



MÄLARDALENS HÖGSKOLA
ESKILSTUNA VÄSTERÅS

*Akademien för hållbar samhälls-
och teknikutveckling*

Examensarbete 30 HP

Fördjupad miljöriskbedömning av förorenade mark-ekologiska system

**Integrering av kemisk, toxikologisk och ekologisk
information**



Examensarbete vid Mälardalens högskola
i samarbete med Structor Miljöteknik AB

Utfört av Elisabet Aulenius

Västerås, 04-05-2010

Abstract

The research project Liberation, supported by the European Commission under the Environment and Sustainable Development Programme (Fifth RTD Framework Programme) aimed at developing a decision support system for ecological risk assessment of contaminated sites has proposed a tiered system including the triad method. This method integrates contaminant chemistry and bioavailability analyses with observed ecotoxicological effects in soil and groundwater.

In this study the triad method was used to perform a risk characterization of a former surface treatment and metal industry, now used for the student union buildings of the Mälardalen University in Eskilstuna, Sweden. On the site, high concentrations of copper, zinc and nickel have been detected in the soil in a preliminary investigation of contaminant levels with XRF. For performing the risk assessment of the site according to the triad method, contaminant bioavailability, soil metal concentrations and soil toxicity were determined and an ecological assessment was carried out on four selected soil samples (one reference soil and three samples with low (B), medium (C) and high (D) contaminant levels). Contaminant bioavailability was measured through leaching (ISO TC 190/S7) and biouptake tests (DGT). Metal concentrations in soil samples (acid digestion) and soil leachates were determined by ICP-MS. Ecotoxicity of the soil samples was measured in luminescent bacterial assays, whole soil direct-contact tests with a meiobenthic ostracod and growth inhibition tests using radish and white clover seeds. The assessment of the ecological status of the soil samples was performed by determination of microorganism C-mineralization, nitrification rates and a nematode inventory.

The integrated results, according to the triad method showed an environmental risk for all soil samples; B = 0.79, C = 0.62, D = 0.90 with deviation B = 0.31, C = 0.68, D = 0.18. The high deviation of the soil samples B and C indicate an uncertainty in the assessment. For firm conclusions concerning if a remediation is necessary, more analysis should be performed. Soil sample D showed that the environmental risk is a direct result of the pollution degree. A clean-up is motivated at this point.

The methodology described in this report is considered a possible starting point for carrying out improved environmental risk assessments. This is the aim of achieving sustainable remediation that is more favorable from an environmental and socio-economic perspective.

Sammanfattning

Med en större fokus på markskyddet inom EU, i kombination med det ständigt växande trycket av sanering av förorenade och tidigare exploaterade områden, ökar behovet av verktyg för ekologiska riskbedömningar för kostnadseffektiv karakterisering av förorenad mark. En av de största utmaningarna för att bedöma den aktuella risken för förorenande ämnen i marken är att redogöra för den reduktion av toxicitet och mobilitet av föroreningar som sker med tiden. Utveckling av verktyg för mätning av föroreningars biotillgänglighet och mobilitet är därför en nödvändighet. Eftersom biotillgängligheten styrs av både jordens och föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper, är den ytterst platsspecifika. Faktorer som påverkar biotillgängligheten är föroreningens kemiska egenskaper, marktyp samt de marklevande organismernas ekologi. Stora osäkerhetsfaktorer måste användas så länge föroreningarnas biotillgänglighet är okänd. Detta kan leda till att miljörisken överskattas, vilket medför att felaktiga saneringsbeslut tas. Detta är varken miljömässigt eller samhällsekonomiskt gynnsamt.

Forskningsprojektet Liberation, som stöds av Europeiska kommissionen inom programmet för miljö och hållbar utveckling (femte ramprogrammet) syftar till att utveckla ett system för ekologiska riskbedömningar av förorenade områden, vilket ska ge stöd vid besluttaganden av eventuella saneringsåtgärder. Liberations forskargrupp har föreslagit ett differentierat systemet inklusive triadmetoden som gör det möjligt att integrera olika analysdata. Denna metod integrerar data av föroreningars kemi och biotillgängligheten med observerade ekotoxikologiska effekter i mark och grundvatten.

I denna studie har triadmetoden använts för att utföra en riskkaraktärisering av ett område där tidigare ytbehandling och metallindustri förekommit. Provlokalen används idag som studentkår vid Mälardalens högskola i Eskilstuna och området runt lokalen används som parkering. I marken på platsen, som består till största del av fyllnadsmassor, har höga halter av koppar, zink och nickel påträffats i en preliminär undersökning av föroreningshalter med XRF. För att utföra en riskbedömning av provlokalen enligt triadmetoden har metallernas totala koncentrationer, biotillgänglighet och toxicitet fastställts och en ekologisk utvärdering har genomförts på fyra utvalda jordprover (en referensjord och tre jordprov med låga (B), medium (C) och höga (D) halter av metallerna). Föroreningars biotillgänglighet mättes genom lakning (ISO TC 190/S7) och bioupptagstester (DGT). Jordproverna syrauppslöts och de totala samt lakade metallkoncentrationerna bestämdes med ICP-MS. Ekotoxiciteten mättes med luminicerande, marina bakterier i lakvattnen och med meiobenthic ostracod i direktkontakt med jordproven. Även grobarheten hos rädisor och vitklöver testades. Bedömningen av markens ekologiska status utfördes genom bestämning av mikroorganismer kolmineralisering och nitrifikation samt en inventering av nematoder. Det integrerade resultat visade att det fanns en viss miljörisk med de närvarande metallhalterna i samtliga jordprover; B = 0,79, C = 0,62, D = 0,90 med en avvikelse; B = 0,31, C = 0,68, D = 0,18. Den höga avvikelsen i jordproverna B och C tyder på en osäkerhet i bedömningen. För att dra säkra slutsatser om en sanering är nödvändig, bör fler analyser utföras. Jordprov D visade att miljörisken är en direkt följd av föroreningarnas grad och en sanering är motiverad vid denna punkt.

Metodiken som beskrivs i denna rapport bedöms vara en möjlig utgångspunkt för att utföra förbättrade miljöriskbedömningar. Detta i syfte att uppnå hållbara saneringar som är mer gynnsamma ur ett miljömässigt och samhällsekonomiskt perspektiv.

Förord

Följande rapport är ett examensarbete inom civilingenjörsprogrammet i kemiteknik vid Mälardalens högskola. Examensarbetet motsvarar 30 högskolepoäng och har utförts på uppdrag av Structor miljöteknik, Eskilstuna.

Arbetet omfattar en litteraturstudie som beskriver problematiken med miljöriskbedömningar av förorenade markökologiska system samt de mest utvecklade metoderna inom ekologiska riskbedömningar. I rapporten beskrivs de utförda analysmetoderna samt den metod som tillämpats för att göra integreringen av de olika analysresultaten möjlig.

Examensarbetet har inte bara inneburit tillämpning av tidigare kemikunskaper utan har även krävt utveckling av kunskaper inom den mer gröna kemin. I och med detta har samtliga medverkande i detta arbete haft stor betydelse för dess slutresultat. Jag vill därför passa på att tacka följande personer. Mina handledare; Ulrika Martell, Structor miljöteknik, Veronica Ribé, Mälardalens högskola och Emma Nehrenheim, Mälardalens högskola. Tack för expertis inom specifika analysmetoder; Celia Jones, Kemakta, Tryggve Persson, Sveriges lantbruksuniversitet, Elsa Peinerud, ALS Scandinavia och Monica Odlare, Mälardalens högskola. Slutligen vill jag tacka samtliga medarbetare på Structor miljöteknik som gjort detta arbete till en mycket trevlig erfarenhet.

1 Bakgrund	7
2 Syfte	7
3 Anvisning	7
4 Omvärldsanalys	8
4.1 Sverige, Naturvårdsverket	8
4.2 USA, USEPA	8
4.3 Kanada, CCME	10
4.4 Storbritannien, EA	10
4.5 Holland, RIVM	10
4.6 FN, WHO	10
4.7 EU, Liberation	10
4.7.1 Skalning	12
4.7.2 Viktning (av analysmetoder)	13
4.7.3 Sammanvägning (inom undersökningslinjerna)	13
4.7.4 Viktning (av undersökningslinjer)	13
4.7.5 Sammanvägning (mellan undersökningslinjerna)	14
4.7.6 Avvikelse	14
4.7.7 Utvärdering	14
4.8 Val av verktyg (analysmetod)	14
5 Precisering av uppgift och avgränsningar	15
5.1 Motivering av aktuella analysmetoder	15
5.2 Kemiska analyser	16
5.2.1 Totalhalter, TP	16
5.2.2 Laktest, TP	17
5.2.3 DGT, TP	17
5.3 Ekotoxikologiska analyser	18
5.3.1 Microtoxtest	18
5.3.2 Ostracodtoxtest	18
5.3.3 Grobarhetstest	18
5.4 Markekologiska analyser	19
5.4.1 Nitrifikation	19
5.4.2 Kolmineralisering	19
5.4.3 Inventering av nematoder	20
5.5 Fysikaliska parametrar	20
5.6 Provlokal	20
5.7 Tillämpade riktvärden	20
5.8 Föroreningarnas kemiska karaktär i mark samt dess toxikologiska effekter	21
5.8.1 Koppar, Cu	21
5.8.2 Krom, Cr	21
5.8.3 Nickel, Ni	21
5.8.4 Bly, Pb	22
5.8.5 Zink, Zn	22
5.9 Problemformulering	22

6 Ansats och metod.....	23
6.1 Provtagning.....	23
6.1.1 Referensprov.....	23
6.1.2 Provuppdelning.....	24
6.2 Kemiska analyser.....	24
6.2.1 Totalhalter.....	24
6.2.2 Laktest.....	24
6.2.3 DGT.....	25
6.3 Ekotoxikologiska analyser.....	25
6.3.1 Microtoxtest.....	25
6.3.2 Ostracodtoxtest.....	26
6.3.3 Grobarhetstest.....	26
6.4 Markekologiska analyser.....	27
6.4.1 C-mineralisering.....	27
6.4.2 Nitrifikation.....	27
6.4.3 Inventering av nematoder.....	28
6.5 Fysikaliska parametrar	28
6.5.1 Kornstorlek.....	28
6.5.2 PH.....	28
6.5.3 Organisk halt.....	28
6.5.4 WHC.....	29
6.5.5 Torrsvikt/Färsksvikt.....	29
7 Resultat och diskussion.....	30
7.1 Analysresultat.....	30
7.2 Triadbedömning.....	36
8 Slutsatser/rekommendationer.....	37
9 Referenser.....	39
Bilaga 1. Sammanfattning av analysmetoder	
Bilaga 2. Provtagning	
Bilaga 3. XRF, mätningar	
Bilaga 4. ALS Scandinavia - Instruktioner för provtagning med DGT	
Bilaga 5. ALS Scandinavia - Analysresultat	
Bilaga 6. Beräkningar	

1 Bakgrund

Att bedöma och hantera risker av förorenade marker på ett effektivt och ansvarstagande sätt är ett internationellt problem. Varje riskbedömning skall sträva efter att upprätta säkra nivåer för potentiellt farliga föroreningar. För människan ligger denna nivå där negativa effekter på hälsan är osannolika men för övriga ekologiska receptorer är avgörandet om det föreligger en risk mycket mer komplicerad.

Till hjälp vid svenska riskbedömningar har Naturvårdsverket reviderat modellen för beräkning av riktvärden samt publicerat nya generella riktvärden för förorenad mark med beräkningsprogram för platsspecifika riktvärden. Utförandet av platsspecifika bedömningar för det markeekologiska systemet har inte utvecklats, vilket i många fall är den styrande faktorn för beräknade riktvärden.¹

En av de största svårigheterna vid bedömningen är att beräkna den aktuella risken, orsakad av föroreningar. Den aktuella risken påverkas av åldring vilket resulterar i reduktion av toxicitet och mobilitet av föroreningar i mark. Utveckling av verktyg för mätning av den biotillgängliga och mobila fraktionen av föroreningar (i stället för totala koncentrationer) är därför en nödvändighet.² Biotillgängligheten är ytterst platsspecifik, då den styrs av både jordens och föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper. Faktorer som påverkar biotillgängligheten är föroreningens kemiska egenskaper (sorbtförmåga, persistens och nedbrytbarhet samt vatten- och fettlöslighet), marktyp (mängd och typ av organiskt kol, partikeltyp och storlek samt markens kompaktionsgrad) samt de marklevande organismernas ekologi (födo- och levnadsstrategier). Stora osäkerhetsfaktorer måste användas så länge föroreningarnas biotillgänglighet är okänd. Detta kan leda till att miljörisken, orsakad av föroreningen överskattas, vilket medför att felaktiga saneringsbeslut tas. Detta är varken miljömässigt eller samhällsekonomiskt gynnsamt.³

2 Syfte

Syftet med denna studie är i första hand att med hjälp av nationell såväl som internationell litteratur utreda utvecklingen av platsspecifika miljöriskbedömningar med fokus på markekosystemet. Utifrån litteraturstudien skall utvalda metoder utformas och anpassas till studiens avgränsningar, se kapitel 5. Därefter är syftet att tillämpa den utformade metoden på ett lämpligt studieobjekt, se kapitel 5.6.

3 Anvisning

Grunden för arbetet styrs av den bristande kunskap som råder kring föroreningars påverkan på markmiljön samt behovet av att öka tillförlitligheten av platsspecifika riskbedömningar. Då riskerna för markmiljö ofta blir styrande av beräknade riktvärden för tungmetaller, skall den primära undersökningen lägga fokus på dessa ämnen. Provlokalen som blir aktuellt som studieobjekt är kårhuset vid Mälardalens högskola i Eskilstuna där tidigare ytbehandlingsverksamhet och metallindustri förekommit.

4 Omvärldsanalys

Scheman, paradigm och program för att utföra ekologiska riskbedömningar av förorenade områden har utvecklats i flertalet länder och regioner. USA, Kanada, Storbritannien och Holland är ledande inom utvecklingen av ekologiska riskbedömningar. Utanför internationella myndigheter har ramverk för riskbedömningar med avseende på människans hälsa och miljö tagits fram av världshälsoorganisationen, WHO. Liknande ramverk har även tagits fram genom internationella samarbeten, framförallt inom EU. Nedan följer en sammanfattning med övergripande information av nämnda myndigheter och organisationers riskbedömningar. En fördjupad litteraturundersökning av den metod som tillämpats i denna studie presenteras i avsnitt 4.7.

4.1 Sverige, Naturvårdsverket

Den svenska metodiken baseras på att jämföra uppmätta totala koncentrationer med framtagna riktvärden. Naturvårdsverkets nya modellbeskrivning och vägledning (publicerat 2009) för framtagning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark har dock inte så stor fokus på markmiljön. Rikvärdena är framförallt baserade på den humana exponeringen och hänsyn till det markökologiska systemet tas endast genom att dela in marken i en av två skyddsnivåer. Skyddsnivåerna motsvarar markanvändningarna KM (känslig markanvändning) och MKM (mindre känslig markanvändning) och avser ett skydd av 75 procent respektive 50 procent av marklevande arter. Miljöriktvärdena för de två skyddsnivåerna baseras på effekter på markmiljön och betecknas E_{KM} respektive E_{MKM} . Dessa är baserade på data från Holländska, Amerikanska och Kanadensiska myndigheter.¹ Inom ramen för kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, initierat av Naturvårdsverket, finns flera rapporter som under senare tid utvecklat och presenterat förslag på förbättrade miljöriskbedömningar. Här har man försökt gå ifrån den tidigare typen av riskbedömning där totalhalter i mark jämförs med internationella riktvärden.⁴

4.2 USA, USEPA

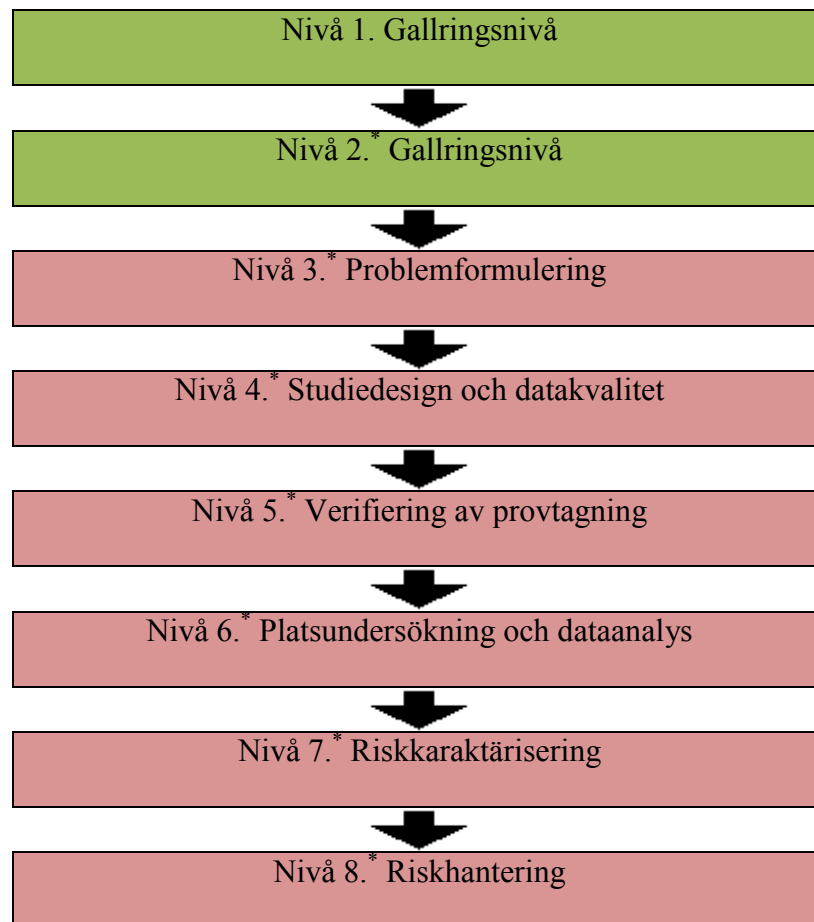
USEPA (United States Environmental Protection Agency) har med US Superfund ett av de mest utvecklade programmen för att utföra ekologiska riskbedömningar av förorenad mark. Programmet strävar efter att kvantifiera både potentiella effekter på människan och ekologiska risker, vid förorenade områden. Riskbedömning följer en 8-stepsprocess där de första två stegen ligger på en gallringsnivå. Där beräknas HQ (hazard quotient) genom att jämföra uppmätta totalhalter och riktvärden, enligt någon av följande:⁵

1. $HQ = Dos / Riktvärde$
2. $HQ = EEC / Riktvärde$

Dosen är den uppskattade mängden av hur mycket förorening som tas upp av en växt eller ett djur (dvs; mg förorening per kg kroppsvikt och dag). EEC (estimated environmental contaminant concentration) är den totala mängden förorening i marken (dvs; mg förorening per kg jord). Riktvärdena är generellt baserade på NOAEL-värden (No-Adverse Effects Level) det vill säga den högsta nivån av en kemikalie som inte orsakar någon negativ påverkan på växter eller djur. Utvärdering av riskkvoten, HQ sker enligt följande:⁵

- | | |
|---------------|--|
| 1. $HQ > 1,0$ | Skadlig effekt är troligtvis en orsak av föroreningen i fråga. |
| 2. $HQ = 1,0$ | Enbart föroreningen är troligtvis inte orsaken till en ekologisk risk. |
| 3. $HQ < 1,0$ | Skadliga effekter är inte troliga. |

Om halterna är låga och risken anses försumbar så avslutas bedömningen här och inga åtgärder erfordras. Om halterna hamnar över en acceptabel nivå så fortsätter bedömningen med steg 3-8 där en strategisk och platsspecifik plan läggs upp som tar i akt många fler aspekter än totalkoncentrationer, däribland uppmätta bakgrundshalter och ekotoxicitet, se figur 1.⁵



* Dessa steg följs av SMDP (Scientific Management Decision Point), där framtida handlingsalternativ avgörs.

Figur 1. Ramverk för riskbedömning av förorenad mark enligt USEPA.

4.3 Kanada, CCME

Likt nivå 1 och 2 i USEPA:s ramverk för riskbedömning av förorenad mark, initieras riskbedömningen med att uppmätta föroreningshalter jämförs med riktvärden. Om riktvärden överstigs, identifieras den avsedda markanvändningen enligt någon av följande; jordbruks-, bostads-, kommersiell-, eller industriell mark. En ny jämförelse med uppmätta halter och relevanta bakgrundsnivåer utförs. Om bakgrundshalterna överskrids kan man välja att sanera eller gå vidare med att identifiera platsspecifika exponeringsvägar och receptorer. Den platsspecifika riskbedömningen, liknar USEPA:s ramverk och CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) kommer endast i egenskap av uppslagsverk, tillämpas i denna studie.⁶

4.4 Storbritannien, EA

Ramverket för riskbedömning av förorenad mark enligt EA (Environment Agency) bygger på de från USA, Kanada och Nederländerna där nivåsystem används. Precis som dessa ligger de första nivåerna på en gallringsnivå och för högre nivåer blir arbetet mer detaljerat och komplext. Processen för högre nivåer i en riskbedömning involverar bland annat tester av ekotoxicitet samt detaljerade in-situ undersökningar. EA kommer i denna studie att användas som källa för vissa markekologiska undersökningar.⁷

4.5 Holland, RIVM

RIVM har publicerat ett system för platsspecifika riskbedömningar, utvecklat inom forskningsprojektet Liberation.² Under projektet Liberation tillämpades metodiken på en skogsmark i Skagen, Danmark, varför också denna metodik finns att tillgå via Danska nationella miljöforskningsinstitutet, DMU. Inom Naturvårdverkets kunskapsprogram Hållbar sanering, har metoden även tillämpats på svensk mark.^{8,3}

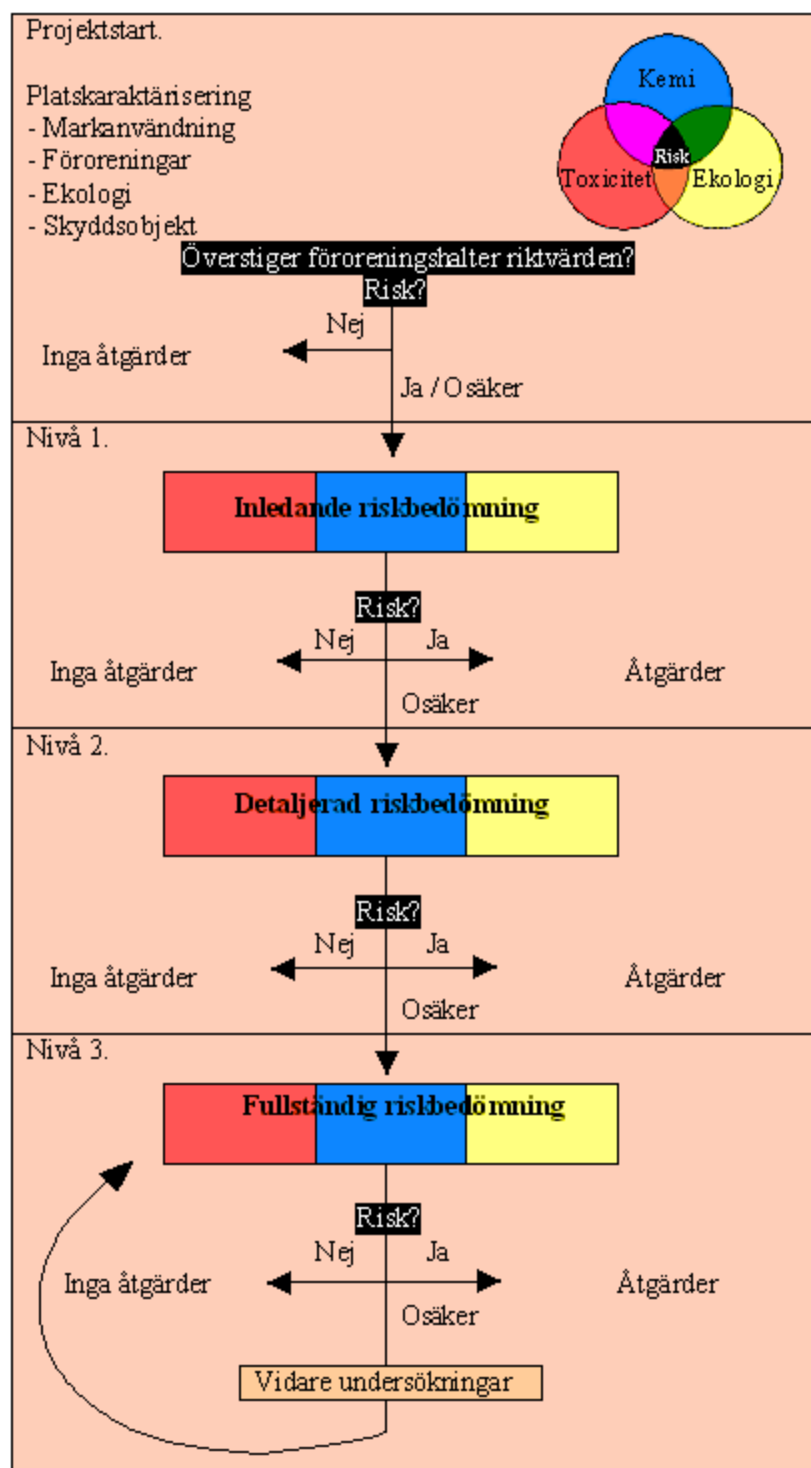
4.6 FN, WHO

Målet för världshälsoorganisationens arbete är att varje människa ska få bästa möjliga hälsa men FN-organet står även som verkställande organ för det internationella programmet IPCS (The International Programme on Chemical Safety). IPCS:s publikationer inom EHC (Environmental Health Criteria) är en bra källa för internationell information om kemikaliers samt kombinationen av olika kemikaliers effekt på miljön. Historiskt sätt, har metoder för bedömning av risk för människans hälsa och miljön utvecklats oberoende av varandra. På begäran av flera internationella och nationella organisationer har ett ramverk för en integrerad, holistisk riskbedömning tagits fram (en sammanvägning av olika typer av riskinformation).⁹ Flera publikationer betonar även vikten av biotillgänglighet vid bedömningen av skyddsnivåer för miljön.¹⁰

4.7 EU, Liberation

Liberationprojektet stöds av Europakommissionen under programmet för miljö och hållbar utveckling (under femte ramverket för forskning och teknisk utveckling).² Projektet har utvecklat och presenterat ett beslutsystem för ekologiska riskbedömningar där ett nivåsystem, tillsammans med triadmetoden föreslås. Triaden ("treenigheten") öppnar för möjligheten att integrera mätvariabler från olika undersökningslinjer (lines of evidence, LoE) inom kemi, ekotoxikologi och ekologi. Varje undersökningslinje för med sig sina egna styrkor och svagheter. Alla tre undersökningslinjerna bör därför inkluderas i

samtliga nivåer av miljöriskbedömningen. Detta ger en ökad tillförlitlighet av riskbedömningen och den aktuella miljörisken säkerställs. Den generella metodiken för den föreslagna riskbedömningen presenteras i figur 2.²



Figur 2. Schematisk bild – Triadmetoden

Vidare innehåller triaden en metod som gör det möjligt att kvantifiera resultaten genererad av de olika undersökningslinjerna. Detta möjliggör en sammanvägning av de olika resultaten från respektive undersökningslinje till ett integrerat riktvärde för den specifika platsen. Sammanställningen av resultaten (beskrivs i avsnitt 4.7.1 - 4.7.7) sker i stora drag enligt följande ordning:

4.7.1 Skalning

Samtliga analysresultat skalas till samma effektskala (0-1). Ingen effekt (miljörisk) representeras av 0 medan full effekt representeras av 1. Då olika analysmetoder genererar olika typer av data finns fler tillvägagångssätt för hur skalningen ska gå till. Detta kan dock ibland vara en utmaning, vilket gör att stor kunskap om ekologiska riskbedömningar är (om inte ett krav) en enorm fördel. Nedan följer metoder utarbetade inom Liberationprojektet, använda inom denna studie (fler metoder för skalning finns beskrivna i Liberation):²

1. Procentuell respons i förhållande till referensprov (data måste vara uttryckt som procent relativt ett kontrollprov innan det skalas).²

Negativ respons (exempel; inhibering av tillväxt)

Steg 1. $R_1 = \text{Resultat} / 100$

Steg 2. $R_2 = (R_{1\text{prov}} - R_{1\text{referens}}) / (1 - R_{1\text{referens}})$

Positiv respons (exempel; överlevnad av ostracoder)

Steg 1. $R_1 = (100 - \text{Resultat}) / 100$

Steg 2. $R_2 = (R_{1\text{prov}} - R_{1\text{referens}}) / (1 - R_{1\text{referens}})$

2. BKX_Triad (bodemkvaliteitsindex; Index för markkvalitet) gör det möjligt att kombinera resultat med olika effektskalor oavsett om resultaten är högre eller lägre än referensvärdet. Steg 1 och 2 beräknas för samtliga resultat (*exempel; inventering av marklevande evertetrater*).²

Steg 1. $R_1 = \text{Resultat} / \text{Referensvärdet}$

Steg 2. $R_2 = |\log R_1|$

Steg 3. $R_3 = -1 \cdot \sum (R_2)_n$

Steg 4. $R_4 = n$ (antalet resultat)

Steg 5. $R_5 = 1 - 10^{(R_3 / R_4)}$

3. Toxisk potential, TP av föroreningsblandningar visar den kombinerade risken för provlokalens olika föroreningar genom att jämföra uppmätta föroreningshalter med riktvärden. Valet av riktvärde anpassas till den aktuella analysmetoden och hänsyn tas till den specifika platsen samt den nivå som riskbedömningen befinner sig i. För vissa analysmetoder kan valet av riktvärde bli en process med många svårigheter och då riktvärdet kan styra hela resultatet bör valet noga motiveras. Vid beräkning av TP i

Liberationprojektet, används ett schablonvärde, $\beta = 0,4$. Denna gäller för flertalet olika tester och riktvärden framtagna med säkerhetsfaktorer och motsvarar lutningen för en artkänslighetskurva. Steg 1 och 2 beräknas för samtliga föroreningar. Den kombinerade risken (R_3) av föroreningarna beräknas enligt "response addition model" (exempel; totala koncentrationer av föroreningar).²

Steg 1. $R_1 = 1 / (1 + \exp(\log(\text{riktvärde}) - \log(\text{resultat})) \cdot \beta)$

Steg 2. $R_2 = (R_{1\text{prov}} - R_{1\text{referens}}) / (1 - R_{1\text{referens}})$

Steg 3. $R_3 = 1 - ((1 - R_2)_1 \cdot (1 - R_2)_2 \cdot (1 - R_2)_3 \dots \cdot (1 - R_2)_n)$

4.7.2 Viktning (av analysmetoder)

Utgångspunkten för en riskbedömning av markmiljön bör vara att alla organismer är olika men lika värda. Därför bedöms de olika analyserna väga lika tungt vid en riskbedömning enligt triadmetoden. Vid specifika fall kan dock en viktning vara lämplig om det finns.....

-specifika funktionella grupper, nyckelarter eller hotade arter.
-osäkerheter med analysmetoden.
-möjlighet att undvika bias vid mätningar och beräkningar.

Användandet av viktning vid ekologiska riskbedömningar finns beskriven för akvatiska system (Den Besten et al. (1995) och McDonald et al (2007)). Erfarenheten vid markbundna system är begränsad varpå viktning ej kommer att tillämpas vid denna studie. Ämnet kommer dock att behandlas i en diskussionsdel i rapporten.²

Skalade resultat kan viktas genom att multipliceras med en eller flera viktningsfaktorer. På så vis tar man i akt den aktuella informationens kvalitet och relevans.⁸

4.7.3 Sammanvägning (inom undersökningslinjerna)

När alla resultat är omräknade till samma effektskala kan resultaten vägas samman. Sammanvägningen av resultaten sker först inom varje undersökningslinje vilket resulterar i en integrerad risk för respektive provpunkt och undersökningslinje. Den integrerade risken beräknas från det geometriska medelvärdet av de skalade riskerna. Detta motiveras av att den tar mer hänsyn till en högre risk än en lägre. På så vis kan den relativa okänsligheten av vissa analyser motverkas och risken för att miljörisken underskattas minskas.⁸

Integrerad risk = $1 - ((1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \cdot (1 - X_3) \dots \cdot (1 - X_n))^{1/n}$

4.7.4 Viktning (av undersökningslinjer)

Generellt sätt bör de tre undersökningslinjerna vägas lika tungt vid en riskbedömning. Vid specifika fall kan dock en viktning vara lämplig. Exempelvis vid kraftigt störda marker kan ekologiska undersökningar hämmas som ett resultat av det störda ekosystem och inte av de närvarande föroreningarna.² Användandet av viktningsfaktorer kan ge en bättre korrelation mellan undersökningslinjerna samtidigt som svårigheterna och svagheterna kan tas i akt. Den ekotoxikologiska linjen bör (oftast) väga högre än de övriga två då denna avser direkta mätningar av föroreningarnas toxiska effekt.⁸

4.7.5 Sammanvägning (mellan undersökningslinjerna)

Den integrerade risken beräknas från det geometriska medelvärdet av undersökningslinjernas respektive resultat.

$$\text{Integrerad risk} = 1 - ((1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \cdot (1 - X_3) \dots \cdot (1 - X_n))^{1/n}$$

4.7.6 Avvikelse

För att kunna utvärdera huruvida undersökningslinjerna indikerar samma miljörisk beräknas avvikelsen som standardavvikelsen, stdav dividerat med 0,58 för de integrerade riskerna. 0,58 är en justering av stdav då alla data är skalade från 0-1. Om avvikelsen är låg är korrelationen mellan undersökningslinjerna hög. Om avvikelsen är hög kan vidare undersökningar krävas för att kunna säkerställa riskbedömningen.^{8,3}

4.7.7 Utvärdering

Förslag till hur utfallet av riskbedömningen kan tolkas (med avseende på markanvändning, integrerad risk och avvikelse) finns beskrivet i Liberationprojektet, se tabell 1.²

Tabell 1. Exempel på kriterier för utvärdering av den integrerade risken vid en beslutsprocess enligt triadmetoden med avseende på markanvändningen.

Avvikelse (AV)	Integrerad risk (IR)	Slutbedömning (markanvändning*)	
		Acceptabel risk	Icke acceptabel risk
AV < 0,4	0,00 < IR < 0,25	N, J, B, I	-
	0,25 < IR < 0,50	(J), B, I	N, (J)
	0,50 < IR < 0,75	(B), I	N, J, (B)
	0,75 < IR < 1,00	(I)	N, J, R, (I)
AV > 0,4	0,00 < IR < 0,25	(J), B, I	N, (J)
	0,25 < IR < 0,50	(B), I	N, J, (B)
	0,50 < IR < 1,00	(I)	N, J, B, (I)

* Markanvändning: N = Natur, J = Jordbruk, B = Bostadsområde, I = Industri.

Beroende på utfallet kan riskbedömningen avslutas med eller utan åtgärder, alternativt kan vidare undersökningar krävas (schematisk bild, se figur 2). Det bör poängteras att detta är ett förslag på hur riskbedömningen kan utvärderas men tabellen kan ligga till grund för vidare användning. Kriterierna bör dock bestämmas av aktuellt projekts intressenter (markägare, konsulter, tillsynsmyndigheter etc) innan triaden påbörjas.² I rapport 5928 (*Metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*, publicerad 2009) från Naturvårdsverket beskrivs modellen från Liberationprojektet likt ett trafikljussystem (grönt = ingen risk, gult = möjlig risk, rött = nödvändig sanering). Av rapportens projektgrupp anses denna utvärdering vara fullt genomförbar vid platsspecifika riskbedömningar.⁸

4.8 Val av verktyg (analysmetod)

Vid val av analysmetoder bör man framförallt tänka på metodens relevans för den aktuella miljön, metodens tillförlitlighet samt metodens användarvänlighet. För de olika undersökningslinjerna samt för respektive nivå har man i projektet Liberation samlat en större mängd olika analysmetoder. Andra analysmetoder är naturligtvis användbara men

med det kravet att de ska vara skalbara (vilket i princip borde vara möjligt för alla analysmetoder med ekologisk relevans). Triadmetoden skall vara tillämpbar för tungmetaller men de analysmetoder som bearbetats i Liberation är i huvudsak anpassade för polyaromatiska kolväten (PAH).²

5 Precisering av uppgift och avgränsningar

Problematiken vid platsspecifika riskbedömningar är tidigare beskriven. Flera andra länder och organisationer som presenterats i referensramen har liknande ramverk där en mer holistiskt riskbedömning uttrycks. Triadmetoden beskriven i Liberationprojektet följer en liknande modell och bedöms ligga inom denna studies kunskaps-, tids- och ekonomiska begränsningar. Den relativt nya metoden ger möjlighet att kunna tolka och använda resultat från kända analysmetoder och kommer därför tillämpas i denna studie.

Då ekosystemet består av ett stort antal organismer med olika förutsättning för överlevnad, tillväxt samt reproduktion blir en platsspecifik riskbedömning ytterst komplex. Det är därav av stor vikt att de analyser som väljs vid en platsspecifik riskbedömning är nogra utvalda och utvärderade av dess intressenter.

5.1 Motivering av aktuella analysmetoder

I Liberationprojektet presenteras en sammanfattning av olika analysmetoder för respektive undersökningslinje och nivå, se bilaga 1. Följande analysmetoder har valts ut och kommer att tillämpas i denna studie, se tabell 2.

Tabell 2. Aktuella analysmetoder.

Analysmetod	Motivering
Kemiska	
Totalhalter	Analyser av enskilda föroreningar sker alltid vid en gallringsnivå. Beräkning av den kombinerade risken ger en mer detaljerad information om den aktuella risken.
Lakning	Ger viktig information om spridningsrisken. Den kombinerade risken av lakade föroreningar ger en mer detaljerad information om den aktuella risken.
Biotillgänglighet - DGT	Ger information om den aktuella risken för växter. Tar därmed hänsyn till reduktionen av toxicitet och mobilitet av föroreningar i mark som är ett resultat av åldrande.
Ekotoxikologiska	
Mikrotox	Enkla, snabba standardiserade test med känslighet för ett brett spektra av föroreningar. Bra gallringsverktyg.
Ostracodtoxkit	Har dokumenterad användning på jord och det ger en god indikation av föroreningars påverkan på organismnivå. Innehåller akut och kroniskt test.
Grobarhet	Enkla och relativt snabba att utföra. Mängden testorganismer att välja från ökar möjligheten att utföra en mer skraddarsydd platsspecifik bedömning.

Markekologiska

Kolmineralisering	Ger information om markens nedbrytande processer. Mikroorganismerna som styr processen har vistats känsliga för längre exponering av tungmetaller.
Nitrifikation	Ger information om mikroorganismers nitrifikationsprocess. Tungmetaller har dokumenterad påverkan på processen.
Inventering av nematoder	Enda relativt enkla metoden för inventering av evertetrater. Förekommer i nästan alla miljöer.

5.2 Kemiska analyser

Vid kemiska analyser kan föroreningars halt mätas individuellt. Generellt jämförs den enskilda föroreningen med ämnets specifika riktvärde. Då ett enskilt ämne sällan utgör hela föroreningen finns ett behov av att kunna utvärdera blandningen av potentiellt toxiska ämnen och deras eventuella resulterande interaktiva effekter. Den toxiska potentialen, TP kan användas för samtliga utvalda kemiska analyser, vilket ger ett resultat av den sammanlagda blandningen av föroreningar.

5.2.1 Totalhalter, TP

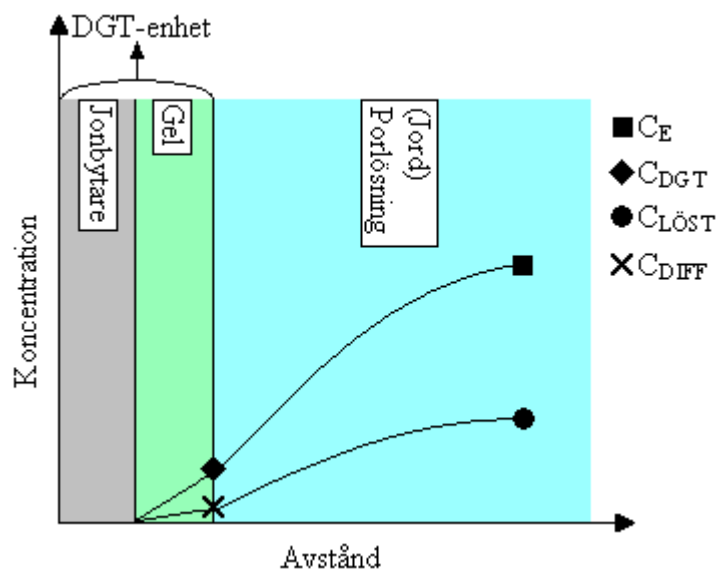
En mätning av den totala halten föroreningar i den undersökta jorden utförs alltid vid en inledande riskbedömning av mark. Metoder för extrahering av olika föroreningar är standardiserade och relativt enkla. Med hjälp av syrauppslutning extraheras alla metallföroreningar oavsett hur starkt de är bundna till andra ämnen i marken, vilket ger en exakt totalkoncentration. Den totala halten i sig säger inget om den aktuella risken men ger en indikation på om det kan föreligga en miljörisk. Vid beräkning av den toxiska potentialen kan hänsyn tas till den relativa osäkerheten genom att anpassa riktvärdet till den specifika platsen och den nivå riskbedömningen befinner sig i. För beräkning av den toxiska potentialen av totalhalter vid platsspecifika bedömningar bör NOEC-baserade riktvärden som KM och MKM undvikas då de inte är anpassade för att kombineras. I de data som används som underlag vid framtagning av KM och MKM kan säkerhetsmarginaler av varierande storlek ha använts. Användandet av dessa riktvärden kan därför leda till en kombinerad av den (oftast) överskattade risken för varje enskilt ämne. Effektbaserade riktvärden som EC_{50} är att föredra men kan vara svåra att ta fram och motivera. Detta gäller framförallt vid bedömning av markekosystemet, då dessa data inte är lika utarbetade som vid akvatiska system. En annan möjlighet är att skatta andelen påverkade arter, PAF (potentially affected fraction of species) men denna information är oftast begränsad. En jämförelse av användandet av olika riktvärden (MKM, $5 \cdot$ MKM och PAF) vid beräkning av den toxiska potentialen finns beskriven i Naturvårdsverkets rapport 5983 (*Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*, publicerad 2009). Här visas hur den toxiska potentialen inte korrelerar med den totala halten vid användandet av MKM. En uppräknings av MKM med en faktor 5 ger en bättre spridning av den toxiska potentialen och en bättre korrelation med de totala halterna jämfört med att använda MKM direkt.³ Vid beräkning av den toxiska potentialen utifrån de totala halterna kommer $5 \cdot E_{KM}$ därför att användas i denna studie.

5.2.2 Laktest, TP

Mätning av lakbara fraktioner är generellt alltid en del av en fördjupad riskbedömning. Lakningen ligger till grund för att bedöma spridningsrisken av föroreningarna till grundvatten och andra närliggande vattendrag. Enkla och standardiserade metoder för lakning finns tillgängliga med flertalet olika lösningsmedel. Vanligen används en svag lösning av CaCl_2 och kvoten L/S (volym lakvätska / massan jord) 2 eller 10 brukar användas. Seriella lakningsförsök kan ge en bättre uppskattning av den verkliga lakningen med tiden men är av naturliga skäl mer resurskrävande. Vid beräkning av den toxiska potentialen av de uppmätta lakbara halterna rekommenderas att riktvärden för akvatiska organismer används. Detta kan naturligtvis ifrågasättas om det inte föreligger någon risk för spridning till akvatiska ekosystem. Användandet av riktvärden för markekosystem har dock visat sig underskatta miljöriskerna.³ Vid beräkning av den toxiska potentialen utifrån de lakbara halterna kommer det svenska riktvärdet för akvatiska organismer ($C_{\text{crit sw}}$) användas vid denna studie. $C_{\text{crit sw}}$ för metaller är inte effektbaserade utan utgår från en halvering av effektbaserade kriterier. Därför bör $C_{\text{crit sw}}$ dubblas vid jämförelse med de lakbara fraktionerna.¹¹

5.2.3 DGT, TP

Växters bioupptag kan mätas genom den relativt nya tekniken DGT (Diffusive Gradients in Thin film). I jord efterliknar metoden mekanismen för upptaget av tungmetaller genom växters rotsystem. DGT mäter både den lösta fraktionen i porlösningen samt den labila partikulära fraktionen (dvs. den fraktion som är bundet till partiklar men som lätt går i lösning och därefter kan tas upp av växter). Man kan på så vis få en bra skattning på den verkliga halt som är biotillgänglig för växter. Den biotillgängliga halten beräknas som den effektiva koncentrationen, C_E vilket i teorin är den koncentration i porlösningen som krävs för att ge den uppmätta koncentrationen, C_{DGT} . C_E kan således beräknas från C_{DGT} . Förhållandet mellan C_{DGT} och C_E beror på jordens egenskaper (porositet, bulkdensitet). Samma förhållande gäller mellan den lösta fraktionen, $C_{\text{LÖST}}$ och den uppmätta koncentrationen utan bidrag från den labila partikulära fraktionen, C_{DIFF} , se figur 3.¹²



Figur 3. Schematiskt tvärsnitt över DGT enheten och angränsande porlösning.

Enligt en tidigare undersökning ligger förhållandet C_E/C_{DGT} mellan 15 och 25 vilket kan utnyttjas för att uppskatta den effektiva koncentrationen, $C_{E,EST}$ utifrån C_{DGT} .¹³ Trots att uppskattningen är relativt grov, anses den vara rimlig inom ramen för denna studie. För att undvika att underskatta den biotillgängliga halten används den högre faktorn i intervallet (25). En jämförelse med riktvärden för skydd av markmiljö (E_{KM} och E_{MKM}) kan vara lämpligt eftersom dessa riktvärden utgår från att hela den totala föroreningen är biotillgänglig. Vid beräkning av den toxiska potentialen utifrån de biologiskt tillgängliga halterna kommer riktvärdet E_{KM} användas vid denna studie.

5.3 Ekotoxikologiska analyser

Analyser av toxicitet hos marklevande organismer kan ge direkt information om den aktuella miljörisken som ett resultat av närvarande föroreningar. De marklevande organismerna är många och variationen i känsligheten för olika föroreningar kan variera över flera magnituder. Möjligheten för att testa toxiciteten på alla närvarande markorganismer finns inte men ett lämpligt urval kan ge god information om föroreningens totala toxicitet.

5.3.1 Microtox test

Testet bygger på den luminicerande, marina bakterien *Vibrio fischeri*. Denna gram-negativa bakterie producerar ljus som en biprodukt vid normal metabolism. Om metabolismen inhiberas (av exempelvis föroreningar) resulterar detta i minskad luminiscensen, vilket kan registreras. Metoden anses kunna ge en god indikation om föroreningarnas toxicitet i mark, trots att *Vibrio fischeri* är en marin bakterie. Metoden är generellt ett väldigt effektivt gallringsverktyg och dess låga känslighet för vissa PAH:er anses inte vara en begränsning i denna studie eftersom tungmetaller utgör den aktuella föroreningen på den specifika platsen. Metoden är i första hand utvecklad för vattenprover, varför lakvatten kommer användas för denna analys. Standardiserade testprotokoll har dock utvecklats för analyser av fasta prover.¹⁴

5.3.2 Ostracodtox test

Ostracodtoxkit är ursprungligen utvecklat för tester på sediment men är tillämpligt på jordprover. Den standardiserade metoden innefattar både ett akut och ett kroniskt test vilket ytterligare motiverar dess relevans vid miljöriskbedömningar. Testet utförs direkt på (vätskemättat) jordprov vilket medför att kräftdjuren utsetts för flera strukturer av föroreningen (komplexbundet, i kolloidala system och som fria joner). Med fler exponeringsvägar ökar känsligheten för eventuella föroreningar då upptag kan ske genom bland annat gälandning, födointag och kroppskontakt.¹⁵

5.3.3 Grobarhetstest

Grobarhetstest för växter visar på akuta effekter vilket ger en uppfattning av miljörisken vid kortare exponering. För att få en bättre bild av den totala risken bör grobarhetstestet kompletteras med ett kroniskt test. Detta test kan i sin enkelhet utföras som en förlängning av grobarhetstestet där även tillväxten studeras. I detta fall studeras rädisa och vitklöver, vilket anses relevant vid svenska förhållanden. Testorganismerna är lättgrodda och har tidigare dokumenterad användning.¹⁶

5.4 Markekologiska analyser

Att undersöka den specifika platsen med avseende på den befintliga ekologiska situationen tillhör varje riskbedömares arbetsuppgifter. En total inventering av arter och markfunktioner är dock inte rimligt eftersom detta skulle kräva mycket stora resurser. En ekologisk undersökning är dock alltid motiverad men bör anpassas till den specifika platsen samt möjligheten för att kunna göra en kvalificerad utvärdering.

5.4.1 Nitrifikation

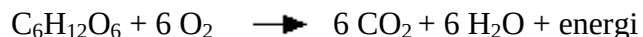
Mikroorganismer styr centrala processer i markens ekosystem och det är därför av vikt att titta på hur deras funktioner förändras vid en eventuell förorening. Tungmetaller har dokumenterad påverkan på nitrifikationsprocessen;



Framförallt har krom, koppar och kadmium, visats hämma den autotrofa processen genom att blockera bakteriernas enzymsystem.¹⁷ Metoden mäter nitrifikationshastigheten, vilket har en naturlig variation beroende av marktyp men för en kontrolljord ligger värdet generellt runt 3-5 (ng NO₂-N/g ts/min)

5.4.2 Kolmineralisering

Markens kolmineralisering/respiration är en annan process som reduceras vid påverkan av olika föroreningar. Processen bygger på bakteriers och växtrötters förmåga att bryta ned markens organiska kol, likt omvänd fotosyntes;



För denna studie sanalyseras kolmineraliseringshastigheten på jord utanför rhizosfären vilket innebär respiration i avseende på heterotrofa mikroorganismer. Även dessa organismer har vistats känsliga för längre exponering av tungmetaller.¹⁸ För kolmineraliseringshastigheten finns som för nitrifikationshastigheten inga exakt jämförbara värden då det förekommer en naturlig variation. Vanligt förekommande hastigheter (mg CO₂-C per g C och dygn) vid 15°C är för.....

-halm och gräsförna 4-5.
-skogsförna (barr- och bokskog) 1-2.
-skogshumus (barr- och bokskog) 0,2-0,.
-mineraljordsskikt 0-0,1m (barr- och bokskog) 0,05-0,2.

Med ökande markdjup minskar mineraliseringshastigheten oavsett marktyp. Förutom mängden organiskt kol påverkas även kolmineraliseringen av typen av organiskt kol. Mängden organiskt kol tar man hänsyn till vid beräkning av mineraliseringshastigheten men påverkan av kolföreningarnas kvalitet måste utvärderas separat. Vad som är ”hög kvalitet” i detta sammanhang är inte helt entydigt. Tidigare studier har visat att gödslingsförsök med kväve minskar avgivandet av koldioxid. Orsaken tros vara att mikroorganismerna kan växa till på det kväve som tillförts via gödslingen. Vid en mark som är rik på kväve (lågt C/N) behöver mikroorganismerna därför inte ”lyxförbränna” så mycket kol till koldioxid för att komma åt kvävet. Mineraliseringshastigheten är alltså

beroende av markens näringsbalans. Detta betyder att en låg mineraliseringshastighet kan vara ett resultat av höga kvävehalter likväl som det kan ha orsakats av närvarande föroreningar. Det är därför nog så att även C/N förhållandet mäts så att en korrekt slutsats kan dras.^{19, 20} C/N förhållandet ligger uppskattningsvis mellan 10-50 och varierar med marktyp och djup.²¹

5.4.3 Inventering av nematoder

Inventering av marklevande evertebrater kan ge viktig information till en riskbedömning men av praktiska skäl kan detta vara svårt att utföra. Det finns nämligen inga standardiserade metoder för djurinventering av förorenad mark. Nematoder (rundmaskar) har använts vid riskbedömningar genom att undersöka "Nematode Maturity index". Denna metod kräver dock tid och kompetens som ligger utanför denna studie. En förenklad metod av Nematode Maturity index, där endast antalet nematoder undersöks, anses mer anpassat för studiens målsättning.²²

5.5 Fysikaliska parametrar

Då markens fysikaliska parametrar påverkar metallers biotillgänglighet bör man vid en riskbedömning även undersöka dessa. Triadmetoden bygger även på en jämförelse av en "ren" provjord med de förorenade provpunkterna, vilket innebär ytterligare intresse för att påvisa likheterna/skillnaderna mellan provjordarna. Därför kommer en enkel grundläggande analys av provjordarnas fysikaliska egenskaper att utföras. Mätning av pH, kornstorlek, organisk halt, WHC (Water holding capacity) samt förhållandet C/N och torrsvikt/färskvikt kommer att bli aktuellt.

5.6 Provlokal

Markområdet i fokus för denna studie är kårhuset vid Mälardalens högskola i Eskilstuna som i huvudsak består av fyllnadsmassor. Vid lokalen, där det tidigare förekommit ytbehandlingsverksamhet och metallindustri, har höga totalhalter av koppar, zink och nickel registrerats. Därför blir dessa tre metaller högaktuella för kemiska analyser. Krom och bly är även vanligt förekommande i dessa industrier och kan orsaka toxiska effekter hos flertalet organismer. Därför kommer även krom och bly ingå i de kemiska analyserna.

Enligt tidigare bedömningsgrunder är provlokalen planlagd för mindre känslig markanvändning. Detta är dock i första hand baserat på människors hälsorisker och i andra hand på ekologiska miljörisker. Bortsett från mänsklig exponering så beskrivs skyddsobjekten vara Eskilstunaån (ca 700m från provlokalen) och bostäder på angränsande fastigheter men inga andra skyddsobjekt har bedömts finnas närvarande på platsen.²³

5.7 Tillämpade riktvärden

För bedömning av totala samt biotillgängliga metallhalter kommer generella riktvärden för E_{KM} att tillämpas, vilket innebär att hänsyn tas till de bostäder som finns på angränsande fastigheter. För bedömning av lakade halter kommer generella riktvärden för $C_{crit\ sw}$ att tillämpas, se tabell 3.

Tabell 3. Tillämpade riktvärden.

	E_{KM} (mg/kg TS)	$C_{crit\ sw}$ (µg/L)
Koppar	80	1,0
Krom	80	0,3
Nickel	70	1,0
Bly	200	0,5
Zink	250	4,0

5.8 Föroreningarnas kemiska karaktär i mark samt dess toxikologiska effekter

För att kunna utföra en riskbedömning på ett säkert och kvalitativt sätt ligger stor vikt i att bedömaren besitter god kunskap om de aktuella föroreningarna för den specifika platsen.

5.8.1 Koppar, Cu

Bildar mycket starka komplex med organiskt material, även vid låga pH (ner till 4). Detta gör att koncentrationen organiskt material i marken, i regel är avgörande för hur mycket koppar som kan bindas. Stor del av transporten av koppar sker i form av lösta humuskomplex. Koppar bildar även starka bindningar med järn-, aluminium, och manganoxider. I reducerande miljö bildas svårslösliga kopparsulfider och vid oxiderande miljö, vid höga pH kan malakit ($Cu_2(OH)_2CO_3$) falla ut.²⁴

Koppar är för både växter och djur ett essentiellt näringsämne men i höga halter övergår det till att ge en toxisk effekt. Tidigare toxicitetsstudier, på bland annat sötvattenlevande organismer, har visat på stor varierande känslighet mellan olika arter. Koppar är potentiellt bioackumulerbart vilket kan föra den högre upp i näringskedjan.^{24, 25}

5.8.2 Krom, Cr

Krom(III) bildar starka komplex med organiskt material och medfälls med järnoxider. Krom(IV) adsorberas till järn- och aluminiumoxider vid $pH < 6$ men är annars relativt rörlig i marken. Den har dock en tendens att i svenska förhållanden reduceras till krom(III), vilket gör den mer orörlig.²⁴ Mobiliteten av krom(VI) ökar med markens stigande pH.²⁶ Denna form av krom reduceras oftast snabbt under naturliga markförhållanden.²⁷

Krom är ett essentiellt näringsämne för högre organismer och deltar vid förbränning av glukos. Den är mycket toxisk för vattenlevande organismer (framförallt som krom(VI)) men även för växter och mikroorganismer i marken. Krom är potentiellt bioackumulerbart vilket kan föra den högre upp i näringskedjan.^{24, 25}

5.8.3 Nickel, Ni

Bildar komplex med organiskt material samt vid höga pH även med järn-, aluminium-, och manganoxider. I reducerande miljö binder nickel även till sulfider.²⁴

Nickel är toxiskt för majoriteten levande organismer vid höga koncentrationer. Mikroorganismer och akvatiska evertetrater visar större känslighet än marklevande evertetrater men fortfarande vid relativt höga koncentrationer. Nickel är potentiellt bioackumulerbart vilket kan föra den högre upp i näringskedjan.^{24, 28}

5.8.4 Bly, Pb

Bildar mycket starka komplex med organiskt material samt med järn-, aluminium, och manganoxider, även vid låga pH (ner till 4). Stor del av transporten av bly sker som lösta humuskomplex eller i kolloidala system med järnoxider och humusämnen. I reducerande miljö bildas svårlösliga bly sulfider och vid oxiderande miljö, vid höga pH kan cerrusit (PbCO_3) och pyromorfit ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$) falla ut.²⁴

Bly har, så vitt man vet ingen nödvändig funktion i levande organismer. Den har en negativ påverkan på de mikroorganismer som sköter nedbrytning av bland annat föroreningar. Lägre stående organismer i näringskedjan har en tendens att ackumulera bly och på så sätt föra den vidare högre upp i näringskedjan. Här kan även låga koncentrationer orsaka förödande toxiska effekter som ökande mortalitet.^{24, 29}

5.8.5 Zink, Zn

Bildar mycket starka komplex med organiskt material vid $\text{pH} > 6$. Vid lägre pH adsorberar zink elektrostatiskt till organiskt material. Zink binder till en mindre del till järn- och manganoxider vid höga pH.²⁴

Zink är för både växter och djur ett essentiellt näringsämne. Däggdjur har generellt sett hög tolerans medans sötvattenlevande organismer är relativt känsliga för förhöjda zinkkoncentrationer. Zink är potentiellt bioackumulerbart vilket kan föra den högre upp i näringskedjan.^{24, 25}

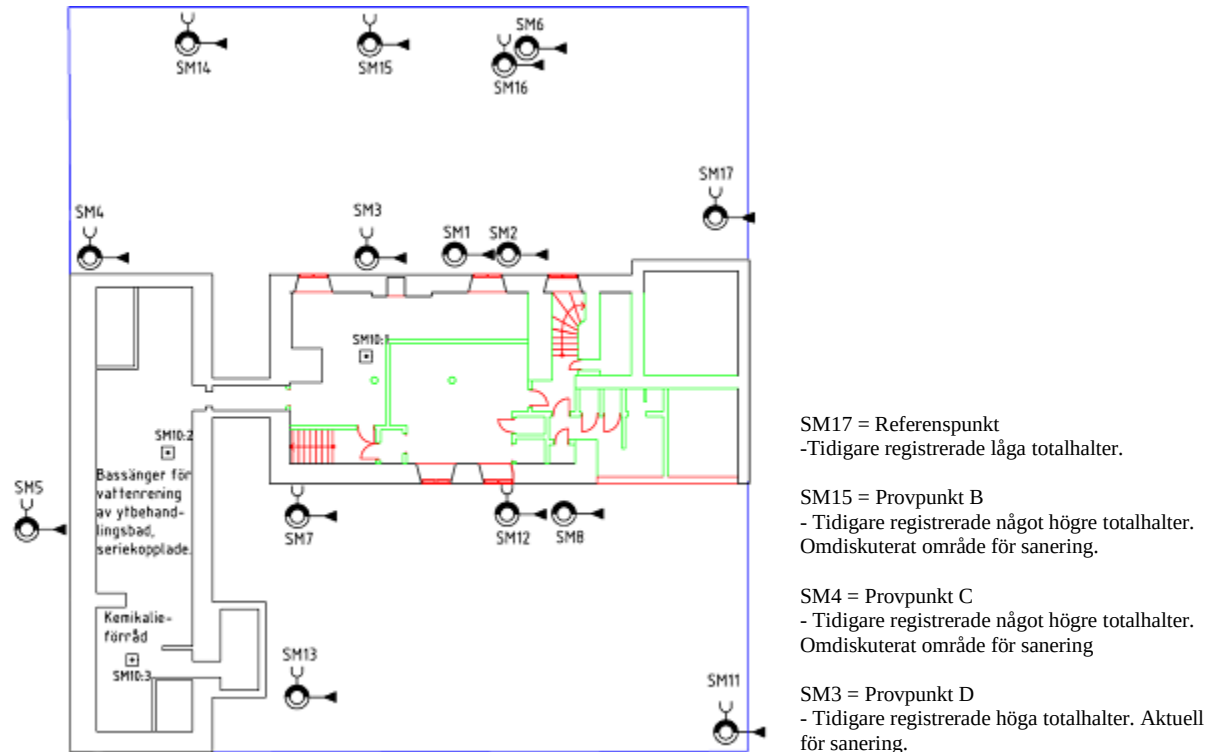
5.9 Problemformulering

- Med utgångspunkt från triadmetoden, föreligger någon risk för provlokals marksystem och vilka åtgärder anses då vara nödvändiga?
- Kan den beskrivna metodiken anses vara en tillförlitlig strategi för att utföra platsspecifika riskbedömningar av förorenad mark?

6 Ansats och metod

6.1 Provtagning

Provtagningen utgick från provtagningsplanen och med hjälp av XRF (X-Ray Fluorescence) lokaliserades fyra lämpliga provpunkter med varierande metallhalter, se figur 4.



Figur 4. Provtagningsplan

Provtagningen delades upp i två olika z-koordinater 0-0,1 m och 0,1-0,7 m. Jordprover från markens ytskikt togs med hjälp av spade och för den djupare provtagningen användes spett och spade. För samtliga provtagningar samlades, av uppgrävd jord, slumpmässigt utvalda jordprover upp till ett samlingsprov. En del av jordproverna siktades på plats och förvarades i olika påsar beroende på analysmetod. Samtliga prover förvarades i 1 dygn vid 0-5 °C i mörker innan provuppdelning. I samband med provtagningen utfördes en okulär undersökning av jordartstypen, se bilaga 2.

6.1.1 Referensprov

Referensprovet bestämdes som den provpunkt där inga förhöjda metallhalter detekterades. Vid denna punkt bestämdes att det inte förelåg någon miljörisk (0). Visade någon av analyserna i de förorenade proverna på (marginellt) mindre risk än referenspunkten upphöjdes denna risk till noll. Detta motiverades med att värden skall ligga inom den skala som uppsattes (0-1, 0=ingen risk 1=maximal risk). Detta ökade även säkerheten för att riskerna ej skulle underskattas.

6.1.2 Provuppdelning

Före provuppdelning blandades samtliga jordar noga och analys utfördes med XRF, se bilaga 3. Jordprover för kolmineraliserings- samt bioupptagstest skickades iväg till externa laboratorier för analys. Övriga jordprover förvarades vid 4 °C i väntan på analys.

6.2 Kemiska analyser

6.2.1 Totalhaltstest

Jordproverna syrauppslötts enligt SS 02 83 11. Provmängden minskades till 5 g (TS) och 20 ml, 7 M HNO₃ tillsattes direkt till uppslutningskärlet. Uppslutningen utfördes i mikrovågsugn istället för i autoklav enligt standarden, se figur 5.



Figur 5. Syrauppslutning med mikrovågsugn.

Temperaturen ökades till 170 °C under 20 min varefter denna hölls konstant i 5 min innan långsam avsvälning påbörjades. Proverna överfördes kvantitativt till varsin 50 ml mätkolv varpå spädning med MQ-vatten utfördes. Proverna dekanterades och skickades till ALS Scandinavia för analys.

6.2.2 Laktest

Jordproverna lakades enligt ISO/TC 190/SC 7. Provmängden 90 +/- 5 g (TS) blandades med en bestämd volym $(m(TS) \cdot 10 - (m - m(TS)))$ 0,001 M CaCl₂ för att upprätta förhållandet L/S 10. Blandningen placerades i rotationsinstrument i 23,5 h och centrifugerades vid 3000 g under 20 min. Eluaten vakuumfiltrerades och konserverades i enlighet med standarden och skickades till ALS Scandinavia för analys. 50 ml lakvatten från samtliga provpunkter sparades utan konservering vid 4 °C i väntan på microtoxtest. För de resultat vars koncentrationer hamnade under detektionsnivån upphöjdes värdena till detektionsnivån för att bli användbara vid beräkningar av resultaten.

6.2.3 DGT

Jordproverna skickades till ALS Scandinavia för analys, se figur 6. Instruktioner för hantering samt analys med DGT finns hos ALS Scandinavia, se bilaga 4.



Figur 6. Provtagning med DGT.

För de resultat vars koncentrationer hamnade under detektionsnivån upphöjdes värdena till detektionsnivån för att bli användbara vid beräkningar av resultaten.

6.3 Ekotoxikologiska analyser

6.3.1 Mikrotoxtest

Testet utfördes enligt ISO 11348-3 på icke konserverat, mindre än 48 h gammalt lakvatten. Beredning av spädningsserie utfördes enligt tabell 4.

Tabell 4. Spädningsserie för mikrotoxtest.

Spädning (%)	Spädningsgrad D	Volym prov (µL)	Volym diluent (µL)	"Solution for freeze-dried bacteria" (µL)
80	1	800	-	200
50	2	500	-	500
33	3	333,3	166,7	500
25	4	250	250	500
16,6	6	166,7	333,3	500
12,5	8	125	375	500
8,3	12	83,3	416,7	500
6,25	16	62,5	437,5	500
4,17	24	41,7	458,3	500
3,125	32	31,3	468,7	500
Kontroll				
D = 1		-	800	200
D > 2		-	500	500

Varje provkoncentration tillfördes 10 µL av bakteriereagensen och ljusintensiteten avlästes omgående samt efter 30 min. Färdigberedda bakterier användes upp till 3 h efter öppning.

6.3.2 Ostracodtoxtest

Testet utfördes enligt SOP (Standard Operation Procedure) för Ostracodtoxkit F (MicroBioTests Inc, Belgien). Cystor inkuberades vid 25 °C under 48 + 4 h med konstant illumination (3600 lux). Efter 48 h i inkubationsrummet tillsattes spirulinasuspensionen till kläckningsskålarna. Efter ytterligare 4 h överfördes 10 ostracoder till vardera provtagningskål, förberedd med provjord och algalsuspension. Samtliga provtagningskålar inkuberades vid 25 °C under 6 dygn i mörker. Mortalitet samt tillväxt registrerades för samtliga provtagningskålar, se figur 7.

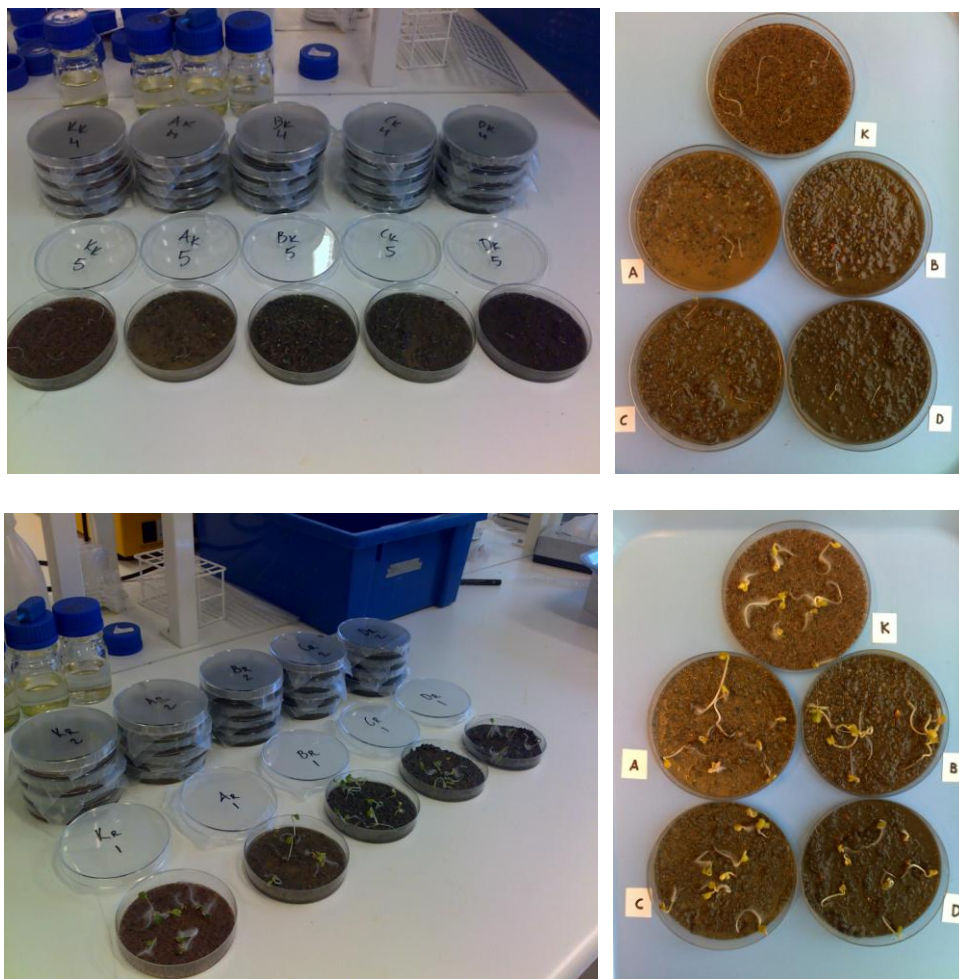


Figur 7. Kläckning och provtagning av Ostracoder.

Då överföring och räkning av ostracoder var tidskrävande, utfördes proceduren enligt följande ordning: Kontrollsediment skål 1, prov A skål 1, prov B skål 1, prov C skål 1 och prov D skål 1. Vidare till kontrollsediment skål 2, prov A skål 2, prov B skål 2, prov C skål 2 och prov D skål 2 osv till skål 6. Under de 5 h som överföringen utfördes stod samtliga provplattor ljusst under lock i rumstemperatur.

6.3.3 Grobarhetstest

Testet utfördes utifrån metod beskriven i IVL rapport B1492 (*Platsspecifik bedömning av förorenad mark - biologiska tester i kombination med kemiska analyser*, publicerad 2002). Ett tunt lager av testjorden breddes ut över botten på en petriskål. (5 replikat · 2 testorganismer = 10 skålar per provjord). Som kontroll användes sand (kornstorlek 0,5-1,0 mm). Jordarna mätades med MQ-vatten och överflöd hölls av. 10 frön av respektive art placerades på jordytan i varsin skål och skålarna förslöts med parafilm och lock. Samtliga prover ställdes mörkt i 25 °C, rädisor under tre dygn och vitklöver under fem dygn, se figur 8.



Figur 8. Grobarhetstest; övre bilder vitklöver och undre bilder rädisa.

6.4 Markekologiska analyser

6.4.1 Kolmineraliseringstest

Kolmineraliseringstestet utfördes av institutionen för ekologi på Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, enligt metod beskriven i Ecological Studies (*Experimental sites in the NIPHYS/CANIF project*, publicerad 2000).²¹ 3 jordprover per provpunkt skickades till SLU där samtliga prover inkuberades vid 15 °C och "optimal" fuktighet (60 % vattenhållande förmåga). För utvärdering av testet utfördes även analys av C/N förhållandet av SLU.

6.4.2 Nitrifikationstest

Beredning av lösningar och prover utfördes enligt ISO 13395. Ammoniumsubstrat (0,5 g (NH₄)SO₄ och 15 mL, 1 M NaClO₃ spädd till 1 L med 1 mM fosfatbuffert, vilket gav pH 7,2 ± 0,1) och jordprover ställdes i konstantrum vid 22 °C över natt. 100 mL ammoniumsubstrat tillfördes till 25,0 g (TS) jord från respektive provpunkt. Proverna placerades på skakbord med en 1 cm stor öppning för konstant genomgående syretillförsel. 5 mL prov togs efter 2, 3, 4, 5 och 6 h och tillfördes 5 mL, 4 M KCl (vilket inhibera oxidationen av nitrit till nitrat). Proverna centrifugerades vid 5000 rpm i 3 min

och supernatanten gravitationsfiltrerades direkt ner i analysrör. Provernas nitrithalt bestämdes omgående med ”fast infrared array” spektrometer, FIA.

6.4.3 Inventering av nematoder

Inventering utfördes utifrån metod beskriven i rapport 18050443 från PubMed (*Isolation of C. elegans and related nematodes*, publicerad 2006). Där användes en baermann-tratt, se figur 9.



Figur 9. Extrahering av nematoder med Baermann-tratteknik.

50,0 g (TS) av vardera prov placerades i varsin baermann-tratt och ”silen” slöts runt jorden. Tratten fylldes med M9-lösning (3 g KH_2PO_4 , 6 g Na_2HPO_4 , 5 g NaCl , 1 ml, 1 M MgSO_4 , H_2O till 1 L. Steriliserad med autoklaving). Efter 2 h öppnades tratten och vätska plus nematoder samlades upp.

6.5 Fysikaliska parametrar

6.5.1 Kornstorlek

Fördelningen av olika kornfraktioner bestämdes utifrån metod beskriven i kompendium från Stockholms universitet (*Jordartsanalys*, 1993).³⁰ Omkring 500 g jord från respektive provpunkt torkades vid 105 °C över natt och ställdes för avsvälning i exsickator. Jordproven hällades i siktats och denna placerades i skakapparat som oregelbundet skakade proven i vertikalt och horisontellt led under 15 min. Kvarvarande material på samtliga siktar vägdes.

6.5.2 pH

pH mättes på jordprov från båda markdjupen (0-0,1 m och 0,1-0,7 m) samt på icke konserverat lakvatten. Jordproven blandades med avjonat vatten (ca 20 g: 50 g) och rördes om intervallvis. pH mättes 3 gånger under 30 min med en pH-meter.

6.5.3 Organisk halt

Den organiska halten bestämdes utifrån metod beskriven i kompendium från Stockholms universitet (*Jordartsanalys*, 1993).³⁰ Deglar torkades vid 105 °C och ställdes för avsvälning i exsickator. Jordprov torkades vid 105 °C och pulveriserades med mortel.

Deglar tillsammans med jord torkades ytterligare 1 h vid 105 °C innan avvägning. Proven glödgades vid 550 °C under 2 h och vägdes igen efter avsvalning i exsickator.

6.5.4 WHC

Den vattenhållande kapaciteten bestämdes enligt beskriven metod. Plastcylindrar (Ø 3 cm), försedda med finmaskigt nät fylldes med 3 cm jordprov från varje provpunkt. Cylindrarna placerades i varsin bägare med drygt 1 cm avjonat vatten över natt för att sedan få stå fritt för avdroppning under 5 h. Jordprov vägdes, torkades vid 105 °C i 24 h och vägdes igen efter avsvalning i exsickator.

6.5.5 Torrsvikt/Färsksvikt

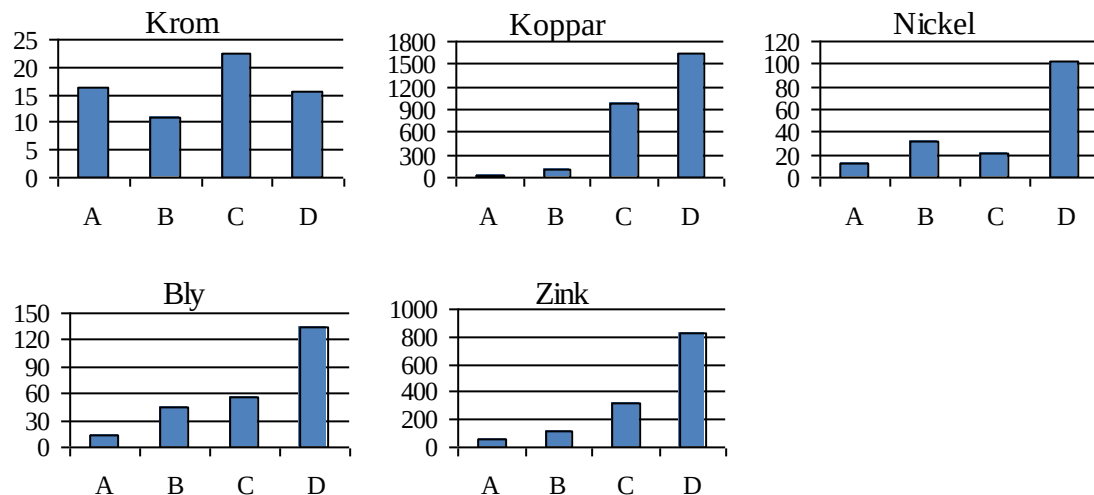
Jordprovernas torrsviktsförhållande bestämdes enligt ISO/TC 190/SC 7. Jordprov vägdes, torkades vid 105 °C i 24 h och vägdes igen efter avsvalning i exsickator.

7 Resultat och diskussion

7.1 Analysresultat

Totalhaltstest

De uppmätta totalhalterna stämde väl överens med halterna uppmätta med XRF vid provtagningen. Totalhalterna var som förväntat höga för framförallt koppar och zink vid provpunkt D, se figur 10.

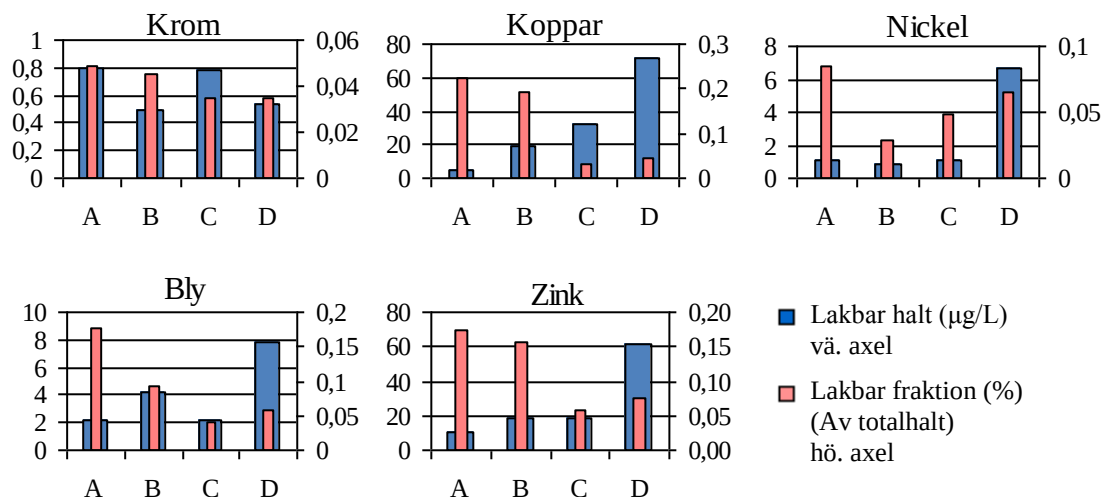


Figur 10. Syrauppslutna halter (mg/kg) för samtliga metaller och provpunkter.

En direkt jämförelse mellan uppmätta metallhalter och respektive riktvärde (E_{KM}) visar att det enligt den svenska metodiken inte föreligger någon miljörisk vid provlokalen som ett resultat av bly- eller kromhalter. Totalhalterna överstiger dock kraftigt riktvärdena för koppar och zink vid provpunkt C och D. Kopparhalten är även aningen för hög vid provpunkt B. Vid provpunkt D är även nickelhalten något för hög. Provpunkt A visar inga förhöjda totalhalter och dess funktion som referensprov får därmed anses vara uppfyllt. Att endast en analys per prov utfördes kan inte anses ge statistisk signifikanta värden. Resultatet kan dock styrkas med XRF-analyserna (där fler replikat utfördes) då de visar god korrelation med de syrauppslutna halterna.

Laktest

Lakningen visade på en korrelation med de totala halterna, framförallt för krom. Den relativa fraktionen visade på högst procentuell lakbarhet för samtliga metaller i referensprovet, se figur 11.

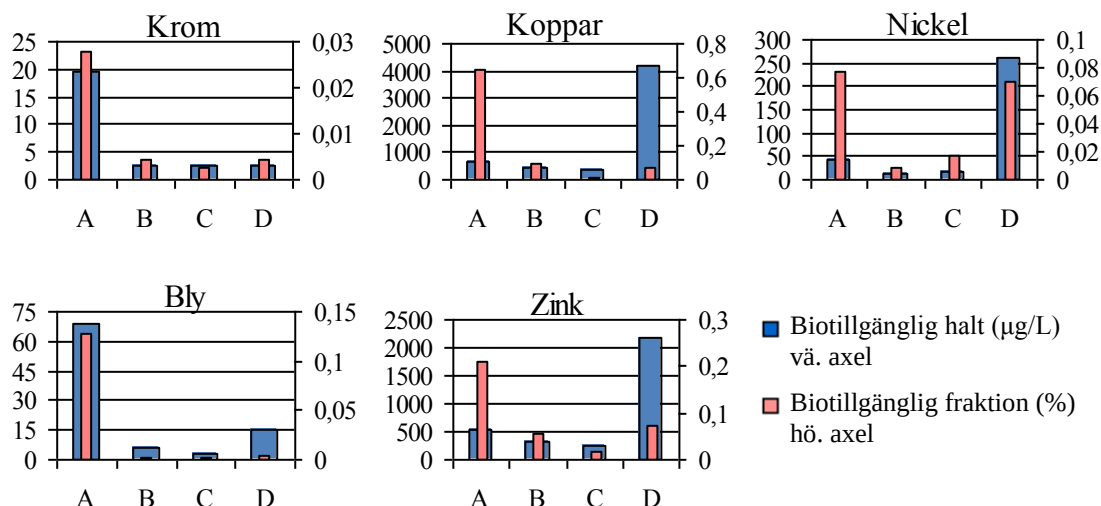


Figur 11. Lakbar halt samt lakbar fraktion för samtliga metaller och provpunkter.

En direkt jämförelse mellan lakade metallhalter och respektive riktvärde ($C_{crit\ sw}$) visar att endast nickelhalten vid provpunkt B ligger på en acceptabel nivå. Alla andra metaller vid samtliga provpunkter överstiger riktvärdet för skydd av ytvatten. Det närmaste vattendrag som eventuellt skulle kunna påverkas är Eskilstunaån (ca 700 m från provlokalen).

DGT

Den biotillgängliga halten visade ingen tydlig korrelation med de totala halterna. Den relativa fraktionen visade på högst procentuell biotillgänglighet för samtliga metaller i referensprovet, se figur 12.



Figur 12. Biotillgänglig halt, C_E samt biotillgänglig fraktion, B_F för samtliga metaller och provpunkter.

För koppar, krom, bly och zink är den biotillgängliga fraktionen, B_F avsevärt större vid referensprovet än vid de resterande provpunkterna. Detta överrensstämmer med den beskrivna teorin att dessa metaller bildar mycket starka komplex med organiskt material.

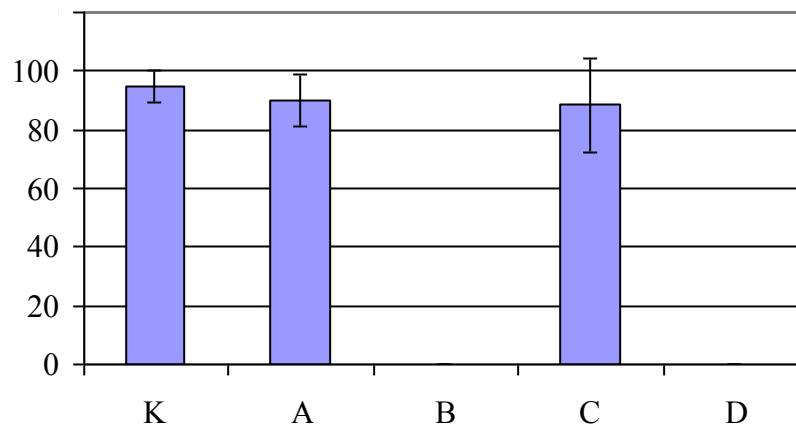
Vid jordar med låg halt organiskt material, som vid referensprovet, är en stor del av metallerna obundna (alt. svagt bundna) vilket gör dem tillgängliga för bioupptag. Andra faktorer (som förekomsten av olika metalloxider) påverkar även den biologiskt tillgängliga fraktionen vilket är en förklaring till att ingen exakt korrelation kan dras mellan biotillgänglig fraktion och uppmätt organisk halt. Som ett resultat av den stora biotillgängliga fraktionen vid referensprovet är den biotillgängliga halten, C_E hög här. För samtliga metaller är C_E högre vid referenspunkten än vid provpunkt B och C (trots att totalhalterna är betydligt högre vid B och C). Utifrån dessa resultat understryks att jämförelse av totala föroreningshalter i mark med generella riktvärden inte ger en säker bedömning av den verkliga miljörisken.

Mikrotoxtest

Koncentrationen av föroreningarna i lakvattnet var för låga för att en negativ effekt skulle kunna registreras. Därför erhöles inget förhållande mellan koncentration och effekt, vilket krävs för att en dos-respons kurva ska kunna upprättas. För provpunkt B kan en viss toxicitet dock registreras. Troligtvis skulle en effekt ha detekteras om analysen utförts direkt på fasta prover, vilket även kan vara lämpligt då det är markecosystemet som undersöks. Det utslag som erhöles vid provpunkt B indikerar att andra föroreningar kan finnas närvarande här.

Ostracodtoxtest

Överlevnaden av Ostracoder var hög vid referensprovet och provpunkt C. Vid provpunkt B och D fanns inga överlevande ostracoder, se figur 13.



Figur 13. Överlevnad av Ostracoder (%) samt standardavvikelse för kontrollprov och för samtliga provpunkter.

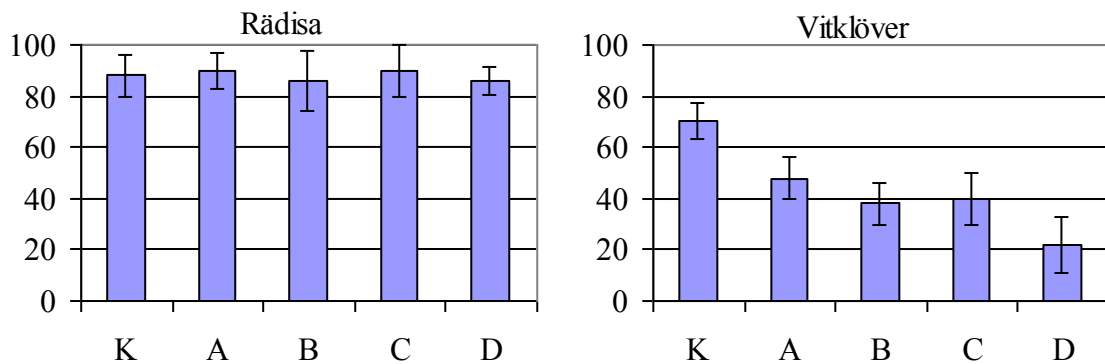
Inhibering av tillväxt bestämdes relativt kontrollprovet för de provpunkter med överlevande ostracoder. Inhiberingen beräknades till 15 % för referensprovet och 34 % för provpunkt C.

Resultaten av det akuta testet var inte förväntat och ostracoderna verkar inte vara speciellt känsliga för de aktuella metallerna. Alternativt kan resultatet bero av att metallföroreningarna inte var biotillgängliga för ostracoderna. Den höga mortaliteten vid

provpunkt D kan relateras till metallhalter, men här är som bekant halterna mycket höga. Vid provpunkt B kan den höga mortaliteten inte relateras till metallhalter vilket indikerar att andra föroreningar finns närvarande här (precis som vid mikrotoxtestet). Till följd av detta utfördes ytterligare undersökningar av jorden. En okulär undersökning visade att oljeföroreningar eventuellt fanns närvarande vid provpunkten, varpå prov skickades till ALS Scandinavia för analys av oljefraktioner, se bilaga 5. Analysen visade på höga oljehalter (totalt på 2370 mg/kg) vilket ger en förklaring till den höga mortaliteten vid provpunkt B. Oljan är troligtvis en lokal förekomst av läckage på en parkeringsplats. En sanering med avseende på oljeresterna anses för denna plats inte motiverad då det framtida användningsområdet kommer vara fortsatt parkering.

Grobarhetstest

Grobarheten hos rädisa visade ingen variation mellan proverna medan den hos vitklöver visade en negativ effekt för de förorenade proverna, se figur 14.



Figur 14. Grobarhet hos rädisor och vitklöver (%) samt standardavvikelse för kontrollprov och för samtliga provpunkter.

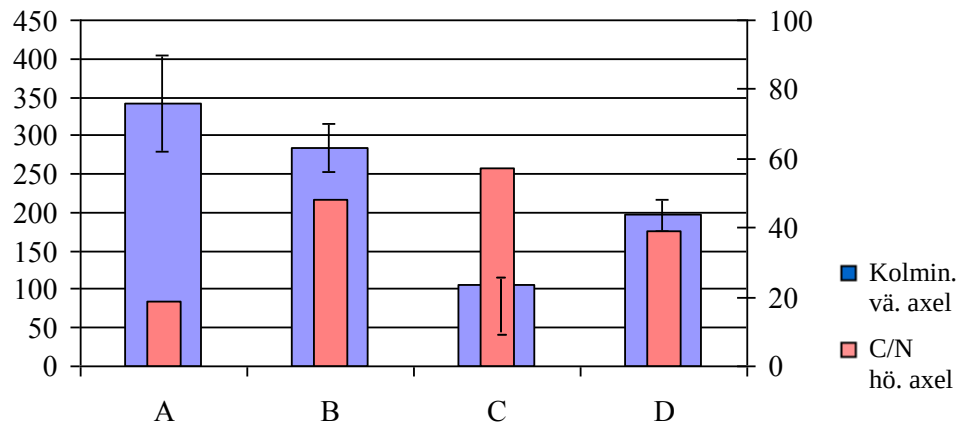
Resultaten från testerna med de olika testorganismerna visar på den naturliga variationen som finns mellan olika organismer. Rädisa visar ingen påverkan alls av metallerna medan vitklöver tycks vara relativt känslig för den här typen av föroreningar. En hög föroreningshalt behöver alltså inte ge en toxisk effekt. Fler testorganismer bör därför användas för att bättre uppskatta miljörisken.

Nematodinventering

Inga nematoder påträffades under försöket. Detta behöver inte betyda att det inte fanns några nematoder närvarande. Testet är beroende av att nematoderna hålls levande under hela försöket vilket i många fall kan vara svårt. Förhållandena för förvaring av jordproverna kan ha varit missgynnande för nematoderna och testet borde därför ha utförts omgående efter provtagning. En annan orsak till resultatet kan vara problemet som kan uppstå med Baermanns tratt-tekniken. Vid isolering av nematoder (särskilt vid bakterierika prov) kan den dåliga tillgången på syre i provet resultera i hög mortalitet.

Kolmineraliseringstest

Analysen visade på högst kolmineralisering samt lägst C/N förhållande vid referensprovet, se figur 15.

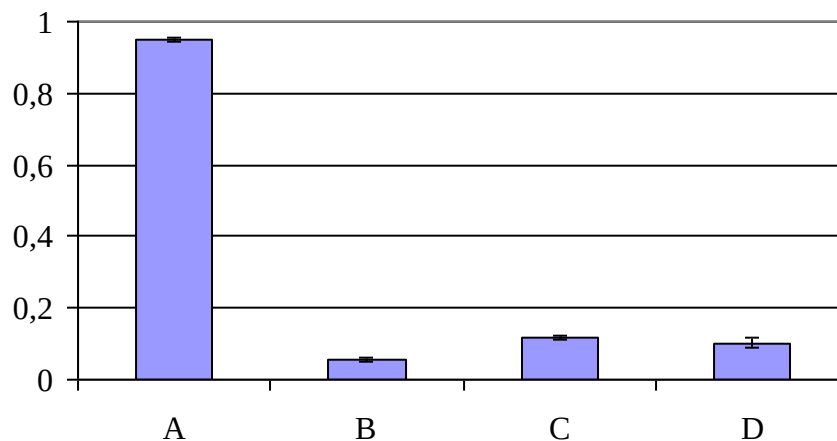


Figur 15. Kolmineralisering ($\mu\text{g CO}_2\text{-C}$ per g C och dygn) och standardavvikelse samt C/N förhållande för de olika provpunkterna.

Kolmineraliseringen påverkas av både närvarande metallhalter och näringsbalans. Metallhalterna verkar dock vara avgörande för mineraliseringshastigheten vid referensprovet och provpunkt B och C. Vid dessa tre punkter minskar kolmineraliseringen när både C/N förhållandet och metallhalterna ökar, vilket betyder att metallhalten är den avgörande faktorn. Provpunkt D följer inte samma trend. En jämförelse av provpunkt C och D visar på motsatt förväntad effekt. Provpunkt D har både högre metallhalt och lägre C/N än provpunkt C. Detta borde enligt teorin ha resulterat i lägre kolmineraliseringshastighet vid provpunkt D än vid provpunkt C. Vilka andra faktorer som påverkat resultatet är dock i nuläget osäkert.

Nitrifikationstest

Nitrifikationen vid provpunkt A var hög medan de förorenade provpunkterna visade på låga och relativt lika nitrifikationshastigheter, se figur 16.

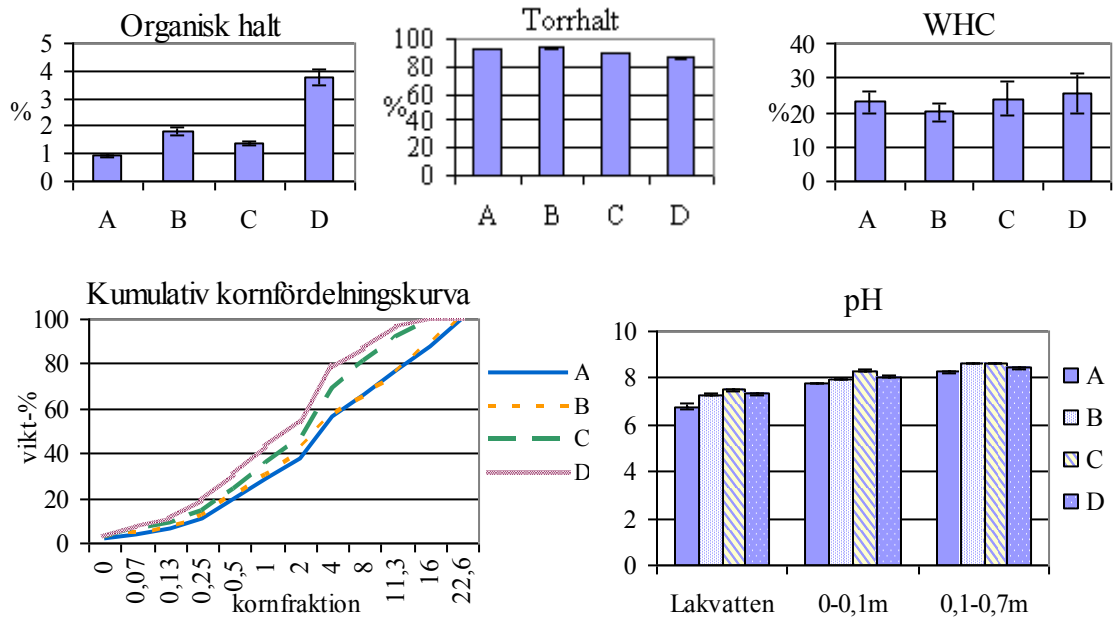


Figur 16. Nitrifikation ($\text{ng NO}_2\text{-N}$ per g jordprov (TS) och minut) samt standardavvikelse för de olika provpunkterna.

Resultatet indikerar att metallerna påverkar bakteriernas nitrifikationsprocess vid provpunkt B, C och D. Ingen dos-respons effekt erhöles men troligtvis är den maximala negativa effekten uppnådd vid passering av ett visst tröskelvärde. Ett tröskelvärde som i detta fall ligger under metallhalterna vid provpunkt B.

Fysikaliska egenskaper

Resultaten från analyserna samt beräknad standardavvikelse (med undantag för kornfördelning) presenteras nedan, se figur 17.



Figur 17. Fysikaliska egenskaper samt standardavvikelse för de olika provpunkterna.

7.2 Triadbedömning

Risken beräknades enligt triadmetoden utan att vikta de olika metoderna efter dess relevans, vilket visade på en relativt stor miljörisk vid de aktuella provpunkterna, se tabell 5.

Tabell 5. Skalade och integrerade risker enligt triadmetoden.

Skalade/kombinerade risk			
	B	C	D
Kemiska			
Totalhalt ($5 \cdot E_{KM}$)	0,23	0,77	0,91
Lakterster ($2 \cdot sw$)	0,88	0,88	0,99
DGT (KM)	0	0	0,01
Ekotoxikologiska			
Ostracodtoxtest	1	0,02	1
Grobarhetstest _(Rädsla)	0,04	0	0,04
Grobarhetstest _(Vitklöver)	0,21	0,17	0,54
Markekologiska			
Kolmineral. + nitrifik. (BKX_Triad)	0,78	0,80	0,75
<i>Integrerad risk (inom undersökningslinjerna)</i>			
	B	C	D
Kemiska	0,55	0,70	0,95
Ekotoxikologiska	0,91	0,06	0,92
Markekologiska	0,78	0,80	0,75
<i>Integrerad risk (mellan undersökningslinjerna)</i>			
	B	C	D
Risk	0,79	0,62	0,90
Avvikelse	0,31	0,68	0,18

Krom och bly visar inte på någon miljörisk enligt en första gallringsbedömning i jämförelse med E_{KM} . Båda metallerna ingår dock i beräkningen av den toxiska potentialen, vilket kan ifrågasättas. Matematiskt tas mer hänsyn till de ämnen där det föreligger en miljörisk varpå krom och blys påverkan på resultatet blir minimal och de anses då inte orsaka någon risk för underskattning.

Riktvärdet för skydd av markmiljön för känslig mark, E_{KM} användes vid beräkning av den toxiska potentialen av de totala halterna. En jämförelse med riktvärdet för mindre känslig mark, E_{MKM} visade att skillnaden mellan de två olika markanvändningarna blir obetydlig i detta fall, vid den slutgiltiga integreringen av resultaten. Skillnaden i den integrerade risken är endast märkbar vid provpunkt C där riskvärdet går från 0,62 till 0,59 när riktvärdet alterneras. Att använda EC_{50} för marklevande organismer hade varit att föredra då valet av EC_{50} ger möjligheten att bättre anpassa bedömningen till den aktuella platsen och dess planlagda markanvändning. En undersökning av befintlig data för EC_{50} (för marklevande organismer) bör först sammanställas och de valda EC_{50} -värdena bör nog motiveras med hänsyn till den aktuella platsen.

Den slutgiltiga integrerade risken som beräknats tyder på oacceptabla miljörisker vid alla tre provpunkterna. Detta bör dock inte per automatik leda till ett direkt beslut om sanering, med undantag för provpunkt D. Här är den beräknade risken hög och avvikelserna låga vilket tyder på att miljörisken är ett direkt resultat av föroreningsgraden. För provpunkt B och C är avvikelserna höga och fler analyser, alternativt en viktning av analyserna skulle kunna ge en säkrare bedömning. Då analyser inom den ekotoxikologiska linjen ger direkta mätningar av föroreningarnas toxiska effekt bör denna LoE väga tyngre än de övriga två. Inom varje enskild LoE kan även viktning vara användbart för att ge en säkrare bedömning. Vissa analyser vid den aktuella provlokalen visar synbara svagheter med metoden. Detta gäller framförallt ostracodtestet som har stor inverkan på det integrerade riskvärdet. Då orsaken till den höga mortaliteten vid provpunkt B inte anses vara en anledning till att sanera bör heller inte testets höga risk få en så stor roll i slutbedömningen. Även inom den kemiska undersökningslinjen kan viktning vara användbart med avseende på att vikta lakningen lägre. Den skalade risken av lakningsresultatet tar hänsyn till ytvatten vilket resulterar i att risken här blir väldigt hög. Risken för att spridningen skulle ske till närliggande ytvatten (Eskilstunaån) anses dock vara marginell. Med tiden finns viss risk att en mindre lakbar fraktion når ån men spädningen blir stor och risken för ackumulering i vattnet anses vara obefintlig då det råder kraftiga strömmar i ån. Precis som med ostracodtestet bör den höga risken inte få en så stor roll vid slutbedömningen. Då erfarenheten av viktning vid markökologiska system är begränsad finns ingen väl beprövad metod för viktningen. För att få en uppfattning om vad en viktning skulle kunna innebära för den slutgiltiga sammanvägda risken och avvikelserna jämförs viktning av analyser inom den ekotoxikologiska linjen vid provpunkt B eftersom skillnaden mellan de skalade riskerna är stor här. Viktningen sker med en uppräkningsfaktor av grobarhetstesten med en faktor 2 och 3. Om viktning med en faktor 2 tillämpas ändrades den slutgiltiga integrerade risken från 0,79 till 0,72 och avvikelserna minskar från 0,31 till 0,21. Om viktning med en faktor 3 tillämpas ändrades den slutgiltiga integrerade risken från 0,79 till 0,68 och avvikelserna minskar från 0,31 till 0,18.

8 Slutsatser/rekommendationer

Risikanalysen

Utifrån den sammanvägda riskbedömningen enligt triadmetoden kan slutsatsen dras att miljörisken är ett direkt resultat av föroreningsgraden vid provpunkt D. Här är en sanering motiverad. Vid provpunkt B och C föreligger en möjlig miljörisk men den höga avvikelserna tyder på en osäkerhet i bedömningen. För att dra några slutsatser om det finns ett behov av saneringsåtgärder vid provpunkt B och C bör fler analyser utföras, förslagsvis inom den ekotoxikologiska undersökningslinjen.

Metodiken

Den rådande kunskapen kring föroreningars påverkan på markmiljö är ofta bristfällig varför tillförlitligheten av platsspecifika riskbedömningar är låg. För att öka säkerheten och för att undvika att felaktiga saneringsbeslut tas, bör metoden för riskbedömningen utvecklas och standardiseras. Metodiken tillämpad i denna rapport anses vara en vind i rätt riktning för just den utvecklingen som platsspecifika miljöriskbedömningar är i behov av. Det är en rekommendation att vidare diskutera och fortsätta försöka tillämpa metoden på svenska förhållanden samt att sprida kunskap om metoden till berörda personer.

Den beskrivna metodiken utgår från fyra olika klasser av markanvändningar medan det i Sverige bara finns två. Behovet av att kunna identifiera markanvändningen utifrån fler valmöjligheter uttrycks därför här.

För en tillförlitlig riskbedömning i enlighet med triadmetoden krävs att en bredd av olika analyser utförs. Detta gör naturligtvis riskbedömningen i sig väldigt tids- och kostnadskrävande. I förhållande till rådande svenska riskbedömningar där föroreningsgraden oftast överskattas och felaktiga saneringsbeslut tas, blir dessa faktorer dock små. För att den förslagna metoden skall bli mer tillämbam vid platsspecifika riskbedömningar anses behovet av att utveckla flera enkla och standardiserade fältanalyser vara stort.

Metodiken beskriven i denna rapport bedöms vara en möjlig utgångspunkt för att utföra förbättrade miljöriskbedömningar. Detta i syfte att uppnå hållbara saneringar som är mer gynnsamma ur ett miljömässigt och samhällsekonomiskt perspektiv.

9 Referenser

- ¹ Riktvärden för förorenad mark – modellbeskrivning och vägledning. 2009. Naturvårdsverket rapport 5976. ISBN: 978-91-620-5976-7
- ² Jensen J, Mesman M, Rutgers M et al. *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land – Decision support for site specific investigations*. 2006. National Institute for Public Health and the Environment, Nederländerna. RIVM rapport 711701047. ISBN: 90-6960-138-9
- ³ Jones C, Allard A-S, Gilek M et al. *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*. 2009. Naturvårdsverket rapport 5983. ISBN: 91-620-5983-5
- ⁴ Miljöriskbedömningar - Efterbehandling av förorenade områden. 2009. kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Naturvårdsverket.
- ⁵ Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. 1997. United States Environmental Protection Agency. EPA rapport 540-R-97-006.
- ⁶ *A framework for ecological risk assessment: general guidance*. 1996. The National Contaminated Sites Remediation Program, Canadian Council of Ministers of the Environment. CCME rapport PN-1195. ISBN: 0-662-24246-3
- ⁷ Ashton D, Benstead R, Bradford P, Whitehouse P. *An ecological risk assessment framework for contaminants in soil*. 2008. Environment Agency, Storbritannien. EA rapport SC070009/SR1. ISBN: 978-1-84432-939-7
- ⁸ Gilek M, Jones C, Allard A-S et al. *Metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*. 2009. Naturvårdsverket rapport 5928. ISBN: 91-620-5928-6
- ⁹ Suter G, Vermeire T, Munns W, Sekizawa J. *Framework for the integration of health and ecological risk assessment*. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization. WHO/IPCS/IRA/01/12 rapport II.
- ¹⁰ Apostoli P, Cornelis R, Duffus J, Hoet P, Lison D, Templeton D. *Element speciation in human health risk assessment*. 2006. Environmental Health Criteria 234, World Health Organization. ISBN: 92-4-157234-5
- ¹¹ PC. Celia Jones, 08.02.2010, Kemakta konsult AB, Stockholm, Sverige
- ¹² Zhang H, Zhao F-J, Sun B, Davison W, McGrath S. *A New Method to Measure Effective Soil Solution Concentration Predicts Copper Availability to Plants*. 2001. Environmental science and technology, 35; 2602-2607.
- ¹³ Peinerud E, Greger M, Christensen M. *Assessing bioavailability of metals in soils using DGT*. ALS Laboratory Group och Stockholms Universitet.

- ¹⁴ ISO 11348-3. Water quality - *Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of Vibrio fischeri (Luminescent bacteria test) – Part 3: Method using freeze-dried bacteria*. 2007. International Organization for Standardization. Geneve, Schweiz.
- ¹⁵ Ostracodtoxkit FTM. *Microbiotests for sediment toxicity testing - With the benthic crustacean Heterocypris incongruens*. MicroBioTests Inc. Gent, Belgien.
- ¹⁶ Allard A-S, Malmberg M, Remberger M. *Platsspecifik bedömning av förorenad mark - biologiska tester i kombination med kemiska analyser*. 2002. IVL rapport B1492
- ¹⁷ Grunditz C. Bioassays for the determination of nitrification inhibition. 1999. Doktorsavhandling - Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm, Sverige.
- ¹⁸ Oliveira A, Pampulha M-E. *Effects of Long-Term Heavy Metal Contamination on Soil Microbial Characteristics*. 2006. Journal of bioscience and bioengineering, 102; 157-161.
- ¹⁹ PC. Tryggve Persson, 01.02.2010, Institutionen för ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- ²⁰ Schulze E-D et al. *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*. 2000. Springer-Verlag Heidelberg, New York. ISBN: 3-540-67025-4, s. 257-275.
- ²¹ Persson T, van Oene H, Harrison AF. "Experimental sites in the NIPHYS/CANIF project" *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. 2000. Springer-Verlag, Ecological Studies, 142;14-46.
- ²² Bongers T. *The maturity index; an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition*. 1989. Oecologia, 83; 14-19.
- ²³ Tommy Binbach. *Vapensmeden 20, Eskilstuna – Utredning och avgränsning av påträffade föroreningar i mark och grundvatten*. 2007. Uppdragsnr: 6267-001. Structor Miljöteknik AB, Eskilstuna.
- ²⁴ Berggren Kleja D, Elert M, Gustafsson J-P, Jarvis N, Norrström A-C. *Metallers mobilitet i mark*. 2006. Naturvårdsverket rapport 5536. ISBN: 91-620-5532-4
- ²⁵ Förorenade områden - Miljö och hälsoeffekter. Enheten för miljöskydd, Länsstyrelsen, Stockholms län.
- ²⁶ Griffin R. *Effect of pH on adsorption of chromium from landfill-leachate by clay minerals*. 1977. Journal of environmental science and health, A 12; 431-439

²⁷ Bartlett R, James B. *Mobility and bioavailability of chromium in the natural and human environments*. 1988. *Advances in environmental science and technology*, 20; 267-304.

²⁸ Environmental Health Criteria 108 – Nickel. 1991. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization.

²⁹ Lin Z, Comet B, Qvarfort U, Roger H. *The chemical and mineralogical behavior of Pb in shooting range soils from central Sweden*. 1995. *Environmental Pollution*, 89; 303-309

³⁰ Laboratorieanvisningar – *Jordartsanalys*. 1993. Kompendium Stockholms Universitet.

Bilaga 1. Sammanfattning av analysmetoder.

Kemiska	Nivå	Beskrivning	Referens
Generella och platsspecifika riktvärden	0-1	Jämförelser mellan uppmätta halter av enskilda kemiska ämnen och fastställda gallringsriktvärden.	NV 5976. 2009 NV 5983. 2009
Toxisk potential (TP)	1-2	Beräknas för olika föroreningsblandningar där halterna uttrycks som ett mått på avvikelser från riktvärdet. Hänsyn kan tas till artkänslighetsfördelning.	Liberation
Laktester	2	Prov extraheras med lämpligt lösningsmedel och den uppmätta koncentrationen jämförs med riktvärden.	ISO/TC 190/SC 7
Biotillgänglighet - Passiv extraktionsmetod	2-3	Mäter den lösta fasen (+ eventuell labil fraktion) i jord genom att simulera en växtrots upptag. ex; DGT och PST-1.	Zhang et al. 2001 Ehlers et al. 2003
Biotillgänglighet - Syntetisk magsaftsekstraktion	2-3	Kemisk extraktion, likt laktestet men lösningsmedlet som används är en fysiologisk lösning lik magsaft (liknande PH, proteiner, enzymer m.m.).	NV 5983. 2009 Weston och Meyer 1998, 2002, 2004
Bioupptag	3	Mäter halten förorening som blivit upptagen i växter eller andra marklevande organismers system.	Allard et al 2002 Allard et al. 2005
Bioupptag - Tokikokinetisk metod	3	Mäter hastigheten av upptaget hos marklevande organismer.	Van Straalen et al. 2005
Ekotoxikologiska			
Microtox	1	Mäter genom luminiscens föroreningars inhibering av <i>Vibrio fischeri</i> (marin bakterie). Finns som akut och kronisk.	ISO 11348 EA 2004
Rotas	1	Samma mekanisk som för microtox men mer utvecklat för fältbruk.	EA 2004
PAM algtest	1	Mäter akut inhibering av fotosyntetisk effekt hos <i>Pseudokirchneriella</i> (encellig grönalga)	Van Beusekom et al. 1999
Tester för Evertrebrater	1	Kommersiellt tillgängliga toxtester. Ex; Ceriodaphtoxkit, Thamnotoxkit, Rotoxkit.	EBPI, Kanada
Akuteffekter hos evertrebrater	2	Mäter föroreningens påverkan på överlevnad hos evertrebrater som <i>Eisenia fetida/andrei</i> (mask), <i>Daphnia magna/Ceriodaphnia dubia</i> (vattenloppa), <i>Copepoden nitocra spinipes</i> (kräftdjur).	ISO 111268-1 OECD 207 SS EN ISO 6341 SS 28214 SS 28106
Grobarhet hos växter	2	Utvärdering av växters grobarhet.	Allard et al. 2002
Rot- och skotttillväxt hos växter	3	Mäter inhibering av växters rot- och eller skotttillväxt.	ISO 11269-1 Allard et al 2002
Reproduktion och tillväxtstest hos mask	3	Mäter produktionen av kokonger för flertalet olika maskar.	Allard et al 2002
Reproduktion och tillväxtstest hos akvatiska organismer	3	Mäter föroreningars påverkan på tillväxt och reproduktion av flertalet akvatiska organismer som <i>Lemna minor</i> , <i>Daphnia magna</i> och <i>Copepoden nitocra spinipes</i> .	ISO 20079 ISO 10706 OECD 221 Breitholtz et al 2003
Markekologiska			
Fältbeskrivning av växter	1-4	Undersökande eller monitoreringsstudie.	SOU 2005:94 Gibson 2002

Mikroorganismers kolmineralisering	2	Mäter respirationshastigheten hos markorganismer genom att mäta deras CO ₂ produktionen alt. O ₂ konsumtionen	OECD 217 EA 2004 Persson et al 2008
Mikroorganismers kväve mineralisering	2	Mäter mikroorganismers möjlighet att konvertera organiskt kväve till oorganiskt. Halten nitrat jämförs mellan provjord och kontrollprov.	OECD 216 ISO 14238 EA 2004
Mikroorganismers nitrifikation	2	Mäter den potentiella oxidationshastigheten för ammonium genom att tillsätta (NH ₄) ₂ SO ₄ och sedan bestämma ackumuleringshastigheten för nitriter i ammoniumoxiderande markbakterier.	ISO 15685 Persson et al 2008
Bait-laminatet	2	Mäter markorganismers (framför allt mask) gödningsaktivitet mha en PVC-remsa, full av hål med passande bete.	Filzek et al. 2004 Van Gestel et al. 2003 Larink et al. 2002
Substrat-inducerad respiration	2	Mäter substrat-inducerad mikrobiologisk respirationsaktivitet med aerobiska och fakultativ anaerobiska mikroorganismer.	ISO 142401 ISO 16072
Mikroorganismers metaboliska diversitet, Biolog TM -CLPP	3	Mikrobiella samhällen extraheras ur jordprov och en kolorimetrisk jämförelse utförs av mikroorganismers nedbrytande kapacitet av olika kolkällor på mikropplattor.	Rutgers et al. 2006 Wouterse and Rutgers. 2008
Mikroorganismers ökade toleransnivå, PICT	3	Mikrobiella samhällen extraheras ur jordprov och utsätts för testförorening. En ökad tolerans indikerar på tidigare exponering.	Van Beelen et al. 2004 Winding et al. 2005
Inventering av växter	3	Fullständig inventering av växter inom området ifråga för riskbedömning samt minst ett referensområde. Metod bör ej standardiseras utan anpassas efter det platsspecifika området.	SOU 2005:94, Gibson et al. 2002 Kent and Coker 1992
Inventering av marklevande evertetrater	3	Inventering av evertetrater inom området ifråga för riskbedömning samt minst ett referensområde. Valet av djurgrupp måste göras med hänsyn till arealen samt projektets målsättningar och förutsättningar.	Bongers et al. 1990 ISO 23611-1 2004
Inventering av djur	3	Inventering av djur inom området ifråga för riskbedömning samt minst ett referensområde. Valet av djurgrupp måste göras med hänsyn till arealen samt projektets målsättningar och förutsättningar.	
Nedbrytning -"Litter-bags"	3	Mäter markens nedbrytning av organiskt material. Påsar (med små maskor) fylls med organiskt material och grävs sedan ned i provmarken samt en referensmark. Viktreduktionen jämförs sedan mellan de olika jordarna.	Römbke et al. 2003 Cortet et al. 2000
Nedbrytning -"Cotton-strips"	3	Mäter markens nedbrytning av cellulosa. Bomullsremsor placeras i jorden och efter uppsamling mäts tänjstyrkan vilket ger ett mått på den nedbrytande effekten.	Knacker et al. 2003 Howson et al. 1991

Bilaga 2. Provtagning

Prov	Jordart	Djup	XRF-mät nr	Lab-analyser ¹	Anmärkning
A:1	F:grSa	0-0,1	627-630	KT, NI	Siktat 4,0 mm
A:2 ₁	F:grSa	0,1-0,7	623 624	DGT	Stenar (>20 mm) bortplockas.
A:2 ₂	F:grSa	0,1-0,7	625 626	FT	²
A:2 ₃	F:grSa	0,1-0,7	620 _(TT) 621 622	TT, LT, OT, NT, GT	Siktat 4,0 mm
B:1	F:grSa	0-0,1	656-660 (-659)	KT, NI	Siktat 4,0 mm
B:2 ₁	F:grSa(tgLet)	0,1-0,7	649-651	DGT	Stenar (>20 mm) bortplockas.
B:2 ₂	F:grSa(tgLet)	0,1-0,7	652-655	FT	²
B:2 ₃	F:grSa(tgLet)	0,1-0,7	645 - 648 646 _(TT)	TT, LT, OT, NT, GT	Siktat 4,0 mm
C:1	F:grSa(le)	0-0,1	641-644	KT, NI	Siktat 4,0 mm
C:2 ₁	F:LestgrSa(tg)	0,1-0,7	634-636	DGT	Stenar (>20 mm) bortplockas.
C:2 ₂	F:LestgrSa(tg)	0,1-0,7	637-640	FT	²
C:2 ₃	F:LestgrSa(tg)	0,1-0,7	631 632 _(TT) 633	TT, LT, OT, NT, GT	Siktat 4,0 mm
D:1	F:grSa(let)	0-0,1	669-672	KT, NI	Siktat 4,0 mm
D:2 ₁	F:letgrSa(tg) (slag/aska)	0,1-0,7	666-668	DGT	Stenar (>20 mm) bortplockas.
D:2 ₂	F:LestgrSa(tg)	0,1-0,7	664 665	FT	²
D:2 ₃	F:LestgrSa(tg)	0,1-0,7	661 662 663 _(TT)	TT, LT, OT, NT, GT	Siktat 4,0 mm

¹ KT: Kolmineraliseringstest, NI: Nematodinventering, DGT: Diffusive Gradients in Thin film, FT_K: Fysikaliska tester, Kornfraktion FT_O: Fysikaliska tester, Organisk halt, FT_w: Fysikaliska tester, Vattenhållande kapacitet, NT: Nitrifikationstest, LT: Laktest, TT: Totalhaltstest, OT: Ostracodtest, GT: Grobarhetstest.

² Stora stenar/block bortplockas. 10% av totala massan uppskattas okulärt tillhöra den större fraktionen.

Provuppdelning

Prov	Lab-analys	Uppdelning	Förvaring	Adress
A:1	KT	3 · 300 g	Vanliga plastpåsar	SLU
	NI	1 · 100 g	Vanliga plastpåsar	MDH
A:2 ₁	DGT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	ALS
A:2 ₂	FT _{K,O,W}	1 · 2000 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	FT _{PH}	1 · 100 g		MDH
A:2 ₃	NT	1 · 300 g	Vanliga plastpåsar	MDH
	LT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	TT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	OT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	GT	1 · 1500 g	Diffusionstäta påsar	MDH
B:1	KT	3 · 300 g	Vanliga plastpåsar	SLU
	NI	1 · 100 g	Vanliga plastpåsar	MDH
B:2 ₁	DGT	2 · 200 g	Diffusionstäta påsar	ALS
B:2 ₂	FT _{K,O,W}	1 · 2000 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	FT _{PH}	1 · 100 g		MDH
B:2 ₃	NT	1 · 300 g	Vanliga plastpåsar	MDH
	LT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	TT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	OT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	GT	1 · 1500 g	Diffusionstäta påsar	MDH
C:1	KT	3 · 300 g	Vanliga plastpåsar	SLU
	NI	1 · 100 g	Vanliga plastpåsar	MDH
C:2 ₁	DGT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	ALS
C:2 ₂	FT _{K,O,W}	1 · 2000 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	FT _{PH}	1 · 100 g		MDH
C:2 ₃	NT	1 · 300 g	Vanliga plastpåsar	MDH
	LT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	TT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	OT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	GT	1 · 1500 g	Diffusionstäta påsar	MDH
D:1	KT	3 · 300 g	Vanliga plastpåsar	SLU
	NI	1 · 100 g	Vanliga plastpåsar	MDH
D:2 ₁	DGT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	ALS
D:2 ₂	FT _{K,O,W}	1 · 2000 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	FT _{PH}	1 · 100 g		MDH
D:2 ₃	NT	1 · 300 g	Vanliga plastpåsar	MDH
	LT	1 · 200 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	TT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	OT	1 · 100 g	Diffusionstäta påsar	MDH
	GT	1 · 1500 g	Diffusionstäta påsar	MDH

Bilaga 3. XRF, mätningar

XRF-mät nr	mättid (s)	Cr (ppm)	Cr + / -	Cu (ppm)	Cu + / -	Ni (ppm)	Ni + / -	Pb (ppm)	Pb + / -	Zn (ppm)	Zn + / -
620	40,7	78,74	38,72	<LOD	51,1	<LOD	71,07	<	21,28	74,71	36,45
621	41,9	<LOD	54,98	59,61	38,34	<LOD	80,68	26,76	15,6	61,19	35,98
622	40,66	85,33	38,88	86,03	39,95	<LOD	74,85	32,82	16,13	81,31	36,7
623	41,35	149,8	41,93	53,61	34,16	<LOD	64,93	27,89	14,51	102	35,75
624	43,13	111	39,06	62,1	37,19	<LOD	74,27	<LOD	21,58	61,65	34,65
625	41,36	162,8	43,01	<LOD	47,97	<LOD	70,47	24,78	14,19	67,71	32,76
626	41,29	132,5	37,72	75,48	40,41	<LOD	68,97	31,45	16,57	59,42	36,42
627	40,6	<LOD	53,99	69,37	45,27	<LOD	104,3	50,29	20,89	165,4	49,95
628	40,69	<LOD	54,48	<LOD	61,34	<LOD	89,13	38,72	18,6	139,1	45,74
629	40,66	<LOD	53,95	80,87	44,65	<LOD	80,46	45,66	19,94	151,3	47,48
630	41,23	<LOD	51,75	72,75	43,99	<LOD	84,55	44,25	19,62	127,3	45,78
631	39,47	<LOD	56,33	391,7	73,9	<LOD	115,7	95,61	25,94	377,4	65,76
632	40,67	74,85	39,67	336	63,01	<LOD	87,13	52,08	19,26	291,7	54,26
633	43,12	<LOD	56,75	287,1	58,29	<LOD	79,73	57	19,28	261,2	51,3
634	40,63	86,2	41,06	542,9	77,85	<LOD	99,3	58,49	20,39	299	56,79
635	41,93	84,45	39,52	215,1	51,74	<LOD	83,16	61,21	19,31	298,5	51,98
636	41,34	<LOD	59,8	433	69,15	<LOD	91,94	66,88	20,86	320,1	55,96
637	40,58	107,8	34,72	337,2	79,49	<LOD	113,1	54,17	24,84	226,4	64,7
638	40,64	104,9	42,05	248,6	58,71	<LOD	96,49	64,23	21,38	274,9	55,05
639	39,98	100,6	42,36	687,6	88,49	<LOD	96,65	105,5	26,06	423,9	66,3
640	40,03	81,74	43,09	288,6	60,85	<LOD	102,7	87,21	22,94	344,5	58,29
641	40,75	<LOD	56,65	149,4	52,06	<LOD	89,42	64,12	22,15	185,2	50,74
642	40,04	72,75	39,2	127,6	52,09	<LOD	106,8	<LOD	27,11	200,2	53,6
643	38,87	<LOD	55,37	117,1	50,2	<LOD	105,8	41,21	19,72	154,4	49,31
644	38,65	<LOD	59,46	137,3	52,6	<LOD	98,4	44,5	20,17	193,9	52,86
645	38,78	<LOD	55,53	138,4	49,85	<LOD	91,83	69,02	22,02	122,9	44,83
646	40,75	75,48	40,2	186,7	48,36	<LOD	70,2	69,42	20,03	179,9	43,63
647	41,77	<LOD	57,35	136,8	47,07	<LOD	89,78	71,81	21,4	150,3	44,11
648	40,66	<LOD	57,44	173,6	49,36	<LOD	80,25	59,04	19,64	178,7	45,44
649	39,49	<LOD	63,52	227,5	55,26	<LOD	81,36	77,84	22,26	206,9	49,17
650	41,89	70,32	40,39	234,9	55,05	<LOD	94,06	89,9	22,93	231,1	49,68
651	39,4	<LOD	64,55	194,6	49,83	<LOD	87,11	106,7	23,51	189,7	45
652	41,87	<LOD	59,07	306,9	62,71	<LOD	88,13	90,13	23,69	275,1	55,03
653	40,68	94,2	42,08	309,4	64,88	<LOD	105,6	89,96	24,69	297,1	58,1
654	38,88	92,17	42,92	190,7	50,21	<LOD	82,49	37,07	17,27	207,7	46,91
655	40,75	<LOD	60,53	236,4	54,2	<LOD	79,83	148,1	27,49	257,2	50,58
656	41,32	<LOD	54,11	101	47,06	<LOD	101,3	42,73	19,49	194,5	50,56
657	38,84	<LOD	60,57	96,9	45,81	<LOD	95,44	49,93	19,92	122,4	44,75
658	41,19	<LOD	55,73	120,1	48,38	<LOD	85,02	28,51	17,23	127,1	45,61

659	38,87	<LOD	55,79	<LOD	60,89	<LOD	93,34	41,33	18,74	159,6	46,66
660	36,93	<LOD	61,82	90,65	44,3	<LOD	95	28,3	17,14	136,3	44,74
661	39,99	<LOD	61,09	2978	165,5	185,5	82,21	209,4	33,05	1526	108,2
662	41,79	92,82	40,09	2448	147,7	220,6	85,11	182,1	30,38	1506	104,6
663	40,06	97,03	39,39	2930	162,9	128,2	74,1	190	31,35	1578	108,7
664	46,3	78,12	39,8	1648	112,3	118,3	67,61	199	28,97	998,4	79,96
665	40,61	86,49	40,28	1708	118,3	114	64,63	104,7	22,99	866,9	78,02
666	41,92	72,5	37,94	1407	114,7	<LOD	100	117,8	25,58	970	86,35
667	39,42	86,62	39,49	3593	183,9	163,4	81,41	162,3	30,05	1841	119,8
668	39,47	96,85	41,76	2570	163,2	156,5	83,7	148,1	30,49	1167	102,3
669	39,51	<LOD	58,86	1191	105,3	<LOD	96,35	54,81	19,13	624,2	71,58
670	40,76	<LOD	55,07	952,1	100,1	<LOD	104,8	62,27	21,38	697,9	78,23
671	40,13	<LOD	54,08	953,5	98,85	<LOD	102,9	94,67	24,38	668,3	75,88
672	43,84	<LOD	49,86	1037	98,32	<LOD	85,25	97,17	23,74	582,5	69,29

Bilaga 4. ALS Scandinavia - Instruktioner för provtagning med DGT

PRACTICAL GUIDE FOR USING DGT IN SOILS

STORAGE

1. Store the units in a refrigerator (4 °C). The DGT units provided should be kept in the sealed clean plastic bags containing a few drops of 0.01 M NaNO₃ solution. Do not open them until immediately prior to deployment.
2. Check the units about once a week to make sure they are under moist conditions. Add a few more drops of trace metal clean 0.01 M NaNO₃ solution if it is necessary.

DGT DEPLOYMENT IN SOILS

(Handling, Deployment and Retrieval)

Handling

- 1) Store DGT units in a refrigerator prior to use.
- 2) Do not remove from the sealed plastic bag until immediately (minutes) prior to deployment.
- 3) Only get hold of the DGT unit with clean hands.
- 4) Do not touch the white filter at the face of the unit and do not let it come into contact with anything else.

Deployment

3. Wet the soil to 60 % field capacity and mix it well. Leave it for 3~5 days.
4. Wet the soils to 80~100 % field capacity and mix the soil well to make a smooth paste or slurry.
5. Equilibrate the soils for 24 hours.
6. Take the DGT unit out the plastic bag and rinse it with MQ water. Smear some soil paste gently onto the exposure window (filter membrane) surface of the DGT unit. Press gently onto the soil surface by hand and make sure there is a good contact between the soil and the membrane of the DGT unit.
7. Record, to the nearest minute, the deployment time and the temperature of the environment during deployment. If the variation is within ± 2 °C a mean will suffice.

Retrieval

- 1) On retrieval, remove the DGT unit immediately (minutes) and avoid touching the exposure window.
- 2) Rinse the DGT unit with a stream of MQ water from a wash bottle and remove any obvious surface water by gently blotting with a clean tissue paper.
- 3) If the soil paste is very sticky, and it is difficult to clean the DGT unit with MQ water, simply wipe the unit with clean tissue paper to get rid of most of the soil.
- 4) Perform "Sample Treatment" immediately.

Sample Treatment

- To retrieve the resin gel after deployment insert a screw driver into the groove in the cap and twist it. The cap will be broken at the weak point. Remove the broken cap and then peel off the filter and diffusive gel layer to reveal the bottom resin-gel layer.
- Place the resin gel in a clean sample tube and add at least 0.8 ml of 1 M HNO₃ solution (if 1.5 ml centrifuge tubes are used). Make sure the resin gel is fully immersed in the HNO₃ solution. Leave it for at least 24 hours before analysis.

PROCEDURES FOR ANALYSING DGT SAMPLES

Sample Analysis

Pipette an aliquot from the sample tube and dilute it at least 5 times with MQ (or deionised water) prior to analysis by AAS or ICP-MS.

Calculation of the DGT Measured Fluxes or Concentrations at the Interface of DGT and Soil

- 1) First calculate the mass of metal accumulated in the resin gel layer (M) using equation (1)

$$M = C_e (V_{\text{HNO}_3} + V_{\text{gel}})/f_e \quad (1)$$

where C_e is the concentration of metals in the 1 M HNO₃ elution solution (in µg/l), V_{HNO_3} is the volume of HNO₃ added to the resin gel, V_{gel} is the volume of the resin gel, typically 0.16 ml, and f_e is the elution factor for each metal, typically 0.8.

- 2) The flux of metal measured by DGT (F) can be calculated using Equation (2)

$$F = M/(tA) \quad (2)$$

- 3) The concentration of metal measured by DGT (C_{DGT}) at the interface of the DGT unit and soil can be calculated using Equation (3).

$$C_{\text{DGT}} = F\Delta g/D \quad (3)$$

where Δg is the thickness of the diffusive gel (0.76 mm) plus the thickness of the filter membrane (0.14 mm), D is the diffusion coefficient of metal in the gel (see Table 1), t is deployment time and A is the exposure area ($A=2.54 \text{ cm}^2$).

Note: Procedures for calculating the effective solution concentration, C_e , and kinetic parameters will be available later

Prepared by Hao Zhang DGT Research Ltd, Skelmorlie, Quernmore, Lancaster LA2 0QJ, UK

tel: 44-1524-751451, Fax: 44 1524 751826, e-mail: h.zhang@lancaster.ac.uk

April 2004

Bilaga 5. ALS Scandinavia - Analysresultat

Rapport

Sida 1 (2)



T1001265

1TE819W7A34



Projekt
Bestnr
Registrerad 2010-02-08
Utfärdad 2010-02-17

Structor Miljöteknik AB
Johan Eldin

Smedjegatan 34
632 20 Eskilstuna
Sweden

Denna rapport med nummer T1001265 ersätter tidigare utfärdad rapport. Tidigare utsänd rapport bör kastas.

Analys av fast prov

Er beteckning	Elisabeth B:2_3 OT				
Labnummer	O10299947				
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf
TS 105°C	94.0	4.70	%	1	1
oljeindex	2370	711	mg/kg TS	1	1
fraktion >C10-C12	2	0.6	mg/kg TS	1	1
fraktion >C12-C16	10	3	mg/kg TS	1	1
fraktion >C16-C35	2080	624	mg/kg TS	1	1
fraktion >C35-C40	278	84	mg/kg TS	1	1

ALS Scandinavia AB
Box 511
183 25 Täby
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.ta@alsglobal.com
Tel: + 46 8 52 77 5200
Fax: + 46 8 768 3423


Johan Nilsson
Kemist

The ALS Laboratory Group

Rapport

Sida 2 (2)



T1001265

1TE819W7A34



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Paket OJ-20C. Bestämning av oljeindex enligt EN 14039. Metoden gäller organiska föreningar som extraheras med blandning av aceton och hexan och som kromatograferas mellan n-dekan (C10) och n-tetrakontan (C40) efter rening med florisil. Mätning utförs med GC-FID.
2	Bestämning av torrsubstans enligt SS 028113/1 Provet torkas i värmeskåp vid 105°C. Mätosäkerhet (k=2): ±6%
3	Paket OJ-20e Provet extraheras med pentan och analyseras med GC/FID. Mätosäkerhet (k=2): ±29% vid 295 mg/kg för alifater >C6-C16 ±30% vid 465 mg/kg för alifater >C16-C35

	Utf ¹
0	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 511, 183 25 Täby som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1087).
1	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 03 Česká Lípa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Täby för ytterligare information.
2	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 511, 183 25 Täby som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1087).

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

ALS Scandinavia AB
Box 511
183 25 Täby
Sweden
Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.ta@alsglobal.com
Tel: + 46 8 52 77 5200
Fax: + 46 8 768 3423


Johan Nilsson
Kemist

The ALS Laboratory Group

Bilaga 6. Beräkningar

Analysresultat

	A _{referens}	B	C	D
Lakning (µg/l)				
Cr	0,792	0,500	0,781	0,543
Cu	5,19	18,7	31,9	72,2
Ni	1,06	0,906	1,07	6,70
Pb	2,23	4,27	2,24	7,86
Zn	10,3	19,0	18,8	61,0
DGT CE_{EST} (ng/kg)				
Cr	4,54	0,490	0,612	0,694
Cu	148	88,2	94,9	1170
Ni	9,75	2,56	3,82	72,7
Pb	16,0	1,20	0,751	4,27
Zn	124	65,6	57,8	603
Totalhalt (mg/kg)				
Cr	16,2	11,0	22,5	15,7
Cu	23,0	96,1	971	1630
Ni	12,5	32,3	22,1	103
Pb	12,5	45,7	56,3	135
Zn	59,0	122	319	821
Ostracod överlevnad (%)	90	0	88,3	0
Grobarhet (%)				
Rädisa	90	86	90	86
Vitklöver	48	38	40	22
Kolmin. (CO₂-C g⁻¹ TS C⁻¹ dygn⁻¹)	341,5	283,9	105,4	196,3
Nitrif. (ng NO₂-N g⁻¹ TS min⁻¹)	9,51	0,575	1,17	1,03

Skalning

1 Kemiska

Steg 1. $R_1 = 1 / (1 + \exp(\log(\text{riktvärde}) - \log(\text{resultat})))$

Steg 2. $R_2 = (R_{1\text{prov}} - R_{1\text{referens}}) / (1 - R_{1\text{referens}})$

Steg 3. $R_3 = 1 - ((1 - R_2)_1 \cdot (1 - R_2)_2 \cdot (1 - R_2)_3 \dots \cdot (1 - R_2)_n)$

Riktvärde

Lakning	A _{referens}	B	C	D	sw * 2
R ₁ Cr	0,575	0,451	0,571	0,473	0,6
R ₁ Cu	0,738	0,919	0,953	0,980	2
R ₁ Ni	0,334	0,297	0,337	0,788	2
R ₁ Pb	0,705	0,829	0,705	0,904	1
R ₁ Zn	0,568	0,719	0,717	0,901	8
R ₂ Cr	0	0	0	0	
R ₂ Cu	0	0,690	0,820	0,924	
R ₂ Ni	0	0	0,004	0,682	
R ₂ Pb	0	0,419	0,002	0,674	
R ₂ Zn	0	0,349	0,344	0,770	
R ₃	0	0,883	0,883	0,998	
Skalat värde		0,883	0,883	0,998	

DGT	A _{referens}	B	C	D	E _{KM}
R ₁ Cr	0,043	0,004	0,005	0,006	80
R ₁ Cu	0,662	0,526	0,546	0,948	80
R ₁ Ni	0,105	0,027	0,041	0,510	70
R ₁ Pb	0,060	0,004	0,002	0,015	200
R ₁ Zn	0,319	0,190	0,169	0,722	250
R ₂ Cr	0	0	0	0	
R ₂ Cu	0	0	0	0,848	
R ₂ Ni	0	0	0	0,452	
R ₂ Pb	0	0	0	0	
R ₂ Zn	0	0	0	0,592	
R ₃	0	0	0	0,966	
Skalat värde (E _{KM})		0	0	0,011	

Totalhalt	A_{referens}	B	C	D	E_{KM} * 5
R ₁ Cr	0,030	0,020	0,042	0,029	400
R ₁ Cu	0,043	0,175	0,724	0,821	400
R ₁ Ni	0,026	0,070	0,047	0,210	350
R ₁ Pb	0,009	0,034	0,042	0,102	1000
R ₁ Zn	0,035	0,074	0,185	0,388	1250
R ₂ Cr	0	0	0,012	0	
R ₂ Cu	0	0,138	0,711	0,813	
R ₂ Ni	0	0,045	0,022	0,188	
R ₂ Pb	0	0,026	0,034	0,094	
R ₂ Zn	0	0,041	0,156	0,366	
R ₃	0	0,230	0,772	0,913	
Skalat värde (E _{KM} * 5)		0,230	0,772	0,913	

2 Ekotoxikologiska

Steg 1. $R_1 = (100 - \text{Resultat}(\%)) / 100$

Steg 2. $R_2 = (R_{1\text{prov}} - R_{1\text{referens}}) / (1 - R_{1\text{referens}})$

Ostracod överlevnad	A_{referens}	B	C	D
R ₁	0,100	1	0,117	1
R ₂	0	1	0,019	1
Skalat värde		1	0,019	1

Grobarhet (Rädisa)	A_{referens}	B	C	D
R ₁	0,100	0,140	0,100	0,140
R ₂	0	0,044	0	0,044
Skalat värde		0,044	0	0,044

Grobarhet (Vitklöver)	A_{referens}	B	C	D
R ₁	0,520	0,620	0,600	0,780
R ₂	0	0,208	0,167	0,542
Skalat värde		0,208	0,167	0,542

3 Markekologiska

Steg 1. $R_1 = \text{Resultat} / \text{Referensvärdet}$

Steg 2. $R_2 = |\log R_1|$

Steg 3. $R_3 = -1 \cdot \sum (R_2)_n$

Steg 4. $R_4 = n$ (antalet resultat)

Steg 5. $R_5 = 1 - 10^{(R_3 / R_4)}$

	A_{referens}	B	C	D	Antal resultat
R ₁ kolmin.	1	0,831	0,309	0,575	
R ₂ kolmin.	0	0,080	0,511	0,240	
R ₁ Nitrif.	1	0,061	0,123	0,108	
R ₂ Nitrif.	0	1,218	0,909	0,966	
R ₃	0	-1,30	-1,42	-1,21	
R ₄					2
R ₅	0	0,776	0,805	0,751	
Skalat värde		0,776	0,805	0,751	

Integrering

$$1 - ((1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \cdot (1 - R_3) \dots \cdot (1 - R_n))^{1/n}$$

Ekotoxikologiska	B	C	D
Ostracod överlevnad	0,999	0,019	0,999
Grobarhet (Rädisa)	0,044	0	0,044
Grobarhet (Vitklöver)	0,208	0,167	0,542
Integrerad risk	0,909	0,065	0,924

Markekologiska	B	C	D
Integrerad risk	0,776	0,805	0,751

Kemiska	B	C	D
Lakning (sw * 2)	0,883	0,883	0,998
DGT (E _{KM})	0	0	0,011
Totalhalt (E _{KM} * 5)	0,230	0,772	0,913
Integrerad risk	0,552	0,701	0,946

Integrerad risk

$$1 - ((1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \cdot (1 - R_3) \dots \cdot (1 - R_n))^{1/n}$$

	B	C	D
Ekotoxiska	0,909	0,065	0,924
Markekologiska	0,776	0,805	0,751
Kemiska	0,552	0,701	0,946
Integrerad risk	0,791	0,621	0,899
STDAV	0,180	0,401	0,107
Avvikelse	0,311	0,691	0,184

Viktning

$$1 - ((1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \cdot (1 - R_3) \dots \cdot (1 - R_n))^{1/n}$$

Ekotoxikologiska viktning 2	B	C	D
Ostracod överlevnad	0,999	0,019	0,999
Grobarhet (Rädisa) 1	0,044	0	0,044
Grobarhet (Rädisa) 2	0,044	0	0,044
Grobarhet (Vitklöver) 1	0,208	0,167	0,542
Grobarhet (Vitklöver) 2	0,208	0,167	0,542
Integrering	0,775	0,074	0,819

Ekotoxikologiska viktning 3	B	C	D
Ostracod överlevnad	0,999	0,019	0,999
Grobarhet (Rädisa) 1	0,044	0	0,044
Grobarhet (Rädisa) 2	0,044	0	0,044
Grobarhet (Rädisa) 3	0,044	0	0,044
Grobarhet (Vitklöver) 1	0,208	0,167	0,542
Grobarhet (Vitklöver) 2	0,208	0,167	0,542
Grobarhet (Vitklöver) 3	0,208	0,167	0,542
Integrering	0,669	0,078	0,738