



# Siktning som saneringsmetod för metallförorenad mark

**Emilia Riström**

**Student**

Examensarbete i miljö- och hälsoskydd 15 hp

Avseende kandidatexamen

Rapporten godkänd: 17 juni 2015

Handledare: Jonatan Klaminder



## **Förord**

Examensarbetet är en del i utbildningen inom miljö- och hälsoskyddsprogrammet 180 hp vid Umeå universitet.

Arbetet genomfördes under perioden mars till juni 2015 och omfattar 15 hp.

Jag vill tacka Richard Bindler på institutet EMG, Umeå universitet för all hjälp vid analyser och tolkning av data.

Jag vill även tacka min handledare Jonatan Klaminder för all hjälp och stöd jag fått under arbetets gång.

Umeå, juni 2015  
Emilia Riström

# Sieving as a decontamination method for metal contaminated soil

**Emilia Riström**

## **Abstract**

Toxic metals contaminate soil worldwide and thus serve as severe environmental threat. Therefore the purposes of this study were to investigate in which soil fractions that different heavy metals (Fe, As, Cu, Zn and Pb) could be found in contaminated soils and if it is possible to use sieving as a method for decontamination. Soil samples were collected from three different locations, the *Nasa silver mine*, the *Blaiken-mine* and *Svalget environmental station*. The samples were oven dried and later on sieved into six different fractions 8mm, 4 mm, 0.5 mm, 0.250mm, 0.063 mm and <0.063 mm. The fractions 4 mm, 0.5 mm and <0.063 mm from each location were analyzed in an x-ray fluorescence detector. The results showed that in general the smallest fractions contained the highest concentration of heavy metals which was very clear for Pb where 5 out of 6 samples had the highest concentration in the smallest fraction. The highest concentration of Cu (1147 ppm) and Zn (1117 ppm) were found in the smallest fraction in samples from the location *Svalget*. The highest concentration of Pb (10042 ppm) was also found in the smallest fraction in samples from *Blaiken*. In similarity the highest concentration of As (13305 ppm) was found in the smallest fraction in samples from the *Nasa* mine. However, in most samples the difference between the smallest fractions and the coarser material was small. Sieving may therefore not be the best way to decontaminate soil because even the larger fractions contained high concentrations of heavy metals.

**Keywords:** contaminated soil, heavy metals, sieving, decontaminated soil

# Innehållsförteckning

<b>1 Inledning och bakgrund</b> .....	1
1.1 Syfte.....	2
1.2 Frågeställning.....	2
<b>2 Material och metod</b> .....	2
2.1 Områdesbeskrivning.....	2
2.2 Provtagning.....	3
2.3 Provberedning.....	3
2.4 Analys.....	3
<b>3 Resultat</b> .....	4
3.1 Kopparkoncentration och partikelstorlek.....	4
3.2 Zinkkoncentration och partikelstorlek.....	5
3.3 Blykoncentration och partikelstorlek.....	5
3.4 Arsenikkoncentration och partikelstorlek.....	6
3.5 Järn/Arsenik.....	7
<b>4 Diskussion</b> .....	7
4.1 Var i markens storleksfraktioner finns den högsta koncentrationen av metaller?.....	7
4.2 Kan man med hjälp av siktning få en återstående ren mark?.....	8
4.3 Slutsats.....	9
<b>5 Referenser</b> .....	10

## Bilagor

### Bilaga 1. Tabeller

# 1 Inledning och bakgrund

Många föroreningar finns i vatten, sediment och marker runt om i världen vilka kan påverka både människa och miljö (Kendir, Kentel och Sanin, 2015). De vanligast förekommande föroreningarna är tungmetaller såsom bly, zink, koppar och arsenik. Dessa metaller kan påverka både marklevande och akvatiska organismer i nedströms liggande vattendrag (Fan, Ding och Ziadi, 2014). De kan även utgöra ett hot mot människors hälsa bland annat på grund av dess förmåga att bioackumulera (Ali och Ateeg 2014). Det är därför viktigt att på ett effektivt sätt kunna sanera metallförorenade områden, gärna med en så liten påverkan på omgivningen som möjligt.

Koncentrationen av tungmetaller i marken kan påverkas av många olika saker exempelvis vittring av berggrund, klimat samt antropogen aktivitet (Zarcinas et al. 2003). En betydande faktor bakom utsläpp av tungmetaller är gruvor och dess verksamheter. Gruvor anses vara den näst största källan till utsläpp av tungmetaller till marken efter industriverksamhet (Niu, Gao och Zhao, 2015). Vid gruvbrytning i sulfidhaltiga mineraler kommer mineralen i kontakt med syre och oxiderar. Vid denna reaktion bildas syra, pH sjunker och metaller lakas ur (Banks et al. 1997). Vid sulfidmalmsvittring frigörs främst zink, koppar, kadmium och bly men även arsenik och krom (Banks et al. 1997).

Den största källan till metallföroreningar från gruvindustrin är det gruvavfall, såsom varp, gråberg och anrikningssand, som läggs upp utanför gruvorna. Vanligt är att lakvatten bildas och tränger igenom det vittrande materialet, sulfiden oxiderar, sura förhållanden uppstår vilket i sin tur ökar urlakningen av metaller (Banks et al. 1997).

Mark som förorenats av gruvavfall kan erhalla varierande koncentrationer av tungmetaller som överstiger Naturvårdsverkets riktlinjer för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009). I sådana situationer måste marken saneras. De vanligaste former av marksaneringsmetoder är: *Biologisk rening* som utförs av svampar och bakterier vilka bryter ner föroreningar till mindre farliga eller helt ofarliga ämnen (Andersson 2003). Det finns två huvudvarianter av biologisk rening, tillsättning av mikroorganismer eller stimulering av omgivande miljö för de mikroorganismer som redan finns i jorden. Vid användning av den senare metoden krävs en anpassning av temperatur, syre och näringsämnen för att mikroorganismerna skall kunna arbeta optimalt (Andersson 2003). Även om biologiska processer kan fälla ut metaller i mindre farliga och mobila fraktioner så kan metallföroreningar aldrig brytas ner och försvinna på samma sätt som organiska föroreningar kan.

*Kemiska metoder* används för att laka ur eller omvandla metallföroreningen i jorden. Jorden blandas med ett lösningsmedel som gör att föroreningen släpper från jorden, vätskan innehållande förorening extraheras och går vidare till andra behandlingsmetoder (Andersson 2003).

*Termiska metoder* innebär att man hettar upp den förorenade jorden, detta kan göras på två sätt, förbränning och termisk avdrivning. Vid förbränning så förstörs föroreningarna totalt medan de vid termisk avdrivning avgår föroreningen från jorden och renas via rökgasrening (Andersson 2003).

*Fysikalisk rening* där jordtvätt är en av de mest använda saneringsmetoderna. Här sorteras jorden i olika fraktioner, då föroreningar ofta binder till de minsta fraktionerna (Ikegami et al. 2014) så tvättas dessa bort från resterande massor och den återstående jorden blir ren. Luftning av jord är en annan fysikalisk metod som främst används vid organiska föroreningar där föroreningarna extraheras ur jorden, med hjälp av luft som blåses in, för att sedan

förbrännas. Det finns många andra fysikaliska metoder som bygger på principen att täta skikt byggs upp som skall innesluta föroreningen (Andersson 2003).

Den metod som kommer studeras inom ramen för detta arbete är siktning. Siktning är en form av fysikalisk rening där vissa fraktioner, beroende på föroreningstyp, sorteras bort för att sedan ha en så pass ren återstående massa att denna kan komma att återanvändas. De fraktioner som är förorenade får sedan gå vidare till ytterligare behandlingsmetod för att renas. Vanligast är att de högsta halterna av en förorening hittas i de minsta fraktionerna (Ikegami et al. 2014) och en anledning till detta är att mindre partiklar har en större reaktionsyta per massenhet och kan därför binda fler föroreningar (Ljung et al. 2006). Till exempel är det vanligt att föroreningar såsom arsenik är bunden i lermaterial och metallhydroxider, framförallt järnhydroxider, i marken. Om metoden fungerar, det vill säga kan resultera i en kraftig minskning i metallkoncentrationer i marken, skulle den vara en viktig och förhållandevis enkel metod för att sanera metallförorenad mark världen över. Fokus i studien har varit utsläpp från sulfidmineraler. Orsaken till denna inriktning är att den i Sverige vanligaste formen av gruvverksamhet är brytning av sulfidmalm (Naturvårdsverket 1993) där främst utvinning av koppar, zink, bly guld och silver sker (Länsstyrelsen 2002).

## 1.1 Syfte

Syftet med detta examensarbete är att studera till vilka kornstorlekar som metallföroreningar (Pb, Zn, Cu, Fe och As) binder i olika marktyper förorenade av främst gruvavfall. Inom ramen för arbetet kommer jag att fördjupa mig på området förorenad mark för att få en bättre förståelse hur föroreningar binder till marken samt att utreda i vilken omfattning ett område kan saneras genom att vissa markfraktioner sorteras bort. En sanering utförd med denna metod kan vara ett kostnadseffektivt och miljövänligt alternativ att sanera förorenade områden.

## 1.2 Frågeställningar

- Var i markens storleksfraktioner (ler/silt, sand eller grus) finns den högsta koncentrationen av metaller (Pb, Zn, Cu, Fe och As)?
- Kan man med hjälp av sortering av detta slag kunna få en återstående oförorenad massa som kan anses acceptabel att återanvändas?

# 2 Material och metod

## 2.1 Områdesbeskrivning

Prover från förorenad mark samlades in från tre områden beskrivna i detalj nedan.

### *Nasa silvergruva*

En av Sveriges sulfidmalmsgruvor är Nasa silvergruva i Arjeplogs kommun, ca 1,5 km från norska gränsen på en höjd av 1000 m över havet. Silver- och blyfyndigheter hittades här redan år 1635 och brytning av främst silver och bly pågick fram till 1810 (Fahlman 2012). All sprängning skedde med svartkrut och från de lössprängda blocken separerades gråberg och de malmrika styckena. Det resterande berget som inte ansågs brytvärdt lades upp i varphögar utanför gruvan (Länsstyrelsen 2002).

### *Blaikengruvan*

En annan sulfidmalmsgruva är Blaikengruvan i Sorsele kommun. Gruvan är belägen på Ersmarksberget vid stranden av Storjuktan. Under hösten år 2000 beviljades ScanMining AB

tillstånd att bryta 1,5 miljoner ton malm i ett öppet dagbrott, innehållande bly, zink och guld samt upprätta ett anrikningsverk (M 507-99). Anrikningssand från verksamheten har dumpats i Blaikensjön, ca 5 km söder om gruvan. Företaget är inte längre aktivt och sattes i konkurs 11 december år 2007 (Skatteverket 2015).

### *Svalget*

Proverna från *Svalget* kommer ursprungligen från Luleå i Norrbottens län men var vid tillfället för provtagning upplagda på *Svalget miljöstation* i Boden. *Svalget*proverna skiljer sig från övriga prover då dessa inte är kopplade till en gruvverksamhet. Jorden från var proverna är tagna kommer från en verksamhet där man främst återvinner metaller, såsom ädelmetaller, järn, aluminium, koppar och bly. I verksamheten ingår även demontering av fordon m.m. som kan orsaka läckage av metaller till mark och vattendrag.

## **2.2 Provtagning**

Prover samlades in från tre olika lokaler, *Blaiken under H<sub>2</sub>O*, *Blaiken* och *Svalget*. Prover kallade *Blaiken under H<sub>2</sub>O* togs från ett dagbrott i närheten av själva Blaikengruvan fyllt med ej brytvärt material, kallat varp, som man sedan låtit fylla med vatten för att förhindra oxidation. Proverna togs på ett djup av ca 10-20 cm under vattenytan. Provmängden var ca 200 gram.

Prover kallade *Blaiken* samlades även de in från dagbrottet men på en höjd av ca 1 m från marken. Jordarten var morän och provmängden uppgick till ca 1 kg.

De prover som i detta arbete kallas *Svalget* samlades in från miljöstationen *Svalget* strax utanför Boden, Norrbottens län. Jorden från där provtagning har skett, kom ursprungligen från en lokal i Luleå kommun och låg, vid tillfället för provtagning, upplagd i *Svalget* i väntan på behandling. Ett samlingsprov togs från den upplagda jorden med hjälp av 3 mindre provmängder på ca 550 gram styck, utspridda på ett avstånd av 2m mellan varje prov. Jordarten bestod till största del av lera.

Prover från Nasa silvergruva, som även de analyserats för detta arbete, fanns sedan tidigare tillgängliga på universitetet. Tre prover från denna lokal analyserades, *Nasa Om* var tagna direkt från gruvhålet, *Nasa 50m* var tagna 50 m från gruvhålet inom avrinningsområdet och *Nasa bakgrund*, hädan efter kallad *Nasa bkg*, togs ovanför gruvhålet där marken ansågs oförorenad. Jordarten i dessa prover bestod till största del av sandig morän.

## **2.3 Provberedning**

Samtliga prover torkades under 24 h i ca 105°C innan vidare provberedning kunde utföras. Efter att proverna torkat vägdes varje prov in. Därefter placerades varje prov i ett sikttorn uppdelat i sju fraktioner, 20 mm, 8 mm, 4 mm, 0,5 mm, 0,250 mm, 0,063 mm samt <0,063 mm. Sikttornet sattes sedan på skakning i 30 minuter, därefter vägdes varje fraktionsmängd in och märktes, se bilaga 1, tabell 1. De fraktioner som skulle analyseras och var större än 0,063 mm maldes innan analyserna påbörjades.

## **2.4 Analys av prover**

23 stycken 20-millimeters plastkoppar förbereddes genom att fästa en tunn plastfilm på koppens undersida. Därefter mättes 0,5 gram av vardera fraktion, från de prover som skulle analyseras, upp i kopparna. Plastkopparna placerades i en större metallkopp för att sedan föras in i en röntgenfluorescensdetektor (XRF) (Rydberg 2014). Varje prov analyserades i ca 50 minuter och efter att provet analyserats skickades analysresultaten från XRFen till en sammankopplad dator. Totalt analyserades 23 prover, se bilaga 1, tabell 2. De standarder som använts vid kalibrering av XRFen är SpectraPlus® och MethodWizard® som är framtagen av



Bruker. Kalibreringen är baserad på 22 stycken tillgängliga certifierade referensmaterial, CRMs, (Rydberg 2014). Kalibreringskurvan för koppar går från 0-550 ppm, för zink från 0-800 ppm, för arsenik 0-180 ppm och för bly från 0-725 ppm (Rydberg 2014).

### 3 Resultat

Lokalen *Nasa Om* innehöll vid analysen för hög andel järn (71-148 %) för en säker uppskattning av järnhalten i provet, därför kommer dessa värden ej att redovisas i detta arbete.

De högsta koncentrationerna som uppmättes i de förorenade jordproverna var för metallerna arsenik och bly. För arsenik uppgick halterna som högst till 13 305 ppm och för bly 10 042 ppm (tab. 1). Den lägst uppmätta halten var för ämnet koppar och uppgick i 7 ppm (tab. 1). Vid två lokaler, *Svalget* och *Nasa bkg*, låg halten arsenik under XRF:ens detektionsgräns och kunde därför inte mätas med hjälp av denna metod.

Tabell 1. Högst uppmätta koncentration från vardera provlokal. Inga värden finns för arsenik i prover från *Svalget* och *Nasa bkg* (markerat med \*). De värden angivna i procent visar hur stor andel ur den totala provmängden den specifika fraktionen består av.

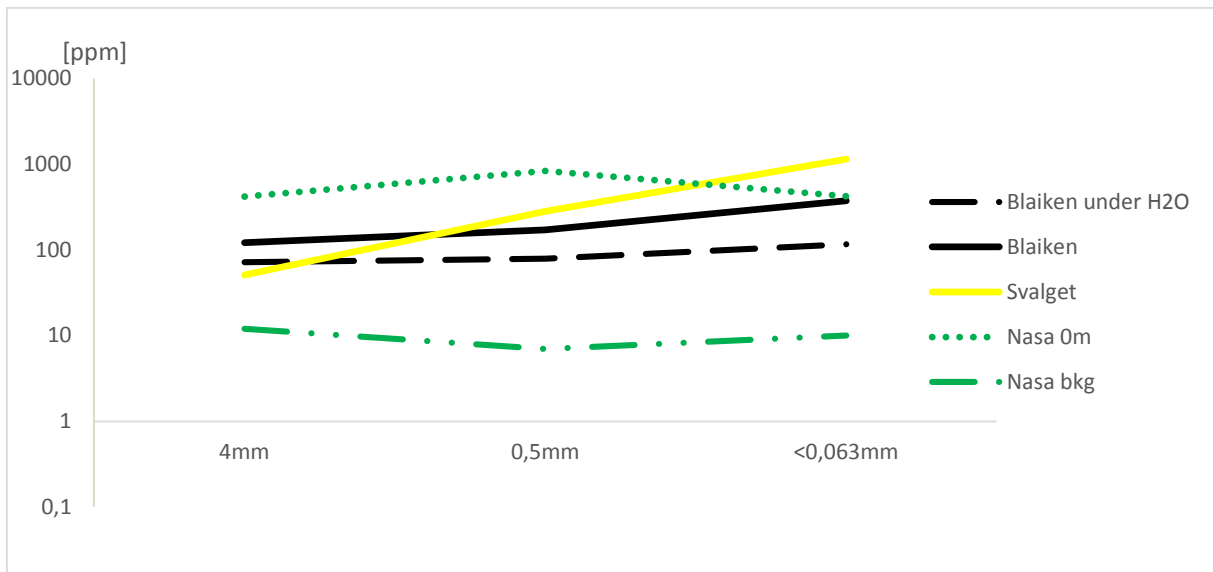
Lokal	4 mm [%]	0,5 mm [%]	0,063 mm [%]	<0,063 mm [%]	Cu [ppm]	Zn [ppm]	Pb [ppm]	As [ppm]
<i>Blaiken under H<sub>2</sub>O</i>	2	2	2	5	116	1047	2366	3615
<i>Blaiken</i>	8	5	1	1	374	3229	10042	297
<i>Svalget</i>	10	33	24	12	1147	1117	9596	*
<i>Nasa Om</i>	1	74	9	7	837	737	138	13305
<i>Nasa 50m</i>	8	35	23	21	237	191	39	250
<i>Nasa bkg</i>	8	23	23	36	12	73	32	*

Den mest förorenade lokalen med avseende på koppar var *Svalget* där de högsta koncentrationerna uppmättes. Lokalen innehöll även höga halter av bly och zink. Den lokal som ansågs minst förorenad var *Nasa bkg* där de lägsta koncentrationerna av samtliga metaller uppmättes.

#### 3.1 Kopparkoncentration och partikelstorlek

De prover som uppvisade den förväntade trenden med en högre koncentration i de minsta fraktionerna var, för koppar, prover från *Blaiken under H<sub>2</sub>O*, *Blaiken* och *Svalget* (fig.1). Ett linjärt samband kan ses i prover från *Svalget* ( $R^2$  0,90) där den största fraktionen innehåller den lägsta halten koppar och den minsta fraktionen innehåller den högsta halten (fig. 1).

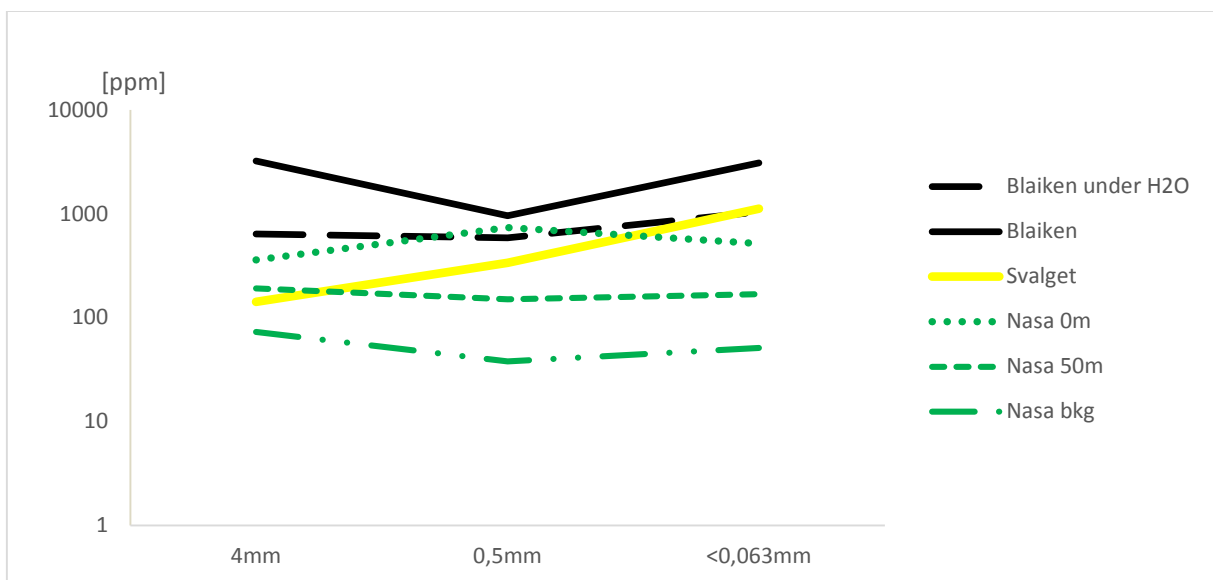
De prover som inte uppvisade den förväntade trenden var prover från *Nasa 0 m*, *Nasa 50 m* samt *Nasa bkg* där de högsta halterna hittas i den mellersta respektive den största fraktionen (fig. 1).



Figur 1. Kopparhalt i olika fraktioner från sex lokaler. I prover från samtliga lokaler, förutom *Nasa 0 m*, *Nasa 50 m* och *Nasa bkg*, kan de högsta halterna koppar hittas i de minsta fraktionerna.

### 3.2 Zinkkoncentration och partikelstorlek

Prover från lokalerna *Blaiken under H<sub>2</sub>O* ( $R^2$  0,66) och *Svalget* ( $R^2$  0,89) uppvisar den förväntade trenden med en ökad zinkhalt med minskande fraktionsstorlek (fig. 2). Övriga lokaler visar ej på denna trend då prover från *Nasa 50m*, *Nasa bkg* och *Blaiken* alla har en liknande kurva med den högsta halten zink i den största fraktionen, därefter minskar halten i den mellersta fraktionen för att sedan öka igen i den minsta fraktionen (fig. 2). *Nasa 0m* har en omvänd kurva där den lägsta halten zink hittas i den största fraktionen följt av en topp i den mellersta fraktionen för att sedan åter igen minska i den minsta fraktionen (fig. 2).

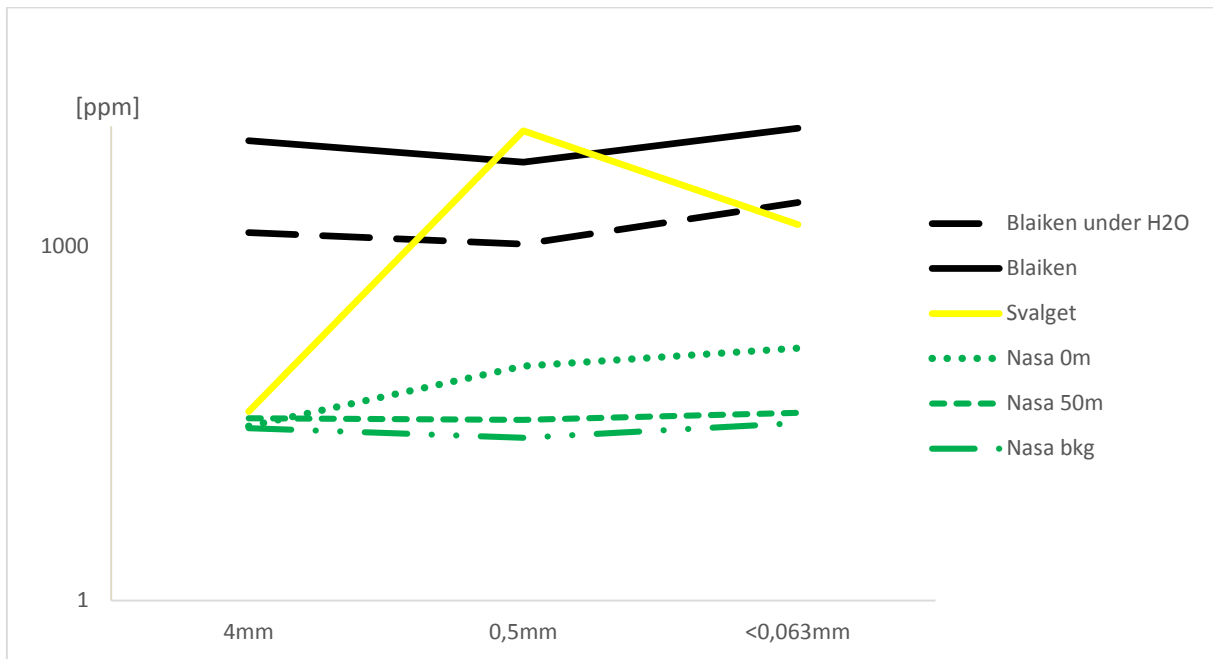


Figur 2. Zinkhalt i olika fraktioner från sex lokaler. I prover från *Blaiken under H<sub>2</sub>O* och *Svalget* kan de högsta halterna zink hittas i den minsta fraktionen. I prover från *Nasa 50m* och *Nasa bkg* och *Blaiken* kan de högsta halterna hittas i den största fraktionen. I prov från *Nasa 0m* kan den högsta halten hittas i den mellersta fraktionen.

### 3.3 Blykoncentration och partikelstorlek

Prover från *Blaiken under H<sub>2</sub>O* ( $R^2$  0,57), *Blaiken* ( $R^2$  0,20), *Nasa 0m* ( $R^2$  0,98), *Nasa 50 m* ( $R^2$  0,57) samt *Nasa bkg* ( $R^2$  0,14) uppvisar alla den förväntade trenden med den högsta

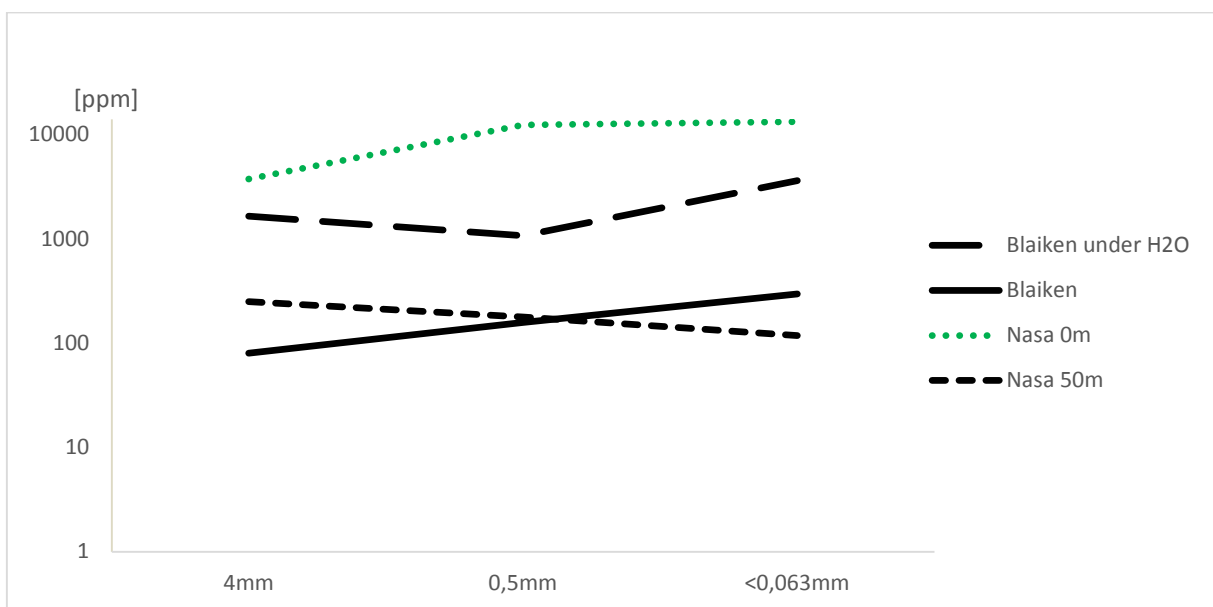
koncentrationen i den minsta fraktionen (fig. 3). Prover från Svalget följer ej denna trend, den högsta halten kan här hittas i den mellersta fraktionen (fig. 3).



Figur 3. Blyhalt i olika fraktioner från sex lokaler. I samtliga prover, förutom *Svalget*, kan den högsta halten bly hittas i de minsta fraktionerna.

### 3.4 Arsenikkoncentration och partikelstorlek

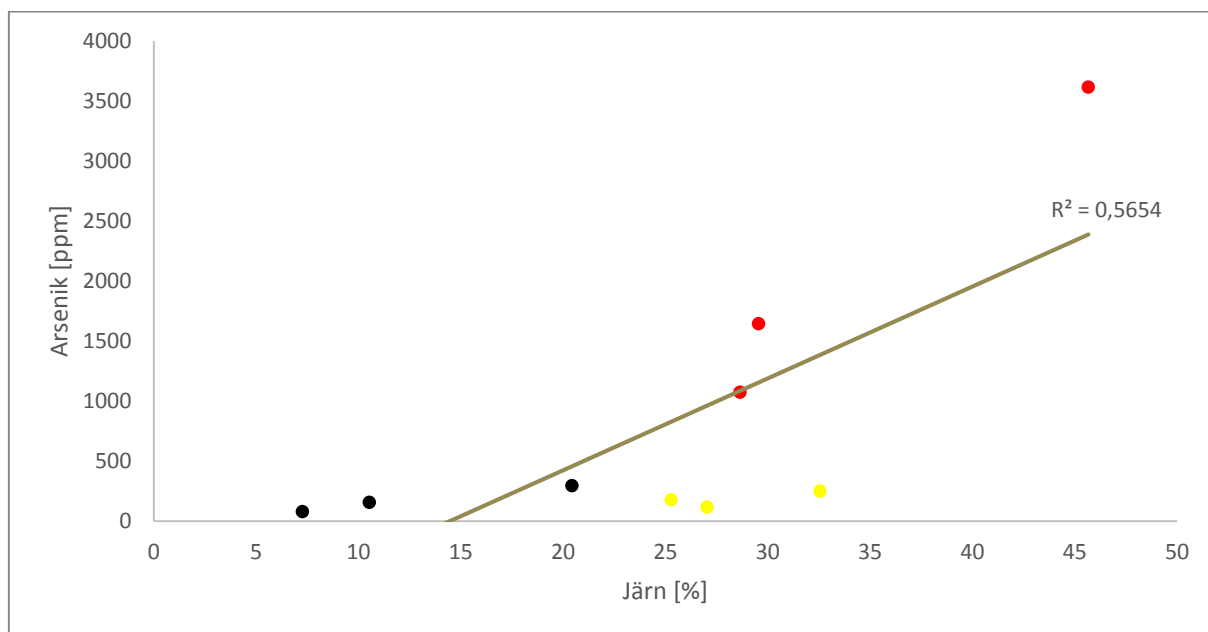
Lokalerna *Blaiken under H<sub>2</sub>O* ( $R^2$  0,55), *Blaiken* ( $R^2$  0,97) och *Nasa 0m* ( $R^2$  0,82) visade alla på den förväntade trenden med den högsta koncentrationen i den minsta fraktionen (fig. 4). Lokalen *Nasa 50 m* visade däremot på den högsta koncentrationen i den största fraktionen för att sedan i ett näst intill linjärt samband ha en minskande koncentration med minskande fraktionsstorlek (fig. 4). Prover från *Svalget* och *Nasa bkg* innehöll vid analystillfället för låga halter arsenik för att dessa skulle kunna mätas i XRFen.



Figur 4. Arsenikhalt i olika fraktioner från fyra lokaler. I samtliga prover, förutom *Nasa 50 m*, hittas den högsta koncentrationen i den minsta fraktionen.

### 3.5 Järn/Arsenik

I figur 5 kan ett positivt samband ses mellan järn och arsenik från lokalerna *Blaiken under H<sub>2</sub>O*, *Blaiken* och *Nasa 50 m*. För prover från *Blaiken under H<sub>2</sub>O* kunde ett tydligt samband ses mellan halten järn och halten arsenik där en ökad järnhalt även ger en ökad arsenikhalt. För prover från *Blaiken* och *Nasa 50 m* kunde inte ett lika tydligt samband ses (fig. 5). Ett R<sup>2</sup>-värde för de tre lokalerna har räknats ut till 0,57 vilket tyder på att ca 57 % av variationen i arsenik kunde förklaras av variationen i järn från samtliga prover.



Figur 5. Samband mellan andelen järn [%] och halten arsenik [ppm] i jord från proverna *Blaiken under H<sub>2</sub>O*, *Blaiken* och *Nasa 50 m*. Regressionens R<sup>2</sup>-värde är indikerat i högra delen av figuren. Röda prickar är prover från *Blaiken under H<sub>2</sub>O*, gula prickar är prover från *Nasa 50m* och svarta prickar är prover från *Blaiken*.

## 4 Diskussion

### 4.1 Var i markens storleksfraktioner finns den högsta koncentrationen av metaller?

Överlag kunde en liten variation i koncentration ses mellan de siktade fraktionerna (4 mm, 0,5 mm och <0,063 mm). Vid de flesta lokalerna fanns inga tydliga trender där en viss fraktion alltid innehöll en högre koncentration. Enda undantaget var lokalen *Svalget* där ett tydligt samband kan ses för koppar- och zinkkoncentrationerna med ett näst intill linjärt samband där koncentrationen ökar med minskande fraktionsstorlek.

En förklaring till detta kan vara att proverna från *Svalget* innehöll till största del lerfraktioner och som tidigare nämnt har mindre fraktioner en större yta som föroreningar kan binda till (Ljung et al. 2006). Den metall som visade tydligaste koppling till den minsta fraktionen var bly, medan zink var den metall som visade svagast samband (fig. 2). Detta ligger i linje med tidigare studier som visat att bly binder hårt till lermineral ytor och oxider, medan zink binder något svagare (Naturvårdsverket 2014). Framför allt är det troligt att arsenik finns bundet till järnoxider anrikade i de minsta fraktionerna då tidigare studier visat att arsenik binder hårt till järnoxider som främst finns i de minsta fraktionerna (SGU 2005) samt att järn och arsenik är positivt korrelerade till varandra (fig. 5).

En av förklaringarna att några av de analyserade proverna visade högre koncentrationer i större fraktioner beror sannolikt på att dessa prov består delvis av rena mineraler innehållande dessa metaller. Till exempel kan dessa förklara varför proverna från *Blaiken* och *Nasa*, med troligt inslag av primära malmmineraler, visar högre zinkkoncentrationer i de större fraktionerna. Här är troliga mineraler zinkblände och magnetkis, då dessa finns frekvent i malmen från *Nasa* (Tegengren 1924).

En annan förklaring till att de olika lokalerna uppvisar skillnader i vilka fraktioner metallerna binder till kan vara sättet föroreningen har tillförts marken. I Svalgetproverna har metaller såsom koppar och zink mest troligt tillförts marken i flytande eller löst form via den verksamhet som pågår där med demontering av fordon och liknande. Metallerna kan därför lättare binda till lerpartiklarna då de ej först behöver vittra från exempelvis berggrunden eller malmmaterial som vid lokalerna *Blaiken* och *Nasa*. Dock kan denna hypotes inte styrkas av tidigare arbeten då få studier analyserat typiska utsläppsformer från demonteringar.

#### **4.2 Kan man med hjälp av siktning få en återstående ren mark?**

För att siktning som saneringsmetod skall vara effektiv krävs det att största delen av föroreningen binder till en viss fraktion. Som tidigare nämnt har mindre partiklar större yta att binda föroreningar (Ljung et al. 2006), denna saneringsmetod kan därför vara lämplig att använda på förorenade jordar med en hög andel lerpartiklar. Denna metod kan även vara effektiv om ett läckage av något slag har skett och en förorening läckt ut till marken i löst form. Då kommer föroreningen troligen att binda till markens partiklar relativt snabbt och en sanering kan därefter ske via siktning. Vid en förorening från exempelvis gruvverksamhet där metallerna är bundna till malm, varp eller anrikningssand pågår vittringsprocessen under en längre tid och föroreningarna kan därför hinna binda till mindre partiklar medan majoriteten av föroreningen fortfarande hittas i större partiklar innehållande malmmineral. Siktning är då mindre lämplig som saneringsmetod eftersom majoriteten av fraktionerna kommer behöva siktas bort.

Även om en förorening hittas i flertalet fraktioner kan det ändå finnas en poäng att ta bort de små fraktionerna då dessa som tidigare nämnt avger metaller genom vittring i högre hastighet än grövre fraktioner (Lomander 2015) och är lättare att andas in via damm eller få i sig via föda (Ikegami et al. 2014). Vanligt är att de minsta fraktionerna finns en bit ner i marken där de mest troligt följt med infiltrerande regn och lakvatten (Ikegami et al. 2014). Vissa metaller, exempelvis zink, är lösliga och därmed lätttrörliga i marken. Ju surare marken är desto mer ökar metallens rörlighet. Då metaller som zink är så pass lätttrörliga kan dessa lättare ta sig ner till de djupare lagren där de mindre fraktionerna finns och binda till dessa, vanligt är dock att den fortsätter utan att binda och istället lakar ut ur jorden. Som man kan se i figur 2 hittas de högsta koncentrationerna av zink i den största fraktionen vilket kan innebära att markförhållandena har varit så att metallen inte har vittrat från dessa fraktioner och lakats ut vidare ur marken.

Då siktning som saneringsmetod endast separerar markens fraktioner och inte renar dessa kan det efter en siktning fortfarande förekomma koncentrationer som överstiger de koncentrationer som anses normala för exempelvis skogsjordar. Detta är tydligt då siktning av proverna i *Nasa* aldrig skulle kunna generera så låga koncentrationer som uppmättes i den oförorenade marken utanför gruvområdet (fig. 1 – fig. 3). Naturvårdsverket har år 2014 tagit fram jämförelsevärden från förindustriell tid för metallerna kadmium, koppar, kvicksilver, bly och zink. Dessa är för koppar 6 µg/g torrsubstans, för bly 8 µg/g torrsubstans och för zink 60 µg/g torrsubstans (Naturvårdsverket 2014). I vissa fall kan koncentrationerna efter en sanering inte bara överstiga jämförelsevärdena utan även vara så pass höga att de ger mätbara biologiska effekter (Naturvårdsverket 2014). I samband med framtagandet av jämförelsevärden har Naturvårdsverket även tagit fram halter som anses låga (klass 1), måttligt

höga (klass 3) och mycket höga (klass 5) för vissa metaller. Haltgränsen mellan klass 1 och 3 har satts vid en nivå där det börjar bli risk att respektive metall ger upphov till mätbara biologiska effekter. Halter i klass 5 ger tydliga och väldokumenterade biologiska effekter (Naturvårdsverket 2014). Halterna i klass 1 är för koppar <15 µg/g torrsubstans, för bly <25 µg/g torrsubstans och för zink <300 µg/g torrsubstans. Halterna i klass 5 är för koppar >500 µg/g torrsubstans, för bly >1000 µg/g torrsubstans och för zink >500 µg/g torrsubstans (Naturvårdsverket 2014).

Naturvårdsverket har även år 2009 framtagit riktvärden för förorenad mark under vilka risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang (Naturvårdsverket 2009). Riktvärdena är uppdelade i mindre känslig markanvändning samt känslig markanvändning (bilaga 1, tabell 3). De halter som används som riktvärden för mindre känslig markanvändning ligger inom ramen för klass 3 (måttligt höga halter) i ovanstående klassificering. Näst intill alla markprover från de lokaler som analyserats inom ramen för detta arbete överskred vid analystillfället halterna för mindre känslig markanvändning. Detta innebär att det finns en risk för att dessa metaller kan ge upphov till mätbara biologiska effekter. Man kan misstänka att risken för biologiska effekter på omgivande miljö är större för lokalen *Nasa* än resterande lokaler. Detta med tanke på den långa verksamhetstiden (ca 200 år) samt tiden efter verksamheten lades ner och vittring mest troligt fortsatt. Noterbart för analyserna i denna studie var att koncentrationerna av samtliga metaller översteg kalibreringskurvan framtagen i tidigare studier (Rydberg 2014) för flertalet av proverna. De absoluta koncentrationerna skall därför tolkas försiktigt. För mer exakta koncentrationvärden bör ytterligare analysmetoder användas, det var dock ej möjligt inom ramen för detta arbete på grund av att analyserna utfördes på universitetet och inga andra analysmetoder fanns tillgängliga där.

### 4.3 Slutsats

En frågeställning som berörts i detta arbete var vilka storleksfraktioner (ler/silt, sand eller grus) den högsta koncentrationen av metaller (Pb, Zn, Cu, Fe och As) finns? Resultaten av denna studie tyder på att en förorenings koncentration är beroende av vilken jordart föroreningen finns i. Det säger sig självt att om en jordart till största delen består av ler-/siltfraktioner kommer flest föroreningar att hittas i dessa fraktioner. Det är däremot inte säkert att den högsta koncentrationen kommer att hittas i de minsta fraktionerna. Via denna studie kan man till exempel se att den största fraktionen innehåller den högsta koncentrationen zink, även för de jordar där andelen små fraktioner är höga vilket är tydligt för lokalen *Nasa bkg*.

Kan man med hjälp av siktnings av förorenad mark få en återstående oförorenad massa som kan anses acceptabel att återanvändas? Av de 72 proverna som studerats i denna studie är det endast 12 av proverna som skulle kunna uppfylla kraven för känslig markanvändning efter att fraktionerna 0,5 mm och <0,063 mm tagits bort. Dessa är *Svalget 4 mm* (för metallerna As, Cu och Zn), totalt 3 stycken prover, samt samtliga prover från *Nasa bkg* (för metallerna As, Cu och Zn), totalt 9 stycken prover. Med andra ord, metoden har dålig förutsättning att lyckas på områden med primära gruvmineraler. Metoden är troligen mest lämplig på jordar där föroreningen har läckt ut till marken i löst form och jordarten till största del innehåller silt och ler. Den lösa föroreningen har lättare att binda till de små partiklarna om den ej först behöver vittra från ett annat material. På sandiga jordar eller marker med större partiklar där höga koncentrationer av föroreningar kan hittas i flertalet fraktioner kommer denna metod ej vara effektiv eller lönsam då merparten av jorden kommer behöva siktas bort. Till dessa jordar hör mark som har inslag av till exempel varp.

På grund av att metodens effektivitet är beroende av både jordart och förorening är det av stor vikt att förundersökningar görs innan sanering påbörjas för att bekräfta att metallföroreningarna av intresse faktiskt finns i den fraktion man siktar bort.

## 5 Referenser

- Ali I.H. och Ateeg A.A., 2014. Study of Soil Pollutants in Omdurman Industrial Area, Sudan, Using X-ray Fluorescence Technique. *International J. Environ* 9 (1): 291-294.
- Andersson, G., 2003. Metoder för marksanering. *Miljö & Utveckling*. 7 maj. <http://miljo-utveckling.se/metoder-for-marksanering/> (hämtad 2015-04-29).
- Banks D., Younger P.L., Arnesen R., Iversen E.R., Banks S.B., 1997. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology* 32 (3): 157-174.
- Fahlman J., 2012. *En geokemisk kartering över området kring Nasa silvergruva - Effekterna av historisk gruvdrift i svensk fjällmiljö*. Examensarbete, Umeå universitet.
- Fan. J, Ding. W., Ziadi N., 2013. Thirty-year manuring and fertilization effects on heavy metals in black soil and soil aggregates in northeastern China. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44:7, 1224-1241. doi: 10.1080/00103624.2012.756002.
- Ikegami M., Yoneda M., Tsuji T., Bannai O., Morisawa S., 2014. Effect of particle size on risk assessment of direct soil ingestion and metals adhered to children's hands at playgrounds. *Risk Analysis*, Vol. 34, No. 9. doi: 10.1111/risa.12215
- Kendir E., Kentel E., Sanin F.D., 2015. Evaluation of heavy metals and associated health risks in a metropolitan wastewater treatment plant's sludge for its land application. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21:6, 1631-1643. doi: 10.1080/10807039.2014.966590.
- Ljung K., Selinus O., Otabbong E., Berglund M., 2006. Metal and arsenic distribution in soil particle sizes relevant to soil ingestion by children. *Applied Geochemistry* 21 (2006) 1613–1624. doi:10.1016/j.apgeochem.2006.05.005
- Lomander A., 2015. *Swedish education material package - Ser du marken för träden*. Skogsstyrelsen Västra Götaland. <http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/Projekt/RecAsh/Utbildningsmaterial%20Education%20Material/1.%20Utbildningsmaterial%20p%C3%A5%20svenska%20Swedish%20Education%20Package/2.%20Sv%C3%A5r%20Advanced/Utbildningspaket,%20sv%C3%A5r%20%28svenska%29.pdf>. (hämtad 2015-05-21).
- Länsstyrelsen Norrbotten, 2002. *Inventering av förorenade områden i Norrbottens län enligt MIFO-modellen*. Rapport 8/2002. Länsstyrelsen Norrbotten
- M 507-99, 2000. DOM angående ansökan av ScanMining – Scandinavian Mining Aktiebolag om tillstånd att anlägga och driva Blaikengruvan med anrikningsverk och magasin för deponering av avfallssand. Umeå tingsrätt 15 september 2000.
- Naturvårdsverket, 1993. *Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning - Metaller och surt vatten på drift*. Rapport 4202. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2014. Stöd i miljöarbetet, vägledning, miljöövervakning, bedömningsgrunder, skogslandskap, tungmetaller. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Skogslandskap/Tungmetaller/>. (hämtad 2015-05-19).
- Niu S., Gao L., Zhao J., 2015. Distribution and risk assessment of heavy metals in the Xinzhuanzi reclamation soil from the Huainan coal mining area, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21:4, 900-912. doi: 10.1080/10807039.2014.943572.

- Rydberg, J., 2014. Wavelength dispersive X-ray fluorescence spectroscopy as a fast, non-destructive and cost-effective analytical method for determining the geochemical composition of small loose-powder sediment samples. *J Paleolimnol* (2014) 52:265–276t. doi: 10.1007/s10933-014-9792-4.
- Skatteverket, 2015. Privat, skatter, värdepapper, aktiehistorik, ScanMining. <http://www.skatteverket.se/privat/skatter/vardepapper/aktiehistorik/s/scanmining.4.f2987d710a6672981680001362.html>. (hämtad 2015-04-21).
- Sveriges geologiska undersökning (SGU), 2005. *Mineralmarknaden, tema: arsenik* [Elektronisk]. Rapport 2005:4. Uppsala: SGU. <http://resource.sgu.se/produkter/pp/pp2005-4-rapport.pdf>
- Tegengren F. R., 1924. *Sveriges ädlare malmer och bergverk*. Nordstedts, Stockholm.
- Zarcinas B.A., Ishak C.F., McLaughlin M.J., Cozens G., 2003. Heavy metals in soils and crops in southeast Asia. 1. Peninsular Malaysia. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 343–357. Nederländerna.



## Bilaga 1. Tabeller

**Tabell 1.** Samtliga lokaler och de jordfraktioner som markproverna innehöll.

Lokal	20 mm [gram]	8 mm [gram]	4 mm [gram]	0,5 mm [gram]	0,250 mm [gram]	0,063 mm [gram]	<0,063 mm [gram]	Totalt [gram]
Nasa 0m	-	-	0,99	90,38	11,41	10,54	8,23	121,55
Blaiken	474,88	237,5	66,9	45,51	6,82	7,53	7,82	846,9 6
Blaiken under H <sub>2</sub> O	152,59	17,44	4,46	3,74	1,78	4,67	8,86	193,54
Svalget	0,05	48,53	75,38	250,77	106,35	179,31	91,58	751,97
Nasa 50m	-	2,78	11,85	53,9	14,61	34,85	31,72	151,92
Nasa bakgrund	-	4,16	11,89	34,9	12,07	34,69	55,59	153,3

**Tabell 2.** Jordfraktioner som analyserats från vardera lokal.

Lokal	Fraktioner i XRF
Blaiken under H <sub>2</sub> O	4 mm, 0,5 mm, <0,063 mm
Blaiken	4 mm, 0,5 mm, 0,250 mm, <0,063 mm
Svalget	4 mm, 0,5 mm, 0,250 mm, <0,063 mm
Nasa 0m	4 mm, 0,5 mm, 0,063 mm, 0,063 mm
Nasa 50m	4 mm, 0,5 mm, 0,063 mm, <0,063 mm
Nasa bakgrund	4 mm, 0,5 mm, 0,063 mm, <0,063 mm

**Tabell 3.** Riktvärden för förorenad mark i efterbehandlingssammanhang, Naturvårdsverkets Rapport 5976, 2009.

Metall	Känslig markanvändning mg/kg Ts	Mindre känslig markanvändning mg/kg Ts
As	10	30
Pb	50	400
Cu	80	200
Zn	250	500



Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG)  
901 87 Umeå, Sweden  
Telefon 090-786 50 00  
Texttelefon 090-786 59 00  
[www.umu.se](http://www.umu.se)