaner tas fram vart efter. I planerna specificeras i vilken omfattning ytterligare prover behöver tas, var de ska tas (nya djupnivåer eller förtätning i plan) samt vilka prover som ska analyseras och med vilken metod. På detta sätt kan provtagning och analys delas upp i mindre faser som koncentrerar sig på att ta fram den information som det finns störst behov av vid varje tillfälle, grundat på all data som gjorts tillgänglig både före och under projektet. Om det inte redan är utprövat och kontrollerat under den systematiska planeringen, kan val eller anpassning av provtagnings- och analysmetoder istället göras tidigt i implementeringen av en dynamisk provtagning. Provtagningen styrs utifrån beslutslogiken som togs fram i den systematiska planeringen.

En välplanerad dynamisk provtagningsstrategi kan öka kvaliteten och minska ett undersöknings- och åtgärdsprojekts totala löptid och kostnader genom att information samlas in för punkter där behovet av att minska osäkerheten är som störst för att kunna fatta bra beslut. Utan en god planering riskeras, för så väl traditionella som dynamiska undersökningar, att erhållen information inte riktigt relaterar till de beslut och beslutsenheter som är intressanta för projektet och att erhållna osäkerheterna blir olämpligt stora. Dessutom ökar risken att provtagningen avslutas vid olämpligt tillfälle, antingen väl tidigt eller onödigt sent.

Den dynamiska provtagningsstrategin tas till stor del fram i den systematiska planeringen och implementeras som en dynamisk provtagning. I provtagningen används ofta realtidsmätmetoder kombinerat med traditionella laboratorieanalytiska metoder.

Utöver det som tas fram vid planeringen av traditionella stegvisa undersökningar, behövs för ett projekt med dynamisk provtagningsstrategi även:

- en beslutslogik som anpassar undersökningen efter identifierade och förändrade förutsättningar
- realtidsmätmetoder med pålitliga system för datahantering och kvalitetskontroll, så att deras resultat kan användas vid beslutsfattandet
- en konceptuell modell som, allt eftersom ny information erhålls, uppdateras och visualiserar aktuell bild av verkligheten med kvarstående viktiga osäkerheter.
- ett system för snabb kommunikation och beslutsfattande inom projektgruppen

Om projektet drivs som ett Triadprojekt behövs även att alla inblandade viktiga intressenter är överens om:

- målet med undersökningen
- beslutslogiken
- utgångsstrategin

5.2 VARFÖR ÄR DET LÄMPLIGT ATT ANVÄNDA EN DYNAMISK PROVTAGNINGSTRATEGI?

Stor heterogenitet i föroreningshalter och geologi, i både i mindre och större skala, gör det i princip omöjligt att planera en effektiv undersökning i ett enda steg från att inte veta nästan något om ett område till val och planering av åtgärder. Men om undersökningen delas upp i flera steg med mellanliggande utvärdering, rapportering och ometablering tar det både tid och blir dyrt. Syftet med en dynamisk provtagningsstrategi är att effektivisera genom att:

- vid varje tillfälle provta och analysera för att få den information som för tillfället är viktigast

- planera arbetet i steg, men så att stegen kan avlösa varandra med inget eller litet uppehåll för mellanliggande ny planering, i en eller i alla fall få undersökningar och etableringar

Vid upphandling av traditionella undersökningar begränsas ofta kvalitetskravet till att ackrediterade analysmetoder ska användas, ibland kompletterat med att certifierad provtagning ska utföras. Laboratorieanalyser har länge betraktats som de enda analyserna med tillräckligt bra kvalitet för att användas vid beslutsfattande. Då deras analysosäkerhet vanligtvis är relativt låg ger de oftast en relativt god kännedom om halten i det aktuella provet. Dock är de ofta relativt dyra, varför antalet analyser blir förhållandevis litet alternativt analysbudgeten stor. I de fall analyserna är relativt få eller det tar ett par dagar att få resultat, planeras alla provpunkter oftast in i en och samma provtagningsplan. Med få prover måste varje prov representera en relativt stor beslutsenhet. Ofta tas prover på kring 0,5 l jord och sällan för mindre jordvolym än 50 m³ (t.ex. 10*10*0,5 m³), d.v.s. provet på endast 0,5 l får representera en volym som är minst 100 000 gånger större än sig själv. Då jorden ofta är heterogen ger dessa fåtaliga små prover, trots låg analysosäkerhet, inom mycket större beslutsenheter upphov till hög provtagnings- och därmed i slutänden även hög beslutsosäkerhet. Om eftersökt förorening istället kan analyseras med ett fältinstrument som ger billigare analyser, kan fler prover analyseras. De ger visserligen oftast högre analysosäkerhet, men då proverna inte behöver representera lika stora jordvolym kommer provtagningsosäkerheten (och därmed beslutsosäkerheten) ändå att kunna sänkas. Då fler prover kan tas är det inte lämpligt att planera all provtagning i en omgång. För att hålla ned antalet etableringar och undersökningar, trots mer provtagning, planeras arbetet lämpligast som en dynamisk provtagning.

Genom att aktivt beakta beslutsosäkerheten genom hela projektets livscykel, kan risken minskas för att beslutsunderlaget blir dåligt och i en efterkommande åtgärdsfas resulterar i dyrbara förseningar och stillestånd.

5.3 HUR IMPLEMENTERAS EN DYNAMISK PROVTAGNINGSTRATEGI?

Under den inledande systematiska planeringen skapas en initial konceptuell modell samt den dynamiska provtagningsstrategin med beslutslogik och inledande provtagningsplan.

Vid implementering av den dynamiska strategin kommer den konceptuella modellen att stegvis förfinas till dess alla projektbeslut kunnat fattas med acceptabel säkerhet. Vid implementeringen går följande steg igenom iterativt:

1. Provtagning och analyser enligt aktuell provtagningsplan
2. Godkännande av erhållen information, dels genom kontroll av att provtagnings- och analysmetoderna fungerat så som tänkt, men även genom att den erhållna informationen jämförs mot den konceptuella modellens bild av verkligheten
3. Uppdatering av den konceptuella modellen och visualisering för förståelse. Storlek på kvarstående beslutsosäkerheter är centralt.
4. Utifrån visualiseringen av modellen och de kvarstående osäkerheterna fattas beslut enligt beslutslogiken
 - a. Om den konceptuella modellen blivit så bra att återstående projektbeslut kan fattas är provtagningen avslutad.
 - b. Annars tas en ny provtagningsplan fram för att minska osäkerheten i återstående beslut. Vid behov justera delar av den dynamiska provtagningsstrategin och beslutslogiken. Provtagningen återupptas i steg 1.

Det kan inträffa att de faktiska förutsättningarna innebär att det inte går att uppnå projektbesluten. Det kan t.ex. visa sig vara för komplicerat, för dyrt eller ta för lång tid att uppnå målen. För dylika händelser bör det i beslutslogiken finnas en i förväg bestämd utgångsstrategi så att inte undersökningen pågår onödigt länge innan den avslutas.

När provtagningen avslutats bör den uppdaterade konceptuella modellen och dess bakomliggande information dokumenteras och lagras så att den kan användas som informationsbas vid eventuell kommande åtgärd eller efterkontroll, detta även om arbetet kommer utföras av andra personer och först långt senare.

För att arbetet ska flyta effektivt krävs en förståelig beslutslogik och att bra och snabba datahanterings-, kvalitetsverifierings- och visualiseringssystem finns tillgängliga. Målet är att kunna fatta beslut så snabbt att provtagningsarbetet flyter på med så få avbrott och ometableringar som möjligt samtidigt som rätt information samlas in.

Det är nödvändigt att tidigare bestämd beslutsgrupp finns tillgänglig under fältarbetet. De behöver inte finnas med ute i fält, men de ska t.ex. kunna delges uppdaterade visualiseringar av den konceptuella modellen och de ska kunna bekräfta om de anser att tidigare bestämda beslutskriterier uppfyllts och om de fortfarande är giltiga.

5.4 BESLUTSLOGIK OCH MOMENT

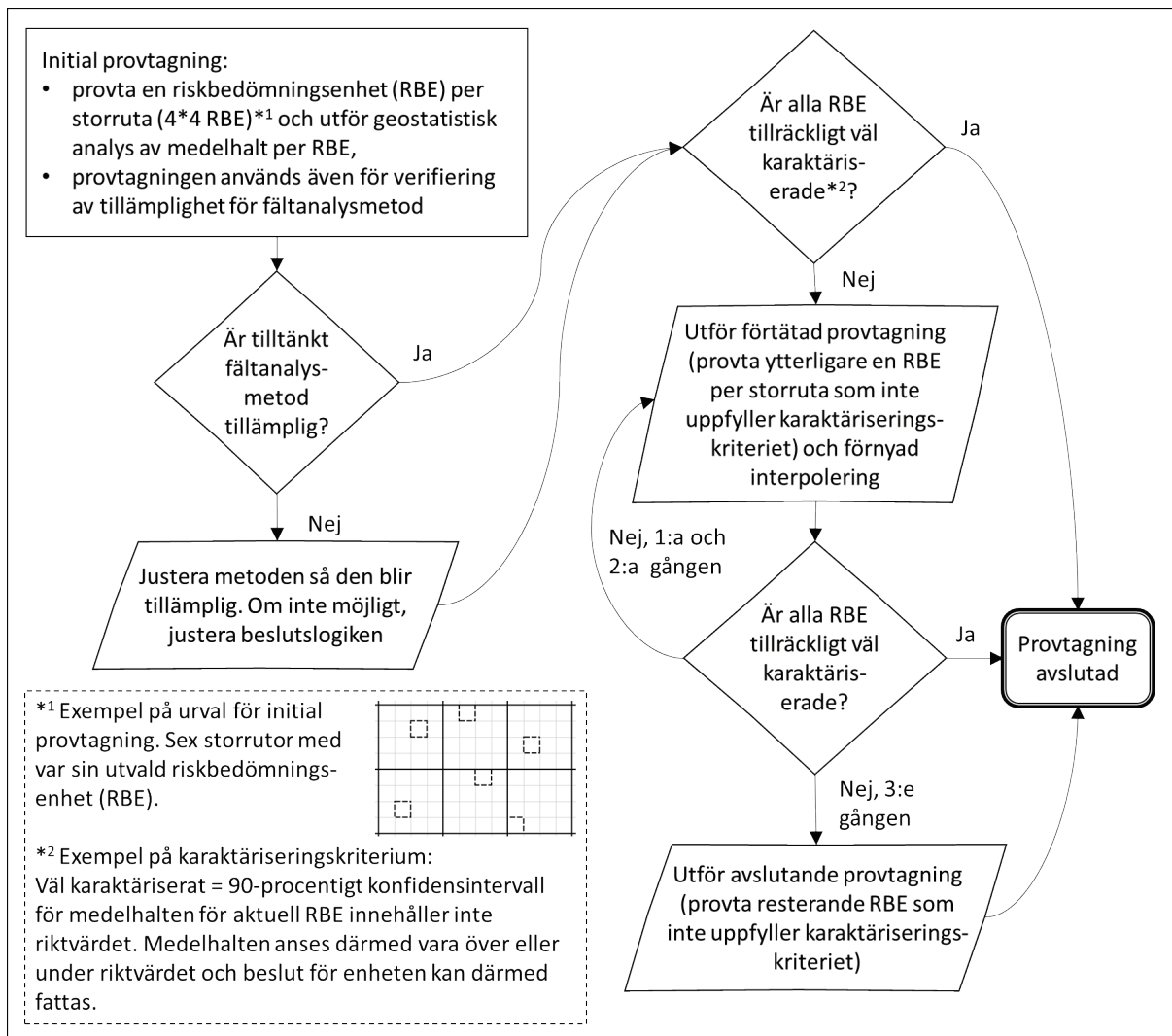
De nyckelbeslut som ska fattas kan behöva delas upp i flera underbeslut och för varje beslut behöver det troligtvis utföras arbete, ett moment, för att beslutet ska kunna fattas med erforderlig säkerhet. Ett sätt att identifiera missade beslut och moment är att se om det med den aktuella konceptuella modellen och framtagna beslutslogik kommer gå att uppfylla projektmålen. Om det saknas information som inte kommer erhållas med framtagna moment så behöver beslutslogiken kompletteras. US EPA har en guide som kan användas för att ta fram bl.a. beslut och moment (USEPA, 2006). Initialt ger nya beslut ofta upphov till nya frågor och därmed behov av ytterligare beslut. Nedan följer en lista med exempel på beslut:

- Föroreningshalten är högre än bakgrundshalten
- Föroreningshalten är högre än aktuella riktvärden
- Utbredning och variation av föroreningen har blivit tillräckligt väl beskriven
- Personer exponeras för föroreningen via specificerade exponeringsvägar
- Det föreligger risk för förorening i grundvatten som används
- Det föreligger risk för markekosystemet
- Föreslagna provtagnings-, mät- och utvärderingsmetoder är tillämpliga under de projektspecifika förhållandena

En anledning till att dela upp ett nyckelbeslut kan vara att det rör ett område med olika egenskaper, t.ex. geologiska eller föroreningstekniska. Oftast är det då lämpligt att dela in området i delområden utifrån relevanta egenskaper, s.k. egenskapsområden. Dessa egenskapsområden kan behöva olika undersökningsstrategier och även olika mål.

Vid framtagning av moment är det viktigt att inte bara beakta kända osäkerheter, t.ex. om något föroreningsläckage skett från en känd dieseltank, utan även okända osäkerheter som t.ex. kan vara huruvida det finns en ej försumbar risk för okända cisterner, lokala deponier eller föroreningar från okända tillbud. Det är här även lämpligt att beakta i vilken utsträckning realtidsmätmetoder kan användas för att öka tätheten i provtagningen och därmed ge en säkrare konceptuell modell.

Beslut och moment ingår i beslutslogiken, vilken i enklare projekt kan beskrivas i ren text komplementerat med enklare skisser. I större mer komplexa projekt, där det finns flera villkorade, parallella eller interagerande beslut och moment, är visualisering med beslutsträd ett bra sätt för att alla berörda ska förstå hur de olika delarna förhåller sig till varandra. Det kan t.ex. vara när validering av provtagnings- eller analysmetoders tillämpbarhet ska utföras och hur olika utvärderingsresultat påverkar kommande provtagningar. I Figur 2 visas ett exempel på en del av ett beslutsträd.



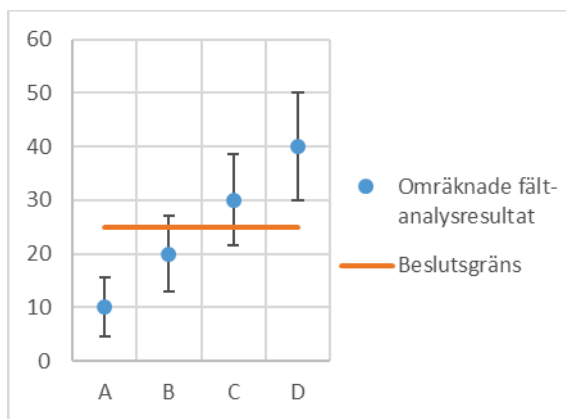
Figur 2. Fiktivt beslutsträd för en undersökning i maximalt 5 provtagningsomgångar med inledande kontroll av tillämplighet

Varje beslut bör beskrivas detaljerat med:

- Beslutskriterier: under vilka förutsättningar kan beslutet fattas och hur ska osäkerheter hanteras
- Vilken information saknas för att kunna fatta beslutet och i vilken skala
- Hur ska informationen presenteras för beslutsfattarna
- Beslutsfattare
- Vilka som ska delges beslutet och hur
- Åtgärd utifrån beslutsutfall

Ett beslutskriterium består ofta av en kontroll av om en storhet över- eller underskrider ett givet värde, en så kallad beslutsgräns. En beslutsgräns kan

exempelvis vara ett riktvärde eller ett uppställt mätbart åtgärds mål. I Figur 3 visualiseras ett exempel på kontroll av om fältanalysresultaten är tillräckligt säkra för beslut om eventuell åtgärd. Beslutskriteriet är: ”Beslutsgränsen avseende åtgärd ligger utanför det 90-procentiga konfidensintervallet för omräkning av fältanalys- till motsvarande laboratorieanalysresultat”. För fall A och D är kriteriet uppfyllt och beslut om åtgärd kan fattas. För fall B och C är kriteriet däremot inte uppfyllt och för dessa fall kan det bli aktuellt med t.ex. kompletterande laboratorieanalyser.



Figur 3. Fältanalysresultat omräknade till motsvarande laboratorieanalysresultat, med konfidensintervall och beslutsgräns

Momenten bör beskrivas så det tydligt framgår hur informationen som behövs för besluten ska erhållas. Beskrivningarna ligger senare till grund för framtagandet av provtagningsplaner. Flera moment kan köras parallellt så länge inget av dem förutsätter att det andra är avslutat. Hur de och besluten hänger ihop rent logiskt visas enklast i ett beslutsträd. I vissa lägen kan moment för två olika beslut slås ihop för att minimera resurs- och tidsåtgången.

Detaljerad utvärderingslogik och visualiseringsteknik bör i möjligaste mån tas fram och prövas i förväg. Det säkerställer ett snabbt och fungerande arbetsflöde när den erforderliga informationen finns tillgänglig.

Den konceptuella modellen uppdateras inför beslut om huruvida ett moment är avslutat eller när information erhållits som kan ge en markant ny tolkning av den konceptuella modellen avseende de beslut som ska fattas. Större moment implementeras ofta i omgångar genom att en provtagningsplan tas fram för en

omgång och genomförs. Efter att resultatet från provtagningsomgången införlivats i den konceptuella modellen, utvärderas om ytterligare provtagning behövs för aktuellt moment och i så fall tas en ny provtagningsplan fram för ytterligare en provtagningsomgång. Arbetet fortlöper till dess att osäkerheten i den konceptuella modellen minskats så att momentens beslut kan tas och arbetet gå vidare till nästa beslut och moment.

En provtagningsomgång kan vara kort, t.ex. en dags provtagning och analyser. Ju kortare omgångarna och momenten är, desto viktigare är det att datahanteringen och uppdateringen av den konceptuella modellen är smidig, så att beslut kan tas snabbt och kostnadseffektivt.

I lägen där det inte är ekonomiskt lämpligt att fortsätta kan det ibland vara möjligt att fatta ett säkert beslut, trots kvarstående osäkerhet, genom att blockera en möjlig spridningsväg t.ex. genom inkapsling eller skapande av övertryck i källarplan.

5.5 PROVTAGNINGSPLANERING

Utifrån besluten och momenten i beslutslogiken skapas provtagningsplaner, först den initiala provtagningsplanen och därefter, i den mån det är lämpligt, påbörjas resterande provtagningsplaner. Beroende på detaljeringsgraden i momentbeskrivningarna, kan en hel del av provtagningsplaneringen redan vara gjord.

Planerna tas fram på samma sätt som för en traditionell provtagning, dock ofta med lite mindre omfattning och istället i flera omgångar, för att utnyttja möjligheten att snabbt utvärdera erhållen information och använda resultatet för förbättrad planeringen av nästa provtagningsomgång. Vid definierandet av momenten eller senast vid skapandet av provtagningsplanerna bestäms vilka provtagnings- och analysstrategier som ska användas. Dessa inkluderar bl.a. vilken typ av prover som ska tas, antal, storlek, var och hur de ska tas samt under vilka förutsättningar de ska analyseras och med vilken metod.

Planering av nya provtagningsomgångar kan behöva ske snabbt för att undvika stillestånd. Det är då viktigt att komma ihåg att kontrollera om det behövs några nya tillstånd för arbetet eller ny ledningsutsättning.

Vid användandet av en dynamisk provtagningsstrategi, där undersökningen sker iterativt, kan olika strategier komma att användas för ett och samma delområde vid olika provtagningsomgångar. Av utvärderingsskäl är det mycket viktigt att hålla isär information som erhållits på olika sätt. Vid t.ex. uträkning av medelhalt för ett delområde är det statistiskt felaktigt att använda resultat från prover placerade utifrån olika angreppssätt, tagna med olika metoder, av olika provtyp eller provstorlek eller med olika mäktighet utan att först utvärdera effekten av olikheterna och vid behov vikta eller exkludera resultat.

Stöd för arbete med provtagningsplanering finns bl.a. i rapporterna ”Fälthandbok - Undersökningar av förorenade områden”, (SGF, 2013), ”Provtagningsstrategier för förorenad jord”, (Norrman, Back, Engelke, Sego, & Wik, 2009), och ”Mottagningskriterier för avfall till deponi”, (Naturvårdsverket, 2007). Då det redan vid planeringen av undersökningen bör beaktas hur kommande erhållna resultat ska utvärderas kan även rapporten ”Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord”, (Norrman, Purucker, Back, Engelke, & Stewart, 2009), vara lämplig.

5.5.1 Val av provtyp

Inför val om vilka provpunkter som ska provtas är det viktigt att beakta vilken typ av information som behövs, t.ex. medelhalt, variation eller konfidensintervall, samt vilken skala informationen ska representera.

Informationen kan inhämtas genom att ta två olika typer av prov:

- **Enskilt prov:** Ett enskilt prov innehåller provmaterial som ursprungligen satt ihop fysiskt utan uppehåll. Det kan skapas genom att t.ex. ta jord från varje gängvarv på en provtagningsskruv från 10–50 cm. Provet får en provtagningskala som en stående 40 cm lång cylinder.
- **Samlingsprov:** Ett samlingsprov innehåller provmaterial som ursprungligen inte satt ihop fysiskt. Det kan t.ex. vara jord som tas från 10–20, 40–50 och 80–90 cm från en skruv och blandas ihop. Detta provs

provtagningsskala blir även det cylinderformat men med längden 80 eller 100 cm (10–90 eller 0–100 cm). Ett samlingsprov kan även bestå av material från olika positioner i plan, t.ex. från nivån 10–20 cm i fyra handgrävda gropar inom en kvadrat på $10 \times 10 \text{ m}^2$. Det ger en provtagningsskala i form av ett rätblock på $10 \times 10 \times 0,1 \text{ m}^3$.

Samlingsprov är ofta olämpligt för lättflyktiga föroreningar då dessa kan avgå vid provhanteringen. Om provtypen ändå används ska hänsyn till detta tas vid utvärderingen, vid behov bör kontroll av eventuell förlust av förorening göras och analysresultaten bör åtföljas med information om hanteringen. För ett prov där kornstorleksfördelning varierar och som senare ska siktas kan samlingsprov även vara olämpligt vid provtagning för metallanalyser.

En av fördelarna med samlingsprov är att de ger ett medelresultat för en större provtagningsskala i plan, djup eller tidsmässigt (vid t.ex. flödesstyrd provtagning) med en enda analys och utan att provvolymen ökar alls i samma grad som skalan. För att erhålla detta med enskilda prov behöver fler prover och analyser. Fördelen med flera enskilda prov är att de även ger information om variationen.

Vid utformande av en schaktsanering kan det räcka med information om medelhalter och medelförutsättningar inom beslutsenheter. En framgångsrik utformning av en in situ-behandling kan däremot vara helt beroende av förståelse för föroreningens och geologins variation inom enheterna – om föroreningen är jämnt fördelad i hela enheten eller om den förekommer i små täta volymer med riktigt höga halter omgivna av större genomsläppliga volymer som i princip är rena. Detta innebär att det långsiktiga målet med undersökningen bör beaktas vid val av bl.a. vilka provtyper som provtas.

5.6 OSÄKERHETER

Att planera för och kontrollera att de tilltänkta proverna och analysresultaten är representativa för de beslut som ska fattas är en viktig del i den dynamiska provtagningsstrategin. Representativiteten påverkas bl.a. av val av provtagningsskala, antal och placering av prover, provtagningsmetod, provhantering, provberedning inför analys och analysprovsstorlek samt

analysmetod. Det finns ingen generell provtagnings- eller analysmetod som fungerar för alla typer av förorenade områden och föroreningar, utan de måste väljas för varje enskilt fall. Valen påverkar så väl de slumpmässiga som de systematiska felen.

Provtagningsosäkerheten uppstår till stor del på grund av att markförutsättningarna och föroreningsspridningen oftast varierar både i liten och i stor skala vilket ger upphov till heterogent förorenade massor. Då det är dyrt att ta och analysera prover får små och få provtagningsenheter ofta representera stora beslutsenheter. Att ta fler prover är ett effektivt sätt att minska provtagningsosäkerheten. Ofta är analysosäkerheten från laboratorieanalyser klart mindre än provtagningsosäkerheten. Om även analysosäkerheten från realtidsmätningar är klart mindre än provtagningsosäkerheten innebär det att ett byte till realtidsmätningar knappt påverkar den resulterande mätosäkerheten (Ramsey & Ellisons, 2007), den sammanlagda osäkerheten avseende provtagning och analys. Vid dynamiska undersökningar är det lämpligt att låta beslutsosäkerheten driva projekten framåt. Det är då viktigt att avgöra i vilken mån realtidsmätningar kan användas för att öka provtätheten och därmed minska beslutsosäkerheten.

Utöver att realtidsmätmetoder oftast har högre analysosäkerhet än motsvarande laboratorieanalyser, kan de även ge resultat som inte är direkt jämförbara med riktvärden, t.ex. mäter en XRF totalhalten i ett prov medan laboratorieanalysen mäter den lakbara halten. Om endast realtidsmätmetoder används kommer dessa skillnader riskera medföra att beslutsosäkerheten blir stor. Genom att använda båda typerna av analysmetoder tillsammans kan det vara möjligt att minska beslutsosäkerheten på ett kostnadseffektivt sätt genom att:

- realtidsmätmetoderna används för att öka provtätheten och därigenom minska den generella beslutsosäkerheten och
- laboratorieanalyserna används för kontroll av realtidsmätmetodernas kvalitet, för eventuell omräkning av realtidsmätresultaten så att de kan jämföras mot riktvärden, men även för omanalys av de prover där realtidsmätresultaten ligger så nära beslutsgränsen att dess högre analysosäkerhet ger för hög beslutsosäkerhet.

5.7 KVALITETSSÄKRING OCH -KONTROLL

Vid så väl traditionell som dynamisk undersökning bör de moment som kan introducera ett påtagligt fel kontrolleras. Det innebär att det, där det är relevant, bör kontrolleras att vald provtyp, provantal, provstorlek, provtagningsmetod, provhantering, provberedning, analysprovstorlek och analysmetod inte ger upphov till för stora enskilda så väl som sammanlagda fel. För moment som inte anses behöva kontrolleras bör anledning anges. Detta gäller inte bara vid undersökning av föroreningshalter, utan även för t.ex. grundvattennivåmätningar och bestämning av jordlager- och jordlayersnivåer. Målet är att få data av känd och lämplig kvalitet för att fatta kostnadseffektiva beslut. Utan att genomfört kontrollen finns risk för att det först vid en påbörjad saneringsåtgärd framkommer att använda provtagnings- eller analysmetoder inte lyckades skapa en tillförlitlig konceptuell modell.

Vid certifierad provtagning (Nordtest, 2015) ska minst 10 % av jordproverna tas som fältduplikat för att utvärdera provtagningsosäkerheten. Det finns dock ingen anledning att de ska utgöra en generellt fastställd andel. Det väsentliga är att antalet är lämpligt för att uppfylla behovet av kvalitetskontroll, vilket varierar beroende på bl.a. markens och föroreningsspridningens heterogenitet samt vald provtagnings- och analysstrategi. Det är av vikt att grundläggande kvalitetskontroller utföras tidigt i projektet och att de är tillräckliga för att identifiera avvikelser från förväntad prestanda. Därefter bör löpande kontroll av t.ex. analysinstrumentens funktion och nya delområdets heterogenitet göras. Intensiteten av de löpande kontrollerna kan ofta minskas allteftersom projektet löper. Planering av kvalitetskontroller görs i den systematiska planeringen. Vilka kontroller som ska utföras, när, av vem och hur de ska dokumenteras bör beskrivas i kvalitetssäkringsplanen. Förslag på hur denna plan kan utformas och granskningen kan utföras finns i ”EPA QA/G-5 Guidance for Quality Assurance Project Plans”, (USEPA, 2002).

För realtidsmätmetoder är kvalitetssäkrings- och kvalitetskontrollarbetet särskilt viktigt, dels för att kontrollera deras ofta förhöjda detektionsgräns och analysosäkerhet, men även för att kontrollera att de ger tillräckligt bra korrelation mot laboratorieanalyser för att användas för att fatta beslut. I kontrollen bör även ingå att bestämma om och i så fall inom vilka haltintervall

realtidsmätta prover behöver analyseras med laboratorieanalys för att ge godtagbar beslutssäkerhet. Det är viktigt att komma ihåg att även laboratorieanalyismetoder har felkällor. Överensstämmelsen mellan resultat från laboratorieanalyser och realtidsmätmetoder kommer därför aldrig att bli fullständig. Den ska inte förväntas vara bättre än överensstämmelsen mellan prover analyserade två gånger med samma laboratorieanalyismetod. För ytterligare information se rapport ”Demonstrations of Method Applicability under a Triad Approach for Site Assessment and Cleanup - Technology Bulletin”, (US EPA, 2008).

Under kontrollen av provtagnings- och analysmetoder finns även möjlighet att optimera användandet så att lagom många prover tas och olika typer av analyser görs för att erhålla en lämplig beslutssäkerhet. Vissa analysmetoder kan i detta skede även optimeras genom t.ex. anpassning av provberedning, storlek på analysprov eller analysstid.

När nya resultat fås bör de kontrolleras mot aktuell konceptuell modell för att se att de stämmer överens. Vid denna jämförelse måste både den nya informationens så väl som modellens osäkerhet tas i beaktande. Om det är en konflikt mellan den nya informationen och modellen beror det antingen på att något gått fel vid provtagning/analys eller att tolkningen i den konceptuella modellen är felaktig. I kvalitetssäkringsplanen bör framgå när och hur dessa kontroller ska utföras samt hur eventuella konflikter ska hanteras. Resultat som avviker från den konceptuella modellen är viktiga indikationer på att det kan förekomma felaktiga antaganden i den konceptuella modellen. Anledningen till avvikelsen bör utredas snarast så att ytterligare undersökning inte utförs grundat på en felaktig konceptuell modell eller med olämplig provtagnings- eller analysmetod. Om konflikten beror av provtagnings- eller analysfel är det oftast mycket enklare att utreda detta om det görs i nära anslutning till att felet uppstått. Detta är en kontroll som sällan kan göras vid traditionella undersökningar, då datatätheten oftast är för låg för att en tillräckligt klar bild ska kunna skapas av området för att det ska gå att se dylika avvikelser. Efter utförd kontroll och sedan eventuella avvikelser hanterats inarbetas den nya informationen i en ny aktuell version av den konceptuella modellen.

Det är av stor vikt att historisk information från tidigare projekt noggrant kvalitetsgranskas och märks upp med ursprung och helst övriga metadata som beskriver hur den tillkommit. Detta bl.a. för att den senare ska vara möjlig att särskilja vid analyser, utvärderingar och visualiseringar.

5.8 KONCEPTUELLA MODELLER

Med begreppet konceptuell modell menas här en modell baserad på inter- och extrapoleringar utifrån tillgängliga provtagnings- och undersökningsdata. En initial konceptuell modell tas fram i den systematiska planeringen. För att den ska vara användbar krävs en förståelse för vilka problem som ska lösas, vilken information detta kräver och hur den lämpligen bearbetas och visualiseras för att underlätta beslutsfattandet. Den konceptuella modellen består av generaliserade delar baserade på tillgängliga geologiska/hydrogeologiska, kemiska, fysiska och biologiska data, vilka tillsammans skapar en helhetsbild av stratigrafi, grundvattenförhållanden, föroreningsituation och spridningsförutsättningar inom och i anslutning till undersökningsområdet.

För små projekt med lite information kan underlaget till modellen bestå av en enklare karta med provpunkter, tabeller med analysresultat och textbeskrivning av olika delområden och -volymer. För mer komplicerade projekt är det lämpligt att använda någon form av GIS för lagring, hantering och visualisering av tillgängliga provtagnings- och undersökningsdata.

Analysresultaten utvärderas mot bakgrund av den konceptuella modellen och när nya data samlas in så verifieras, modifieras eller förkastas hypoteserna i modellen. Parametrar som ofta ingår i en konceptuell modell är:

- Områdesbeskrivning (topografi, geologi, hydrogeologi, djur- och växtliv, mänsklig aktivitet)
- Markanvändning (tidigare, nuvarande och möjlig framtida)
- Föroreningsituation
 - Resultat från tidigare undersökningar
 - Aktuella föroreningar
 - Källområden
 - Transportvägar
 - Föroreningsutbredning temporalt och spatialt

- Risker och exponering
 - Exponeringsvägar
 - Aktiviteter
- Dataosäkerheter
- Identifierade informationsluckor

Utifrån tillgängliga data skapas en struktur för datalagring och lämplig programvara väljs för visualisering av tillgängliga data och tolkningar av dessa. Programvaror för visualisering är ett av verktygen vid dynamiska miljöundersökningar och används för tolkning, modellering och presentation av föroreningsutbredning i förhållande till de geologiska förutsättningarna på platsen. Möjligheten att visualisera data i realtid ger exempelvis förutsättningar till föroreningsavgränsning vid dynamiska miljöundersökningar och underlättar vid saneringsprojekt där beslut fattas kontinuerligt med avseende på var bortgrävning ska genomföras.

Den framtagna konceptuella modellen används lämpligen i hela projektets livscykel ända från den inledande systematiska planeringen, via undersöknings- och åtgärdsstadiet för att avslutas i efterkontrollstadiet. Det är viktigt att den konceptuella modellen kontinuerligt uppdateras så att den kan användas i respektive projektskede.

Vid dynamiska miljöundersökningar är det i huvudsak visualiseringsprogram eller den ”deskriptiva delen” av ett modelleringsprogram som används. Detaljerad grundvattenmodellering av ett förorenat område kräver ofta flera veckors arbetsinsats och ryms därför sällan inom ramen för dynamiska miljöundersökningsinsatser. För att förstå hur visualiseringsverktygen fungerar samt för att ge ett underlag till visualiseringsverktygens olika användningsområden presenteras nedan en översikt över tillgängliga visualiseringsverktyg.

5.8.1 Modellerings- och visualiseringsverktyg

Nedan beskrivs några av de programvaror som idag finns tillgängliga för modellering respektive visualisering avseende stratigrafi, grundvattenströmning och föroreningsförhållanden i jord, berggrund och grundvattenakviferer.

Den huvudsakliga skillnaden mellan modelleringsverktyg och visualiseringsverktyg är att modelleringsverktyg kan användas för att förutsäga eller prognosticera föroreningsspridning. Ett renodlat visualiseringsverktyg används enbart för att utifrån tillgängliga provtagningsdata beskriva en föroreningssituation, alternativt geologiska förhållanden (stratigrafi, grundvattenyttnivåer mm).

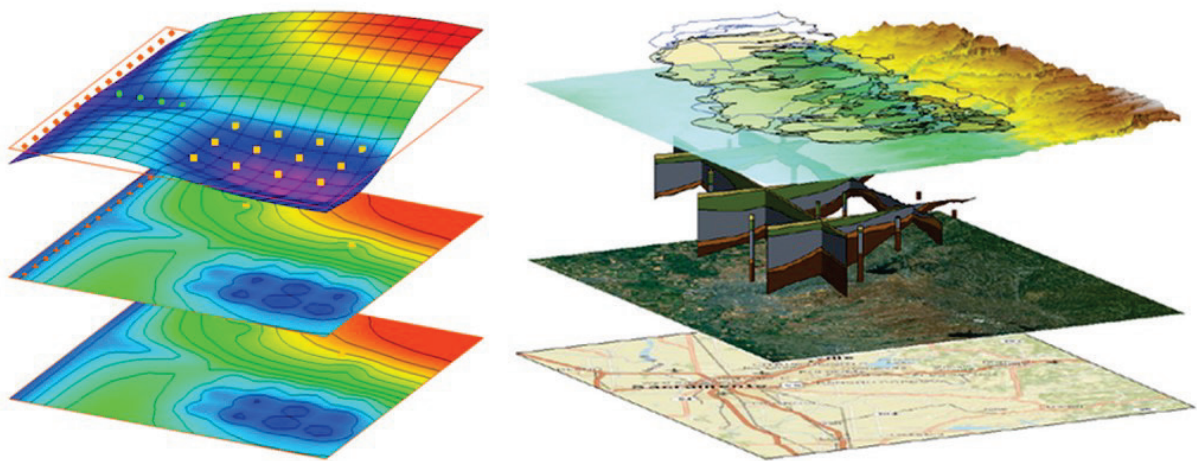
I flera fall kombineras programvaror för visualisering och modellering, och flertalet modelleringsprogram innehåller idag moduler som enbart kan användas för visualisering. Gränsdragningen mellan olika programvaror är således inte helt självklar.

5.8.1.1 Programvaror för grund- och ytvattenmodellering

MODFLOW är en finit differensmodell som ursprungligen är framtagen av USA:s geologiska undersökningar (U.S. Geological Survey). Programmet används för att simulera flödet av grundvatten i akviferer. Källkoden är öppen och fritt tillgänglig för alla att använda. På marknaden finns flera kommersiella och icke-kommersiella grafiska användargränssnitt för visualisering av grundvattenflöden baserade på MODFLOW. Några exempel på kommersiellt tillgängliga programvaror som baseras på MODFLOW är Groundwater Vistas av Environmental Simulations Inc, Processing Modflow av Simcore Software, Visual MODFLOW av Waterloo Hydrogeologic, Argus ONE av Argus Holdings Ltd och Leapfrog Hydro av Aranz Geo Ltd.

Ett exempel på en kommersiell programvara baserad på finita elementmodeller är GMS (Groundwater Modeling System). GMS kan dock även visualisera finita differensmodeller som t.ex. MODFLOW, men även andra modeller som MODPATH, MT3DMS, RT3D, FEMWATER, SEEP2D och UTEXAS. GMS innehåller verktyg för geostatistik och två- och tredimensionella stratigrafiska

modelleringar, se Figur 4. Programvaran kan användas för att genomföra modelleringar med avseende på geologi, grundvatten och föroreningstransport för det aktuella området. GMS kan även användas för visualisering av föroreningstransport för att kunna beskriva mer komplexa sammanhang som exempelvis kemiska reaktioner av lösta ämnen i grundvatten, multispecies transport och biodegradering av lösta ämnen, beroende på vilken typ av applikation som används.



Figur 4. Exempel på visualisering med hjälp av GMS. Bilderna är hämtade från företaget Aquaveos webbplats.

Programvaran accepterar import av flera olika filformat till exempel rasterbilder, borrhålsdata, MODFLOW-filer, CAD- och GIS-filer och databaser som grund för modelleringarna. Ur modellerna kan sedan konceptuella bilder som sektioner och visualiseringar av föroreningsplymer, föroreningskoncentrationer och geologiska förhållanden tas fram, se exempel i Figur 4.

Andra exempel på kommersiella programvaror som kan visualisera finita elementmodeller är HydroGeoSphere framtaget av Aquanty Inc och MIKE SHE och FEFLOW framtaget av MIKE Powered by DHI. HydroGeoSphere är en finit elementmodell för grundvattenmodellering. Modelleringarna bygger på en konceptualisering av hydrologiska system i form av flödesregimer ovan och under markytan. Modellen är konstruerad för att ta hänsyn till alla viktiga komponenter i den hydrologiska cykeln. HydroGeoSphere kan användas för att beskriva flöden ovan och under markytan och samtidig transport av lösta ämnen vilket ger en uppskattning av förhållandet mellan vattenbalans och lösta ämnen.

Den finita differensmodellen MIKE SHE är ett hydrologiskt modellsystem som kan användas för att simulera yt- och grundvattenflöden. MIKE SHE kan användas för analys, planering och hantering av olika typer av vattenresurser och miljöproblem kopplade till ytvatten och grundvatten. Exempel på användningsområden är ytvattenpåverkan på grund av uttag av grundvatten, samtidig användning av grundvatten och ytvatten, våtmarker och våtmarksrestaurering, förvaltning av avrinningsområden och planering och påverkansstudier vid förändringar av markanvändning eller klimatpåverkan. MIKE SHE kan även användas för att beskriva avrinningsområdets påverkan på grundvatten (Knutsson & Morfelt, 2002).

Enligt tillverkaren MIKE Powered by DHI är FEFLOW är en finit elementmodell som används för att simulera grundvattenströmning, mass- och värmeöverföring i porösa medier och fragmenterade medier under markytan. Modellen beskriver grundvattenflödet under både mättade och omättade förhållanden såväl som transport av massa och energi, vätskedensitetseffekter och kinetiken i reaktiva multikomponentssystem.

5.8.1.2 Programvaror för visualisering

Visualiseringsverktyg används huvudsakligen i deskriptivt syfte, för att utifrån befintliga provtagnings- och undersökningsdata visa jordlagerföljd, grundvattennivåer, föroreningssituation och spridningsförutsättningar. Visualiseringsverktyg är ofta ett av huvudredskapen vid dynamiska miljöundersökningar eftersom en översiktsbild över den aktuella föroreningssituationen är en förutsättning för effektiv planering av hur provuttag och analyser genomförs vid fältundersökningen.

Även förståelsen för varför föroreningssituationen ser ut som den gör kan öka med hjälp av visualiseringsverktygen. Visualiseringsverktygen kan bidra till att göra fältinsatsen effektivare och medverka till att ge en mer detaljerad föroreningsbild över området. Detta kan i sin tur bidra till att kostnaderna per insamlad datamängd blir lägre än vid undersökningar där visualiseringsverktyg inte används.

För att visualiseringsverktyg ska kunna användas vid dynamiska miljöundersökningar måste det vara möjligt att modellera stratigrafi och spridningsplymer mer eller mindre i realtid, det vill säga under den tid som fältpersonalen är på plats. Modellerarna kan antingen göras av personalen ute i fält, alternativt kan information från t.ex. borrhålsloggar skickas genom trådlös nätverksuppkoppling till personal på annan plats som genomför modelleringarna och återsänder färdiga visualiseringar. För att detta ska kunna genomföras effektivt bör arbetsflödet förberedas och testas innan fältarbetet startar. Detta inleds genom uppbyggnad av en initial konceptuell modell utifrån inmatning av geologiskt basmaterial som kartor och tillgänglig stratigrafisk information. Eventuell tidigare framtagen information om områdets geologi, hydrogeologi och föroreningsförhållanden bör i så stor utsträckning som möjligt inarbetas i den konceptuella modellen innan fältarbetet inleds.

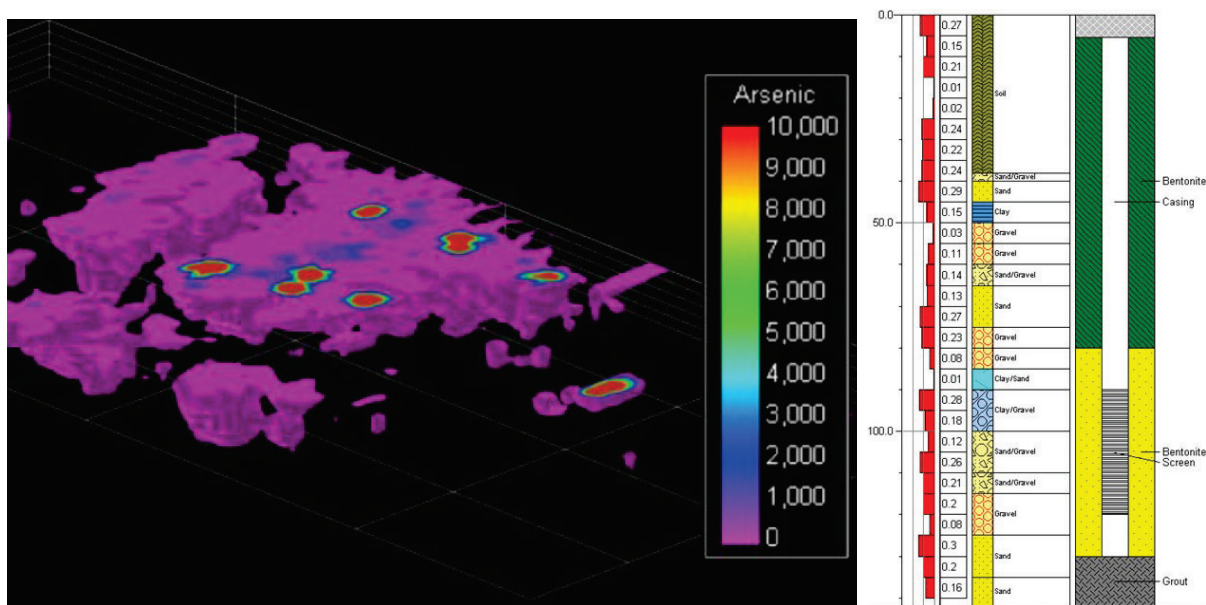
Inför fältarbetet måste metoderna för inmatning av geologiska och hydrogeologiska data samt föroreningsdata vara väl förberedda. Till exempel underlättas inmatningsarbetet om överföringen av data från de miljösonderingsmetoder som används är anpassade till visualiseringsverktygets gränssnitt. Med detta menas att filformatet från dataloggarna i miljösonderingsmetoden accepteras av programvaran vilket medger att filen kan föras in för omgående visualisering i fält. Alternativt bör metoder för att införa fältdata manuellt i programvaran förberedas så långt som möjligt innan fältarbetets start.

Fördelarna med att löpande införa data i en konceptuell modell är att modellen kan fungera som en databas där data samlas på en och samma plats vilket underlättar för efterföljande arbete. Modellen bidrar till att ge en överblick över föroreningssituationen och information kan lätt delas till exempelvis av en uppdragsgivare/klient så att beslut om en modifiering av arbetsinsatsen förankras i alla led. En fördel är även om databasen som skapas med hjälp av programvaran är kompatibel med flera olika geologiska modellprogram vilket underlättar en spridning av informationen.

Nedan följer en kortfattad presentation av tre olika programvaror för visualisering: Rockworks, GeODin och SADA. Vissa leverantörer av miljösonderingsutrustningar, som exempelvis MIP-sondering eller UV-OST, tillhandahåller även egna visualiseringsprogram, se kapitel 6.

Rockworks

Rockworks är en finit elementmodell som enligt tillverkaren kan används för datavisualisering av det aktuella området med hjälp av exempelvis kartor, borrhålsloggar, geologiska tvärsnitt, diagram och modeller, se exempel i Figur 5.

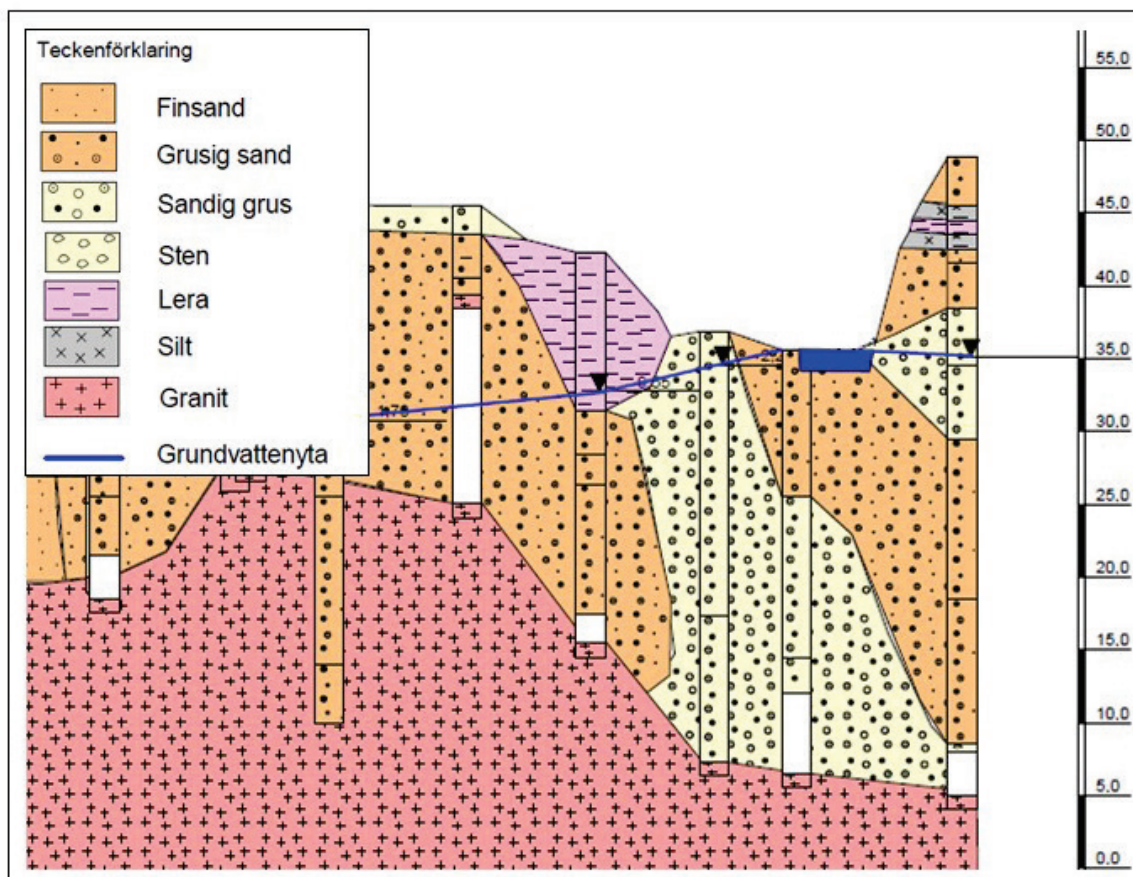


Figur 5. Exempel på visualisering med hjälp av Rockworks. Bilderna är hämtade från företaget Rockwares webbplats.

Data förs antingen in i programmet manuellt eller genom import av filer skapade i andra program, för vidare användning vid visualisering. Importerade datafiler kan härröra från exempelvis olika databaser eller från kända programvaror som t.ex. Excel. När data väl inkommerats kan programmet skapa såväl tvärsnitt som stratigrafiska två- eller tre-dimensionella visualiseringar baserade på exempelvis borrhålsdata. Dessa visualiseringar kan i sin tur användas vid löpande bedömningar av förorenings- och spridningssituationen i fält. Genom att utföra en fortlöpande databearbetning och uppdatering av den konceptuella modellen i RockWorks kan undersökningsinsatserna justeras och optimeras. Med hjälp av inmatade data kan även volymberäkningar genomföras.

GeODin

Företaget bakom programvaran anger att GeODin kan användas för insamling, bearbetning och presentation av miljödata och geologisk och geoteknisk information, se exempel i Figur 6.



Figur 6. Exempel på visualisering av jordprofiler med GeODin.

Data för de olika datalagren som presenteras i GeODin skrivs in manuellt som kod eller text och lagras i en databas (t.ex. Access, SQL Server, Oracle). Att manuellt föra in data i GeODin är en tidsödande process. Data från den använda miljösonderingsmetoden, till exempel MIP-sondering eller geofysiska borrhålsloggar, kan dock importeras direkt i programmet. På så sätt kan informationen användas vid bedömningar i realtid av föroreningsituationen inom undersökningsområdet.

Vid modelleringar av förorenings- och spridningssituationen och geologiska och hydrogeologiska förhållanden i området kan mätdata som grundvattennivåer,

kemiska analyser, geotekniska undersökningar eller jordanalyser också föras in i programmet. Programmet accepterar olika filformat (t. ex. xls, csv, dBase) vilket gör att data från olika källor kan kombineras i en gemensam GeODin-databas. Visuella presentationer kan göras av all tillgänglig information i databasen i form av grafiska figurer eller tabeller. Exempelvis kan tvärsnitt och planritningar skapas med hjälp av information som lagras i databasen och de grafiska hjälpmedel som finns inbyggda i GeODin.

Programmet är även utrustat med GIS-verktyg vilket möjliggör presentation av linjer, polygoner och punkter i undersökningsområdet. GeODin kan exempelvis integreras med olika GIS-system som ArcGIS 9.x, ArcView 3.x eller internetbaserade GIS-servrar.

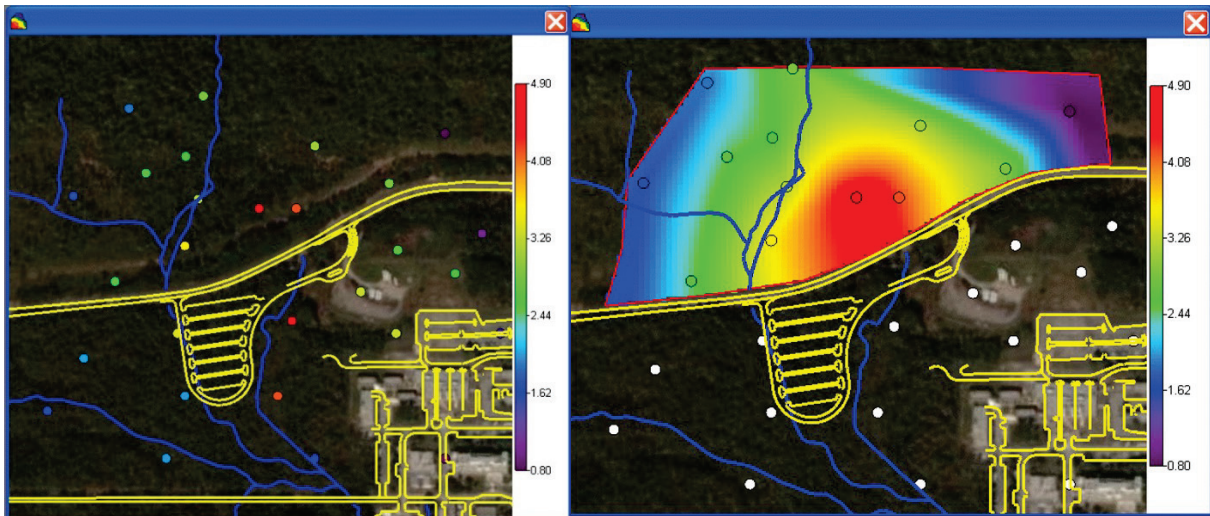
SADA

Ytterligare ett exempel på en programvara som kan användas för visualisering vid dynamiska miljöundersökningar är SADA (Spatial Analysis and Decision Assistance), som är en gratis programvara utvecklat vid University of Tennessee i USA.

SADA kan, utöver renodlad visualisering av borrhåls- och analysdata, användas bland annat för att göra statistiska analyser, ta fram ”osäkerhetskartor”, uppskatta volym av förorenade massor, översiktligt bedöma saneringskostnader, göra toxikologiska riskbedömningar och för att lägga upp provtagningsstrategier.

Visualisering kan göras antingen i två eller tre dimensioner baserade på punktdata eller kontinuerliga data. Presentationerna kan vara enkla xy-plottar eller i GIS-miljö för tvådimensionella visualiseringar, och som lager eller hela volymer för tredimensionella visualiseringar. Vid visualisering av ett område kan exempelvis GIS- och AutoCad kartor importera. Visualisering kan dock även genomföras utan exempelvis GIS-data. Data kan även föras in manuellt i programmet. De olika importerade lagren kan sedan ordnas och färgkodas av användaren beroende på syftet med arbetet. Användaren kan även välja ut delar

av undersökningsområdet för en riktad analys där endast datapunkter inom det avgränsade området inkluderas i analyserna, se Figur 7.



Figur 7. Exempel på visualisering med hjälp av SADA där en del av undersökningsområdet valts ut för visualisering. Bilderna är hämtade från University of Tennessee's webbplats.

5.8.2 Osäkerheter med visualisering

En presentation av en konceptuell modell måste alltid åtföljas av en förklaring om att presentationen bara utgör en modell eller en visualisering. Bilder och visualiseringar kan ofta ”etsa sig fast” och misstas för att utgöra objektiva beskrivningar av förorenings- och spridningsförhållanden. Det är därför viktigt att det i anslutning till de visuella presentationerna alltid finns en text som tydligt redovisar vilka antaganden, osäkerheter och tolkningar som ligger till grund för den presenterade konceptuella modellen. Det är också viktigt att de personer som ska fatta eventuella beslut utifrån en upprättade konceptuell modell över ett förorenat område inser komplexiteten i att tolka förorenings- och spridningsförhållanden. Text och beskrivande figurer måste således arbetas fram parallellt och det bör alltid ges ett generöst utrymme för alternativa tolkningar av visualiserade förorenings- och spridningsförhållanden.

5.9 DATA- OCH DOKUMENTHANTERING

Miljötekniska markundersökningar genererar stora mängder information som bör lagras och hanteras på ett strukturerat och väl inarbetat sätt för att vara både

effektivt och säkert. Det gäller så väl enskilda analysresultat, men även t.ex. provtagningsplaner, provtagningsrapporter, fältprotokoll, information om använda provtagningsmetoder och prover samt kopplingen dem emellan. Användandet av realtidsmätmetoder ökar mängden information ytterligare. Informationen kan vara intressant under många år framöver, först genom en undersökningsfas, därefter genom en eventuell åtgärdsfas, men även senare för att används i en kontrollfas eller då frågor uppstår om vilka eventuella halter av föroreningar som kan tänkas finnas kvar inom området. Det är därför viktigt att det redan under den systematiska planeringen skapas en detaljerad datahanteringsplan som beskriver vilken information som ska lagras och hur den ska lagras. I planen ingår även hur informationen ska säkerhetskopieras, tillföras och exporteras ur lagringssystemet. Under det dynamiska undersökningsarbetet är det viktigt att tillförsel, kvalitetskontroller och export kan ske smidigt, så att det inte orsakar förseningar i utvärderingen av ny information och skapandet av nya provtagningsplaner. Beroende på vilka verktyg som används för den konceptuella modellen, kan de eventuellt även sköta hela eller delar av datalagringen.

I en dynamisk miljöundersökning skapas en hel del dokument och dessutom tas ett antal beslut. I en dokumentations- och kommunikationsplan beskrivs lämpligen hur dessa ska namnges, kvalitetskontrolleras, vilka metadatas som ska vara kopplad till dem, hur de ska versionshanteras och hur de ska kommuniceras.

5.10 STATISTISK OCH GEOSTATISTISK UTVÄRDERING

Den huvudsakliga statistiska utvärderingen kommer att ske vid uppdateringar av den konceptuella modellen. Det kan röra sig om geostatistiska så väl som klassiskt statistiska analyser. De förstnämnda utförs ofta med samma verktyg som används för visualiseringen av den konceptuella modellen, medan de klassiskt statistiska beräkningarna oftast görs i andra programvaror. Det är av stor vikt att det vid redovisning av statistiska utvärderingar tydligt framgår hur resultatet bör tolkas, vilka antaganden som beräkningarna grundat sig på, utfallet av kontrollen av dessa antaganden och vad det har för innebörd för tolkningen av resultatet.

Då vanligtvis flera olika provtagnings- och/eller analysmetoder används, fås uppsättningar med information som oftast har olika statistiska egenskaper.

De olika metoderna kan ge:

- olika provtagningsosäkerhet p.g.a. olika provtagningskala och provtagningsmetod, t.ex. sondmätning jämfört med skruvborrsprovtaget jordprov analyserat med laboratorieanalys
- olika analysosäkerheten p.g.a. olika provberednings- och analysmetoder samt olika stora analysprov, t.ex. PID- eller XRF-mätning jämfört med jordprov analyserat med laboratorieanalys
- olika egenskaper som mäts och som mäts på olika sätt; används t.ex. en PID fås ett enda ”summa”-resultat för lättflyktiga föroreningar, se Kapitel 6, medan en laboratorieanalys (GC-MS) redovisar resultat för olika fraktioner av ett annat urval av föroreningarna

Vid statistiska beräkningar som t.ex. standardavvikelse och konfidensintervall får dessa data **inte blandas** utan en noggrann bedömning av att det är statistiskt korrekt. Detta innebär inte att det är fel att använda två dataset – data med olika egenskaper. Tillsammans kan de ge ett klart säkrare resultat än de kan ge var för sig. De många realtidsmätresultaten behövs för att bygga den konceptuella modellen medan laboratorieanalysresultaten kan hantera frågor kring slumpmässig och systematisk analysosäkerhet hos realtidsmätmetoderna. I vissa fall kan avsaknad av lämpliga realtidsmätmetoderna för vissa ämnen innebära att laboratorieanalyser måste användas även för att bygga upp den konceptuella modellen.

Stöd för arbete med statistiska utvärderingar finns bl.a. i rapporten ”Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord”, (Norrman, Purucker, Back, Engelke, & Stewart, 2009).

Kapitel 6.

Metoder för realtidsmätning

6.1 INLEDNING

Med metoder för realtidsmätningar (RTM) avses detektions- och analysmetoder som kan genomföras på plats. Vid tillfällen då analysstiden på laboratoriet är mycket kort kan dock en dynamisk arbetsmetodik tillämpas. I följande kapitel anges emellertid endast RTM-metoder där analys alternativt detektion sker direkt vid undersökningsobjektet, antingen i realtid eller i semi-realtid.

Mätning i realtid innebär att analys och detektion sker utan tidsfördröjning i direkt samband med provtagningstillfället. Som exempel kan nämnas miljösonderingsmetoder som MIP, FFD och LIF där detektion av utvalda föroreningsgrupper utförs in situ (FFD, LIF) eller direkt på extraherad porgas (MIP, VOC-screening).

Mätning i semi-realtid innebär att ett provuttag sker och att viss provberedning föregår analysen. Som exempel kan nämnas DSITMS och fält-GC där prov i allmänhet tas ut på en adsorbent som ett kolerör som därefter extraheras termiskt före analysstillfället. Ett annat exempel på mätning i semi-realtid är att ett VOC-prov tas ut med gastät spruta på headspacefas ovanför ett jord- eller vattenprov för efterföljande analys i masspektrometer eller gaskromatograf. Men oavsett om VOC-prov tas ut med kolerör eller gastät spruta krävs endast lite provberedning.

I kapitel 6 redovisas en översikt över tillgängliga RTM-metoder. Exempel på referensprojekt i Sverige och internationellt där praktiska tillämpningar av realtidsmätningar genomförts redovisas i kapitel 7.

Genomförandet av undersökningar med RTM-metoder bör alltid göras i enlighet med rådande kvalitetssäkring- och kontroll, se vidare diskussion om detta i kapitel 5.7 ovan.

Följande förkortningar används i kapitlet:

XRF=Röntgenfluorescensdetektor

DSITMS = Direct Sampling Ion Trap Massspectrometry (svensk översättning saknas)

GC = Gaskromatografi

GC-MS = Gaskromatografi kombinerad med masspektrometri

VOC = Volatila Organiska Föreningar ("flyktiga organiska föreningar")

Semi-VOC=Semi-Volatila Organiska Föreningar ("halvflyktiga organiska föreningar")

NVOC =Icke-volatila Organiska Föreningar ("icke-flyktiga organiska föreningar")

PID = Fotojonisationsdetektor

FID = Flamjonisationsdetektor

XSD = Halogenspecifik detektor

ECD = Electron Capture Detector (svensk översättning saknas)

IR = Infrarödspektrofotometri

MIP = Membran Interphase Probe (svensk översättning saknas)

FFD = Fuel Fluorescence Detector (svensk översättning saknas)

UV-OST = Ultra-Violet Optical Screening Tool (svensk översättning saknas)

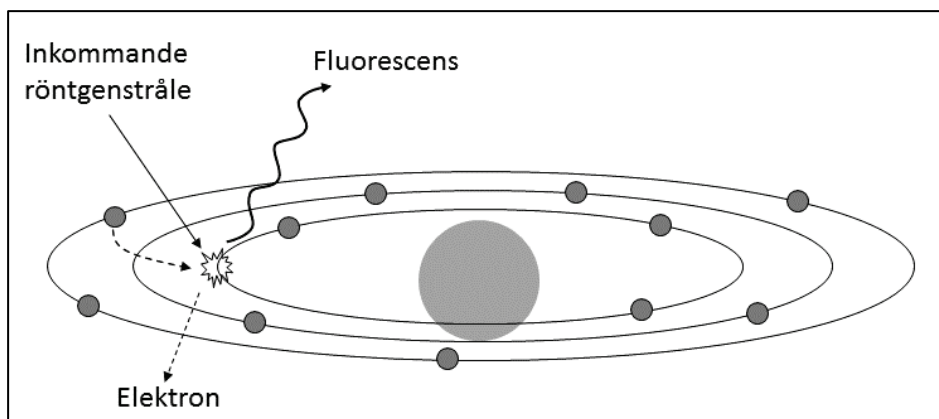
6.2 RÖNTGENFLUORESCENSDETEKTOR (XRF)

Ett XRF-instrument identifierar och kvantifierar innehållet av grundämnen i ett material genom den fluorescens som återemitteras efter bestrålning av materialet med röntgenstrålar. Vid miljötekniska markundersökningar används XRF-instrumentet främst för bestämning av metallinnehåll i prover av jord, sediment och byggnadsmaterial. Mätningarna kan utföras direkt i fält med handburet XRF-instrument. Metoden kan också tillämpas i laboratoriemiljö. För handhållna XRF-instrument finns en internationell standard som anger förfarandet vid användning vid miljöundersökningar (ISO 13196:2013) (SGF, 2013), (SGI, 2008), (USEPA, 2016a).

6.2.1 Tekniska principer

Ett XRF-instrument avger röntgenstrålning vilket ger upphov till jonisering av atomerna i det bestrålade materialet. Jonisering inträffar genom att strålningen exciterar elektroner från de inre elektronskalen i atomen vilket gör atomen instabil. Därigenom frigörs energi i form av fotoner som emitteras från atomkärnan, se Figur 8. Emissionen av fotoner från grundämnet benämns fluorescens. Fluorescensen kan sedan detekteras av XRF-instrumentet. Eftersom den fluorescensen är specifik för varje grundämne kan halten av de olika grundämnena i det analyserade materialet bestämmas.

Fluorescensen av respektive ingående ämne i ett materialprov kan antingen detekteras baserat på fotonernas energi eller på de ingående våglängderna i ett fluorescensspektrum. Vid detektion baserat på återemitterad energi används en så kallad energidispersiv XRF, där det återemitterade energiinnehållet bestäms med en halvledardetektor. Benämningen energidispersiv syftar på den spridning av energi som detekteras vid mätningen. Vid detektion baserat på våglängd används en så kallad våglängdsdispersiv XRF, där den fluorescerande strålningen först separeras i en kristall och därefter mäts av en eller flera detektorer. Detektorerna omvandlar sedan informationen till en signal vars storlek är proportionell mot innehållet av respektive grundämne i det analyserade materialet.



Figur 8. Fluorescens uppkommer då en elektron från ett högre elektronskal fyller tomrummet från en annan elektron som stötts ut av en inkommande röntgenstråle.

Strålkällan i en XRF kan antingen bestå av radioaktiva isotoper eller av ett röntgenrör. Eftersom röntgenrör endast avger strålning när de används är sådana strålkällor att föredra framför radioaktiva isotoper. För detektion av lätta ämnen måste strålkällan avge strålning i intervallet 1 - 10 keV (kilo elektronvolt) medan tyngre ämnen kräver energi upp till 50 keV, vilket portabla fältinstrument oftast klarar. De vanligaste typerna av detektorer i portabla fältinstrument är solida detektorer som Si(Li), HgI₂, kisel pin diod eller silikondriftdetektorer (SDD).

Energidispersiva XRF är mindre, billigare och snabbare än våglängdsdispersiva XRF vilket gör dem effektiva för snabba multielementanalyser i fält. Det är i första hand energidispersiv XRF-teknik som tillämpas i de handburna XRF-instrument för fältbruk som vanligen används vid miljötekniska markundersökningar.

6.2.2 Tillämpning

Metoden används främst för bestämning av metallhalter i prover bestående av jord, sediment och byggnadsmaterial. Exempel på projekt som lämpar sig väl för undersökningar med XRF är saneringsentreprenader av metallförorenad jord, se exempel på instrument i Figur 9. Realtidsmätningar med XRF kan genomföras antingen på preparerade eller opreparerade materialprover. Preparering av proverna innebär att materialet torkas, siktas och/eller homogeniseras.

Vid mätningar på opreparerade prover görs mätningarna direkt på markytan alternativt på uttagna prover i provkärl eller plastpåsar. Mätningar kan även genomföras på flytande prover. Proverna ska då placeras i en provkopp täckt med en film som inte absorberar röntgenstrålning.



Figur 9. Exempel på XRF-instrument från Thermo Scientific och Bruker (S1 Titan).

Vid miljötekniska markundersökningar är ett vanligt tillvägagångssätt att uttagna jordprover homogeniseras manuellt i en diffusionstät plastpåse inför mätning. Då röntgenstrålarna från ett XRF-instrument endast träffar en yta på mindre än $\frac{1}{2}$ cm² och analyserar ner till ett djup av några få millimeter av ett materialprov är det lämpligt att utföra flera XRF-mätningar på ett och samma prov och på olika delar av provets yta. Till exempel kan tre XRF-mätningar utföras på det homogeniserade provet varefter ett medelvärde av dessa tre mätningar beräknas. Vid ofullständig homogeniseringen kan enskilda heterogeniteter i proverna leda till feltolkningar av ämnesinnehållet i materialet.

6.2.3 Utvärdering av resultat

Resultaten från en XRF-mätning presenteras omgående i form av koncentrationsangivelser eller i diagramform på en digital display. Flera faktorer kan påverka resultatet från en XRF. Exempel på sådana faktorer är materialets fukthalt och kornstorlekssammansättning. Även strålkällan respektive detektorn i XRF-instrumentet påverkar resultaten vid mätningar. Energinivån i fluorescensen från vissa grundämnen ligger nära varandra. Om energiskillnaden mellan grundämnena är mindre än upplösningen på detektorn kommer spektrumet att överlappa varandra och detektorn kan inte skilja ämnena åt.

Mycket höga koncentrationer av ett ämne kan också ge upphov till en topp som överlappar de närliggande topparna av andra ämnen i lägre koncentrationer.

Tolkningen av XRF-resultaten bör därför göras mot bakgrund av XRF-instrumentets noggrannhet och vilka ämnen som analyseras. Tolkningen av analysresultaten från XRF-mätningarna bör kompletteras med laboratorieanalyser baserade på någon form av extraktionsförfarande. Som en tumregel anges ibland att mellan 5–10 % av de materialprover som undersöks med XRF-instrumentet också bör lämnas in för laboratorieanalys. Resultaten från XRF-mätningarna kan sedan korreleras mot laboratorieresultaten för att bedöma kvaliteten på mätresultaten. Det är dock oklart vad denna tumregel egentligen är baserad på och om det finns statistiska data som stöder detta kalibreringsförfarande.

6.2.4 För- och nackdelar

En av fördelarna med XRF-instrument för fältanalyser är att de är lätta (cirka 2 kg) och enkla att handha. Enskilda analyser kan ta mindre än en minut vilket möjliggör att ett stort antal analyser kan genomföras inom ett förorenat område under en relativt kort tid. XRF-instrumentet är användbart då bestämning av metallhalter i jord måste utföras relativt snabbt, som t.ex. vid saneringsinsatser eller vid analys av en större mängd prover där halterna ligger kring beslutsgränsen. Med XRF-instrumentet går det att redan i fält avgöra om halterna av en viss metall (eller grupp av metaller) över- eller underskrider uppsatta riktvärden. Ytterligare en fördel med XRF-instrumentet är att det möjliggör mätning av svårextraherade metaller i material som exempelvis i glasavfall.

Nackdelarna utgörs bl.a. av att koncentrationen av undersökta ämnen kan underskattas om provmatrisen i sig absorberar återemitterade fotoner. Koncentrationen av ett specifikt ämne kan även överskattas, till exempel om den fluorescerande strålningen från ett ämne exciterar andra ämnen. Exempelvis kan järn absorbera emitterade fotoner från koppar och störa mätningen av låga nivåer av krom. Problem kan även uppstå om energinivån i fluorescensen mellan olika ämnen ligger så nära varandra att de ”överlappar” varandra och skapar interferens. Till exempel kan höga halter av vanadin störa mätning av krom och

höga halter av järn påverka mätning av kobolt. Även spektra för bly och arsenik överlappar varandra vilket kan leda till att halterna av dessa ämnen över- eller underskattas i enskilda prover. Bristfälligt homogeniserade prover ger ofta upphov till över- eller underskattningar av uppmätta metallhalter.

6.2.5 Kvalitetskritiska faktorer

Resultaten från XRF-mätningarna bör kompletteras med laboratorieanalyser. En uppfattning om de förekommande föroreningarna på platsen är nödvändig för att avgöra om XRF-instrumentets strålkälla och detektor fungerar för de aktuella ämnena. Kännedom om eventuella interferenser mellan olika ämnen som kan finnas på platsen är också viktig. Sådana effekter kan korrigeras med hjälp av XRF-instrumentets programvara, men måste ändå beaktas eftersom interferenseffekter kan ge ökad analysosäkerhet och därmed förhöjda detektionsgränser. Även antalet delanalyser och analystid måste anpassas efter valt instrument, aktuella ämnen och halter som är intressanta att fastställa. Eftersom resultaten från mätningarna påverkas av jordartsförhållanden, innehåll av organiskt material och fukthalt bör dessa parametrar vara kända då XRF-mätningarna utförs.

6.2.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av XRF-mätning är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Vilka metaller eller ämnen ska mätas och vilken detektionsgräns respektive analysosäkerhet behövs för respektive metall? Med detektionsgräns avses den lägsta möjliga detekterbara metallhalten och med analysosäkerhet avses den procentuella avvikelser mellan det faktiska och det av instrumentet uppvisade mätvärdet. Observera att XRF-analys utförs på jordprover med olika fukthalt och att analysosäkerhet och detektionsgräns därför inte kan anges per kilogram torrs substans (TS), vilket är brukligt vid laboratorieanalyser.
- Finns det behov av att utföra en XRF-screening på ett bredare urval av metallelement och vilka metaller bör i så fall ingå?

- Vilka osäkerhetsfaktorer kan föreligga i det aktuella fallet och hur ska dessa osäkerhetsfaktorer hanteras? Hög organisk halt liksom hög fukthalt kan riskera att störa analysförfarandet. Detta kan göra att det i vissa fall finns anledning att torka jordproverna före XRF-mätning (hög fukthalt) eller att avstå från XRF-mätning (hög organisk halt).

6.3 IMMUNOASSAY

Immunoassay kan användas för att påvisa och kvantifiera olika organiska föreningar som oljekolväten, BTEX, PCB, PAH, enskilda bekämpningsmedel samt olika klasser av bekämpningsmedel i mark och vatten. Typiska användningsområden för immunoassays med godkända metoder enligt det amerikanska naturvårdsverket (EPA) visas i Tabell 1 nedan.

Immunoassay går ut på att s.k. biomarkörer, i form av antikroppar med specifika bindningsegenskaper för det analyserade ämnet, försedda med en markör, tillsätts provet (USEPA, 2016a). Det finns även en mängd andra testkits som inte bygger på antikroppar, det vill säga inte är immunoassays, vilka därför inte redovisas i detta kapitel.

Tabell 1. Typiska användningsområden för immunoassays med godkända metoder enligt EPA.

Metod nr	Ämne/Ämnesgrupp	Detektionsgräns
4010 A	PCP	5 ppb (vatten), 0,5 ppm (jord)
4015	Diklorfenoxiättiksyra	10 ppb (vatten), 0,5 ppm (jord)
4020	PCB i jord	5 ppm (jord)
4025	PCDDs/PCDFs	500 ppt (jord)
4030	Petroleumkolväten i jord	5 ppm (jord)
4035	Polycykliska aromatiska kolväten i jord	1 ppm (jord)
4040	Toxafen i jord	0,5 ppm (jord)
4041	Klordan i jord	20 ppb (jord)
4042	DDT i jord	0,2 ppm (jord)
4050	TNT sprängmedel i jord	0,5 ppm (jord)
4051	RDX i jord	1 ppm (jord)
4425	Plana organiska föreningar (PAH, PCB, PCDD / PCDF)	Varierar beroende på ämne
4500	Kvikksilver i jord	0,5 ppm (jord)
4670	Triazinherbicer som atrazin i vatten	0,03 ppb (vatten)

6.3.1 Tekniska principer

Immunoassays bygger på förmågan hos antikroppar att bindas selektivt till den fysiska strukturen av det analyserade ämnet i exempelvis jord eller vatten. Bindningen är ämnesspecifik och fungerar ungefär som ”en nyckel i ett lås”.

Enzymer, som tillsätts provet, ger upphov till en mätbar signal genom att påverka markören hos den tillsatta antikroppen. Olika typer av signaler kan avges från provet beroende på typ av markör, men signalen består vanligen av fluorescens, synligt ljus eller en färgförändring i provet.

Detektionsgränser för analyser med immunoassay sträcker sig från ppm-nivå (mg/kg eller mg/l) ned till ppt-nivå (ng/kg eller ng/l). Detektionsgränserna i enskilda fall beror av detektionsmetod, provmatris och vilka ämnen eller ämnesgrupper som analyseras. Generellt är detektionsgränserna högre för jordprover jämfört med vattenprover på grund av att jordproverna först måste extraheras.

6.3.2 Tillämpning

Den vanligaste immunoassay för fältanalys är ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay), bland annat på grund av att den är lätthanterad och att antikroppar för ELISA specifikt har utvecklats för att binda till vanligt förekommande miljöföroreningar. Analysproceduren resulterar i en färgförändring i provet som kan uppskattas visuellt eller mätas i en spektrofotometer.

Det finns även andra analyskit för immunoassays. Gemensamt för kiten är att de innehåller de nödvändiga beståndsdelarna i form av provkärl, enzym- och färglösningar och kalibreringsstandarder. En manual för genomförandepceduren för respektive kit medföljer. Generellt går extraktionsförfarandet till så att några gram av ett jordprov vägs upp i ett provkärl och 10 - 20 ml extraktionsmedel, vanligen metanol, tillsätts för att extrahera föroreningsämnen från jorden. Blandningen skakas sedan i en till två minuter. I vissa kit finns stålkulor i provkärlet för att jordpartiklarna ska finfördelas. Lösningen ställs sedan för att sedimentera under några minuter

varefter den filtreras till en vial. Därefter späds lösningen med buffertlösning enligt instruktioner från tillverkaren.

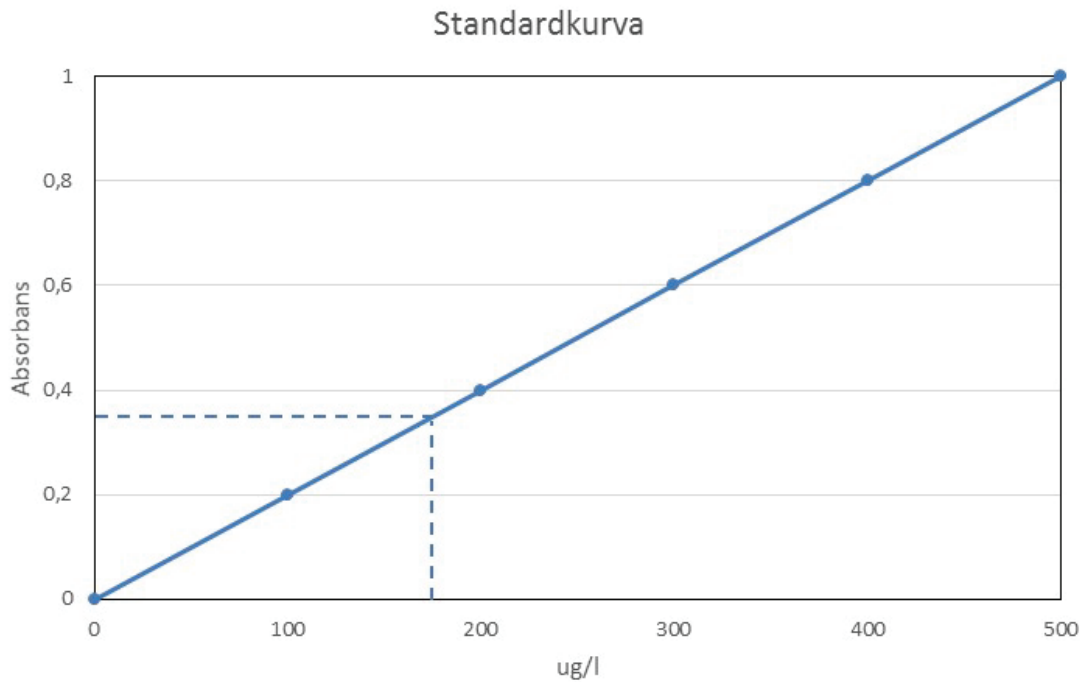
Vattenprover behöver generellt sett inte förbehandlas, men filtrering av proverna kan vara nödvändigt i vissa fall.

Bakgrundskunskaper om föroreningssituationen i området är nödvändigt för att kunna välja rätt immunoassay-kit för det aktuella objektet.

6.3.3 Utvärdering av resultat

Provpreparering tar mellan några minuter och upp till ett par timmar beroende på analyskit och provtyp, medan analys tiden vanligen varierar mellan 30 minuter och två timmar. Eftersom en serie prover kan prepareras samtidigt kan uppskattningsvis mellan 20 - 60 prover analyseras per arbetsdag och person. Färgen på provet jämförs inledningsvis visuellt med en blanklösning för att bedöma om resultat fått. Koncentrationen i provet kan bedömas genom att jämföra färgen i provet med en graderad färgskala eller genom att mäta färgförändringen med hjälp av en spektrofotometer.

Koncentrationsbestämningar med hjälp av en spektrofotometer måste alltid göras utifrån en standardkurva baserad på kalibreringsstandarder, se Figur 10. Standardkurvan fås genom att avläsa absorbansen i lösningar med känd koncentration och plotta dessa värden i en graf. Absorbansen i det aktuella provet jämförs sedan mot standardkurvan. Likaså måste det vid analysförfarandet alltid finnas med ett blankprov som genomgår samma provbearbetning som övriga prover för att utesluta kontaminering av proverna.



Figur 10. Avläsning av koncentration i en lösning med hjälp av en standardkurva som skapats genom att läsa av absorbans på prover med känd koncentration. Den streckade linjen avser koncentrationen i det okända provet.

6.3.4 För- och nackdelar

Fördelar med immunoassays är att de är relativt enkla att använda och lätta att bära med sig, se exempel på ett immunoassay-kit i Figur 11. Ytterligare fördelar är att kostnaderna per prov är låga, i kombination med det stora antal föroreningar som kan analyseras på kort tid. Detektionsgränserna är beträffande ett flertal ämnen/ämnesgrupper relativt låga, till exempel för pesticider och PCB:er.



Figur 11. Exempel på ett immunoassay-kit från EnviroLogix.

Nackdelarna utgörs bl.a. av att de ingående komponenterna i ett immunoassay-kit är ljuskänsliga, vilket innebär att provgenomförandet inte kan genomföras i direkt solljus. De ingående reagenserna kan också försämrats om de inte förvaras mörkt. Det är inte heller önskvärt att genomföra analyser vid låga temperaturer eftersom alla enzymatiska reaktioner är känsliga för temperatur vilket bromsar reaktionerna och efterföljande färgutveckling i provet.

Flera faktorer kan störa detektion och kvantifiering av element i ett analysprov. En sådan störning är t.ex. korsreaktioner/interferenser mellan liknande ämnen i provet. Om syftet med undersökningen är att bestämma koncentrationen av en specifik förening kan sådana störningar orsaka falska positiva resultat. Om exempelvis syftet med en undersökning är att bestämma koncentrationen av bensen i ett område förorenat av drivmedel/bensin kan korsreaktioner/interferenser från andra monoaromater än bensen störa så pass mycket att kolorimetriskt uppmätta bensenhalter inte kan betraktas som tillförlitliga. En viss bakgrundskunskap om föroreningsituationen i området är således nödvändig. I vissa fall kan å andra sidan korsreaktioner vara önskvärda om syftet med undersökningen är att identifiera ett antal liknande ämnen, till exempel summan av PAH med hög molekylvikt. Således är analysmetoder baserade på immunoassay ofta bättre lämpade för att bestämma halterna av vissa ämnesgrupper än av specifika föroreningsämnen.

Störningar kan också uppkomma beroende på den omgivande provmatrisens sammansättning. Finpartikulära jordarter som lera och silt binder föroreningar hårdare än grövre jordarter som sand och moränjordar, vilket leder till att föroreningsextraktionen innan analys inte blir lika effektiv i ler- och siltjordar.

6.3.5 Kvalitetskritiska faktorer

För att uppnå hög kvalitet i analysförfarandet bör extraktionsmedlets effektivitet först säkerställas. Rätt typ av extraktionsmedel för de aktuella föroreningarna måste väljas liksom den omgivande provmatrisens inverkan på föroreningarnas extraherbarhet. Exempelvis är det svårare att uppnå en hög extraktions-effektivitet i finpartikulära jordarter eftersom extraktionsmedlet har svårare att komma i kontakt med samtliga specifika partikelytor där föroreningen kan

finnas. Eventuella korsreaktioner eller interferenser mellan liknande ämnen i provet bör beaktas vid tolkningen av resultaten.

6.3.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av immunoassay är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Vilka ämnen ska undersökas och vid vilka halter förväntas dessa föreligga? Immunoassay ger i allmänhet ett svar på i vilket haltintervall ett visst ämne eller ämnesgrupp föreligger. Då är det viktigt att kunna relatera haltintervallet till relevanta rikt- och gränsvärden för det aktuella ämnet eller ämnesgruppen.
- Vilka osäkerhetsfaktorer föreligger och hur ska dessa hanteras? T.ex. kan det vara svårt att extrahera vissa ämnen/ämnesgrupper från ler- och siltjordar vilket bör beaktas vid tolkning/utvärdering av analysresultat.
- Hur ska representativa prover tas ut från området för analys med immunoassay? Analyser kan t.ex. utföras på samlingsprover bestående av delprov från utvalda ytor eller delvolymmer inom det förorenade området. Analyser kan också utföras på stickprov. Vad som är lämpligt i det enskilda fallet avgörs utifrån syftet med undersökningsarbetet. Det är viktigt att prover för verifierande laboratorieanalyser vid ackrediterat laboratorium tas med motsvarande metodik som de prover som tas ut för analys i fält med immunoassay.

6.4 DIRECT SAMPLING ION TRAP MASSPECTROMETRY (DSITMS)

Direct Sampling Ion Trap Masspectrometry (DSITMS) är en teknik där analyser av flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen (VOC och semi-VOC) sker direkt i en masspektrometer med minimal eller ingen provberedning och ingen föregående kromatografisk separation. Detta resulterar i en enkel realtidsrespons och ett relativt snabbt analysflöde. Metoden medger analyser av ett flertal olika typer av organiska föroreningar i luft, vatten och jord (U.S Department och Energy, 1998), (USEPA, 2016a). Metoden finns beskriven det amerikanska naturvårdsverkets (EPA) metoddokument nr 8265.

6.4.1 Tekniska principer

VOC i luft, porgas eller vatten mäts antingen i realtid eller också pumpas luften/headspace-fasen genom en adsorbent, till exempel ett kolrör, där ämnena adsorberas och analys genomförs vid ett senare tillfälle genom desorption/extraktion av adsorbenttröret.

Vid användning av en adsorbent frisätts ämnena genom t.ex. termisk desorption, det vill säga förångning till följd av uppvärmning, där headspacefasen av den förorening som skall analyseras överförs till analysinstrumentet. Vid analys förs headspacefasen in i ett vakuum i en jonfälla där den fångas upp av ett elektriskt fält. Inuti jonfällan joniseras de neutrala analytmolekylerna antingen med hjälp av en elektronstråle (elektronjonisering) eller genom kemiska reaktioner med andra molekyler som redan blivit joniserade (kemisk jonisering).

Jonfällan medför bland annat att joner som ska analyseras ackumuleras så att en detekterbar signal produceras även vid låga koncentrationer. Energi tillförs sedan till jonfällan vilket resulterar i att jonerna slungas ut mot en detektor som omvandlar signalen till ett masspektrum. Detta resultat jämförs sedan mot ett lämpligt referensbibliotek där masspektra från den aktuella föreningen eller föreningarna finns lagrade.

6.4.2 Tillämpning

DSITMS kan användas för en snabb, kvantitativ bestämning av VOC och i viss utsträckning semi-VOC i prover på grundvatten, jord och porgas. Metoden används ofta för screeninganalyser med syfte att identifiera vilka organiska ämnen som utgör dimensionerande föroreningar i en viss matris, eller för att snabbt bestämma halterna av på förhand utvalda organiska ämnen i samband med detaljerade miljötekniska markundersökningar inför saneringsåtgärder. Ytterligare användningsområden inkluderar periodiska kontroller av VOC/semi-VOC i exempelvis dricksvattenbrunnar i anslutning till förorenade områden, miljöövervakning med fokus på organiska föroreningar, kontinuerlig övervakning av VOC-utsläpp från olika typer av behandlingsanläggningar och mätning av föroreningsinnehållet i avgaser från t.ex. bilar och flygplan.

6.4.3 Utvärdering av resultat

Mjukvara för tolkning av analysdata tillhandahålls av tillverkaren av masspektrometern och medföljer instrumentet när det säljs till kunden. Identifiering av enskilda ämnen sker i allmänhet genom jämförelse mot referensspektra som finns lagrade i masspektrometerens databas. I komplicerade fall kan även manuell tolkning av masspektra utföras.

6.4.4 För- och nackdelar

En av fördelarna med metoden är att den kan påvisa VOC vid mycket låga koncentrationer. Det behöves heller ingen eller mycket liten provhantering innan analys. På grund av den relativt låga kostnaden per prov möjliggör även DSITMS att man på ett kostnadseffektivt sätt kan skapa sig en bild över föroreningssituationen i ett område. Analyserna kan även genomföras i realtid vilket förenklar urvalet vid vidare provtagningar i området samt minimerar problemen med potentiella förluster av VOC under provhantering och transport. Moderna instrument kan även identifiera okända ämnen.

En av nackdelarna med metoden är att komplexa blandningar kan innehålla ämnen som stör den kvantitativa analysen av andra ämnen. Eftersom det inte sker någon förseparation av analyter med en kromatograf är metoden inte lämpad för att identifiera eller kvantifiera ett stort antal beståndsdelar i komplexa blandningar. Inte heller kan metoden kvantifiera beståndsdelar på isomernivå.

När det gäller möjligheten att identifiera främmande organiska ämnen i ett prov är kromatografisk separation i kombination med masspektrometri (GC-MS) att föredra eftersom olika ämnen och ämnesgrupper kan uppvisa likartade masspektra. Genom att jämföra både retentionstider vid gaskromatografi och masspektra för motsvarande ämnen kan i allmänhet långt mer än 50 % av de organiska ämnen som ingår i en provmatris bestämmas med hjälp av GC-MS. Den möjligheten föreligger således inte vid tillämpning av DSITMS där enbart masspektrometrisk bestämning tillämpas.

6.4.5 Kvalitetskritiska faktorer

Prover analyseras i allmänhet utan föregående provbearbetning.

Adsorbentprover (t.ex. kolrörprover) som uttagits för analys bör förvaras på is vid maximalt 4°C om de inte analyseras inom en timme efter provtagning.

Förvaring av vattenprover bör ske i kylskåp om de inte analyseras inom 24 timmar efter provtagning.

För att kunna göra kvantitativa analyser av ämnet som undersöks måste det först säkerställas att det inte förekommer störande analyter i sådana nivåer att kvantitativa analyser inte kan utföras. Vidare måste det analyserade ämnets ångtryck fastställas för att säkerställa att ämnet förekommer i gasfas under rådande omständigheter. Det måste också säkerställas att den adsorbent som används lämpar sig för det analyserade ämnet, exempelvis i förhållande till föroreningarnas termiska extraherbarhet.

Analyser av blankprover och standarder bör alltid göras i samband med analyser av jord- och/eller vattenprover. Även replikat av prover bör analyseras om möjligt. En viss del av proverna bör även alltid analyseras på ett ackrediterat laboratorium.

6.4.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av DSITMS är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Utgörs föroreningen i huvudsak av VOC eller kan det finnas anledning att misstänka förekomst av högmolekylära och svårflyktiga organiska föreningar? DSITMS är i första hand lämpad för haltbestämning av VOC i porgas eller i headspacefas ovanför jord- och vattenprov. Metoden är mindre lämplig då dimensionerande föroreningar utgörs av semi-VOC eller NVOC.
- Är VOC-sammansättningen i porgas eller headspacefas känd eller finns det anledning att misstänka främmande organiska föreningar som kan kräva identifiering med hjälp av gaskromatografisk separation i

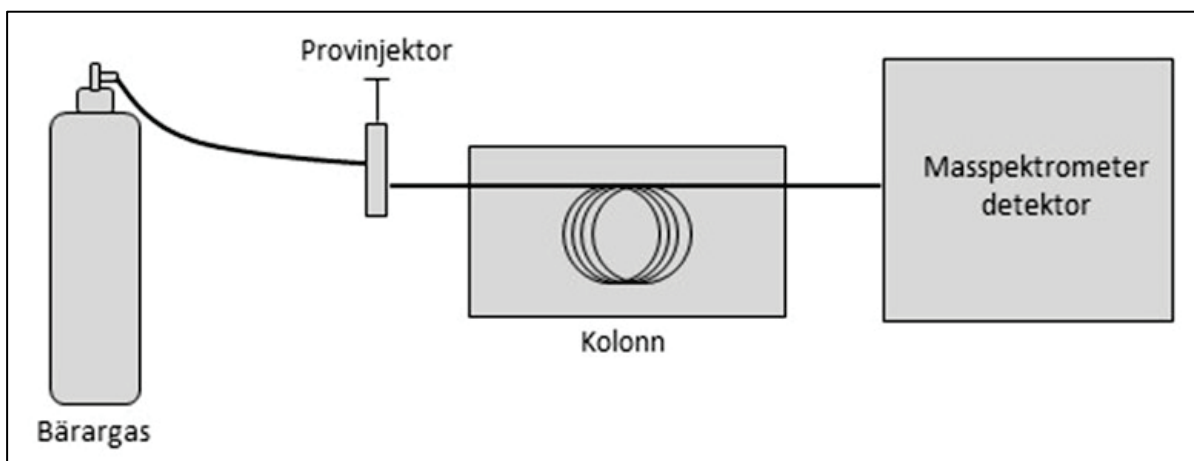
kombination med masspektrometri? DSITMS utan föregående gaskromatografisk separation är i första hand lämplig som analysmetod då VOC-sammansättningen är känd eller då metoden syftar till att kvantifiera förekomsten av en på förhand utvald förening. Om syftet är att även identifiera och semi-kvantifiera ”främmande toppar” bör metoden kombineras med gaskromatografi.

6.5 FÄLT-GC OCH FÄLT-MS

Metoden används i första hand för analyser av flyktiga organiska ämnen (VOC). Metoden är utvecklad för att analysera VOC i gasfas men även organiska ämnen i vattenfas kan analyseras eftersom de upphetas vid injektion i instrumentet (Helldén, 1991), (Levin, 2000), (USEPA, 2016a).

6.5.1 Tekniska principer

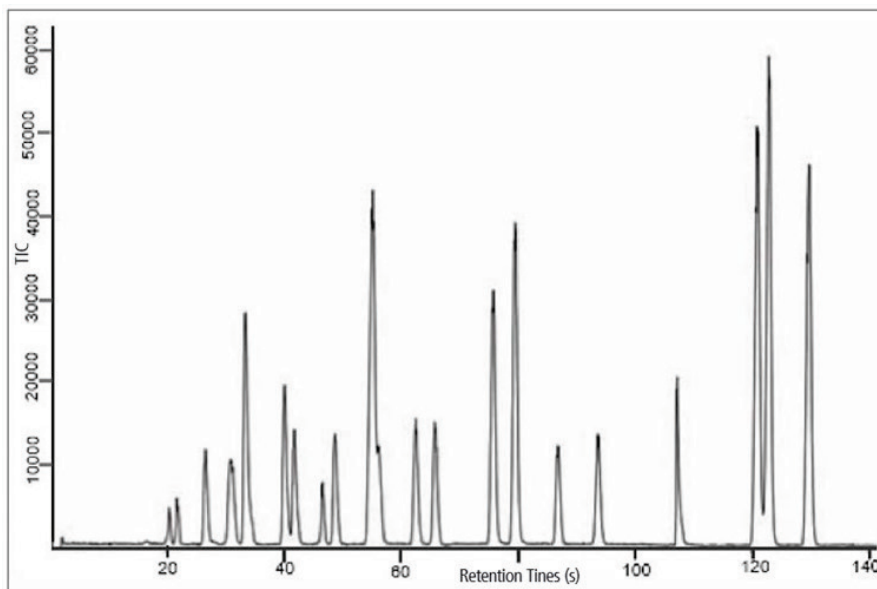
Metoden går ut på att provkomponenterna separeras genom gaskromatografi (GC) varefter provet leds vidare in i en masspektrometer (MS) där provet fragmenteras genom antingen kemisk jonisering eller elektronjonisering. Därefter leds den joniserade gasen vidare till en detektor för identifiering, se Figur 12.



Figur 12. Teknisk princip för en GC-MS. Provet injiceras och transporteras av bärargasen till kolonnen, där separation sker, och vidare till masspektrometern/detektorn.

Metoden fungerar enligt principen att en blandning av VOC separeras i enskilda ämnen vid upphettning i en gaskromatograf (GC). De upphettade gaserna transporteras sedan med hjälp av en s.k. bärargas (t.ex. helium) genom en kolonn där ämnena ytterligare separeras utifrån respektive ämnes retentionstid.

Från kolonnen leds de separerade ämnena in i en masspektrometer (MS) där jonisering med efterföljande fragmentisering sker. Därigenom fås ett för respektive ämne karaktäristiskt masspektrum, se Figur 13. Enskilda masspektra jämförs och identifieras sedan mot ett referensbibliotek där masspektra från ett stort antal föreningar finns lagrade.



Figur 13. Exempel på detektion av separerade ämnen i en portabel GC/MS från ElmerPerkins.

6.5.2 Tillämpning

Prov uttas med en gastät spruta ur t.ex. ett prov på porgas taget i diffusionstät påse eller från headspacefasen ovanför ett jord- eller vattenprov. Provet injiceras via ett septum direkt in i gaskromatografen varvid analyterna desorberas termiskt. Därefter separeras ämnena, beroende av retentionstid i gaskromatografens kolonn. Används enbart en fält-GC detekteras de eluerade ämnena med hjälp av en detektor, t.ex. en flamjonisationsdetektor eller en elektron-capturedetektor. Andra vanligt förekommande detektorer som kan

användas i kombination med en fält-GC är fotojonisationsdetektor och halogenspecifik detektor. Vid kombinerad gaskromatografi/masspektrometri elueras istället gaserna i masspektrometers jonkammare varvid jonisering/fragmentisering sker och ett karaktäristiskt masspektrum fås.

6.5.3 Utvärdering av resultat

Mjukvara för tolkning av analysdata tillhandahålls av tillverkaren av instrumentet. Kvantitativa resultat baseras på tillsatser av standarder med kända koncentrationer som tillförts till samma provmatris som övriga analyserade prover.

6.5.4 För- och nackdelar

Fördelar med metoden är att den är tids- och kostnadseffektiv. Eftersom instrumentet kan användas i ett fältlaboratorium kan beslut om var kompletterande prover bör tas fattas relativt omgående. Eftersom analyser sker i realtid kan felkällor relaterade till provhantering, transport och lagring av prover minimeras.

Nackdelar med metoden är att endast ämnen med tillräcklig volatilitet kan analyseras. Detta medför att semivolatila och andra organiska ämnen inte kan analyseras i samma utsträckning som volatila ämnen med hjälp av en GS-MS-utrustning. Detektionsgränserna för portabla enheter är också något högre än för enheter i laboratorier. Vidare är det svårt att upprätthålla samma hygieniska standard i ett fältlaboratorium som i ett stationärt laboratorium.

6.5.5 Kvalitetskritiska faktorer

Kalibrering måste genomföras vid varje användningstillfälle. För kvantitativa analyser måste standarder med kända koncentrationer analyseras. Blankprover med samma provmatris som för övriga prover bör också analyseras vid varje provtillfälle för att minimera felbedömningar av provkoncentrationerna.

6.5.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av fält-GC/GC-MS är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Utgörs föroreningen i huvudsak av VOC eller kan det finnas anledning att misstänka förekomst av högmolekylära och svårflyktiga organiska föreningar? Fält GC/GC-MS är i första hand lämpad för haltbestämning av VOC i porgas eller i headspacefas ovanför jord- och vattenprov. Metoden är mindre lämplig då dimensionerande föroreningar utgörs av semi-VOC eller NVOC.
- Är VOC-sammansättningen i porgas och/eller headspacefas känd eller finns det ett behov av att identifiera och kvantifiera främmande organiska föreningar? Om enbart haltbestämning av på förhand utvalda organiska föreningar är aktuell är i allmänhet enbart gaskromatografi eller enbart masspektrometrisk bestämning tillräcklig som analysmetod. Om syftet är att även identifiera och semikvantifiera ”främmande toppar” bör gaskromatografi och masspektrometri användas i kombination.

6.6 VOC-SCREENING/PORGASSCREENING

Provtagning av porgas genomförs på gas i den omättade zonen i jorden ovan grundvattenytan. En porgasscreening av flyktiga organiska föroreningar (VOC) används för att påvisa och lokalisera utbredningen av en föroreningsplym och föroreningar i omättad zon. Mätningar kan genomföras direkt i förorenad mark eller under byggnader eller markplattor (Helldén, 1991), (Engelke, Norrman, Starzec, Andersen, & Grøn, 2009), (SGF, 2013), (USEPA, 2016a).

6.6.1 Tekniska principer

Vid aktiv porgasscreening används portabla mätinstrument för att snabbt mäta halter av VOC i proverna. Exempel på sådana instrument är fotojonisationsdetektor (PID), flamjonisationsdetektor (FID) portabel gaskromatograf (fält-GC), halogenspecifik detektor (XSD) och infrarödspektrometri (IR).

En PID suger in provet i instrumentet och mäter den totala halten av ämnen som kan joniseras av en UV-lampa, exempelvis BTEX och fenol. Mätningen kan inte särskilja på specifika ämnen i gasfasen, utan resultatet visas som den totala halten av joniserbara ämnen. Ämnen med låg flyktighet som PAH och tyngre oljor kan inte påvisas med en PID. En PID kan vara utrustad med olika typer av lampor, där den vanligaste och mest långlivade är på 10,6 eV, vilket ger relativt bred respons för VOC. Svagare lampor ger upphov till en selektiv respons för VOC med låg joniseringsnivå medan starkare lampor ger upphov till en bred respons, även för ämnen med högre joniseringsnivå, se Tabell 2.

I en fält-GC injiceras provet i instrumentet. I GC:n separeras först det ingående provet vilket innebär att halten av specifika ämnen kan bestämmas. Beroende på vilka ämnen som är aktuella används olika detektorer kopplade till GC:n, se även kapitel 6.5.

Halogenspecifika detektorer (XSD) finns i flera olika modeller och används bl.a. för att påvisa klorerade lösningsmedel. Instrumenten har ofta låg detektionsgräns samtidigt som påverkan från andra ämnen, till exempel flyktiga petroleumkolväten, är liten. Specifika klorerade alifater kan dock inte analyseras, utan resultaten redovisas som summan av dessa.

IR-spektrometri bygger på att varje enskilt ämne absorberar infraröd strålning vid en viss våglängd. Mängden absorberad infraröd strålning beror på i vilken halt som ämnet förekommer.

Multigasmätare är ett samlingsbegrepp för instrument som mäter flera olika gasformiga ämnen, exempelvis deponigasinstrument och PID kombinerad med detektor för infraröd strålning (IR-PID-instrument). Ett deponigasinstrument har i allmänhet både en IR-detektor och en elektrokemisk sensor och används för att registrera gasformiga ämnen från hushålls- eller industriavfall som exempelvis koldioxid, syre, metan och andra enkla alkaner från biologiska nedbrytningsprocesser i mark eller deponier. I ett IR-PID-instrument finns både en PID- och en IR-detektor vilket möjliggör en simultan mätning av VOC-halten och exempelvis koldioxid och syre.

6.6.2 Tillämpning

Porgasscreening används för att detektera och identifiera utbredningen av VOC-föreningar inom ett förorenat markområde. Provtagning bör genomföras på ett sådant djup att inblandning av atmosfärisk luft undviks. Vid provtagning i mark innebär detta att ett provtagnings-rör, oftast en porgassond i stål eller ett slitsat plaströr, drivs ned till önskat provtagningsdjup med hjälp av en borrhög varefter marken runt omkring röret tätas med bentonit.

Provtagning kan antingen genomföras i form av VOC-screening där porgas suggs upp ur marken för direkt mätning, eller i form av adsorbentprovtagning där föreningar adsorberas på exempelvis aktivt kol eller en porös polymer som därefter skickas in för laboratorieanalys.

Initialt vid porgasscreening omsätts luften i röret med en luftpump eller med ett fält-instruments inbyggda luftpump så att ett undertryck uppstår. VOC-screening kan därefter genomföras direkt i fält med exempelvis ett PID-instrument eller en IR-spektrofotometer. Kontinuerliga mätningar kan vara värdefulla eftersom gaskoncentrationen i mark kan variera exempelvis på grund av skillnader i atmosfärstryck, temperatur och variationer av grundvattennivån.

Vid porgasscreening i finpartikulära jordarter som lera och silt uppstår lätt vakuum i porgasröret. Under sådana omständigheter kan porgasröret dras upp efter håltagning och mätning genomförs med VOC-instrument direkt i hålet. Prover kan även uttas i gastäta påsar eller glasflaskor. Efter avslutade mätningar kan porgasröret antingen dras upp eller lämnas i marken för senare mätningar.

Prover för laboratorieanalyser tas med hjälp av en adsorbent som packas i ett adsorbentrör. Vilken typ av adsorbent som ska användas beror på ämnet i fråga och de platsspecifika omständigheterna. Vid adsorbentprovtagning används en adsorbentrörspump med möjlighet att ställa in gångtid och luftflöde.

Adsorbenter används även vid passiv provtagning av porgas där provtagaren ”hängs upp” exempelvis i ett PEH-rör eller i en markradonsond.

Tabell 2. Olika detektionsinstrument som kan användas vid VOC-screening och vilka grupper av VOC som kan påvisas med respektive detektionsinstrument. Detektionsnivå för både PID och FID är på ppm-nivå.

Detektor	Joniseringsnivå (exempel)	Exempel på detekterade föroreningar/föroreningsgrupper
PID	9,8 EV	Selektiv respons för VOC med låg joniseringsnivå, t.ex. bensen, fenol.
PID	10,6 EV	Vanligaste typen av PID. Ger relativt bred respons för VOC och bra upplösning för t.ex. aromater och alifater.
PID	11,7 EV	Ger bred respons för VOC, även de med högre joniseringsnivå, t.ex. butanol, klor.
FID	<15,4 EV	Ger respons på ämnen med hög joniseringsnivå som PID inte kan mäta, t.ex. deponigas som metan.
XSD	-	Halogenerade föreningar som klorerade kolväten, t.ex. perkloretylen, trikloretylen.
ECD	-	Halogenerade föreningar, t. ex. klorerade pesticider, PCB.
IR-spektroskopi	-	Flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen, ammoniak, svavelväte, kolmonoxid, m.fl.

6.6.3 Utvärdering av resultat

Vid VOC-screening av porgas är det viktigt att klargöra mätinstrumentens användningsområden. Exempelvis kan inte en PID användas för mätning av specifika lättflyktiga VOC eller en halogendetektor för specifika klorerade alifater. Vid mätning med en IR-spektrofotometer kan vissa ämnen absorbera IR-strålning vid samma våglängd vilket innebär att man måste ha en uppfattning om vilket eller vilka ämnen som kan förekomma vid mätningarna, exempelvis

kan det vara svårt att särskilja metan från övriga enkla alkaner och olika klorerade alifater från varandra.

Vid planering av en insats i ett specifikt område måste därför förutsättningarna i området först utvärderas och därefter kan val av tillvägagångssätt och mätinstrument göras. Väder och nederbörd, temperatur och lufttryck kan påverka halterna i porgasen varför dessa parametrar bör dokumenteras vid mätning. Tolkning av mätresultaten från en VOC-screeninginsats kan också behöva relateras till laboratorieanalyser från adsorbentanalyser.

6.6.4 För- och nackdelar

Fördelar med en VOC-screening är att den ofta är kostnadseffektiv och resulterar i liten påverkan på det undersökta området. Fältmätningarna kan genomföras omgående vilket snabbt kan ge en överblick över föroreningssituationen i området.

Ofta kan specifika ämnen inte detekteras av VOC-instrumenten. Vintertid kan låga temperaturer i jorden och tjäle resultera i att felaktiga resultat uppmäts. Detsamma gäller vid kraftig nederbörd.

6.6.5 Kvalitetskritiska faktorer

Provtagning bör inte genomföras på ett djup där det finns risk för att pumpen suger atmosfärsluft vilket kan innebära att uppmätta VOC-halter underskattas. För att vara säker på att luft inte tränger in bör IR-mätning av exempelvis koldioxid och syre behöva göras i samband med omsättningspumpning av provtagningsinstallationen.

Beroende på vad för typ av föroreningar som är i fokus i området måste valet av mätinstrument vid VOC-screening beaktas så att mätningarna ger önskat resultat.

Vid adsorbentprovtagning måste en adsorbent som är lämplig för de förekommande ämnena användas. Ibland kan flera olika adsorbenter behöva användas. För att kunna kvantifiera de ämnen som analyseras måste pumpning

genomföras under ett lämpligt tidsintervall. Ett PID-instrument kan användas för att bedöma detta tidsintervall. Tidsintervallet måste även meddelas laboratoriet för korrekt beräkning av föroreningshalten. Även exponeringstid för diffusionsprovtagare måste meddelas till laboratoriet för att en totalhalt ska kunna beräknas.

6.6.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av porgasscreening är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Finns det anledning att undersöka VOC-sammansättningen på större djup i jordlagerföljden? Porgasscreening är i första hand en metod som tillämpas i den ytliga delen av den omättade zonen, till exempel är det vanligt med porgasprovtagning vid användning av markradonsond eller porgassond eller motsvarande. Mätningar bör dock inte göras alltför ytligt eftersom det då finns risk för inträngande atmosfärsluft. Ofta används detektionsinstrumentets egen inbyggda luftpump för att provta den ytligt liggande porgasen. Det kan också finnas ett värde i att mäta på mer än ett djup, till exempel både i den ytliga delen av den omättade zonen och strax ovanför grundvattenytan, då exempelvis bensen kan brytas ned i den omättade zonen. Ska VOC-sammansättningen på större djup i jordlagerföljden undersökas, t.ex. under grundvattennivån, är troligen MIP-sondering att föredra.
- Är undersökningens syfte att klarlägga vilka VOC som föreligger i porgas eller är syftet enbart att verifiera, alternativt utesluta, förekomst av VOC i porgas? Om ett behov föreligger av att klarlägga porgasens VOC-sammansättning behöver fält-GC, eventuellt i kombination med fält-MS, användas. Är syftet enbart att påvisa, alternativt utesluta, förekomst av VOC i porgas räcker det med detektionsinstrument såsom PID, FID m.fl. För att påvisa ett brett spektrum av VOC behöver olika detektorer kombineras, se Tabell 2. Möjligheten att påvisa olika grupper av organiska föreningar är också avhängig den joniseringsnivå som det enskilda instrumentet kan uppnå.

6.7 MIP (MEMBRAN INTERFACE PROBE) -SONDERING

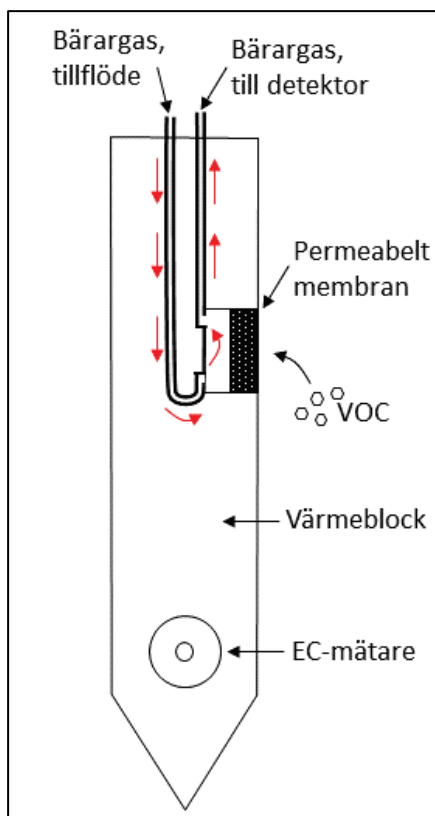
Membrane Interface Probe (MIP) används för att mäta flyktiga organiska ämnen (VOC) i såväl den omättade som mättade zonen. Metoden kan användas för att bedöma utbredningen av VOC vertikalt i en jordprofil genom att MIP-sonden kontinuerligt mäter olika parametrar samtidigt som den trycks ned av en borrhög genom jordprofilen (SGI, 2008), (USEPA, 2016a), (USEPA, 2004).

6.7.1 Tekniska principer

Principen för MIP-sondering är att VOC transporteras från jordprofilen, via sonden, upp till markytan där de analyseras av en fält-gaskromatograf (fält-GC). Metoden möjliggör även kontinuerlig mätning av jordartsförhållandena vid neddrivning av sonden.

Beroende på jordart och förorening så anpassas neddrivningen av sonden för att uppnå bästa utfall av undersökningen. I täta jordarter som lera och silt kan exempelvis sonden behöva drivas ned stötvis/intermittent, medan vid mätning i grövre jordarter kan sonden drivas ned kontinuerligt. På samma sätt kan neddrivningen behöva anpassas beroende på om det är mer eller mindre lättflyktiga ämnen som ska mätas.

Transporten av VOC upp till markytan möjliggörs av att den omgivande jordmatrisen värms upp av en termistor placerad i den nedre delen av sonden. Termistorn genererar en temperatur av cirka 100 – 120°C. Uppvärmningen är en förutsättning för provtagning under grundvattenytan. Ämnena leds sedan in genom ett membran placerat i närheten av den värmegivande ytan på sonden och upp till markytan via en inert bärargas i form av kvävgas eller helium, se Figur 14.



Figur 14. Exempel på tekniska principer för en MIP-sond. Värmeblocket hettas upp vilket underlättar en avgång av VOC från omgivande jord. VOC diffunderar över det permeabla membranet och transporteras upp till detektorerna med bärargasen. Jordartsförhållandena loggas kontinuerligt med exempelvis en konduktivitetsmätare (EC) eller en HPT-sond.

Detektion av VOC görs t.ex. med hjälp av en fält-GC. Ofta har fält-GC:n tre olika typer detektorer, för att analyserna ska inkludera så många ämnen/ämnesgrupper som möjligt. De detektorer som vanligtvis används är XSD (Halogen Specific Detector), PID (Photo Ionization Detector) och FID (Flame Ionization Detector).

XSD-detektorn är specifik för halogenerade ämnen och används för detektion av plymer eller källområden av klorerade lösningsmedel som trikloretylen, perkloretylen eller koltetraklorid. Även ECD (Electron Capture Detector) och DELCD (Dry Electrolytic Conductivity Detector) är exempel på detektorer som kan användas för att påvisa halogenerade ämnen.

PID-detektorn påvisar VOC som kan joniseras av en UV-lampa, exempelvis aromatiska föreningar som BTEX. PID-detektorn kan även bekräfta förekomsten av klorerade lösningsmedel som påvisats av XSD-detektorn.

FID (=Flamjonisationsdetektor) är en detektor som främst används för detektion av flyktiga petroleumrelaterade kolväten som t.ex. enkla alkaner och cykloalkaner.

6.7.2 Tillämpning

MIP-sonden drivs ned i det aktuella området med hjälp av borrhög. Ovan jord används instrument för detektion, datainsamling och kontroll av MIP-sonden, till exempel i form av ovan nämnda detektorer i kombination med kontinuerlig mätning av portrycket i jordlagerföljden (MIP-HPT).

Då analysinstrument och detektorer är lokaliserade ovan mark medan själva mätsonden är relativt robust, kan denna tryckas ned om och om igen vilket snabbt resulterar i en stor mängd data. Då information om både föroreningsstyp, föroreningsmängd och portrycksförhållanden fås parallellt resulterar metoden i att en tredimensionell bild av situationen i området kan fås redan i fält. På så sätt kan provtagningsförfarandet modifieras och optimeras för bästa resultat.

Metoden kan användas för att undersöka både klorerade och icke-klorerade VOC-föroreningar i ett område. Undersökningarna kan genomföras både under och över grundvattenytan. Då jorden intill sonden värms upp, kan även icke-lättflyktiga organiska ämnen, främst semi-volatila och i begränsad utsträckning även icke-volatila ämnen, ibland påvisas av detektionsinstrumenten. Förutsättningarna för detta beror bland annat på föroreningsämne, neddrivningshastighet och jordartsförhållanden på platsen, samt på joniseringsenergin hos den detektionsmetod som tillämpas.

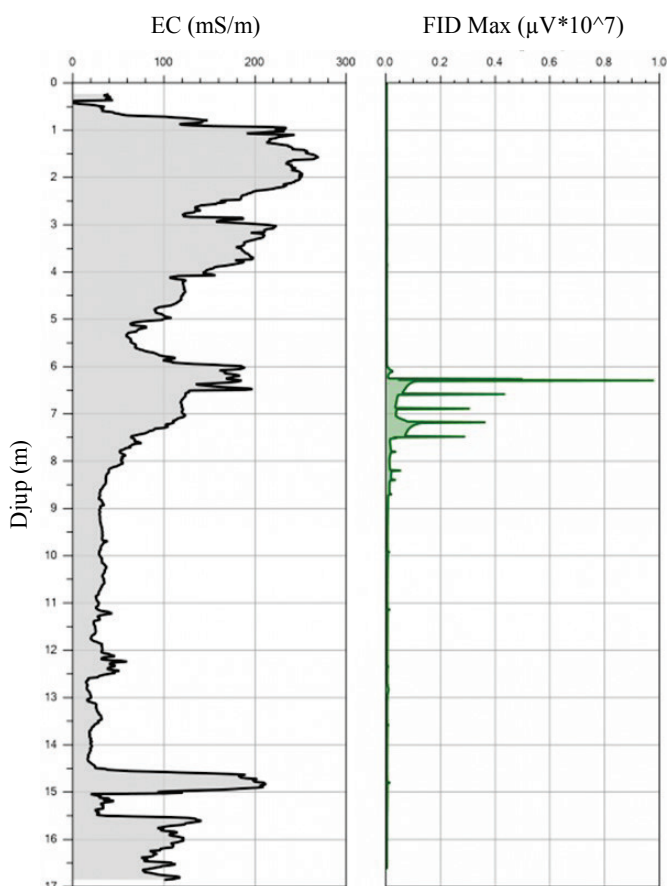
6.7.3 Utvärdering av resultat

Data från det undersökta området tolkas med hjälp av en MIP-logg. MIP-loggen består av detektionskurvor från de olika detektorerna samt logg från en samtidig mätning av jordarts- och portrycksförhållandena på platsen.

Jordartsförhållandena kan exempelvis bedömas med hjälp av elektrisk ledningsförmåga (EC), hydraulisk permeabilitet (HPT) eller spetstrycksondering (CPT).

Figur 15 visar en MIP-logg för elektrisk ledningsförmåga och en FID-detektor i ett förorenat område. I den aktuella figuren föreligger en förorening på mellan 6 - 8 m djup. I figuren indikeras även att finkorniga jordarter, vilka har högre EC än grövre jordarter, har en högre förekomst på mellan 6 - 8 m vilket skulle kunna förklara att föroreningen återfinns på detta djup.

Resultat från de olika detektorerna kan även kombineras för att ge en ökad förståelse för hur föroreningssituationen i ett område kan se ut. Exempelvis vid MIP-sonderingar genomförda år 2012 i Nyköping med PID-, FID- och XSD-detektorer, kunde de olika detektorernas utslag användas för att tolka utbredningen av olika föroreningar i jordprofilen, se Bilaga B.



Figur 15. MIP-logg som visar elektriskt konduktivitet (vänster) och en FID-detektor (höger). Figuren är hämtad från Geoprobe Systems®.

Detektionen sker endast av förekommande ämnesgrupper och inte av enskilda ämnen. Relativa förhållanden mellan enskilda ämnen i samma ämnesgrupp kan således inte fås vid MIP-sondering. Detektorernas utslag är semi-kvantitativa och detektionskurvor från MIP-sonderingen måste kalibreras mot laboratorieanalyser av representativa prov.

6.7.4 För- och nackdelar

MIP-sondering är fördelaktig att använda för att snabbt få en tredimensionell bild över föroreningsituationen i ett område. Det går även att koppla föroreningar till specifika jordlager eller jordartsförhållanden i det aktuella området, vilket möjliggör en bättre förståelse för föroreningsutbredningen och ger underlag för lokalisering av specifika provtagningsnivåer för laboratorieanalyser.

Metoden har dock en del nackdelar. En sådan är att det föreligger osäkerheter i hur effektivt VOC förångas och drivs med bärargasen upp till detektorerna vid markytan. Effektiviteten påverkas bland annat av vilka jordartsförhållanden och vilket vatteninnehåll som råder i det aktuella området och hur länge värmeelementet är i kontakt med jorden. Vid undersökningar i områden med semivolatila VOC i egen fas/vätskeform som fastnar på sonden, kan även problem med avgränsning av föroreningen uppstå. Problem med att bedöma vad som är en relevant VOC-avgång från jordmatrisen kan således bidra till att föroreningsituationen i området feltolkas.

Vid provtagning ovan grundvattenytan fås direkta VOC-värden på porgasen. Vid provtagning under grundvattenytan fås däremot inte ett VOC-värde som är specifikt för mediet (jord eller vattenfas). De VOC-halter som fås vid MIP-sondering under grundvattenytan kan således endast betraktas som indikativa.

Det får heller inte vara för mycket grovt material som stenar och block i området eftersom detta hindrar neddrivning av sonden. Maxdjupet för MIP-sondering påverkas även av fysiska begränsningar som längden på gasslangen till sonden och borrhögens kapacitet.

6.7.5 Kvalitetskritiska faktorer

Kalibrering bör genomföras före och efter varje neddrivning med en ren sandblank för att garantera att ingen överföring av VOC sker från föregående neddrivning. Laboratorieanalyser måste genomföras på material från den aktuella platsen för att detektorernas utslag på ett korrekt sätt ska kunna översättas till platsspecifika koncentrationsangivelser.

6.7.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av MIP-sondering är det viktigt att bl.a. ställa sig följande frågor innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Vilka ämnen/ämnesgrupper är av intresse att undersöka i den aktuella jordprofilen? Kan andra ämnen eller ämnesgrupper än de förväntade föreligga i jordprofilen och finns det i så fall ett intresse av att särskilja dessa från de ämnen som förväntas föreligga? Valet av detektortyp styrs till stor del av vilka VOC/semi-VOC som förväntas föreligga inom det förorenade området. Är det t.ex. klarlagt utifrån inledande undersökningsarbeten att det enbart är klorerade alifater som föreligger i området kan en enkel PID-detektor användas förutsatt att dess joniseringsnivå är tillräcklig för att påvisa aktuella klorerade alifater, se Tabell 2.
- Kan interfererande/störande ämnen i form av monoaromater (BTEX m.fl.) föreligga vid undersökningen av ett område där klorerade lösningsmedel utgör dimensionerande förorening bör en s.k. halogenspecifik detektor (XSD) eller en electron-capture-detektor (EC) användas, eftersom dessa inte detekterar icke-halogenerade kolväten. Tillämpning av MIP-sondering med syfte att klarlägga utbredning och förekomst av en viss föroreningstyp förutsätter således kännedom om VOC-sammansättningen inom det förorenade området.
- Är undersökningens syfte att ”screena” området med avseende på VOC/semi-VOC? Om detta är undersökningens syfte och det inte föreligger någon djupare kännedom om vilka föroreningar som kan förväntas inom området är det lämpligt att använda en kombination av olika detektorer, som t.ex. FID, PID och EC. Därigenom kan utslag på en

av detektorerna i kombination med avsaknaden av utslag på någon av de övriga detektorerna ge vägledning om vilka grupper av VOC/semi-VOC som dominerar inom det förorenade området, se även Tabell 2.

6.8 FFD-SOND

En FFD-sond (Fuel Fluorescence Detector) inducerar och detekterar fluorescens främst från aromatiska PAH och fleromättade alifater vilket gör det möjligt att påvisa olika organiska föreningar till exempel i form av bensin, diesel eller kreosot (SGI, 2008), (USEPA, 2004), (USEPA, 2016a).

6.8.1 Tekniska principer

Den bakomliggande principen för FFD-sonden är detektion av ämnesspecifik fluorescens inducerad av UV-ljus. Föroreningar med två eller flera aromatiska ringar lämpar sig väl för metoden. I FFD-sonden sitter en kvicksilverlampa alternativt en UV-LED som sänder ut kontinuerligt UV-ljus. UV-ljus innehåller så pass mycket energi att elektroner i atomernas atomskal exciteras. När den exciterade atomen faller tillbaka till sitt normala tillstånd emitteras fluorescens med en specifik våglängd beroende på ämne. Se närmare beskrivning av fluorescens under kapitel 6.2 om XRF-mätningar ovan. Koncentrationen av de detekterade ämnena registreras i form av elektrisk spänning som genereras av en fotocell. Detektion kan antingen anges som total fluorescens eller så filtreras fluorescensen för mottagning av en specifik våglängd för ett specifikt ämne. Mätningarna kan genomföras både i jord och i grundvatten.

Förorenade vätskor med innehåll av tyngre kolväten som exempelvis kreosot och förorenade vätskor av lättare kolväten som exempelvis bensin eller diesel fluorescerar i två olika våglängdsområden, >475 nm respektive 280–450 nm. Fluorescensen i de två olika våglängdsområdena möjliggör en bedömning av den relativa fördelningen mellan lättare och tyngre kolväten.

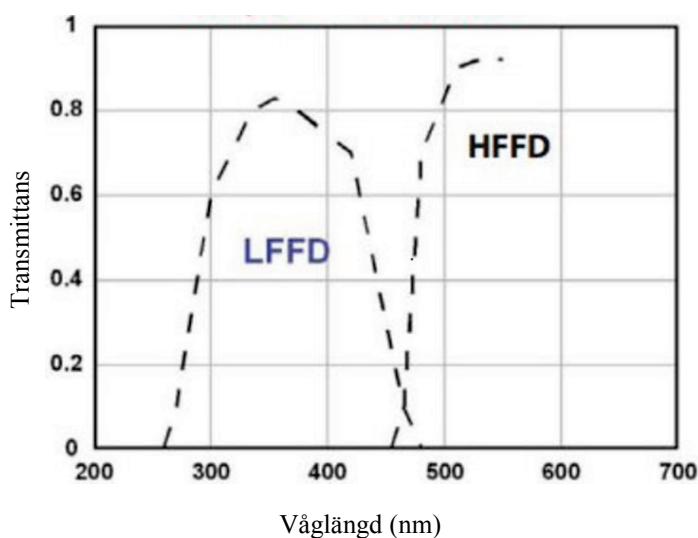
Parallellt med fluorescensmätningarna kan även FFD-sonden utrustas med instrument för registrering av jordartsförhållanden genom exempelvis spetstrycksondering (CPT) och hydraulisk permeabilitet (HPT).

6.8.2 Tillämpning

Vid fältmätningar drivs sonden ned med hjälp av en borrhög och fluorescensen från lätta respektive tunga kolväten på olika djup loggas i en dator. Metoden är lämplig att använda vid undersökningar där fleromättade alifater och aromater, exempelvis i bensin eller diesel, ska undersökas.

6.8.3 Utvärdering av resultat

Data loggas inledningsvis genom att fördelningen mellan lättare och tyngre kolväten registreras av FFD-sonden, se Figur 16.



Figur 16. Bedömning av den relativa fördelningen mellan lättare (LFFD) och tyngre (HFFD) kolväten kan göras då de två grupperna fluorescerar i olika våglängdsområden. Bilden är hämtad från Vertek CPT.

Resultat från sonderingen loggas direkt och med lämplig programvara skapas sedan en tredimensionell bild av föroreningssituationen i området.

6.8.4 För- och nackdelar

En fördel med metoden är att mätosäkerheter kan minskas genom att en stor mängd data fås då sonden drivs ned i marken. Genom direkt 3D-visualisering av föroreningssituationen i det aktuella området kan fortsatta provtagningar anpassas efter den rådande situationen.

Nackdelarna innefattar att metoden ger olika respons beroende på typ av jordart i undersökningsområdet. Vid undersökningar i finpartikulära jordarter som lera och silt ger exempelvis metoden en sämre respons. Ytliga mätningar som störs av UV-strålning från dagsljus kan inte heller utföras. Vissa mineraler, som exempelvis kalцит, fluorescerar vid UV-belysning vilket kan resultera i falsk positiv respons och en överskattning av föroreningsinnehållet.

Ytterligare en nackdel är att sonden bara kan tryckas ned, utan slag, på grund av kvicksilverlampans stötkänslighet. Borrbandvagnen måste således ha en hög tryckkraft för att sonderingen ska kunna genomföras till önskat djup. Vidare medför detta att sondering vid förekomst av sten och block (vilket vanligtvis förekommer i moränjord) ofta är problematisk, medan metoden fungerar bättre i finkornigare jordarter. Kviksilverlampans effekt sjunker också med sjunkande temperatur vilket innebär att lampan bör förvaras varmt och att sonden bör hållas under mark vintertid. Nyare uppsättningar använder emellertid en stötkänsligare LED-lampa istället för en kvicksilverlampa.

6.8.5 Kvalitetskritiska faktorer

Då föroreningskoncentrationen som loggas av FFD-sonden är semikvantitativ måste resultaten kalibreras mot laboratorieanalyser från representativa punkter i området.

Hänsyn måste tas till typ av jordart vid utvärdering av föroreningsutbredning i undersökningsområdet eftersom signalresponsens styrka varierar beroende på jordart. Vid undersökningar i heterogena jordarter måste laboratorieanalyser från de olika jordlagren genomföras för att kunna bedöma resultaten från FFD-sonderingen.

Detektionsgränsen för FFD-sonden är uppskattningsvis mellan cirka 2 – 20 ppm i grundvatten och cirka 50 – 200 ppm i jord.

6.8.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av FFD-sondering är det viktigt att bl.a. ställa sig följande fråga innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Syftar undersökningen enbart till att kartlägga utbredningen av oljekolväten, eller kan det även finnas anledning att undersöka utbredningen av tyngre PAH:er och/eller klorerade lösningsmedel? FFD-sonden har en begränsad användbarhet och är i stort sett endast tillämpbar för att kartlägga utbredningen av tyngre medel- eller högmolekylära alifater och aromater. Det kan därför finnas anledning att ställa sig frågan om FFD-sonden kan behöva kompletteras med t.ex. MIP-sondering (kap. 6.7) för att kartlägga förekomst och utbredning av mer lättflyktiga kolväten och UV-OST-sond (kap. 6.9) för att kartlägga förekomst och utbredning av tyngre polyaromatiska kolväten.

6.9 LASER INDUCED FLUORESCENS (LIF)

Laserinducerad fluorescens (LIF) används för screening av organiska föroreningar i jord och grundvatten. Tekniken är avsedd att ge en kvalitativ till semikvantitativ information om fördelningen av föroreningar som fluorescerar då de belyses med laser från en sond som drivs ned i undersökningsområdet. En LIF-sond är relativt okänslig för stötar vilket innebär att den kan drivas ned med hammaren på en borrhandsvagn. Metoden används främst för att screena föroreningar bestående av fleromättade alifater och polycykliska aromatiska kolväten (PAH), till exempel petroleumprodukter som bränslen, oljor, tjära och dylikt. Tekniken kan inte användas för detektion av PAH:er lösta i vattenfasen (SGI, 2008), (USEPA, 2016a), (Dakota Technologies Inc, 2016).

Det finns för närvarande sex olika varianter av LIF enligt det amerikanska naturvårdsverket (EPA); ROST (Rapid Optical Screening Tool System), SCAPS (Site Characterization and Analysis Penetrometer System LIF Sensor and Support System), TarGOST (Tar-Specific Green Optical Screening Tool, UV LED (Ultraviolet Light Emitting Diode), UV-OST (Ultra Violet Optical Screening Tool) och DyeLIF (Dye-Enhanced Laser Induced Fluorescence System). Den grundläggande principen för de olika varianterna är den samma, skillnaderna består främst i att vissa av instrumenten är optimerade för olika föroreningar och har olika typer av kringutrustning till LIF-instrumentet, som exempelvis vilken typ av borrhög eller lastbil som instrumenten är monterade på.

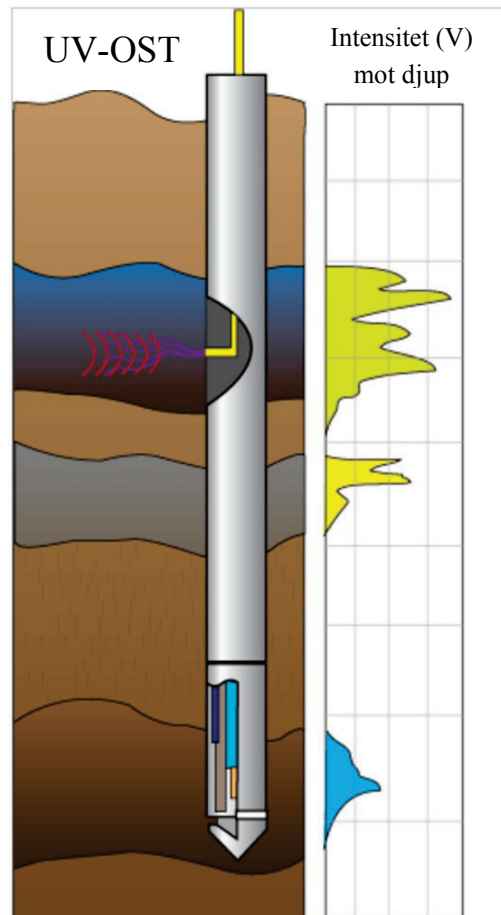
Till exempel kan UV LED detektera monoaromater, TarGOST är specifikt utvecklad för att påvisa stenkolkstjära och kreosot och med DyeLIF introduceras en hydrofob färglösning vilket medför att klorerade alifater kan påvisas. Det är viktigt för användaren att välja det instrument som passar bäst för den föroreningssammansättning som råder i det avsedda området.

Nedan följer en närmare beskrivning av UV-OST som ett exempel på LIF. Principen för övriga LIF-tekniker är densamma.

6.9.1 Tekniska principer

UV-OST-systemet är speciellt utformat för att detektera lätta till medeltunga bränslen och oljor med ett innehåll av PAH:er med två till fyra ringar. UV-OST fungerar enligt principen att omättade föreningar, främst fleromättade alifater och polycykliska aromatiska kolväten (PAH), i mark och grundvatten fluorescerar vid bestrålning av UV-ljus. Genom ett safirfönster på sidan av trycksonden mäts fluorescensen från föroreningar i marken medan sonden drivs ned. Sonden sänder ut UV-ljus med hjälp av en laser. Ljuset transporteras via en optisk fiberkabel från markytan. Den återemitterade fluorescensen transporteras sedan tillbaka via en optisk fiberkabel till en sensor ovan jord. Systemet fungerar både över och under grundvattenytan.

Instrumentet är monterat på en sond som framför allt drivs ned genom markprofilen med en borrhög, men utrustningen är robust och kan vid behov slås ned. Registrering av jordartsförhållanden genom exempelvis spetstrycksondering (CPT) kan genomföras parallellt med screening av kolväten med UV-OST, se Figur 17.



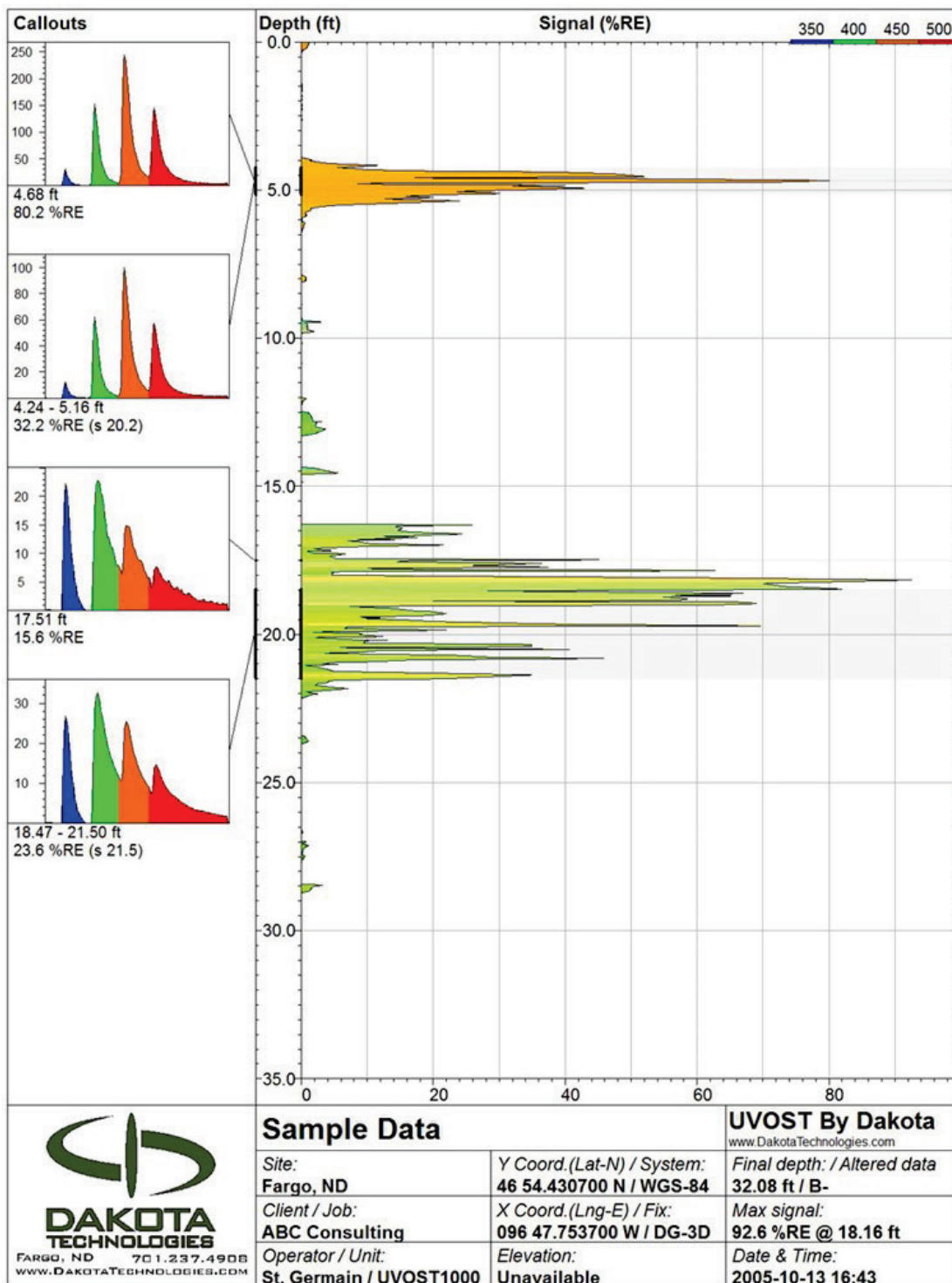
Figur 17. Princip för UV-OST med en CPT-spets. Intensiteten av två olika föroreningar, gul respektive blå, mot djupet anges i figuren. Bilden är hämtad från Gregg Drilling & Testing, Inc.

6.9.2 Tillämpning

Likt FFD-sonden är UV-OST lämplig att använda vid undersökningar där fleromättade alifater och aromater eller andra organiska föreningar med omättade bindningar ska undersökas. Föroreningar av bensin, diesel, motorolja, skärvätskor, hydraulolja, och brännoljor är lämpliga att undersökas med UV-OST. Då metoden omgående ger inledande information om geologi och föroreningsmängd, passar metoden som snabb screeningmetod. Metoden kan även användas för att få information om vilken typ av petroleumförorening som dominerar i området.

6.9.3 Utvärdering av resultat

Resultat från mätningarna presenteras i en mjukvara som är framtagen av tillverkaren av UV-OST-instrumentet, Dakota Technologies. Resultaten från mätningarna är kvalitativa till semikvantitativa. Utöver att UV-OST-systemet mäter den totala fluorescensen, mäts även fluorescensen vid fyra olika våglängder (350 nm, 400 nm, 450 nm och 500 nm). För att uppnå separation av de olika våglängderna används fiberoptiska kablar av olika längd för respektive våglängd så att detektorn kan registrera de olika signalerna i tur och ordning. Resultatet av mätningarna av de fyra olika våglängderna ger en karakteristisk fluorescenssignatur för respektive ämnesgrupp vid varje datapunkt, se Figur 18. Petroleumprodukter som bränslen och oljor är dock blandningar vilket ger upphov till överlappande spektra, varför det inte möjligt att identifiera enskilda ämnen in situ med metoden. Däremot är det ofta möjligt att bestämma relativa koncentrationer och typ av produkt, exempelvis bensin eller diesel, vid undersökningarna.



Figur 18. UV-OST-diagram där signal mot djup registrerats. Färgdiagrammen till vänster anger fluorescens i fyra olika våglängdsintervall på olika djup i profilen vilket gör det möjligt att särskilja olika produkter från varandra. Bilden är hämtad från Dakota Technologies.

6.9.4 För- och nackdelar

En fördel med UV-OST jämfört med exempelvis FFD-sonden är en lägre detektionsgräns. Utöver att påvisa på vilket djup föroreningarna föreligger kan UV-OST även särskilja olika ämnen/ämnesgrupper från varandra. Detta är möjligt då förhållandet mellan responsen från fyra våglängder registreras vilket resulterar i en karakteristisk fluorescenssignatur för respektive ämnesgrupp, se Figur 18.

Metoden är relativt snabb. Enligt uppgifter från tillverkaren Dakota Technologies, kan borrhålsloggar från cirka 10–20 borrhål och ett samlat borrhål på cirka 100 - 150 m per dag genomföras med metoden.

En uppfattning om föroreningssituationen i det aktuella området är nödvändig, exempelvis ger UV-OST inte utslag på DNAPL:s (klorerade lösningsmedel, klorfenoler m.fl.), stenkolstjära, kreosot, monoaromater eller sprängämnen. Vid undersökningar under sådana förutsättningar kan någon av de övriga LIF-varianterna vara lämplig, till exempel DyeLIF (DNAPL:s), TarGOST (kreosot) eller UV LED (monoaromater). Ingen av LIF-varianterna är dock utformad för att detektera föroreningar i löst fas.

Nackdelar innefattar att UV-OST ger olika respons beroende på typ av jordart i undersökningsområdet. Vid undersökningar i finpartikulära jordarter som lera och silt ger exempelvis metoden en sämre respons. Fluorescerande mineraler, som exempelvis kalcit, kan ge utslag på mätinstrumentet vid UV-belysning vilket kan resultera i en falsk positiv respons. Dataanalys av mätresultaten kan dock identifiera fluorescens från icke-förorenat material som mineraler, torv eller andra störningar.

6.9.5 Kvalitetskritiska faktorer

Eftersom resultaten från mätningarna är semikvantitativa måste resultaten kalibreras mot laboratorieanalyser på representativa prover från området.

Detektionsgränsen för UV-OST och övriga LIF-varianter kan vara så låg som 10 ppm men vid ofördelaktiga förutsättningar i förhållande till förorenings- och jordart kan detektionsgränsen vara upp mot 1 000 ppm.

6.9.6 Att tänka på vid upphandling

Inför en upphandling av UV-OST-sondering är det viktigt att bl.a. ställa sig följande fråga innan en anbudsförfrågan eller uppdragsspecifikation upprättas:

- Syftar undersökningen enbart till att kartlägga utbredningen av tyngre oljekolväten och/ eller polyaromatiska kolväten eller finns det också anledning att undersöka utbredningen av låg- och medelmolekylära alifater och monoaromater? UV-OST-sonden har en begränsad användbarhet och är i stort sett endast tillämpbar för att kartlägga utbredningen av tyngre högmolekylära alifater och aromater samt polyaromatiska kolväten. Det kan därför finnas anledning att ställa sig frågan om UV-OST-sonden kan behöva kompletteras med t.ex. MIP-sondering för att kartlägga förekomst och utbredning av mer lättflyktiga kolväten i jordlagerföljden.

6.10 ÖVERSIKT

Tabell 3 nedan redovisar en översikt över de i kapitel 6 redovisade analys- och detektionsmetoderna.

Tabell 3. Översikt över de i kapitel 6 redovisade analys- och detektionsmetoderna.

Metod	Analysprincip	Föroreningar	Provberedning	Detektionsgräns
XRF	Fluorescensspektrum efter föregående UV-jonisering.	Metaller	Homogenisering av jordprov i plastpåse.	Ca 5–50 ppm för metaller i jord, men kan vara högre beroende på platsspecifika omständigheter och instrumentets analystid.
Immunoassay	Fluorescensspektrum relaterad till biomarkörer/antikroppar. Kolorimetrisk bestämning.	NVOC och semi-VOC (t.ex. PCB, PAH, dioxiner/furaner, petroleumkolväten). Även kvicksilver och arsenik.	Tillsats av biomarkörer till jord- och vattenprov. Viss uppslamning eller homogenisering av jordprov krävs.	Från ppm, ppb och även ppt i vattenprov beroende på kit och analyserat ämne. Detektionsgräns i jord är högre än i vatten p.g.a. föregående extraktion. Exempel: PCB: <1 ppb (vatten), 0,1–1 ppm (jord). BTEX: 10–500 ppb (vatten), 1–5 ppm (jord).
DSITMS	Masspektrometri	VOC, semi-VOC (t.ex. klorerade alifater, klorerade aromater, icke-klorerade monoaromater)	Provtagning av porgas med kolrör eller annan adsorbent, alternativt uttag av gasprov från headspacefas ovanför jord- eller vattenprov med gastät spruta för efterföljande injicering via septum.	0,5–2 ppb (vatten), 10–20 ppb (jord), 1 ppm (porgas on line), 0,5–1 ppb (porgas/kolrör), per ämne.
Fält GC/GC-MS	Gaskromatografisk separation med eller utan masspektrometrisk bestämning	VOC, semi-VOC (t.ex. klorerade alifater, klorerade aromater, icke-klorerade monoaromater)	Provtagning av porgas med kolrör eller annan adsorbent alternativt uttag av gasprov från head-spacefas ovanför jord eller	Från ppb för kvadrupel och jonfällsmasspektrometer till ppq för magnetsektor-masspektrometer, t.ex. kan en

			vattenprov med gastät spruta för efterföljande injicering via septum.	magnetsektor-masspektrometer detektera dioxiner i ppt-nivå i jord och ppq-nivå i vatten.
Porgas-screening/ VOC-screening	Detektering on-line av VOC i porgas med hjälp av PID, FID, XSD, IR eller ECD	VOC (t.ex. klorerade alifater, klorerade aromater, icke-klorerade monoaromater, enkla alifater)	Ingen upparbetning vid detektering on-line via t.ex. porgassond. Kombinerar metoden med GC eller GC-MS kan provtagning av porgas med kolrör eller annan adsorbent behöva tillämpas.	PID: ppm-nivå, FID: ppm-nivå, XSD: ppb-nivå IR: ppm-nivå, ECD: ppb-nivå. IR-spektrofotometer: ppm-nivå.
MIP-sond	Detektering on-line av VOC och semi-VOC i inert bärargas med hjälp av PID, FID, XSD eller ECD	VOC, semi-VOC (t.ex. klorerade alifater, klorerade aromater, icke-klorerade monoaromater)	Ingen upparbetning vid detektering on-line. Kombinerar metoden med GC-MS kan provtagning av porgas med kolrör eller annan adsorbent behöva tillämpas.	Exempel detektion i luftblandning/bärargas: klorerade lösningsmedel: 0,2–2 ppm med XSD eller ECD. BTEX: 0,2–2 ppm med PID. VOC: 10 ppm med FID.
FFD-sond	Fluorescensspektrum efter föregående UV-jonisering	Alifater, monoaromater och 2-ringade PAH (naftalen, metyl-naftalen)	Ingen upparbetning vid detektering in situ.	Ca 2–20 ppm i grundvatten och ca 50–200 ppm i jord.
LIF-sond	Fluorescensspektrum (laserinducerad fluorescens)	Monoaromater, tjära, kreosot, flerringade PAH (2–4 aromatringer), medel- och högmolekylära alifater och aromater.	Ingen upparbetning vid detektering in situ.	10–1 000 ppm (vid ofördelaktiga förutsättningar i förhållande till förorenings- och jordtyp kan detektionsgränsen vara upp mot 1 000 ppm).

Kapitel 7.

Tillämpning av dynamisk miljöundersökningsmetodik – en översikt

7.1 USA

I USA förekommer namnet Triad för den metodik för dynamiska undersökningar av förorenade områden som till stora delar beskrivs i denna rapport. Metodiken togs fram av det amerikanska Naturvårdsverket, USEPA, i början av 1990-talet. Bakgrunden var att USEPA såg att det fanns behov av mer strömlinjeformade metoder för utvärdering, bedömning och sanering av förorenade områden. Det fanns också behov av snabbare och mer tillförlitliga analysmetoder i fält, liksom av att minska kostnader och att effektivisera undersökningsprocessen för att komma fram till åtgärdsinsatser.

7.1.1 Triad

Namnet Triad syftar till att omfatta de tre ingående huvudmomenten i undersökningsmetodiken: systematisk planering, dynamisk/rörlig provtagningsstrategi och tillämpning av realtidsmätningar. Triad har ingått som metod i ett flertal saneringsprogram, bland annat det statligt finansierade projektet Superfund, vilket drivs av USEPA och som syftar till att åtgärda USA:s mest förorenade platser. I slutet av Bilaga B finns tre exempel på undersökningar genomförda i USA som följt Triad-konceptet. Dessa tre projekt exemplifierar de tre komponenter som utgör en dynamisk undersökningsinsats i enlighet med Triad. I samtliga exempel har en arbetsgrupp formats som ingående planerat undersökningens omfattning och olika intressenters mål. Denna planering utgjorde grunden i den rörliga provtagningsplanen, som justerats och modifierats utifrån resultat i fält samt uppsatta åtgärds mål.

Resultaten i fält erhöles genom att använda realtidsmätningar med fältinstrument eller fältlaboratorier. Med de snabba analys svar som på sätt erhöles kunde undersökningen utföras på kortare tid, vid få undersökningstillfällen och till relativt låga analyskostnader.

7.1.2 Optimering av efterbehandling

I USA arbetar USEPA med att sammanfoga Triad med ett antal andra framtagna arbetssätt för att optimera efterbehandlingsarbetet i ett koncept som benämns ”Cleanup Optimization”. Exempel på ytterligare arbetssätt som ingår i konceptet är RSE (Remediation System Evaluation), vilket innebär att ett oberoende team av experter utvärderar pågående efterbehandlingsprojekt och utfärdar rekommendationer, samt Green Remediation, vilket innebär strategier för att minimera den totala miljöpåverkan vid efterbehandlingsprojekt. Syftet med Cleanup Optimization är att stödja beslutsfattare under kommande projekt inom Superfund, från inledande undersökning till slutrapport (USEPA, 2016c).

7.1.3 High Resolution Site Characterization (HRSC)

En vanligt förekommande benämning på de högupplösta undersökningsmetoder som numer ofta förknippas med dynamiska miljöundersökningar är HRSC, High Resolution Site Characterization. Enligt USEPAs definition innebär HRSC strategier och tekniker som använder mätningar med en tillräcklig skala och provtagningsstäthet för att kunna definiera föroreningsutbredningen, och det fysiska sammanhang föroreningarna befinner sig i, med större säkerhet än konventionell provtagningsmetodik. Med HRSC kan t.ex. tunna skikt som förekommer i jorden och som kan stå för betydande förorenings spridning identifieras, något som ofta missas med mindre högupplösta metoder som konventionellt används. HRSC-metodiken innefattar vanligtvis åtminstone delar av Triad, såsom en dynamisk konceptuell modell liksom en dynamisk provtagningsstrategi. (USEPA, 2016a)

7.2 EUROPA

I flera länder i Europa pågår användandet av högupplösta undersökningsmetoder (HRSC) i kombination med en dynamisk provtagningsplan. I Bilaga B beskrivs bl.a. ett EU-finansierat efterbehandlingsprojekt där flera länder deltog och som

innebar ett samlat angreppssätt, bl a innefattande dynamiska undersökningsmetoder, för att undersöka och sanera stadsmiljöer förorenade med klorerade lösningsmedel.

7.2.1 Realtidsmätningar i Storbritannien

I Storbritannien har engelska Naturvårdsverkets (Environmental Agency) tagit fram en policy för användandet av realtidsmätningar, här även benämnda insitu testing/Rapid Measurement Techniques (RMT), (Environment Agency, 2016). I policyn klargörs att myndigheten stöder användandet av fältdata förutsatt att kompletterande ackrediterade laboratorieanalyser utförs i tillräcklig omfattning och att utföraren kan uppvisa ändamålsenlig kalibrering och kvalitetskontroll. Motivet till policyn är att ”Användningen av in situ testing/RMT i kombination med laboratorieanalyser kan avsevärt förbättra kvaliteten på markundersökningen och kan minska kostnaderna för både markundersökning och sanering. De kan användas för att förbättra precisionen hos konventionell provtagning, förbättra avgränsningen av föroreningars utbredning samt att främja framtagandet av konceptuella modeller.

7.3 SVERIGE

I Sverige har dynamiska provtagningar och realtidsmätningar ännu inte fått lika stort genomslag som i USA och vissa andra europeiska länder. Till viss del kan detta förklaras av Sveriges geologi, som till stor del består av moränjordar som inte alltid lämpar sig för olika typer av sonderingstekniker. En annan orsak kan vara att Sverige inte har haft samma fokus på föroreningar i grundvatten som exempelvis Danmark. I Bilaga B återfinns ett par projektexempel från Sverige där dynamiska miljöundersökningar har utförts.

Kapitel 8

Referenser

- CityChlor. (2012). *CityChlor Pilotonderzoek EnISSA MIP, Spinnerijkaai Kortrijk*.
- Dakota Technologies Inc. (2016). <http://www.dakotatechnologies.com/products/uvost/overview>.
- Engelke, F., Norrman, J., Starzec, P., Andersen, L., & Grøn, C. (2009). *Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas*. Naturvårdsverket rapport 5894 (Hållbar sanering).
- Environment Agency. (2009). *Science report: Framework for the use of rapid measurement techniques (RMT) in the risk management of land contamination*. ISBN 978-1-84432-982-3.
- Environment Agency. (2016). *Chemical Test Data on Contaminated Soils - Qualification Requirements. Position 307_03*.
- Helldén, J. (1991). *Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord. Metodik vid provtagning, analys och utvärdering*. Byggforskningsrådet. Rapport R55:1991.
- ITRC. (2003). *Technical and Regulatory Guidance for the Triad Approach: A New Paradigm for Environmental Project Management*. ITRC.
- Knutsson, G., & Morfelt, C.-O. (2002). *Grundvatten, teori & tillämpning*. Stockholm: AB Svensk Byggtjänst.
- Levin, J.-O. (2000). *Principer och metoder för provtagning och analys av ämnen på listan över hygieniska gränsvärden*. Arbetslivsinstitutet. Rapport nr 2000:23.
- Naturvårdsverket. (2007). *Mottagningskriterier för avfall till deponi. Handbok 2007:1 med allmänna råd till Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (2004:10)*.

- Niras. (2012). *Kungshagen, Nyköping - Översiktlig miljöteknisk markundersökning*. Nyköpings kommun.
- Nordtest. (2015). *Nordtest sampler certification scheme handbook version 2.1*. Taastrup: Nordtest.
- Norrman, J., Back, P.-E., Engelke, F., Segó, L., & Wik, O. (2009). *Provtagningsstrategier för förorenad jord*. Naturvårdsverkets rapport 5932 (Hållbar sanering).
- Norrman, J., Purucker, T., Back, P.-E., Engelke, F., & Stewart, R. (2009). *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord*. Naturvårdsverkets rapport 5932 (Hållbar sanering).
- Ramsey, M. H., & Ellisons, S. L. (2007). *Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches*. Eurachem/EUROLAB/CITAC/Nordtest/AMC.
- Rijkswaterstaat Environment. (2016). *CityChlor Web Site*. <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/projects/citychlor/>.
- SGF. (2013). *Fälthandbok - Undersökningar av förorenade områden. Rapport 2:2013. ISSN: 1103-7237*.
- SGI. (2008). *Bättre markundersökningar. Delprojekt 1 - In situ-metoder för undersökningar av förorenad mark Statens geotekniska institut. ISSN:1100-6692*.
- SGU. (2016). *Information om Hagforstvätten. Web site*. <http://www.sgu.se/samhallsplanering/fororenade-omraden/fororenade-omraden-med-statligt-ansvar/hagforstvatten/>.
- Sweco Environment. (2013). *Hagforstvätten, huvudstudie*.
- U.S Department och Energy. (1998). *Direct Sampling Ion Trap Mass Spectrometry (DSITMS)*.
- US EPA. (2008). *Demonstrations of Method Applicability under a Triad Approach for Site Assessment and Cleanup - Technology Bulletin*. US EPA.
- USEPA. (2002). *Guidance for Quality Assurance Project Plans, EPA QA/G-5*. USEPA.
- USEPA. (2004). *Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations. EPA 542-R-04-017*.
- USEPA. (2006). *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process*. USEPA.

- USEPA. (2016a). *The Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) Web Site*. <https://clu-in.org>.
- USEPA. (2016b). *Triad Resource Center Web Site*. www.triadcentral.org.
- USEPA. (2016c). *United States Environmental Protection Agency Web Site*. <https://www.epa.gov/superfund/cleanup-optimization-superfund-sites>.
Hämtat från <https://www.epa.gov/superfund/cleanup-optimization-superfund-sites>
- Winnberg, U. (den 18 10 2017). Sveriges geologiska undersökning (SGU).

Bilaga A.

Ordlista

Ord	Beskrivning
analysosäkerhet	den genomsnittliga parvisa avvikelsen mellan värdet för en viss egenskap i prov och erhållna analysresultat
analysprov	den provmängd som faktiskt analyseras, på laboratoriet eller med fältinstrumentet
beslut	ett påstående (eller en frågeställning) som ofta är tänkt att besvaras med ett ”ja”. Exempel: Se projektbeslut
beslutsskala	se skala
beslutsenhet	det material ett enskilt beslut avser, d.v.s. en enskild enhet i beslutsskalan
beslutsgräns	ett värde som används i ett beslutskriterium för att avgöra när ett beslut ska fattas. Exempel: platsspecifikt riktvärde
beslutskriterier	de förutsättningar som ska vara uppfyllda för att ett visst beslut ska kunna fattas. Exempel: ”Minst ett av medelanalysresultaten för aktuell jordvolym överskrider motsvarande platsspecifika riktvärde”
beslutslogik	de olika besluten, som ska fattas/uppfyllas under projektets gång, med sina kriterier och moment samt hur de hänger ihop logiskt (i vilken ordning de ska göras och vilka som kan utföras parallellt)
beslutsosäkerhet	ett mått på hur osäkert ett beslut är
beslutsplan	ett dokument som beskriver beslutslogiken
beslutsträd	visualisering av beslutslogiken i en trädstruktur
biomarkör	antikroppar med specifika bindningsegenskaper för ett ämne, försedda med en markör.
detaljerat projektmål	detaljerat av projektmål, ofta rent undersöknings- eller utvärderingstekniskt. Ett projektmål kan behöva delas upp i flera detaljerade projektmål. Exempel: ”Uppskatta förekomsten av

	enskilda jordvolym i skalan 10*10*0,2m ³ som har medelhalt för arsenik eller bly, uttryckt som ensidig 95 procentig övre konfidensgräns, överstigande det hälsobaserade riktvärdet”
detaljerat projektbeslut	ett beslut som ska uppfyllas för att ett detaljerat projektmål ska vara nått
finit differensmodell	ett system av nodpunkter läggs ut i ett rutnät som bildar celler över det aktuella området, vid framtagande av en tvådimensionell modell
fluorescens	återemission av fotoner från ett grundämne som har absorberat ljus eller annan elektromagnetisk strålning
fältduplikat	två prover som tas så de ska representera samma provtagningsenhet. Exempel: två prover tagna på var sida om en borrhuv
headspacefas	den luft som ligger ovanpå ett uttaget prov i ett provkär
masspektrum	en graf över mängden av varje jonvikt efter att en molekyl joniserats och delats upp i mindre fragment
moment	ett definierat och avgränsat arbete som utförs för att kunna fatta ett beslut. Exempel: ”Stegvist förtätad provtagning och analys till dess att (1) det 95-procentiga konfidensintervallet för medelhalten inom respektive delområde inte inkluderar riktvärdet eller (2) konfidensbredden understiger halva riktvärdet.”
mätosäkerhet	den genomsnittliga avvikelsen mellan analysresultat för en viss egenskap i prov och det i den volym proven är avsett att representera. Osäkerheten avser således både provtagning och analys
nyckelbeslut	viktigt beslut med stor påverkan på det fortsatta arbetet. Exempel: ”Föroreningsgraden för alla beslutsenheter är bedömd”
osäkerhet	mått på genomsnittlig avvikelse från det sanna värdet
PAH	polycykliska aromatiska kolväten
PCB	polyklorerade bifenyler
projektbeslut	ett beslut som ska uppfyllas för att ett projektmål ska vara nått. Exempel: ”Området medför ingen risk för människa eller miljö under aktuell och planerad framtida markanvändning”
projektmål	målet med projektet. Om projektet avslutas med utförandet av en åtgärd kan det vara ett åtgärds mål. Exempel: ”Avgör om området är så förorenat att det finns risk att det behöver åtgärdas”, ”Skapa och kostnadsuppskatta en åtgärdsplan för området som innebär att

	eventuella nu förekommande föroreningar inom området inte medför någon risk för människa och miljö.”
provtagningsenhet	det material ett enskilt prov representerar, d.v.s. en enskild enhet i provtagningsskalan
provtagnings-osäkerhet	den genomsnittliga parvisa avvikelsen mellan värdet för en viss egenskap i prov och det i de volymer proven är avsedda att representera
provtagningsskala	se skala
realtidsmätning	mätning med någon form av direktvisande analysinstrument
riskbedömnings-skala	se skala
semi-kvantitativ analys	ett mätintervall inom vilken som den uppmätta halten ligger i
skala	den generella geometriska form och volym t.ex. enskilda beslut eller riskbedömningar avser eller prover representerar. Exempel: ”Nord-sydligt orienterade räbblock om 10*10*0,5 m ³ i det översta 1,5 m jordlagret inom området”
Triad	ett koncept för dynamiska miljöundersökningar som US EPA, USA:s Naturvårdsverk tagit fram

Bilaga B.

Projektexempel

UTREDNING AV FÖRORENINGSSITUATION VID NEDLAGD KEMTVÄTT, HAGFORS, VÄRMLAND

Hagforstvädden i Hagfors, Värmland, var en tvätteriverksamhet som var i drift mellan åren 1970 och 1993. Man bedömer att det under verksamhetsåren skett spill av omkring 50 ton tvättvätska i form av perkloretylen (PCE).

Hagforstvädden innefattas av förorenade områden med statligt ansvar, och undersökningar har utförts i SGU:s regi.

Efter att tvätten lades ner 1993 gjordes ett antal utredningar för att bedöma föroreningsituationen. Vid de inledande undersökningarna konstaterades att jord och grundvatten var förorenat med PCE. Detta föranledde två åtgärdsinsatser i mark som syftade till att säkra inomhusmiljön i byggnaderna på platsen där bland annat svetsverksamhet pågick. Insatserna, utförda 1996 och 2004, gjordes genom markventilering och termisk avdrivning genom ånginjektion, och resulterade i att ca sju ton PCE avlägsnades ur marken.

Efter dessa åtgärdsinsatser har flertalet undersökningar gjorts för att avgränsa källor och spridningsområdet. Dessa undersökningar har genomförts både genom konventionell jord- och grundvattenprovtagning och genom realtidmätningar med MIP-sondering. Därtill har övervakning av ytvatten i närliggande bäck gjorts, samt seismiska undersökningar för att få en detaljerad bild av jordlager och bergtopografi. (SGU, 2016)

MIP-sonderingarna vid Hagforstvädden genomfördes åren 2010 och 2011 (Sweco Environment, 2013). De detektorer som användes var PID för flyktiga kolväten, FID för tyngre petroleumkolväten och ECD för klorerade lösningsmedel. Provtagningsplanen var dynamisk på så sätt att MIP-loggarna utvärderades kontinuerligt under arbetets gång och styrde var påföljande sonderingar skulle

utföras. Avläsning gjordes varje 1,5 cm, att jämföra med skruvprovtagningen där det generellt uttogs samlingsprover på varje hel meter för analys.

Fördelarna med MIP-sonderingen gentemot den konventionella jordprovtagningen var framförallt att MIP gav analyssvar på enskilda jordlager med täta intervall. Detta var till stor nytta vid avgränsning av föroreningen, då klorerade lösningsmedel kan spridas väldigt oregelbundet beroende på bl a jordart och vattenhalt i marken. För att kunna utföra in situ-sanering krävs denna detaljerade kunskap om hur föroreningen breder ut sig, något som den konventionella provtagningen med samlingsprov över en meter ej kunde ge. Tack vare att MIP-sonderingen genererade en stor mängd information kunde en tydlig avgränsning av föroreningen göras kring huvudkällan. En begränsning med MIP-sonderingen var att den gav olika utslag av föroreningshalt beroende på jordart och om mätningen gjordes ovan eller under grundvattenytan, vilket försvårade tolkningen av resultaten.

Den detaljerade informationen som MIP-sonderingen gav jämfört med den konventionella jordprovtagningen utgjorde också en av svårigheterna vid Hagforstvätten. Den stora diskrepansen i informationsmängd gjorde att resultaten blev svåra att korrelera mot varandra och därmed svåra att föra samman till en övergripande bild och konceptuell modell av föroreningssituationen.

I dagsläget (2017) pågår åtgärdsförberedande undersökningar som bl a omfattar jordprovtagning med Sonic-borring (en form av kärnprovtagning) som ger möjlighet till mycket detaljerad kartering. Ett stort antal grundvattenobservationsbrunnar har etablerats.

Ett pilotförsök avseende så kallad Soil mixing har utförts. Detta innebär att förorenad jord blandas upp med bentonitlera och järnpulver som reagerar med föroreningen och bryter ner den. Utmaningen i denna saneringsmetod är att komma åt föroreningar på stora jorddjup (ca 20 m generellt på området) och uppnå bra omblandning av jorden. För att klara detta har en stor maskin avsedd för kalk/cementstabilisering vid större infrastrukturprojekt använts. Ett stort bekymmer med Soil mixing är också att markens stabilitet påverkas negativt, uppföljning av försöket pågår avseende detta (2017).

Ett omfattande spårämnesförsök påbörjades vid årsskiftet 2016/2017 och förväntas pågå till slutet av 2017, i syfte att utreda och detaljavgränsa utläckaget av förorening till Örbäcken från de två identifierade källområdena, inför etablering och dimensionering av skyddsåtgärder som ska minimera/stoppa utläckaget. (Winnberg, 2017)

UTREDNING AV FÖRORENINGSSITUATION VID FD DEPONI, KUNGSHAGENOMRÅDET, NYKÖPING

Nyköpings kommun har en vision om att utveckla området runt hamnen i Nyköping och därigenom stärka stadens identitet som kuststad. Historiskt har det i Kungshagen bedrivits miljöstörande verksamheter som gasverk, hamnverksamhet och annan industri. I området har det också funnits en stor lertäkt som under 1960-talet fyllts, troligen med sprängsten. Stora delar av området har under perioden 1950-1970 använts för deponering av bygg- och rivningsavfall, industriavfall och hushållsavfall.

Syftet med den miljötekniska markundersökningen (Niras, 2012) var att övergripande kartlägga och beskriva föroreningssituationen i jord, grundvatten och porluft inom området, samt att beskriva akuta och långsiktiga risker kopplade både till nuvarande och förväntad framtida markanvändning. Undersökningsarbetena utfördes i huvudsak enligt TRIAD-konceptet som innebär systematisk planering, dynamisk arbetsplan och realtidsmätningar. Den dynamiska arbetsplanen inkluderade ett antal olika undersökningsetapper, där resultaten av den närmast föregående undersökningsetappen fått utgöra grund för utplacering av nya provtagningspunkter i nästkommande undersökningsetapp. Följande undersökningsetapper ingick: inledande porluftsscreening, MIP-sondering, jord- och grundvattenprovtagning, VOC-provtagning av inomhusluft samt geokemisk provtagning och karaktärisering av grundvatten.

Analys- och provtagningsinsatser, som utfördes i realtid eller nära realtid, inkluderade direktmätning av VOC-innehåll i porluft med fotojonisationsdetektor och infrarödspektrofotometer, analys av VOC-prover på porluft (kolrör) med hjälp av masspektrometer i fältlaboratorium,

samt direktmätningar och långtidsregistrering av pH, temperatur, trycknivå och konduktivitet i grundvatten.

Resultat från olika realtidsmätningar kunde kombineras för att ge en ökad förståelse för hur föroreningsituationen i området såg ut. Vid MIP-sonderingarna som genomfördes med PID-, FID- och XSD-detektorer kunde utslagen användas för att tolka utbredningen av olika föroreningar i jordprofilen. Till exempel erhöles i flertalet sonderingspunkter en tydlig respons med FID-detektor men låga utslag med XSD- och PID-detektorerna, vilket tolkades som en förekomst av metangas i haltnivåer överstigande 1000 ppm. Vidare påvisades i några sonderingspunkter relativt tydliga utslag med XSD-detektorn samtidigt som PID-utslagen var låga vilket tolkades om en sannolik förekomst av klorerade etaner (TCA). I en sonderingspunkt gav PID-detektorn ett tydligt utslag, men inte XSD-detektorn, vilket tolkades som förekomst av monoaromater (bensen, toluen, xylen och etylbensen) och att det inte förekom klorerade alifater.

Vid jämförelse mellan resultaten från MIP-sonderingarna och andra analysresultat från undersökningen i Nyköping bedömdes emellertid att en del av slutsatserna från MIP-sonderingarna inte kunde bekräftas. Framst handlade det om tolkningen att klorerade alifater inte uppträder tillsammans med icke-klorerade VOC, vilket masspektrometriska analyser visade att de faktiskt gjorde. Däremot stöddes tolkningarna av metangasförekomster som påvisades av FID-detektorn både av IR-mätningar och gaskromatografiska analyser av porgas som genomfördes i området.

EU-PROJEKTET CITYCHLOR

Mellan åren 2009 och 2013 drevs ett interregionalt projekt, delvis finansierat av EU i dess satsning på regionen nordvästra Europa. Projektet hette CityChlor och utgjordes av ett samarbete mellan Nederländerna, Flandern (Belgien), Frankrike och Tyskland. Syftet med CityChlor var att arbeta fram lösningar för att hantera problem med föroreningar av klorerade lösningsmedel i stadsmiljöer. Ett vanligt problem med just klorerade lösningsmedel är att de ofta medför höga kostnader vid sanering, kostnader som ofta överstiger ansvarig verksamhetsutövares

tillgångar. Dessutom finns ofta en problematik med överlappande föroreningar, där den ansvarige är svår att identifiera. För att komma åt dessa problem fokuserade projektet CityChlor på ett antal aspekter, bland annat tekniska lösningar, föroreningskaraktärisering och saneringsmetoder samt socioekonomiska utmaningar, såsom stadsplanering och kommunikation.

Projektets angreppssätt gavs samlingsnamnet ”Integrated approach”, som i viss mån påminner om det amerikanska Triad och Optimization. Integrated approach innefattar följande aspekter:

- Samlad planering och fokus på större områden
- Karaktärisering av föroreningar med nya tekniker
- Sanering med nya tekniker
- Kommunikation, lagstiftning och finansiering

Samlad och koordinerad planering inför ett undersöknings- och saneringsprojekt innebär att alla intressenter deltar. Denna samlade planering uppmuntras till att ha fokus på större områden, såsom stadsdelar eller hela städer, och inte bara enskilda förorenade fastigheter. Undersökningar med karaktärisering och avgränsning av föroreningar fokuserar på att på ett lämpligt och tidseffektivt sätt uppnå resultat. I stadsmiljöer finns ofta fysiska hinder såsom byggnader och underjordisk infrastruktur som försvårar konventionell undersökning och provtagning. CityChlor undersökte ett flertal metoder genom pilotstudier för att identifiera lämpliga undersökningsmetoder med nya tekniker, se projektexempel från staden Kortrijk i Belgien nedan. Vid sanering fokuserar Integrated approach till stor del på att eliminera riskerna med föroreningen, istället för att nödvändigtvis eliminera hela föroreningen, eftersom detta är nära omöjligt i fallet klorerade lösningsmedel. En viktig del vid sanering är att i mesta möjliga mån undvika sanering genom schaktning, då detta ofta är praktiskt omöjligt i stadsmiljöer. Istället ligger fokus på in situ-saneringar, vilket också ingått i pilotprojekten inom CityChlor. Kommunikation, lagstiftning och finansiering är en förutsättning för alla typer av projekt. I Integrated approach är dessa delar av extra stor vikt då undersökningsfokus flyttas från enskilda förorenade fastigheter till större områden, såsom stadsdelar eller hela städer. (Rijkswaterstaat Environment, 2016)

PILOTSTUDIE I KARAKTÄRISERING OCH AVGRÄNSNING AV KLOREDADE LÖSNINGSMEDEL MED ENISSA MIP, KORTRIJK, BELGIEN

Ett av pilotprojekten inom CityChlor utfördes i staden Kortrijk i Belgien (CityChlor, 2012). På undersökningsplatsen fanns tidigare ett väveri, och klorerade lösningsmedel hade spridit sig från tre olika källområden, till ett djup av 20 meter ner i lera. Syftet med pilotstudien var att med nya tekniker karaktärisera och avgränsa föroreningen direkt i fält. Metoden som tillämpades var EnISSA MIP, där EnISSA står för Enhanced In Situ Soil Analysis, som är en kombination av MIP och GCMS. För att validera metoden togs även jord och grundvattenprover ut på traditionellt vis för analys på laboratorium.

EnISSA MIP-metoden kombinerar klassisk MIP-sondering, med en GCMS-detektor som identifierar enskilda föroreningar i marken. Vid pilotprojektet i Kortrijk visade metoden på detektionsnivåer mellan 10-20 µg/l för individuella föreningar av klorerade alifater.

Projektet visade att resultaten från EnISSA MIP-undersökningarna korrelerade väl med de traditionella laboratorieanalyserna. Med hjälp av EnISSA MIP-metoden kunde en mycket detaljerad konceptuell modell tas fram, som inte bara beskrev föroreningarnas utbredning utan även vilka typer av föroreningar som förekom i specifika jordlager på specifika djup. Detta är ofta en avgörande förutsättning för att lyckas med en situ-sanering, som vanligen är den metod som krävs i stadsmiljöer där byggnader och infrastruktur förhindrar schaktning på stora områden och till stora djup.

SANERING AV DEPONI I GAMMALT DAGBROTT, WICKLOW COUNTY, IRLAND

I Wicklow County på Irland, söder om Dublin, utfördes i mitten av 2000-talet en omfattande undersökning och sanering av tre gamla dagbrott vid en gruvverksamhet. Dagbrotten hade under perioden 1996-2001 olagligt använts som deponier där det dumpats avfall från hushåll och industrier blandat med silt och moränlera. Totalt utgjordes deponierna av en volym om 350 000 m³. Direkt intill ett av dagbrotten hade ett bostadsområde uppförts vilket, i kombination

med att deponierna fick stor offentlig uppmärksamhet, föranledde brådslande utredning och sanering av de gamla dagbrotten. Då projektet skulle utföras under stor tidspress tillämpades realtidsmätningar vid undersökningarna.

Vid framtagandet av en konceptuell modell identifierades pågående spridning till en vattentäkt via ett vattendrag samt spridning till grundvatten som risker med föroreningarna i deponierna. Den största risken kopplad till det närliggande bostadsområdet var deponigas, som bl a kan orsaka explosioner och bränder samt sprida dålig lukt och orsaka illamående. De förväntade föroreningarna innefattade metaller, PAH, PCB, BTEX och mineraloljor.

Vid undersökningarna och saneringen tillämpades realtidsmätningar för organiska föroreningar för att bedöma föroreningsinnehåll och hantering av utgrävda massor. För PAH, PCB och BTEX användes en variant av Immunoassay benämnd RaPID Assay Magnetic Particle Immunoassay och för mineraloljor användes PetroFLAG. För att säkerställa kvalitén på fältanalysmetoderna gjordes inledningsvis en jämförelse mellan fältanalyser med laboratorieanalyser på spikade prover. Resultaten korrelerade väl och fältanalyserna hade detektionsgränser som med god marginal underskred åtgärdsmålen. Vid saneringen utfördes fältanalyserna i ett mobilt laboratorium i anslutning till undersökningsområdet. Av samtliga prover analyserades 20 procent också på laboratorium för att verifiera uppmätta halter i fält och på så vis säkerställa kvalitén kontinuerligt genom hela projektet.

Den främsta vinningen av att använda realtidsmätningar var att analysvar kunde fås på kort tid, vilket var av stor vikt vid just detta projekt då ett bostadsområde redan var etablerat i direkt anslutning till deponierna. Analyskostnaderna minskades också markant tack vare fältanalyserna, jämfört med om samtliga prover skulle analyserats på laboratorium.

I detta fall krävdes ett brett spektrum av fältanalysmetoder eftersom deponin innehöll flera olika typer av föroreningar. En reflektion som gjordes efter projektet i Wicklow var att fältanalyser kan vara ännu mer kostnadseffektiva vid mindre undersökningar och saneringar där färre föroreningar finns och färre analysmetoder och instrument krävs. Det är alltså inte bara vid stora

saneringsprojekt som realtidsmätningar är värda att överväga för att undgå stora analyskostnader, även vid mindre projekt kan den relativa sparade kostnaden vara betydande. (Environment Agency, 2009)

UTREDNING AV METALLFÖREKOMST I MARK MED XRF VID SKJUTBANA, FORT LEWIS, WASHINGTON, USA

Vid en skjutbana för handvapen i Fort Lewis i delstaten Washington genomfördes en dynamisk markundersökning med syfte att avgränsa metallföreningar, främst bly, i skjutvallen och områdena omkring den. Projektet utfördes under ett år, med initial projektplanering i mars 2003 och avslutades med rapport i mars 2004. Inledningsvis formades en arbetsgrupp som tog fram en konceptuell modell över området och dess föroreningsproblematik, baserat på erfarenhet från liknande platser. Det fanns stora osäkerheter kring ifall det existerade så kallade hotspots av föroreningar samt kring den totala mängden förorenade massor som kunde tänkas påträffas. Därför gjordes en provtagningsplan vars syfte var att anpassas allt eftersom fältarbetet fortskred baserat på vad fältanalyserna visade. Fältanalyser genomfördes med ett XRF-instrument. För att kunna använda XRF:en gjordes inledningsvis ett antal laboratorieanalyser, dels för att upptäcka halter av metaller andra än bly, dels för att ge en korrelation med XRF:en så att den kunde användas i fält för att avgränsa föroreningen. Provtagningsplanen utformades som ett rutnät i plan och djupled med utgångspunkt i själva skjutvallen, och prover uttogs som samlingsprover i två djupintervall. Tätheten på provtagningspunkterna avgjordes inledningsvis av kännedom om användning av området, och modifierades allt eftersom fältresultaten samlades in - i vissa fall förtätades provtagningen och i utkanten av området kunde provtagningen glesas ut.

Den främsta fördelen med det dynamiska tillvägagångssättet i denna undersökning var att kostnader hölls nere, dels genom att få undersökningstillfällen behövdes, dels genom att analyskostnaderna blev låga tack vare att XRF:en användes i fält. XRF:en i kombination med en dynamisk provtagningsplan gjorde att en tydlig avgränsning av blyföroreningen kunde göras på relativt kort tid och direkt i fält, istället för att som vid konventionell

undersökning först göra en inledande provtagning för att därefter göra flertalet förtätade och avgränsande provtagningar. (USEPA, 2016b)

SANERING AV BEKÄMPNINGSMEDEL GENOM DYNAMISK UNDERSÖKNING MED IMMUNOASSAY VID WENATCHEE TREE FRUIT RESEARCH AND EXTENSION CENTER SITE, WENATCHEE, WASHINGTON, USA

Wenatchee Tree Fruit Research och Extension Center Site (WTFREC) är ett fd forskningscenter för jordbruk i delstaten Washington. Från 1960-talet till 1980-talet användes en del av området som testplats för pesticider, bl a DDT. I slutet av 1990-talet planerades området att exploateras med bostäder vilket föranledde undersökningar och sanering. Detta arbete utfördes från start som en dynamisk undersökning enligt Triad. En viktig del i inledningsskedet var att samtliga berörda parter ingick i planeringsarbetet och fanns delaktiga i projektteamet. Dessa var representanter från amerikanska Naturvårdsverket USEPA, representant från tillsynsmyndighet, fastighetsägare samt US Army Corps of Engineers (USACE), som utförde projektet i samarbete med USEPA och fastighetsägaren. Teamet tog fram en gemensam strategi för vilken kvalitet och vilka åtgärds mål som skulle uppnås. För att kunna bedöma lämpligheten hos immounassay, med tanke på uppsatta åtgärds mål, gjordes inledningsvis ett pilottest där immounassay-analyser av pesticider jämfördes med pesticidanalyser i laboratorier. I planeringsskedet togs en rapport fram som presenterade pilottestet och som kunde godkännas av tillsynsmyndigheten i förhand. Vidare tog USEPA:s representanter fram en konceptuell modell baserad på befintlig information om området samt dess historik. Utifrån modellen gjordes en provtagningsplan med slumpmässig provtagning inom ett rutnät, med syfte att identifiera hotspots av föroreningar och klassa massor inför bortgrävning och hantering. Både provtagning och utgrävning utfördes kontinuerligt, baserat på fältanalyser med immuonassay, till dess att åtgärds målen uppnåtts.

Den främsta fördelen med att använda Triad-konceptet i detta projekt var att alla berörda parter var involverade i planeringen redan från början. På så vis kunde alla följa samma strategi vid beslutsfattande. Missförstånd och meningsskiljaktigheter undveks i mesta möjliga mån och orsakade således inga

förseningar eller medföljande kostnader. Tack vare fältanalyserna och den dynamiska provtagningsplanen minskade kostnaderna drastiskt, dels i form av uteblivna dyra laboratorieanalyser, dels i form av att mindre mängder massor behövde hanteras, vilket i sin tur minskade behovet av återfyllnadsmassor efter sanering. (USEPA, 2016b)

UTREDNING MED GC OCH IMMUNOASSAY AV FÖREKOMST AV PESTICIDER I MARK SAMT SANERING I BOSTADSOMRÅDE, PALO ALTO, KALIFORNIEN, USA

Vid ett utvecklingsprojekt i ett tidigare icke-prioriterat bostadsområde i Palo Alto hade kända och misstänkta föroreningar av pesticider i mark lett till att projektet förhalades och fördyrades. För att nå snabbare resultat och åtgärdsinsatser kopplades i början av 2000-talet USACE in för att genomföra undersökning och sanering med ett dynamiskt tillvägagångssätt. Ett arbetsteam skapades med representanter från alla intressenter, från tillsynsmän till byggherrar. Teamet fokuserade på att identifiera alla intressenters enskilda mål och på att nå konsensus i frågor som åtgärds mål och konceptuell modell. Utifrån detta togs en provtagningsplan fram vars primära syfte var att samla in all nödvändig information vid endast ett undersökningstillfälle. Detta innebar en veckas provtagning med analyser utförda i fält. De analysmetoder som användes för att detektera pesticider, bl a DDT och endrin, var gaskromatografi (GC) och immunoassay. I efterhand utfördes ett antal laboratorieanalyser för att säkerställa att åtgärds målen uppnåts.

Det dynamiska undersökningssättet och den gedigna planeringen som tillämpades gjorde att hela projektet, inklusive sanering, kunde utföras till lägre kostnader och på kortare tid, vilket medförde att utvecklingsprojektet inte behövde innebära betydande högre kostnader för bostäderna i området. (USEPA, 2016b)

SGF Rapport/Report

- 1:93 Rekommenderad standard för CPT-sondering.
- 1:93E Recommended Standard for Cone Penetration Tests.
- 2:93 Rekommenderad standard för vingförsök i fält.
- 2:93E Recommended Standard for Field Vane Shear Test.
- 1:95 Rekommenderad standard för dilatometerförsök.
- 1:95E Recommended Standard for Dilatometer Tests.
- 2:95 Några pionjärprofiler i svensk geoteknik. SJ Geotekniska Kommission 1914–1922.
- 3:95 Proceedings of the International Symposium on Cone Penetration Testing, CPT'95.
- 4:95 Kalk- och kalkcementpelare. Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 4:95E Lime and Lime Cement Columns. Guide for Project Planning, Construction and Inspection.
- 1:96 Geoteknisk Fälthandbok. Allmänna råd och metodbeskrivningar.
- 1:99 Tätskikt i mark. Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer.
- 2:99 Metodbeskrivning för Jord-bergsondering.
- 3:99 Metodbeskrivning för Viktsondering.
- 1:2000 Geotekniken i Sverige 1920–1945.
- 2:2000 Kalk- och kalkcementpelare. Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 1:2001 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar (ersätts av 1:2004).
- 1:2003 Att bygga med avfall. Miljörättsliga möjligheter och begränsningar för återvinning av avfall i anläggningsändamål
- 1:2004 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar.
- 2:2004 Armerad jord och fyllning – Nordisk vägledning.
- 3:2004 NGM 2004 – XIV Nordic Geotechnical Meeting. May 19th – 21th 2004.
- 1:2006 Metodbeskrivning för Jb-totalsondering
- 2:2006 Metodbeskrivning för installation av inklinometerrör
- 1:2008 Användning av restprodukter inom EU
- 1:2009 Metodbeskrivning för provtagare med standardkolvprovtagare. - Ostörd provtagning i fikornig jord
- 2:2009 Åtgärds mål vid in-situsanering. Formulering och kontroll av åtgärds mål.
- 1:2010 Förorenade byggnader. Provtagning och riskbedömning.
- 1:2011 Stimulerad reduktiv deklorerings. En praktisk handledning
- 2:2011 Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten – Att tänka på inför provtagning och upphandling
- 3:2011 Hantering och analys av prover från förorenade områden - Osäkerheter och felkällor
- 1:2012 EYGEC 2012 - Setting the scene for future European geotechnical research
- 2:2012 Triaxialförsök – en vägledning
- 3:2012 SGF:s dataformat
- 4:2012 Metodbeskrivning för jord- bergsondering
- 1:2013 Fälthandbok – Geoteknik
- 2:2013 Fälthandbok – undersökningar av förorenade områden
- 1:2014 Hantering av geotekniska risker i projekt – krav. Metodbeskrivning
- 2:2014 Riskidentifiering - Metoder för att hitta hot och möjligheter. Metodbeskrivning
- 1:2015 Förbättrad utvärdering av resultat från jord-bergsondering/MWD
- 1:2016 Jordarters indelning och benämning
- 1:2017 Metodik för bestämning av skjuvhållfasthet i lera
- 2:2017 Fältgeoteknik Mät- och ersättningsregler

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) bildades 1950 och består av drygt 1500 enskilda medlemmar. Dessutom ingår ca 30 korporativa medlemmar i form av institutioner, högskolor, myndigheter, konsult och entreprenadföretag samt tillverkare inom området.

SGF har till ändamål att främja utvecklingen inom geoteknik med grundläggning, ingenjörsgologi, grundvatten och miljöteknik i ett nationellt och internationellt perspektiv.

Föreningen företräder i Sverige de internationella föreningarna, the International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE) och International Association of Engineering Geology (IAEG).

I SGF:s Rapport- och Notatserie utges föreningens metodbeskrivningar, monografier och dokumentation från konferenser, temadagar m.m.



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

c/o Ernax design, 430 33 Fjärås Tel: 070-813 77 73
Internet: www.sgf.net E-post: info@sgf.net