STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

Fältreplikat och provtagningsteori

Representativ provtagning av förorenad jord

Pär-Erik Back, Jenny Norrman, Thereze Ladekrans, Patrik von Heijne

Uppdragsgivare: Statens geotekniska institut

februari 2024

Uppdragsledare:	Pär-Erik Back
Granskare:	Jenny Norrman och Patrik von Heijne
Handläggare:	Thereze Ladekrans
Diarienr:	dnr 1.1-2202-0185
Uppdragsnr:	10310
Totalt antal sidor	73

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Back P.E., Norrman J., Ladekrans T. & von Heijne P., 2024. Fältreplikat och provtagningsteori, Representativ provtagning av förorenad jord, dnr 1.1-2202-0185 Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Foto på omslag: Adobe Stock

Förord

Vid alla förorenade områden på land utförs någon typ av jordprovtagning. Grunderna för en korrekt och representativ provtagning är trots detta relativt okända i branschen. Det är först under det senaste decenniet som provtagningsteorin för partikulära material har börjat uppmärksammas på allvar vid provtagning av förorenad jord. Mycket litet finns dock publicerat på svenska om denna teori. Detsamma gäller hur kontrollprovtagning i fält bör utföras för att kontrollera hur väl en provtagning fungerat, vilket är ett viktigt moment vid kvalitetskontroll och vid så kallad certifierad provtagning. Ökad kunskap om provtagningens grunder och rätt kontrollprover bör leda till säkrare dataunderlag och därmed bättre riskbedömningar och mer underbyggda beslut om åtgärder. Vår förhoppning är att denna rapport ska bidra till detta.

Rapporten är ett resultat av ett samarbete mellan SGI (Pär-Erik Back och Thereze Ladekrans), Chalmers tekniska högskola (Jenny Norrman) och Trafikverket (Patrik von Heijne). Illustrationerna i rapporten har tagits fram av Thereze Ladekrans.

Pär-Erik Back

Uppdragsledare

Jenny Norrman och Patrik von Heijne

Granskare

Innehållsförteckning

Sammanfattning 8
Ordlista 9
1 Inledning 14
1.1 Problembeskrivning 14
1.2 Syfte och mål 15
1.3 Avgränsning 15
1.4 Läsanvisning 16
2 Grundläggande provtagningsteori 17
2.1 Befintlig litteratur 17
2.2 Vad syftar provtagningen till? 17
2.3 Vad innebär karakterisering? 18
2.4 Vilken volym ska karakteriseras? 18
2.5 Vilken volym ska proverna representera? 20
2.5.1 Provets representativa volym 20
2.5.2 Fall A – Provet ska representera hela karakteriseringsvolymen 21
2.5.3 Fall B – Provet ska representera en mindre volym 22
2.6 Vilken dimension har provtagningen? 24
2.6.1 Vad menas med provtagningsdimension? 24
2.6.2 3-dimensionell provtagning 24
2.6.3 2-dimensionell provtagning 25
2.6.4 1-dimensionell provtagning längs en linje 27
2.6.5 1-dimensionell provtagning från transportband 28
2.6.6 0-dimensionell provtagning 29
2.7 Vad är volym-varianseffekten? 29
2.8 Vilka osäkerheter finns vid provtagning? 30
2.8.1 Sju grundläggande felkällor vid provtagning 30
2.8.2 Felkälla 1: Fundamentalfel 32
2.8.3 Felkälla 2: Grupperings- och segregeringsfel 33
2.8.4 Felkälla 3: Storskalig variabilitet 34
2.8.5 Felkälla 4: Tidsmässig variabilitet 34

2.8.6 Felkälla 5: Avgränsningsfel 34
2.8.7 Felkälla 6: Uttagsfel 35
2.8.8 Felkälla 7: Hanteringsfel 36
2.8.9 Var i provtagningskedjan uppkommer felen? 36
2.9 Hur ska representativa prover tas? 37
3 Kontrollprover och replikat 40
3.1 Vad är ett kontrollprov? 40
3.2 Vad är ett replikatprov? 40
3.3 Vad ska replikatproverna kontrollera? 41
3.4 Vilka krav ska replikatprover uppfylla? 41
3.5 Hur tas korrekta fältreplikat? 42
3.5.1 Viktiga principer 42
3.5.2 Kontroll av provtagning i provpunkt 43
3.5.3 Kontroll av provtagning i provgrop 46
3.5.4 Kontroll av halt i schaktruta 47
3.5.5 Kontroll av halt i jordhög 48
3.5.6 Kontroll av halt i egenskapsområde 48
3.6 Specialfall 48
3.6.1 Vad är ett falskt replikat? 48
3.6.2 Kontroll av utsättningens påverkan 49
3.6.3 Kontroll av lokal variabilitet med närprover 49
3.6.4 Dubbelprover 49
3.6.5 Replikat från schaktväggar i provgrop 50
3.6.6 Replikat från redan provtagna provgropar 50
3.6.7 Uttag av replikatprov på laboratorium 52
4 Beräkning av osäkerheter 53
4.1 Mätosäkerhet 53
4.1.1 Vad ingår i mätosäkerheten? 53
4.1.2 Osäkerhet vid skattning av medelhalt 53
4.1.3 Osäkerhet i en provtagningsstrategi 55
4.1.4 Absolut och relativ osäkerhet 55
4.1.5 Standardosäkerhet och utvidgad osäkerhet 55

4.1.6 Metoder för beräkning av mätosäkerhet 56
4.2 Metod 1 – Replikat av samlingsprover 56
4.2.1 Beskrivning 56
4.2.2 Exempel – Replikat av samlingsprover 58
4.3 Metod 2 – Flera enskilda prover 59
4.3.1 Beskrivning 59
4.3.2 Exempel – Flera enskilda prover 60
4.4 Metod 3 – Replikat från en grupp karakteriseringsvolymer 62
4.4.1 Beskrivning 62
4.4.2 Exempel – *Relative Range Statistics* 64
4.5 Diskussion 65
5 Värdering av osäkerheter 66
5.1 När är osäkerheten acceptabel? 66
5.1.1 Osäkerhet vid enstaka mätning – CV och RSD 66
5.1.2 Osäkerhet vid upprepad mätning – RSEM 68
5.1.3 Beslutsanalys 68
5.2 Vad gör jag om osäkerheten är oacceptabel? 69
Referenser 70

Sammanfattning

Hur provtagningar av jord vid förorenade områden planeras, utförs och kontrolleras varierar mellan olika projekt. Orsaken är dels att provtagningsteorin för partikulära material är relativt okänd och komplicerad, dels att det saknas svensk litteratur som tydligt beskriver resonemangen som ligger till grund för korrekt replikatprovtagning i fält. Konsekvensen har blivit att olika organisationer och personer gör olika tolkningar av vad som är lämpligt, vilket i sin tur leder till resultat som kan vara svårtolkade.

Denna rapport har två olika syften: (1) att förklara grunderna i provtagningsteorin, så att denna teori har bättre förutsättning att beaktas i verkliga projekt, och (2) att beskriva hur replikatprover bör tas i fält, med utgångspunkt i provtagningsteorin. Målet är att det ska leda till provtagningar av högre kvalitet samt en bättre kontroll av utförda provtagningar än idag. Rapportens målgrupp är personer som har ett särskilt intresse för provtagningsfrågor och som planerar provtagningar av förorenad jord eller granskar provtagningsplaner och genomförda provtagningar.

Rapporten är inriktad mot provtagning som syftar till att karakterisera en viss jordvolym, så att beskrivande statistik kan beräknas och osäkerheter kvantifieras. Ett av de viktigaste stegen inför karakteriserande provtagning är att definiera den jordvolym som ska undersökas, den så kallade *karakteriseringsvolymen*. Därefter måste även *provets representativa volym* definieras. För att undvika provtagningsfel, eller åtminstone hålla felen på en acceptabel nivå, är det viktigt att känna till vilka felkällor som finns. Rapporten beskriver de sju grundläggande provtagningsfelen enligt provtagningsteorin.

För att undersöka hur väl en provtagning lyckas att representera karakteriseringsvolymen bör replikatprovtagning i fält utföras. Det ger möjlighet att beräkna provtagningens osäkerhet. I rapporten anges vilka krav som fältreplikat ska uppfylla. Här skiljs mellan korrekta replikat och falska replikat. Den senare typen är replikatprover som inte uppfyller de krav som bör ställas.

Tre olika metoder för att beräkna osäkerheten vid en provtagning beskrivs. Den första metoden är lämplig då replikat av samlingsprover har tagits, exempelvis vid ISM-provtagning. Metod 2 kan användas då mätning utförs i flera olika punkter i ett område, till exempel i samband med riskbedömning av ett egenskapsområde. Den tredje metoden kallas *Relative Range Statistics* och är lämplig då ett antal beslutsenheter, exempelvis schaktrutor, ska klassificeras. Detaljerade beräkningsexempel redovisas för alla tre metoderna.

Efter det att osäkerheten beräknats måste en bedömning göras om osäkerheten är acceptabel eller inte. Det kan göras på flera olika sätt, bland annat med hjälp av tumregler, grafer eller en enkel form av beslutsanalys. Om osäkerheten är oacceptabelt stor finns det tre olika vägar att gå. Ett sätt är att försöka få ut maximal information från befintlig datamängd och ett andra sätt är att revidera provtagningsplanen och utföra kompletterande provtagning. Endast i undantagsfall bör den tredje vägen väljas, det vill säga att sänka kraven på provtagning och analys. Om så ändå sker måste det motiveras tydligt och konsekvenserna värderas.

Ordlista

Här förklaras ett antal begrepp som är centrala för rapporten. För ytterligare ordlistor hänvisas till SGF (2013; 2019; 2021a) och SGI (2024). Notera att definitionerna av de olika begreppen varierar något mellan olika publikationer.

Vissa begrepp skiljer sig åt mellan statistisk litteratur och skrifter om mätvärdes-behandling, vilket påpekas i rapporten. Terminologin för mätvärdesbehandling beskrivs bland annat av Lindskog (1997), Persson (odaterad), Magnusson et al. (2017) och Ramsey et al. (2019).

Analysprov – Den provmängd av det tagna provet som genomgår en specifik analys. På laboratoriet utgör analysprovet oftast en delmängd av *laboratorieprovet*.

Beslutsenhet – Den jordvolym som ska klassificeras, det vill säga den jordvolym som kräver något typ av beslut. Begreppet ansluter till internationell litteratur (eng. *decision unit*). Schaktrutor, jordhögar och lastbilsflak med jord är exempel på jordvolymer som är vanligt förekommande beslutsenheter. Beslutsenheter kan också vara större eller mindre jordvolymer än dessa exempel.

Delprov – ISO (2020) definierar delprov (eng. *subsample*) som en utvald del av ett prov. Tidigare har det funnits andra definitioner men dessa har utgått. Enligt den nu gällande definitionen skapas ett *samlingsprov* inte av delprover utan av *enskilda prover* eller *inkrement* som slås samman till ett samlingsprov.

Dubbelprov – Två prover som tagits med syftet att representera samma system. I denna rapport görs en skillnad mellan dubbelprov och *replikatprov*. Korrekta replikatprover kräver att replikaten tas oberoende av varandra genom upprepning av hela provtagningsproceduren. Dubbelprover kan däremot skapas även på andra sätt, exempelvis genom delning av ett prov.

Egenskapsområde – Ett fysiskt område (delområde) inom vilket föroreningen har genererats genom samma typ av förorenande process och som uppvisar relativt homogena egenskaper med avseende på exempelvis geologi och föroreningssituation (Norrman et al., 2009b). I ett sådant fall är det rimligt att anta att data från egenskapsområdet tillhör samma statistiska population (förutsatt att data har samlats in på likvärdigt sätt).

Enskilt prov – Ett prov som i sig själv representerar en jordvolym och som kan användas som laboratorieprov. Ett enskilt prov består normalt av jord som tagits ut som en enhet.

Falskt replikat – I denna rapport avses ett prov som kan tyckas vara ett *replikat*, men som inte uppfyller de krav som kan ställas på ett replikat (kallas ibland pseudoreplikat). Exempel på falska replikatprover är *närprover* och vissa *dubbelprover*, se avsnitt 3.6.1 och efterföljande avsnitt.

Fel – Avvikelsen från det sanna värdet (Persson, odaterad).

Fältreplikat – Ett *replikat* som tas i fält, alltså inte på laboratorium.

Inkrement – Liten jordvolym som tas med en provtagare, i ett provuttag, och som tillsammans med andra inkrement enbart används för att skapa ett prov. Notera att ett inkrement inte är ett prov utan en liten jordvolym som tillsammans med andra inkrement bildar ett prov. Inkrementen ska tillsammans representera en definierad jordvolym, exempelvis en *provgrop*, en *beslutsenhet* eller ett helt *egenskapsområde*.

Inkrementellt samlingsprov – Ett *samlingsprov* skapat av inkrement från en jordvolym som provet ska representera, till exempel en *provgrop*, en *beslutsenhet* eller ett helt *egenskapsområde*.

ISM – En akronym för *Incremental Sampling Methodology* (ITRC, 2012; 2020). Metoden innebär att ett stort antal inkrement tas från karakteriseringsvolymen med god yttäckning, för att skapa ett representativt prov. Provtagningen upprepas minst tre gånger för att skapa replikat som används för att kvantifiera den totala osäkerheten.

Karakteriseringsvolym – Den volym som ska beskrivas (karakteriseras) på lämpligt sätt, ofta med hjälp av beskrivande statistik (medelvärde, standardavvikelse med mera). Exempel på karakteriseringsvolymer är schaktrutor, jordhögar och lastbilsflak med jord. Karakteriseringsvolymen kan även vara större, såsom jordvolymen hos ett egenskapsområde. I provtagningsteorin (Pitard, 1993) benämns karakteriseringsvolymen med det engelska begreppet *lot*.

Konfidens – Ett statistiskt begrepp med betydelsen övertygelse. Konfidensgraden är alltså inte en sannolikhet utan den grad av övertygelse som datamängden ger.

Konfidensgräns – Gränsen, övre eller undre, för ett *konfidensintervall*.

Konfidensintervall – Ett statistiskt intervall som med en viss *konfidens* täcker in det verkliga värdet, exempelvis medelhalten i en jordvolym.

Kontrollprov – Ett prov som tas för att bedöma en osäkerhet eller ett fel, kvalitativt eller kvantitativt. Exempel på kontrollprover är fältreplikat, dubbelprov och blankprov. Denna rapport begränsas till att beskriva kontrollprover av typen *fältreplikat*.

Korrekt replikat – I denna rapport avses ett *replikat* som uppfyller villkoren för ett replikat enligt avsnitt 3.4.

Laboratorieprov – Prov som skickas till laboratoriet för undersökning och analys. På laboratoriet görs ofta ett provuttag från laboratorieprovet.

Medelhalt – I rapporten avser medelhalt den verkliga halten i en viss jordvolym, till skillnad från *medelvärdet* som beräknas från data.

Medelvärde – Ett statistiskt värde som beräknas med hjälp av data och som ofta används för att skatta medelhalten i den undersökta populationen.

Mätning – I denna rapport omfattar en mätning alla de moment som leder fram till en haltbestämning. Det innebär att alla moment från provtagning till laboratorieanalys ingår i begreppet mätning.

Mätosäkerhet – I denna rapport avser mätosäkerheten den sammanlagda osäkerheten för de moment som ingår i mätmetoden, se *mätning* ovan. Persson (odaterad) beskriver mätosäkerhet som ”oskärpa i mätresultatet”.

Närprov – Prover som tas nära varandra för att bedöma lokal variabilitet, ofta inom en radie av 0,5-1 m (SGF, 2013).

Ordinarie prov – Det första provet som tas för att representera en jordvolym. Om ytterligare prover tas för att representera samma volym (*replikat*) anses i denna rapport även det ordinarie provet ingå i gruppen med replikat. Eftersom alla replikaten ska vara likvärdiga finns det inget prov i gruppen som är mer korrekt än något annat.

Osäkerhet – Ett övergripande begrepp som omfattar både graden av exakthet (*accuracy*) och noggrannhet (*precision*).

Provgrop – En grop i marken som grävts för att utföra provtagning. Provet från en provgrop ska normalt representera provgropens jordvolym.

Provtagningsskala – Den skala som provuttaget motsvarar. Ett synonymt begrepp till provtagningsskala är provets *representativa volym*. På engelska används ibland uttrycket *Sample support*.

Pseudoreplikat – Se *falskt replikat*.

Relativ standardavvikelse – Se *Relative Standard Deviation.*

Relativ standardosäkerhet – Den relativa standardiserade osäkerheten vid skattning av medelhalten, ofta uttryckt i procent. Den motsvarar en konfidensgrad på ca 68 % (sannolikhetsmassan runt medelvärdet ± en standardavvikelse i en normalfördelning). Se *standardosäkerhet*.

Relative Range Statistics – En statistisk metod för att med ett antal mätningar eller analyser skatta mät- eller analysmetodens relativa standardavvikelse. Angreppssättet kräver minst åtta mätningar eller analyser som vardera upprepas en gång, men helst fler för säkrare skattning. Metoden förutsätter att de relativa mätfelen är normalfördelade och att den relativa standardavvikelsen är konstant inom mätintervallet.

Relative Standard Deviation – Ett engelskspråkigt begrepp för *relativ standardavvikelse*, förkortat *RSD*. En synonym är *Coefficient of Variation*, *CV* (se *variationskoefficient*). Både RSD och CV uttrycks ofta i procent. I rapporten används i huvudsak CV och i något fall RSD. I SGF (2019) används beteckningen RSA.

Relative Standard Error of the Mean – Det relativa standardfelet i skattad medelhalt. Denna osäkerhet benämns i rapporten som *relativ standardosäkerhet*, betecknas som *RSEM* och uttrycks ofta i procent. *RSEM* påverkas av antalet mätningar som görs.

Relativ utvidgad osäkerhet – Den utvidgade osäkerheten, ofta uttryckt i procent. Osäkerheten svarar mot en viss konfidensgrad, vanligen 90 % eller 95 % sannolikhets-massa runt medelvärdet (±1,645 respektive ±1,96 standardavvikelser i en normal-fördelning). Se *utvidgad osäkerhet*.

Replikat – Prov som tas separat och oberoende av ett annat prov för att representera den önskade jordvolymen (*karakteriseringsvolymen*), vid samma tillfälle och enligt samma procedur som det första provet. Om exempelvis tre replikatprover tas kallas det första av proverna ibland för *ordinarie prov*.

Representativ halt – En uppmätt eller beräknad halt som ska representera en viss jordvolym. Vid riskbedömning ska den representativa halten väljas så den bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier utan att risken underskattas (Naturvårdsverket, 2009).

Representativ volym – Den volym som ett inkrement, enskilt prov, samlingsprov eller annat prov representerar eller är tänkt att representera. I provtagningsplanen ska anges vilken volym ett prov är tänkt att representera. Ett olämpligt val av representativ volym leder till stor provtagningsosäkerhet.

RSD – Se *Relative Standard Deviation.*

RSEM – Se *Relative Standard Error of the Mean.*

Samlingsprov – Ett sammansatt prov bestående av flera prover eller inkrement. De flesta prover som tas är någon form av samlingsprover. Ett samlingsprov som skapats från inkrement, för att representera en större jordvolym, kallas i rapporten för *inkrementellt samlingsprov*.

Skruvborrsprov – Ett prov som tas med skruvborr (och efterföljande provtagning från skruvborren) och som ska representera en cylinderformad jordvolym runt skruvborrpunkten.

Standardosäkerhet – Osäkerhet som baseras på en standardavvikelse. Standard-osäkerheten motsvarar en konfidensgrad på ca 68 % (sannolikhetsmassan runt medelvärdet ± en standardavvikelse i en normalfördelning).

Stickprov – Slumpmässigt urval från en population, det vill säga den samling slumpmässigt utvalda prover som tillsammans ska representera den population som ska undersökas.

Täckningsfaktor – En multipel av *standardosäkerheten* (medelfelet) som ger en *utvidgad osäkerhet* (Persson, odaterad). En utvidgad osäkerhet motsvarande ett 95-procentigt konfidensintervall har en täckningsfaktor på 1,96 (normalfördelning).

Utvidgad osäkerhet – Den utvidgade osäkerheten är lika med standardosäkerheten multiplicerat med en *täckningsfaktor*. Den utvidgade osäkerheten anger hur stort fel som rimligen kan förekomma och svarar mot en viss konfidensgrad, ofta 90 % eller 95 % sannolikhetsmassa runt medelvärdet (±1,645 respektive ±1,96 standardavvikelser i en normalfördelning). Antalet standardavvikelser motsvarar täckningsfaktorn.

Variabilitet – Med föroreningens variabilitet avses föroreningshalternas variation. Variabiliteten kan uttryckas kvantitativt. Vanliga mått på variabilitet är *varians*, standardavvikelse och *variationskoefficient* (CV), den senare även kallad *relativ standardavvikelse* (RSD).

Varians – Ett vanligt förekommande mått på *variabilitet*.

Variationskoefficient – Ett svenskt begrepp för *Coefficient of Variation*, förkortat *CV*. En synonym är *Relative Standard Deviation*, *RSD*. Både RSD och CV uttrycks i procent. I rapporten används i huvudsak CV och i något fall även RSD som beteckning för denna variabilitet.

1 Inledning

1.1 Problembeskrivning

När arbetet med förorenade områden inleddes i Sverige var erfarenheten av miljöundersökningar i mark begränsad. Det tidiga miljöarbetet var i stor utsträckning inriktat på provtagning av vatten och i detta medium är föroreningens rumsliga variation i de allra flesta fall betydligt mindre än i jord. Det ledde ofta till en systematisk underskattning av både föroreningens variabilitet i jord och föroreningsmängderna.

Inledningsvis användes samma utrustning och provtagningsteknik som vid geotekniska undersökningar. Det innebar att provuttaget gjordes i form av enskilda prover. Med tiden har kunskapen ökat och därmed även insikten om att några enstaka enskilda jordprover inte säger särskilt mycket om föroreningssituationen på en plats. Det har lett till att samplingsprovtagning blivit vanligt förekommande, som ett sätt att få mer representativa föroreningsdata. Hur provtagningar har lagts upp har dock varierat stort mellan olika projekt. Generellt har det funnits en tendens att underskatta betydelsen av korrekt utförd provtagning och det finns gott om exempel där provtagningen har havererat och gett icke-representativa resultat på grund av att föroreningens små- eller storskaliga variabilitet inte hanterats korrekt. I litteraturen nämns ibland skämtsamt att den bristfälliga provtagningen och provberedningen förvandlar analysinstrumentet till en slumpgenerator.

Ungefär samtidigt som efterbehandlingsarbetet tog sina första steg i Sverige utvecklades teorin för provtagning av partikulära material med fokus på mineralindustrin (Gy, 1982; Pitard, 1993). Arbetet ledde fram till en i stort sett heltäckande teori om hur heterogena partikulära material (som förorenad jord) bör provtas för att minimera systematiska provtagningsfel och slumpmässiga osäkerheter. I början av 2000-talet tillämpades denna teori i några svenska forskningsprojekt (Back, 2003; Gustavsson, 2004; 2007) men det var först under 2010-talet som branschen i stort fick kännedom om teorin, främst genom den amerikanska ISM-metoden[1] (ITRC, 2020) som är en direkt tillämpning av provtagningsteorin på förorenad jord. I ISM-metoden läggs stor vikt vid korrekt och representativ provtagning, både i fält och på laboratorium, och osäkerheten i provtagningen kontrolleras genom oberoende kontrollprover i form av replikat. Provtagningsteorin gäller dock inte enbart vid ISM-provtagning utan är en generell teori som bör tillämpas vid all form av jordprovtagning. Delar av provtagningsteorin har tidigare beskrivits på svenska av SGF (2011; 2019) men en mer detaljerad beskrivning av grunderna och hur teorin kan tillämpas har saknats på svenska språket.

Vikten av att ta lämpliga kontrollprover har varit känd under lång tid i branschen. Kontrollprovernas status har höjts ytterligare under senare år genom att kraven vid provtagning har ökat, mycket på grund av den certifiering av provtagare (SGF, 2021a; Nordtest, 2015) som införts. Flera beställare ställer numera krav på att den personal som utför provtagningen ska vara certifierad. Ett viktigt moment vid certifierad provtagning är att ta lämpliga replikatprover i fält och bedöma provtagningsosäkerheter. Olika typer av kontrollprover, terminologi med mera finns beskrivet i flera svenska publikationer (SGF,

[1] ISM står för *Incremental Sampling Methodology*, se ordlistan.

2011; 2013; 2019; 2021a). Däremot saknas det svensk litteratur som tydligt beskriver resonemangen som ligger till grund för korrekt replikatprovtagning i fält. Konsekvensen har blivit att olika organisationer och personer gör olika tolkningar av vad som är lämpligt. Det leder i sin tur till resultat som kan vara svårtolkade eller inte går att jämföra mellan olika undersökningar. Många gånger är det dessutom oklart vad som egentligen kontrolleras och varför, eftersom det sällan anges.

1.2 Syfte och mål

Denna rapport har två olika syften:

1. Att på ett förhållandevis enkelt sätt förklara grunderna i provtagningsteorin för partikulära material, så att teorin kommer till användning i verkliga projekt.
2. Att beskriva hur replikatprover bör tas, med utgångspunkt i provtagningsteorin.

Målet är att detta ska leda till provtagningar av högre kvalitet samt en bättre kontroll av utförda provtagningar än idag. I förlängningen bör det leda till bättre riskbedömningar och bättre underbyggda efterbehandlingsåtgärder.

- Läsare som vill lära sig mer kommer förhoppningsvis att hitta mycket intressant, även om delar av innehållet kan upplevas som komplicerat vid en första genomläsning.

1.3 Avgränsning

Rapporten beskriver grunderna för provtagning av förorenad jord med utgångspunkt i provtagningsteorin för partikulära material. Beskrivningen är kortfattad och fokus ligger på principerna och inte matematiken som är relativt komplicerad; se Gy (1982) och Pitard (1993).

Grunderna som presenteras gäller för provtagning av jord. Samma grundprinciper gäller i många fall även vid provtagning i andra medier men mindre skillnader kan finnas, bland annat för rörliga medier som porgas och vatten. Sådana medier berörs därför inte. Vid tillämpning av metodiken på sådana medier kan vissa anpassningar behöva göras.

I avsnitt 2.2 diskuteras olika syften med provtagning. Efter denna översiktliga beskrivning behandlar rapporten enbart provtagning som syftar till karakterisering av en jordvolym, det vill säga provtagning för att skatta medelhalt, variabilitet med mera i en bestämd jordvolym. För beskrivning av övriga provtagningssyften hänvisas till SGF:s undersökningsportal (SGF, 2021b).

Rapportens fokus ligger på replikatprovtagning i fält, det vill säga provtagning som innebär att hela provtagningsproceduren i fält upprepas flera gånger. Övriga typer av kontrollprover berörs däremot inte (fältblank, transportblank, spikade prover etc.). Inte heller replikatprovtagning på laboratorium behandlas i rapporten, förutom en kort diskussion i avsnitt 3.6.7, men de principer som beskrivs gäller även vid provtagning på laboratorium. Faktum är att provtagningsteorin ingående beskriver de principer som bör

följas vid provtagning på laboratorium för att undvika fel eller hålla dem på en acceptabel nivå.

I kapitel 4 beskrivs tre olika metoder för att beräkna mätosäkerheter. Metoderna begränsas till slumpmässiga fel, vilket innebär att systematiska fel inte täcks in av rapporten. Råden i rapporten följer provtagningsteorin som säger att provtagningen ska utformas på ett sätt som gör att systematiska fel undviks. I praktiken är det ofta svårt att helt undvika systematiska fel, men det är viktigt att försöka hålla dem på en så låg nivå att beslutet som ska fattas inte riskerar att påverkas.

Rapporten ger inte en fullständig beskrivning av de statistiska begrepp och beräkningsmetoder som behövs vid utvärdering av data från replikatprover. Läsaren kan därför behöva konsultera mer grundläggande källor i statistik.

Osäkerheter vid provtagning har även en koppling till kostnader och effektivitet. Sådana frågor ligger dock utanför det som rapporten behandlar.

1.4 Läsanvisning

Rapporten förmedlar ett synsätt på provtagning som kan vara nytt och ovant för många läsare. Det kan vara svårt att ta till sig dokumentets perspektiv innan man läst igenom all text. Begrepp och perspektiv kommer att klarna allt eftersom under genomläsningen och det som inledningsvis framstår som svårt kan längre fram i texten upplevas som närmast självklart. Risken är att man startar läsningen med ett annat synsätt och därför misstolkar texten. En rekommendation är därför att läsa delar av rapporten flera gånger och däremellan reflektera över det synsätt som förmedlas.

Två av rapportens allra viktigaste avsnitt är avsnitten 2.4 (karakteriseringsvolym) och avsnitt 2.5 (provets representativa volym). Dessa två avsnitt lägger grunden för att kunna utföra en representativ och korrekt provtagning. Läsaren uppmanas att läsa dessa avsnitt extra noggrant och reflektera över vad de redovisade principerna innebär för olika typer av provtagningar. Genom att lära sig grunderna i dessa två avsnitt blir det enklare att ta korrekta replikatprover.

Även andra avsnitt kan vara utmanande eftersom texten innehåller mycket information och begrepp som kan vara nya för läsaren. I ordlistan beskrivs de viktigaste begreppen som används i rapporten. Läsaren uppmanas att konsultera ordlistan löpande under läsningen. Detta är viktigt eftersom det råder en viss begreppsförvirring i branschen när det gäller provtagningsterminologi och betydelsen av vissa begrepp varierar något mellan olika publikationer.

2 Grundläggande provtagningsteori

2.1 Befintlig litteratur

Litteraturen om provtagning av jord är mycket omfattande och det är därför svårt att få en god överblick. Innehållet i enskilda publikationer är ofta av en övergripande karaktär eller specifikt inriktat mot en viss frågeställning. Det är lätt att uppfatta provtagnings-litteraturen som spretig till sitt innehåll. Det finns inte heller särskilt många publikationer som presenterar provtagningens grunder, åtminstone inte på svenska.

Provtagningsteorin för partikulära material, även kallad *Theory of Sampling*, är den enda teorin för provtagning av jord som är allmänt accepterad. Den finns beskriven i flera ganska komplicerade publikationer, exempelvis Gy (1982) och Pitard (1993). Mer lättillgängliga beskrivningar av delar av teorin presenteras även av Mason (1992), Myers (1997), Back (2003) och ITRC (2020). På svenska är urvalet av publikationer mer begränsat, men vissa beskrivningar finns i SGF (2011), SGF (2019) och SGI (2024).

Provtagningsteorin för partikulära material gäller både vid provtagning i fältskalan och i den lilla skalan på laboratorium. Däremot är teorin inte utvecklad för flyktiga ämnen som kan avgå i gasfas vid provtagning. Principerna för att ta representativa prover gäller visserligen även för jord som innehåller flyktiga ämnen men provuttag, provberedning och provhantering kan behöva utföras på annat sätt än vad som anges i provtagnings-teorin.

En annan begränsning i provtagningsteorin för partikulära material är att teorin inte beaktar att föroreningshalter i jord kan förändras över tid på grund av nedbrytning eller kemiska processer. Detta kan dock hanteras genom mindre justeringar av teorin, vilket gjorts i bland annat avsnitt 2.8.5 som täcker in förändrade halter över tid.

2.2 Vad syftar provtagningen till?

Inför all provtagning av förorenad jord bör provtagningens specifika syfte definieras och beskrivas. Följande frågor kan vara till hjälp för att definiera provtagningens syfte:

- VAD är det som finns?
- HUR MYCKET finns det?
- VAR finns det?
- Sker det någon FÖRÄNDRING?

Genom att besvara dessa frågor kan syftet med provtagningen ringas in. Det leder till fyra grundläggande syften som kräver olika provtagningsstrategier:

- Sökning och identifiering
- Avgränsning
- Karakterisering
- Kontroll över tid

Dessa grundläggande syften beskrivs på SGF:s undersökningsportal (SGF, 2021b). Då hjälpfrågorna ovan besvarats leder det ibland till slutsatsen att provtagningen har flera olika syften, särskilt vid översiktliga undersökningar. Det kan hanteras genom att provtagningen delas upp på olika syften, exempelvis genom att koppla prover till olika syften, vilket ska göras redan i planeringsskedet. Datamängderna ska efter provtagningen utvärderas separat för respektive provtagningssyfte. I fortsättningen av rapporten antas att provtagningen syftar till att *karakterisera* en viss jordvolym.

2.3 Vad innebär karakterisering?

Provtagning för karakterisering omfattar provtagning som syftar till beskrivning eller kvantifiering. Detta syfte gäller all provtagning där beskrivande statistik för en önskad jordvolym ska tas fram. Karakteriserande provtagning där flera prover analyseras gör det möjligt att beräkna statistik som medelvärde, standardavvikelse, variationskoefficient, medianvärde, percentiler, konfidensgränser med mera. Även i de fall där endast ett prov tas (samlingsprov) är en sådan provtagning en form av karakterisering.

Beskrivande statistik från karakterisering kan användas som underlag i en risk-bedömning; se exempelvis representativa halter i Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009). Karakteriserande provtagning är även lämplig i många andra sammanhang, bland annat för att kvantifiera föroreningsmängder samt vid klassning av jordmassor före eller i samband med en schaktsanering.

Vid karakterisering ska alltid sannolikhetsbaserad provtagning tillämpas för att skapa ett slumpmässigt urval av prover (ett stickprov). De vanligaste provtagningsmönstren vid sannolikhetsbaserad provtagning är enkel slumpmässiga provtagning, systematisk provtagning, systematisk slumpmässig provtagning och stratifierad slumpmässig provtagning; se SGF (2023). Systematisk eller systematisk slumpmässig provtagning är ofta lämplig vid förorenade områden, för att få en god yttäckning.

2.4 Vilken volym ska karakteriseras?

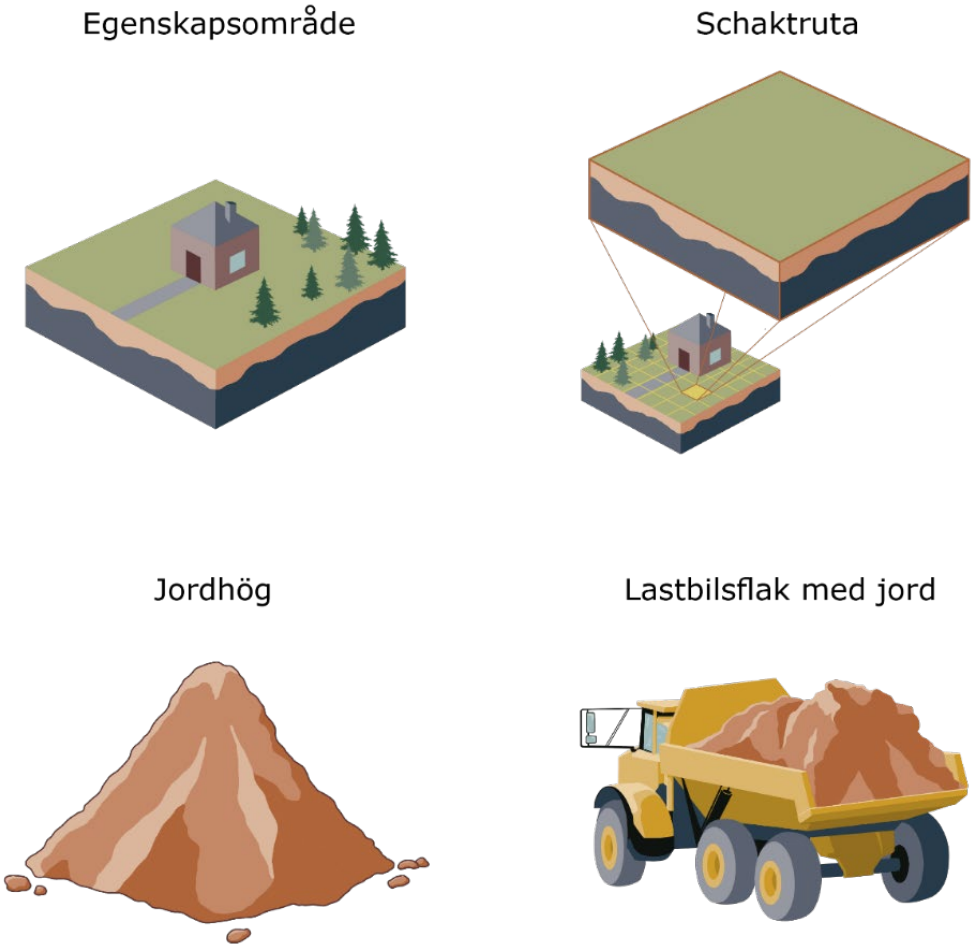
Ett av de viktigaste stegen inför karakteriserande provtagning är att definiera den jordvolym som ska undersökas. Denna volym benämns på olika sätt i provtagnings-litteraturen. I den engelskspråkiga provtagningsteorin (Pitard, 1993) kallas denna volym för *lot*. ITRC (2020) använder däremot begreppet *Decision Unit*. Ytterligare ett engelskt begrepp som förekommer är *Sampling Target* (Nordtest, 2007; Ramsey & Thompson, 2007; Ramsey et al., 2019). I den svenska provtagningslitteraturen för förorenad mark används begrepp som egenskapsområde (Norrman et al., 2009b), delområde (Naturvårdsverket, 2009), beslutsenhet (SGI, 2024), efterbehandlingsvolym (Naturvårdsverket, 1997) men även andra begrepp kan förekomma. I statistiska sammanhang används begreppet population eller målpopulation (*Target Population*) som beteckning på det som ska karakteriseras. Varje begrepp har sitt speciella tillämpnings-område. Eftersom denna rapport täcker in alla ovan nämnda tillämpningar används ett

generellt begrepp, nämligen *karakteriseringsvolym*. I Figur 1 visas några exempel på karakteriseringsvolymer.

Karakteriseringsvolym

Karakteriseringsvolymen är den jordvolym som provtagningen syftar till att beskriva.

Många gånger är det medelhalten av en förorening i den aktuella jordvolymen (karakteriseringsvolymen) som ska bestämmas. Oavsett vilket begrepp som används för karakteriseringsvolymen är det viktigt att volymen definieras på ett tydligt sätt.



Figur 1. Exempel på olika karakteriseringsvolymer vid provtagning av förorenad jord: Egenskapsområde, schaktruta, jordhög och lastbilsflak med jord. De tre sistnämnda är exempel på beslutsenheter.

2.5 Vilken volym ska proverna representera?

2.5.1 Provets representativa volym

I föregående avsnitt diskuterades vikten av att definiera den volym som ska karakteriseras. Den volymen är dock inte nödvändigtvis densamma som den volym som ett prov representerar. Därför måste även provets representativa volym definieras. Den jordvolym som provet representerar kallas på engelska för *Sampling Unit* (ITRC, 2020) eller *Support* (Myers, 1997). I Sverige har SGF (2013; 2019) lanserat begreppet *provtagningsenhet* som är en direktöversättning av det engelska uttrycket *Sampling Unit*. I SGF (2023) används omväxlande begreppen *provtagningsenhet* och *provets representativa volym*. Norrman et al. (2009a) använder *provtagningsskala* som ett övergripande begrepp för samma sak. Ett prov kan då sägas representera till exempel skruvborrskalan eller provgropsskalan.

Oavsett vilket begrepp som används är det viktigt att volymen (eller skalan) definieras på ett tydligt sätt vid tillämpningar. Det är avgörande för att rätt slags fältreplikat ska kunna väljas inför en kontrollprovtagning. I fortsättningen av rapporten kommer begreppet *provets representativa volym* att användas eftersom det tydligt markerar innebörden.

Provets representativa volym

Provets representativa volym är den jordvolym som ett prov är tänkt att representera. Ett synonymt begrepp är *provtagningsskala*.

- **Fall A:** Provet ska representera hela karakteriseringsvolymen.
- **Fall B:** Provet ska representera en volym som är mindre än karakteriseringsvolymen.

Den som utformar provtagningen måste fatta ett beslut om vilken volym ett prov är tänkt att representera. Det är alltså ett val som måste göras. Valet är fritt (inom vissa gränser) men det val som görs får konsekvenser, vilka beskrivs i avsnitten nedan. I många fall är det en enkel uppgift att välja lämplig representativ volym. Två olika fall kan särskiljas:

Fall A: Provet ska representera hela den volym som ska karakteriseras. Ett sådant exempel är ISM-provtagning i en beslutsenhet.

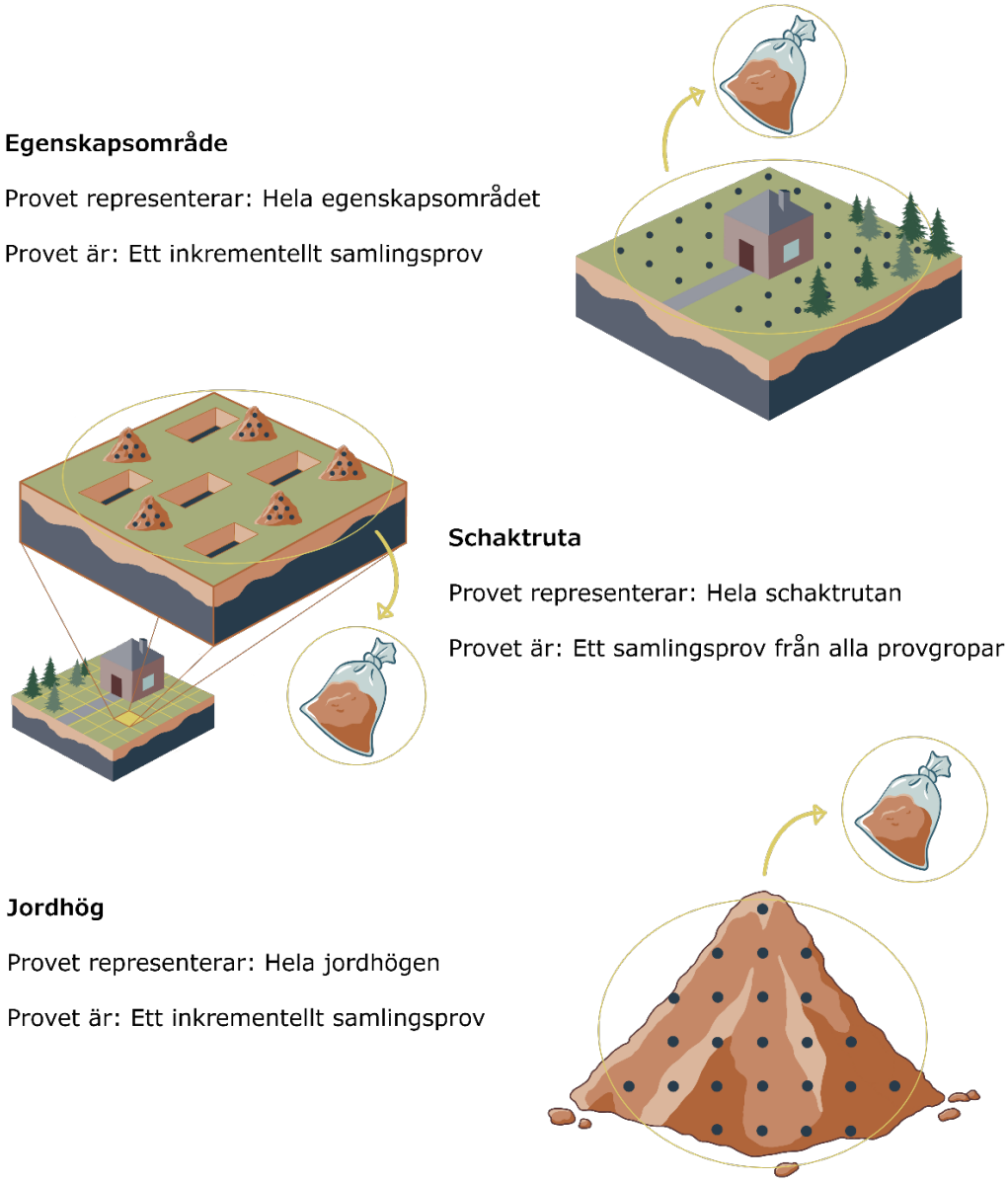
Fall B: Provet ska representera en volym som är mindre än karakteriseringsvolymen. Ett sådant exempel är skruvborrsprovtagning med flera enskilda prover från ett egenskapsområde. I detta fall är det gruppen av prover (det slumpmässiga urvalet[2]) som tillsammans ska representera karakteriseringsvolymen.

[2] Det slumpmässiga urvalet kallas även för stickprov.

2.5.2 Fall A – Provet ska representera hela karakteriseringsvolymen

I Fall A sammanfaller provets representativa volym med karakteriseringsvolymen. Några exempel på sådana situationer är följande (se Figur 2):

- Ett mindre egenskapsområde (liten villatomt) ska karakteriseras. Ett inkrementellt samlingsprov tas med ISM-metoden.
- En schaktruta ska karakteriseras *in situ*. Fem provgropar grävs och ett gemensamt samlingsprov tas från provgroparna med syftet att representera hela schaktrutan.
- En jordhög ska karakteriseras genom att ett samlingsprov tas som ska representera hela jordhögen.



Figur 2. Tre exempel på provets representativa volym för Fall A. Den representativa volymen är i dessa fall densamma som karakteriseringsvolymen, vilket innebär att varje prov beskriver hela karakteriseringsvolymen.

För att ett prov ska bli representativt bör det ha så god yttäckning som möjligt (Naturvårdsverket, 1997). Detta gäller för 2-dimensionell provtagning. Vid 3-dimensionell provtagning ska provet ha så god volymtäckning som möjligt (se avsnitt 2.6).

Provtagningsteorin (Pitard, 1993) ger svaret på hur en god yttäckning (eller volymtäckning) åstadkoms. Principen är att ta många små inkrement väl utspridda över den yta eller volym som provet ska representera. Ju fler inkrement som tas desto bättre representativitet. Enligt en tumregel i provtagningsteorin uppnås en god representativitet vid ungefär 30 inkrement. En någorlunda god representativitet uppnås vid 10 inkrement. Dessa tumregler är förhållandevis oberoende av area eller volym.[3]

Tumregler för inkrementella samlingsprover

- Ett prov skapat av 10 inkrement ger ofta en någorlunda god representativitet.
- Ett prov skapat av 30 inkrement ger ofta en god representativitet.

Inkrementen ska tas enligt ett sannolikhetsbaserat mönster[4] från jordvolymen, enligt de principer som gäller för den aktuella provtagningsdimensionen, se avsnitt 2.6.

Notera att för Fall A används alltid någon typ av samlingsprov, vilket leder till att provets fysiska volym alltid kommer att vara mindre än provets representativa volym, ibland betydligt mindre. I den så kallade ISM-metodiken kan ett jordprov på några kilogram representera en jordvolym på flera hundra kubikmeter, beroende på hur provtagningen har lagts upp.

Eftersom ett prov ska representera hela karakteriseringsvolymen är det extra viktigt att laboratorieosäkerheterna hålls på en låg nivå vid Fall A. Det ställs därför höga krav på provberedning och analys vid laboratoriet. Särskild provberedning, väl anpassad till provets karaktär, kan behöva beställas för Fall A, så att mätosäkerheten kan hållas på en tillräckligt låg nivå.

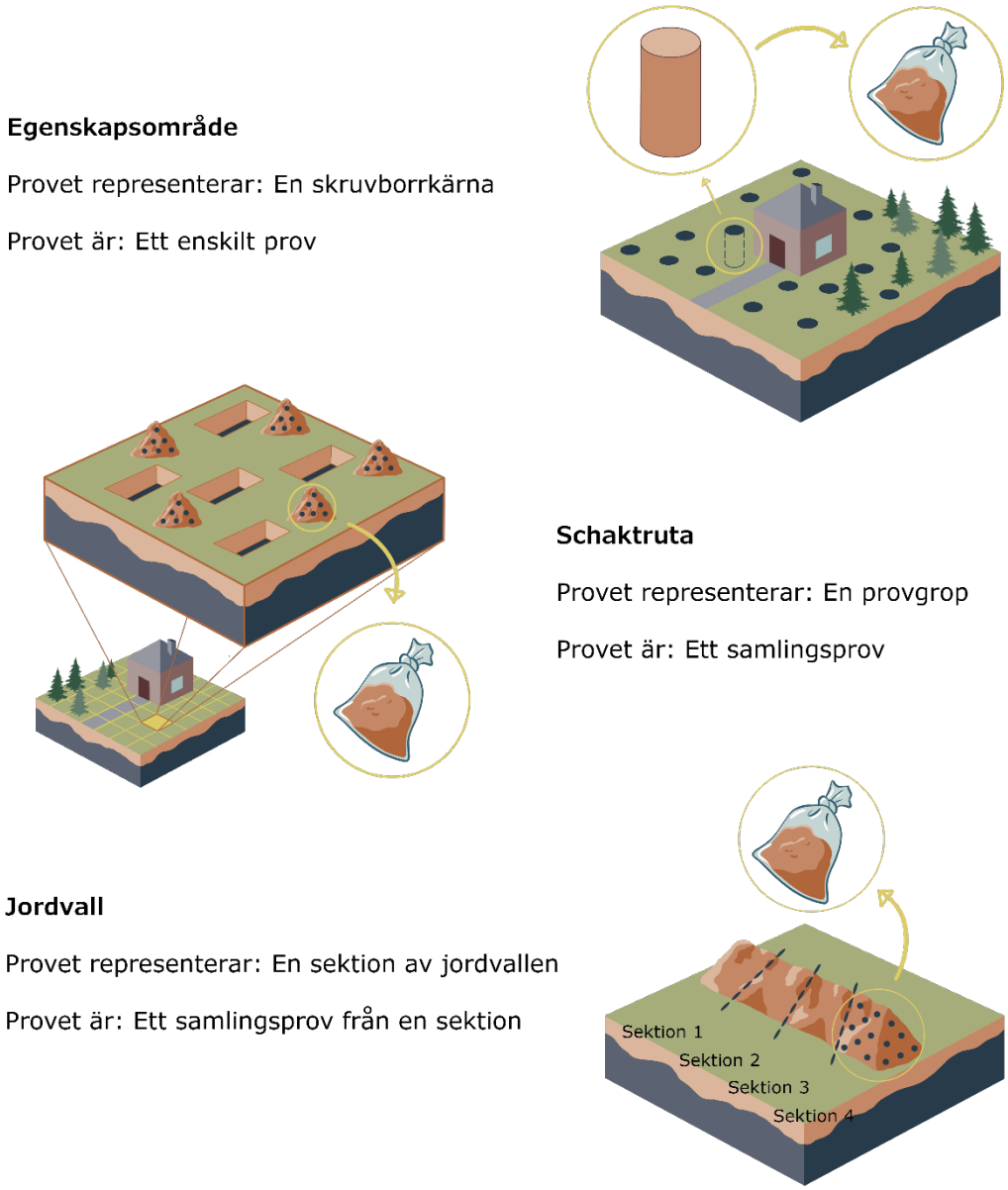
2.5.3 Fall B – Provet ska representera en mindre volym

I Fall B kommer varje prov att representera en volym som är mindre än karakteriseringsvolymen. Det är gruppen av prover (det slumpmässiga urvalet, stickprovet) som tillsammans ska representera karakteriseringsvolymen, inte det enskilda provet.

Några exempel på Fall B är följande (se Figur 3):

[3] I praktiken är dock variabiliteten ofta större inom en stor volym än en liten, vilket gör att det i sådana fall krävs fler inkrement i den större volymen för att få samma representativitet som i den mindre volymen.
[4] Gärna systematisk eller systematisk slumpmässig provtagning.

- Ett enskilt prov ska representera en cylinderformad jordvolym i en skruvborrpunkt. Totalt 15 sådana skruvborrkärnor ingår i stickprovet och ska tillsammans representera ett egenskapsområde.
- Ett samlingsprov från en provgrop ska representera provgropen. Totalt 5 provgropar ska tillsammans representera en schaktruta.
- Jordmassor har lagts upp i en vall. Ett samlingsprov ska representera en viss sektion av vallen (exempelvis 1/4 av vallen). Totalt 4 samlingsprover ska tillsammans representerar hela vallen (den volym som ska karakteriseras).



Figur 3. Tre exempel på provets representativa volym för Fall B. Den representativa volymen är i samtliga fall mindre än karakteriseringsvolym. Därför behövs flera prover för att beskriva karakteriseringsvolymen.

Representativiteten hos enskilda prover är ofta låg, eller till och med mycket låg. I Fall B är det i stället datamängden som helhet som tillsammans ska ge en god representativitet av karakteriseringsvolymen. Ju fler enskilda prover som tas, desto mer representativ blir datamängden. En strategi som bör undvikas är att endast ta några få enskilda prover, eftersom det leder till stora osäkerheter vid karakteriseringen. Antalet enskilda prover som krävs för att ge ett representativt dataunderlag är platsspecifikt och beror på föroreningens variabilitet, hur stor volym varje prov representerar och kravet på noggrannhet vid karakteriseringen. Ju mindre volym ett prov representerar, desto fler prover krävs; se volym-varianseffekten i avsnitt 2.7.

De enskilda proverna ska tas enligt ett sannolikhetsbaserat mönster[5] från jordvolymen, enligt de principer som gäller för den aktuella provtagningsdimensionen, se avsnitt 2.6.

Vid Fall B kan provets fysiska volym i vissa fall vara densamma som provets representativa volym, men de två volymerna kan också skilja sig åt. Om all jord på en skruvborr används för att skapa ett prov kommer provvolymen och den representativa volymen att vara densamma. Vid provtagning i form av stora provgropar blir förhållandet däremot annorlunda. Då tas en mindre mängd jord ut från provgropen, vilket gör att provets fysiska volym och provets representativa volym (provgropens volym) kommer att skilja sig åt.

2.6 Vilken dimension har provtagningen?

2.6.1 Vad menas med provtagningsdimension?

Varje provtagning har enligt provtagningsteorin en viss dimension. Dimensionen avspeglar hur många rumsliga koordinatriktningar som krävs för att lokalisera ett prov. De flesta fältprovtagningar som utförs vid förorenade områden är antingen 3- eller 2-dimensionella.

Vid 3-dimensionell provtagning behöver ett prov lokaliseras i både x-, y- och z-riktningarna. Om provtagningen däremot är 2-dimensionell räcker det med två koordinatriktningar, vanligtvis x- och y-koordinaterna.

För att undvika systematiska provtagningsfel måste formen på provuttagen anpassas efter provtagningens dimension. Vilken form som är den korrekta beskrivs nedan för respektive fall.

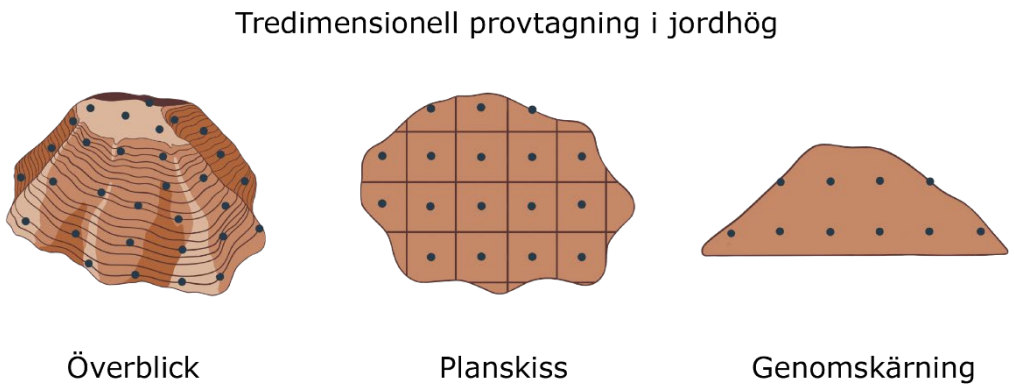
2.6.2 3-dimensionell provtagning

Figur 4 visar ett exempel på en 3-dimensionell provtagning. Provtagning i 3D är enligt provtagningsteorin den svåraste typen av provtagning att utföra på ett korrekt sätt. Det beror på att proverna ska tas slumpmässigt från en volym, vilket är svårt att utföra rent praktiskt. Särskilt svårt är det om jordvolymen som ska karakteriseras är stor och har en

[5] Gärna systematisk eller systematisk slumpmässig provtagning.

ojämn form, som exempelvis stora jordhögar. Då är det i praktiken i stort sett omöjligt att ta jordprover från jordhögens centrala delar på ett slumpmässigt sätt.

Vid provtagning i 3D är den korrekta formen på ett prov en sfär. Orsaken är att sfärformade prover innehåller lika mycket jord från alla rumsliga riktningar, vilket minimerar systematiska provtagningsfel. I praktiken har den exakta formen på provuttaget begränsad betydelse vid provtagning av förorenad jord, men det är ändå lämpligt att sträva efter att provet ska innehålla ungefär lika mycket jord från alla riktningar.



Figur 4. Exempel på provtagning i 3D från en jordhög. Enligt provtagningsteorin ska varje prov

Eftersom 3D-provtagning är svår att utföra på ett korrekt sätt är rådet att om möjligt undvika denna typ av provtagning. Det finns åtminstone två metoder som kan ersätta 3D-provtagning:

1. Jämna ut jordvolymen till konstant tjocklek och utför provtagning i 2D; se avsnitt 2.6.3.
2. Flytta jordvolymen och utför samtidigt 1D-provtagning enligt transportbandsprincipen; se avsnitt 2.6.5.

Båda dessa metoder innebär ett merarbete men leder till en betydligt enklare och mer tillförlitlig provtagning.

2.6.3 2-dimensionell provtagning

Figur 5 illustrerar principen. Vid 2D-provtagning ska provuttaget ske i form av en cylinder som täcker in hela skiktets tjocklek. Varje avvikelse från denna cylinderform ger upphov till ett provtagningsfel.

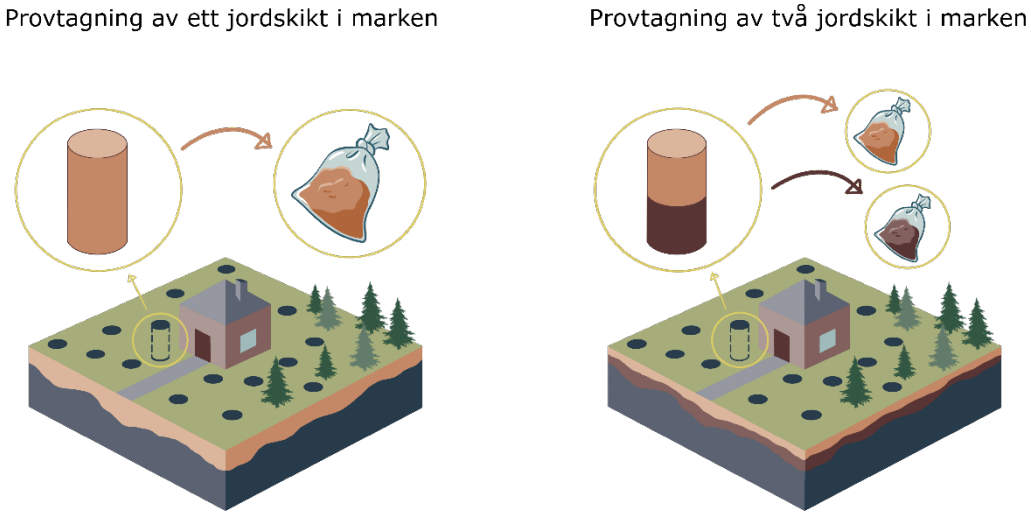
Ett underförstått antagande vid 2D-provtagning är att vertikala haltskillnader inom ett skikt är ointressanta. Det innebär att om sådana haltskillnader är intressanta kommer 2D-provtagning inte att fungera, utan provtagning i 3D måste utföras.

Trots att 2D-provtagning är enklare att utföra än provtagning i 3D finns det ändå ett antal praktiska svårigheter:

- Inte alla provtagningstekniker stöder ett cylinderformat provuttag. Två vanliga exempel är följande:
    - En skruvborr är inte helt cylinderformad utan har ofta en svagt konisk form, särskilt i skruvborrens nedre del, en egenskap som förstärks allt eftersom borren slits. Detta kan ge upphov till ett visst provtagningsfel.
    - Det är svårt att göra ett cylinderformat provuttag från en provgrop. En lösning är att tillämpa 3D-provtagning för att skapa ett representativt samlingsprov från provgropen, medan provgropen i sig är en del av 2D-provtagningen av karakteriseringsvolymen.

- Att bestämma skiktens tjocklek vid 2D-provtagning är inte alltid enkelt, särskilt om det förekommer jordartsgränser i marken. Följande råd bör följas för att begränsa provtagningsfelen:
    - Skiktens tjocklek bör om möjligt anpassas efter markens geologi, såsom jordartsgränser, eller tydliga föroreningsskillnader på olika nivåer.
    - Om jordartsgränserna inte är parallella med markytan, eller med varandra, kommer skiktens tjocklek att variera. En viss variation i tjocklek måste accepteras men den bör inte vara för stor.
    - Hur mycket skiktets tjocklek får variera måste bedömas platsspecifikt. Om variationen i tjocklek är stor (upp emot 50 %) är en lösning att dela upp skiktet i två delar som provtas och karakteriseras var för sig.
    - Om skikten har olika tjocklek kan en lösning vara att vikta de enskilda analysresultaten utifrån skiktens tjocklek i respektive provpunkt.
    - Många gånger är förhållandena i marken inte kända på förhand och det måste därför finnas en plan för hur justeringar av skiktens tjocklek kan göras under pågående arbete. Det bör beskrivas i provtagningsplanen.
    - Ett minimikrav är att dokumentera vilken tjocklek markskikten har, hur skikten avgränsats, vilka eventuella justeringar som gjorts i fält och varför justeringarna gjorts.

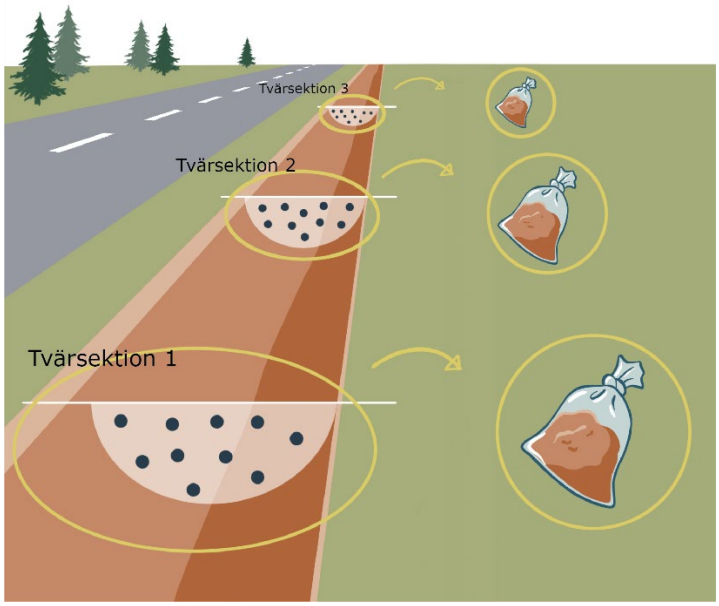
Genom att följa ovanstående råd begränsas provtagningsfelen och det blir enklare att förstå och tolka analysresultaten.



Figur 5. Provtagning i 2D på ett förorenat område. Enligt provtagningsteorin ska varje prov tas sannolikhetsbaserat och ha formen av en cylinder som täcker in djupet på det skikt som ska karakteriseras. Marken kan vid behov delas in i flera skikt och varje skikt utgör då en karakteriseringsvolym.

2.6.4 1-dimensionell provtagning längs en linje

Provtagning i 1D är också möjlig, även om det är relativt ovanligt vid förorenade områden. En sådan provtagning kan under vissa förutsättningar vara lämplig vid undersökning av diken, ledningsgravar, banvallar, vägar och liknande långsmala objekt. Vid 1D-provtagning ska varje prov representera hela tvärsektionen av objektet, se Figur 6. Det leder till att det endast är variation längs med längd-koordinaten som kan undersökas med 1D-provtagning.



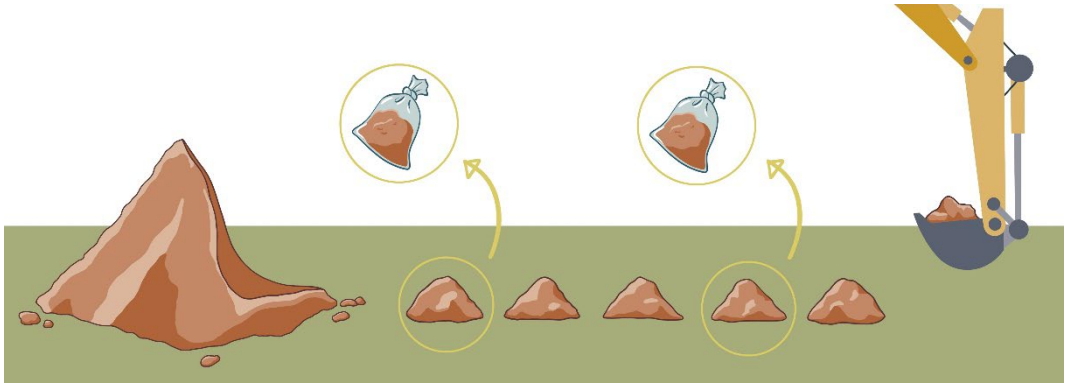
Figur 6. Provtagning i 1D i en ledningsgrav. Vid 1D-provtagning ska enligt provtagningsteorin varje prov representera en tvärsektion.

Provtagning i 1D är endast lämplig i fall då haltvariationer vinkelrätt mot det linjeformade objektet är ointressanta. Om däremot ett av syftena med provtagningen är att undersöka sådana haltvariationer bör i stället 2D-provtagning tillämpas.

2.6.5 1-dimensionell provtagning från transportband

Provtagning av strömmande partikulärt material, exempelvis material på ett transportband (eng. *conveyor belt*), är en speciell form av 1D-provtagning som beskrivs i provtagningsteorin (Pitard, 1993). Metoden används bland annat inom mineralindustrin för att skapa representativa prover. Principen är att prover tas från transportbandet allt eftersom material matas fram på bandet. Provtagningen kan antingen utföras med automatiserad provtagare eller manuellt[6]. Vid provtagningen ska hela tvärsnittet av materialet på bandet skrapas av och bilda ett prov. Provtagningstillfällena väljs sannolikhetsbaserat (gärna systematiskt eller systematiskt slumpmässigt), så att eventuella variationer och trender i materialsammansättningen jämnas ut.

Även om det är mindre vanligt att transportband används i samband med provtagning av jord vid förorenade områden kan principen ändå tillämpas. En sådan tillämpning är vid karakterisering av en jordhög. Om jordhögen flyttas genom att ett stort antal enskilda skopor jord transporteras till jordhögens nya position kan detta liknas vid transport på ett band, se Figur 7. Genom att slumpmässigt välja ut vissa skopor för provtagning kan ett representativt prov skapas för hela jordhögen. På detta sätt omvandlas den besvärliga 3D-provtagningen av en jordhög till en betydligt enklare 1D-provtagning.



Figur 7. Schematisk illustration av provtagning enligt transportbandsprincipen i samband med att en jordhög flyttas till en ny position. Med denna metod kan en besvärlig 3D-provtagning ersättas med en enklare 1D-provtagning.

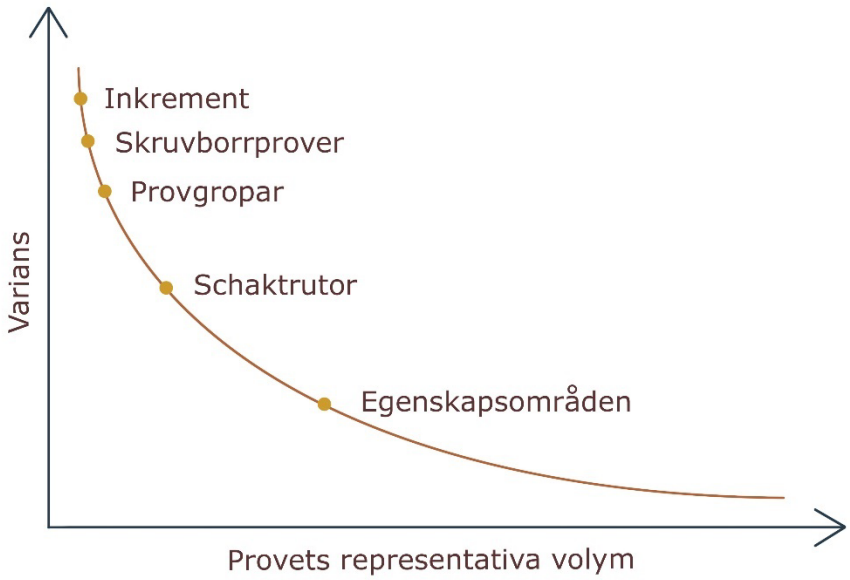
[6] Manuell provtagning bör av säkerhetsskäl endast utföras då transportbandet stoppats.

2.6.6 0-dimensionell provtagning

I vissa speciella situationer kan även 0D-provtagning förekomma. Vid 0D-provtagning har proverna ingen koppling till geografiska koordinater. Ett exempel på en sådan problemställning är urvalet av ett antal provpåsar med jord som ska skickas till laboratoriet för analys. Antag att det finns 50 provpåsar men att endast 30 av dem ska skickas till laboratoriet och att urvalet av dessa 30 påsar ska göras slumpmässigt. Detta slumpmässiga urval är en form av 0D-provtagning.

2.7 Vad är volym-varianseffekten?

Volym-varianseffekten är en effekt som uppkommer genom utjämning av halter i större volymer. En föroreningshalt är alltid kopplad till en viss volym: Halten är lika med föroreningens massa i denna volym dividerat med jordens massa i samma volym. Haltvariationen mellan små jordvolymer kommer att vara större än haltvariationen mellan stora volymer. Ju större volym som proverna representerar, desto mer utjämnas haltvariationen. Fenomenet illustreras i Figur 8.



Figur 8. Illustration av volym-varianseffekten. Mätdata (halter) som representerar små volymer har normalt en högre varians (större variabilitet) än data som representerar stora volymer.

Volym-varianseffekten är orsaken till att data från skruvborrpunkter ofta uppvisar en högre varians än data från stora provgropar, som i sin tur har högre varians än data från stora beslutsenheter som schaktrutor.[7] Effekten är i grunden densamma som den

[7] Detta ska inte blandas samman med variansen inom den volym som ska karakteriseras.

statistiska effekt som uppkommer vid medelvärdesbildning. Vid medelvärdesbildning reduceras variansen, vilket också sker då mätvolymen ökar.

Volym-varianseffekten har verifierats praktiskt vid provtagning av förorenad jord, se exempelvis Carling et al. (2016). Den har däremot endast uppmärksammats i ett fåtal svenska vägledande rapporter, se exempelvis Naturvårdsverket (1997) och SGI (2024) där effekten nämns kortfattat[8]. Utförligare information om volym-varianseffekten finns i Myers (1997).

2.8 Vilka osäkerheter finns vid provtagning?

2.8.1 Sju grundläggande felkällor vid provtagning

Det finns många olika typer av osäkerheter, se exempelvis Morgan & Henrion (1990) för en bra och generell genomgång. När det gäller just mätosäkerhet är det vanligt att dela in källorna till mätosäkerhet i slumpmässiga fel och systematiska fel. Systematiska fel bör undvikas eftersom de är svåra att kvantifiera och de leder till bias i data. Det bästa sättet att undvika systematiska fel är att följa de principer som beskrivs i provtagningsteorin.

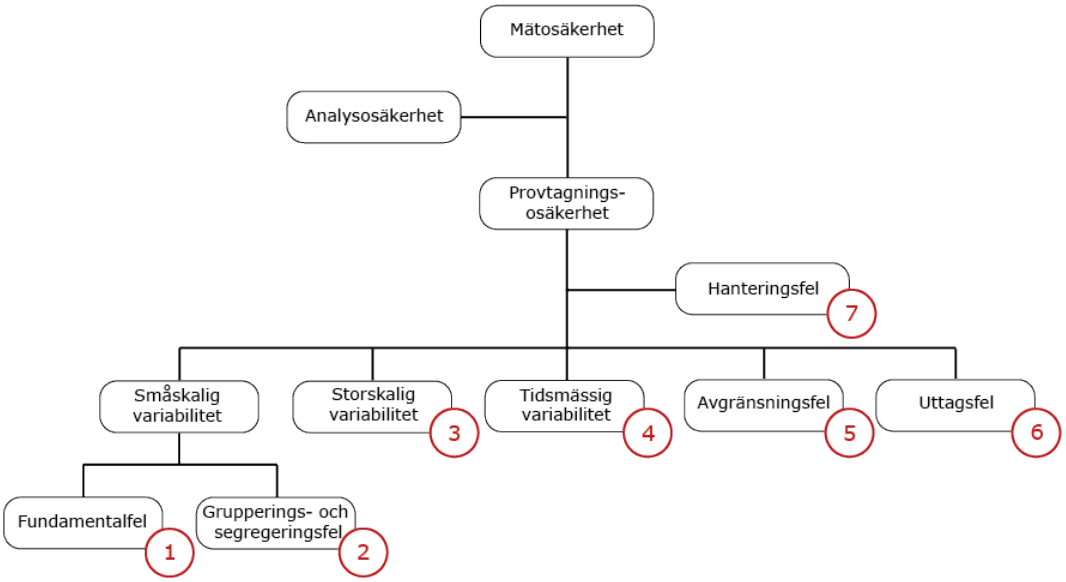
Slumpmässiga fel går inte att undvika på samma sätt som systematiska fel. De är ett resultat av den heterogenitet som finns i jorden som provtas. Genom en förståndigt upplagd provtagning kan de slumpmässiga felen hållas på en rimlig nivå, men det kan kräva omfattande provtagning om jorden är heterogent förorenad.

I provtagningsteorin identifieras sju grundläggande felkällor som kan leda till mer eller mindre stora provtagningsosäkerheter, både systematiska och slumpmässiga (engelsk benämning inom parentes):

1. Fundamentalfel (*Fundamental Error*).
2. Grupperings- och segregeringsfel (*Grouping and Segregation Error*).
3. Storskalig variabilitet (*Long Range Heterogeneity Fluctuation Error*).
4. Tidsmässig variabilitet (*Periodic Heterogeneity Fluctuation Error*).
5. Avgränsningsfel (*Increment Delimitation Error*).
6. Uttagsfel (*Increment Extraction Error*).
7. Hanteringsfel (*Preparation Error*).

Hur felen hänger samman med varandra illustreras i Figur 9.

[8] Se s. 32 i Naturvårdsverket (1997) och avsnitt 4.3 i SGI (2024).



Figur 9. De sju grundläggande provtagningsfelen enligt provtagningsteorin (Pitard, 1993) som tillsammans med analysfelet ger upphov till mätosäkerhet (efter Back, 2003).

De sju felkällorna vid provtagning beskrivs kortfattat i avsnitten nedan. En något utförligare beskrivning finns i bilaga 2 till SGF (2011)[9]. Ett exempel på hur de olika felkällorna kommer in i provtagningen illustreras i Figur 13.

Fundamentalfelet ger tillsammans med grupperings- och segregeringsfelet upphov till småskaliga variabilitet. Felkällorna 1-4 leder tillsammans till den provtagningsosäkerhet som är kopplad till valet av provpunkt, provvolym och tidpunkt för provtagningen. Till dessa osäkerheter ska läggas felkällorna 5-6 som avser avgränsning och uttag av provvolymen. Dessutom kan hanteringen av provet vara en felkälla – nummer 7. Tillsammans ger dessa felkällor upphov till det som brukar benämnas provtagnings-osäkerhet.

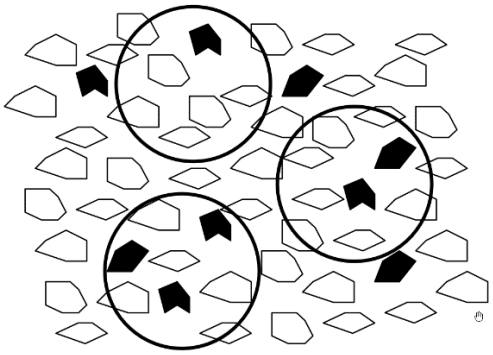
Vissa av felen är i huvudsak systematiska, andra slumpmässiga. I vissa fall kan felen vara både systematiska och slumpmässiga. Utöver felkällorna i Figur 9 tillkommer analysfelet på laboratorium. Summan av alla slumpmässiga fel ger upphov till en mätosäkerhet. I praktiken är det ofta den samlade slumpmässiga mätosäkerheten som utvärderas och kvantifieras vid provtagning på förorenade områden; se kapitel 4. De systematiska felen är däremot svåra att kvantifiera. Provtagningsteorin betonar därför att systematiska fel måste undvikas, vilket görs genom att utforma provtagningsstrategin korrekt och välja korrekta provtagningstekniker.

[9] Benämningarna av de olika felkällorna skiljer sig något mellan SGF (2011) och denna rapport.

2.8.2 Felkälla 1: Fundamentalfel

Fundamentalfelet är ett resultat av partikelvariabilitet. Partiklarna i jorden har olika stor massa och binder dessutom olika mycket av den förorening som ska undersökas. I sådana situationer har det betydelse hur många partiklar av en viss dimension, eller en viss typ (färgflagor med mera), som hamnar i provet.

Ett exempel där fundamentalfelet kan få stor betydelse är då kulfragment eller färgflagor finns i jorden, se Figur 10. Ytterligare ett exempel är när föroreningen binder starkt till en speciell typ av partiklar, till exempel partiklar av organiskt material. Ett tredje exempel är då det finns stora men oförorenade partiklar i jorden. Sådana partiklar påverkar föroreningshalten på grund av sin stora massa, även om det inte finns förorening i eller på partiklarna.



Figur 10. Illustration av principen bakom fundamentalfelet. Mängden förorening (svart) som hamnar i ett prov (cirkel) har en slumpmässig komponent som beror av provets position och partiklarnas storlek. Efter Pitard (1993) och Back (2003). Ju större partiklarna är, desto större kan felet bli.

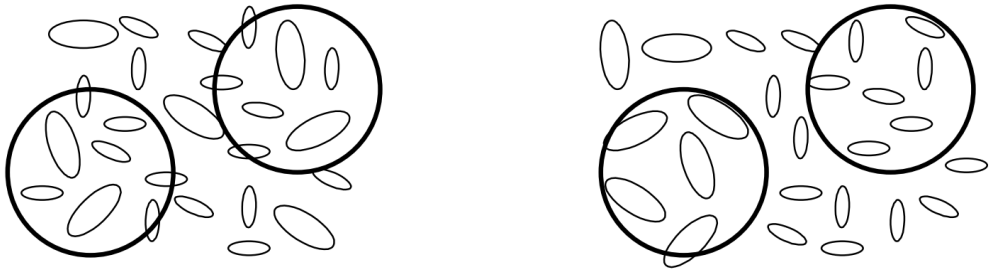
Fundamentalfelet kan aldrig elimineras helt och hållet men det kan minskas genom att göra provvolymen tillräckligt stor så att slumpeffekter inte påverkar. I litteraturen finns ekvationer som beskriver hur stor massa ett prov måste ha för att hålla felet på en acceptabel nivå; se SGF (2011).

Vid provtagning i fält är fundamentalfelet normalt underordnat andra typer av fel, åtminstone om jorden är finkornig och de förorenade partiklarna små. Är materialet som provtas däremot grovkornigt kan fundamentalfelet vara betydande. Det kan då krävas stora provvolymer vid fältprovtagningen för att proverna ska bli representativa. Vid stora provvolymer ökar sannolikheten att tillräckligt många stora partiklar hamnar i provet, vilket begränsar fundamentalfelet.

Även vid provtagning på laboratorium kan fundamentalfelet vara av stor betydelse. Det kan då vara möjligt kan minskas felet genom krossning eller malning som reducerar partikelstorleken. Ju mindre partikelstorleken är, desto mindre blir felet.

2.8.3 Felkälla 2: Grupperings- och segregeringsfel

Grupperings- och segregeringsfelet är besläktat med fundamentalfelet men har andra orsaker. Felet innebär att grupper av partiklar med liknande egenskaper hamnar bredvid varandra (gruppering), eller att partiklar med olika egenskaper samlas på olika ställen (segregerar), se Figur 11. En vanlig orsak till detta är gravitationens inverkan som gör att partiklar med olika densitet eller storlek påverkas på olika sätt av gravitationen. Innehållet i ett nyöppnat paket müsli är ett exempel på ett kraftigt segregerat material – de större partiklarna återfinns längst upp och de mindre längre ned i förpackningen. Segregering uppkommer vanligtvis genom av att materialet rörs om eller skakas (i fallet med müsli-paketet är orsaken skakningar under transport). Omrörning som syftar till att homogenisera materialet kan därför vara en dålig metod for att minska variabiliteten, särskilt om materialet är torrt – det kan i stället ha motsatt effekt mot den önskade! Även annan hantering, som att hälla upp materialet i en hög, riskerar leda till att materialet segregerar.



Figur 11. Illustration av principen bakom grupperings- och segregeringsfelet. Två prover tas i vardera två material, det vänstra materialet utan segregering och det högra segregerade materialet. Proverna från det högra materialet har ett betydligt större grupperings- och segregeringsfel än proverna från det vänstra. Efter Myers (1997) och Back (2003).

Grupperings- och segregeringsfelet kan ha stor betydelse vid homogenisering och vid provtagning på laboratorium. Vid provtagning i fält finns det även en annan effekt än gravitationen som kan ha betydelse. Det gäller hur själva föroreningsspridningen har gått till. Föroreningar i vätskefas kan ha rört sig längs preferentiella flödesvägar och förorenat grupper av partiklar längs flödesvägen. Denna process kan ha lett till att grupper av partiklar i marken är kraftigt förorenade, medan andra partiklar kan vara betydligt mindre förorenade.

På laboratorium kan felet begränsas genom användning av särskilda tekniker och utrustningar för neddelning av prover på laboratorium. Ett bättre sätt i fält är att ta ett stort antal inkrement från slumpmässigt valda positioner i materialet och slå samman dessa till ett prov.

Fundamentalfelet och grupperings- och segregeringsfelet ger tillsammans upphov till den småskaliga variabiliteten i jorden, det vill säga den variabilitet som finns i provets skala.

2.8.4 Felkälla 3: Storskalig variabilitet

Den storskaliga[10] variabiliteten avser föroreningshaltens variation över ett område eller i en stor volym. Denna variabilitet har mycket stor betydelse vid provtagning på förorenade områden. Ofta är det denna osäkerhet som dominerar vid avgränsning av föroreningens utbredning, vid riskbedömning och vid klassning av massor. En provtagningsstrategi som ofta tillämpas för att minska effekten av den storskaliga variabiliteten är att ta samlingsprover som representerar stora volymer (Fall A i avsnitt 2.5.2). En sådan strategi, som bygger på provtagningsteorin för partikulära material, är den så kallade ISM-metoden (ITRC, 2020).

En annan strategi som kan användas för att minska effekten av den storskaliga variabiliteten är att ta flera enskilda prover som tillsammans kan användas för att skatta medelhalten och även kvantifiera osäkerheterna (Fall B i avsnitt 2.5.3).

2.8.5 Felkälla 4: Tidsmässig variabilitet

Den tidsmässiga variabiliteten kan vara viktig att beakta vid provtagning av strömmande material som grundvatten och ytvatten, där halterna kan variera kraftigt över tiden. Som beskrivits i avsnitt 2.6.5 gäller detta även för jord som transporteras på ett transportband. I denna felkälla kan även förändringar av föroreningshalter i jorden över tid inkluderas, exempelvis orsakade av biologisk nedbrytning eller kemiska processer i marken.

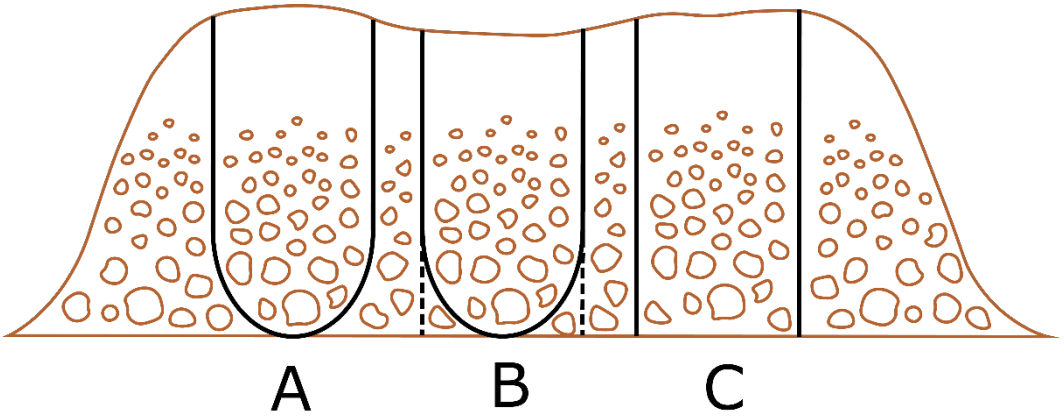
Den tidsmässiga variabiliteten kan hanteras genom lämpligt val av tidpunkter för provtagning.

2.8.6 Felkälla 5: Avgränsningsfel

Den provvolym som ska tas ut vid provtagning måste ha rätt form och avgränsas på ett korrekt sätt, annars uppkommer ett fel. Den korrekta formen på provvolymen beror på provtagningens dimension; se avsnitt 2.6. Ett avgränsningsfel uppkommer om provvolymen avviker från den korrekta provvolymen.

Som exempel kan nämnas 2D-provtagning, där den korrekta provvolymen är en cylinder som täcker in hela skiktets djup, se Figur 12. Avvikelser från denna cylinderform ger upphov till ett avgränsningsfel. Hur stort felet blir beror på hur föroreningen är fördelad i jorden och hur stor avvikelsen är.

[10] Begreppet ”storskalig” är ett relativt begrepp som syftar till ”stor” i förhållande till storleken hos det enskilda provet, eller storleken på de inkrement som används för samlingsprov.



Figur 12. Illustration av avgränsningsfel och uttagsfel. Den korrekta formen vid 2D-provtagning är en cylinder. Fall A = Felaktig avgränsning, felaktigt uttag. Fall B = Korrekt avgränsning, felaktigt uttag. Fall C = Korrekt avgränsning, korrekt uttag. Efter Pitard (1993) och Back (2003).

2.8.7 Felkälla 6: Uttagsfel

En korrekt avgränsning av provet enligt ovan är inte tillräcklig för att undvika fel vid provuttag. Provet måste också tas ut med hjälp av korrekt utformad provtagnings-utrustning. Brister i metodik och utrustning gör att det material som faktiskt tas ut ofta avviker från den korrekta provvolymen, se Figur 12. Denna skillnad mellan korrekt avgränsad volym och faktisk uttagen volym ger upphov till ett uttagsfel. Uttagsfelet blir normalt större ju grövre partiklar som finns i provet eftersom en grov partikel som felaktigt inkluderas eller exkluderas påverkar halten mer än en liten partikel. Dessutom kan grova partiklar hamna rakt över cylindergränsen och om partiklarna inte klyvs uppkommer ett fel. Felet kan minimeras genom att korrekt utformad provtagnings-utrustning används.

Ett exempel på uttagsfel är provtagning med skruvborr i grovkorniga material, där partiklar ramlar av skruvborren. Ytterligare ett exempel är provtagning med hjälp av en spade, där det är svårt att få upp lika mycket material från botten av en provgrop som från toppen. Ett tredje exempel är provtagning i mycket grovkorniga material, då själva provtagningen ger upphov till en störning som gör att finfraktionen rör sig nedåt genom det grovkorniga materialet med hjälp av gravitationen. Finfraktionen blir därmed underrepresenterad i det uttagna provet.

Avgränsningsfel och uttagsfel har en nära koppling till varandra. En bristfällig prov-tagningsutrustning kan ge upphov till båda dessa fel och det kan vara svårt att skilja dem från varandra.

2.8.8 Felkälla 7: Hanteringsfel

Gruppen hanteringsfel innefattar alla typer av felkällor som inte har att göra med själva valet eller uttaget av ett prov i fält eller på laboratorium. Hanteringsfel kan uppkomma både i fält, under transport, vid lagring och vid hantering på laboratorium. De viktigaste hanteringsfelen är:

- Kontaminering (förorening av provet).
- Förlust av ämnen (gasavgång med mera).
- Förändrad sammansättning (kemisk omvandling etc.).
- Tillfälliga fel och misstag.
- Förfalskning eller sabotage.

I den första punkten ingår korskontaminering mellan provpunkter, på grund av bristande rengöring av provtagningsutrustningen. Kontaminering till följd av att jord rasar ner i ett skruvborrhål är däremot inte ett hanteringsfel utan ett avgränsnings- eller uttagsfel.

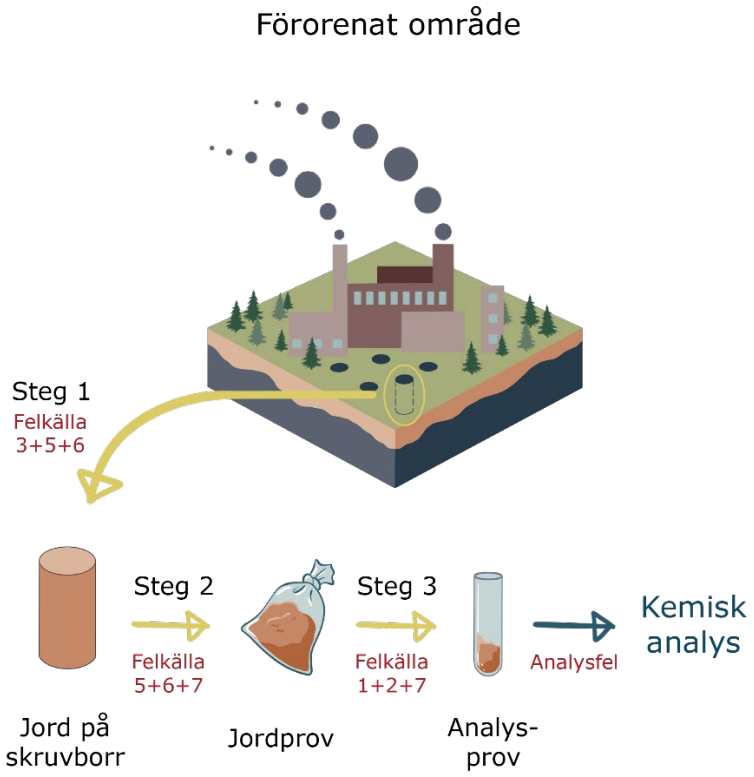
Hanteringsfelen kan begränsas genom att lämpliga kvalitetssäkringsrutiner följs och att personalen har god kunskap och utbildning.

2.8.9 Var i provtagningskedjan uppkommer felen?

Normalt uppfattas en jordprovtagning som en enskild provtagning, men den består nästan alltid av en kedja av olika steg – den så kallade provtagningskedjan. Provtagningsfel kan uppkomma i de olika stegen i provtagningskedjan och samma typ av fel kan även återkomma i flera steg, se ett exempel i Figur 13. Det är inte ovanligt att en provtagning består av tre olika steg:

- En provtagning i fält med själva provtagningsutrustningen, exempelvis med skruvborr.
- En provtagning av jorden på provtagningsutrustningen, exempelvis provtagning av jorden på en skruvborr, för att skapa ett laboratorieprov.
- En provtagning på laboratoriet för att skapa ett analysprov från laboratorieprovet.

I varje steg kan flera av provtagningsfelen påverka resultatet. I det första provtagningssteget är den storskaliga variabiliteten ofta viktigast, men även avgränsningsfel och uttagsfel kan ha betydelse. De sistnämnda två felen är normalt de viktigaste vid det andra provtagningssteget men även hanteringsfel kan vara betydelsefulla, särskilt om det finns flyktiga ämnen i jorden. I steg 3, provtagning på laboratorium, är det den småskaliga variabiliteten och provhanteringen som är mest betydelsefulla. Den småskaliga variabiliteten ger upphov till fundamentalfel samt grupperings- och segregeringsfel. Felen i steg 3 är särskilt viktiga att hålla på en låg nivå då samlingsprover används eftersom heterogeniteten i sådana prover kan vara hög, inte minst i ISM-prover som representerar stora jordvolymer. Därför kan särskild provberedning på laboratoriet behöva utföras för sådana prover, för att hålla nere provtagningsfelen.



Figur 13. Illustration av provtagningskedjan vid provtagning med skruvborr i fält (efter Back, 2003). Tre olika provtagningssteg finns normalt vid en sådan provtagning: En provtagning med hjälp av skruvborr i fält, en provtagning från skruvborren i fält och en provtagning på laboratoriet. Provtagningsfel kan introduceras i alla tre stegen. Typiska felkällor i respektive steg har markerats med felkällans nummer (andra felkällor kan givetvis finnas).

För att skapa ett representativt prov ska de systematiska felen undvikas och de slumpmässiga hållas på en acceptabel nivå. Den slumpmässiga mätosäkerheten är summan[11] av alla slumpmässiga osäkerheter, från provtagning till analys. I kapitel 4 beskrivs hur den slumpmässiga mätosäkerheten kan kvantifieras.

2.9 Hur ska representativa prover tas?

För att en provtagning ska ge representativa prover måste systematiska fel undvikas och de slumpmässiga osäkerheterna måste ligga på en acceptabel nivå. En hörnsten i provtagningsteorin är att provtagningen ska vara korrekt, det vill säga utan systematiska fel. För att undvika systematiska fel ska råden i avsnitten ovan följas. Nedan beskrivs hur de slumpmässiga osäkerheterna kan hållas på en låg nivå.

[11] Summeringen innebär addition av varianser.

Enligt avsnitt 2.5 finns det två principiellt olika metoder att karakterisera en jordvolym:

- Fall A: Samlingsprov som representerar hela karakteriseringsvolymen.
- Fall B: Flera enskilda prover som tillsammans representerar karakteriseringsvolymen.

Vid Fall A ska ett prov representera hela karakteriseringsvolymen och det bästa sättet att åstadkomma detta är enligt provtagningsteorin att ta många inkrement från hela jordvolymen och slå samman dessa till ett prov – ett inkrementellt samlingsprov. Hur detta bör göras på bästa sätt beskrivs i avsnitt 2.5.2 och sammanfattas i textrutan för Fall A nedan.

Råd för att ta representativa prover – Fall A

Följande tre råd bör följas vid karakterisering med samlingsprover:

- Använd inkrementella samlingsprover och ta så många inkrement som möjligt, helst 30 eller fler.
- Placera inkrementen systematiskt eller systematiskt slumpmässigt, så att yttäckningen (eller volymtäckningen) av karakteriseringsvolymen blir god.
- Utför särskild provberedning på laboratoriet, för att minska effekten av felkällorna 1 och 2.

Vid replikatprovtagning för Fall A tas flera oberoende samlingsprover som var för sig representerar karakteriseringsvolymen. Dessa replikat kan användas för att kvantifiera mätosäkerheten, vilket beskrivs i avsnitt 4.2. Om däremot endast ett samlingsprov tas för Fall A är det inte möjligt att kvantifiera osäkerheten.

Vid Fall B tas flera enskilda prover som tillsammans ska representera karakteriserings-volymen. Hur detta bör göras för att få en representativ datamängd beskrivs i avsnitt 2.5.3 och sammanfattas i textrutan för Fall B nedan.

Råd för att ta representativa prover – Fall B

Följande tre råd bör följas vid karakterisering med enskilda prover:

- Ta ett tillräckligt stort antal enskilda prover. Hur många prover som är lämpligt beror på variabiliteten i jorden, provernas representativa volym och önskad noggrannhet.
- Välj en provtagningsmetod där varje enskilt prov representerar en stor jordvolym. Stora provgropar är bättre än små prover från skruvborr.
- Placera provpunkterna systematiskt eller systematiskt slumpmässigt, så att yttäckningen (eller volymtäckningen) av karakteriseringsvolymen blir god.

Eftersom flera prover analyseras i Fall B kan den erhållna datamängden användas för att kvantifiera osäkerheten vid skattning av medelhalt, vilket beskrivs i avsnitt 4.3.

3 Kontrollprover och replikat

3.1 Vad är ett kontrollprov?

Det finns flera olika typer av kvalitetskontroller som kan utföras för att bedöma kvaliteten på en provtagning. SGF:s undersökningsportal (SGF, 2023) nämner sex olika typer av kvalitetskontroller och kontrollprover:

- Kalibrering av utrustning
- Replikatprovtagning
- Blankprover
- Spikade prover
- Jämförande provtagning
- Referensprovtagning

Vid de olika typerna av kontrollprovtagning tas extra prover, utöver de ordinarie. Provernas analysresultat jämförs med dem från de ordinarie proverna, andra kontrollprover av samma typ eller fastställda kriterier. Skillnaden används för att utvärdera någon form av kvalitetsaspekt.

De olika typerna ovan har olika funktioner i kvalitetskontrollen. I denna rapport behandlas enbart replikatprovtagning i fält.

3.2 Vad är ett replikatprov?

Replikatprovtagning i fält används för att undersöka hur väl en provtagning lyckas representera det som ska undersökas. SGF (2021b) anger att syftet med replikat-provtagning är att kontrollera att provtagningens osäkerhet (precision; repeterbarhet) inte är sämre än vad som angetts i provtagningsplanen eller vad som krävs i det aktuella fallet. Det handlar alltså om att uppskatta hur stora provtagningsosäkerheterna är, vilket kräver upprepad provtagning och laboratorieanalys. De prover som tas i en sådan upprepad provtagning kallas för replikat eller replikatprover. Data från replikat-provtagningen[12] ger tillsammans ett dataunderlag som kan användas för att uppskatta den slumpmässiga osäkerheten vid provtagningen. I kapitel 4 redovisas olika sätt att beräkna osäkerheten.

Replikatprover kan tas i många olika sammanhang för att kontrollera osäkerheter. Det kan gälla provtagning som syftar till att ge ett underlag till riskbedömning, provtagning vid klassning av förorenade massor inför en schaktsanering, provtagning i samband med sanering med mera. Bland annat tas replikatprover vid certifierad provtagning, se SGF (2021a). Naturvårdsverket (2023) ställer krav på att provtagning som finansieras via det statliga anslaget för sanering och återställning av förorenade områden ska vara certifierad.

[12] Se definitionerna av ordinarie prov och replikat i ordlistan. I denna rapport ingår det ordinarie provet i gruppen av replikat (eftersom alla proverna är jämbördiga).

3.3 Vad ska replikatproverna kontrollera?

För att kunna ta korrekta replikatprover krävs en tydlig definition av syftet med replikaten. Den viktiga frågan som måste ställas i planeringsskedet är: Exakt VAD är det som replikatproverna ska kontrollera? Utan en tydlig definition blir replikaten närmast meningslösa eftersom det som kontrolleras inte nödvändigtvis är relevant. Vad som utgör ett provtagningsfel beror nämligen på vad provet är tänkt att representera, se avsnitt 2.5.

Ställ alltid frågan:

Exakt VAD är det replikatproverna syftar till att kontrollera?

Jordprov kan tas med syfte att representera en mängd olika volymer. Några vanliga exempel är att provet ska representera jordvolymen i en/ett:

- skruvborrcylinder.
- liten handgrävd provgrop.
- stor maskingrävd provgrop.
- beslutsenhet (ex. schaktruta).
- mindre jordhög.
- stor jordhög eller jordvall.
- egenskapsområde.

Om exempelvis det ordinarie provet tagits för att representera en liten handgrävd provgrop ska replikatprovet tas så att det representerar samma jordvolym. På motsvarande sätt, om det ordinarie provet representerar en beslutsenhet ska även kontrollprovet representera denna beslutsenhet.

Hur replikatprov bör tas beskrivs utförligare i avsnitt 3.5.

3.4 Vilka krav ska replikatprover uppfylla?

Ett replikatprov är ett kontrollprov och därmed en del av kvalitetskontrollen. För att ett replikatprov ska vara användbart som kontrollprov måste följande krav vara uppfyllda:

1. Replikatprovet måste vara resultatet av en upprepad provtagning som utförs på samma sätt som, men oberoende av, det ordinarie provet.
2. Replikatprovet och det ordinarie provet ska representera samma volym.
3. Replikatprovet ska representera det som ska undersökas, vanligtvis halten i karakteriseringsvolymen (Fall A i avsnitt 2.5.2) eller halten i en mindre jordvolym (Fall B i avsnitt 2.5.3).[13]

[13] Det tredje kravet uppfylls i de flesta fall när det första kravet uppfylls. Det förekommer dock angreppssätt där replikatprovet representerar samma volym som det ordinarie provet (krav 1) men inte hela karakteriseringsvolymen (Fall A), se avsnitt 3.6.6. Då uppfylls inte det tredje kravet.

Om dessa krav är uppfyllda kommer det ordinarie provet och replikatprovet att vara jämbördiga och de uppmätta halterna kan användas för att uppskatta provtagnings-osäkerheten[14]. Det innebär att provet är ett *korrekt replikat*. Om något av kraven ovan inte uppfylls är provet däremot ett *falsk replikat* (pseudoreplikat).

Vad är ett korrekt replikat?

Ett *korrekt replikat* uppfyller de tre krav som bör ställas på replikatprover.

Ett prov som inte uppfyller de tre kraven kallas *falskt replikat* eller pseudoreplikat.

Korrekta replikat kan användas till att uppskatta osäkerheterna vid karakterisering av en jordvolym. Falska replikat kan däremot inte användas till detta. I de fall falska replikat ändå används går det inte att lita på att resultaten är korrekta. Skillnaden i resultat kan vara stor mellan falska och korrekta replikat, åtminstone om föroreningshalten i marken varierar kraftigt.

Kort sagt bör falska replikat undvikas. I de fall falska replikat ändå används måste motivet anges. Det krävs dessutom en tydlig beskrivning av vilken effekt som avvikelserna förväntas leda till. Eftersom det inte går att lita på falska replikat bör data från sådana prover inte utvärderas statistiskt (statistiken kan bli vilseledande).

Ett annat krav som bör ställas vid replikatprovtagning är att antalet replikat måste vara tillräckligt stort för att resultaten ska kunna utvärderas statistiskt på ett relevant sätt. Några enstaka replikatprover är ofta inte tillräckligt, men det går inte att generellt ange vilket antal som krävs eftersom det beror på problemställningen och variabiliteten i jorden. Ibland ges rådet att replikat ska tas på 10 % av de ordinarie proverna i en undersökning. Det kan ge ett tillräckligt underlag om antalet ordinarie prover är stort, i annat fall kan konsekvensen i stället bli att replikaten blir så pass få att en statistisk utvärdering inte blir meningsfull.

3.5 Hur tas korrekta fältreplikat?

3.5.1 Viktiga principer

Vid replikatprovtagning i fält tas, förutom ordinarie prov, ett eller flera fältreplikat. Det ordinarie provet och fältreplikaten ska vara oberoende av varandra och i princip utbytbara sinsemellan, eftersom de ska representera samma jordvolym (avsnitt 2.5) och ha tagits på samma sätt. Fältreplikaten, inklusive ordinarie prov, ska alltså vara jämbördiga. För att detta ska uppnås behöver principerna för representativ provtagning följas, se avsnitt 2.9.

[14] Egentligen mätosäkerheten, eftersom analysosäkerheten ingår i de halter som laboratoriet rapporterar.

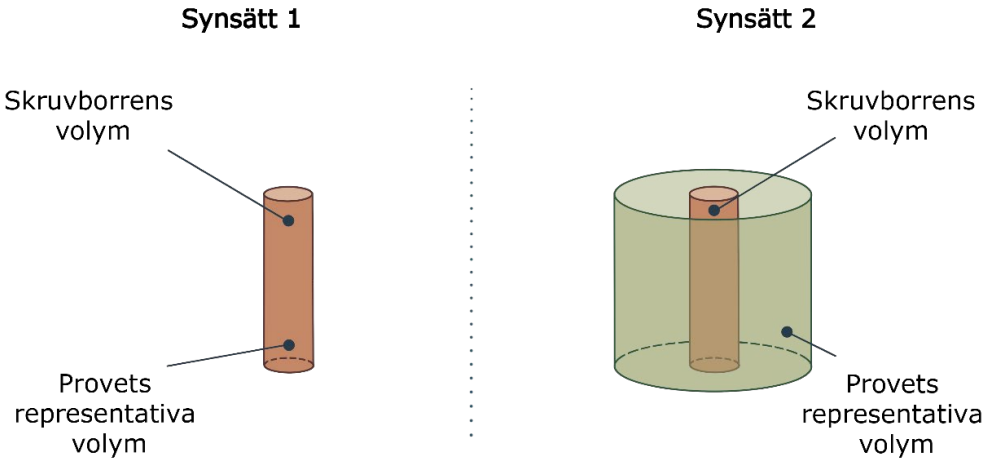
Notera att det inte är lämpligt att dela ett prov i två delar för att på så sätt skapa ett fältreplikat.[15] Ett prov som skapas på det sättet blir ett falskt fältreplikat eftersom de två proverna inte är oberoende av varandra (kraven i avsnitt 3.4 uppfylls inte). I stället måste hela provtagningsproceduren utföras en gång till för att skapa ett jämbördigt och korrekt replikat.

Vid certifierad provtagning ska replikat tas med minsta möjliga skillnad i tid och rum (SGF, 2021a). Kravet på minsta möjliga skillnad i tid uppfylls om replikatprovtagningen utförs i samband med att ordinarie prov tas. Minsta möjliga skillnad i rum uppnås om principerna ovan följs.

Som nämnts tidigare är det viktigt att först definiera vad som ska kontrolleras. I avsnitten nedan beskrivs hur fältreplikat bör tas i några vanliga situationer.

3.5.2 Kontroll av provtagning i provpunkt

Att kontrollera en provtagning för att mäta halten i en provpunkt kan tyckas enkelt, men det är ett relativt komplicerat problem rent konceptuellt. För att undersöka halten i en provpunkt måste först definieras vad som avses med ”provpunkt”. Två olika synsätt förekommer, vilka illustreras i Figur 14 och beskrivs nedan. Utgångspunkten för beskrivningarna är i båda fallen 2D-provtagning med skruvborr (se avsnitt 2.6.3). I båda fallen motsvarar provtagningen Fall B i avsnitt 2.5.3.



Figur 14. Illustration av två olika synsätt vid provtagning med skruvborr. Synsätt 1 innebär att det uttagna skruvborrsprovet ska representera skruvborrvolymen i provpunkten. Synsätt 2 innebär att det uttagna skruvborrsprovet ska representera en cylinderformad volym som är större än skruvborrvolymen. Korrekta replikat tas på olika sätt i de två fallen.

[15] Ett undantag finns: Om jordprovet innehåller alla jord i den jordvolym som provet ska representera kan provet delas (efter homogenisering).

Det första synsättet (1) innebär att skruvborrens jordvolym är identisk med jordvolymen i provpunkten. Ett alternativt synsätt (2) är att skruvborrens jordvolym ska representera en cylinderformad jordvolym med en radie som är större än skruvborrens radie. Båda synsätten är möjliga att använda och båda har sina för- och nackdelar. Men de två synsätten leder till olika slutsatser om hur replikatprover bör tas för att kontrollera provtagningen. Här ska direkt nämnas att denna rapport förespråkar det första synsättet, på grund av att nackdelarna är betydligt större med det andra synsättet.

Synsätt 1 – Skruvborrsprovet ska representera provpunkten

Detta synsätt är lämpligt när flera olika provpunkter tillsammans ska representera ett område, till exempel ett egenskapsområde inför en riskbedömning. Enligt Figur 13 består en skruvborrsprovtagning i praktiken av flera provtagningssteg:

1. En provtagning i själva provpunkten.
2. En provtagning av jorden på skruvborren.
3. En provtagning på laboratoriet.

Med synsätt 1 är det möjligt att ta replikatprover för att kontrollera osäkerheten i steg 2 och 3, däremot inte i steg 1. Orsaken till att steg 1 inte kan kontrolleras är att den provtagningen inte kan upprepas i samma punkt. Vid första anblick kan det framstå som en nackdel, men det behöver inte vara så. Steg 1 utgör ett slumpmässigt urval från en population och denna slumpmässighet behöver inte kontrolleras. Den viktigaste osäkerheten i steg 1 beror på storskalig variabilitet i egenskapsområdet och den hanteras genom gruppen av prover som tas, inte enskilda prover. Faktum är att med synsätt 1 kommer datamängden som helhet att innehålla alla slumpmässiga osäkerheter från både steg 1, 2 och 3. Den totala osäkerheten kan alltså utvärderas för hela datamängden utan att behöva bry sig om de enskilda provpunkterna. En fråga som bör ställas är därför om replikatprover verkligen är nödvändiga i detta fall.

Om replikatprover ändå tas, vad kan då kontrolleras med dessa? Svaret är att det som kan kontrolleras är slumpmässiga osäkerheter i steg 2 och 3. För att göra det på lämpligt sätt måste det definieras tydligt vad som ska kontrolleras.

Replikatprover tas normalt endast från en delmängd av alla provpunkter. Det kan då vara lämpligt att utforma provtagningen så att det blir enkelt att ta ut både ordinarie prov och replikatprov samtidigt. Det krävs dock att de ordinarie proverna tas på samma sätt i samtliga punkter, alltså även i de punkter där replikat inte tas – det är provtagningen generellt som ska kontrolleras. Det är bara om detta uppfylls som kontrollen blir korrekt.

Hur ska provuttaget göras? Det enklaste sättet att skapa de två proverna är genom att ta inkrement från skruvborren, systematiskt över hela borrens längd men från slumpmässig sida av borren. Det görs på samma sätt för både det ordinarie provet och replikatprovet. Med ett sådant angreppssätt kontrolleras både provuttaget från skruvborren samt provberedning och analys på laboratorium.

En alternativ metod är att samla all jord som finns på skruvborren, homogenisera jorden och ta ut två jämbördiga prover från jordvolymen.[16] Det finns även andra varianter som kan fungera. Oavsett vilken metod som används ska samma metod användas i alla provpunkter för att ta ut ordinarie prover, inte bara i de punkter där replikatprover tas.

Synsätt 2 – Skruvborrsprovet ska representera en jordvolym runt provpunkten

Grundtanken med synsätt 2 är att provet från provpunkten inte enbart representerar själva provpunkten utan även en större volym runt själva provpunkten, se Figur 14. Provet från en borrpunkt ska med detta synsätt representera en cylinderformad jordvolym med en radie som är större än skruvborrens radie; ibland nämns 0,5-1 m (se SGF, 2013). Tanken är att det finns en korrelation, ett släktskap i halter, mellan närliggande punkter. I SGF:s undersökningsportal (SGF, 2023) kallas detta för provets *räckvidd*. Synsättet är nära besläktat med begreppet *range*[17] i geostatistiken.

Med synsätt 2 är tanken att ett eller flera replikatprover ska tas från en annan del av den cylinderformade volymen runt provpunkten.[18] Skillnaden i halt mellan det ordinarie provet och replikatprovet ger då ett mått på den lokala variabiliteten runt provpunkten och denna typ av prov brukar kallas *närprov* (SGF, 2013). Se även avsnitt 3.6.3 där detta diskuteras.

Synsätt 2 kan i vissa fall ha fördelar men normalt leder synsättet till en hel del komplikationer då syftet med provtagningen är karakterisering. De viktigaste komplikationerna är:

- Det är tveksamt om närprover uppfyller de tre krav som kan ställas på ett korrekt replikat enligt avsnitt 3.4. Ett närprov är därför i de flesta fall ett *falskt replikat*, se avsnitt 3.6.1.
- Valen av volym som närprovet ska representera är subjektivt. Det innebär att ibland kan provets representativitet var hög och ibland låg, beroende på den lokala variabiliteten. Vid planeringen av provtagningen är det svårt att veta vad som kan förväntas.
- Det är oklart på vilket avstånd från det ordinarie provet som ett närprov ska tas. Det leder till en otydlighet om vilken lokal variabilitet som undersöks (variabiliteten kan förväntas variera med avståendet mellan provpunkterna).
- Att använda endast 1 enskilt prov (skruvborrsprovet) för att representera en större jordvolym (den cylinderformade större volymen) är olämpligt enligt provtagningsteorin. Provets representativitet blir låg.
- Den variabilitet som undersöks med närprover är den lokala variabiliteten. Den är en delmängd av den storskaliga variabiliteten som utvärderas med hjälp av hela datamängden. Det blir därför svårt att jämföra osäkerheterna med varandra och tolkningsproblem uppstår.

[16] Provuttaget ska göras på samma sätt i alla punkter, inte enbart i de punkter där replikatprover tas.
[17] Detta ska inte förväxlas med *Relative Range Statistics* (se kapitel 4) där *range* syftar på något helt annat.
[18] Ibland uppges att ett replikat ska tas så nära den ordinarie provpunkten som möjligt, alltså ett *närprov* (SGF, 2013).

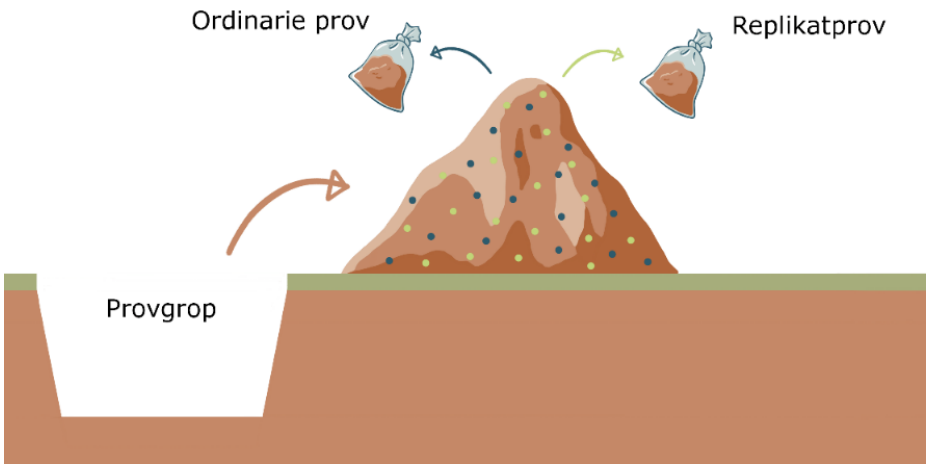
- Den variabilitet som kan beräknas med skruvborrdata gäller för en mindre skala än den cylinderformade större volymen enligt synsätt 2. Variansen för den större cylindervolymen kommer att vara lägre[19] men okänd, ändå säger synsätt 2 att det är denna större volym som är relevant, trots att mätningen görs på den mindre volymen. Det riskera leda till förvirring och felaktiga slutsatser.

Sammantaget är rådet i denna rapport att undvika synsätt 2 om syftet med provtagningen är karakterisering, se avsnitt 2.3. Synsätt 2 kräver tveksamma antaganden och besvärliga tolkningar som riskerar att leda till felaktiga slutsatser. Det är lämpligare att tillämpa synsätt 1.

Däremot kan synsätt 2 vara relevant vid andra provtagningssyften, som *sökning* och *avgränsning* (se avsnitt 2.2). För dessa syften kan det vara relevant att ta närprover eftersom den lokala variabiliteten har betydelse vid utvärdering och tolkning av data. En annan tillämpning av synsätt 2 är vid geostatistisk modellering, då den rumsliga korrelationen behöver modelleras.

3.5.3 Kontroll av provtagning i provgrop

Kontroll av provtagning för att mäta halten i en provgrop är konceptuellt enklare än i fallet med en provpunkt. Grundprincipen för kontrollen är att skapa prover (ordinarie prov och replikat) som var för sig representerar hela provgropen, se Figur 15. I avsnitt 2.5 beskrivs generellt hur representativa prover ska tas och de principerna ska följas. Det innebär att ett stort antal inkrement tas från provgropens jordvolym och slås samman till ett ordinarie prov. På samma sätt tas replikatprovet, men oberoende av det ordinarie provet. Med andra ord upprepas hela provtagningen då replikatprovet tas.



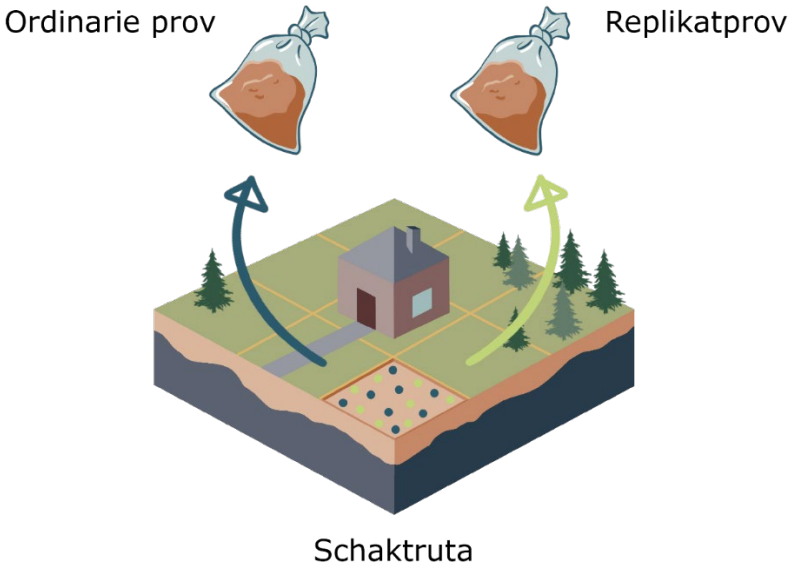
Figur 15. Illustration av provtagning i provgrop, med uttag av ordinarie prov och replikat. Prickarna i jordhögen avser inkrement och de två färgerna (prickar och pilar) motsvarar de två proverna.

[19] Se volym-varianseffekten i avsnitt 2.7.

En vanlig fråga vid provtagning i provgrop är om provet ska tas på uppgrävda massor eller från schaktväggarna i gropen. Svaret är att provet ska tas så att volymtäckningen blir så god som möjligt. Om provet enbart tas i schaktväggarna blir volymtäckningen inte särskilt god, och därmed inte heller provets representativitet.

3.5.4 Kontroll av halt i schaktruta

En schaktruta är en typ av beslutsenhet. Klassning av beslutsenheter beskrivs utförligt av SGI (2024). Provtagning av schaktrutor kan antingen utföras enligt Fall A (samlingsprov) eller Fall B (enskilda prover). I båda fallen antas att provtagningen utförs i 2D. Kontroll med replikatprover illustreras i Figur 16 för Fall A. Ingen illustration ges för Fall B eftersom replikatprovtagning oftast är onödig i detta fall (se nedan).



Figur 16. Illustration av provtagning i schaktruta, ordinarie prov och replikat, för Fall A. Prickarna i schaktrutan avser inkrement och de två färgerna (prickar och pilar) motsvarar de två proverna.

Kontroll av schaktruta med ett samlingsprov – Fall A

I detta fall tas ett ordinarie prov som representerar hela schaktrutan, enligt principerna i avsnitt 2.5.2. Replikatprovet tas på samma sätt genom att hela provtagningen upprepas. På så sätt erhålls två prover som var för sig representerar hela schaktrutan och är oberoende av varandra.

Kontroll av schaktruta med enskilda prover – Fall B

I Fall B tas flera enskilda prover som vart och ett analyseras på laboratorium. Det är därför inte möjligt att ta ett replikat som representerar samma sak. En möjlighet är att upprepa hela provtagningen och ta en ny uppsättning enskilda prover. Problemet är att

det blir kostsamt och egentligen inte tillför särskilt mycket ur kontrollsynpunkt. Orsaken är att de ordinarie proverna i sig (datamängden) gör det möjligt att kvantifiera osäkerheten vid klassning av schaktrutorna. Att ta ytterligare prover ger visserligen en säkrare bedömning men det är överflödigt att upprepa hela provtagningen en gång till. Ett bättre sätt är att öka antalet prover generellt vid provtagningen av schaktrutorna.

3.5.5 Kontroll av halt i jordhög

Kontroll av halt i jordhög utförs på i stort sett samma sätt som kontroll av halt i schaktruta. Både provtagning enligt Fall A (samlingsprov) och Fall B (enskilda prover) kan förekomma. En viktig skillnad finns dock och det är att provtagning i en jordhög är en 3D-provtagning, till skillnad från provtagning i schaktruta som normalt utförs i 2D. Som framgår i avsnitt 2.6.2 är det svårt att utföra en korrekt provtagning i 3D och det gäller både ordinarie prov och replikatprov. Det är därför lämpligt att använda några av metoderna i avsnitt 2.6.2 för att omvandla 3D-provtagningen till en provtagning i 2D. Samma principer som i avsnitt 3.5.4 ovan ska därefter följas. Notera att vid Fall B är replikatprover i princip överflödiga.

3.5.6 Kontroll av halt i egenskapsområde

Kontroll av halt i egenskapsområde är i grunden samma problem som kontroll av halt i schaktruta. Både provtagning enligt Fall A (samlingsprov) och Fall B (enskilda prover) kan förekomma. Samma principer som i avsnitt 3.5.4 ovan ska följas. Notera att vid Fall B är replikatprover i princip överflödiga.

3.6 Specialfall

3.6.1 Vad är ett falskt replikat?

I avsnitt 3.5 har beskrivits hur korrekta replikatprover ska tas för olika provtagningsproblem. För att ett replikat ska vara korrekt måste de tre principerna i avsnitt 3.4 vara uppfyllda, i annat fall är replikatet ett *falskt replikat*. Ett falskt replikat kan lätt misstas för att vara ett replikat, men det ger inte den upprepning och kontroll som ett korrekt replikat ger. Därför bör falska replikat undvikas. Det kan dock finns särskilda situationer där falska replikat ändå kan vara befogade, exempelvis om det är alltför kostsamt eller svårt att ta korrekta replikat. Det kan också vara så att problemställningen är mycket speciell, till exempel att det som ska kontrolleras är något annat än vad det ordinarie provet syftar till att undersöka. I detta fall handlar det egentligen inte om kontroll utan snarare om undersökning, men terminologin ”kontrollprov” eller ”replikatprov” kanske ändå används.

Nedan beskrivs några speciella kontrollsituationer, utöver typfallen i avsnitt 3.5, där replikatprover kan användas. I några av fallen nedan används falska replikat, vilket anges i texten. I denna rapport rekommenderas dock att falska replikat undviks.

3.6.2 Kontroll av utsättningens påverkan

Vid utsättning av provpunkter i fält varierar noggrannhet, bland annat beroende på vilken mätutrustning som används och svårigheter i terrängen på den aktuella platsen. Normalt innebär denna osäkerhet inga problem i en undersökning. Det finns dock situationer när utsättningsnoggrannheten kan vara viktig. Ett sådant fall är då provtagning återkommande ska utföras i samma punkt, till exempel i ett kontrollprogram, men där det inte är möjligt att märka ut punkten stadigvarande i fält.

Utsättningsnoggrannhetens inverkan på uppmätt halt i marken kan undersökas genom upprepad utsättning av provpunkten följt av upprepad provtagning. På detta sätt erhålls korrekta replikat som speglar utsättningens inverkan på mätresultatet. Ett betydligt enklare sätt är dock att skatta utsättningsnoggrannheten och placera ut replikaten utifrån detta.

3.6.3 Kontroll av lokal variabilitet med närprover

I SGF (2013) anges att så kallade närprover kan tas för att bedöma lokal variabilitet. Det är egentligen inte en kvalitetskontroll utan snarare ett led i undersökningen av variabiliteten på ett område. Eftersom närprover ändå brukar nämnas i samband med kvalitetskontroll av provtagning beskrivs de nedan.

Närprover kan användas för att undersöka den lokala variabiliteten, det vill säga föroreningshaltens variation på korta avstånd. Det kan av flera skäl vara betydelsefullt att känna till hur föroreningshalterna varierar på korta avstånd, både i tidiga skeden av ett efterbehandlingsprojekt (val av lämplig undersökningsmetodik) och senare i åtgärdsskedet (avgränsning av föroreningen). Även vid interpolering och geostatistiska tillämpningar är kunskap om den lokala variabiliteten värdefull.

För att ett närprov ska vara ett korrekt replikat måste syftet med det ordinarie provet vara att undersöka den lokala variabiliteten. Det innebär dock vissa problem. För att närprovet ska vara ett korrekt replikat ska det slumpas ut på samma sätt som det ordinarie provet. Ett närprov placeras normalt inte ut på det sättet, vilket innebär att ett närprov ofta blir ett falskt replikat.

3.6.4 Dubbelprover

Med dubbelprover avses i denna rapport två prover som tagits samtidigt, som representerar samma jordvolym och som skapas genom att exempelvis ett prov delas i två lika delar.[20] Syftet med dubbelprover är att de ska vara så lika som möjligt, vilket är ett annat syfte än för replikatprover som ska tas oberoende av varandra. Det innebär att ett dubbelprov i de flesta fall är ett falskt replikat.

Det är inte möjligt att skapa korrekta replikat genom att använda dubbelprover vid samlingsprovtagning (Fall A i avsnitt 2.5.2). Om ett samlingsprov delas i två lika delar blir

[20] Det kan finnas andra definitioner i annan litteratur.

de två proverna inte oberoende av varandra. Det leder till att osäkerheterna i provtagningssteg 1 (se Figur 13) inte kommer att ingå i kontrollen. Den totala osäkerheten kommer därför att underskattas om sådana dubbelprover används.

3.6.5 Replikat från schaktväggar i provgrop

Det är relativt vanligt att provtagning i provgropar utförs genom att jordproverna tas från gropens väggar och ibland även gropens botten. Enligt avsnitt 3.5.3 leder det till en representativitet som inte är optimal.

Kontrollprover genom replikat från schaktväggar kan användas om det ordinarie provet tagits på motsvarande sätt. Det är då viktigt att notera att det som kontrolleras inte är jordvolymen i provgropen utan jorden i schaktväggen. Konsekvensen blir att replikatet från schaktväggen är ett korrekt replikat om syftet är att kontrollera provtagningen i schaktväggen, men om syftet däremot är att kontrollera jorden i provgropsvolymen är replikatet ett falskt replikat.

Att ta ett korrekt replikat från en schaktvägg är inte helt enkelt. Samma procedur ska användas som då det ordinarie provet togs, även om denna procedur inte är optimal. Bäst representativitet uppnås om små inkrement tas slumpmässigt från schaktväggen runt hela provgropen, både för det ordinarie provet och replikatet.

3.6.6 Replikat från redan provtagna provgropar

I avsnitt 3.5.3 har beskrivits hur replikat ska tas för att bäst representera jorden i en provgrop och i avsnitt 3.6.5 anges hur replikat bör tas för att representera en schaktvägg i en provgrop. Ytterligare ett fall som gäller provgropar beskrivs i detta avsnitt.

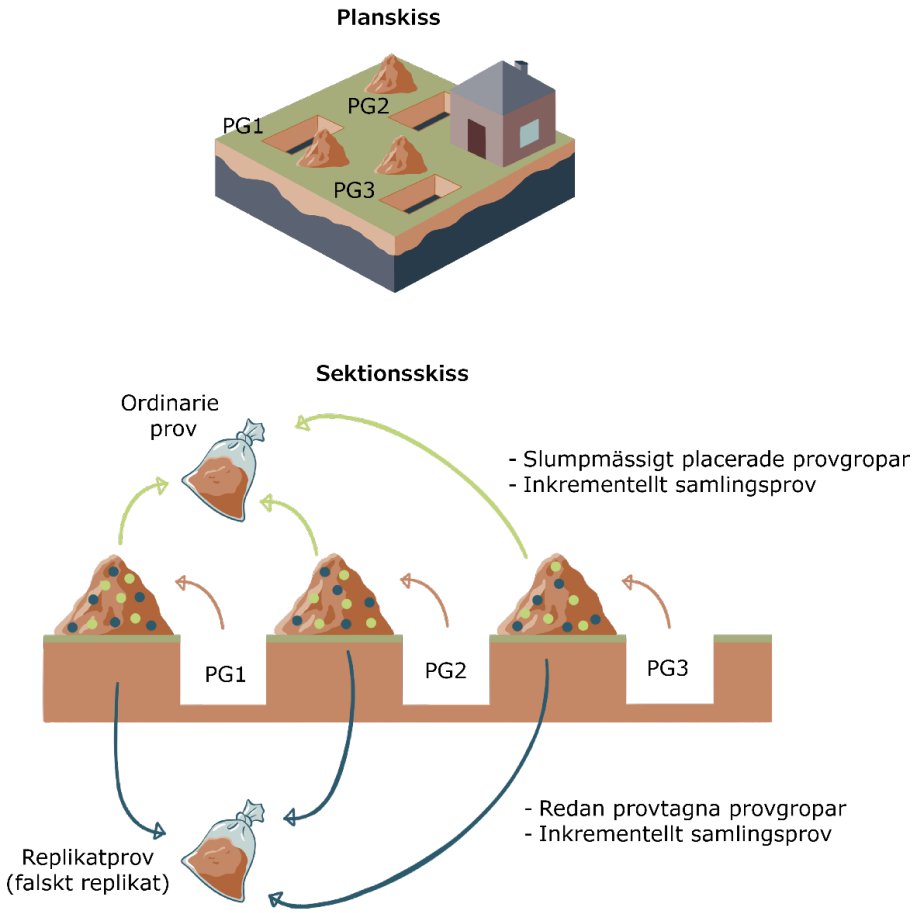
I detta fall tas först ett ordinarie prov i form av ett samlingsprov från en grupp provgropar, se Figur 17. Därefter tas ett replikat som ett samlingsprov från samma provgropar. Detta fall förekommer ibland då provtagning i provgropar används för att karakterisera ett helt egenskapsområde eller en mycket stor beslutsenhet. Principen för det ordinarie provet är följande:

- Ett antal provgropar grävs i den volym som ska karakteriseras (karakteriseringsvolymen).
- Från varje provgrop tas ett antal inkrement.
- Samtliga inkrement från alla provgropar slås samman till ett inkrementellt samlingsprov som representerar karakteriseringsvolymen.
- Samlingsprovet analyseras på laboratorium med särskild provberedning för att hålla laboratorieosäkerheterna på en låg nivå.

Som en kvalitetskontroll av provtagningen tas replikatprov på följande sätt:

- Befintliga provgropar används även för replikatprovtagningen.
- Provtagning och analys utförs i övrigt på samma sätt som för det ordinarie provet.

Det finns en viktig skillnad mellan det ordinarie provet och replikatprovet i detta fall. För att skapa det ordinarie provet väljs provgroparna slumpmässigt, men motsvarande slumpning görs inte för replikatprovet utan provtagningen utförs i samma provgropar. Det innebär att replikatprovet inte tas oberoende av det ordinarie provet och alla kraven i avsnitt 3.4 uppfylls därmed inte. Replikatprovet är därför ett falskt replikat.



Figur 17. Replikatprovtagning från en grupp om tre provgropar. Det ordinarie provet representerar karakteriseringsvolymen (slumpvist placerade provgropar) medan replikatprovet inte tas från slumpvist placerade gropar utan enbart från redan provtagna gropar. Replikatprovet är därför ett falskt replikat. Prickarna i jordhögarna avser inkrement och de två färgerna motsvarar de två proverna.

Ett problem med detta angreppssätt är att det kan framstå som om replikatet ger en kontroll av samma karakteriseringsvolym som det ordinarie provet ska undersöka. Skillnaden är att replikatet endast representerar den redan provtagna jordvolymen i provgroparna och inte karakteriseringsvolymen som helhet. Denna skillnad i representativitet kan vara mycket stor, särskilt om föroreningen förekommer heterogent i marken. Angreppssättet riskerar därför att missa en av de viktigaste källorna till osäkerhet vid provtagning – den storskaliga variabiliteten (avsnitt 2.8.4). Därför bör denna strategi undvikas, om den inte är absolut nödvändig av praktiska skäl eller kostnadsskäl.

Felet kan minskas något genom att öka antalet provgropar eller genom att gräva stors provgropar, så att den storskaliga variabiliteten täcks in bättre.

I de fall strategin ändå används är det viktigt att det tydligt framgår att replikatprovtagningen inte täcker in alla relevanta osäkerheter. En kvalitetskontroll med denna metod kommer att underskatta osäkerheterna och resultatet visar att provtagningen är bättre än vad den faktiskt är. Därför bör statistisk utvärdering undvikas i detta fall, se avsnitt 3.4.

Fallet ovan kan även förekomma vid provtagning med skruvborr, även om det är ovanligt. Principerna är desamma, det vill säga metoden bör undvikas eftersom den ger falska replikat.

3.6.7 Uttag av replikatprov på laboratorium

Uttag av replikatprover på laboratorium ligger utanför rapportens syfte, men för tydlighetens skull ska ändå en viktig aspekt nämnas. Replikatprovtagning på laboratorium kan aldrig skapa korrekta fältreplikat, helt enkelt för att osäkerheterna i provuttag i fält inte kan fångas vid provtagning på laboratorium. Sådana replikatprover är därför alltid falska replikat när det gäller fältprovtagning. Däremot kan replikat tas för att undersöka osäkerheten i provuttag och analys på laboratoriet.

4 Beräkning av osäkerheter

4.1 Mätosäkerhet

4.1.1 Vad ingår i mätosäkerheten?

Mätning kopplar till något som ska karakteriseras och i denna rapport är detta främst medelhalten i en karakteriseringsvolym, vilket beskrivs i avsnitt 2.4. I rapporten omfattar begreppet *mätning* alla de moment som leder fram till en önskad haltbestämning. Det innebär att både provtagning och laboratorieanalys ingår i begreppet, se Figur 9. Mätosäkerheten kan kvantifieras med hjälp av fältreplikat och omfattar alltså den kombinerade osäkerheten av provtagning och analys. I avsnitt 2.8 beskrivs de felkällor som finns vid provtagning och som ger upphov till provtagningsosäkerheter.

Enligt avsnitt 2.9 ska provtagningen utföras på ett sådant sätt att systematiska fel undviks. I samma avsnitt beskrivs hur provtagningen bör utföras för att de slumpmässiga felen ska hållas på en låg nivå. I detta kapitel beskrivs olika sätt att kvantifiera de slumpmässiga felen, uttryckt som osäkerhet. Kvantifiering av systematiska fel är ofta betydligt mer komplicerat och berörs däremot inte. Rekommendationen är att provtagningen ska läggas upp på ett sådant sätt att systematiska fel undviks. I praktiken är det svårt att helt undvika systematiska fel, men det är viktigt att försöka hålla dem på en så låg nivå att beslutet som ska fattas inte riskerar att påverkas.

Terminologin för att beskriva osäkerheter kan upplevas som något förvirrande. Inom statistiken används ofta *standardfel* och *konfidensintervall* för att kvantifiera osäkerheter medan begrepp som *standardosäkerhet* och *utvidgad osäkerhet* används inom mätvärdesbehandling (Lindskog, 1997; Nordtest, 2007). I denna rapport görs ett försök att koppla ihop de olika begreppen, men med föresatsen att följa terminologin i standarden GUM (ISO/IEC, 2008). Se Persson (odaterad) för en lättillgänglig beskrivning av denna standard på svenska.

4.1.2 Osäkerhet vid skattning av medelhalt

Denna rapport fokuserar på skattning av medelhalten i en karakteriseringsvolym. Det finns då två typer av osäkerheter som kan vara aktuella och det är viktigt att förstå skillnaden mellan dem:

1. Osäkerhet i skattad medelhalt vid en enstaka mätning.
2. Osäkerhet i skattad medelhalt vid upprepade mätningar.

Den första typen av osäkerhet är lika med variabiliteten i ett slumpmässigt urval (ett stickprov) vid upprepade mätningar. Denna variabilitet brukar uttryckas med hjälp av variationskoefficienten CV:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}}$$

där s är standardavvikelsen och $\bar{x}$ är medelvärdet av mätresultaten. Ibland används i stället begreppet relativ standardavvikelse, RSD (*Relative Standard Deviation*), för att kvantifiera variabiliteten (RSD = CV).

Osäkerhet vid enstaka mätning

Osäkerheten i skattad medelhalt vid enstaka mätning är lika med den variabilitet som skulle erhållas vid upprepade mätningar.

- Kan kvantifieras med variationskoefficienten CV eller det synonyma begreppet relativ standardavvikelse, RSD.
- Variabiliteten CV påverkas inte av antalet mätningar.

Denna osäkerhet betraktas inte alltid som en mätosäkerhet utan som variabilitet i data, men i de fall endast 1 mätning utförs blir osäkerheten i skattad medelhalt densamma som variabiliteten. Problemet är hur variabiliteten (CV) ska beräknas, eftersom det bara finns ett mätresultat. Om variabiliteten inte är känd sedan tidigare krävs alltså upprepade mätningar för att denna osäkerhet ska kunna kvantifieras, se exemplen i avsnitten 4.2-4.4.

Den andra typen av osäkerhet vid skattning av medelhalt är relevant då upprepade mätningar utförs. I detta fall är det lämpligt att uttrycka osäkerheten i skattningen med hjälp av den relativa standardosäkerheten, RSEM (*Relative Standard Error of the Mean*), enligt följande:

$$RSEM = \frac{CV}{\sqrt{n}}$$

där n är antalet mätningar. Enligt uttrycket ovan blir skattningen av medelhalten säkrare ju fler mätningar som görs (RSEM minskar). Även en osäker provtagningsmetod (högt CV) kan därmed ge ett tillräckligt bra resultat om provtagningen upprepas så många gånger att RSEM blir låg.

Osäkerhet vid upprepade mätningar

Osäkerheten i skattad medelhalt vid upprepade mätningar blir lägre än vid enstaka mätning.

- Kan kvantifieras med den relativa standardosäkerheten, RSEM.
- Blir mindre ju fler mätningar som görs.

Exempel där osäkerheten i skattad medelhalt uttrycks med RSEM ges i avsnitten 4.2 och 4.4. Osäkerheten i skattad medelhalt vid upprepade mätningar kan även uttryckas som relativ utvidgad osäkerhet, vilket bland annat illustreras i exemplet i avsnitt 4.3.

Notera att om en enstaka mätning görs (n = 1) gäller följande:

$$RSEM = \frac{CV}{\sqrt{n}} = \frac{CV}{\sqrt{1}} = CV$$

Osäkerheten i skattad medelhalt vid en enstaka mätning är alltså densamma som variabiliteten i datamängden (vilket beskrivits ovan).

Det kan vara lätt att blanda ihop ovanstående osäkerheter och det gäller därför att noggrant tänka igenom problemställningen och hålla isär begreppen. Det är viktigt att skilja mellan variabiliteten i mätningarna och osäkerheten i skattad medelhalt. Den andra osäkerheten minskar med ökat antal mätningar, men inte den första.

4.1.3 Osäkerhet i en provtagningsstrategi

Ibland är det lämpligt att försöka kvantifiera den totala osäkerheten i en generell provtagningsmetod eller provtagningsstrategi. För att bestämma denna osäkerhet måste först definieras hur många upprepade mätningar som ingår i strategin (enligt avsnittet ovan beror osäkerheten på antalet upprepningar). Den så kallade ISM-metoden kan användas som exempel. I denna strategi ingår normalt tre upprepade mätningar (tre replikat), och dessa kan användas för att beräkna osäkerheten i skattad medelhalt. Om däremot endast en provtagningsomgång genomförs blir osäkerheten större och osäkerheten kan då inte kvantifieras.

4.1.4 Absolut och relativ osäkerhet

Osäkerheter kan uttryckas både absolut och relativt. För att uttrycka en osäkerhet absolut används ofta ett konfidensintervall för halten, till exempel 100±25 mg/kg. I denna rapport uttrycks däremot osäkerheterna i huvudsak relativt, som procent av ett enskilt mätvärde eller av medelvärdet. Det ofta är mer praktiskt än att uttrycka osäkerheten absolut. Genom att uttrycka osäkerheten i procent blir det enklare att jämföra osäkerheten mellan olika provtagningsstrategier, olika föroreningar, olika delområden och olika förorenade platser.

4.1.5 Standardosäkerhet och utvidgad osäkerhet

Den relativa osäkerheten kan i sin tur uttryckas på två sätt, dels som relativ standard-osäkerhet, dels som relativ utvidgad osäkerhet (se ordlistan). Den relativa standard-osäkerheten baseras på en standardavvikelse medan den utvidgade osäkerheten utgår från en konfidensgräns i ett konfidensintervall.

För en enstaka mätning är den relativa standardosäkerheten lika med CV, vilket är detsamma som RSD. Vid upprepade mätningar är den relativa standardosäkerheten RSEM[21].

[21] Se ekvationer i avsnitt 4.1.2 och 4.2.

Den utvidgade osäkerheten[22] beräknas genom att multiplicera standardosäkerheten med en täckningsfaktor så att måttet representerar en högre konfidensgrad – det är därför osäkerheten kallas *utvidgad*. Anledningen till att den utvidgade osäkerheten beräknas är önskan att det "sanna värdet" ska ligga inom det intervall som är givet av mätresultatet ± osäkerheten (Magnusson et al., 2017). Standardosäkerheten har nämligen en konfidensgrad på endast ca 68 %, men ofta önskas en betydligt högre konfidens, vanligen 90 % eller högre.

Standardosäkerheten och den utvidgade osäkerheten är alltså olika mått för att beskriva mätosäkerheten. I rapporten uttrycks båda relativt, i procent.

4.1.6 Metoder för beräkning av mätosäkerhet

Storleken på mätosäkerheten kan utvärderas både kvalitativt och kvantitativt. En kvalitativ bedömning blir ofta subjektiv och därför rekommenderas en kvantitativ beräkning av mätosäkerheten, om det är möjligt. Ett krav för att kunna kvantifiera osäkerheterna är att provtagningen på något sätt har upprepats, antingen genom replikatprovtagning eller genom att flera enskilda prover har tagits från samma karakteriseringsvolym.

I följande avsnitt beskrivs metoder för att beräkna osäkerheter för tre olika fall:

- Metod 1: Replikat av samlingsprover från en karakteriseringsvolym.
- Metod 2: Flera enskilda prover från en karakteriseringsvolym.
- Metod 3: Replikat från en grupp karakteriseringsvolymer – *Relative Range Statistics*.

Det finns andra situationer där osäkerheterna kan kvantifieras, men ovanstående tre fall täcker in de vanligaste vid provtagning av förorenad jord. Nedan beskrivs de tre metoderna, med exempel på hur de kan tillämpas.

4.2 Metod 1 – Replikat av samlingsprover

4.2.1 Beskrivning

Samlingsprovtagning är en vanlig metod för att karakterisera en jordvolym. Vid tillämpning av metod 1 tas flera samlingsprover som vardera representera hela karakteriseringsvolymen – Fall A i avsnitt 2.5.2. Ett exempel på detta är ISM-provtagning där inkrementella samlingsprover skapas. Provtagning upprepas tre gånger, det vill säga tre oberoende mätresultat erhålls (replikat) och varje mätning representerar karakteriseringsvolymen. Variationen mellan de tre mätresultaten är ett mått på mätosäkerheten.

Det är lämpligt att uttrycka variabiliteten med hjälp av variationskoefficienten, CV:

[22] I rapporten avses den relativa utvidgade standardosäkerheten, men skrivs nedkortat ”utvidgad osäkerhet”.

$$CV = \frac{s}{\bar{x}}$$

där s är standardavvikelsen och $\bar{x}$ är medelvärdet av mätresultaten. Notera att den osäkerhet som beräknas på detta sätt motsvarar osäkerheten i en enstaka bestämning av medelhalten, det vill säga då endast ett samlingsprov tas.[23] I avsnitt 5.1.1 diskuteras hur CV-värden som beräknats från replikat bör tolkas.

Osäkerheten i den skattade medelhalten blir dock lägre om flera replikat tas, som i ISM där minst tre replikat rekommenderas. Osäkerheten i skattningen av medelhalten kan också uttryckas som den relativa standardosäkerheten, *RSEM (Relative Standard Error of the Mean)*, på följande sätt:

$$RSEM = \frac{CV}{\sqrt{n}}$$

Om $n = 3$ blir alltså osäkerheten i skattningen av medelhalten lägre än replikatens variabilitet ($1/\sqrt{3} \approx 58$ %). Hur det beräknade RSEM-värdet bör tolkas diskuteras i avsnitt 5.1.2.

Ett annat sätt att redovisa osäkerheten är med hjälp av ett konfidensintervall för medelhalten. Det 90-procentiga konfidensintervallet för medelhalten, *CI_{90}*, kan beräknas med hjälp av Students t-fördelning:

$$CI_{90} = \bar{x} \pm t_{\alpha/2;\, df} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$$

där värdet $t_{\alpha/2;\, n-1}$ betecknas *täckningsfaktor*[24] och hämtas från t-fördelningen vid $\alpha/2 = 5$ % för ett 90-procentigt tvåsidigt konfidensintervall och vid $df = n - 1$ frihetsgrader. Ekvationen gäller då mätfelen är normalfördelade. Om replikatens CV är hög[25] kan felen inte längre betraktas som normalfördelade och andra metoder kan behöva användas för att beräkna konfidensintervallet.

Samma osäkerhet kan också uttryckas som relativ utvidgad osäkerhet. Det kan göras med hjälp av den övre konfidensgränsen:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet = \frac{UCL - \bar{x}}{\bar{x}} = \frac{t_{\alpha/2;\, df} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}}{\bar{x}} = t_{\alpha/2;\, df} \cdot RSEM$$

där $t_{\alpha/2;\, df}$ är den så kallade täckningsfaktorn. Den relativa utvidgade osäkerheten kan alltså beräknas genom att multiplicera RSEM med täckningsfaktorn. Denna täckningsfaktor är större än 1 och därmed får den utvidgade osäkerheten ett större procenttal än RSEM.

[23] Osäkerheten avser en mätning men beräknas med hjälp av tre mätningar.
[24] Begreppet täckningsfaktor används inom mätvärdesbehandling (Lindskog (1997), men det statistiska begreppet är t-kvantil.
[25] Redan vid CV=1/3 börjar datamängden avvika från en normalfördelning och vid CV=1 eller högre är avvikelsen kraftig.

4.2.2 Exempel – Replikat av samlingsprover

En jordhög ska karakteriseras med hjälp av inkrementella samlingsprover. Tre oberoende prover (replikat) tas (n = 3) och analyseras på laboratorium. Varje prov representerar hela jordhögen. Följande resultat erhålls (halt i mg/kg): 103, 95 och 147. Beräkningar görs på följande sätt:

$\bar{x}$ = 115 mg/kg

s = 28,0 mg/kg

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} = \frac{28{,}0}{115} \approx 0{,}243 = 24{,}3\ \%$$

CV, det vill säga variabiliteten mellan replikaten, är så pass låg att mätfelen kan antas vara normalfördelade. Resultatet visar att vid en enstaka mätning (1 samlingsprov) kan en relativ mätosäkerhet på 24 % förväntas. I det aktuella fallet görs tre mätningar och osäkerheten i den skattade medelhalten (den relativa standardosäkerheten) blir därför lägre:

$$RSEM = \frac{CV}{\sqrt{n}} \approx \frac{0{,}243}{\sqrt{3}} \approx 0{,}141 = 14{,}1\ \%$$

Osäkerheten i skattad medelhalt i jordhögen blir alltså 14 %. Motsvarande osäkerhet i skattad medelhalt kan också redovisas som ett konfidensintervall med hjälp av Students t-fördelning:

$$CI_{90} = \bar{x} \pm t_{\alpha/2;\, df} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}} \approx 115 \pm 2{,}920 \cdot \frac{28{,}0}{\sqrt{3}} \approx 115 \pm 47 \text{ mg/kg}$$

där $df = n - 1 = 2$ vilket ger en täckningsfaktor[26] på 2,920 vid ett tvåsidigt 90-procentigt konfidensintervall. Den nedre konfidensgränsen, LCL, blir då 68 mg/kg och den övre, UCL, blir 162 mg/kg.[27] Detta konfidensintervall täcker in den verkliga medelhalten i jordhögen med en övertygelse[28] på 90 %.

Osäkerheten i skattningen av medelhalten kan också uttryckas genom den så kallade *relativa utvidgade osäkerheten*:

$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet = t_{\alpha/2;\, df} \cdot RSEM \approx 2{,}920 \cdot 0{,}141 \approx 41\ \%$. Motsvarande beräkningen kan även göras med hjälp av konfidensintervallet ovan:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet = \frac{UCL - \bar{x}}{\bar{x}} = \frac{47}{115} \approx 41\ \%.$$

Detta värde motsvarar RSEM = 14 %. Skillnaden mellan RSEM den relativa utvidgade osäkerheten är att RSEM uttrycks vid en (1) standardavvikelse från medelvärdet. RSME representerar därmed en lägre konfidensgrad än den utvidgade osäkerheten.

Notera att UCL för ett tvåsidigt 90-procentigt konfidensintervall motsvarar $UCLM_{95}$, se avsnittet nedan.

[26] Talet 2,920 kan hämtas från Excel med funktionen T.INV eller från statistisk litteratur.
[27] LCL = *Lower Confidence Limit* och UCL = *Upper Confidence Limit*. UCL för medelhalten betecknas UCLM i de svenska vägledningarna för förorenad mark.
[28] Konfidensgrad.

4.3 Metod 2 – Flera enskilda prover

4.3.1 Beskrivning

En vanligt förekommande provtagningsstrategi vid förorenade områden är karakterisering med hjälp av flera enskilda prover från karakteriseringsvolymen. Målet är att skatta en medelhalt i karakteriseringsvolymen. Ett exempel är då ett egenskapsområde ska riskbedömas och ett antal enskilda prover tas i egenskapsområdet, exempelvis med skruvborr eller från provgropar. Andra fall är då en jordhög eller en schaktruta ska karakteriseras med enskilda prover. I alla dessa fall representerar de enskilda proverna en jordvolym som är mindre än karakteriseringsvolymen, vilket motsvarar Fall B i avsnitt 2.5.3.

I detta fall kan osäkerheten i den skattade medelhalten beräknas utan att särskilda replikatprover behöver tas. Det beror på att datamängden som helhet innehåller flera oberoende observationer – de enskilda proverna – och hela datamängden kan då användas för att beräkna osäkerheten. Den osäkerhet som beräknas omfattar den storskaliga variabiliteten i karakteriseringsvolymen, alla andra provtagningsosäkerheter samt analysosäkerheten.

Ett sätt att redovisa osäkerheten är med hjälp av ett konfidensintervall, på motsvarande sätt som i avsnitt 4.2 ovan. Det finns dock ett problem med detta. En datamängd som skapats med enskilda prover från ett förorenat område är sällan normalfördelad och då kan ekvationen för konfidensintervall i avsnitt 4.2 inte användas. Då krävs andra beräkningsmetoder, beroende på datamängdens statistiska fördelning.

Ett sätt att hantera ovanstående problem är att använda programvaran Pro-UCL som utvecklats av US EPA (2022). Detta program kan på egen hand analysera datamängden och välja den beräkningsmetod som är lämpligast. I analysen tas bland annat hänsyn till hur många mätvärden som finns. Programmet kan beräkna beskrivande statistik för datamängden, inklusive medelvärde och övre konfidensgräns för medelhalten (UCLM).

En annan möjlighet är att använda det statistikverktyg i Excel som utvecklats av Chalmers i Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering (Rosén et al., 2009).[29] Med hjälp av detta verktyg kan UCLM beräknas för några olika fall:

- Datamängden följer en normalfördelning. UCLM beräknas med Students t-fördelning enligt avsnitt 4.2.
- Datamängden följer en lognormalfördelning. UCLM beräknas med en variant av Chebyshevs metod under lognormalantagande.
- Datamängden följer inte någon specifik statistisk fördelning. UCLM beräknas med Chebyshevs fördelningsfria metod.

I Excel-verktyget plottas data i grafer, som hjälp för att bedöma om datamängden följer en viss statistisk fördelning eller inte. Om tolkningen är osäker är det ofta lämpligt att välja den fördelningsfria metoden.

[29] Excelprogrammet finns tillgängligt på SGI:s webb.

Notera att det är möjligt att beräkna UCLM för olika konfidensgrader, både med Pro-UCL och med Chalmers statistikverktyg, men det är vanligt att den övre 95-procentiga konfidensgränsen beräknas, $UCLM_{95}$. Detta motsvarar UCL för ett 90-procentigt tvåsidigt konfidensintervall enligt avsnitt 4.2.

Den relativa utvidgade osäkerheten för den skattade medelhalten kan beräknas på följande sätt:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet = \frac{UCLM_{95} - \bar{x}}{\bar{x}}$$

Om datamängden är normalfördelad gäller den relativa utvidgade osäkerheten både uppåt och nedåt från medelvärdet. I andra fall gäller osäkerheten endast uppåt.[30]

4.3.2 Exempel – Flera enskilda prover

Samma jordhög som i exemplet i avsnitt 4.2 ska karakteriseras. Detta görs med 10 enskilda prover som tas ut med spade i slumpmässigt valda punkter i jordhögen. Samtliga prover skickas till laboratorium för analys. Resultaten visas i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av mätresultat från 10 enskilda prover från en jordhög. Halter i enheten mg/kg.

134	155	76	40	27
87	99	56	210	321

Datamängden matas in i Chalmers statistikverktyg som beskrivs ovan. Beskrivande statistik visas i Figur 18. I Figur 19 presenteras grafer i form av normalfördelningsplot och lognormalfördelningsplot samt beräkningar av UCLM. Som framgår är datamängden inte riktigt normalfördelad (ej helt rät linje) men i stort sett lognormalfördelad. Det innebär att det är ett gränsfall om UCLM = 172,5 mg/kg kan användas eftersom data avviker något från en normalfördelning. Om datamängden däremot antas vara log-normalfördelad blir UCLM = 272,2 mg/kg enligt statistikverktyget, vilket är betydligt högre. Beräkningsmetoden är dock känslig även för små avvikelser från en lognormal-fördelning och därför är det inte fel att använda den fördelningsfria metoden som ger UCLM = 244,2 mg/kg. Här väljs den fördelningsfria metoden som ett första försök i utvärderingen.

[30] De beskrivna programvarorna har funktioner för att beräkna övre konfidensgränser då datamängden är icke-normalfördelad, men däremot inte nedre konfidensgränser.

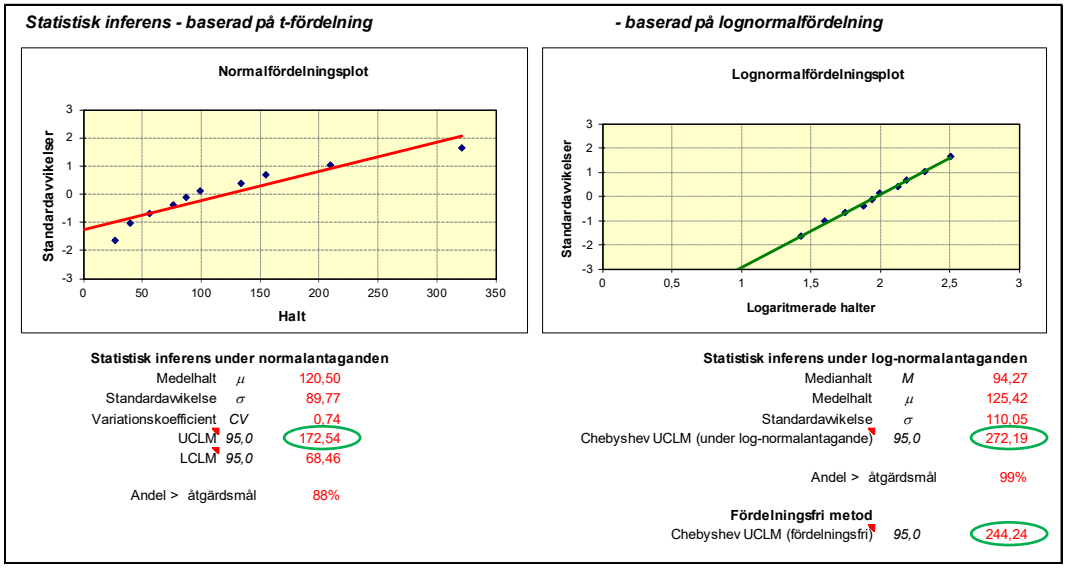
Beskrivande statistik		**Värde**
Medelvärde	*m*	120,50
Standardawikelse	*s*	89,77
Variationskoefficient	*CV*	0,745
Antal analysdata	*N*	10
Minvärde	*Min*	27,00
25-Percentil	*P25*	61,00
Medianvärde	*P50*	93,00
75-percentil	*P75*	149,75
Maxvärde	*Max*	321,00

Figur 18. Beskrivande statistik för mätresultat från 10 enskilda prover från en jordhög, beräknat med Chalmers statistikverktyg.

Enligt Figur 18 är medelvärdet 120,5 mg/kg. Ett mått på den relativa utvidgade osäkerheten vid skattning av medelhalten i jordhögen kan därmed beräknas:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet = \frac{UCLM - \bar{x}}{\bar{x}} \approx \frac{244{,}2 - 120{,}5}{120{,}5} \approx 1{,}03 = 103\ \%$$

Om datamängden i stället antas vara normalfördelad blir den relativa utvidgade osäkerheten $= \frac{172{,}5-120{,}5}{120{,}5} \approx 43\ \%$, vilket är en avsevärd skillnad mot 103 %. Det visar hur känsliga beräkningarna kan vara för antaganden om statistiska fördelningar.



Figur 19. Grafer, medelhalter och osäkerheter beräknade med Chalmers statistikverktyg för mätresultat från 10 enskilda prover i en jordhög. De tre UCLM-värdena som programmet beräknar har markerats med gröna elipser.

Eftersom den beräknade osäkerheten ovan inte är entydig görs även en beräkning med hjälp av programvaran Pro-UCL som kontroll. Där finns möjlighet att välja att programmet ska testa vilken beräkningsmetod som är lämpligast att använda för den aktuella datamängden. Ett stort antal metoder testas och Pro-UCL rekommenderar den metod och det UCLM-värde som programvaran bedömer vara lämpligast. ProUCL rekommenderar metod baserat på antal observationer, variabilitet och om det finns något som talar emot en viss fördelning. Ofta passar flera olika fördelningar till datamängden och i sådana fall rekommenderar ProUCL den enklaste fördelningen, för att inte generera överdrivet höga UCLM-värden. Det innebär att om varken en normalfördelning eller en lognormalfördelning kan förkastas kommer normalfördelningen att rekommenderas.

I detta fall tolkar programmet datamängden som normalfördelad och rekommenderar därför Students t-fördelning, vilket ger UCLM = 172,5 mg/kg. Pro-UCL anser alltså att det inte är nödvändigt att beräkna UCLM utifrån ett antagande om lognormalfördelade data, trots att passningen av lognormalfördelningen i Figur 19 rent okulärt framstår som bättre än passningen av normalfördelningen.

Med UCLM = 172,5 mg/kg blir den relativa utvidgade osäkerheten 43 %, enligt ovan. Det är ungefär lika stor osäkerhet som provtagningen med inkrementella samlingsprover i exemplet i avsnitt 4.2. Slutsatsen blir därmed att karakterisering av jordhögen med enskilda prover (Metod 2) i detta fall innebär ungefär lika stor osäkerhet som karakterisering med inkrementella samlingsprover (Metod 1). Möjligen kan Metod 2 vara något sämre eftersom osäkerheten 43 % inte tar hänsyn till att datamängden avviker något från en normalfördelning (Figur 19). En nackdel med Metod 2 är i detta fall att analyskostnaden blir högre än för Metod 1 eftersom fler prover behöver analyseras. Fördelen är att metoden ger information om variabiliteten inom jordhögen, till skillnad från Metod 1.

4.4 Metod 3 – Replikat från en grupp karakteriseringsvolymer

4.4.1 Beskrivning

Den tredje metoden för att kvantifiera mätosäkerhet kallas *Relative Range Statistics* (SGF, 2019; Nordtest, 2007), en statistisk metod för att med ett antal mätningar eller analyser skatta mät- eller analysmetodens relativa standardavvikelse.[31] Angreppssättet kräver minst åtta mätningar eller analyser som vardera upprepas en gång, men helst fler för säkrare skattning. Förutsättningarna är att de relativa mätfelen ska vara normalfördelade och att den relativa standardavvikelsen är konstant inom mätintervallet.

Metoden kan användas när en grupp med fältreplikat kommer från olika karakteriseringsvolymer. Ett sådant exempel är då ett antal beslutsenheter, exempelvis schaktrutor eller jordhögar, ska klassificeras. I varje beslutsenhet tas ett samlingsprov som skickas till laboratorium för analys. Replikatprover tas på motsvarande sätt, men endast i ett slumpmässigt urval av beslutsenheterna, exempelvis i 10 %. På detta sätt erhålls en datamängd med upprepningar (datapar), men dataparen representerar inte en specifik beslutsenhet, inte heller den mindre grupp av beslutsenheter där replikaten togs, utan

[31] I Nordtest (2005) kallas angreppssättet för *simple d-statistics*.

hela gruppen av beslutsenheter. Den osäkerhet som kan beräknas är därför en generell osäkerhet för hela gruppen av beslutsenheter. Ett annat sätt att uttrycka detta är att osäkerheten avser en förväntad osäkerhet i en slumpvis vald beslutsenhet som provtas. Metoden kan även tillämpas på annat än beslutsenheter, till exempel provgropar eller andra jordvolymer som ska karakteriseras.

Beräkningsmetoden beskrivs i detalj av SGF (2019) och Nordtest (2005; 2007). Beskrivningen nedan utgår från SGF-rapporten.[32]

Absolutbeloppet av haltskillnaden D_i mellan ordinarie prov i_1 och replikat i_2 (dataparet) beräknas som:

$$D_i = \left|x_{i,1} - x_{i,2}\right|$$

där x avser halten i ett prov. Det relativa absolutbeloppet av haltskillnaden, d_i, beräknas för varje datapar som:

$$d_i = \frac{D_i}{\bar{x}_i} = \frac{\left|x_{i,1} - x_{i,2}\right|}{\bar{x}_i}$$

där $\bar{x}_i$ är dataparets medelvärde. Medelvärdet $\bar{d}$ av absolutbeloppet av haltskillnaden för samtliga datapar är:

$$\bar{d} = \sum_{i=1}^{n} (d_i)/n$$

där n är antalet datapar. Den relativa standardavvikelsen, *RSD*[33], beräknas som:

$$RSD = \frac{\bar{d}}{1{,}128}$$

Nämnaren 1,128 gäller för metoden *Relative Range Statistics* (SGF, 2019) där två replikat används (datapar).[34] Den beräknade osäkerheten gäller vid enstaka mätningar, då de relativa mätfelen är normalfördelade och den relativa osäkerheten är konstant.

Den relativa utvidgade osäkerheten kan beräknas på samma sätt som för metod 1, se avsnitten 4.2.1 och 4.2.2. Det finns dock en skillnad och det gäller beräkningen av antalet frihetsgrader, *df*. I metoden *Relative Range Statistics* beräknas *df* enligt följande (SGF, 2019; Nordtest, 2005):

$$df = 0{,}88 \cdot n$$

I SGF (2019) visas även hur en grafisk kontroll av mätfelen kan göras. En sådan ger möjlighet att bedöma om de relativa mätfelen är normalfördelade eller inte. Principen är att använda ett så kallat kontrolldiagram där dataparens medelvärden $\bar{x}_i$ plottas på x-axeln och haltskillnaden D_i på y-axeln. En manuell bedömning kan göras om de relativa

[32] Metoden beskrivs på s. 68-73 i SGF (2019).
[33] I SGF (2019) används beteckningen RSA. Ovan används beteckningen RSD i stället för CV, för att markera att osäkerheten beräknas på ett annat sätt än för metod 1 och metod 2.
[34] Se https://demonstrations.wolfram.com/DistributionOfTheSampleRangeOfContinuousRandomVariables/ för beräkning av värdet på nämnaren för två eller fler replikat.

mätfelen är normalfördelade och om den relativa standardavvikelsen är konstant över mätintervallet. Om de relativa mätfelen avviker från en normalfördelning kan andra metoder behöva användas, till exempel robust ANOVA (Ramsey, 1998). I de fall den relativa standardavvikelsen inte är konstant kan så kallad *grouped d-statistics* (Nordtest, 2005) användas i stället, men då krävs minst 50 datapar.

4.4.2 Exempel – *Relative Range Statistics*

Exemplet nedan är detsamma som i SGF (2019). Ett område är förorenat med bly och ett antal schaktrutor ska klassificeras med hjälp av samlingsprover. Ett samlingsprov tas per schaktruta men i åtta av rutorna ($n = 8$) tas replikatprover. Dessa replikat tas som nya, oberoende samlingsprover, se avsnitt 3.5.4. Laboratorieresultaten för dessa åtta rutor framgår av Tabell 2, tillsammans med efterföljande beräkningar.

Tabell 2. Analysresultat för replikatprovtagning i åtta schaktrutor samt beräknade värden för D_i, $\bar{x}_i$ och d_i (från SGF, 2019). Ett datapar erhålls för varje schaktruta. Halter i enheten mg/kg.

Datapar *i*	$x_{i,1}$	$x_{i,2}$	D_i	$\bar{x}_i$	d_i
1	103	35	68	69,0	0,986
2	48	66	18	57,0	0,316
3	102	115	13	108,5	0,120
4	55	39	16	47,0	0,340
5	38	42	4	40,0	0,100
6	51	63	12	57,0	0,211
7	91	108	17	99,5	0,171
8	111	157	46	134,0	0,343

Med hjälp av ekvationerna ovan beräknas den relativa medelskillnaden som:

$$\bar{d} \approx \frac{0{,}986 + 0{,}316 + 0{,}120 + 0{,}340 + 0{,}100 + 0{,}211 + 0{,}171 + 0{,}343}{8} \approx 0{,}323$$

Den relativa standardavvikelsen beräknas som:

$$RSD = \frac{\bar{d}}{1{,}128} \approx \frac{0{,}323}{1{,}128} \approx 0{,}287 \approx 29\ \%$$

Detta är den osäkerhet som kan förväntas vid en enstaka mätning på en schaktruta.

Osäkerheten kan även uttryckas som *relativ utvidgad osäkerhet*. Först beräknas antalet frihetsgrader[35]:

$$df = 0{,}88 \cdot n = 0{,}88 \cdot 8 \approx 7$$

Vid 1 mätning blir $RSEM = RSD$ (eftersom kvadratroten ur 1 är lika med 1) och den relativa utvidgade osäkerheten beräknas som[36]:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet, 1\ mätning = t_{\alpha/2;\,df} \cdot RSEM \approx 1{,}895 \cdot 0{,}287 \approx 0{,}543 \approx 54\ \%$$

Denna osäkerhet gäller vid en enstaka mätning, men i åtta av schaktrutorna har två mätningar gjorts ($n = 2$). I dessa rutor blir osäkerheten vid skattning av medelhalten:

$$RSEM = \frac{RSD}{\sqrt{n}} \approx \frac{0{,}287}{\sqrt{2}} \approx 0{,}203 \approx 20\ \%$$

Motsvarande utvidgade osäkerhet är:

$$Relativ\ utvidgad\ osäkerhet, 2\ mätningar = t_{\alpha/2;\,df} \cdot RSEM \approx 1{,}895 \cdot 0{,}203 \approx 38\ \%$$

Standardosäkerheten vid en mätning är alltså 29 % men minskar till 20 % vid två mätningar. Den relativa utvidgade osäkerheten minskar från 54 % vid en mätning till 38 % vid två mätningar. Med ekvationerna ovan är det även möjligt att beräkna hur många gånger en mätning behöver upprepas i en schaktruta för att nå en önskad nivå. Antag att kravet på RSEM sätts till 15 %. Då krävs fyra upprepade mätningar ($n = 4$) i en schaktruta.

4.5 Diskussion

De tre metoderna som beskrivs ovan är lämpliga vid olika situationer. Metod 1 kan användas då upprepad provtagning görs med hjälp av samlingsprover i en karakteriseringsvolym, vilket är lämplig vid exempelvis ISM-provtagning där varje prov representerar hela karakteriseringsvolymen. I metod 1 krävs replikatprover för att osäkerheten ska kunna beräknas.

Metod 2 kan tillämpas när flera enskilda prover används för att karakterisera en jordvolym, vilket är vanlig vid riskbedömning av förorenade områden då ett egenskapsområde ska karakteriseras. Inga specifika replikatprover behövs eftersom upprepad provtagning görs genom att flera enskilda prover tas. Osäkerheten kan därmed beräknas utan kompletterande replikatprover och det är bättre att lägga pengarna på att ta fler enskilda prover för att minska osäkerheten.

Metod 3, *Relative Range Statistics*, skiljer sig från de första två genom att osäkerheten beräknas för en hel grupp av jordvolymer. Det innebär att det osäkerhetsmått som beräknas gäller generellt vid provtagning i gruppen av jordvolymer. Metod 3 är därför tillämpbar då en grupp beslutsenheter, till exempel schaktrutor, ska provtas.

[35] Avrundas nedåt till närmaste heltal.
[36] Talet 1,895 gäller för 7 frihetsgrader och tvåsidig 90-procentig konfidens. Det kan hämtas från Excel med funktionen T.INV eller från statistisk litteratur.

5 Värdering av osäkerheter

5.1 När är osäkerheten acceptabel?

I kapitel 4 beskrivs tre metoder för att kvantifiera osäkerheter vid provtagning av förorenad jord. Men hur ska den beräknade osäkerheten tolkas? I detta avsnitt diskuteras denna fråga. De två typerna av osäkerhet i avsnitt 4.1.2 diskuteras var för sig.

5.1.1 Osäkerhet vid enstaka mätning – CV och RSD

Osäkerheten i skattning av medelhalten vid en enstaka mätning (n = 1) är lika med variabiliteten vid upprepade mätningar, inräknat osäkerheter i hela mätningskedjan, från provtagning till och med laboratorieanalys. Den uttrycks ofta med variationskoefficienten CV, vilken är identisk med den relativ standardavvikelsen, RSD. Problemet är att CV inte kan beräknas om det bara finns ett mätvärde. Därför krävs upprepade mätningar för att kunna beräkna osäkerheten vid en enstaka mätning. Ett exempel där detta görs är den så kallade ISM-metoden där tre oberoende replikat rekommenderas, bland annat för att kunna bedöma om osäkerheten ligger på en lämplig nivå.

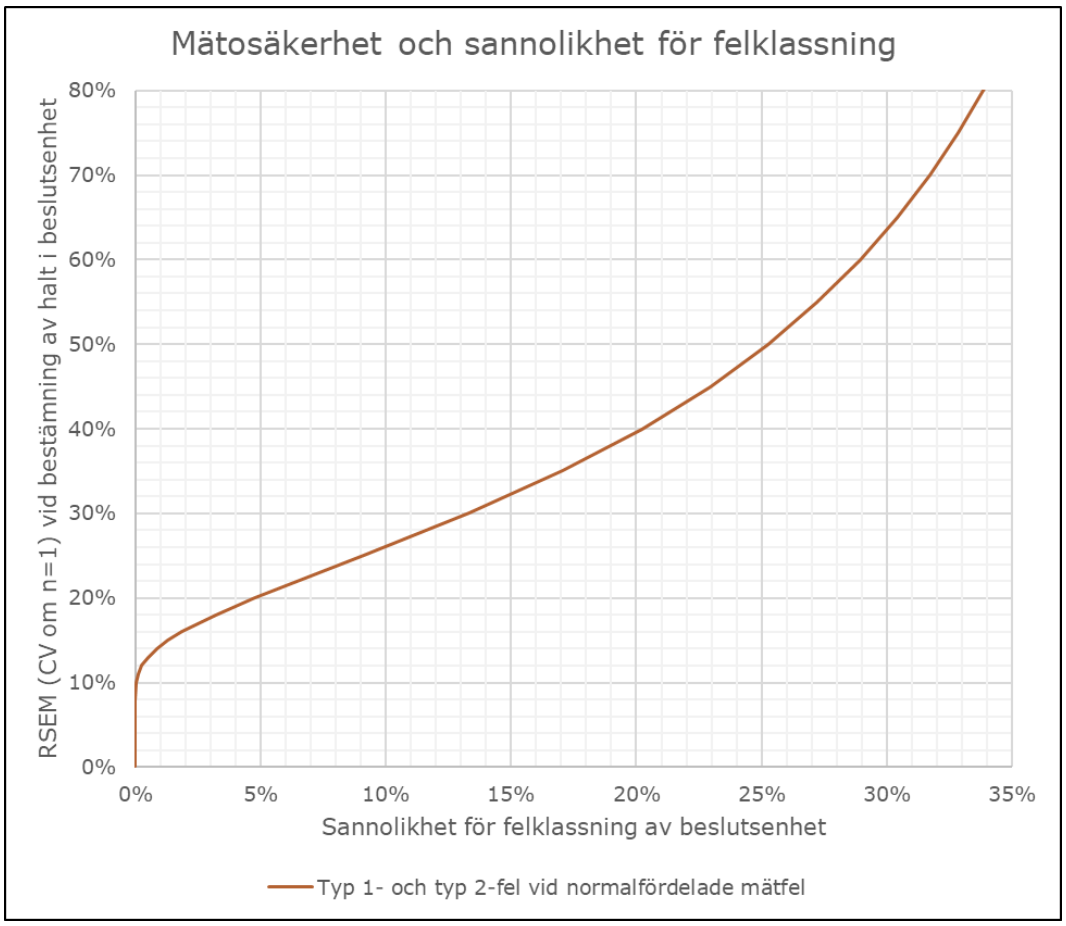
Hur stor får variabiliteten CV vara för att provtagningen ska hålla en acceptabel kvalitet? Litteraturen ger inget entydigt svar, men det finns ändå några råd att ta fasta på. I ursprungsrapporten för ISM-metoden (ITRC, 2012) finns ett exempel där CV = 35 % används som kriterium för att bedöma om en ISM-provtagning har acceptabel repeterbarhet eller inte. Vid CV < 35 % kan med relativt god säker antas att mätfelen är normalfördelade, vilket ger en viss trygghet vid tolkning av resultat. Om CV är större än 35 % rekommenderas att dela upp beslutsenheten i mindre delar, för att på så sätt minska variabiliteten, och därefter göra om provtagningen (se avsnitt 5.2).

I SGI (2024) presenteras en metodik för klassning av beslutsenheter. Metodiken bygger på att provtagningen ska leda till låg sannolikhet för felklassning. Ett allmänt råd i rapporten är att sträva efter en sannolikhet för felklassning på 10 % eller lägre. Detta är dock inte ett absolut krav utan ett rimligt mål. Back (2024) visar att det finns ett samband mellan sannolikheten för felklassning av beslutsenheter och mätosäkerheten vid halt-bestämningen, se Figur 20. Figuren gäller då mätfelen är normalfördelade och kurvan avser både typ 1- och typ 2-fel.[37] Av figuren framgår att om en sannolikhet för felklassning på 10 % anses vara acceptabel innebär det att mätosäkerheten inte får vara större än 26 % (CV ≤ 26 %). Om kravet på felsannolikhet i stället sätts till 20 % gäller CV ≤ 40 %, om endast en mätning görs. På detta sätt kan Figur 20 användas som en hjälp vid värdering av osäkerheten. Notera att Figur 20 även kan användas för att bedöma RSEM vid skattning av medelhalt med hjälp av upprepade mätningar (replikat), se nästa avsnitt.

I vissa situationer bör större mätosäkerhet än 40 % kunna accepteras. Vid värderingen kan bland annat vägas in hur pass heterogent fördelad den aktuella föroreningstypen är i marken. Vissa föroreningar uppträder mycket heterogent och då kan det vara svårt att

[37] Se SGI (2024) för information om typ 1- och typ 2-fel samt metodiken för klassning av massor. För lognormalfördelade mätfel hänvisas till Back (2024).

komma ned till så låga CV-värden som 25-40 % även vid ISM-provtagning med många inkrement per samlingsprov. Ovanstående tumregler ska därför inte tillämpas alltför kategoriskt. Å andra sidan ska inte alltför hög osäkerhet accepteras. Det är i de flesta fall möjligt att med en väl utformad provtagningsstrategi reducera osäkerheten till en lämplig nivå.



Figur 20. Sambandet mellan mätosäkerhet och sannolikhet för felklassning av en enskild beslutsenhet (efter Back, 2024). Typ 1- och typ 2-felen är symmetriska vid normalfördelade data, vilket innebär att kurvan i figuren gäller för båda feltyperna. Sannolikheter för felklassning utgår från SGI:s metodik för klassning av massor, med typ 1-fel vid F=1,5 och typ 2-fel vid F=0,75 (SGI, 2024).

En annan möjlighet är att jämföra mätosäkerheten med andra provtagningar som varit framgångsrika och som utförts vid liknande objekt. Sådana jämförelser är lämpligast att göra för typobjekt där föroreningssituationen är likartad, till exempel jämförelser mellan provtagningar vid banvallar, mellan skogsplantskolor och så vidare.

5.1.2 Osäkerhet vid upprepad mätning – RSEM

Osäkerheten vid skattning av medelhalt vid upprepade mätningar kan uttryckas med den relativa standardosäkerheten, RSEM (*Relative Standard Error of the Mean*). RSEM minskar när antalet mätningar ökar, det vill säga skattningen av medelhalten blir säkrare om flera mätningar görs. Om endast 1 mätning görs kommer RSEM att vara identisk med CV.

Det saknas vedertagna kriterier för att bedöma när RSEM är tillräckligt låg, men eftersom osäkerheten i skattad medelhalt blir lägre än vid enstaka mätningar är det rimligt att RSEM åtminstone bör klara de kriterier för CV som nämns i avsnittet ovan.

Enligt en tumregel från *National Center for Health Statistics* (White, 2020) brukar data sorteras bort om RSEM > 30 %. Kraven på hälsostatistik är höga, normalt högre än vid undersökning av förorenade områden. En annan tumregel från samma källa säger att minimikravet bör vara att RSEM < 50 % och att försiktiga tolkningar av resultatet bör göras om RSEM ligger mellan 30 % och 50 %. Dessa tumregler kan ge en fingervisning men bör inte användas som strikta gränser för provtagning av förorenad jord.

Det är även möjligt att använda Figur 20 för att bedöma RSEM. Om vi jämför minimikravet på RSEM ovan, alltså att RSEM åtminstone ska vara mindre än 50 %, motsvarar det en sannolikhet för felklassning av en beslutsenhet på ca 25 %, vilket kan tyckas vara högt. Ett hårdare krav, till exempel att RSEM ska vara mindre än 30 %, motsvarar enligt Figur 20 en felsannolikhet på ca 13 %. På likande sätt kan figuren användas för att tolka andra värden på RSEM.

5.1.3 Beslutsanalys

Det finns ett helt annat sätt att värdera osäkerheten än att försöka tillämpa tumregler och det är att i stället utgå från det beslut som ska fattas. Frågan som bör ställas är:

Är osäkerheten så pass stor att beslutet påverkas?

Att besvara denna fråga kan vara en lämplig strategi vid exempelvis riskbedömning, där en beräknad konfidensgräns för medelhalten (UCLM) jämförs med ett riktvärde. Det kan då visa sig att beslutet inte påverkas, även om osäkerheten är stor. Då finns det ingen större anledning att jämföra osäkerheten med bestämda kriterier och det är inte heller befogat att försöka minska den. Det motsatta fallet kan också inträffa, det vill säga att även en liten osäkerhet riskerar att påverka beslutet. I sådana fall bör avsnitt 5.2 konsulteras.

En beslutsanalys enligt ovan kan läggas upp på olika sätt. I sin allra enklaste form görs en kvalitativ bedömning om osäkerheten kan påverka beslutet eller inte. Analysen kan även göras kvantitativt. Först beräknas osäkerheten enligt lämplig metod i kapitel 4. Därefter uttrycks osäkerheten som en statistisk fördelning, tillsammans med mätdata. Genom att använda ett simuleringsverktyg, till exempel Crystal Ball eller liknande, blir det möjligt att beakta osäkerheten i datautvärderingen och beräkna hur sannolikt det är att osäkerheten

påverkar beslutet. Om sannolikheten att beslutet påverkas är stor indikerar det att osäkerheten är för hög och behöver minskas för att beslutet ska vara robust.

5.2 Vad gör jag om osäkerheten är oacceptabel?

I de fall slutsatsen blir att osäkerheten är oacceptabelt stor måste detta hanteras på ett lämpligt sätt. Det finns tre principiellt olika vägar att göra detta:

- Försöka få ut maximal information från befintlig datamängd.
- Revidera provtagningsplanen och utföra kompletterande provtagning.
- Sänka kraven.

I det första fallet kan en expert behöva anlitas för att se om det finns ytterligare information i datamängden som kan utnyttjas med särskilda metoder, för att minska osäkerheten. Ett sådant exempel är när det finns ett rumsligt släktskap (korrelation) mellan halter i olika provpunkter som inte beaktats. Normalt är det inget som kan förväntas, men i vissa situationer kan det fungera om datamängden är stor.

Den andra vägen är betydligt vanligare och innebär att provtagningsplanen justeras så att en förnyad provtagning leder till lägre osäkerhet. Det kan innebära:

- Kompletterande analyser av redan tagna prover, eventuellt med justerad provberedning.
- Förtätad provtagning (fler enskilda prover eller inkrement).
- Ökning av provernas representativa volym (avsnitt 2.5) så att variansen minskar.
- Reviderad indelning av området eller jordvolymen i beslutsenheter.
- Mätning flera gånger på samma karakteriseringsvolym (replikat).
- Byte av provtagningsstrategi, exempelvis från samlingsprover med liten volymtäckning till inkrementell samlingsprovtagning.

Endast i undantagsfall bör den tredje vägen väljas, det vill säga att sänka kraven på provtagning och analys. Om så ändå sker måste det motiveras tydligt och konsekvenserna värderas.

I vissa situationer kan det vara befogat att skapa en så kallad stokastisk modell över provtagningen, som sedan kan användas för att simulera provtagningen i en dator. I en sådan modell kan de olika osäkerheter som finns vid provtagning och laboratorieanalys läggas in, och olika utfall från modellen kan studeras. Om resultaten visar att en justering av strategin bör leda till ett säkrare resultat kan strategin modifieras. Finessen med detta arbetssätt är att det blir möjligt att testa provtagningsstrategin i datorn före provtagningen, och därmed undvika en kostsam provtagning som kanske inte leder till användbara resultat. Angreppssättet kräver god kunskap om både osäkerheter, provtagning och datorsimuleringar. Detta angreppssätt har tillämpats av SGU (2023) vid undersökning av skogsplantskolor.

Referenser

Back P.E., 2003. On uncertainty and data worth in decision analysis for contaminated land. Licentiate Thesis, Department of Geology, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Back P.E., 2024. Mätosäkerhet och felsannolikhet vid klassning av beslutsenheter – PM. Dnr 1.1-2202-0185, 2024-01-29, Statens geotekniska institut, Linköping.

Carling M., Norrman J. & Back P.E., 2016. Optimerad schakt, Beskrivning av utfört arbete, Wermlandskajen, WP 5. SGI dnr 1.1-1308-0521, Rev. 2016-12-09, Statens geotekniska institut (SGI) och Karlstad kommun.

Gustavsson B., 2004. Estimating and reducing errors in soil sampling. Licentiate Thesis, 2004:47, Luleå University of Technology.

Gustavsson B., 2007. Heterogeneities in samples of contaminated soil. Doctoral Thesis, 2007:52, Luleå University of Technology.

Gy P.M., 1982. Sampling of particulate materials, Theory and practice. Elsevier, Amsterdam. ISBN 0-444-42079-7.

ISO/IEC, 2008. Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM:1995). ISO/IEC Guide 98-3:2008.

ISO, 2020. Markundersökningar – Terminologi – Amendment 1. Svensk Standard SS-EN ISO 11074:2015/A1:2020. Swedish Standards Institute/International Organization for Standardization.

ITRC, 2012. Incremental Sampling Methodology. Interstate Technology & Regulation Council, ITRC, Washington DC.

ITRC, 2020. Incremental Samling Methodology (ISM) Update. Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), Washington DC. https://ism-2.itrcweb.org/ (Hämtad 2023-04-21).

Lindskog J., 1997. Mätvärdesbehandling och rapportering av mätresultat. Sandtorp Consult, Uppsala.

Magnusson B., Näykki T., Hovind H., Krysell M. & Sahlin E., 2017. Handbok för beräkning av mätosäkerhet vid miljölaboratorier. RISE rapport 2017:45. Svensk översättning av *Handbook for calculation of measurement uncertainty in environmental laboratories*, Nordtest Rapport TR 537 (utgåva 4), 2017.

Mason B.J., 1992. Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies. EPA/600/R-92/128, US EPA, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.

Morgan M.G. & Henrion M., 1990. Uncertainty, a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press.

Myers J.C., 1997. Geostatistical error management. Quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. Van Nostrand Reinhold, New York.

Naturvårdsverket, 1997. Åtgärdskrav vid efterbehandling. Rapport 4807, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2009. Riskbedömning av förorenade områden. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2023. Avhjälpande av föroreningsskador, Kvalitetsmanual för användning och hantering av statlig finansiering till avhjälpande av föroreningsskador. Utgåva 16, Naturvårdsverket, Stockholm.

Nordtest, 2005. Quality control manual for field measurements, NT Technical Report 581, Approved 2005-04, Nordtest, Oslo.

Nordtest, 2007. Uncertainty from sampling, A Nordtest handbook for sampling planners on sampling quality assurance and uncertainty estimation, NT Technical Report 604, Approved 2007-06, Nordtest, Oslo.

Nordtest, 2015. Nordtest sampler certification, Scheme handbook, version 2-1. NT ENVIR 008, Edition 2-1, Approved 2015-4, Nordtest, Taastrup.

Norrman J., Back P.E., Engelke F., Sego L. & Wik O., 2009a. Provtagningsstrategier för förorenad jord. Rapport 5888, Naturvårdsverket, Stockholm.

Norrman J., Purucker T., Back P.E., Engelke F. & Stewart R., 2009b. Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. Rapport 5932, Naturvårdsverket, Stockholm.

Persson C.G., odaterad. GUM, en guide för att uttrycka mätosäkerhet. https://www.lantmateriet.se/globalassets/om-lantmateriet/var-samverkan-med-andra/hmk/gum/artikel_gum_beskrivning.pdf (nedladdad 2023-08-22).

Pitard F.F. 1993. Pierre Gy´s sampling theory and sampling practice. CRC Press, Boca Raton.

Ramsey M.H., 1998. Sampling as a source of measurement uncertainty: Techniques for quantification and comparison with analytical sources, *J. Anal. At. Spectrom.* 13: 97-104.

Ramsey M.H., Elison S.L.R. & Rostron P. (eds.), 2019. Eurachem/EUROLAB/CITAC/Nordtest/AMC Guide: Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches. Second edition, Eurachem.

Ramsey M.H. & Thompson M., 2007. Uncertainty from sampling, in the context of fitness for purpose. *Accred. Qual. Assur.* (2007) 12:503–513.

Rosén L., Norrman J. & Norberg T., 2009. Kurs i statistisk dataanalys och tolkning av resultat, Tillämpningar inom förorenad mark. Rapport 5897, Naturvårdsverket, Stockholm.

SGF, 2011. Hantering och analys av prover från förorenade områden, Osäkerheter och felkällor, Rapport 3:2011, Svenska Geotekniska Föreningen, Göteborg.

SGF, 2013. Fälthandbok, Undersökningar av förorenade områden. Rapport 2:2013, Svenska Geotekniska Föreningen, Stockholm.

SGF, 2019. Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden, från provtagning till analys. Rapport 1:2019, Svenska Geotekniska Föreningen, Stockholm.

SGF, 2021a. Certifierad provtagning i praktiken, Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008. Rapport 3:2021, Svenska Geotekniska Föreningen, Linköping.

SGF, 2021b. Undersökningsportalen, förorenade områden. Process, Provtagningsstrategier, Syfte. https://www.fororenadeomraden.se/index.php/undersoekningsstrategier/provtagningsstrategier/planering-syfte (Uppdaterad 2021-11-09).

SGF, 2023. Undersökningsportalen, förorenade områden. Process, Provtagningsstrategier, Strategi. https://www.fororenadeomraden.se/index.php/undersoekningsstrategier/provtagningsstrategier/provtagningsstrategi-strat (Uppdaterad 2023-05-31).

SGI, 2024. Klassning av förorenade jordmassor in situ. SGI Publikation 40, utgåva 3, Statens geotekniska institut (SGI), Linköping.

SGU, 2023. Uppskattning av mätosäkerhet vid provtagning av odlingsfält vid f.d. skogsplantskolor, dnr 3415-713- 2022, framtagen av Kemakta konsult, november 2023.

US EPA, 2022. ProUCL Version 5.2.0 User Guide, Statistical software for environmental applications for data sets with and without nondetect observations. U.S. Environmental Protection Agency, Atlanta, GA.

White G., 2020. Relative Standard Error Use in Health Statistics. https://www.accsp.org/wp-content/uploads/2020/05/4-RSE_Data_Supression.pdf (hämtad 2023-07-05).

STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växeln: 013–20 18 00