

Studie och riskanalys av sulfidleror i Uppsala stad

Study and risk analysis of sulphide clays
in the city of Uppsala

Håkan Wennerberg

REFERAT

Studie och riskanalys av sulfidlorer i Uppsala stad

Håkan Wennerberg

Uppsala stad vilar till stor del på postglacial lera med varierande svavelhalt. Svavlet finns naturligt i leran i reducerad form som sulfid och leran kallas därför vanligtvis för ”sulfidlera”. Vid schaktningsarbete i samband med byggnation uppkommer stora mängder schaktmassor varav en betydande del är sulfidlera. Då leran exponeras för luft och nederbörd sker en oxidation av sulfiderna som kan ge upphov till surt lakvatten och läckage av tungmetaller bundna i leran eller underliggande material. Syftet med arbetet har varit att öka kunskaperna om hur sulfidlorer beter sig och ta fram ett underlag för riskbedömning i samband med den framtida hanteringen av sulfidhaltiga schaktmassor i Uppsala. Efter genomförd provtagning på två platser utfördes skaktest för att undersöka den långsiktiga försurningspotentialen hos lera med varierande kalkinnehåll. Testerna utfördes med kontinuerlig tillförsel av luft och löpande under försökets gång togs lakvatten ut för analys avseende pH, alkalinitet, löst sulfat och utlakade metaller. Resultaten från den laborativa studien visade att en kalkhaltig lera med hög nettoneutralisationspotential (NNP) kan förbruka den bildade syran och därigenom genereras ingen pH-sänkning. I lera som saknar kalk sjönk pH kraftigt och föranledde läckage av framförallt Cd, Mn, Co, Ni, Ca och As. Oavsett utvecklingen av pH observerades en stor utlakning av svavel till följd av oxidationen av sulfider. I en riskbedömning föreslås att lerans NNP bestäms enligt överenskomna metoder för att underlätta framtida jämförelser och för att olika tekniker kan ge olika resultat. En lera med NNP-värde $< 5 \text{ kg CaCO}_3/\text{ton}$ bör analyseras vidare avseende metallinnehåll för att fastställa den potentiella utlakningen och bedöma schaktmassans framtida naturpåverkan.

Nyckelord: sulfidlera, pyrit, monosulfider, oxidation, NNP, skaktest, utlakning, riskanalys

*Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Study and risk analysis of sulphide clays in the city of Uppsala

Håkan Wennerberg

Most of the city of Uppsala rests on postglacial clay with a varying content of sulphur. The sulphur occurs naturally in the clay in reduced form as sulphide and the clay is for that reason usually called “sulphide clay”. Excavation during construction activities gives rise to large amounts of excavation material, of which the sulphide clay is a considerable part. When the clay is exposed to air and water, an oxidation of the sulphides occurs which may produce an acid leachate and the mobilisation of heavy metals bound in the clay or underlying material. The aim of the work has been to improve our understanding of the behaviour of sulphide clays and produce a basis for risk assessment in the future handling of excavation material with high sulphide content. After sampling had been carried out in two places, batch tests were performed to examine the long-term acidification potential of clays with different calcium carbonate content. The tests were performed with continuous air supply and during the experiment leachate water was analysed with respect to pH, alkalinity, dissolved sulphate and mobilised metals. The results from the laboratory study showed that a clay with a high calcium carbonate content and thus a high net neutralisation potential (NNP) will consume the generated acid and prevent against a lowering of the pH. In clay lacking calcium carbonate, the pH dropped significantly and caused a mobilisation of chiefly Cd, Mn, Co, Ni, Ca and As. Regardless of the changes in pH over time, a large production of sulphur was observed as a result of the sulphide oxidation. In a risk assessment, it is suggested that the NNP should be determined by methods agreed upon to facilitate future comparisons and because different methods may give different results. A clay with a $NNP < 5 \text{ kg CaCO}_3/\text{ton}$ should be further analysed with respect to metal content to establish the leachate generation potential and estimate the future environmental influence of the excavation material.

Keywords: sulphide clay, pyrite, monosulphides, oxidation, NNP, batch test, leaching, risk analysis

*Department of Earth Sciences, Uppsala University,
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Examensarbetet omfattar 20 poäng och har utförts inom ramen för civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet på uppdrag av VA- och avfallskontoret, Uppsala kommun. Målsättningen med studien har varit att öka kunskaperna om beteendet hos sulfidhaltiga leror och skapa ett underlag för riskbedömning i samband med den framtida hanteringen av sulfidmassor i Uppsala.

Ett stort tack riktas till min handledare Johan Laurell, utredningsingenjör på VA- och avfallskontoret, Uppsala kommun, för många skratt och roliga diskussioner samt idéer rörande både arbetets och rapportens upplägg. Jag vill också tacka min ämnesgranskare tillika handledare vid de laborativa momenten, Roger Herbert, docent vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, för att du trots många bollar i luften alltid ligger ett steg före och kan leverera värdefulla kommentarer. Det har varit ett stort nöje att få arbeta med er båda!

Vidare riktas ett tack till Inger Pahlsson, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet för hjälp och synpunkter vid mina laborativa moment. För trevliga samtal och diskussioner kring olika frågeställningar vill jag vidare tacka Gustav Sohlenius, Sveriges geologiska undersökning, Erik Jonsson, Golder Associates AB, Kristina Haglund och Johan Eriksson, Bjerking AB, Lars-Gunnar Omberg, Analytica och Elin Gustavsson, examensarbetare och rumskamrat.

Uppsala, november 2005

Håkan Wennerberg

Copyright © Håkan Wennerberg och Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet.

UPTEC W 05 044, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2005.

INNEHÅLL

1 INLEDNING	1
1.1 BEHOV AV STUDIE	1
1.2 STUDIENS OMFATTNING - FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3 BEGRÄNSNINGAR OCH RAPPORTENS UPPLÄGG.....	2
2 BAKGRUND	3
2.1 SULFIDHALTIGA SEDIMENT	3
2.1.1 Sverige - utbredning.....	3
2.1.2 Uppsalatrakten – utbredning av lera	4
2.1.3 Sammansättning.....	4
2.2 JÄRNSULFIDER	6
2.2.1 Bildning av pyrit	6
2.2.2 Förekomst av sulfider	7
2.3 RISKER MED SULFIDLEROR	8
2.3.1 Oxidation av sulfider.....	8
2.3.2 Latent aciditet	10
2.3.3 Sura sulfatjordar - ökad metallrörlighet.....	10
2.3.4 Sprickbildning i samband med uppläggning.....	11
2.4 NEUTRALISATION AV UPPKOMMEN SURHET	11
2.4.1 Vittring av karbonatmineral.....	12
2.4.2 Vittring av primära mineral (silikater)	12
2.4.3 Buffring från sekundära mineral.....	13
2.4.4 Förbrukning av syraneutraliserande förmåga.....	14
2.4.5 Bestämning av NNP – nettoneutralisationspotentialen.....	14
2.5 JURIDISKA ASPEKTER PÅ HANTERING AV SCHAKTMASSOR.....	16
2.6 LAKTESTER OCH FUKTKAMMARFÖRSÖK	17
2.6.1 Perkolationstest prCEN/TS 14405	17
2.6.2 Skaktest SS-EN 12457-3.....	18
2.6.3 Tillgänglighetstest.....	18
2.6.4 Fuktkammarförsök.....	18
2.7 BAKGRUND TILL RISKANALYS	19
2.7.1 Allmänt om riskhantering.....	19
2.7.2 Metodik – några exempel.....	20
3 METODER OCH MATERIAL	22
3.1 PROVTAGNING	22
3.1.1 Kvarteret Gerd i centrala Uppsala	22
3.1.2 Kungsängen	23
3.2 SKAKTEST.....	23
3.2.1 Lera från kvarteret Gerd.....	23
3.2.2 Lera från Kungsängen	24
3.3 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL	24
3.3.1 Totalhaltsbestämning.....	24
3.3.2 Torrsubstanshalt och glödförlust.....	25
3.3.3 Karbonat	25
3.3.4 Svavel.....	26
3.3.5 NNP.....	27
3.4 ANALYSER AV LAKVATTEN	27
3.4.1 pH och alkalinitet.....	27
3.4.2 Metaller och arsenik	28
3.4.3 Svavel.....	28
3.5 UNDERLAG FÖR RISKANALYS	29
3.5.1 Problemformulering och identifiering av faror	29
3.5.2 Händelse/beslutsträd och sammanfattande tabell.....	30

4 RESULTAT	31
4.1 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL	31
4.1.1 Totalhaltsbestämning	31
4.1.2 Torrsubstanshalt och glödförlust	33
4.1.2 Karbonat	34
4.1.3 Svavel	35
4.1.4 NNP	36
4.2 ANALYSER AV LAKVATTEN	38
4.2.1 pH och alkalinitet	38
4.2.2 Metaller och arsenik	38
4.2.3 Svavel	42
5 DISKUSSION	45
5.1 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL	45
5.2 ANALYSER PÅ LAKVATTEN	47
5.3 KOMMENTARER KRING SKAKTEST	48
5.4 UNDERLAG FÖR RISKANALYS	49
5.4.1 NNP	49
5.4.2 Läckage av metaller och svavel	50
5.4.3 Beslutsträd	51
5.4.4 Sammanfattande tabell	51
5.4.5 Sammanfattande diskussion	54
5.5 RISKANALYS – EXEMPEL PÅ UNDERSÖKTA LEROR	54
6 SLUTSATSER	56
7 REFERENSER	57
7.1 TRYCKTA REFERENSER	57
7.2 MUNTliga REFERENSER	61
7.3 INTERNETREFERENSER	61
BILAGOR	
BILAGA 1 KOMPLETTERANDE PROVTAGNINGSinFORMATION	
BILAGA 2 RESULTAT FRÅN TOTAL- OCH KALKHALTSANALYSER	
BILAGA 3 JÄMFÖRELSEVÄRDEN, TOTALHALTSANALYSER	
BILAGA 4 Utveckling av pH och alkalinitet under skaktest	
BILAGA 5 RESULTAT FRÅN LAKVATTENANALYSER	
BILAGA 6 Utlakningskurvor	
BILAGA 7 Procentuell utlakning – Bakgrundsvärden	
BILAGA 8 RESULTAT FRÅN SVAVELANALYSER – FÖR JÄMFÖRELSE	
BILAGA 9 Utlakningshastigheter - Svavel	

1 INLEDNING

Uppsala stad vilar till stor del på postglacial lera med varierande svavelhalt. Svavlet finns naturligt i leran i reducerad form som sulfid och leran kallas därför vanligtvis för ”sulfidlera”. Vid schaktningsarbete i samband med byggnation uppkommer stora mängder schaktmassor varav en betydande del är sulfidlera. Lermassorna skulle t ex kunna användas som utjämningsmassor och täckmaterial eller till att bygga bullervallar, men risken finns att svavlet i sulfidleran orsakar en negativ miljöpåverkan. Sulfid oxideras i kontakt med luft och vatten vilket kan leda till uppkomst av surt lakvatten. Risk för läckage av tungmetaller bundna i leran eller underliggande material kan uppkomma som följd av denna pH-sänkning. Det är dock möjligt att leror med låg svavelhalt inte utgör någon betydande risk då leran i sig kan ha en buffringskapacitet. En annan aspekt av problemet har uppmärksammats i samband med grundvattensänkningar, t ex till följd av dikning eller landhöjning. Sulfidhaltiga sediment som tidigare legat under grundvattenytan kommer då i kontakt med luft och sulfiderna i jorden börjar oxidera varvid pH sänks.

Denna rapport är resultatet av en undersökning som gjorts på uppdrag av VA- och avfallskontoret vid Uppsala kommun. Syftet med arbetet har varit att öka kunskaperna om hur sulfidleror beter sig och ta fram ett underlag för beslut om den framtida hanteringen av sulfidhaltiga schaktmassor i Uppsala, något som efterlysts av bl a Miljökontoret i Uppsala.

1.1 BEHOV AV STUDIE

På Uppsala kommun är bedömningen att frågor kring hanteringen av sulfidhaltiga schaktmassor kommer att öka i takt med den expansion som är på gång när det gäller byggande för bostäder, näringsliv och infrastruktur (Almesjö, pers. medd., 2005). Bristen på mark förväntas öka i omfattning och medföra att marken måste utnyttjas mer genom olika former av undermarksanläggningar (t ex källarvåningar, parkeringsplan). Det senare ger upphov till ökade mängder schaktmassor som bland annat kommer att bestå av sulfidleror. I skrivandets stund har uppförandet av Musikens hus påbörjats i centrala Uppsala och under det närmaste decenniet kommer ett nytt resecentrum att byggas i närheten, med start redan under hösten 2005 (Uppsala kommun, 2005a). Enbart det projektet inklusive omkringliggande nybyggnation spänner över sex kvarter (Uppsala kommun, 2005b) och förutom utbyggnad av bangården ingår också konstruktion av broar och tunnlar på området (Uppsala kommun, 2005a).

Problemet med sulfidhaltiga schaktmassor i Uppsala stad inbegriper flera olika parter såsom byggherrar, konsultföretag, entreprenörer, tillsynsmyndigheter och Uppsala kommun. Därför finns det ett behov av att arbeta fram en lämplig metodik att följa vid hanteringen av dessa massor. Att kunna avgöra ifall en sulfidlera kan anses vara ”inert” är också av intresse, eftersom det avgör vilka avsättningsmöjligheter som är aktuella för sulfidhaltiga schaktmassor och därmed vilka kostnader en schaktning skulle leda till.

1.2 STUDIENS OMFATTNING - FRÅGESTÄLLNINGAR

Examensarbetet har omfattat två huvudbitar. Inledningsvis har långvariga lakteter utförts på sulfidleror från två platser i Uppsala. Lakteterna har knutit an till de i lagstiftningen förskrivna provningsmetoderna och syftat till att följa sulfidoxidationen och dess inverkan på ett lakvatten. Resultatet från den laborativa delen har sedan legat till grund för upprättandet av en föreslagen metodik vid riskbedömning av sulfidleror med olika kemiska egenskaper. Parallellt med arbetet har adekvat litteratur och tidigare gjorda undersökningar studerats.

Studien har haft som mål att framförallt besvara följande frågor:

- Kommer sulfidhaltiga schaktmassor ge upphov till surt lakvatten, och vilka faktorer reglerar om det sker eller inte?
- Sker en utlakning av metaller ur leran och i så fall vilka metaller och i vilken omfattning?
- Hur kan en metodik för riskbedömning av sulfidhaltiga schaktmassor se ut och vad bör den ta avstamp ifrån?

Förutom dessa frågor förs också en diskussion kring olika analysmetoder som kan användas i sammanhanget.

1.3 BEGRÄNSNINGAR OCH RAPPORTENS UPPLÄGG

Det är omöjligt att göra en studie som täcker in alla platser i Uppsala. Därför har undersökningen inskränkts till två provtagningsplatser med lera med skiftande syraneutraliserande förmåga. Examensarbetets tidsbegränsning på 20 veckor har också påverkat studiens omfattning.

Den föreliggande rapporten består av en faktadel som inleder med en utförlig beskrivning av problemet med sulfidoxidation tillsammans med en kortare genomgång av juridik och lakteter i samband med deponering av avfall (kapitel 2). Därefter ges en redogörelse för de försök som utförts inom ramen för projektet och vilka resultat som erhållits (kap 3-4). Härfter följer ett diskuterande kapitel där genomförda laboratieförsök utvärderas och förslag till upplägg av riskanalys presenteras (kap 5) och rapporten avslutas sedan med slutsatser som kan dras av den genomförda studien (kap 6).

2 BAKGRUND

2.1 SULFIDHALTIGA SEDIMENT

Enligt amerikansk klassificering definieras ett sulfidmaterial som ett minerogent eller organiskt jordmaterial som innehåller oxiderbara svavelföreningar (Soil Survey Staff, 1999). Vidare ska materialet ha ett pH-värde större än 3,5 men uppvisa en tydlig pH-sänkning i en fuktig och aerob miljö. I Sverige återfinns sulfidmaterial förutom i gruvavfall även naturligt i sulfidhaltiga postglaciala sediment.

2.1.1 Sverige - utbredning

Utbredningen av sulfidhaltiga sediment i Sverige sammanfaller med de områden som låg under havsvattenytan efter det att landet blivit fritt från inlandsisen för ca 6 500 år sedan (Sohlenius m.fl., 2004). Det hav som uppkom kom att kallas Litorinahavet efter saltvattenssnäckan *Litorina littorea* (Fromm, 1953), och stora delar av de flackare områdena i Mälardalsregionen lades under vatten (figur 1). Även stora områden längs Östersjökusterna i Sverige och Finland låg under havets nivå. Litorinahavet var sammanbundet med Västerhavet via Öresund och Bälten och det är från den här tiden som nuvarande Östersjön har fått sitt bräckta vatten. Salthalten har dock sjunkit sedan Litorinatiden då den i Uppsalatrakten beräknas ha uppgått till mer än den dubbla mot den nuvarande halten i Östersjön på ca 5-6 ‰ (Järnefors, 1958).



Figur 1 Översikt över Litorinahavets första maximum, omkring 4 500 f.Kr. (Sveriges Nationalatlas, 2002).

2.1.2 Uppsalatrakten – utbredning av lera

Järnefors (1958) skriver att Uppsalas omgivning består till mycket liten del av moränmarker i jämförelse med övriga kvartära sediment. Där morän finns är den mycket tunn, ofta med block som vilar direkt på berggrunden. Detta är förmodligen ett resultat av kraftig vågbearbetning (svallning) under postglacial tid i samband med landhöjningen. Senglacial lera, till största delen bestående av årsvarvig och kalkhaltig Yoldialera, benämns enligt Järnefors (1958) ofta glaciallera och består av det mer eller mindre finkorniga slam som isälven förde med sig ut i ishavet samtidigt med det grus som bygger upp Uppsalaåsen. Ju finare materialet var desto längre bort transporterades den blivande glacialleran, medan tyngre partiklar avsattes på kortare avstånd från isälvens mynning (Gembert m.fl., 1996). Järnefors (1958) skriver att avsättningen skedde mellan åren 7700-7400 f. Kr., då en hastig avsmältning av inlandsisen skedde till följd av övergången till ett varmare klimat och vattendjupet i Uppsalatrakten uppgick vid den här tiden till mellan 100 och 150 meter.

Varje årsvarv i glacialleran utgörs av ett undre, mäktigare och ljusare sommarskikt som mer eller mindre kontinuerligt övergår i ett övre, tunnare och mörkare vinterskikt. Glacialleran förekommer mest i ett stråk av Uppsalaslätten, från Bälinge över Gamla Uppsala, Vaksala och ner mot Danmark. Dess utbredning är till stor del beroende på områdets topografi. Slättens kullar och berghällar, som låg under lerans sedimentationsgräns, täcktes efterhand av glacialleran, medan mycket lite glaciallera påträffas i högre belägna områden. På slättlandet och i djupare dalgångar och skrevor befinner sig glacialleran ofta på ca 20-30 meters djup och är täckt av postglaciala leror.

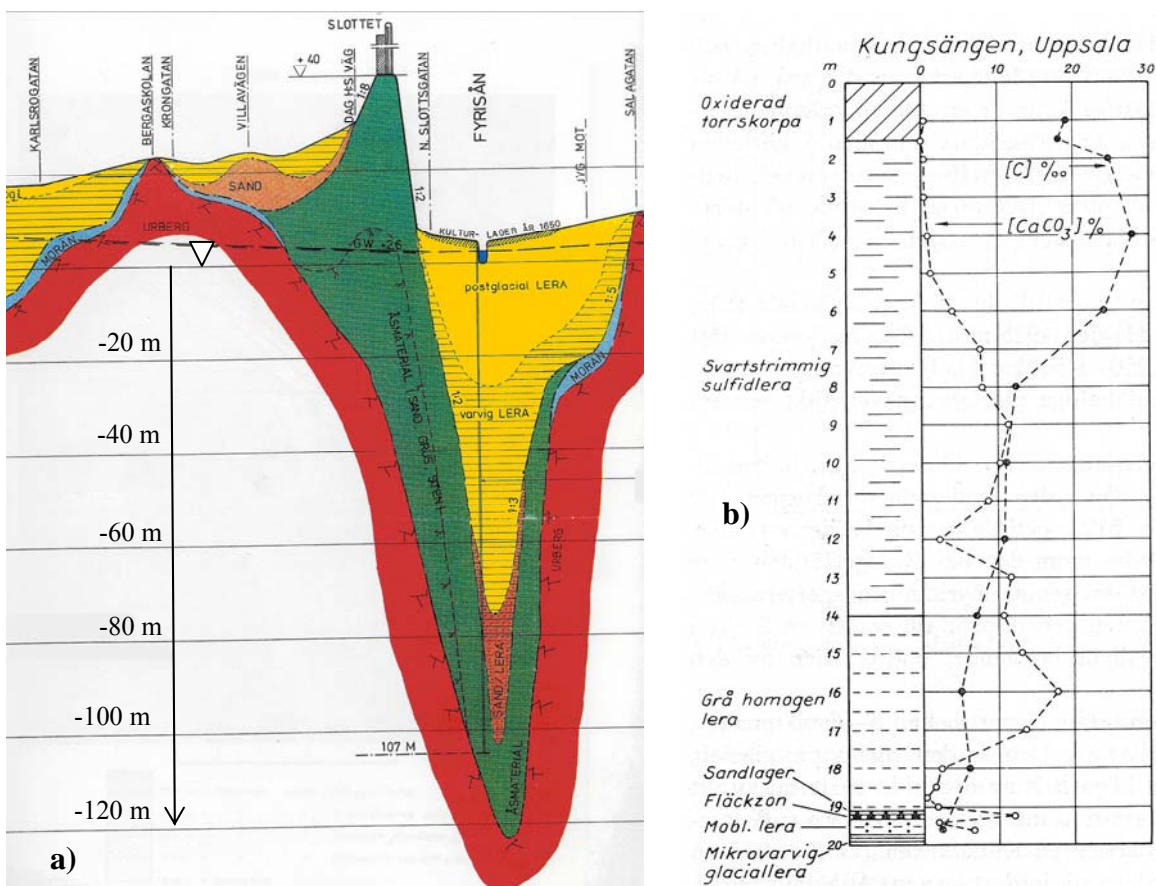
De postglaciala sedimenten i Uppsalatrakten har till största delen avsatts under Litorina- och Limnaeastadierna i Östersjöns utvecklingshistoria (Järnefors, 1958). Ofta delas dessa sediment upp i djupbottensediment, vanligen leror av olika styvhetsgrad som är avsatta på djupt vatten, och grundbottensediment, t ex svallgrus, sand och grovmo. Styva leror har en lerhalt (kornstorlek < 2µm) som överstiger 40 % (vanligtvis omkring 55-60 %) och har sedimenterat i djupt och lugnt vatten, tämligen avlägset från dåtida stränder. I slutna bassänger är de ofta utbildade i form av strimmiga eller varviga sulfidleror vilket indikerar en avsättning i ett rätt syrefritt vatten med riklig förekomst av mikroorganismer (se också 2.2.1). Gytjelera är en lera, vars organiska halt ligger mellan 3 och 6 viktsprocent. Den är den yngsta postglaciala leran och kännetecknas förutom av sin höga halt av organiskt material av att den vanligen är styv, samt att den i torrt tillstånd spricker sönder i små stycken eller gryn. På Kungsängen kan denna typ av lera förekomma fläckvis.

Det är i postglaciala leror som de högsta svavelhalterna finns och därför benämns dessa leror ofta sulfidleror. Utmed Norrlandskusten består de postglaciala sedimenten av något grövre material, framförallt silt, och här används istället ordet sulfidjordar.

2.1.3 Sammansättning

Större delen av Uppsala stad öster om Uppsalaåsen vilar på postglacial lera (figur 2a) och undersökningar utförda vid olika provtagningsplatser på Kungsängen visar att lerfraktionen (< 0,002 mm) ligger runt 50 % medan andelen silt- och sandmaterial kan variera mellan 30-40 % resp. 0-15 % beroende på avståndet från Uppsalaåsen (Wiklander & Hallgren, 1949; Kirchmann, 1991). I en omfattande studie av svenska odlingsjordar visar Wiklander &

Lotse (1966) att illit ($K_{0,7}[Si_{3,3}Al_{0,7}]Al_2O_{10}(OH)_2$ (Appelo & Postma, 1994)) är det dominerande mineralet i lerfraktionen, oavsett geografisk plats i landet och följs av de primära mineralen fältspat, kvarts samt lermineralet vermikulit. Öborn (1991) undersökte två jordar i mellersta Sverige som utbildats i sedimentär lera och Kirchmann (1991) studerade lera från Kungsängen, och båda meddelar liknande resultat avseende mineralogin. Illit, som enligt Gustafsson m.fl. (2003) räknas till de sekundära lermineralen, är glimmer som genom vittring förlorat en del fixerat K^+ och därigenom erhållit en ökad negativ laddning. Övergången mellan de två glimmertyperna biotit och muskovit å ena sidan och illit å andra sidan är dock flytande och det kan ibland vara svårt att identifiera den exakta sammansättningen. Samtliga är typiska för jordar där vittringen inte fortskridit så långt. En mer långvarig vittring kan sedan ge upphov till bildandet av vermikulit och smektit.



Figur 2 a) Ostvästligt tvärsnitt genom Uppsalaåsen i jämnhöjd med Islandsfallet och slottet (Lundin, 1988). Bilden är överförhöjd 20 gånger i höjdlid. **b)** Profil genom den postglaciala lagerföljden i Kungsängen, 500 m väster om Kungsängens gård (Järnefors, 1958).

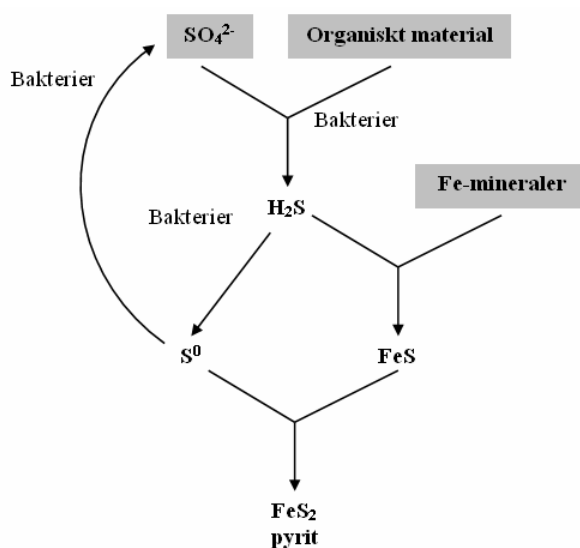
De studier som utförts i närheten av Uppsala är nästan uteslutande genomförda på Kungsängen. Härifrån redovisar t ex Järnefors (1958) en 20 m djup profil där den postglaciala lerans mäktighet uppgår till ca 19 m (figur 2b). Tillsammans med studier av Wiklander & Hallgren (1949) och Kirchmann (1991), visar denna undersökning på ett lågt innehåll av kalcit ($CaCO_3$) i de övre 3-4 metrarna (<1 %) och ett innehåll av organiskt

material på mellan 2 och 4 %. Svavlet kan vara bundet på olika sätt och Wiklander & Hallgren (1949) påvisade svavel i leran från Kungsängen som var bundet i sulfider, sulfat och till organiskt material. Totalsvavelhalten i den undersökta profilen uppgick till drygt 1 %. I fokus för denna studie är svavel i oxiderbara sulfider, antingen pyrit (FeS_2) eller monosulfider (t ex FeS) som vid exponering för luft och vatten kan generera syra. Ett flertal kemiska analyser av svavel- och kalkinnehåll har utförts på andra platser i Uppsala i samband med schaktningsarbeten och resultaten visar på en stor lokal variation.

2.2 JÄRNSULFIDER

2.2.1 Bildning av pyrit

Sedimentär pyrit (FeS_2) bildas i salt- eller sötvattensediment i närvaro av tvåvärt järn och vätesulfid (H_2S). Berner (1984) ger en översiktlig bild av reaktionsvägarna när det tvåvärda järnet härstammar från järnmineral i sedimenten (figur 3). Första steget är den bakteriella reduktionen av löst sulfat som ger upphov till H_2S . Sulfatreducerande bakterier använder sulfaten som elektronacceptor i samband med oxidation av organiskt material (Berner, 1984; Brady & Weil, 2002) och det organiska materialet utnyttjas som kol- och energikälla. Processen sker i frånvaro av syre i anoxiska sediment (anoxisk = fri från rent syre, syre bundet i andra föreningar, t ex SO_4^{2-}). En sådan miljö kan exempelvis uppkomma om tillgången på organiskt material som ska brytas ned är stor, eftersom nedbrytningen är en syrekrävande process. Löst syre som finns i vattnet konsumeras snabbt i de övre lagren av sediment på botten och resulterar i en syrefri miljö några centimeter ner i sedimentet. Reduktionen av sulfat som sedan sker av bakterier är en komplex process som innehåller många steg och kan sammanfattas enligt reaktion 1 (Berner, 1984).



Figur 3 Bildning av pyrit. Efter Berner (1984).

I reaktion 1 representeras det organiska materialet av formeln CH_2O . I marina sediment avsatta i syresatta bottenvatten finns det ofta tillräckligt med löst sulfat för att reaktionen

ska kunna ske. Istället är det tillgången på och reaktiviteten hos det avlagrade organiska materialet som begränsar bildandet av vätesulfid. Detta gäller inte bara som del i sulfatreduktionen utan också som del i uppkomsten av anoxiska miljöer i sedimenten. Resonemanget innebär att områden med hög produktion av lättnedbrytbart organiskt material och samtidigt snabb sedimentering ger möjlighet till större produktion av pyrit. I sötvattensediment är situationen inte densamma som i marina områden beroende på att halterna av sulfat är betydligt lägre än i salta havsvatten (Berner, 1984). Detta gör att det är tillgången på sulfat som begränsar bildandet av vätesulfid och därmed pyrit i sötvatten.

I den vidare processen reagerar H_2S med tvåvärt järn (Fe^{2+}) och genererar järnmonosulfider, en reaktion som sker i vattenlösning och vid neutralt pH (Morse m.fl., 1987). Det tvåvärda järnet finns antingen redan löst i porvattnet eller tillförs via upplösning av två- eller trevärda järnmineraller. En förutsättning för att tvåvärt järn ska existera i lösning är anoxiska förhållanden med låg redoxpotential (Stumm & Morgan, 1970). Den vidare omvandlingen av instabila järnmonosulfider till mer stabil pyrit kräver en oxidant och kan ske på två olika sätt enligt Rickard & Luther (1997). Det första alternativet är att järnmonosulfiden reagerar ytterligare en gång med löst H_2S där vätejonen används som elektronacceptor:



Den andra föreslagna reaktionsvägen är att pyrit bildas vid reaktion mellan järnmonosulfiden och i vattnet löst polysulfid, som innehåller elementärt svavel:



I detta fall är det elementärt svavlet i polysulfiden som används som elektronacceptor. Förhållandet mellan bildad FeS och FeS_2 beror enligt Boesen & Postma (1988) i stor grad på närvaron av SO_4^{2-} som påverkas av salthalten i vattnet. Oavsett vilken miljö som avses så är dock järnhalterna oftast tillräckligt höga för att inte ge någon begränsning. Om den lösta mängden Fe^{2+} är liten är det reaktiviteten hos järnmineralen i marken som påverkar mängden pyrit som bildas. Framförallt är det järnoxider som kan reagera och dessa förekommer ofta som rostavlagringar på andra mineralkorn. I kalkrika sediment kan det däremot finnas otillräckliga mängder med oxider för att en pyritbildning ska kunna ske.

2.2.2 Förekomst av sulfider

Enligt Sohlenius & Öborn (2003) förekommer järnsulfiderna i Norrbotten mestadels som järnmonosulfider (FeS) medan pyrit dominerar bland sulfidmineralerna i Mälardalen och längs Östersjökusten. En anledning till den högre andelen monosulfider utmed Norrlandskusten föreslås vara att sulfiderna i norr avsatts i vatten med lägre salthalt (och därmed lägre sulfathalt) jämfört med sediment längre söderut. I sediment som avsatts under Litorinatiden dominerar vanligtvis pyrit, vilket är fallet i Mälardalen. Sulfidhaltiga sediment är ofta mer eller mindre svartfärgade av järnmonosulfid (FeS), även där sulfidinnehållet domineras av pyrit (FeS_2).

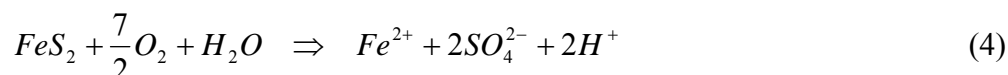
Troligtvis är inte de sulfidhaltiga sedimenten bundna till en viss nivå över havsytan utan istället till sådana områden där bildningsmiljön varit gynnsam för bildandet av sulfidmaterial (Sohlenius m.fl., 2004). I områden som tidigare varit långgrunda skyddade vikar och fjärdar har stora mängder organiskt material kunnat ackumuleras och lett till syrebrist och bildandet av sulfidmineral. I Mälardalen sammanfaller därför utbredningen av sulfidhaltiga sediment med områden som på jordartskartor karterats som gyttjelera. Längs Norrlandskusten förekommer sulfidmineral främst i gyttjiga siltsediment, ibland överlagrade av älv- eller svallsediment.

2.3 RISKER MED SULFIDLEROR

Nedan och i den fortsatta rapporten fokuseras främst på de kemiska riskerna med sulfidlera, men problemen med dess sprickbenägenhet och undermåliga stabilitetsegenskaper berörs i kap 2.3.4. Den största kemiska risken med sulfidleror och övriga sulfidhaltiga sediment och material är dess förmåga att oxidera och ge kraftigt försurat lakvatten. Naturlig försurning kan ske på flera olika sätt men enligt Appelo & Postma (1994) är oxidationen av pyrit i reducerande sediment (t ex som ett resultat av sänkning av grundvattenytan) en av de starkaste syraproducerande reaktionerna i naturen. Därför ges nedan en beskrivning av oxidationsförloppet samt vilka följder detta kan få för en jord innehållande sulfidhaltiga sediment.

2.3.1 Oxidation av sulfider

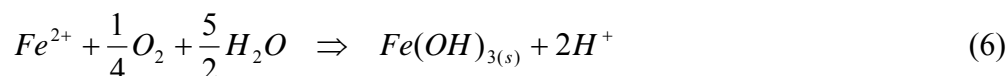
Oxidationen av järnsulfider (här nedan representerade av pyrit) är en komplicerad process som inkluderar flera olika typer av reaktioner. Enligt t ex Höglund & Herbert (2004) kan den dock sammanfattas med reaktion 4.



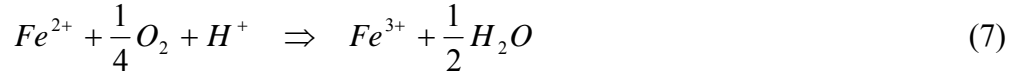
Motsvarande oxidationsprocess för järnmonosulfider kan skrivas som reaktion 5 och genererar inte någon surhet om förhållandet mellan Fe och S i sulfidmineralet är 1:1 (Höglund & Herbert, 2004):



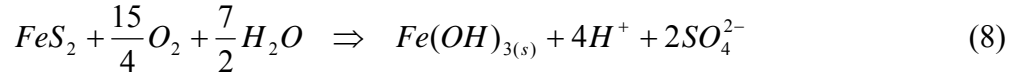
Oxidationen av pyrit enligt ekvation 4 kräver alltså tillgång till syre (luft) och vatten och en mol pyrit ger enligt denna reaktion upphov till två mol protoner. I normala syresatta förhållanden är dock inte det tvåvärda järnet stabilt utan oxiderar vidare och faller ut som mer svårlöslig järn(III)hydroxid (Nordstrom, 1982):



Om oxidationen sker i sur miljö, sker enligt Nordstrom (1982) följande reaktion:



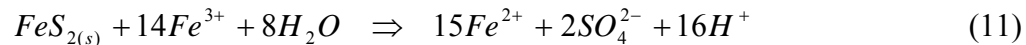
Reaktion 4 och 6 kan slås ihop till reaktion 8:



Reaktion 8 visar på det fall då oxidation av pyrit ger upphov till störst försurningsverkan. En mol pyrit ger här upphov till fyra mol vätejoner (syraekvivalenter).

Vid reducerande förhållanden då lufttillförseln är dålig och syretrycket är lågt, strävar syret efter att oxidera de mest lättoxiderade föreningarna (Höglund & Herbert, 2004). I detta fall resulterar det i att oxidationen av svavel i pyrit enligt reaktion 4 prioriteras medan oxidationen av Fe^{2+} uteblir. Det tvåvärda järnet som genereras lakas istället ur och bidrar till den s.k. *latent aciditeten* (reaktion 6, se också 2.3.2).

Oxidationen av pyrit leder, om buffrande mekanismer saknas, till allt surare förhållanden (Nordstrom, 1982). När pH sjunkit till runt 4,5 avstannar oxidationen av Fe^{2+} samtidigt som Fe^{3+} blir mer löslig och kan fungera som oxidationsmedel åt pyrit:



Då pH-värdet fortsätter sjunka ökar inverkan av trevärt järn och vid mycket låga pH (≤ 3) är Fe^{3+} den viktigaste elektronacceptorn. Moses m.fl. (1987) uppskattade inverkan av Fe^{3+} som dubbelt så stor som syre vid låga pH. I denna sura miljö sker oxidationen av pyrit (reaktion 11) dessutom snabbare än oxidationen av järn (reaktion 7) vilket leder till att pyriten kommer reducera all Fe^{3+} till Fe^{2+} och reaktionen avstannar (Nordstrom, 1982).

Ovanstående reaktioner har undersökts mycket i laboratorieexperiment (Höglund & Herbert, 2004) men i naturen kan inverkan av mikroorganismer spela en viktig roll. Enligt Nordstrom & Southam (1997) är sambandet mellan mikroorganismer och oxidation av pyrit och bildandet av surt lakvatten från gruvavfall känt sedan länge. Det började med upptäckten av mikrober som kan utnyttja oorganiska föreningar som energikällor lika bra som organiska ämnen. Ett exempel på dessa mikrober är den syraälskande arten *Acidithiobacillus ferrooxidans* som har blivit en av de mest studerade och är huvudaktören i samband med oxidation av sulfidmineraler. Att bakterierna är syraälskande innebär att de framförallt lever i sura miljöer. Enligt Nordstrom (1982) erhålls en optimal tillväxt kring pH 2-3, men de kan överleva upp till pH 6-7. *A. ferrooxidans* kan i miljöer som innehåller järn enbart ta sin energi genom att oxidera Fe^{2+} till Fe^{3+} men katalyserar också oxidationen av pyrit enligt reaktion 4 och 11 (Höglund & Herbert, 2004). Under inverkan av *A. ferrooxidans* kan oxidationen med Fe^{3+} (reaktion 11) öka med upp till en miljon gånger.

Oavsett vilken mikroorganism det handlar om så måste en bakteriell oxidation av svavel och järn vara termodynamiskt möjlig för att inträffa i t ex gruvavfall (Höglund & Herbert, 2004) och syretillgången är viktig oavsett ifall oxidationen sker abiotiskt eller biotiskt. Vid

förhållanden med låga syrehalter i jorden kommer sulfidoxidationen att bestämmas av syretillgången och den mikrobiella aktiviteten blir mindre viktig i sammanhanget.

2.3.2 Latent aciditet

Som nämnades i föregående avsnitt kan en dålig syretillgång i samband med oxidation av pyrit leda till att det genererade tvåvärda järnet förblir i sitt reducerade tillstånd. Enligt Höglund & Herbert (2004) kommer lakvattnet då att karakteriseras av höga halter av Fe^{2+} och SO_4^{2-} tillsammans med metaller (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} och Mg^{2+}) från vittringen av karbonater och lermineral (silikatmineral). Oxidationen av det tvåvärda järnet kan dröja ända till dess lakvattnet kommer i kontakt med atmosfärens syre via något ytvatten, t ex ett dike eller vattendrag. Järnet hydrolyseras och fälls ut som rödfärgad järn(III)hydroxid (reaktion 6) och i samband med denna reaktion frigörs också den s.k. latent aciditeten i form av två protoner. Eftersom detta försurningstillskott genereras först *efter* det att lakvattnet lämnat den sulfidhaltiga jordmassan är det inte materialets inneboende neutralisationskapacitet som är intressant utan *recipientens* förmåga att neutralisera den uppkomna syrastöten. Buffringsprocesser i form av vittring av primära mineral kan också generera tvåvärt järn (och vid sura förhållanden även löst aluminium) vilket ökar den latent aciditeten och därmed också belastningen på aktuell recipient.

2.3.3 Sura sulfatjordar - ökad metallrörlighet

Den försurande effekten av oxidationen av pyrit har också studerats i samband med grundvattensänkning i områden där sulfidhaltiga sediment är vanliga (se kap 2.1). Framförallt beror sänkningen på två orsaker; landhöjning och/eller kraftig utdikning. Enligt Van Breemen (1982) erhålls en ansevärd försurning till följd av oxidation av pyrit först efter att grundvattenytan befunnits under sulfidhaltiga sediment i flera veckor eller längre tid, men god tillgång till syre kan göra att oxidation av 0,5 % pyrit-S leder till en sänkning av pH från 7 till 4 på en månad. Normalt är dock oxidationen i fält betydligt långsammare, bland annat beroende på en långsammare diffusion av syre in i den våta leran.

De jordar som uppstår vid sulfidoxidationen uppvisar pH-värden mellan 2 och 4 och benämns därför *sura sulfatjordar*. De sura förhållanden som uppstår leder ofta till ökat läckage av metaller vilket iakttagits på flera platser. Sohlenius & Öborn (2003) studerade 12 jordprofiler från provtagningsplatser belägna i områden där sura sulfatjordar utvecklats. I övergången mellan oxiderad och reducerad jord erhöles höjda halter av Al, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, vilket tyder på ökad löslighet av dessa. Mobiliseringen antogs vara en följd av vittring av silikatmineral (se 2.4.2), medan den oxiderande pyriten inte bidrog med läckande metaller i någon större omfattning. Problemet med sura sulfatjordar till följd av sänkta grundvattenytor (främst genom omfattande dikning) finns även i Finland, och då huvudsakligen i kustområdena. Åström (2001) studerade hur metallkoncentrationer varierade i ett vattendrag som dränerar områden med sura sulfatjordar under olika hydrologiska förhållanden. Efter en torr period under sommaren togs prover vid höga flöden under hösten. Förhöjda koncentrationer i vattendraget konstaterades för framförallt Ni, Co, Cd och Zn men även för Al, Cu och Mn. Ökade halter erhöles även för SO_4^{2-} vilket är ett tecken på att oxidation av pyrit har inträffat.

2.3.4 Sprickbildning i samband med uppläggning

Sulfidhaltig lera (och lera i allmänhet) har en tendens att spricka sönder vid uttorkning. Denna sprickbildning ger en ökad syrenedträngning och medför att en större yta exponeras för luft och nederbörd som ger upphov till oxidation av sulfider. I syfte att undersöka omfattningen av sprickbildning besöktes under denna studie två platser där sulfidhaltig lera upplagts, Vedyxa och Hovgården.

I Vedyxa ligger en ballastdeponi för inerta massor där sulfidhaltiga leror togs emot i samband med schaktning vid uppförandet av Musikens hus (kvarteret Gerd) i Uppsala. Vid besöket hade lerorna legat på platsen i några månader, och vissa delar var övertäckta med andra massor. På ytan hade en tydlig sprickbildning skett med upp till några centimeter breda sprickor. Sprickbildningens djup var svårt att avgöra, men uppskattades till minst någon meter. Vid schaktningen kunde leran liknas vid skokräm men efter några månader av exponering av luft och nederbörd hade leran torkat och tydliga aggregat i olika storlek formats. En undermålig invallning tillsammans med kraftigt regnande gav under sommaren upphov till ett skred av lermassorna (figur 4).



Figur 4 Sprickbildning (första bilden) och skred i samband med uppläggning vid Vedyxa.

Uppläggningsen på Hovgården, Uppsala kommuns deponi, var betydligt mindre i sin omfattning, men även här var aggregatbildningen tydlig. Gulröda rostutfällningar i leran tyder också på en god lufttillgång. I samband med uppläggningsen placerades dränrör under leran för att få möjlighet att undersöka ett eventuellt lakvattens egenskaper. Något lakvatten har dock inte erhållits i rören, förmodligen på grund av lerans täthet och låga hydrauliska konduktivitet.

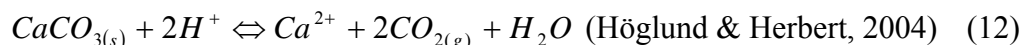
2.4 NEUTRALISATION AV UPPKOMMEN SURHET

Ett jordmaterials förmåga att buffra mot en uppkommen surhet (t ex till följd av oxidation av sulfider) beror till stor del på dess mineralogi. Det beror på att de mineral som finns i marken ständigt undergår en omformning genom inverkan av vatten och de komponenter som är lösta däri (Gustafsson m.fl., 2003). I de olika processerna konsumeras ofta vätejoner medan baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} eller K^{+}) tillförs vattnet. Enligt Pons m.fl. (1982) beror den syraneutraliserande kapaciteten hos ett jordmaterial på mängden utbytbara baser och

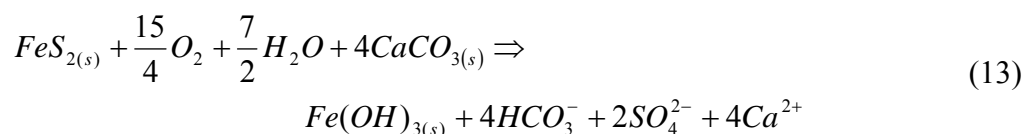
innehållet av karbonater och lättvittrade silikater. Höglund & Herbert (2004) påpekar att balansen mellan syraproducerande och syrakonsumerande reaktioner är viktiga eftersom tillgängligheten och rörligheten hos flera metaller är starkt beroende av pH-värdet i materialet. I ett jordmaterial kan det finnas flera inneboende buffringsmekanismer. Några exempel som förklaras översiktligt nedan är vittring av kalcit, vittring av primära mineral och buffring från sekundära mineral. Dessutom ges en bakgrund till begreppet NNP, nettoneutralisationspotential, som används i flera sammanhang för att bestämma ett materials förmåga att på egen hand buffra mot en försurning.

2.4.1 Vittring av karbonatmineral

Den snabbaste buffringsmekanismen i marken ges av upplösning av karbonater. I våra svenska jordar återfinns oftast karbonater i form av kalcit (CaCO_3), men kan också vara bundet till magnesium eller järn (Höglund & Herbert, 2004). Om jorden innehåller tillräckliga mängder karbonat är en uppkomst av surt lak- och grundvatten mindre trolig (Appelo & Postma, 1994). Den kemiska reaktionen vid upplösningen av karbonat får representeras av kalcit:



Mer specifikt, om oxidation av pyrit är den försurande processen, kan buffringen med kalcit antas ske enligt Holmström m.fl. (1999):



I ovanstående reaktion antas att järnet i pyrit fälls ut som järnhydroxid och att bildad koldioxid enligt reaktion 12 reagerar med vatten och bildar bikarbonat:

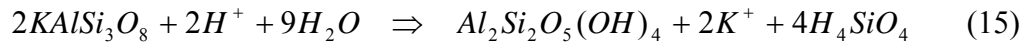


Om buffringen med kalcit skulle upphöra (när kalciten tar slut) och pH sjunker kraftigt kan den erhållna järnhydroxiden åter upplösas (se nedan). Om buffringen sker i sur miljö kommer reaktion 14 att vara försumbar och buffringsreaktionen kräver enbart 2 mol CaCO_3 vid neutralisation av 1 mol pyrit.

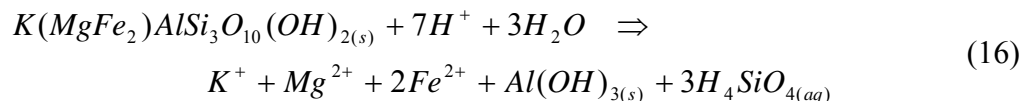
2.4.2 Vittring av primära mineral (silikater)

Upplösning av primära mineral (t ex fältspat och glimmer) är en långsammare process än vittringen av kalciumkarbonat (kalcit), men i sediment som saknar karbonatmineral är silikatvittring den viktigaste buffringsmekanismen mot försurning (Appelo & Postma, 1994). Den buffrande kapaciteten är också mycket större än t ex katjonbyte som beskrivs nedan (Höglund & Herbert, 2004). Vid vittringen konsumeras ofta vätejoner medan baskatjoner och kisel tillförs vattnet (Gustafsson m.fl., 2003). I de flesta fall påskyndas vittringen av ett lågt pH. I samband med upplösningen av silikaterna bildas

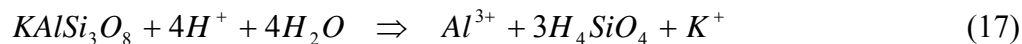
vittringsprodukter, så kallade sekundära mineral, som antingen kan bestå av ”förändrade” primära mineral eller helt nya mineralfaser. Ett exempel på ovanstående är vittringen av kalifältspat, en reaktion som genererar det sekundära mineralet kaolinit, $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$, och samtidigt har en buffrande effekt (Appelo & Postma, 1994):



Ett annat exempel är biotit (glimmer) som liksom kalifältspat kan ge upphov till kaolinit eller aluminiumhydroxider enligt Höglund & Herbert (2004):



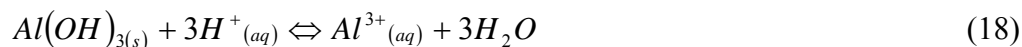
I vissa fall, vid mycket låga pH-värden, bildas inga sekundära mineral (Gustafsson m.fl., 2003). Detta beror på att dessa inte är termodynamiskt stabila i den sura miljön. Vittringen av kalifältspat ser då ut som:



I de två sista reaktionerna sker en utlakning, förutom av baskatjoner, även av tvåvärt järn och trevärt aluminium. Vilka joner som frigörs vid vittringen beror på vilket mineral som löses upp och i vilken miljö vittringen sker.

2.4.3 Buffring från sekundära mineral

Genom vittringen av primära mineral bildas alltså s.k. sekundära mineral som vittringsprodukter (Gustafsson m.fl., 2003). Detta är små partiklar som återfinns i lerfraktionen och således ofta benämns ”lermineral”. Man brukar skilja på två olika typer av sekundära mineral; oxider och oxidliknande ämnen respektive aluminiumsilikater. Ofta inskränks ordet lermineral till att enbart gälla för aluminiumsilikaterna. Bland oxiderna märks framförallt olika järn- och aluminiumoxider. Om oxider är närvarande i jorden kan vid sänkning av markens pH en syrakonsumerande upplösning ske av dessa (Höglund & Herbert, 2004; Gustafsson m.fl., 2003). Upplösningen av t.ex. gibbsit (reaktion 18) hindrar pH att falla ytterligare men genererar en ökad koncentration av aluminium som i sjövattnen kan störa fiskars reproduktion (Gustafsson m.fl., 2003). Det lösta aluminiumet kan också reagera med utbyteskomplex och generera ökade koncentrationer av andra katjoner i lösningen (Appelo & Postma, 1994).



Oxider kan även buffra mot en pH-sänkning genom variabla laddningar som utvecklas på dess ytor (Gustafsson m.fl., 2003). Laddningarna är pH-beroende och kan vid lågt pH binda till sig protoner och därmed ge en begränsad neutralisationseffekt.

Den andra typen av sekundära mineral, lermineralen eller aluminiumsilikaterna, är enligt (Gustafsson m.fl., 2003) uppbyggda av horisontella skikt eller lager som både vatten och utbytbara katjoner kan tränga in emellan. Ofta har lermineralen permanenta negativa laddningar på sina ytor, vilka neutraliseras genom att olika katjoner adsorberas till ytan. I svenska jordar sker adsorption av framförallt Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Al^{3+} och H^+ eftersom de är mest frekvent förekommande. Vid en pH-sänkning blir fler och fler protoner frigjorda och kan konkurrera bort baskatjoner från jonbytespositionerna och en buffrande verkan erhålls.

Appelo & Postma (1994) skriver att alla ytor i jorden har möjlighet att fungera som adsorbenter, men den s k katjonbyteskapaciteten (eng. CEC = cation exchange capacity) är störst hos material med en större specifik yta. I våra svenska jordar finns framförallt tre olika slags partikelytor med hög specifik yta, nämligen lermineral, oxidtytor och humusämnen (Gustafsson m.fl., 2003). Grövre partiklar som sand har en mycket liten yta och är därför mindre intressanta i sammanhanget.

2.4.4 Förbrukning av syraneutraliserande förmåga

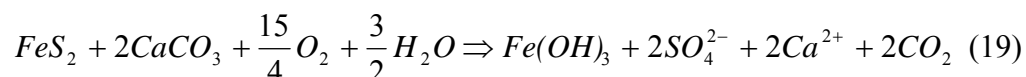
Höga pH som orsakas av upplösning av karbonatmineral leder till utfällning av sekundära metallkarbonater och hydroxider (Höglund & Herbert, 2004). När de primära mineralen börjar ta slut, sjunker pH och buffras vid successivt lägre pH-värden genom återupplösning av de sekundära mineralen. Parallellt upplöses aluminiumsilikater vilket också ger en konsumtion av syra samt utsläpp av baskatjoner.

Vittringshastigheter skiljer sig mycket mellan olika mineralgrupper, vilket påverkar om en uppkommen surhet hinner neutraliseras eller inte (Höglund & Herbert, 2004). Till exempel så upplöses kalcit tre gånger så snabbt som pyrit, även vid mycket god syretillgång. Vid dessa förhållanden upplöses i sin tur pyrit tre gånger så snabbt som aluminiumsilikater. Detta skulle innebära att om pyrit och kalcit är tillgängliga i samma omfattning, så kommer upplösning av kalciten att neutralisera den syra som bildas från vittring av pyriten. Om kalciten skulle ta slut erhålls förmodligen en sänkning av pH eftersom upplösningen av aluminiumsilikaterna är för långsam för att konsumera all syra.

2.4.5 Bestämning av NNP – nettoneutralisationspotentialen

Som vi sett ovan är det inte bara ett materials försurningspotential som är viktig i sammanhanget. Dess förmåga att neutralisera surhet är av betydelse eftersom den avgör om en försurande reaktion leder till ett lägre pH eller inte.

En metod att undersöka försurningspotential (här kallat AP efter acidification potential) och neutralisationspotential (NP) hos ett material är ABA (Höglund & Herbert, 2004). ABA står för acid-base accounting och syftet med metoden är att uppskatta balansen mellan den syraproducerande och buffrande potentialen i materialet. I ABA uttrycks AP och NP i kg CaCO_3 per ton material. AP motsvarar den mängd CaCO_3 som krävs för att neutralisera surhet som producerats genom i detta fall oxidation av pyrit. Följande reaktionsformel (i något sur miljö) gäller för buffring med CaCO_3 :



NP och AP kan uppskattas direkt från kemiska analyser av materialet och nettoneutralisationspotentialen (NNP) bestäms sedan som skillnaden mellan NP och AP. Hos ett ämne där $NNP > 0$ borde produktionen av syra kompenseras av neutralisation, t ex genom upplösning av kalcit. En $NNP < 0$ innebär att syraproduktionen överstiger materialets buffrande förmåga och att en fortsatt oxidation av pyrit, när all kalcit är förbrukad, leder till sura förhållanden. Höglund & Herbert (2004) påpekar att det är viktigt att komma ihåg att NNP inte nödvändigtvis beskriver de rådande tillstånden i en jord men ger en fingervisning om den potentiella inverkan av ett material.

Det erbjuds flera olika metoder för att bestämma ett jordmaterials neutralisationspotential, NP. Det huvudsakliga målet med dessa är att få en uppskattning av innehållet av buffrande kalk i jorden varefter NP erhålls via ekvation 20.

$$NP \text{ (kg } CaCO_3 \text{ / ton material)} = \text{Innehåll av } CaCO_3 \text{ (vikt \%)} \cdot 10 \quad (20)$$

Bestämning av kalkhalten kan sedan ske på olika sätt och två av dessa har undersökts i arbetet. Med Passons apparat erhålls direkt en uppskattning av kalkhalten genom mätning av volymen koldioxid som avgår när kalk i jordprovet får reagera med saltsyra. Eftersom karbonatkol betraktas som oorganiskt kol, kan en bestämning av ett jordmaterials totala kolhalt och halt organiskt kol ge en uppskattning av mängden karbonat i provet. Karbonatkol blir då skillnaden mellan totalhalt och mängden organiskt kol.

NP kan också erhållas genom bestämning av jordprovets neutraliserande förmåga. Dessa metoder ger alltså inte jordens kalkhalt och en jord med enbart försurande egenskaper kan därför ge ett negativt analys svar. Ett analysföretag analyserar ”kalkverkan som CaO”, och använder en metod som bygger på en analys ursprungligen avsedd för gödsel- och jordförbättringsmedel (Kungl. Lantbruksstyrelsen, 1950). Bestämning av neutralisationspotentialen kan också ske enligt Sobek (1978), en analys som refereras på Internet (EnviroMine, 2005a). Den här metoden har bl.a. använts vid undersökning av anrikningssand från gruvdrift (Friis, 2000) och används också av ett analysföretag i Sverige.

Den enklaste metoden att bestämma försurningspotential, AP, är att utgå från totalhalten svavel, förslagsvis bestämd hos något ackrediterat laboratorium. Från denna halt kan AP tas fram genom ekvation 21.

$$AP \text{ (kg } CaCO_3 \text{ / ton material)} = \text{svavelinnehåll (vikt \%)} \cdot 31,25 \quad (21)$$

I ovanstående antas all svavel föreligga som pyrit och dessutom antas all pyrit oxidera fullständigt, d v s varje mol pyrit ger upphov till fyra mol vätejoner (se avsnittet om oxidation). En annan ansats är att analysera leran för TRIS (totalt reducerbart oorganiskt svavel). Jämfört med totalhalten svavel tar inte denna analys hänsyn till svavel bundet till organiskt material samt sulfatsvavel. Båda dessa metoder har använts i studien och tillvägagångssätt redovisas mer ingående i avsnitt 3.3.4.

2.5 JURIDISKA ASPEKTER PÅ HANTERING AV SCHAKTMASSOR

Ovanstående avsnitt har bl a syftat till att ge en teoretisk bakgrund till olika markprocesser som kan påverka resultatet av en studie av sulfidleror. Eftersom problemet med sulfidleror uppkommer vid hantering av schaktmassor, kan det vara på sin plats med en kortare översyn av de bestämmelser som gäller i samband med avfallshantering.

Enligt 1§, 15 kap Miljöbalken (SFS 1998:808) avses med avfall ”varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”. Detta är en definition som stämmer in på schaktmassor som uppkommer i samband med byggen av olika slag och schaktmassor klassas därför som avfall. En lämplig avfallskod för schaktmassor är 17 05 04 som står för jord och sten som ej innehåller farliga ämnen (Bilaga 2 till Avfallsförordning, SFS 2001:1063). Om massorna betraktas som farliga används hellre avfallskod 17 05 03*, där asterisken indikerar innehåll av farliga ämnen.

Då schaktmassorna väl har klassats som avfall för producenten återstår att avgöra hur de ska hanteras. Först bör hänsynsreglerna 2-6§§, 2 kap Miljöbalken tillämpas och då framförallt 5§ som manar avfallsproducenten att utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning. Det kan handla om att använda massorna som täckmassor eller byggmaterial. Som alltid när hänsynsreglerna tillämpas måste dock rimligheten i kraven tas i beaktande (7§, 2 kap Miljöbalken). Om återvinning eller återanvändning inte är möjlig att genomföra återstår att deponera schaktmassorna. Enligt nya bestämmelser från 16/7 2005 ställs krav på att ”avfall som deponeras ska ha genomgått en grundläggande karakterisering” (4§, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10) med ändringsföreskrift NFS 2005:9, nedan kallade NFS 2004:10). Här ska enligt föreskrifterna bland annat finnas uppgifter om avfallets sammansättning och utlakningsegenskaper. Karakteriseringen, som ska genomföras av producenten, ska också innefatta en kontroll av om och i så fall hur avfallet kan materialåtervinnas eller återvinnas.

Uppgrävda sulfidleror har i samband med schaktningarna inför bygget av Musikens hus i Uppsala bedömts som ”inert avfall”. Benämningen inert avfall definieras i 3§ Förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall och i definitionen står bland annat att ”den totala lakbarheten och det totala föroreningsinnehållet i avfallet samt ekotoxiciteten hos lakvattnet skall vara obetydliga och får inte äventyra kvaliteten på yt- eller grundvatten”. Om schaktmassorna anses vara ”inert avfall” som kan användas för byggnadsändamål i deponier, restaurering eller i mark-, väg- eller utfyllnadsarbeten krävs ingen grundläggande karakterisering (4§, 2p Förordningen om deponering av avfall), men fortfarande gäller att kunna påvisa att materialet är inert.

I NFS 2004:10 regleras vidare hur den grundläggande karakteriseringen ska genomföras, vilka parametrar som ska analyseras och här finns även angivet vilka metoder som bör användas vid t ex provning av avfallets urlakningsegenskaper (15-16 §§). Här ges också gränsvärden för utlakning från avfall som ska tas emot vid deponier för inert, icke-farligt eller farligt avfall. Gränsvärdena bygger på att en punkt 20 m (inert) respektive 200 m (icke-farligt) från deponin ska klara gällande dricksvattenkriterier (Wadstein, pers. medd.,

2005). En schaktmassa, i denna studie i form av sulfidlera, klassas alltså som avfall vars egenskaper i de flesta fall bör undersökas för att ge en grundläggande karakterisering av materialet. Bland annat ska laktest genomföras för att avgöra utlakningsegenskaperna.

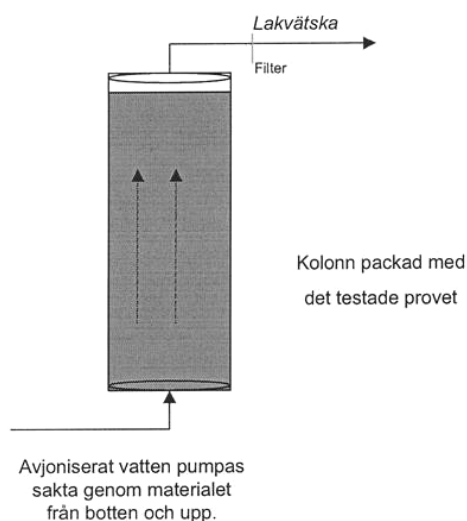
2.6 LAKTESTER OCH FUKTKAMMARFÖRSÖK

Vid val av lämpligt laktest skriver Wadstein m.fl. (2002) att materialets egenskaper måste tas i beaktande. Faktorer som påverkar valet är t ex syftet med karakteriseringen, förhållanden som materialet kommer att befinna sig i och hur materialet ser ut (heterogenitet, kornstorlek osv.). För att få en samlad bild av materialets lakningsbenägenhet behöver ofta två eller flera lakmetoder användas, eftersom olika lakmetoder ger olika resultat. I NFS 2004:10 föreskrivs två olika laktester (perkolationstest och skaktest) vars metodik behandlas medan. I den här studien genomfördes en annan variant på laktest (se kapitel 3), och genomgången syftar därför till att fungera som ett underlag för vidare diskussion kring val av testmetod. Om de nämnda metoderna inte skulle vara tillämpliga på avfallet ska enligt föreskrifterna användas en metod där ”kemisk jämvikt avses uppnås mellan avfall och lakvatten” (3 stycket, 15§, NFS 2004:10).

Laktester utförs därför relativt ofta för att undersöka lakningsegenskaperna hos restmaterial. Exempelvis så utförde Kälvesten (1996) inom ramen för sitt examensarbete laktester på naturliga vägbyggnadsmaterial såsom bergkross, grus och moränjord. Bl a genomfördes tillgänglighetstest, kolonntest och skaktest och syftet med studien var att ta fram lakningsegenskaperna hos ett antal referensmaterial. I samband med nysträckning av E4 förbi Uppsala utfördes i maj 2003 laktester på sulfidhaltiga leror som skulle användas för modulering av park- och rekreationsmark. Metoden som användes var tvåstegs skaktest och resulterade i små mängder utlakade metaller. Utlakade mängden svavel (sulfat) var dock högre än uppsatta gränser för inert avfall (NFS 2004:10).

2.6.1 Perkolationstest prCEN/TS 14405

Detta är ett kolonntest som enligt föreskrifterna ska användas vid undersökning av avfall som ”genereras regelbundet” men också för avfall som uppkommer mer sällan (NFS 2004:10). I kolonntest efterliknas processen då regnvatten filtreras genom materialet, dock med större genomströmningshastighet (Wadstein m.fl., 2002). Testet ger en bild av utlakningsförloppet på kort och medellång sikt hos ett lufttorkat prov som krossats till rätt partikelstorlek och lakas i en kolonn där L/S-kvoten (vatten/fastfas) ökas kontinuerligt genom sakta inpumpning av avjoniserat vatten. Testet tar en till två månader att genomföra och är lämpligt för oorganiska avfall som kan krossas, t ex bottenaskor, sand, och slagg. Metoden är inte lämplig för mycket tät material, t ex lera och vissa flygaskor.



Figur 5 Översikt perkolationstest (Wadstein m.fl., 2002).

2.6.2 Skaktest SS-EN 12457-3

Skaktest är en förenklad lakttest som är billigare och snabbare än kolonntest och ger utlakbarhet eller tillgänglighet av olika ämnen under rådande testförhållanden (Wadstein m.fl., 2002). Skaktest SS-EN 12457-3 är ett tvåstegs skaktest där ett lufttorkat prov skakas med avjoniserat vatten i två steg. Först sker skakning i sex timmar när vatten och fastfas har en L/S-kvot på 2 l/kg. Därefter filtreras provet och skakas sedan med nytt avjoniserat vatten i 16 timmar vid en L/S-kvot på 8 l/kg. Precis som perkolationstest passar skaktestet för oorganiskt avfall och material som kan krossas. Metoden rekommenderas dock inte för mycket täta material, t ex lera.

2.6.3 Tillgänglighetstest

Ett tillgänglighetstest beskriver den potentiellt utlakbara mängden, dvs den mängd som totalt kan laka ut då kornstorlek, alkalinitet, koncentrationsskillnader eller tid inte begränsar utlakningen (Wadstein m.fl., 2002). Testet är relativt snabbt och anger lakbarhet på lång sikt. Ofta används tillgänglighetstest tillsammans med kolonntest eller tvåstegs skaktest. I Wadstein m.fl. (2002) beskrivs två olika typer av tillgänglighetstest där så kallad *oxiderad tillgänglighetstest* innebär att analysen sker i en konstant oxiderad miljö genom tillsats av väteperoxid. I övrigt bygger metoden på att ett torkat och nedkrossat prov blandas med vatten i två steg mellan vilka provet filtreras. Under första steget hålls pH kring 7 och under det andra steget justeras pH kontinuerligt till 4. Tillgänglighetstest finns inte med i Naturvårdsverkets föreskrifter men kan användas som kontrolltest av främst homogena material. Jennings m.fl., (2000) undersökte produktionen av syra från olika sulfidmineral genom att låta oxidation ske med väteperoxid under 72 timmar. Av undersökta mineral genererade pyrit den största mängden syra och löst svavel.

2.6.4 Fuktkammarförsök

Då lakttester på material ger någon form av ”värsta fallet” avseende syraproduktion och metalläckage är s.k. fuktkammarförsök ett alternativ där syftet är att i laboratorieskala efterlikna naturliga geokemiska vittringsprocesser. Medan lakttest kanske ger den potentiella maximala urlakningen ger fuktkammarförsök ett mer ”troligt resultat”. Eventuella vittringsprocesser kommer att ta längre tid i ett fuktkammarförsök än i ett luftat lakttest, men förmodligen nås i stort sett samma slutresultat efter mycket längre tid. Några exempel där fuktkammarförsök har använts för att undersöka riskerna med sulfidhaltig anrikningssand, som är en rest från gruvdrift, redovisas av Friis (2000) och Holmström m.fl. (1999). Försöken bedrivs i slutna kärl och körs ofta i sjudagarscykler där torr luft i tre dagar varvas med fuktig luft i tre dagar. Den sjunde dagen spolvas provet med vatten som analyseras. Friis (2000) utförde sitt försök i sexton veckor.

I den här studien har inte fuktkammarförsök genomförts, utan fokus har legat på att genomföra ett långvarigt lakttest och utföra en riskanalys utifrån resultaten från detta. Projektets tidsbegränsning har också varit en bidragande faktor, eftersom fuktkammarförsök kan kräva lång tid för att uppvisa några användbara resultat (US EPA, 1994).

2.7 BAKGRUND TILL RISKANALYS

Uppsala står inför flera större byggprojekt, där förmodligen stora mängder schaktmassor kommer att genereras. En del av dessa massor kommer att innehålla sulfidleror och på grund den negativa miljöpåverkan som dessa kan ha är det av intresse att ha ett underlag som belyser och rangordnar de risker som finns. Att definiera vilka kemiska analyser som bör genomföras för att säkerställa riskerna är också av vikt för både byggherrar, entreprenörer och tillsynsmyndigheter. Ett gemensamt underlag skulle underlätta hanteringen av sulfidhaltiga schaktmassor för alla parter.

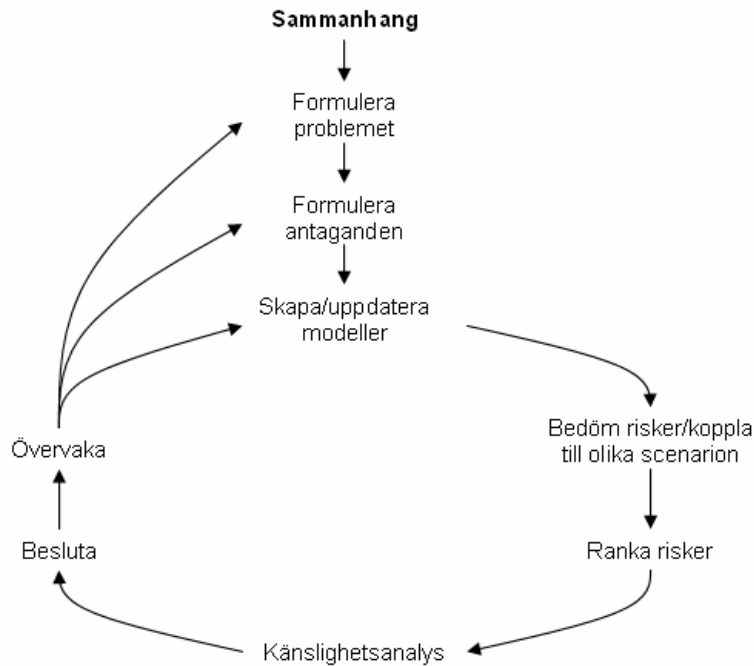
I denna studie ingick därför att diskutera och ge förslag på underlag som skulle kunna användas vid riskbedömning av sulfidhaltiga schaktmassor. Arbetet byggde främst på de observationer som gjorts under den laborativa delen av projektet, men hänsyn togs också till en del andra studier rörande sulfidmassor i Uppsala.

2.7.1 Allmänt om riskhantering

Enbart ordet ”risk” är ofta ett luddigt begrepp. Petts (1998) skriver om risker i samband med hantering och behandling av avfall och belyser två typer av risk, nämligen 1) risk som beror på avfallets inneboende egenskaper och 2) risk som beror på hanteringen av avfallet. I många fall är det den senare som avgör hur stor den föregående blir.

Enligt Burgman (2005) kan miljöriskhanteringen ses som en cyklisk process där riskerna hela tiden ses över och korrigeras (figur 6). Handhavandet inkluderar problemformulering, identifiering av faror, riskanalys, känslighetsanalys, beslutsfattande, övervakning, kommunikation och uppdatering. I samband med problemformuleringen fastställs problemets omfattning och vilken riskhanteringsmetodik som ska användas. Detta val påverkas främst av det vetenskapliga sammanhanget liksom ekonomi och tid påverkar insamlingen och omfattningen av dataunderlag. Identifieringen av faror sker enklast genom ostrukturerad ”brainstorming” och syftar till att upprätta en lista med faror knutna till en aktivitet eller verksamhet. Här bör också konsekvenserna och effekterna av en fara beskrivas.

Frågan är då vad en riskanalys egentligen innebär. Institutet för Riskhantering och Säkerhetsanalys (IRIS) hänvisar till en standard som definierar en riskanalys av ett tekniskt system som ”en systematisk användning av tillgänglig information för att identifiera riskkällor och för att bedöma risken för individer eller en grupp, egendom eller yttre miljö” (IRIS, 1997). Riskanalysen ska alltså ge svar på *hur* identifierade faror kan leda till oönskade händelser. Den kan också ge ett underlag för strategier avseende t ex avfallshantering och därigenom upplysningar om olika tänkbara alternativ vid behandlingen (Petts, 1998).

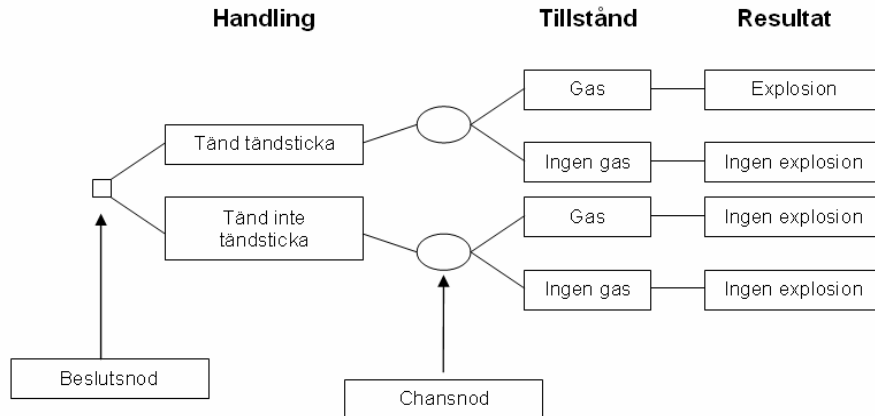


Figur 6 Miljöriskhanteringen som en cyklisk process. Efter Burgman (2005).

2.7.2 Metodik – några exempel

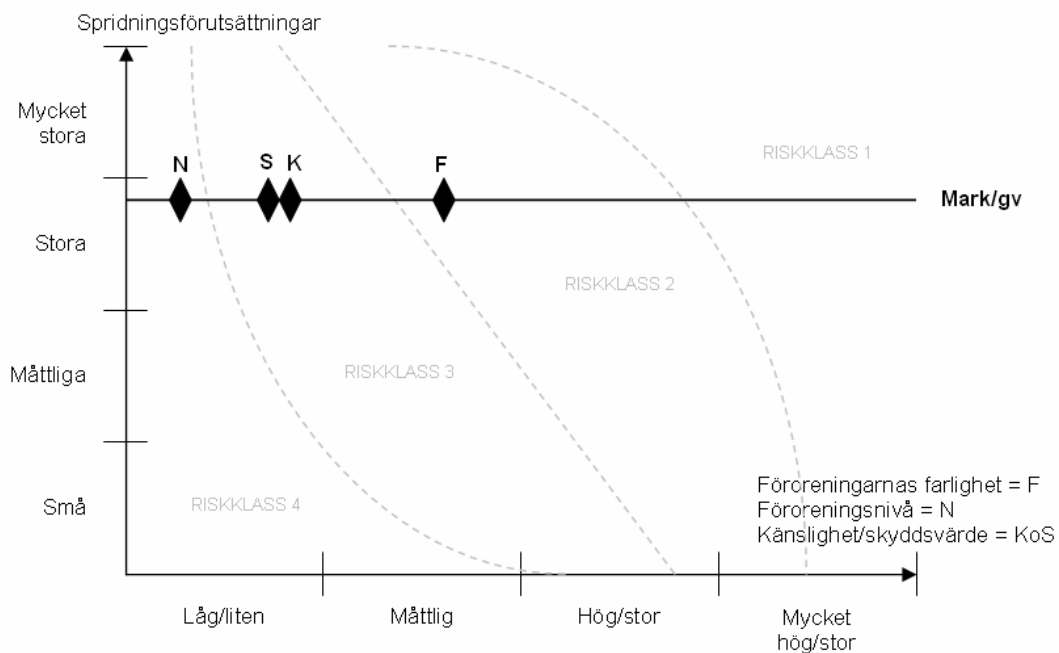
Som nämndes i förra avsnittet kan en riskanalys genomföras på flera olika sätt. Burgman (2005) beskriver och diskuterar kring olika metodiker. *Riskranking* bygger på kvalitativa och ofta subjektiva uppskattningar av sannolikheter och konsekvenser och är en av de mest frekvent använda formerna av riskanalys. Sannolikheten att en olycka inträffar och konsekvenserna som olyckan medför bedöms med varsin siffra och risken beskrivs sedan som produkten av dessa siffror. En av fördelarna med riskranking är det enkla förfarandet, men metoden rår inte på alltför komplicerade frågeställningar.

Ett annat angreppssätt kan vara att använda sig av *händelseträd*. Det är en metod som har utvecklats främst för ingenjörssystem och kopplar samman resultatet från en initierande händelse med påföljande händelser (Burgman, 2005). Varje följande nod i trädet består av en händelse (eller val) som kräver ett svar (vanligtvis ja eller nej). Fersters (2003) använde sig av händelseträd som verktyg i en riskanalys av en nedlagd deponi och dess påverkan på en vattentäkt. I studien hade flera riskkällor identifierats och gett upphov till ett antal händelseträd. Varje träd innehöll sedan följdhändelser vars sannolikhet att inträffa uppskattades från dataunderlaget och övriga förutsättningar. En annan typ av händelseträd är *beslutsträd* (se figur 7) där en eller flera förgreningar består av beslut och inte ett binärt svar på en fråga (Burgman, 2005). Många beslutssituationer är dock mer komplicerade och det är därför vanligt med beslutsträd där noderna delar sig i fler än bara två alternativ.



Figur 7 Gasventilproblemet presenterat som ett beslutsträd. En person ska finna en gasventil i ett mörkt rum, och kan till sin hjälp tända en tändsticka. Om ventilen står öppen skulle då en explosion inträffa. Från Burgman (2005).

Vid riskbedömning av förorenade områden används ofta en metodik beskriven i Naturvårdsverket (2002), kallad *MIFO* (Metodik för Inventering av Förorenade Områden). Den här metodiken tar sin utgångspunkt i fyra riskkategorier som omfattar föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån i marken, föroreningarnas spridningsförutsättningar samt platsens skyddsvärde och känslighet. I materialet finns vägledning för hur dessa fyra kategorier ska bedömas utifrån det tillgängliga dataunderlaget. Till exempel bestäms föroreningsnivån efter att uppmätta halter har jämförts med angivna jämförvärden och beror också på storleken på den förorenade volymen. Samtliga bedömningar görs för mark/grundvatten, ytvatten, sediment och byggnader och resulterar i en samlad bedömning och riskklassning (figur 8). Metoden är omfattande men klassningen blir mycket subjektiv.



Figur 8 Schematisk bild över en samlad bedömning av en förorenad mark/grundvatten enligt MIFO. Efter Naturvårdsverket (2002).

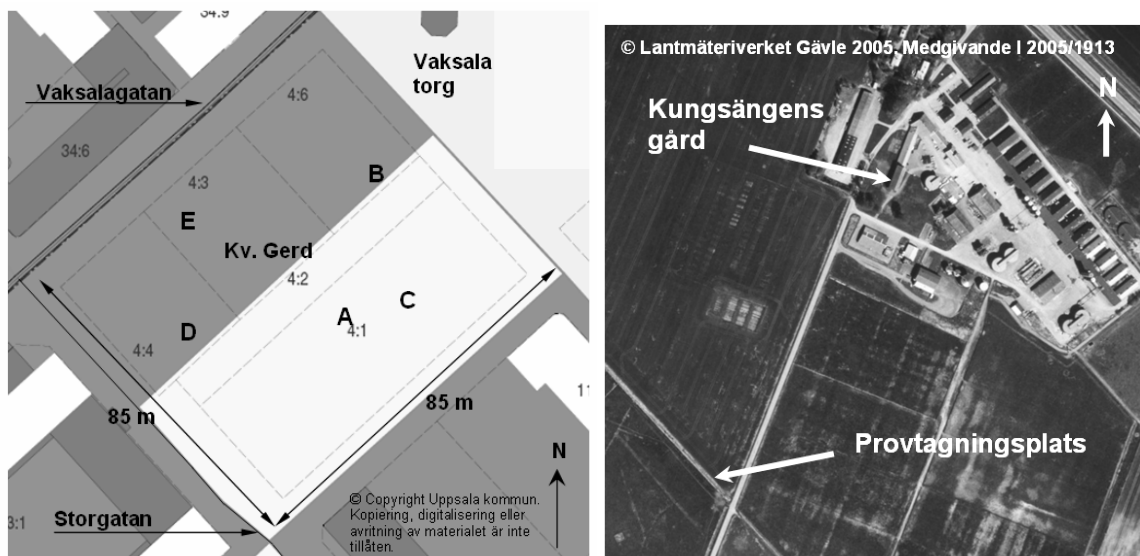
3 METODER OCH MATERIAL

3.1 PROVTAGNING

I centrala Uppsala bedrevs under projekttiden schaktning av jordmassor i kvarteret Gerd i samband med uppförande av Musikens Hus. Då bygget gav möjlighet till uttag av lerprover på större djup valdes denna plats för provtagning. Kvarteret består av fastigheterna Fålhagen 4:1, 4:2, 4:3, 4:4 och 4:6 och mäter ungefär 85 x 85 meter. Ytterligare provtagning utfördes i ett dike mellan Kungsängens Gård och Fyrisån i juni 2005. Anledningen till denna provtagning var att en lera med lågt kalkinnehåll önskades som referens till den från centrala Uppsala. Både Wiklander & Hallgren (1949) och Järnefors (1958) har gjort undersökningar av varsin profil från det aktuella området och båda indikerar att kalkinnehållet är <1 %, åtminstone ner till tre meter under markytan.

3.1.1 Kvarteret Gerd i centrala Uppsala

Provtagning utfördes i maj 2005 med spade på olika djup och på olika platser i kvarteret (figur 9). Ett hisschakt utnyttjades för djupprovtagning (A), och en provtagningspunkt lades i lerans toppskikt (C) ca 2,5 meter under befintlig marknivå. Övriga prover togs på punkter (B, D, E) belägna på ungefär samma nivå, men spridda över kvarteret. Vid varje provtagningspunkt uttogs fyra lerprover på vardera ett knappt kilogram. Leran var svartstrimmig och med en mycket mjuk och len konsistens. På de platser där ytan var sprickig togs ytskiktet bort så att provet kunde tas från lera som utsatts för minimal oxidation. På några av provtagningspunkterna fanns rikligt med snäckskal och på en punkt anades doft av vätesulfid. En förteckning över provtagningspunkterna ges i bilaga 1 tillsammans med foton från provtagningen. De upptagna proverna lades i plastpåsar som förslöts väl och efter provtagningen placerades i kylrum (4-8°C).



Figur 9 Uppskattad rumsfördelning av provtagningspunkter på kvarteret Gerd och utpekande av provtagningsplats på Kungsängen.

3.1.2 Kungsängen

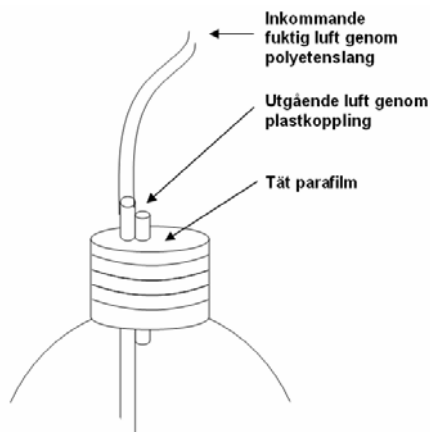
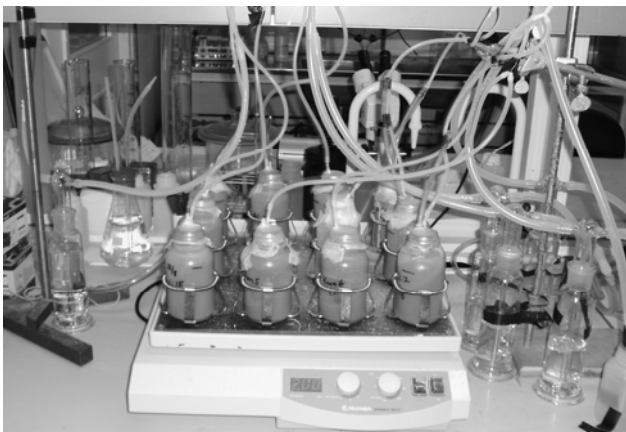
Provtagningen utfördes i ett dike sydväst om Kungsängens gård (figur 9) med hjälp av en 0,5 m ryssborr (se bilaga 1 för foton från provtagningen och en förteckning över provtagningspunkterna). Diket var ca 80 cm djupt och samlingsprover togs på fyra nivåer (1-3,5 m under dikets vattenyta) i en punkt. Leran uppvisade inte samma tydliga svartstrimmiga mönster som leran vid kvarteret Gerd. Istället hade denna lera tydliga varv i profilen, växelvis svarta och gröngrå. De upptagna proverna lades i plastpåsar som förslöts väl. Under provtagningen gjordes en enklare uppskattning av kalkinnehållet genom att HCl (ca 3 %) droppades på en del av det upptagna provet. Resultatet blev på samtliga nivåer negativt, ingen utveckling av koldioxid observerades. Efter genomförd provtagning placerades påsarna med prover i kylrum (4-8°C) för förvaring. Den 3 augusti genomfördes en kompletterande provtagning på samma plats. Proceduren var densamma som vid det tidigare tillfället med den skillnaden att det enbart togs ut prover på de två grundare nivåerna (1-1,25 resp. 1,25-1,5 m under dikets vattenyta).

3.2 SKAKTEST

Genom att skaka sulfidleran med vatten under luftning erhålls utlakningsegenskaper under värsta tänkbara förhållanden, d.v.s. under fullt syresatta förhållande med konstant omrörning. Denna situation kommer leran inte att utsättas för i fält, men försöken ger en uppskattning av ett potentiellt utlakningsmönster. Skaktesten utfördes med lera både från kvarteret Gerd och från Kungsängen. Då svavelhalten antogs vara högst i lera från den lägst belägna provpunkten på kvarteret Gerd (punkt A1, 6,5 m under markytan) valdes att utföra försöken med prov härifrån. För Kungsängen användes lera från nivå 2 (2,05-2,3 meters djup), eftersom tidigare undersökningar visat på ett ökande innehåll av CaCO₃ på större djup (Wiklander & Hallgren, 1949).

3.2.1 Lera från kvarteret Gerd

Under förvaringen i kylrum hade ytskiktet (ca 5 mm) erhållit en mer gröngrå nyans, förmodligen som ett resultat av oxidation. Inför skakförsöken togs detta ytskikt bort och enbart den fortfarande svarta leran användes. I en 250 ml plastflaska uppvägdes ca 20 g fuktig lera (utan tidigare torkning). Till flaskan tillsattes 200 ml avjoniserat vatten och således erhöles ett förhållande mellan vatten och fuktig lera på 10 (L/S-kvot). Flaskan skakades ordentligt för hand för att möjliggöra en ordentlig omblandning av lera och vatten. På flaskan placerades därefter en hatt bestående av parafilm och två rör. På det ena röret (som bestod av en 5 mm teflonslang) trädde en 5 mm polyetenslang kopplad till laboratoriets luftintag via gastvättsflaska som fick fungera som luftfuktare. Det andra röret (en 5 mm rörkoppling) fungerade som luftutgång. Varje luftuttag försörjde två skakflaskor med luft. Flaskan placerades på skakbord med en rotationshastighet på 200 varv per minut (figur 10).



Figur 10 Laborarieuppställning för skaktest och detalj på skakflaska.

Under försökets gång kontrollerades luftningen okulärt minst en gång i veckan, genom att tillse att en tydlig bubbling skedde i provet. En regelbunden kontroll av flaskornas vikt genomfördes för att bevaka avdunstningen i skakflaskorna. Vid behov tillsattes avjoniserat vatten till dess ursprungsvikten var återställd och L/S-kvoten åter runt 10. Vid lämpliga tidpunkter togs några flaskor ut för analys av lakvätskan (se 3.4). Vid uttag av flaskor fylldes uppkommet tomrum upp med nya flaskor som bereddes enligt samma tillvägagångssätt.

3.2.2 Lera från Kungsängen

Skaktesten utfördes i enlighet med den beskrivning som gjorts för lera från kvarteret Gerd förutom på två punkter. Till en 250 ml plastflaska sattes ca 10 g fuktig lera (istället för 20 g) och ca 100 g avjoniserat vatten vilket även här gav en L/S-kvot på ca 10. Den mindre provmängden var en följd av en något snålt tilltagen provtagning. Det andra som skiljde mellan de båda lerorna var luftningsförfarandet. Då laboratoriets befintliga luftintag enbart räckte till luftning av prover från kvarteret Gerd, beslöts att genomföra luftningen av Kungsängenleran på annat sätt. Istället för luftintagen användes luftpumpar för akvarier (SICCE Air Light 1000, 60 l/timme) som vardera fick försörja två skakflaskor med luft. Från varje luftpump leddes luften via en gastvättsflaska till två skakflaskor. Luftpumparna gav en något kraftigare bubbling än laboratoriets befintliga luftintag som användes till leran från kvarteret Gerd. Under försökets gång kontrollerades dock luftningen okulärt, precis som ovan. En regelbunden kontroll av flaskornas vikt genomfördes för att bevaka avdunstningen i skakflaskorna och vid behov tillsattes avjoniserat vatten till dess ursprungsvikten var återställd och L/S-kvoten åter runt 10. Vid lämpliga tidpunkter togs några flaskor ut för analys av lakvätskan. Efter förnyad provtagning startades några kompletterande flaskor. Denna gång var provtagningen mer omfattande och till skakflaskorna tillsattes denna gång ca 20 g lera tillsammans med ca 200 g avjoniserat vatten. Luftning skedde som tidigare med hjälp av luftpumpar.

3.3 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL

3.3.1 Totalhaltsbestämning

Totalanalys av grundämnen i leran utfördes på ackrediterat laboratorium. För bestämning av As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, S och Zn torkades provet vid 50°C och lakades därefter i

7M salpetersyra (HNO₃) i sluten teflonbehållare i mikrovågsugn. Övriga ämnen (Al, Ba, Be, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, P, Sc, Si, Sn, Sr, Ti, V, W, Y, Zr) bestämdes efter smältning med litiummetaborat följt av upplösning i utspädd salpetersyra. Elementaranalys skedde efter upplutning med ICP-SFMS (ICP-MS med magnetisk sektor som massanalytator). Totalhaltsanalyser utfördes på lera från kvarteret Gerd och lera från det första provtagningstillfället på Kungsängen.

3.3.2 Torrsubstanshalt och glödförlust

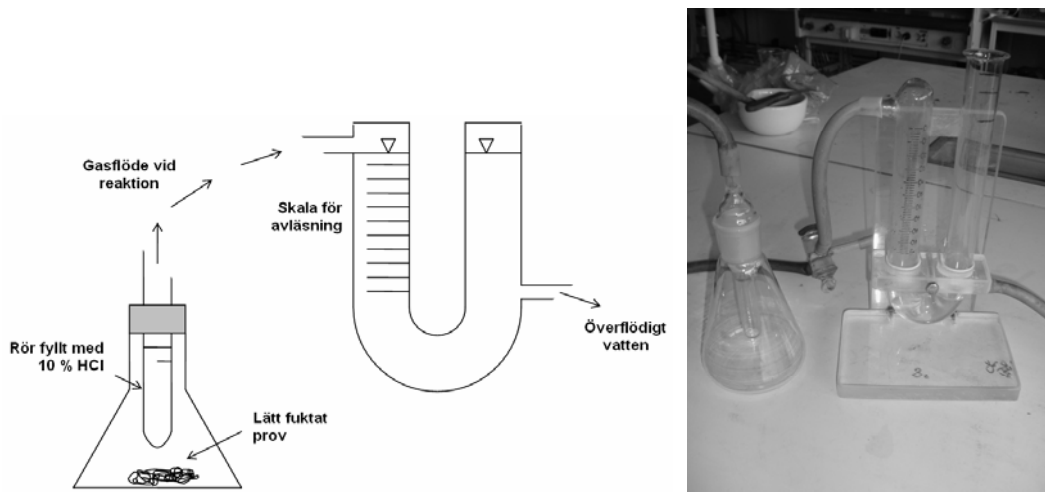
Torrsubstanshalten (TS-halten) ger ett mått på hur stor del av ett jordprov som består av fasta partiklar. Ungefär 15 g lera vägdes upp i uppvärmda (105°C i två timmar), avsvalnade och vägda 50 ml bägare. Därefter placerades proverna i värmeskåp (105°C) över natten, ca 18 timmar. För att erhålla vikten på det torra provet skedde en förnyad vägning efter det att proverna fått svalna i exsickator. På prover från kvarteret Gerd bestämdes även glödförlusten i samband med bestämning av CaCO₃ på glödgade prover. Av den från TS-haltsbestämningen torkade lera uttogs ca 3 g som lades i porslinsdeglar som först stått i värmeskåp (105°C) i två timmar, svalnat i exsickator och därefter vägts. Deglarna placerades i ugn och proven glödgades ca fyra timmar i 550°C. Deglarna fick sedan svalna i exsickator varefter ny vägning skedde.

3.3.3 Karbonat

Det finns flera metoder att bestämma karbonathalten i ett jordprov. En snabb kvantitativ metod som använts i detta projekt utförs med Passons apparat (se figur 11). Genom att mäta volymen av den koldioxid som bildas vid tillsättning av syra erhålls en uppfattning om mängden karbonat i provet (Talme & Almén, 1975). Eftersom kalciumkarbonat är det dominerande karbonatet i jordarna får analysresultatet vara ett mått på CaCO₃-halten. Ca 2 g torr och mortlad lera vägdes in i en E-kolv och fuktades med några ml destillerat vatten. Saltsyroröret fylldes med saltsyra (10 %) och placerades på E-kolven. Mätörret fylldes sedan med vatten. Därefter stälptes E-kolven så att saltsyran tilläts rinna ut på lera. Den utvecklade koldioxiden trängde undan vattnet i mätörret och gav ett mått på mängden CaCO₃ enligt ekvation 22.

$$\text{CaCO}_3 - \text{halt (\%)} = \frac{\text{Avläsning på skalan} \cdot 20}{\text{jordprovets massa (g)}} \quad (22)$$

Den här analysen utfördes, förutom på torra prover från kvarteret Gerd och Kungsängen, även på naturfuktiga och glödgade prover från kvarteret Gerd. Kalibrering av apparaten gjordes med hjälp av ren kalciumkarbonat.



Figur 11 Princip för mätning av kalkhalt med Passons apparat.

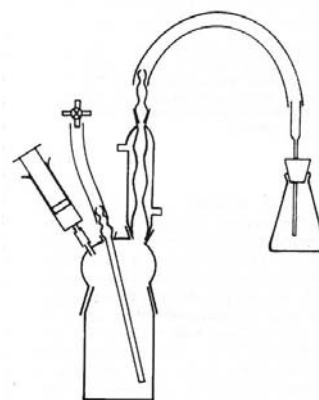
I Naturvårdsverket (2003) finns beskrivet en del mätmetoder för kol i aska. Då karbonat är en form av oorganiskt kol beslutades att genomföra analyser av lerans totala innehåll av kol (TC = Total carbon) samt dess innehåll av organiskt kol (TOC = Total Organic Carbon). En uppskattning av lerans karbonathalt skulle sedan erhållas genom att subtrahera mängden TOC från TC. Syftet med analyserna var att få en karbonathalt att jämföra med resultatet från analysen med Passons apparat och de genomfördes vid ackrediterat laboratorium. TC i proverna analyserades med kolanalysator (LECO). Provet hettas upp till hög temperatur och oxideras varigenom kol bildar CO_2 . Genom en IR-detektor mäts gasens absorbans vid en specifik våglängd (Gustafsson, 2003). TOC bestämdes via glödning i 550°C i två timmar. Härefter utfördes LECO-analys av de glödgade proverna vari enbart oorganiskt kol var kvar.

3.3.4 Svavel

Totalhaltsbestämning av svavel i leran utfördes av ackrediterat analysföretag och metoden beskrivs i avsnitt 3.3.1 om totalhaltsbestämning.

Totalhalter i ett jordprov bestäms ofta med metoder som inkluderar förbränning vid höga temperaturer och oxidation av svavelföreningar (se ovan), men det går ej att skilja på olika former av svavel med denna metod. Under studien utfördes bestämning av innehållet av reducerat oorganiskt svavel (TRIS) i vissa av de upptagna lerproverna från kvarteret Gerd och Kungsängen (Herbert, pers. medd., 2005).

Analysen, som bygger på en artikel av Zhabina & Volkov (1978) men beskrivs grundligt i Canfield m.fl. (1986), innebär att reducerade former av svavel bryts ned till svavelväte (H_2S) i en varm och sur kromkloridlösning (CrCl_2). Svavelvätet avgår som gas, men fångas upp i



Figur 12 Schematisk bild över apparatur vid analys av TRIS (Canfield m.fl., 1986).

en zinkacetatlösning där det fälls ut som ZnS (figur 12). Mängden utfälld sulfid analyseras sedan genom jodometrisk titrering. Metoden ger en bestämning av summan av pyrit (FeS_2), elementärt svavel och syraflyktiga monosulfider (AVS) i provet men ger inte utslag för organiskt bundet svavel eller svavel uppbundet som sulfat (t ex gips, CaSO_4). Analysen utfördes på naturfuktig lera och resultatet korrigerades i efterhand för vattenhalten i provet.

I några av de prover där TRIS bestämts utfördes även en bestämning av mängden AVS (Herbert, pers. medd., 2005). Metoden som användes är snarlik den för bestämning av TRIS, med den skillnaden att sulfiderna enbart upplöses av saltsyra utan kokning. Analysen beskrivs noggrant i Herbert m.fl. (2000) och anses vara en lämplig metod att använda (Cornwell & Morse, 1987). Ett sediments innehåll av pyrit erhålls genom att dra bort mängden AVS och elementärt svavel från TRIS, men i de flesta sediment är elementärt svavel dock en mycket liten del av den totala mängden svavel (Cornwell & Morse, 1987). De nämnda analyserna av TRIS och AVS låg utanför ramarna för studien, men resultaten redovisas ändå (Herbert, pers. medd., 2005).

3.3.5 NNP

Beräkningar av de undersökta lerornas AP-värden utfördes utifrån uppmätta totalsvavelhalter samt resultatet från TRIS-analyserna. En uppskattning av lerornas neutraliserande potential (NP) gjordes utifrån karbonatbestämningen med Passons apparat och försöket att erhålla karbonatkolhalt genom analys av totalkol och organiskt kol.

3.4 ANALYSER AV LAKVATTEN

Vid valda tidpunkter utfördes analyser på lakvattnet. Från skakflaskan uttogs med pipett 5 ml uppslammad lera för pH-mätning. Ytterligare 50 ml togs ut för centrifugering och filtrering. Centrifugeringen utfördes vid 4000 varv/min och till dess en klar fas kunde urskiljas ovanför leran. Den klara fasen togs ut med hjälp av en spruta och filtrerades genom 0,2 μm membranfilter. Filtrerade prover användes sedan för analys av alkalinitet (omgående), löst sulfat och lösta metaller. Filtrerade prover som skickades för metallanalys konserverades först med SUPRAPUR HNO_3 och placerades sedan i kylrum (4-8°C) till dess analys skulle genomföras.

3.4.1 pH och alkalinitet

Oxidation av sulfider i leran leder enligt reaktion (4) till lägre pH om leran saknar buffrande ämnen. Mätningen av pH kan ge svar på om en försurning överhuvudtaget sker i provet. I projektet användes en pH-meter (Metrohm 713 pH Meter) som först kalibrerades med två lösningar med pH 7 respektive pH 4. Mätningen utfördes i 15 ml provrör på 5 ml ofiltrerad lösning under omrörning med magnetomrörare. Elektroden stoppades ner i provröret och avläsning gjordes sedan när pH-värdet stabiliserats.

Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att tåla tillskott av vätejoner utan att pH-värdet sjunker och ger därför en uppskattning av den syraneutraliserande förmågan hos vattnet (Fröberg & Höglund, 2004). Det är framförallt tillgången på karbonat (CO_3^{2-}) och vätekarbonat (HCO_3^-) som avgör hur stor alkaliniteten är, eftersom dessa joner kan

neutralisera en uppkommen surhet. Alkalinitet definieras därför enligt Gustafsson m.fl. (2003) som ekvation 23.

$$\text{Alkalinitet} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (23)$$

Vid pH lägre än 9 är alkaliniteten ungefär detsamma som halten vätekarbonat och uttrycks ofta i milliekvivalenter (mekv) $\text{HCO}_3^-/\text{liter}$ (Höglund & Herbert, 2004). Enligt definitionen är alkaliniteten noll då koncentrationerna av vätejoner och vätekarbonat är lika, vilket inträffar vid pH 5,6 när vattnet är i jämvikt med koldioxid i luften (Fröberg & Höglund, 2004). En positiv alkalinitet kan bara uppstå genom att vattnet reagerar med markens mineral eller något kalkningsmedel (Gustafsson m.fl., 2003). Det räcker alltså inte med det karbonat som finns som löst koldioxid i vattnet.

Under försökets gång utfördes analyser för att bestämma alkaliniteten hos lakvattnet från skaktesten. Detta gjordes för att följa utvecklingen av en eventuell försurning som följd av oxidation av sulfider i leran. Mätningen utfördes i en 50 ml E-kolv på 10 ml filtrerat lakvatten till vilket 100 μl indikatorlösning tillsattes. Om alkaliniteten var större än noll antog lösningen en grön färg och titrering med 0,005 M svavelsyra (H_2SO_4) gjordes slutligen under omrörning till rött omslag (sker vid $\text{pH} \approx 5$). Med hjälp av den åtgångna volymen syra (V_{titr} , i ml) kunde alkaliniteten i provet, C_p , bestämmas enligt nedan:

$$C_p \cdot V_p = C_{\text{titr}} \cdot V_{\text{titr}} \Rightarrow C_p = \frac{C_{\text{titr}} \cdot V_{\text{titr}}}{V_p} \quad (24)$$

$$\left. \begin{array}{l} C_{\text{titr}} = 0,005 \text{ M } \text{H}_2\text{SO}_4 = 0,01 \text{ ekv } \text{H}^+ / \text{l} \\ V_p = 10 \text{ ml} \end{array} \right\} \Rightarrow C_p = \frac{0,01 \cdot V_{\text{titr}}}{10} \text{ ekv } \text{HCO}_3^- / \text{l}$$

3.4.2 Metaller och arsenik

På ett antal utvalda lakvattenprover utfördes ICP-analyser för bestämning av utlakade metaller och här ingick även en bestämning av totalsvavel- och totalarsenikhalten i lakvätskan. Antalet prover som skickades på analys begränsades av en analysbudget, och valdes därför ut för att representera olika lakningstider. Analyserna genomfördes på Stockholms universitet.

3.4.3 Svavel

Vid oxidation av sulfiderna i leran bildas sulfat (SO_4^{2-}) som avges till lakvattnet. Genom att analysera mängden SO_4^{2-} i detta vatten kan en uppfattning om oxidationens fortskridande erhållas. Bestämningen av sulfat följde en modifierad metod från Vogel (1961) och innebar att sulfatet fälldes med bariumnitrat ($\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$) och den bildade suspensionen gav provet en viss absorbans vid mätning i spektrofotometer (Hitachi UV-vis spectrophotometer). Analyssvaren jämfördes med svavelanalysen enligt 3.4.2.

För analyserna bereddes en NaCl/HCl -lösning genom att 24 gram NaCl löstes i 80 ml destillerat vatten. Därefter tillsattes 2 ml koncentrerad HCl och lösningen späddes till 100

ml. En gummi arabicum-lösning bereddes genom att 0,5 gram löstes i 100 ml varmt destillerat vatten. Omrörning skedde till dess allt löst sig i vattnet. $\text{Ba}(\text{NO}_3)_2$ siktades så att fraktionen mellan 40 och 30 mesh användes i analysen. En standardlösning på 1000 mg SO_4^{2-} per liter bereddes genom att lösa 0,183 gram K_2SO_4 i destillerat vatten i en 100 ml mätkolv. Från denna standardlösning bereddes lösningar med koncentrationer 10, 30 och 60 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$ vilka användes till upprättandet av en standardkurva. Analysen utfördes sedan i ett 15 ml provrör. Först tillsattes 1 ml av NaCl/HCl -lösningen för att ge provet en stabil jonstyrka. Därefter tillsattes 0,2 ml av gummi arabicum-lösningen. Syftet med den senare var att hålla en utfällning i suspension en längre tid. Vidare tillsattes 10 ml filtrerat prov, varefter tillsattes 0,03 g av det siktade baryumnitratet och provröret skakades i 30 sekunder till dess alla kristaller löst sig. Efter det att provröret fått stå i tio minuter skakades det kraftigt tre gånger och absorbansen avlästes vid 450 nm i en 1 cm kuvett.

3.5 UNDERLAG FÖR RISKANALYS

Syftet med riskanalysdelen av arbetet var att ge förslag på en metodik som kan användas för att riskklassificera sulfidhaltiga schaktmassor i samband med framtida byggprojekt. Nedan beskrivs tankarna bakom det föreslagna upplägget. Eftersom arbetet var inriktat mot att skapa en metodik och inte utföra en riskanalys blev upplägget lite annorlunda jämfört med de riskanalysmetoder som beskrevs i kapitel 2. Framförallt baserades upplägget på Naturvårdsverkets riktlinjer för bedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2002). Trots att de sulfidhaltiga schaktmassorna i sig inte är att betrakta som förorenade är de olika delarna i en MIFO-klassificering applicerbara även i detta fall.

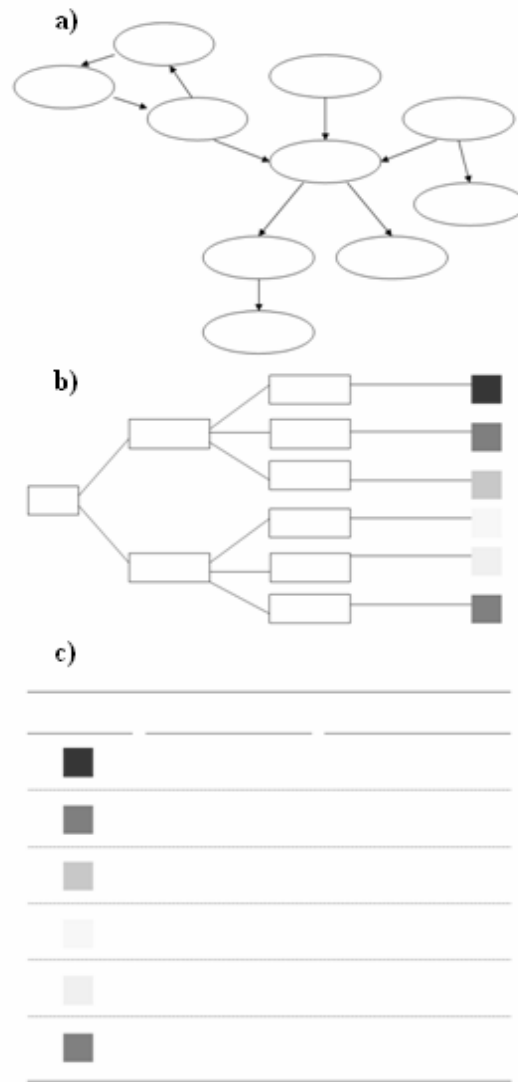
3.5.1 Problemformulering och identifiering av faror

Vid riskanalys av förorenade områden enligt Naturvårdsverket (2002) bedöms först föroreningarnas farlighet och föroreningsnivån i jorden. Dessa parametrar bygger på totalanalyser av jorden och kan i vårt fall översättas till sulfidlerans kemiska egenskaper. I Naturvårdsverket (2002) undersöks vidare spridningsförutsättningar och platsens känslighet och skyddsvärde och dessa delar kan kopplas mer till hur sulfidleran hanteras. Problemet med sulfidleran är att dess kemiska egenskaper kan leda till en försurande effekt men frågan är vad som kan definieras som faran med sulfidleran. Ett sätt att identifiera faran är att låta tankarna flöda, och skriva ner dem i form av ett flödesschema eller ”mindmap” (figur 13a). Oxidationen av sulfider är den process som ger upphov till pH-sänkningen, och en pH-sänkning kan ge ett läckage av metaller. Detta resonemang förutsätter, förutom att leran exponeras för luft och vatten, att den återfunnits under grundvattenytan och inte innehåller buffrande ämnen såsom kalk eller metaller som mobiliseras vid ett sänkt pH. Om trots allt en pH-sänkning skulle erhållas så är frågan hur den då påverkar sin omgivning och hur den bör hanteras med hänsyn till risk för spridning och skyddsvärdet på den plats där den läggs. Det är dessa frågor som riskanalysen bör kunna svara på och det är då naturligt att utgå från lerans kemiska egenskaper och definiera dessa som den potentiella faran.

3.5.2 Händelse/beslutsträd och sammanfattande tabell

För att de tankar som samlats enligt föregående avsnitt skulle kunna användas i en kommande riskanalys strukturerades de upp i ett händelseträd/beslutsträd (figur 13b). Som initierande händelse valdes ”schaktning av jordmassor” och de följande noderna avgjordes av till exempel de laborativa undersökningarna, t ex totalhaltsanalyser, observerade metalläckage och pH-utvecklingen.

Lerans kemiska egenskaper leder slutligen fram till ett antal riskklasser som samlas och beskrivs i en sammanfattande tabell (struktur i figur 13c). Häri har jag försökt ange kriterier för de olika riskklasserna i syfte att ge en vägledning kring hanteringen av sulfidleran. Framförallt påverkas denna hantering av rådande spridningsförutsättningar och markens känslighet/skyddsvärde i enlighet med MIFO (Naturvårdsverket, 2002).



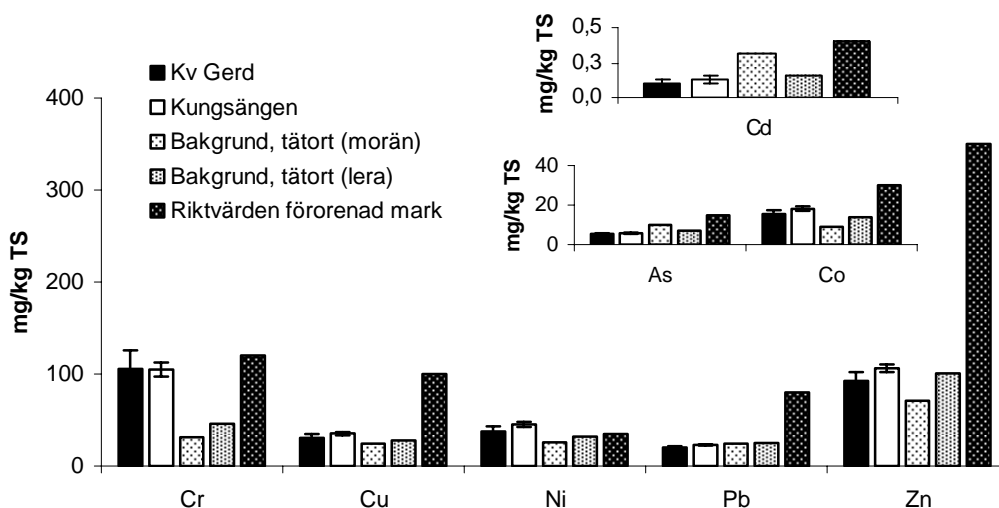
Figur 13 Tänkbar metodik vid framtagandet av underlag för riskanalys. **a)** ”mindmap”, **b)** händelse/beslutsträd, **c)** struktur hos en sammanfattande tabell.

4 RESULTAT

4.1 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL

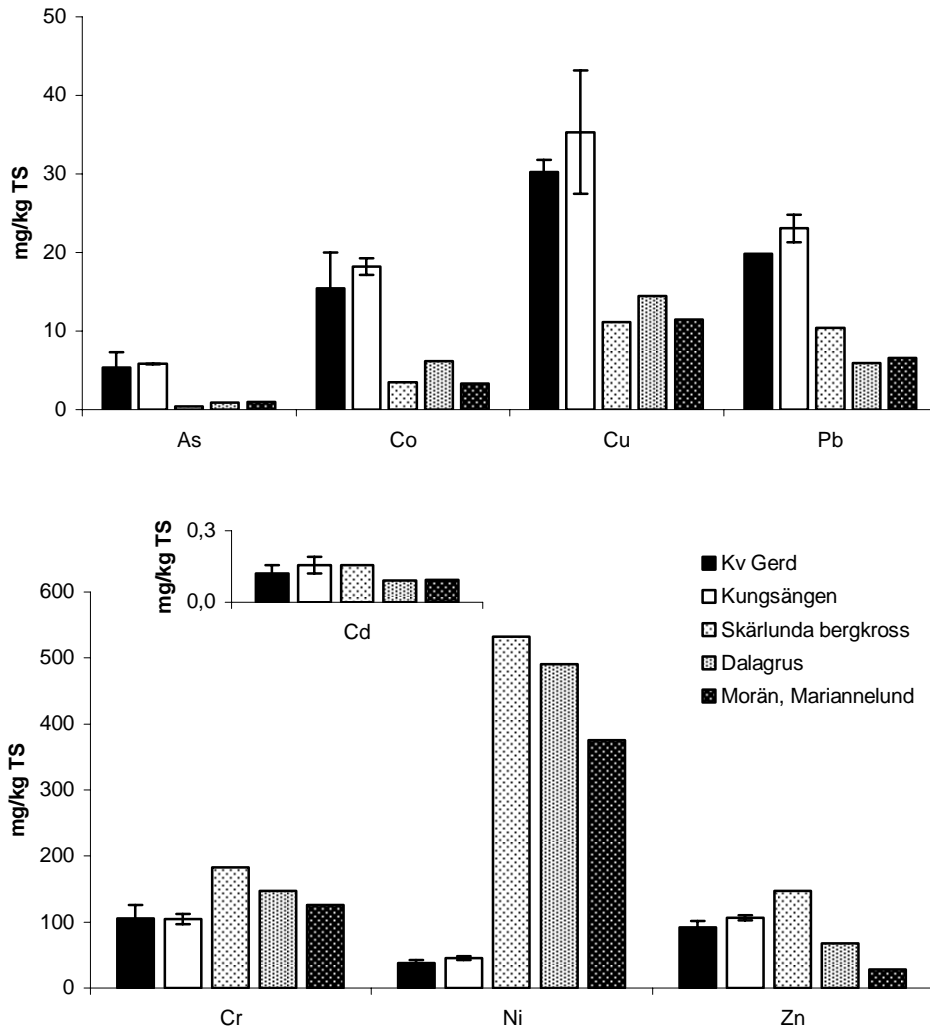
4.1.1 Totalhaltsbestämning

Av resultaten från totalhaltsanalyserna framgår att lerans innehåll av As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb och Zn låg i linje med bakgrundsvärdena i tätort (figur 14). De angivna bakgrundsvärdena hämtades ur Naturvårdsverket (1997) och precis som i riskbedömningsmetodiken i Naturvårdsverket (2002) användes 90:e percentilen som jämförelsevärde. Från Naturvårdsverket (1996) erhöles riktvärden för förorenad mark vid känslig markanvändning. Lerans innehåll av Cr låg över angivna bakgrundsvärden och kan istället jämföras med riktvärdet för förorenad mark. Halterna av Hg var i samtliga prover under detektionsgränsen. För fullständiga analysresultat från totalhaltsbestämningen och jämförvärden hänvisas till bilaga 2-3.



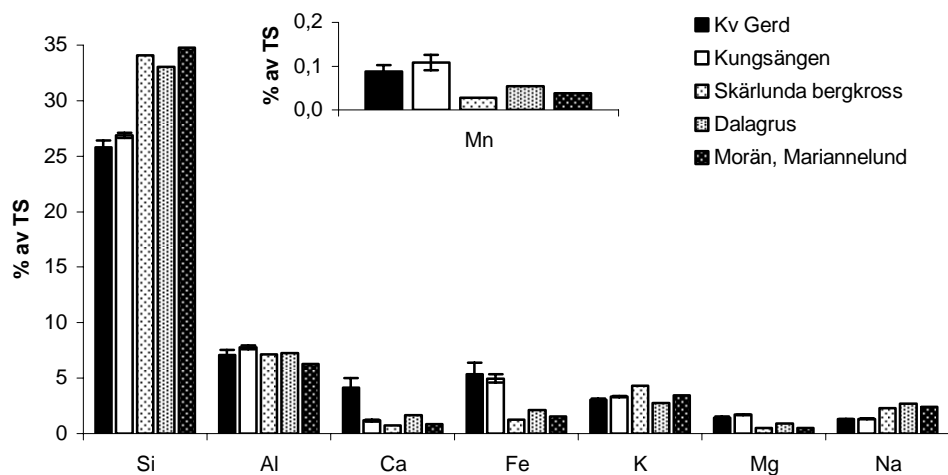
Figur 14 Totalhalter av vissa grundämnen i sulfidlera från kvarteret Gerd och Kungsängen (medelvärden från aktuell lokal). Jämförelse med bakgrundsvärden (Naturvårdsverket, 1997) och riktvärden vid förorenad mark med känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 1996).

En jämförelse med vägbyggnadsmaterial såsom bergkross och grus (från Kälvesten, 1996) gjordes också och visar framförallt på en stor skillnad i Ni-innehåll (figur 15). Ni-halten i bergkross (530 mg/kg TS) var mer än tio gånger så stor som den uppmätta halten i de analyserade sulfidlerorna. Även halten Cr i leran visade sig vara lägre än de jämförda referensmaterialen.



Figur 15 Totalhalter av vissa grundämnen i sulfidlera från kvarteret Gerd och Kungsängen (medelvärden från aktuell lokal). Jämförelse med bergkross, grus och moränmaterial som har använts i samband med vägbyggnation (Kälvesten, 1996).

Analyser av Si, Al, Fe, K, Mg, Mn och Na (figur 16) visade på en del likheter mellan de båda lerorna och referensmaterial i form av bergkross, grus och moränmaterial. Skillnaderna bestod i ett hos lerorna lägre Si-innehåll, medan halten Fe var större än hos referensmaterialen. Leran från kvarteret Gerd uppvisade ett mer än dubbelt så högt innehåll av Ca jämfört med leran från Kungsängen.



Figur 16 Totalhalter av vissa grundämnen i sulfidlera från kvarteret Gerd och Kungsängen (medelvärden från aktuell lokal). Jämförelse med bergkross, grus och moränmaterial som har använts i samband med vägbyggnation (Kälvesten, 1996).

4.1.2 Torrsubstanshalt och glödförlust

Torrsubstanshalten hos lera från kvarteret Gerd låg på ungefär 60 % vilket är ca 15 %-enheter mer än för lera från Kungsängen (tabell 1). Glödförlusten, som motsvarar innehållet av organiskt material, låg kring fem procent hos lera från kvarteret Gerd och någon tydlig variation i djupled kunde inte avläsas ur erhållna analysresultat.

Tabell 1 Torrsubstanshalt och glödförlust hos lera från kvarteret Gerd och Kungsängen

Provpunkt	Kvarteret Gerd							Kungsängen			
	A1	A2	A3	B1	C1	D1	E1	K1	K2	K3	K4
Djup (m)	6,5	5,4	4,5	3,5	2,6	4,5	3,3	1,8- 2,05	2,05- 2,3	2,8- 3,25	3,8- 4,3
TS-halt (%)	62,7	60,1	63,3	61,5	62,8	60,9	62,0	44,6	46,2	47,0	45,4
TS-halt (%) ¹	62,3	58,5	63,8	60,0	61,6	61,0	61,7	46,2	45,8	46,1	47,2
Glödförlust (%TS) ²	4,5	5,3	4,8	4,4	5,1	5,0	5,1	-	-	-	-
LOI ³	7,6	6,7	8,4	8,0	8,9	8,9	9,3	9,6	9,9	9,5	10

¹Bestämd hos analysföretag

²Fyra timmars glödning i ugn, 550°C, lera från Kungsängen ej analyserad

³LOI (loss of ignition) = Glödförlust. Glödning utförd vid 1000°C av analysföretag.

4.1.2 Karbonat

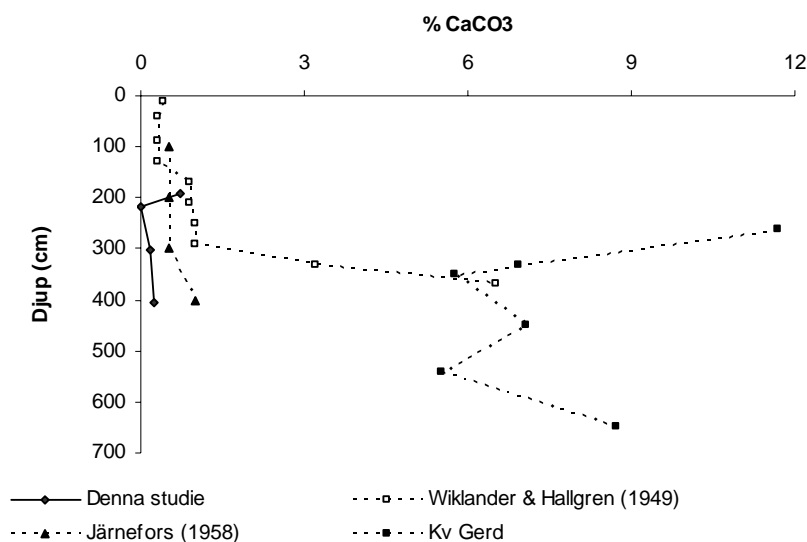
I studien utfördes två separata metoder för att uppskatta innehållet av karbonat i lera från de båda provtagningsplatserna. Analysen med Passons metod visade att lera från kvarteret Gerd innehöll mellan 5 och 12 % CaCO_3 (tabell 2, torkat prov) medan kalkhalten i prover från Kungsängen var försumbar, vilket visas i en profil (figur 17 och bilaga 2), men överrensstämde med låga halter uppmätta av Järnefors (1958). Wiklander & Hallgren (1949) detekterade kraftigt höjda halter vid 3 meters djup, vilket inte påvisades i den här studien. Jämfört med kalkhalten i torkade prover från kvarteret Gerd var dock halterna i lera från Kungsängen försumbara. Kalkhaltsanalyser utfördes förutom på torkade prover från kvarteret Gerd, även på glödgade och några naturfuktiga prover. De högsta halterna erhöles i tre av fyra fall för fuktiga prov, och vid analys av dessa prover kunde en tydlig avgång av vätesulfid, H_2S , identifieras. Glödgad lera uppvisade lägre kalkhalter än både fuktiga och torkade prover.

Tabell 2 Innehåll av kalciumkarbonat i lera från kvarteret Gerd (% av TS). Analys gjord med Passons metod på prov med olika förbehandling.

Provbeteckning	A1	A2	A3	B1	C1	D1	E1
Djup (m)	6,5	5,4	4,5	3,5	2,6	4,5	3,3
Naturfuktigt prov	7,9	8,9	-	6,3	-	-	11
Torkat prov ¹	8,7	5,5	9,2	5,8	12	5,0	6,9
Glödgat prov ²	5,2	3,2	7,1	4,2	9,7	3,6	5,7

¹Torkat i värmeskåp (105°C), ca 18 timmar

²Glödning i ugn (550°C), ca fyra timmar. Proverna hade till analystillfället förvarats i torkad form i exsickator under drygt två månader.

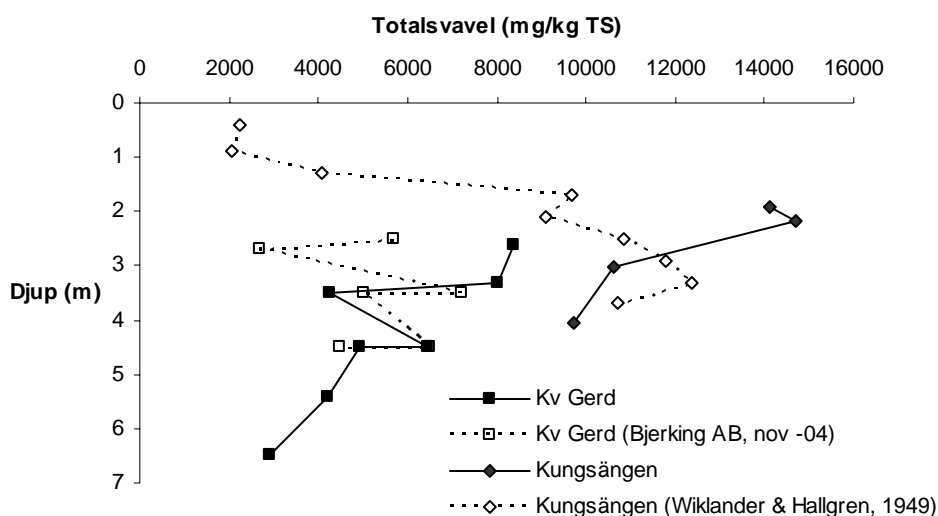


Figur 17 Halter av CaCO_3 i lera från Kungsängen bestämda med Passons metod (heldragen linje). Jämförelser med tidigare undersökningar utförda på Kungsängen och resultat från analys på lera från kvarteret Gerd (streckade linjer).

Metoden att subtrahera lerans innehåll av organiskt kol (TOC) från det totala kolinnehållet för att därigenom erhålla en uppskattning av halten oorganiskt kol (karbonatkol) gav ett resultat som skulle betyda att kalkinnehållet var obefintligt i samtliga analyserade prover (se bilaga 2).

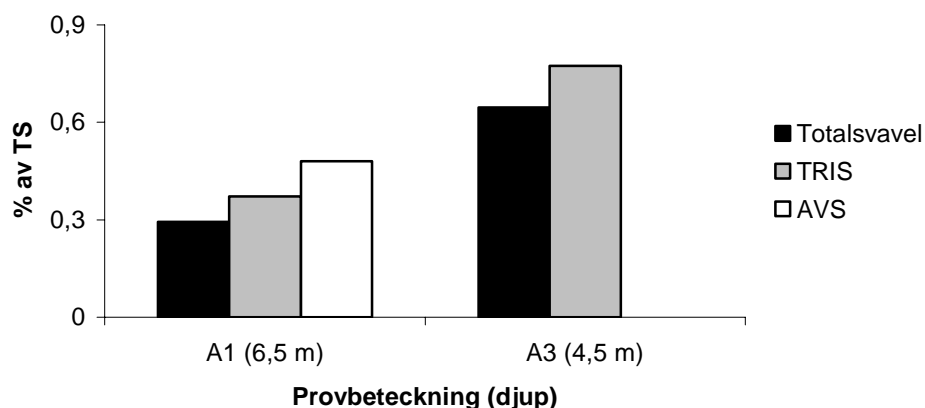
4.1.3 Svavel

Totalhaltsanalysen visade på högre svavelhalter i prover från Kungsängen (0,97-1,4 %) än kvarteret Gerd (0,29-0,84 %). I figur 18 presenteras dessa halter i form av halt-djupdiagram där resultaten jämförs med tidigare undersökningar av lera från kvarteret Gerd och Kungsängen. I lera både från kvarteret Gerd och från Kungsängen erhöles i den här studien en sjunkande svavelhalt med djupet.

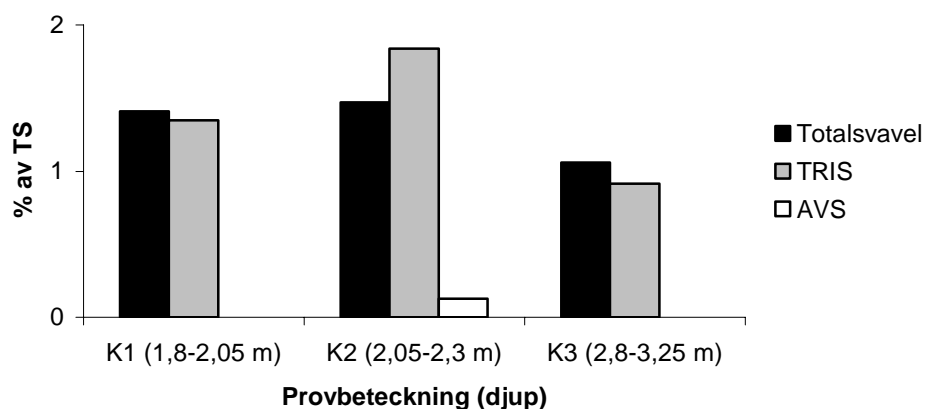


Figur 18 Uppmätta halter av totalsvavel i aktuell studie (heldragna linjer) och jämförande halter (streckade linjer).

På några prover från kvarteret Gerd och Kungsängen utfördes dessutom analys av lerans innehåll av TRIS (fem olika prover) och AVS (två dubbelprover). I tre av fem fall gav TRIS-analysen högre svavelhalter än totalhaltsanalyserna (figur 19 och 20). Störst var skillnaden i ett prov från Kungsängen, där totalsvavelhalten bestämdes till 1,5 % medan mängden reducerbart oorganiskt kol befanns ligga på 1,8 %. AVS-analysen gav utslag i paritet med TRIS-innehållet för lera från kvarteret Gerd. I det analyserade provet från Kungsängen befanns dock AVS utgöra enbart ca 7 % av den uppmätta mängden TRIS.



Figur 19 Innehåll av totalsvavel, reducerbart oorganiskt svavel (TRIS) och monosulfider (AVS) i lera från kvarteret Gerd. AVS enbart analyserat på A1.



Figur 20 Innehåll av totalsvavel, reducerbart oorganiskt svavel (TRIS) och monosulfider (AVS) i lera från Kungsängen. AVS enbart analyserat på K2.

4.1.4 NNP

Nettoneutralisationspotentialen bestämdes utifrån de två genomförda svavelanalyserna tillsammans med karbonatbestämningen med Passons apparat (tabell 3). Metoden att använda resultaten från analys av totalkolhalt och halt organiskt kol för att uppskatta kalkinnehållet utslöts på grund av de ovan redovisade missvisande analys svaren. Den höga halten karbonater i leran från kvarteret Gerd gav denna ett klart positivt NNP-värde (42 till 94), obeaktat vilken svavelanalys som användes i beräkningen. Kalkinnehållet i leran från Kungsängen var nästintill obefintligt och tillsammans med höga svavelhalter erhöles därför negativa NNP-värden för dessa prover.

Tabell 3 Beräkning av nettoneutralisationspotentialen (NNP) för lera från kvarteret Gerd

<i>Parameter</i>	Provbeteckning, kvarteret Gerd							
	A1	A2	A3	B1	C1	D1	E1	
CaCO ₃ (%) ¹	8,7	5,5	9,2	5,8	12	5,0	6,9	
NP (kg CaCO ₃ /ton TS)	87	55	92	58	120	50	69	
<i>NNP baserad på totalsvavelanalys</i>								
Totalsvavel (%)	0,29	0,42	0,65	0,43	0,84	0,49	0,80	
AP (kg CaCO ₃ /ton TS)	9,1	13	20	13	26	15	25	
NNP² (kg CaCO₃/ton TS)	77,9	42	72	45	94	35	44	
<i>NNP baserad på TRIS-analys</i>								
TRIS ³ (%)	0,37	-	0,77	-	-	-	-	
AP (kg CaCO ₃ /ton TS)	11,5	-	24,2	-	-	-	-	
NNP (kg CaCO₃/ton TS)	75,5	-	67,8	-	-	-	-	
<i>Parameter</i>	Provbeteckning, Kungsängen							
	K1	K2	K3	K4				
CaCO ₃ (%) ¹	0,7	0,0	0,2	0,2				
NP (kg CaCO ₃ /ton TS)	7	0	2	2				
<i>NNP baserad på totalsvavelanalys</i>								
Totalsvavel (%)	1,41	1,47	1,06	0,97				
AP (kg CaCO ₃ /ton TS)	44,1	45,9	33,1	30,4				
NNP² (kg CaCO₃/ton TS)	-37,1	-45,9	-31,1	-28,4				
<i>NNP baserad på TRIS-analys</i>								
TRIS ³ (%)	1,35	1,84	0,91	-				
AP (kg CaCO ₃ /ton TS)	42,1	57,5	28,6	-				
NNP (kg CaCO₃/ton TS)	-30,1	-57,5	-26,6	-				

¹Analys gjord på torkade prover med Passons apparat

²NNP = NP – AP

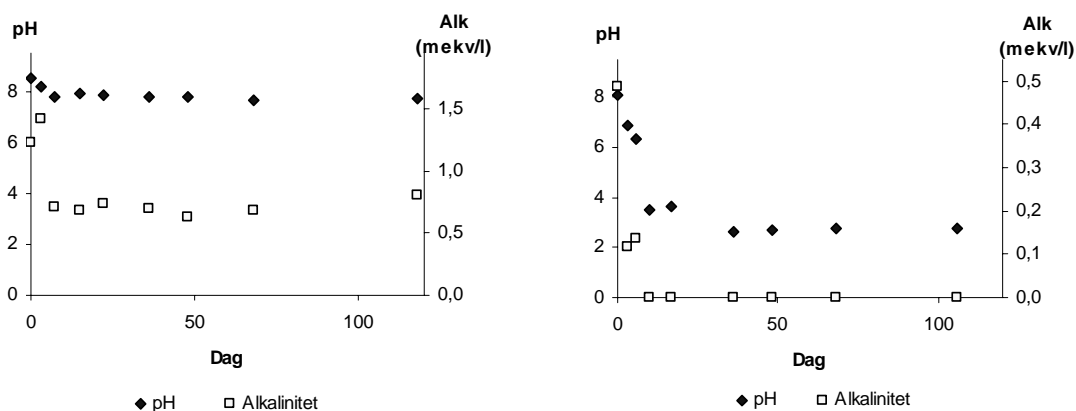
³TRIS – Totalt reducerbart oorganiskt svavel, analys enbart av prov K1, K2 och K3

4.2 ANALYSER AV LAKVATTEN

Enligt tidigare utfördes skaktesten med lera från provpunkt A1 på kvarteret Gerd (6,5 meters djup) och från nivå 2 (2,05-2,3 meters djup) på Kungsängen. I fallet Kungsängen skedde två provtagningar och resultaten bygger på resultatet från båda.

4.2.1 pH och alkalinitet

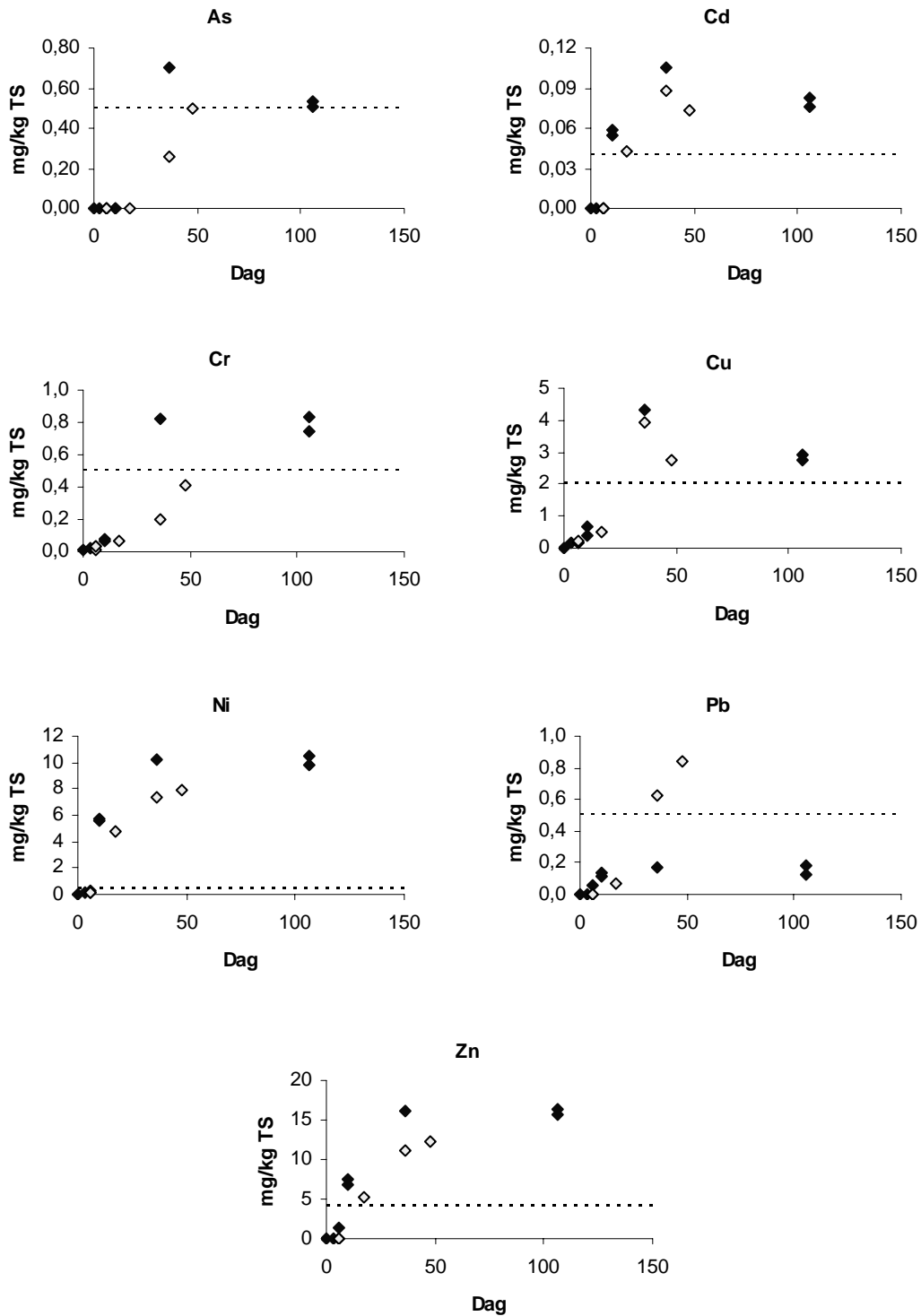
Under skaktestens gång testades innehållet i uttagna skakflaskor avseende pH och alkalinitet. Leran från kvarteret Gerd uppvisade ett stabilt pH-värde på knappt 8 under hela experimentet (figur 21). Alkaliniteten var initialt drygt 1 mekv/liter för att efter en vecka ha stabiliserats till ca 0,7 mekv/liter. Resultaten från analyser av lakvattnet i skakflaskor med lera från Kungsängen visade på ett snabbt sjunkande pH-värde (figur 21). Efter tio dagar hade pH sjunkit från ca 8 till runt 3,5. Efter ytterligare drygt 20 dagar sjönk pH till omkring 2,8, ett värde som var stabilt till dess försöket avslutades efter 106 dagar.



Figur 21 Utvecklingen av pH och alkalinitet i skaktesten med lera från kvarteret Gerd (vänstra grafen) och Kungsängen (högra grafen). Varje punkt motsvarar resultat från en skakflaska eller medelvärde från två-tre skakflaskor.

4.2.2 Metaller och arsenik

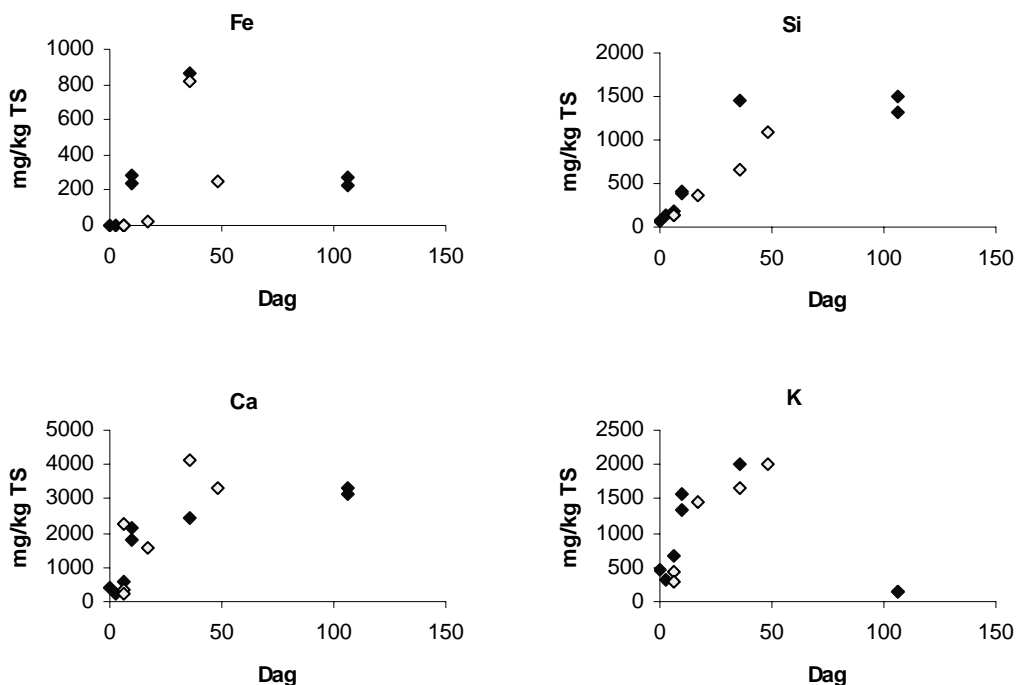
Läckaget från de undersökta lerorna presenteras som utlakad mängd ämne/mängd torkat prov. Från leran från Kungsängen observerades läckage av de flesta analyserade metallerna. För As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, och Zn påbörjades lakningen först efter ungefär tio dagar för att uppnå ett maximum efter 50 dagar (figur 22, analysresultat redovisas i bilaga 5). Härefter visade sig utlakningshastigheten avta och för As, Cd och Cu sjönk den utlakade mängden något under försökets resterande 50 dagar. Under den långa skaktiden överskred As, Cd, Cr, Cu, Ni och Zn gränsvärdena för utlakning vid test med 24-timmars skaktest (SS-EN 12457-3), medan Pb uppvisade ett mindre lankningsbenäget mönster. Lera från kvarteret Gerd gav en mycket liten eller obefintlig lakning av nämnda metaller under hela försökstiden (bilaga 6).



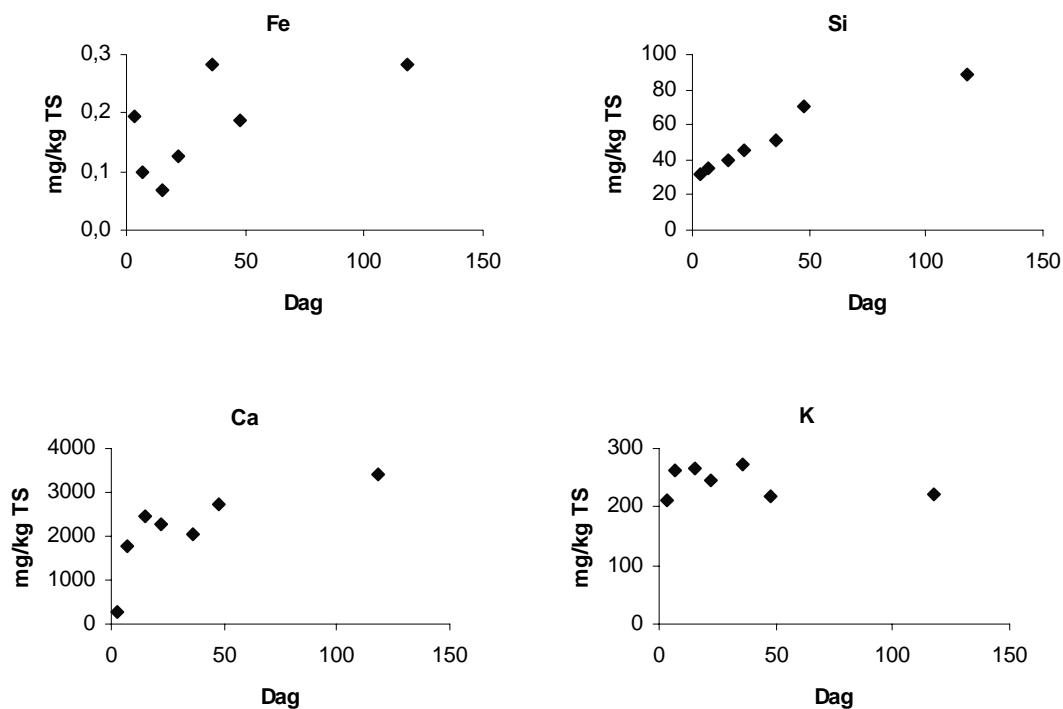
Figur 22 Ackumulerade utlakade mängder grundämnen över tiden, lera från Kungsängen. Resultat från skakning av prover inom djupintervallet 2,05-2,3 m från provtagning 1 (mörka punkter) och provtagning 2 (ljusa punkter). Streckad linje anger utlakningsgräns för inert avfall, skaktest SS-EN 12457-3.

Utlakningen av Fe, Si och K var betydligt mer omfattande från lera från Kungsängen än lera upptagen på kvarteret Gerd (figur 23 och 24). Även för dessa ämnen skedde utlakningen med en hög initial hastighet som sjönk allteftersom tiden gick. Noterbart är att mängden löst Fe och K sjönk kraftigt efter drygt 100 dagars skakning jämfört med den utlakade mängden efter knappt 50 dagar. Vidare så var Ca (förutom K, se nedan) den enda metallen där lakningen var likartad ifrån de båda lerorna. En snabb utlakningsfas på ungefär 10-20 dagar följdes av en långsammare utlakning under resten av försöket.

För metallerna Co, Mg och Mn var lakningsmönstret likartat som för redan nämnda metaller (bilaga 6). För Kungsängen ägde initialt ingen utlakning rum men efter tio dagar skedde en kraftig höjning av den lösta andelen av ämnet. Ökningen fortsatte fram till dess ca 50 dagars skakning genomförts och nivån var sedan i stort sett konstant. För dessa metaller finns inga gränsvärden uppsatta avseende utlakning. Den enda metallen som uppvisade en fortsatt stigande utlakningsgrad över försökets gång var Al, vars utlakning efter 106 dagars lakning uppgick till ca 1500 mg/kg TS från lera från Kungsängen. Precis som tidigare resultat var lakningen av Al, Co, Mg, Mn från lera från kvarteret Gerd i stort sett obefintlig. Avslutningsvis noteras att utlakningen av Na från båda lerproverna i stort sett var identisk. Här fanns heller ingen initial fas utan andelen utlakad Na är från början mellan 1000 och 1500 mg/kg TS och låg kvar på denna nivå oavsett utvecklingen i skakflaskorna i övrigt.

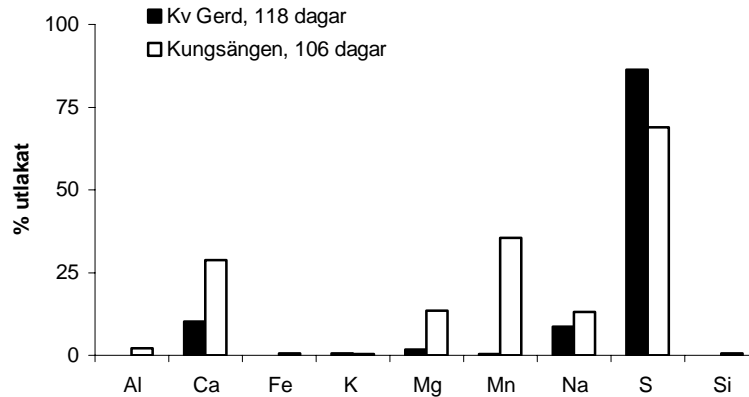


Figur 23 Ackumulerade utlakade mängder grundämnen över tiden, lera från Kungsängen. Resultat från skakning av prover inom djupintervallet 2,05-2,3 m från provtagning 1 (mörka punkter) och provtagning 2 (ljusa punkter).

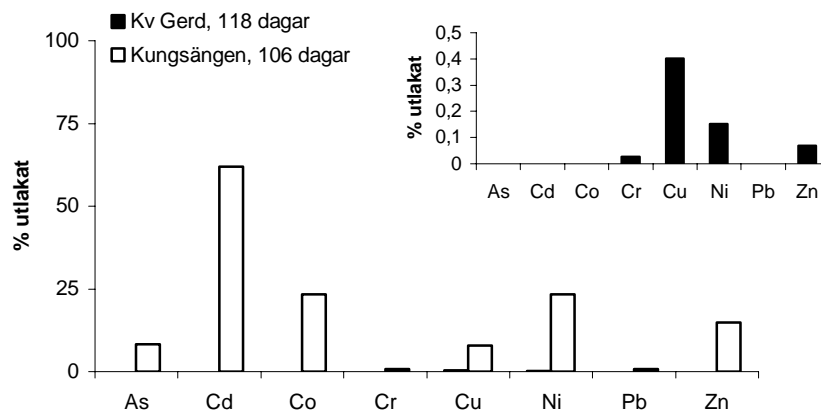


Figur 24 Ackumulerade utlakade mängder grundämnen över tiden, lera från kvarteret Gerd, provpunkt på 6,5 m djup.

Lakvattenanalyserna visade att det framförallt var Cd som lakats ur lera från Kungsängen (figur 25 och 26). Efter drygt 100 dagars skakning hade ungefär 60 % av allt kadmium gått i lösning. Det bör noteras att denna siffra uppgick till ca 80 % för provet som togs ut efter halva tiden, men resultatet i figurerna kommer från den längsta skaktiden. Bestämningen av utlakad mängd (%) skedde dock enbart utifrån lera från första provtagningen, eftersom endast denna lera blev analyserad med avseende på totalhalter (kap 3.3.1). Andra metaller som uppvisade en mobilitet i den sura miljön var Mn (36 %), Co och Ni (båda 23 %) följt av i storleksordning Zn, Mg, Na, As och Cu. Utlakningen av yttrium presenteras inte i figur men det kan noteras att den uppgick till ca 23 %. Andelen utlakad Ca var tre gånger så stor från lera från Kungsängen jämfört med kvarteret Gerd (29 respektive 10 %).



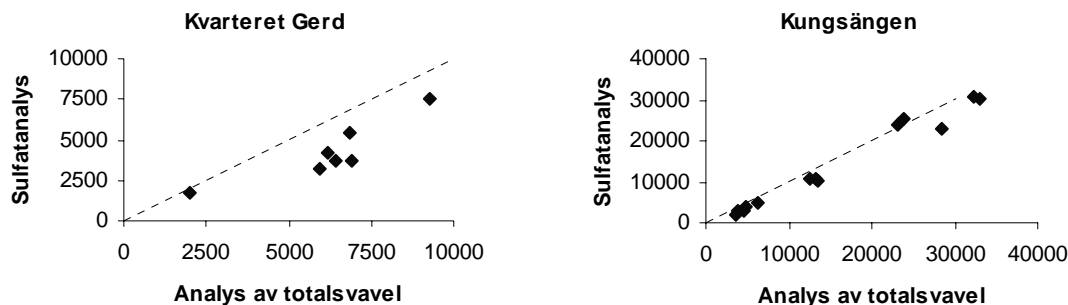
Figur 25 Ackumulerad utlakning från sulfidlera från kvarteret Gerd och Kungsängen i skaktest. För kvarteret Gerd bygger resultatet på ett enkelt prov, för Kungsängen är dubletter analyserade. Högre värden kan ha iakttagits i tidigare skeden av försöket.



Figur 26 Ackumulerad utlakning från sulfidlera från kvarteret Gerd och Kungsängen i skaktest. För kvarteret Gerd bygger resultatet på ett enkelt prov, för Kungsängen är dubletter analyserade. Högre värden kan ha iakttagits i tidigare skeden av försöket.

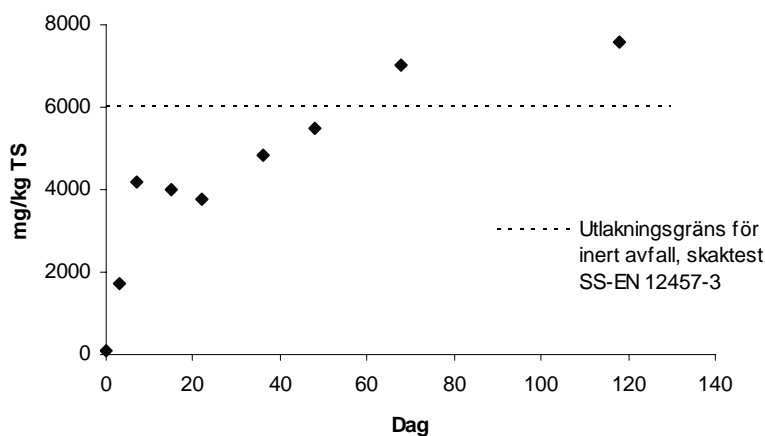
4.2.3 Svavel

I studien utfördes två bestämningar av utlakat svavel i lakvattnet, dels genom analys av sulfathalten i vattnet (egen analys) och dels via bestämning av totalhalten S i vattnet (beställd analys), se 3.4.2 och 3.4.3. Efter antagande att de uppmätta svavelhalterna i totalhaltsbestämningen förelåg som sulfat i lakvattnet utfördes ett test av överrensstämningen mellan analyserna (figur 27 och bilaga 8). De båda analyserna gav något avvikande resultat oavsett lerans ursprung. Resultaten blev i de allra flesta fall högre med totalanalys jämfört med den på egen hand genomförda sulfatanalysen. Avvikelse bekräftades också genom analys av ett blindprov, och kan bero på ICP-analysens bristande noggrannhet vid höga halter.

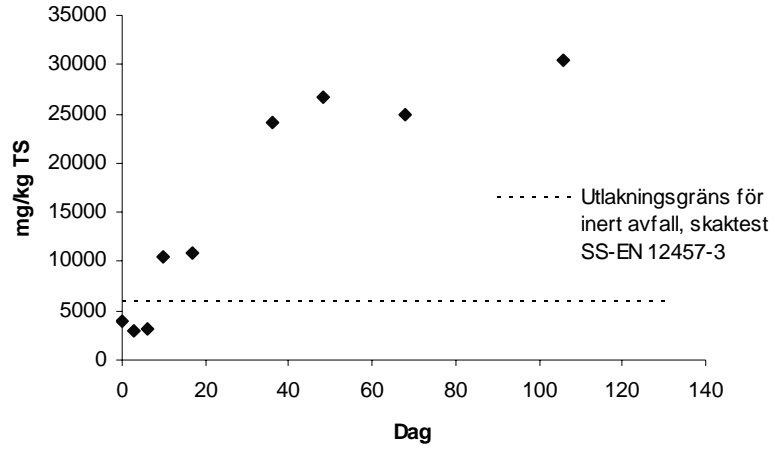


Figur 27 Jämförelse av sulfatanalyser (utlakad mängd svavel i mg/kg TS).

Den uppmätta utlakningen av svavel från lerorna byggde på de genomförda sulfatanalyserna av lakvattnet och resultatet visade att drygt 80 % av svavlet i leran från kvarteret Gerd läckte ut efter 118 dagars skakning (figur 25). Motsvarande siffra för Kungsängen var nästan 70 %. Utlakningshastigheten av svavel, som ger ett mått på oxidationshastigheten, erhöles som lutningen hos en inlagd trendlinje (bilaga 9). Två faser kunde urskiljas, där den initiala fasen hos leran från kvarteret Gerd var kortare med en marginellt högre utlakningshastighet ($6,1 \cdot 10^{-6}$ mol S/g TS) jämfört med leran från Kungsängen ($5,6 \cdot 10^{-6}$ mol S/g TS). Den något snabbare hastigheten kan förklaras av att monosulfider (AVS) oxiderar lättare än pyrit. Innehållet av svavel var högre i leran från Kungsängen och kan förklara den längre initiala fasen. Utlakningshastigheterna sjönk sedan under försökets gång. Utlakningen efter drygt 100 dagar var mycket högre från leran från Kungsängen (30 000 mg/kg TS) jämfört med kvarteret Gerd (7 500 mg/kg TS), se figur 28 och 29. Den gräns för utlakning från inert avfall som anges i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) gäller för 24 timmars skaktest SS-EN 12457-3, och den här gränsen passerades efter ca 10 dagar hos leran från Kungsängen. Skillnaderna är säkert ett resultat av att svavelinnehållet från början var högre i leran från Kungsängen. Således innehöll denna lera mer svavel (per kg TS) som hade möjlighet att laka ut.



Figur 28 Ackumulerad utlakning av SO_4^{2-} över tiden från lera från kvarteret Gerd, medelvärden. Utlakningsgränsen gäller vid 24-timmars skaktest SS-EN 12457-3 (NFS 2004:10).



Figur 29 Ackumulerad utlakning av SO_4^{2-} över tiden från lera från Kungsängen, medelvärden. Utlakningsgränsen gäller vid 24-timmars skaktest SS-EN 12457-3 (NFS 2004:10).

5 DISKUSSION

Nedan diskuteras resultaten från de laborativa studierna i två inledande avsnitt. Därefter diskuteras ett tänkbart upplägg av ett riskanalysförfarande och diskussionen avslutas med att de undersökta lerorna riskklassas enligt föreslagen riskbedömningsmetodik som exempel.

5.1 ANALYSER PÅ FAST MATERIAL

De undersökta lerorna från kvarteret Gerd i centrala Uppsala och från ett dike väster om Kungsängens gård uppvisar en kemisk sammansättning som ligger i linje med leror runt om i Uppland (Snäll, 2004). Sohlenius & Öborn (2003) skriver att sulfidhaltiga sediment inte uppvisar högre halter av Al, Cu, Cd, Mn, Co och Ni än sulfidfria sediment i samma områden och en jämförelse mellan lerorna som undersökts i denna studie och angivna bakgrundsvärden styrker den slutsatsen. Lerornas innehåll av Cr ligger högre än dessa bakgrundsvärden, och från en provtagningspunkt erhöles en Cr-halt över Naturvårdsverkets riktvärde för förorenad mark (känslig markanvändning). Med tanke på avsättningsmöjligheterna för schaktmassor torde inte detta utgöra något problem, och uppmätta halter är låga jämfört med en del naturmaterial, såsom bergkross och grus. Noterbart vid jämförelse mellan undersökta leror och andra naturmaterial är lerornas högre halter av Fe som kan förklaras av innehållet av järnsulfider i sedimenten. Förhöjda järnkoncentrationer uppmättes också i sulfidhaltig lera i samband med E4-bygge mellan Uppsala och Läby 2003 (Laurell, pers. medd., 2005). Skillnaden i Ca-innehåll mellan de båda lerorna är också tydlig, och kan förklaras av det högre kalkinnehållet i leran från kvarteret Gerd.

Lerornas innehåll av buffrande karbonater undersöktes med Passons apparat som ger en uppskattning av kalkinnehållet i ett jordmaterial. Den betydligt högre kalkhalten i leran från kvarteret Gerd (ca 10 %) skulle kunna förklaras av den ansevärd mängd snäckskal som avlagrats i dessa sediment. Enstaka skal kunde också skyntas i leran i Kungsängen men här var kalkhalterna i princip obefintliga. De låga kalkmängderna på Kungsängen har också påvisats av bl a Kirchmann (1991) och Järnefors (1958), och påverkar denna leras buffringskapacitet negativt. Även om skillnaderna i kalkhalt i de undersökta lerorna är tydliga så är Passons metod inte fri från felkällor. Framförallt påverkas resultatet av efter hur lång tid avläsning sker. I undersökningen skedde avläsningen då en hörbar fräsning upphörde, men det kan ha funnits kalk kvar som ännu ej hunnit reagera. En annan risk skulle kunna vara att avgången koldioxid löser sig i vattnet i U-röret med avläsningsskalan, något som dock inte kunde påvisas under studien. Gemensamt för dessa felkällor är dock att de leder till en underskattning av kalkinnehållet. I övrigt bör nämnas att kornstorleken på de testade proverna inte kontrollerades mer än att sönderdelning skedde i mortel. Den snabbväg som användes gav svar med en noggrannhet på en hundradels gram.

Analyserna av kalkinnehåll på naturfuktig lera, torkad lera och glödgad lera utfördes för att undersöka påverkan från provhantering. Fuktiga prov gav i tre fall av fyra en högre halt jämfört med prover som torkats i värmeskåp över natten. Detta beror förmodligen på att en del av sulfiderna i provet oxiderar under torkningen och producerar syra. Denna syra neutraliseras sedan av kalken i provet vilket minskar kalkhalten från det ursprungliga fuktiga provet. Den kännbara avgången av H₂S kan också ha bidragit till ett något högt

värde i form av att en större mängd gas avgick från provet i samband med mätningen av kalkhalt med Passons apparat (inte enbart koldioxid). Prover som efter torkning genomgått glödning i 550°C uppvisade ytterligare lägre kalkhalter än de prover som enbart torkats i värmeskåp. Enligt Talme & Almén (1975) sker upplösning av kalцит (kalciumkarbonat) först vid 898°C och det antogs därför i beräkningarna att enbart organiskt material gått förlorat under glödningen. Viktminskningen till följd av glödning kan också bero på att en del lermineral blir av med kristallvatten i de höga temperaturerna (Talme & Almén, 1975). Den lägre kalkhalten kan förklaras av att proverna förvarats i torkat tillstånd under ca två månader och att ytterligare sulfidoxidation skett under glödningen med upplösning av kalk som följd.

Oxidationen av sulfider i de upptagna proverna kan ha påverkat resultatet av beställda analyser av organiskt kol och totalkol, som borde ha givit olika resultat med tanke på kalkhalten i leran. Enligt flera undersökningar (Canfield m.fl., 1986; Morse & Cornwell, 1987; Wiklander m.fl., 1950) producerar oxidationen av järnsulfider i ett första steg elementärt svavel, vilket detekterats i analyser av förtorkade prover. Då försurningsverkan sker först när det elementära svavlet oxiderar med syre och vatten innebär det att någon upplösning av kalk inte borde ske i ett torrt prov som lagras. Leran har dock en hög vattenhalt, vilket gör att elementärt svavel förmodligen oxiderar vidare med produktion av syra som följd. Detta gör att analyser av kalkhalt i det yttre oxiderade lagret på leran bör undvikas. Under studiens gång observerades en successiv ökning av det oxiderade lagrets djup hos de lerprover som förvarades i kylrum. I små prover som skickas för analys finns därför en risk att upplösningen av kalцит påbörjats redan innan provet har ankommit till analysföretaget.

Totalhaltsanalyserna visade höga koncentrationer av svavel i de båda lerorna, där två prover från Kungsängen innehöll mer än 1,4 % totalsvavel. Däremot visade inte provsvaren någon ökning av svavelhalterna på större djup, utan halterna på de undersökta platserna tenderade istället att sjunka med djupet. Inte heller tidigare analyser av lera från Kvarngärdet 58:1 (maj -04), kvarteret Gerd (nov -04) och Kungsängen 1:23 (juni -05) har visat på entydigt ökande halter med djupet. Att analysen av reducerbart oorganiskt svavel (ej sulfatsvavel och organiskt bundet svavel) i tre av fem fall gav högre svavelinnehåll än totalhaltsanalysen är ett förvånande resultat. Det är svårt att säga vad som ligger bakom, men det kan antas att det vid totalhaltsanalysen skett förluster genom avgång av H₂S i samband med tillsats av stark syra. Skillnaderna är dock inte stora och med tanke på att analyser enbart utförts på enkla prover kan som enda slutsats dras att lerornas innehåll av organiskt bundet S och sulfat-S förmodligen är mycket lågt. I sediment undersökta av Cornwell & Morse (1987) motsvarade sulfat-S enbart 0,5 % av TRIS vilket stärker det senare antagandet.

Svavelanalyserna visade att svavelinnehållet i leran från kvarteret Gerd domineras av AVS och inte TRIS. Detta förklarar lerans svarta färg, men resultatet strider en aning mot uppfattningen att pyrit utgör huvuddelen av sulfidinnehållet i sulfidhaltiga sediment i Mälardalen (Sohlenius & Öborn, 2003). Den höga halten AVS förklarar dock den tydliga avgången av H₂S i samband med karbonatanalys av fuktiga prov från kvarteret Gerd. Vid tillsats av syra upplöses monosulfiderna och svavlet avgår i gasform.

Leran från kvarteret Gerd fick höga värden på nettoneutralisationspotentialen (NNP), framförallt på grund av ett högt kalkinnehåll. Höga svavelhalter och låga kalkhalter gav proverna från Kungsängen stora negativa NNP-värden, som alltså indikerar att en försurande oxidation av sulfiderna i denna lera skulle leda till en potentiell pH-sänkning. Vid beräkningen har antagits att svavlet förekommer som pyrit, men AVS-analyserna visar alltså att leran från kvarteret Gerd domineras av monosulfider. Vid fullständig oxidation genererar dessa mindre mängd syra än till exempel pyrit, och därmed skulle NNP-värdet för leran vara i underkant. Innehållet av AVS gör dock leran mer försurningskänslig eftersom monosulfider (även i syrefri miljö) upplöses vid tillsats av syra och genererar ökade mängder S och Fe i lakväsken.

5.2 ANALYSER PÅ LAKVATTEN

I leran från Kungsängen ledde oxidationen av sulfiderna i leran till att det initiala pH-värdet i lakväsken (omkring 8) snabbt sjönk till knappt 3, ett värde som sedan var stabilt under resten av försöken. Liknande utveckling av pH-värdet rapporteras också från Wiklander m.fl. (1950) som också utförde långtida skaktester på sulfidhaltig lera. I enlighet med teorin sjunker även alkaliniteten och nådde en nollnivå någonstans mellan pH 4 och 6. Utvecklingen av pH och alkalinitet i skakflaskorna motsvarade resultatet av beräkningarna av nettoneutralisationspotentialen, där leran från Kungsängen erhöll negativa värden. I skakflaskor innehållande kalkhaltig lera från kvarteret Gerd befann sig pH och alkalinitet på en stabil nivå genom hela försöket och även detta resultat ligger i linje med beräknat NNP-värde. De tydliga trender som dock har erhållits visar att en sulfidlera med NNP-värden < 0 potentiellt kan ge mycket sura lakvatten. Det bör dock påpekas i sammanhanget att skaktester utsätter leran för en miljö som enbart ytan av en upplagd lermassa kommer att befinna sig i, och att resultatet får ses som det absolut värsta scenariot.

Leran från kvarteret Gerd gav inte ifrån sig några anmärkningsvärda mängder metaller men i samband med den kraftiga pH-sänkningen i leran från Kungsängen observerades läckage. Framförallt lakades Cd ur, följt av Co, Ni, As, Cu och Zn och dessa metaller har också observerats som mer rörliga i sura sulfatjordar (Sohlenius & Öborn, 2003; Åström, 2001). Vid resultatredovisningen valdes att jämföra de utlakade mängderna med angivna gränsvärden för material som kan betecknas inert avfall. Dessa värden överskreds av de flesta metaller under de långa skaktesterna, men det bör noteras att gränsvärdena i Naturvårdsverkets föreskrifter, NFS 2004:10, gäller för skaktest SS-EN 12457-3 som enbart pågår i 24 timmar. Skaktesterna som utförts i denna studie kan förmodligen mer liknas vid tillgänglighetstest som ger den potentiella urlakningen, men några gränsvärden för denna typ av test existerar ej. Efter ett dygn hade lakningen från leran knappt startat men det är tydligt att lakningen är beroende av en kraftig pH-sänkning. Flera metaller uppvisar ett lagningsmönster där den lösta andelen ökar under försökets första hälft (50 dagar), varefter urlakningen avstannar och för en del metaller minskar den lösta mängden. Varje tidpunkt representeras av ett prov lera, och det exakta innehållet kan variera något mellan proven. En annan förklaring kan vara att det efter 50 dagar inställs någon form av jämviktsläge där tidigare lösta metaller åter binds till negativt laddade lerminerallytor.

Oxidationen av sulfider leder till att järn(II)joner frigörs. Vid höga pH-värden och god syretillgång kommer dessa att oxidera till trevärt järn som faller ut som rödgul, svårlöslig

järn(III)oxid, $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Det är förmodligen detta som gav låga halter utlakat järn i skakflaskorna med lera från kvarteret Gerd. Nämn oxidation ägde också rum i skakflaskorna med lera från Kungsängen, men här ledde den sura miljön till att det trevärda järnet återfanns i löst form vilket gav de betydligt högre utslagen vid lakvattenanalys. I slutet av försöken skedde dock en minskning av mängden löst järn i det sura lakvattnet och det kan indikera på en utfällning av mineralet jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), som är stabilt vid lägre pH-värden än $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Nordstrom, 1982). Detta skulle också kunna förklara en del av den minskade mängden löst K, men kaliumhalten i det sista lakvattenprovet är för låg för att förklaras enbart av detta. Utlakningen av Na skedde direkt och den lösta halten låg sedan kvar på samma nivå, något som tyder på att Na förmodligen fanns främst i porvattnet och i mycket liten grad i själva leran.

I samband med den syraproducerande sulfidoxidationen sker också en upplösning av lerans innehåll av kalk, vilket genererar höjda mängder utlakad Ca i vattnet. Att den procentuella utlakningen var större från lera från Kungsängen än kvarteret Gerd kan förklaras av att innehållet av Ca i den senare från början var mycket större. Det kan också finnas Ca bundet till leran i Kungsängen som vid en sänkning av pH går i lösning via jonbytesprocesser. Eftersom sulfiden vid oxidation genererar SO_4^{2-} , skulle en utfällning av gips (CaSO_4) vara möjlig och skulle kunna förklara den sjunkande halten löst Ca i skakflaskorna med lera från Kungsängen.

5.3 KOMMENTARER KRING SKAKTEST

Ett skaktest liknande det som har utförts i studien ger ingen optimal verklighetsbild. Dessutom har försöken utförts i ett laboratorium inomhus, där temperaturen ständigt legat runt 20°C , vilket förmodligen har skyndat på de kemiska processerna. Däremot kan stänk från skakflaskorna (där både vatten och en del lera försvunnit från provmängden) ha gett en underskattning av utlakade mängder. Skakningen av lera från Kungsängen skedde i två omgångar där provmängderna varierade (10 resp. 20 g), men skillnaderna i resultat var mycket små och indikerar på att provmängden var av mindre betydelse. I de flaskorna där 10 g lera skakades fastnade dock en del lera på flaskans insida.

Det faktum att L/S-kvoten byggde på fuktig lera och inte torkad (som brukligt är) gav förmodligen ingen direkt negativ effekt. Wiklander m.fl. (1950) utförde liknande skaktester med två olika L/S-kvoter (2 och 6) och observerade samma utveckling av pH som i den här undersökningen. Luftningen av skakflaskorna fungerade bra, förutom vid ett tillfälle då strömmen bröts under ett antal timmar. Det är dock svårt att dra några slutsatser om de olika luftningssystemen för kvarteret Gerd respektive Kungsängen påverkade resultaten. Under försökets gång upprätthölls en kraftig bubbling i samtliga flaskor oavsett innehåll, vilket borde ha minimerat dessa risker.

Wadstein m.fl. (2002) beskriver olika lakteter för oorganiska ämnen, och dessa metoder skulle kunna vara alternativ till det test som använts i den här studien. Det finns dock en del tänkbara problem som kan uppstå. Ett kolonnförsök (perkolförsök) är inte lämpligt för täta material, till exempel leror. Det tvåstegs skaktest (SS-EN 12457-3) som också föreskrivs att användas vid grundläggande karakterisering av avfall ska ske vid två olika L/S-kvoter, mellan vilka provet ska filtreras och nytt vatten tillsättas. Att filtrera ett fint

material som lera är förmodligen inte enkelt och metoden rekommenderas inte heller för tät material som leror (Wadstein m.fl., 2002). Ett analysföretag som kontaktats meddelade dock att filtret tas med i det andra steget, vilket kan vara en lösning på problemet. Den metod som skulle kunna användas för att ge ett snabbare resultat än ett långvarigt skaktest är tillgänglighetstest. Den metod som beskrivs i Wadstein m.fl. (2002) innehåller dock ett filtreringssteg som kan ge problem, men kanske kan metoden justeras så att den bättre passar lera. Tyvärr är inte tillgänglighetstest angivna i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10), men här står att ”i de fall där nämnda testmetod inte är tillämpbar skall en metod där kemisk jämvikt avses uppnås mellan avfall och lakvatten användas”. Oxidationen av sulfider är ingen jämviktsreaktion, men vid undersökning av lättvittrade material (som sulfidmineral) där vittringsprocessen dominerar över mängden infiltrerat vatten som utlakningsprocess kan tillgänglighetstest vara relevant (Wadstein, pers. medd., 2005). Metoden skulle ge ett snabbt svar på de potentiella pH- och utlakningseffekterna.

Sammanfattningsvis ger resultaten från de genomförda skaktesten enbart en antydning om vad som potentiellt kan ske på lång sikt vid en oxidation av sulfidlera från Uppsala. För att undersöka utvecklingen i en mer verklighetsanknuten miljö skulle till exempel ett fukt-kammarförsök kunna genomföras.

5.4 UNDERLAG FÖR RISKANALYS

Nedanstående underlag för riskbedömning av sulfidlera från Uppsala bygger främst på de resultat som erhållits i den laborativa delen av examensarbetet och ska ses som ett förslag på hur en riskanalys skulle kunna genomföras.

5.4.1 NNP

Skaktesten visar tydligt att en sulfidlera i avsaknad av kalk kan generera mycket sura lakvatten. Eventuella jonbytesprocesser eller inverkan av organiskt material tycks inte i längden ge någon avgörande effekt på den försurande verkan som oxidationen av sulfider ger. Resultaten pekar på att det är svavelhalten och kalkinnehållet som främst påverkar pH-utvecklingen och därmed utlakningen av metaller. Därför bör en riskbedömning starta med att bestämma lerans NNP-värde. Det finns många olika sätt att bestämma denna parameter (beskrivna i rapporten) och resultaten kan skifta. Ett konsultföretag i Uppsala skickade sulfidlera till två olika analysföretag för bestämning av materialets neutraliserande potential. Det ena företaget utförde analys enligt Sobek (1978) och erhöll överlag positiva värden på NP, medan resultaten från den andra analysen, gjord efter Kungl. Lantbruksstyrelsen (1950), delvis var negativa. Båda dessa metoder gav enbart materialets syraneutraliserande förmåga, inte innehållet av kalk, men visade att metodvalet kan påverka resultaten. I den här studien användes Passons apparat, och härigenom erhålls en uppskattning av kalkhalten. Eftersom det är denna parameter som visar sig ha betydelse för materialets neutraliseringsförmåga i längden, föreslås en metod som ger kalkhalt och inte enbart en syraneutraliserande förmåga. För att kunna jämföra analyser av lera från olika platser bör hursomhelst samma metod användas.

Även bestämningen av AP (syrapotentialen) kan variera, men här dominerar användningen av materialets totalsvavelhalt. Oavsett vilken form svavlet befinner sig i så ger den här metoden en överskattning av AP eftersom allt svavel inte förekommer som pyrit. En del

förluster vid bestämning av totalsvavelhalt kan dock minska denna effekt något, men metoden duger förmodligen bra till att bestämma AP. Förekomsten av sulfatsvavel är mycket låg i leran och mängden svavel som är bundet i organiskt material har också konstaterats vara liten.

För att göra en riskbedömning utifrån NNP-värdet måste kriterier för vad som är acceptabelt tas fram. De riktlinjer som finns handlar främst om sulfidhaltigt gruvavfall. I British Columbia (delstat i västra Kanada) finns riktlinjer som konstaterar att sulfidmaterial med en negativ NNP sannolikt kan ge upphov till surt lakvatten (Price & Errington, 1995, genom EnviroMine, 2005b). Vidare anses i dessa riktlinjer den syraproducerande potentialen osäker om kvoten mellan NP och AP understiger 4, vilket ger en stor gråzon där riskerna är svåra att förutspå. Sobek (1978) anger istället att material med en NNP som understiger $-5 \text{ kg CaCO}_3/\text{ton TS}$ anses som potentiellt toxiskt ur en syraproducerande synvinkel. Värdet bygger på acid base accounting (ABA) där NP bestäms enligt en titreringsmetod som ger materialets kalkverkan och inte kalkinnehåll. Det påpekas i materialet att den valda gränsen är godtycklig men korresponderar till utförda undersökningar, samtidigt som en högre gräns skulle göra flera naturliga jordmaterial potentiellt försurande (Sobek, 1978). I utredningsmaterial från Uppsala (PM Sulfidlera, Bjerking AB, 2005-06-13) anges gränsvärdet $5 \text{ kg CaCO}_3/\text{ton TS}$ vilket förmodligen bygger på ett missförstånd i kontakten med SGI. Resultaten från den här studien på lera från Uppsala bygger på material med mycket tydliga NNP-värden och ger ingen direkt vägledning i framtagningen av riktlinjer. Om AP bygger på totalsvavelhalt i leran och NP tas från mätning av kalkhalten föreslås dock att NNP-värden < 0 används som gränsvärde för lera som är potentiellt försurande.

5.4.2 Läckage av metaller och svavel

Oavsett om lerans NNP är större eller mindre än angivet gränsvärde så kommer oxidation av sulfider i leran leda till läckage av svavel till lakvattnet. Däremot visar resultaten från studien att läckage av metaller från leran är beroende av en pH-sänkning och därmed inte är aktuellt när leran har ett högt NNP-värde.

Vid framtagandet av detta förslag till underlag för riskbedömning har inspiration hämtats från metodiken för inventering av förorenade områden (MIFO) som beskrivs i Naturvårdsverket (2002). Till exempel kan *farligheten* hos de läckande metallerna rangordnas enligt Naturvårdsverket (2002). Att tala om *föroreningsnivå* i detta sammanhang är inte riktigt rättvisande eftersom leran inte är ett förorenat jordmaterial, men tillsammans med gränsvärden för utlakning i samband med 24-timmars skakttest (NFS 2004:10) kan det observerade läckaget (i %) ge en uppskattning av en maximal godtagbar halt i det fasta materialet (i mg ämne/kg TS). Om leran har lägre halter av de rörliga metallerna bör inte lakningen överstiga gränserna för inert avfall. I tabell 4 ges därför förslag på tänkbara gränser hos de metaller som befanns mer rörliga än andra. Innehållet i tabellen baseras på resultatet från skakning av lera från Kungsängen (NNP <5) och utlakningsgränser för inert avfall angivna i NFS 2004:10.

Tabell 4 Förslag till kriterier vid bedömning av utlakningsrisker från sulfidlera med NNP < 5

Element	Gräns för inert avfall (mg/kg TS) ¹	Läckage (%) ²	Max halt i prov (mg/kg TS) ³
As	0,5	8	6,25
Cd	0,04	62	0,06
Cr	0,5	0,8	62,5
Pb	0,5	0,7	71,4
Cu	2	8	25
Ni	0,4	23	1,7
Zn	4	15	26,7
S	6000	86 ⁴	7000

¹Från Naturvårdsverkets föreskrifter, NFS 2004:10, för tvåstegs skaktest (SS-EN 12457-3)

²Observerat läckage efter 106 dagars skakning med luftning, antagen potentiell utlakningsgrad (bilaga 7)

³Max halt = Gräns för inert avfall/(läckage/100)

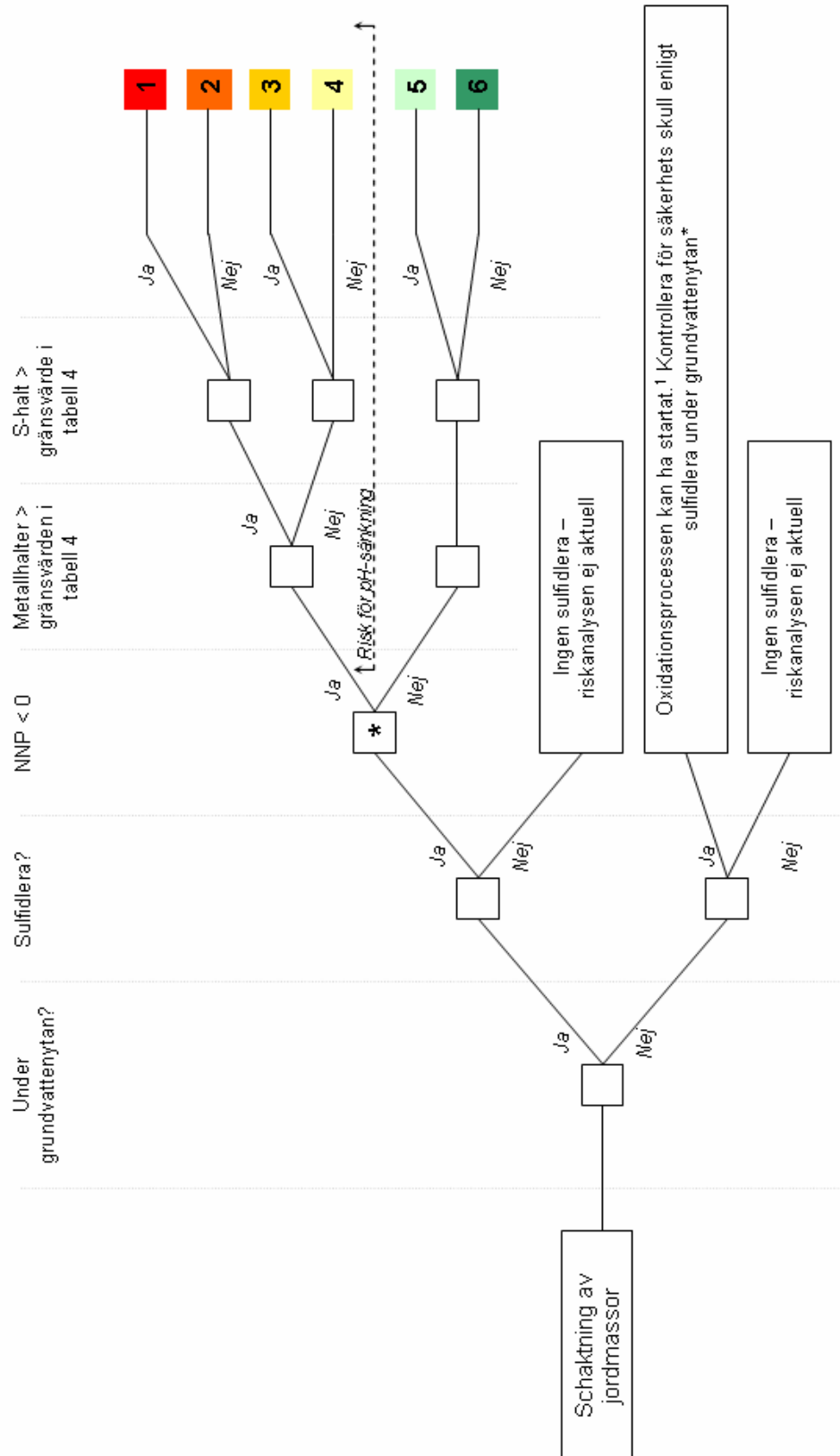
⁴Observerat läckage från lera från kvarteret Gerd (NNP > 5)

5.4.3 Beslutsträd

Utifrån uppsatta kriterier upprättades ett händelseträd/beslutsträd som vägledning vid riskbedömningen (figur 30). Efter genomförda analyser på leran används detta träd tillsammans med uppställda gränsvärden för fastanalyser (till exempel enligt tabell 4) för riskklassning av den sulfidhaltiga schaktmassan. När klassningen är genomförd används en sammanfattande tabell för avläsning av hur leran kan tänkas bete sig och vilken hantering som är lämplig.

5.4.4 Sammanfattande tabell

De riskklasser som finns i beslutsträdet finns efter att riskklassningen är genomförd tabellerade tillsammans med några kommentarer kring lerans egenskaper och vad som bör iakttas vid hanteringen av leran (tabell 5).



¹Tecken på att oxidationsprocessen startat är röda rostutfällningar och/eller lägre pH (normalt knappt 8).

Figur 30 Händelse/beslutsträd för riskanalys.

Tabell 5 Sammanfattande tabell i samband med riskklassning av sulfidlera

Riskklassning enligt beslutsträd	Viktigt att tänka på vid hantering av leran
1	Leran bör inte exponeras för luft och vatten, då risken för pH-sänkning är stor och läckage av metaller och svavel är potentiellt större än för inert avfall.
2	Leran bör inte exponeras för luft och vatten, då risken för pH-sänkning är stor och läckage av metaller är potentiellt större än för inert avfall.
3	Leran bör inte exponeras för luft och vatten, då risken för pH-sänkning är stor och läckage av svavel är potentiellt större än för inert avfall.
4	Leran bör inte exponeras för luft och vatten, då risken för pH-sänkning är stor. Risken för läckage av metaller och svavel (> gränsvärdet för inert avfall) är dock liten.
5	Leran är ej pH-sänkande, men vid exponering av luft och vatten finns potential för utlakning av svavel > gränsvärde för inert avfall.
6	Leran är ej pH-sänkande, och risken för läckage större än gränsvärde för inert avfall anses minimal.

5.4.5 Sammanfattande diskussion

I samband med riskbedömningen är det ytterligare några punkter som bör övervägas. Först handlar det om vilka avsättningsmöjligheter som existerar för en lera, sulfidhaltig eller inte. Under studiens gång har egentligen bara tre tänkbara alternativ kommit fram, nämligen att:

- Leran används vid landskapsmodulering, till exempel i samband med sluttäckning av en deponi.
- Leran används vid bygge av bullervallar, förslagsvis som kärna täckt av ett relativt tätt och inert material.
- Leran deponeras.

Underlaget ovan och resultatet av den laborativa studien utgår från att leran exponeras fullständigt för luft och nederbörd. Även vid en uppläggning på deponi är detta förmodligen inte fallet, trots lerans sprickbenägenhet. Vid nederbörd sväller leran återigen och tätheten ökar, vilket påverkar hur stor mängd av den nedfallna nederbörden som perkolerar ner till grundvattnet respektive avrinner på ytan. Uppläggningsplatsens utformning och läge kan också påverka storleken på avdunstningen från leran.

Vid undersökningen av upplagda sulfidleror kunde trots allt en tydlig sprickbildning observeras. Detta kommer att påverka hur nederbörd transporteras genom upplaget och också hur stor del av den deponerade leran som bidrar med försurande ämnen och läckage av metaller. Spricksystemet ger enligt Brücher (2002) upphov till ett ”fingerflöde” eller sprickflöde som innebär att vatten kan förflytta sig snabbt nedåt i profilen utan större växelverkan med omgivningen. Det ”diffusa” flödet genom övriga upplaget är av mindre omfattning och härifrån sker utlakningen mer fördröjd och utdragen. Frågan om sprickflöde har uppstått i samband med uppläggningsstudien av lera i Vedyxa och på Hovgården går inte att svara på utifrån den genomförda studien. Det uteblivna lakvattnet i dräneringsrören kan bero på flera faktorer, till exempel liten mängd nederbörd sedan massorna lades upp, lerans täthet eller att hålen i röret satts igen av lerpartiklar.

Vidare kan det diskuteras för vem eller vad som den försurande effekten är skadlig. En uppläggning av sulfidhaltig och potentiellt pH-sänkande lera i nära anslutning till en liten bäck kan förmodligen ge en påverkan på bäcken i form av ett sänkt pH och förändrad livsmiljö för såväl växter som andra organismer. Däremot borde utspädning leda till att påverkan på en slutlig recipient blir nästintill försumbar. Då kan risken för en påverkan av grundvattnet vara större, med hänsyn till ovanstående diskussion av lerans täthet. En uppläggning av lera långt från dricksvattenbrunnar borde dock inte skapa några framtida problem av rang, men detta påverkas givetvis av upplagets storlek och läge i förhållande till eventuella brunnar.

5.5 RISKANALYS – EXEMPEL PÅ UNDERSÖKTA LEROR

Som avslutning utförs en riskklassning av de i studien undersökta lerorna i enlighet med det framtagna förslaget. I tabell 6 sammanfattas för riskbedömningen erforderliga parametrar för både kvarteret Gerd och Kungsängen.

Tabell 6 Bakgrundsdata vid riskbedömning av lera från kvarteret Gerd och Kungsängen. Samtliga uppgifter bygger på resultat från den genomförda undersökningen

Parameter	Kvarteret Gerd	Kungsängen
Under grundvattenytan	Ja	Ja
Sulfidlera	Ja	Ja
NNP < 5 kg CaCO ₃ /ton TS	Nej (medel 57)	Ja (medel -37)
<i>Totalhalter¹ (mg/kg TS)</i>		
As	5,3	5,8
Cd	0,10	0,13
Cr	106	105
Pb	20	23
Cu	30	35
Ni	38	45
Zn	92	107
Svavelhalt (mg/kg TS) ¹	5600	12300
Riskklassning ²	6	1
Kommentar	Leran är ej pH-sänkande, och risken för läckage större än gränsvärde för inert avfall anses minimal.	Leran bör inte exponeras för luft och vatten, då risken för pH-sänkning är stor och läckage av metaller och svavel är potentiellt större än för inert avfall.

¹Medelvärde av totalhalter från samtliga provpunkter på provtagningsplatsen

²Utförd enligt föreslagna gränsvärden i tabell 5 och händelsetråd i figur 30

6 SLUTSATSER

Från den genomförda studien kan följande slutsatser dras:

- Potentiellt kan en sulfidlera med lågt innehåll av buffrande element såsom kalk ge upphov till ett mycket surt lakvatten. I de utförda skaktesterna förbrukades alkaliniteten snabbt i den kalkfattiga leran från Kungsängen och pH sjönk kraftigt inledningsvis för att stabiliseras på en låg nivå. Vidare visar resultaten från skaktesten att ett högt innehåll av kalk gör risken för pH-sänkning försumbar medan organiskt material och jonbytesprocesser spelar en mindre roll i sammanhanget.
- Vid den kraftiga försurningen som genereras från oxidation av sulfider sker läckage av metaller. Procentuellt är det framförallt Cd som lakas ur, följt av Mn, Ca, Co, Ni, As, Cu och Zn. Genereras ett mycket lågt pH kan Fe förbli i lösning och följa med lakvattnet. Förutom metaller erhålls oavsett utvecklingen av pH ett kraftigt läckage av S, som ett resultat av nämnda sulfidoxidation. Utlakningen kan leda till höga halter lösta grundämnen och utfällning av jarosit (sur miljö) och gips kan eventuellt inträffa.
- Eftersom försurningsrisken påverkas av lerans innehåll av svavel och buffrande kalk bör en riskbedömning utgå från lerans nettoneutralisationspotential, NNP. För att underlätta jämförelser mellan lera från olika platser bör en gemensam analysplan upprättas där analysmetoder framgår. Vid riskklassning av leran skulle till exempel den i rapporten föreslagna metodiken kunna användas.

7 REFERENSER

7.1 TRYCKTA REFERENSER

- Appelo, C.A.J. & Postma, D., (1994). *Geochemistry, groundwater and pollution*, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Berner, R.A., (1984). Sedimentary pyrite formation: An update. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 605-615.
- Boesen, C. & Postma, D., (1988). Pyrite formation in anoxic environments of the Baltic. *American Journal of Science* 288, 575-603.
- Brady, N.C. & Weil, R.R., (2002). *The Nature and Properties of Soil*, 13th ed., Pearson Education, Inc., New Jersey.
- Brücher, J., (2002). *Hantering av sulfidhaltiga jordar*. MoRe Research. Projektnummer 1750 095.
- Burgman, M. A., (2005). *Risks and decisions for conservation and environmental management*. New York, Cambridge University Press.
- Canfield, D.E., Raiswell, R., Westrich, J.T., Reaves, C.M. & Berner, R.A., (1986). The use of chromium reduction in the analysis of reduced inorganic sulfur in sediments and shales. *Chem. Geol.* 54, 149-155.
- Cornwell, J.C. & Morse, J.W., (1987). The characterization of iron sulfide minerals in anoxic marine sediments. *Marine Chemistry* 22, 198-206.
- Fersters, A., (2003). *Risikanalytisk avbrudare mossens deponi och relation till Göteborgs vattentäkt, Delsjöarna*. Projektarbete, Geovetarcentrum, Avdelningen för naturgeografi, Institutionen för geovetenskaper, Göteborgs universitet. ISSN 1400-3821.
- Friis, H., (2000). *Karakterisering med fukt-kammarsförsök av anrikningssand från magasin 1 och 1B, Kristineberg*. Examensarbete 2000:074, Avdelningen för Tillämpad geologi, Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, Luleå tekniska universitet.
- Fromm, E., (1953). *Nedisning och landhöjning under kvartärtiden*. I: Atlas över Sverige, 19-20:16. Svenska Sällskapet för Antropologi och Geografi. Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag, Stockholm.
- Fröberg, G. & Höglund, L.O., (2004). *MiMi Light – en populärvetenskaplig sammanfattning av MiMi-programmets forskning kring efterbehandling av gruvavfall*. MiMi Rapport 2004:8, MiMi Print, Luleå. ISBN 91-89350-41-3.

- Gembert, B., Ericsson, B., Königsson, L.-K. & Larsson, L.-E., (1996). *Kvartärgeologi. Kompendium för grundkurs i geovetenskap*. Kvartärgeologi, Uppsala universitet, Uppsala.
- Gustafsson, J.P., (2003). *Laborations- och övningskompendium i markkemi. Markvetenskap Mv2 14 p för miljö- och vattenteknik, vt 2003*. Avdelningen för markkemi och jordmånslära, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I., (2003). *Mark- och vattenkemi. Teori. Markvetenskap för W3, vt 2003*. Avdelningen för markkemi och jordmånslära, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Herbert, R.B.Jr., Benner, S.G. & Blowes, D.W., (2000). Solid phase iron-sulfur geochemistry of a reactive barrier for treatment of mine drainage. *Appl. Geochem.* 15, 1331-1343.
- Holmström, H., Ljungberg, J. & Öhlander, B., (1999). Role of carbonates in mitigation of metal release from metal release from mining waste. Evidence from humidity tests. *Environmental Geology* 37, 267-280.
- Höglund, L.O. & Herbert, R., (2004). *MiMi – Performance Assessment Main Report*. MiMi 2003:3, MiMi Print, Luleå. ISBN 91-89350-27-8.
- Jennings, S.R., Dollhopf, D.J. & Inskeep, W.P., (2000). Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Appl. Geochem.* 15, 235-243.
- Järnefors, B., (1958). *Beskrivning till jordartskarta över uppsalatrakten*. Översiktskartor med beskrivningar, nr 15. Sveriges geologiska undersökning, Stockholm.
- Kirchmann, H., (1991). Properties and Classification of Soils of the Swedish Long-term Fertility Experiments. I. Sites at Fors and Kungsängen. *Acta Agric. Scand.* 41, 227-242.
- Kungl. Lantbruksstyrelsen, (1950). *Kungl. Lantbruksstyrelsens kungörelse, Nr 7, med (4) bestämmelser för undersökning av gödsel- och jordförbättringsmedel vid statens lantbrukskemiska kontrollanstalt och med statsmedel understödda lokala lantbrukskemiska kontrollstationer*, 4:59-60, Stockholm.
- Kälvesten, E., (1996). *Miljömässig kartering av vägbyggnadsmaterial*. Examensarbete på Kemiprogrammet, Matematisk-Naturvetenskaplig utbildning, Linköpings Tekniska Högskola. Varia 452, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
- Lundin, S.-E., (1988). *Ingenjörsgelogisk karta över Uppsala*. Lic-avhandling, kvartärgeologiska avdelningen, Uppsala universitet. ISBN 91 7376 1060.

- Morse, J.W., Millero, F.J, Cornwell, J.C. & Rickard, D., (1987). The chemistry of the Hydrogen Sulfide and Iron Sulfide Systems in Natural Waters. *Earth-Science Reviews* 24, 1-42.
- Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S. & Mills, A.L., (1987). Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51, 1561-1571.
- Naturvårdsverket, (1996). *Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering*. Rapport 4638. Stockholm.
- Naturvårdsverket, (1997). *Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering*. Rapport 4640. Stockholm.
- Naturvårdsverket, (2002). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, (2003). *Oförbränt material i aska – Andel organiskt kol, mätmetoder och mängder*. Rapport 5334, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nordstrom, D.K., (1982). Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals. I: *Acid Sulfate Weathering*, s 37-56. Soil Science Society of American, Madison, WI.
- Nordstrom, D.K. & Southam, G., (1997). Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. I: Banfield, J.F. & Nealson, K.H. (Eds.), *Geomicrobiology: Interactions between microbes and minerals*. Reviews in mineralogy 35, 361-390 (kapitel 11). Mineralogical Soc. Amer., Washington D.C., USA.
- Petts, J., (1998). Risk Assessment and Management for Waste Treatment and Disposal. I: P. Calow (Ed.), *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*, 417-452 (kap 16). Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Pons, L.J., van Breemen, N. & Driessen, P.M., (1982). Physiography of Coastal Sediments and Development of Potential Soil Acidity. I *Acid Sulfate Weathering*, s 1-18. Soil Science Society of American, Madison, WI.
- Price, W.A. & Errington, J.C., (1995). *ARD Guidelines for Mine Sites in British Columbia*, BC Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, Victoria, 29s.
- Rickard, D. & Luther, G.W., (1997). Kinetics of pyrite formation by the H₂S oxidation of iron(II)monosulfide in aqueous solutions between 25 and 125°: The mechanism. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 135-147.

- Snäll, S., (2004). *Kvantitativa bestämningar av mineral i svenska leror*. SGU BRAP 200406. Slutrapport, FoU-projekt 510031. Sveriges Geologiska Undersökning, Uppsala.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. & Smith, R.M., (1978). *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoil*. US EPA report, EPA-600/2-78-054 p.47-50.
- Sohlenius, G. & Öborn, I., (2003). *Geokemisk karakterisering av sulfidhaltiga jordar*. Slutrapport för projekt finansierat av SGU:s Stöd till Geovetenskaplig Forskning 2000-2001. Uppsala, Sverige.
- Sohlenius, G., Persson, L., Lax, K., Andersson, L. & Daniels, J., (2004). *Förekomsten av sulfidhaltiga postglaciala sediment*. Slutrapport. SGU-rapport 2004:9. Sveriges geologiska undersökning.
- Soil Survey Staff, (1999). *Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. USDA Agriculture Handbook, number 436, second edition, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Stumm, W. & Morgan, J.J., (1970) *Aquatic Chemistry. An introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Sveriges Nationalatlas, (2002). *Berg och jord*. Tredje utgåvan. ISBN 91-87760-50-9.
- Talme, O. & Almén, K.-E., (1975). *Jordartsanalys. Laboratorieanvisningar, del 1*. Kvärtärgeologiska institutionen, Stockholms universitet, Stockholm.
- US EPA, (1994). *Acid mine drainage prediction*. Technical document EPA530-R-94-036, Office of Solid Waste, U.S. Environmental Protection Agency, Washington
- Van Breemen, N., (1982). Classification of acid sulfate soils. I: *Acid Sulfate Weathering*, s 95-108. Soil Science Society of American, Madison, WI.
- Vogel, A.A., (1961). *Textbook of Quantitative Inorganic Analysis*, London.
- Wadstein, E., Fällman, A.-M., Larrson, L., Aurell, B. & Helgesson, H., (2002). Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen. Rapport 5207-1. Naturvårdsverket, Stockholm. ISBN 91-620-5207-1
- Wiklander, L. & Hallgren, G., (1949). Studies on Gyttja Soils, I. Distribution of Different Sulfur and Phosphorus Forms and Iron, Manganese, and Calcium Carbonate in a Profile from Kungsängen. *Ann. R. Agric. Coll. Sweden* 16, 811-827.
- Wiklander, L., Hallgren, G. & Jonsson, E., (1950). Studies on Gyttja Soils, III. Rate of Sulfur Oxidation. *Ann. R. Agric. Coll. Sweden* 17, 425-440.

Wiklander, L. & Lotse, E., (1966). Mineralogical and Physio-Chemical Studies on Clay Fractions of Swedish Cultivated Soils. *Ann. R. Agric. Coll. Sweden* 32, 439-475.

Zhabina, N.N. & Volkov, I.I., (1978). A method of determination of various sulfur compounds in sea sediments and rocks. I: W.E. Krumbein (Ed.), *Environmental Biochemistry; Methods, Metals and Assessment* 3, 735-745. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich.

Åström, M., (2001). The effect of acid soil leaching on trace element abundance in a medium-sized stream, W. Finland. *Appl. Geochem.* 16, 387-396.

Öborn, I., (1991). Some effects of chemical weathering in three cultivated acid sulfate soils in Sweden. I: Wright, R.J. m.fl. (Eds), *Plant-soil interactions at low pH*, s 55-63. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

7.2 MUNTliga REFERENSER

Almesjö, Örjan, mark- och exploateringschef, Uppsala kommun. E-postkorrespondens, 2005-09-01.

Herbert, Roger, docent, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Regelbunden kontakt under examensarbetet.

Laurell, Johan, utredningsingenjör, VA- och avfallskontoret, Uppsala kommun. Regelbunden kontakt under examensarbetet.

Wadstein, Ebba, miljötekniker, Statens geotekniska institut. E-postkorrespondens 2005-10-20.

7.3 INTERNETREFERENSER

EnviroMine (2005a). Acid Base Accounting (ABA) Test Procedures (Edited by Chris Mills), <http://technology.infomine.com/enviromine/ard/Acid-Base%20Accounting/acidbase.htm#Sobek NP> (2005-08-26)

EnviroMine (2005b). Acid Base Accounting (ABA), by Chris Mills M.Sc., P.Eng., <http://technology.infomine.com/enviromine/ard/Acid-Base%20Accounting/ABAdiscussion.htm> (2005-10-20)

IRIS (1997). Om riskhantering, <http://www.irisk.se/riskhant.htm> (2005-09-22)

Uppsala kommun (2005a). Resecentrum startar tidigare, http://www.uppsala.se/uppsala/templates/NewsPage____20984.aspx (2005-10-26)

Uppsala kommun (2005b). Stationsområdet, http://www.uppsala.se/uppsala/templates/StandardPage____12465.aspx (2005-10-26)

BILAGOR

BILAGA 1 KOMPLETTERANDE PROVTAGNINGSPROVNINGSPUNKT

Kvarteret Gerd



Figur B1 Foton tagna vid provtagning på kvarteret Gerd, Uppsala. Första bilden visar provtagning av svartstrimmig lera i hisschakt (punkt A1), den andra visar tydlig sprickbildning vid provtagningspunkt B1.

Tabell B1 Förteckning över provtagningspunkter på kvarteret Gerd, Uppsala

Provbeteckning	Provdjup ¹ (m)	Kommentar
A1	6,5	Ytskikt borttaget, ca 0,1 m.
A2	5,4	Utgrävt ur slänt, sprickigt ytskikt borttaget.
A3	4,5	Utgrävt ur slänt, sprickigt ytskikt borttaget.
B1	3,5	Utgrävt ur slänt, sprickigt ytskikt borttaget.
C1	2,6	Sprickigt ytskikt borttaget, ca 0,3 m. Snäckskal synliga i leran.
D1	4,5	Taget ur grävd grop. Ytskikt borttaget. Snäckskal synliga i leran.
E1	3,3	Utgrävt ur slänt, sprickigt ytskikt borttaget. Snäckskal synliga i leran. Doft av vätesulfid. Små glimmerkorn. Brytbar.

¹Djup anges under markytan som antogs ligga på +7,3 meter. Hänsyn tagen till urgrävningsdjup.

Kungsängen



Figur B2 Foton tagna vid provtagning på Kungsängen, Uppsala. Första bilden visar provtagningsutrustning i form av ryssborr, den andra visar den varviga leran som tagits upp ur diket.

Tabell B2 Förteckning över provtagningspunkter på Kungsängen, Uppsala

Provbeteckning	Provdjup ¹ (m)	Kommentar
1	1,8 -2,05	Ingen reaktion på syra
2	2,05 -2,3	- ” -
3	2,8 -3,25	- ” -
4	3,8 -4,3	Ingen reaktion på syra, en del snäckskal synliga.

¹Provdjupet anges som djup under den närliggande åkerns markyta.

BILAGA 2 RESULTAT FRÅN TOTAL- OCH KALKHALTSANALYSER

Kvarteret Gerd

		Provbeteckning och djup under markytan (m)						
		A1	A2	A3	B1	C1	D1	E1
Elem.	Enhet	6,5	5,4	4,5	3,5	2,6	4,5	3,3
TS	%	62,3	58,5	63,8	60	61,6	61	61,7
SiO ₂	%TS	56,57	54,64	54,00	57,00	54,00	56,57	54,43
Al ₂ O ₃	%TS	14,53	14,22	12,88	13,86	12,77	13,07	12,39
CaO	%TS	4,62	4,14	6,87	5,31	6,22	6,16	7,46
Fe ₂ O ₃	%TS	6,94	10,16	8,71	6,17	8,14	6,04	7,24
K ₂ O	%TS	3,96	3,82	3,52	3,74	3,53	3,57	3,41
MgO	%TS	2,64	2,60	2,34	2,47	2,29	2,32	2,16
MnO	%TS	0,11	0,13	0,12	0,08	0,13	0,09	0,12
Na ₂ O	%TS	1,87	1,81	1,67	1,79	1,63	1,78	1,71
P ₂ O ₅	%TS	0,19	0,20	0,18	0,19	0,19	0,19	0,19
TiO ₂	%TS	0,77	0,74	0,68	0,71	0,67	0,68	0,64
S:a	%TS	92,21	92,47	90,97	91,33	89,57	90,48	89,74
LOI	%TS	7,6	6,7	8,4	8	8,9	8,9	9,3
As	mg/kg TS	6,06	5,66	5,72	5,24	5,48	4,61	4,62
Ba	mg/kg TS	587	565	513	552	512	533	505
Be	mg/kg TS	3,14	3,13	2,7	2,85	2,7	2,72	2,58
Cd	mg/kg TS	0,146	0,133	0,102	0,1	0,077	0,078	0,074
Co	mg/kg TS	15,7	18,8	16,4	13,9	16,2	13,3	13,7
Cr	mg/kg TS	97,4	140	120	87,2	112	81,1	102
Cu	mg/kg TS	36,4	35,6	29,3	32,1	26,5	27,5	24,4
Hg	mg/kg TS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
La	mg/kg TS	50,8	45,9	43,9	43,3	41,7	40,7	39
Mo	mg/kg TS	20,2	<6	<6	<6	<6	<6	<6
Nb	mg/kg TS	15,2	14,4	13	13,8	11,9	12,2	11,7
Ni	mg/kg TS	37,6	46,8	41	33,1	38,8	32,1	33,2
Pb	mg/kg TS	22,2	20,9	19,2	20,1	19,1	20	17,3
S	mg/kg TS	2930	4200	6450	4280	8400	4910	8000
Sc	mg/kg TS	15,3	14,7	13,4	14,1	13,1	12,9	12,4
Sn	mg/kg TS	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Sr	mg/kg TS	152	148	159	155	183	174	193
V	mg/kg TS	108	119	104	97,7	102	89,2	90
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	37	35,2	33	34,4	33,6	33,6	33,1
Zn	mg/kg TS	106	103	87,7	95,5	87,8	87,4	78
Zr	mg/kg TS	229	207	204	218	210	222	227
C	% av TS	0,9	1,1	1,6	1,1	2	1,6	2,1
TOC	% av TS	0,9	1,1	1,6	1,1	2	1,6	2,1
CaCO ₃	% av TS ¹	8,7	5,5	9,2	5,8	11,7	5,0	6,9

¹Halten är bestämd på torkade prover med Passons apparat.

Kungsängen

		Provbeteckning och djup under markytan (m)			
		K1	K2	K3	K4
Element	Enhet	1,8-2,05	2,05-2,3	2,8-3,25	3,8-4,3
TS	%	46,2	45,8	46,1	47,2
SiO ₂	%TS	57,1	57,6	57,5	58,3
Al ₂ O ₃	%TS	15	14,8	14,8	14,2
CaO	%TS	1,6	1,57	1,66	1,84
Fe ₂ O ₃	%TS	7,55	6,45	7,54	6,79
K ₂ O	%TS	4,1	4,05	4,03	3,93
MgO	%TS	2,86	2,82	2,86	2,76
MnO	%TS	0,169	0,142	0,13	0,116
Na ₂ O	%TS	1,72	1,76	1,85	1,88
P ₂ O ₅	%TS	0,252	0,231	0,225	0,253
TiO ₂	%TS	0,772	0,763	0,773	0,743
Summa	%TS	91,1	90,2	91,4	90,8
LOI	%TS	9,6	9,9	9,5	10
As	mg/kg TS	5,51	6,28	5,55	5,92
Ba	mg/kg TS	540	538	542	537
Be	mg/kg TS	3,23	3,29	3,27	3,13
Cd	mg/kg TS	0,168	0,128	0,0998	0,119
Co	mg/kg TS	19,4	17,7	18,8	17
Cr	mg/kg TS	114	96,1	108	101
Cu	mg/kg TS	35,3	35,7	33	37,2
Hg	mg/kg TS	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
La	mg/kg TS	52,2	50,9	48,9	54,7
Mo	mg/kg TS	<6	<6	<6	<6
Nb	mg/kg TS	11,6	11,5	12	14
Ni	mg/kg TS	48,7	43,6	45,9	42,6
Pb	mg/kg TS	23,3	22,7	23,7	22,6
S	mg/kg TS	14100	14700	10600	9720
Sc	mg/kg TS	14,8	14,6	14,3	14
Sn	mg/kg TS	<20	<20	<20	<20
Sr	mg/kg TS	138	141	143	145
V	mg/kg TS	116	110	112	109
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	38,5	39,2	38,8	37,1
Zn	mg/kg TS	111	108	106	101
Zr	mg/kg TS	190	196	194	187
C	% av TS	3	2,6	2,6	3
TOC	% av TS	3	2,6	2,6	3
CaCO ₃	% av TS ¹	0,7	0,0	0,2	0,2

¹Halten är bestämd på torkade prover med Passons apparat.

BILAGA 3 JÄMFÖRELSEVÄRDEN, TOTALHALTSANALYSER

Elem.	Enhet	Bakgrundsvärden, tätort ¹		Riktvärden, förorenad mark ²	Referensmaterial ³		
		Morän	Lera	KM ⁴	Skärlunda bergkross	Dalagrus	Morän ⁵
SiO ₂	%TS	-	-	-	73,05	70,85	74,55
Al ₂ O ₃	%TS	-	-	-	13,5	13,65	11,85
CaO	%TS	-	-	-	1,016	2,355	1,225
Fe ₂ O ₃	%TS	-	-	-	1,8	3,05	2,18
K ₂ O	%TS	-	-	-	5,175	3,345	4,14
MgO	%TS	-	-	-	0,822	1,575	0,8785
MnO	%TS	-	-	-	0,0367	0,069	0,0492
Na ₂ O	%TS	-	-	-	3,085	3,68	3,275
S:a	%TS	-	-	-	98,9	99,2	98,7
As	mg/kg TS	10	7	15	0,3695	0,903	0,972
Cd	mg/kg TS	0,32	0,16	0,4	0,1286	0,0751	0,0791
Co	mg/kg TS	9	14	30	3,475	6,17	3,33
Cr	mg/kg TS	31	46	120	183	147,5	126
Cu	mg/kg TS	24	28	100	11,1	14,5	11,5
Ni	mg/kg TS	26	32	35	532,5	490,5	375
Pb	mg/kg TS	24	25	80	10,4	5,96	6,595
Zn	mg/kg TS	71	101	350	39,8	68,05	215,5

¹90:e percentilvärden från Naturvårdsverket (1997)

²Naturvårdsverket (1996)

³Medelvärden från Kälvesten (1996)

⁴Känslig markanvändning

⁵Moränmaterial från Hult, i trakten av Mariannelund

BILAGA 4 UTVECKLING AV PH OCH ALKALINITET UNDER SKAKTEST

Kvarteret Gerd

Skaktid, dagar	0	3	7	15	22	36	48	68	118
pH ¹	8,42 8,61	8,15	7,77 7,75	7,83 8,01 7,82	7,87	7,81 7,80	7,89 7,64	7,64 7,67	7,72
Medelvärde	8,52	8,15	7,76	7,89	7,87	7,81	7,77	7,66	7,72
Standardavvikelse	0,13		0,01	0,11		0,01	0,18	0,02	
Alkalinitet ¹ (mekv HCO ₃ ⁻ /liter)	1,22	1,41	0,73 0,68	0,69 0,66 0,68	0,73	0,71 0,68	0,61 0,64	0,65 0,71	0,81
Medelvärde	1,22	1,41	0,71	0,68	0,73	0,70	0,62	0,68	0,81
Standardavvikelse			0,03	0,01		0,02	0,02	0,04	

¹Vid vissa tidpunkter analyserades innehållet i flera skakflaskor för reproducerbarhet

Kungsängen

Skaktid, dagar	0	3	6	10	17	36	48	68	106
pH ¹	8,06	6,86	5,53 6,40 7,16	3,47 3,58	3,62	2,55 2,77	2,87 2,53	2,77	2,79 2,75
Medelvärde	8,06	6,86	6,35	3,53	3,62	2,66	2,70	2,77	2,77
Standardavvikelse			0,80	0,08		0,16	0,24		0,03
Alkalinitet ¹ (mekv HCO ₃ ⁻ /liter)	0,49	0,12	0,00 0,12 0,29	0 0	0	0 0	0 0	0	0 0
Medelvärde	0,49	0,12	0,14	0	0	0	0	0	0
Standardavvikelse			0,15						

¹Vid vissa tidpunkter analyserades innehållet i flera skakflaskor för reproducerbarhet

BILAGA 5 RESULTAT FRÅN LAKVATTENANALYSER

Kvarteret Gerd, halter anges i µg/l

Skaktid (dagar)	3	7	15	22
Vattenvolym (ml)	203,03	204,40	204,24	202,45
Provmängd (g TS)	13,22	12,57	12,88	12,97
Element				
Al	56,27	12,08	12,23	12,40
As	<5,200	<5,200	<5,200	<5,200
Ba	25,98	73,16	76,90	63,19
Be	<0,093	<0,093	<0,093	<0,093
Ca	17419	108713	154884	144683
Cd	<0,459	<0,459	<0,459	<0,459
Co	<1,636	<1,636	<1,636	<1,636
Cr	0,539	<0,481	<0,481	0,581
Cu	6,83	6,98	8,29	8,54
Fe	12,68	6,06	4,40	7,98
K	13740	16096	16844	15742
La	<0,273	<0,273	<0,273	<0,273
Li	<1,776	<1,776	<1,776	<1,776
Mg	5839	14058	15882	14792
Mn	9,30	81,63	103,5	9,93
Mo	27,18	23,52	19,56	19,17
Na	65866	67565	69629	70250
Ni	2,62	2,49	<2,485	2,62
P	107,6	59,67	56,85	54,13
Pb	<2,301	<2,301	<2,301	<2,301
Rb	9,34	8,30	<6,731	8,32
S	43430	121823	145562	136687
Sc	<0,166	<0,166	<0,166	<0,166
Si	2085	2153	2488	2895
Sn	<7,072	<7,072	<7,072	7,33
Sr	71,22	231,3	267,9	259,5
Ti	2,07	0,15	<0,117	<0,117
V	<0,987	<0,987	<0,987	<0,987
Y	0,155	<0,127	<0,127	<0,127
Yb	<0,087	0,226	0,273	0,173
Zn	2,74	3,37	1,95	3,64
Zr	<0,336	<0,336	<0,336	<0,336

Skaktid (dagar)	36	48	118
Vattenvolym (ml)	206,13	200,94	206,82
Provmängd (g TS)	12,88	12,39	13,24
Element			
Al	18,34	14,06	21,37
As	<5,200	<5,200	<5,200
Ba	290,9	54,31	62,17
Be	<0,093	<0,093	<0,093
Ca	129020	168596	216985
Cd	<0,459	<0,459	<0,459
Co	<1,636	<1,636	<1,636
Cr	0,74	<0,481	1,74
Cu	10,90	9,42	9,35
Fe	17,70	11,65	18,05
K	16984	13404	14135
La	<0,273	<0,273	<0,273
Li	<1,776	<1,776	<1,776
Mg	14117	14515	16874
Mn	23,94	17,58	234,62
Mo	29,20	19,30	25,29
Na	72775	69457	77087
Ni	<2,485	<2,485	3,65
P	81,11	67,52	60,89
Pb	<2,301	<2,301	<2,301
Rb	7,47	<6,731	<6,731
S	128959	140312	198245
Sc	<0,166	<0,166	<0,166
Si	3193	4339	5642
Sn	<7,072	<7,072	<7,072
Sr	232,9	268,3	300,7
Ti	0,264	<0,117	<0,117
V	<0,987	<0,987	<0,987
Y	<0,127	<0,127	<0,127
Yb	0,212	0,268	0,244
Zn	2,75	3,28	4,66
Zr	<0,336	<0,336	<0,336

Kungsängen, halter anges i µg/l

Skaktid (dagar)	0 ¹	3 ¹	6 ¹	6 ²	6 ²
Vattenvolym (ml)	108,75	104,88	100,67	185,06	197,92
Provmängd (g TS)	4,77	4,76	5,02	9,15	9,17
Element					
Al	111,0	93,13	63,98	72,41	103,46
As	<5,2	<5,2	<5,2	<5,2	<5,2
Ba	6,08	4,73	13,82	5,97	4,08
Be	<0,093	<0,093	<0,093	<0,093	<0,093
Ca	17371	11610	27598	16117	9435
Cd	<0,459	<0,459	<0,459	<0,459	<0,459
Co	<1,636	<1,636	3,14	<1,636	<1,636
Cr	0,518	0,910	1,52	0,738	1,30
Cu	0,755	7,63	7,11	7,01	9,36
Fe	14,63	31,06	30,82	33,42	41,35
K	13058	13261	18116	14275	12967
La	0,368	0,811	<0,273	0,614	1,72
Li	<1,776	<1,776	<1,776	<1,776	<1,776
Mg	20521	14278	33401	20974	13453
Mn	385,1	38,42	842,1	42,09	4,80
Mo	2,45	26,42	5,52	34,78	33,06
Na	48791	47536	58399	55188	53367
Ni	<2,485	8,02	13,08	5,30	5,59
P	74,74	171,0	148,3	158,4	219,3
Pb	<2,301	<2,301	2,68	<2,301	<2,301
Rb	10,30	10,56	11,86	10,66	8,86
S	70623	59457	102354	75421	55954
Sc	<0,166	<0,166	<0,166	<0,166	<0,166
Si	2919	6199	9169	6711	6765
Sn	<7,072	<7,072	<7,072	<7,072	<7,072
Sr	145,3	98,41	233,0	142,0	89,32
Ti	1,33	4,37	1,37	2,99	6,73
V	3,02	2,79	<0,987	1,72	4,31
Y	0,251	0,578	0,294	0,457	1,04
Yb	0,113	0,159	0,138	0,174	0,175
Zn	3,79	4,85	65,77	3,96	4,05
Zr	<0,336	0,736	<0,336	0,501	1,42

¹Lera från första provtagningen

²Lera från andra provtagningen

Skaktid (dagar)	10 ¹	10 ¹	17 ²	36 ¹
Vattenvolym (ml)	103,32	87,82	208,49	109,73
Provmängd (g TS)	4,77	4,70	9,06	4,77
Element				
Al	2688	4557	2178	59626
As	<5,2	<5,2	<5,2	30,43
Ba	109,0	141,6	92,0	1,52
Be	<0,093	<0,093	<0,093	<0,093
Ca	98636	94903	67468	106898
Cd	2,52	3,11	1,84	4,56
Co	109,3	129,6	96,05	177,3
Cr	2,99	3,93	2,89	35,72
Cu	17,09	34,73	20,90	187,6
Fe	11138	15005	860,4	37707
K	23990	28779	24177	26419
La	33,77	58,73	24,28	447,4
Li	<1,776	<1,776	<1,776	<1,776
Mg	61541	83372	63062	87805
Mn	9577	10454	8574	15448
Mo	<1,761	<1,761	<1,761	<1,761
Na	57348	72672	61728	63367
Ni	259,9	305,9	206,5	444,2
P	26,43	21,13	35,93	85,34
Pb	5,17	7,41	2,83	7,43
Rb	21,36	21,04	15,83	44,98
S	203096	241317	180155	412466
Sc	0,223	0,425	0,193	10,18
Si	17498	21611	16131	63162
Sn	<7,072	<7,072	<7,072	<7,072
Sr	662,7	748,3	564,2	769,7
Ti	0,588	0,893	0,519	10,78
V	<0,987	<0,987	<0,987	1,86
Y	31,97	55,69	22,85	372,8
Yb	1,54	2,60	1,15	29,01
Zn	313,3	401,2	223,7	703,9
Zr	0,677	0,640	<0,336	2,38

¹Lera från första provtagningen

²Lera från andra provtagningen

Skaktid (dagar)	36 ²	48 ²	106 ¹	106 ¹
Vattenvolym (ml)	192,69	205,91	104,06	101,30
Provmängd (g TS)	9,12	9,06	4,64	4,66
Element				
Al	25703,7	37181,2	71529,0	79589,0
As	12,01	21,74	22,61	24,45
Ba	231,5	73,30	4,22	1,81
Be	<0,093	<0,093	<0,093	<0,093
Ca	195612,2	99063	147293,9	143929,2
Cd	4,18	3,24	3,40	3,79
Co	138,9	154,6	176,9	197,7
Cr	9,57	18,25	33,11	38,25
Cu	187,3	120,9	122,8	135,3
Fe	38487,5	11174,2	9962,0	12321,7
K	32258,6	35999,5	6403,2	6856,6
La	229,0	323,7	459,5	481,9
Li	<1,776	<1,776	<1,776	<1,776
Mg	78556,7	88340,8	100309	108665,7
Mn	12211,6	13382,7	16927,6	18577
Mo	<1,761	<1,761	10,05	8,92
Na	68476,3	70876,6	77721	78616,8
Ni	350,9	350,4	438,8	481,9
P	60,96	33,37	39,75	47,81
Pb	29,84	36,98	8,00	6,00
Rb	37,69	44,37	49,88	53,44
S	375068,9	340322,8	481687	505183
Sc	5,34	4,65	4,45	5,85
Si	31464,2	48354,2	58841,1	68664
Sn	<7,072	<7,072	<7,072	<7,072
Sr	1097,2	758,4	696,2	705,9
Ti	5,93	4,71	8,32	9,49
V	<0,987	<0,987	<0,987	<0,987
Y	206,2	270,2	391,1	416,5
Yb	15,32	19,75	28,33	30,22
Zn	530,4	540,4	696,8	754,9
Zr	2,37	1,00	0,71	0,80

¹Lera från första provtagningen

²Lera från andra provtagningen

BILAGA 6 UTLAKNINGSKURVOR

Kvarteret Gerd

Diagram utvisande utlakningen av metaller ur lera från kvarteret Gerd. Resultat från skakning av prover från provpunkt på 6,5 m djup. Streckad linje anger utlakningsgräns för inert avfall, skaktest SS-EN 12457-3.

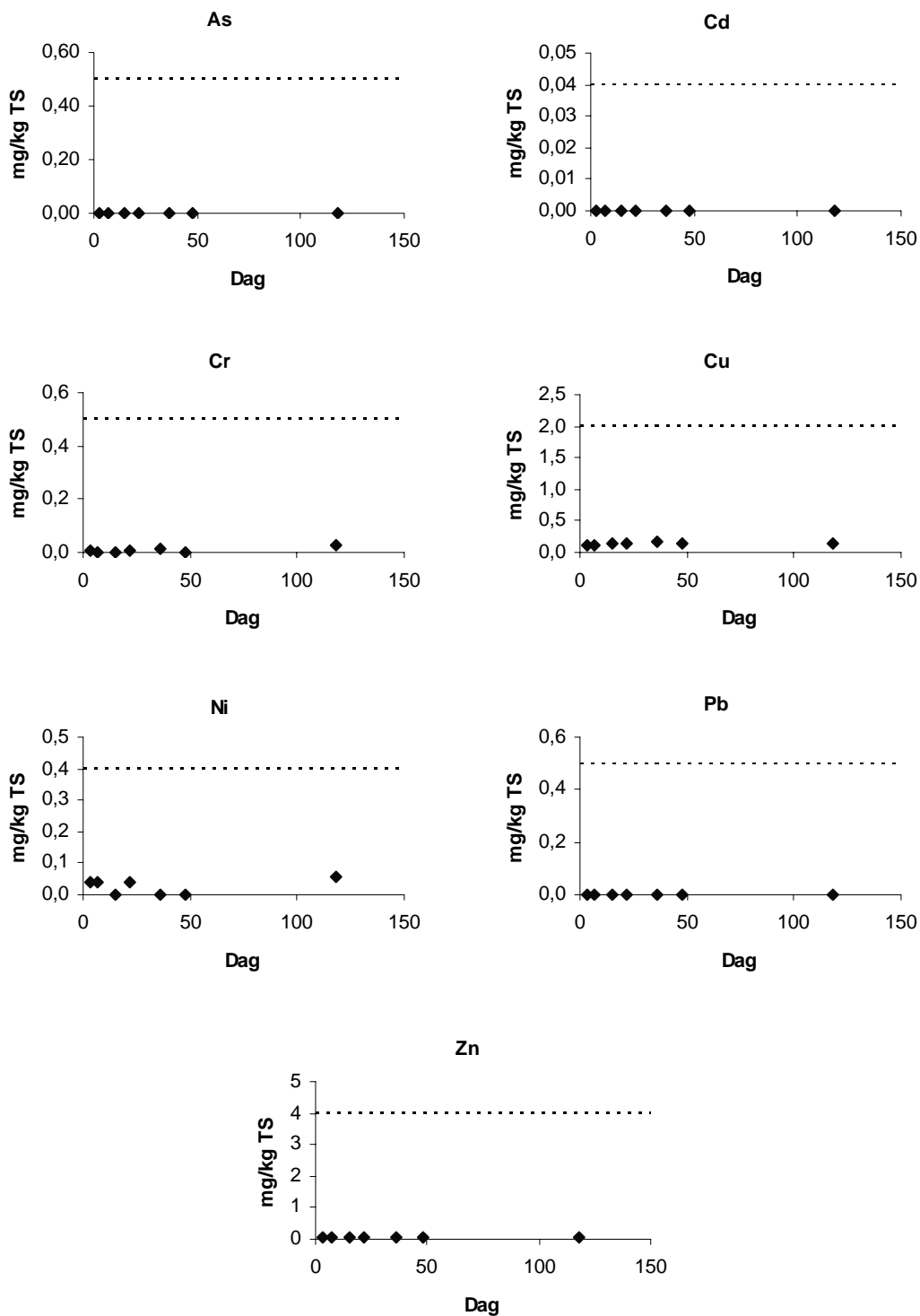
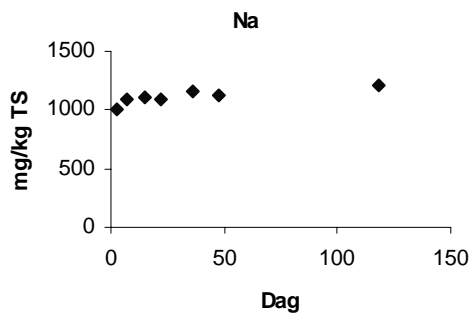
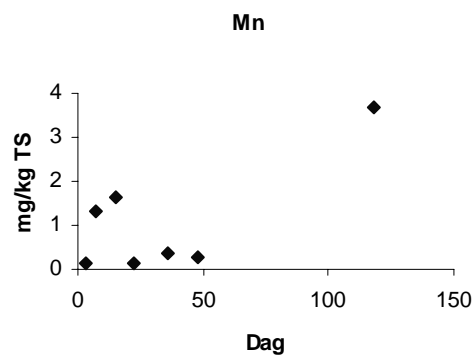
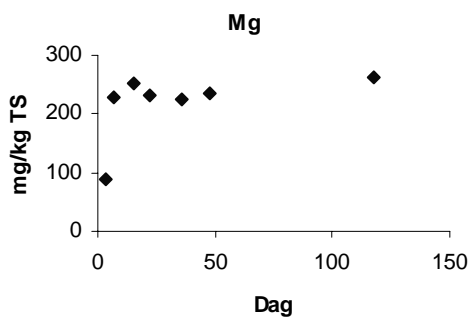
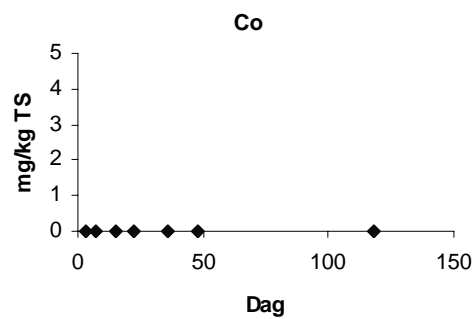
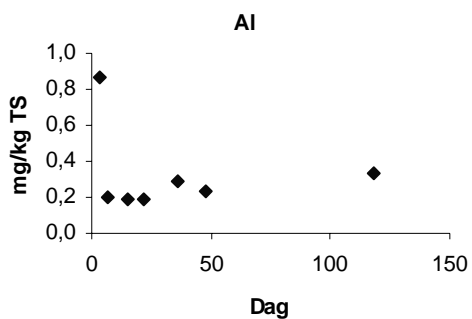
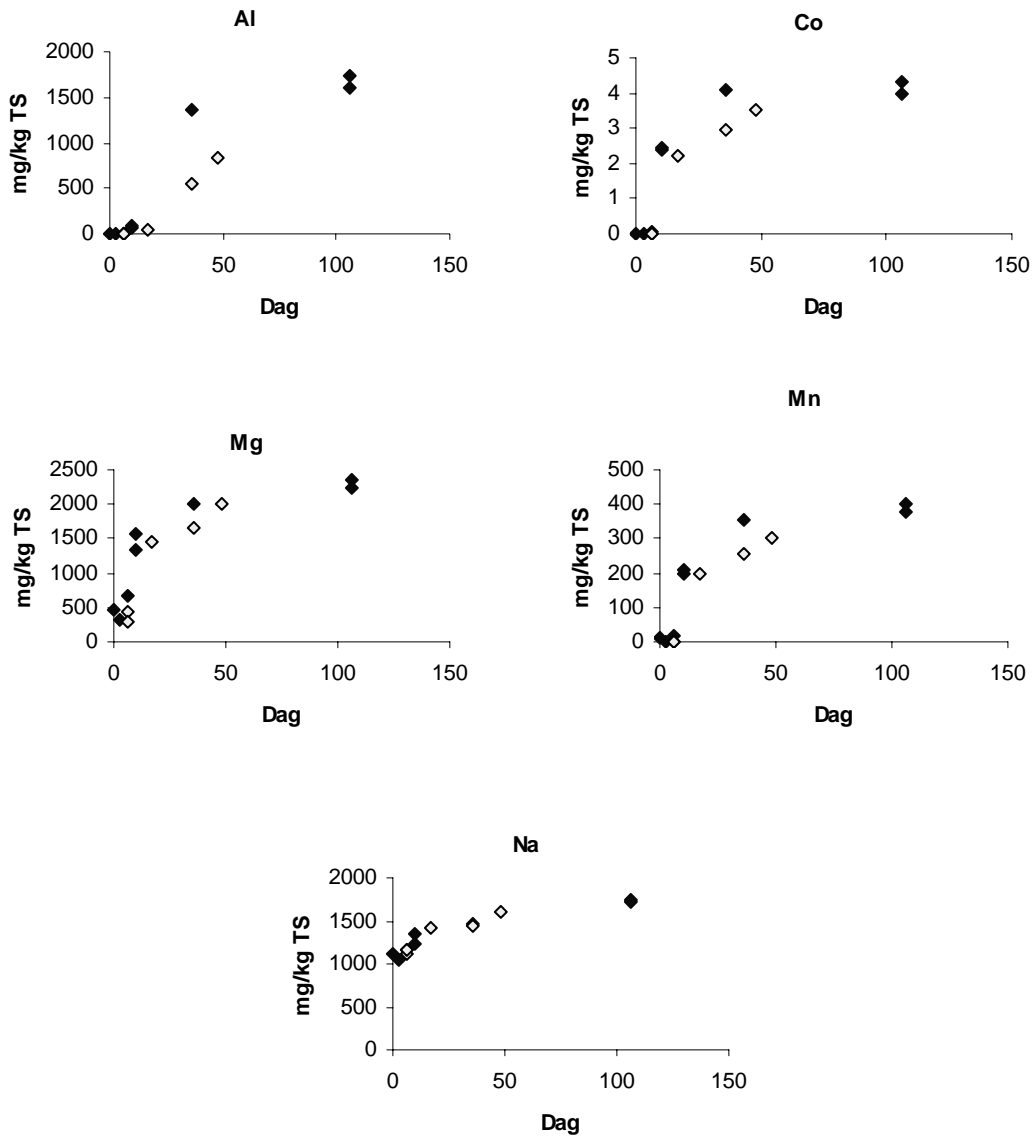


Diagram utvisande utlakningen av metaller ur lera från kvarteret Gerd. Resultat från skakning av prover från provpunkt på 6,5 m djup.



Kungsängen

Diagram utvisande utlakningen av metaller ur lera från Kungsängen. Resultat från skakning av prover inom djupintervallet 2,05-2,3 m från provtagning 1 (mörka punkter) och provtagning 2 (ljusa punkter).



BILAGA 7 PROCENTUELL UTLAKNING - BAKGRUNDSVÄRDEN

Kungsängen efter 106 dagars skakning

Element	Totalhalt ¹ (mg/kg TS)	Mängd i skakat prov (mg)	Utlakad mängd (mg)	Utlakning (%)
Al	78353	364	7,75	2
As	6,28	0,029	0,0024	8
Ca	11214	52,2	15,0	29
Cd	0,128	0,0006	0,00037	62
Co	17,7	0,082	0,0192	23
Cr	96,1	0,447	0,00366	0,8
Cu	35,7	0,166	0,0132	8
Fe	45267	211	1,142	0,5
K	33606	156	0,680	0,4
Mg	17004	79,1	10,7	14
Mn	1100	5,12	1,82	36
Na	13058	60,7	8,03	13
Ni	43,6	0,203	0,047	23
Pb	22,7	0,106	0,0007	0,7
S	14700	68,4	47,1 ²	69
Zn	108	0,502	0,074	15

¹Från provdjup 1,8-2,05 m, varifrån prover uttogs för skakning

²Resultatet är taget från den genomförda sulfatanalysen

Kvarteret Gerd efter 116 dagars skakning

Element	Totalhalt ¹ (mg/kg TS)	Mängd i skakat prov (mg)	Utlakad mängd (mg)	Utlakning (%)
Al	76900	1018	0,004	0
As	6,06	0,080	0	0
Ca	33000	437	44,9	
Cd	0,146	0,0019	0	0
Co	15,7	0,208	0	0
Cr	97,4	1,29	0,0004	0
Cu	36,4	0,482	0,0019	0,4
Fe	48700	645	0,0037	0
K	32900	435	2,92	0,7
Mg	15900	210	3,49	2
Mn	863	11,4	0,049	0,4
Na	13900	184	15,9	9
Ni	37,6	0,498	0,0008	0,2
Pb	22,2	0,294	0	0
S	2930	38,8	33,5 ²	86
Zn	106	1,40	0,001	0,1

¹Resultat från totalhaltsanalys av prover från provpunkt A1 (6,5 m djup), varifrån prover uttogs för skakning

²Resultatet är taget från den genomförda sulfatanalysen

BILAGA 8 RESULTAT FRÅN SVAVELANALYSER – FÖR JÄMFÖRELSE

Kvarteret Gerd

Provbeteckning	Skaktid (dagar)	Utlakad mängd svavel (mg/kg TS)	
		Sulfatanalys	ICP-analys av totalsvavel ¹
A1:13	3	1 704	2 002
A1:6	7	3 213	5 943
A1:4	15	3 731	6 926
A1:5	22	3 762	6 400
A1:14	36	4 215	6 193
A1:2	48	5 463	6 824
A1:1	118	7 585	9 294

¹Antaget att detekterat svavel enbart föreligger som sulfat, SO₄²⁻

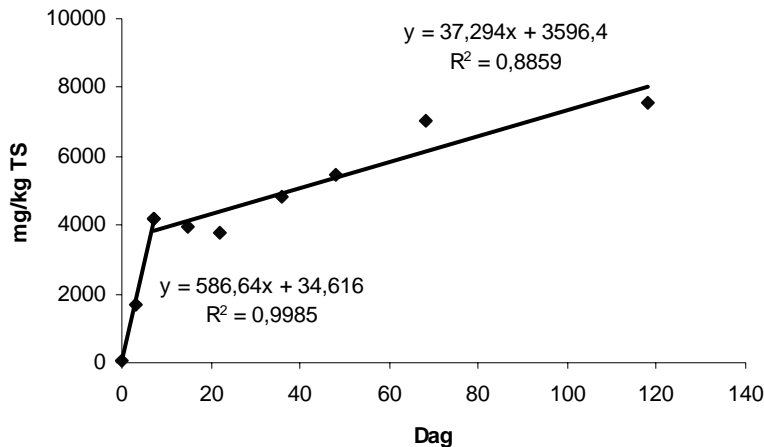
Kungsängen

Provbeteckning ¹	Skaktid (dagar)	Utlakad mängd svavel (mg/kg TS)	
		Sulfatanalys	ICP-analys av totalsvavel ²
K2 ini	0	3 934	4 826
Kun 1	3	2 894	3 934
K 2	6	4 645	6 154
K2:3	6	2 821	4 578
K2:4	6	2 063	3 621
Kun 4	10	10 585	13 187
Kun 3	10	10 244	13 528
K2:6	17	10 950	12 431
Kun 2	36	23 133	28 442
K2:2	36	25 123	23 775
K2:5	48	23 705	23 204
Kun 5	106	30 695	32 377
Kun 6	106	30 098	32 959

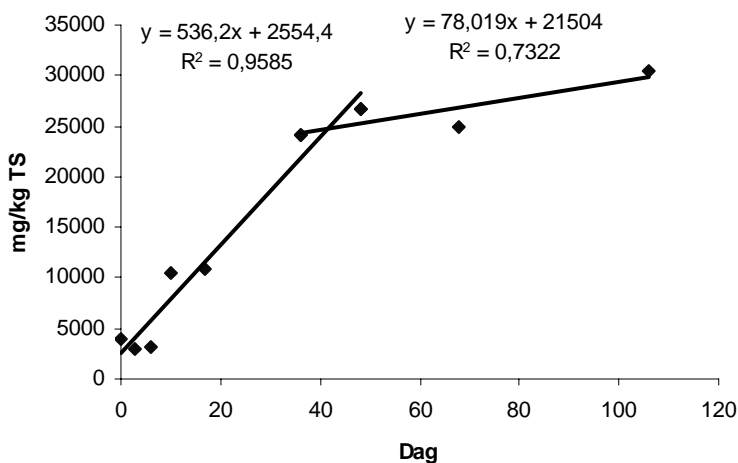
¹I proverna K2:2, K2:3, K2:4, K2:5, K2:6 användes lera från andra provtagningsstillfallet. Övriga prover härstammar från första provtagningsstillfallet.

²Antaget att detekterat svavel enbart föreligger som sulfat, SO₄²⁻

BILAGA 9 UTLAKNINGSHASTIGHETER - SVAVEL



Figur B3 Förändring över tiden av utlakad mängd sulfat från leran från kvarteret Gerd. Underlag för uträkning av utlakningshastighet.



Figur B4 Förändring över tiden av utlakad mängd sulfat från leran från Kungsängen. Underlag för uträkning av utlakningshastighet.

Tabell B3 Utlakningshastigheter, svavel. Molvikt för SO_4^{2-} är 96 g/mol, och för S 32 g/mol

Provtagningsplats	Initial utlakning		Slutlig utlakning	
	mg SO_4^{2-} / kg TS, dag	mol S/ g TS, dag	mg SO_4^{2-} / kg TS, dag	mol S/ g TS, dag
Kvarteret Gerd	586,64	$6,1 \cdot 10^{-6}$	37,294	$3,9 \cdot 10^{-7}$
Kungsängen	536,2	$5,6 \cdot 10^{-6}$	78,019	$8,1 \cdot 10^{-7}$