



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Karaktärisering av kisaska

Kiskaskeförorenade områden i Sverige

JOHAN NORDBÄCK
CHARLOTTA TIBERG
ÅSA LINDSTRÖM

Varia 550

LINKÖPING 2004



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **550**

Karaktärisering av kisaska

Kiskaskeförorenade områden i Sverige

JOHAN NORDBÄCK
CHARLOTTA TIBERG
ÅSA LINDSTRÖM



Länsstyrelsen i Gävleborgs län



LINKÖPING 2004

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI Litteraturtjänsten Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--04/550--SE
Projektnummer SGI	11845

INNEHÅLL

Sammanfattning	5
1 Inledning	6
1.1 Uppdrag och syfte	6
1.2 Metod	6
1.2.1 Litteraturstudier	7
1.2.2 Analyser	7
1.2.3 Studerade områden	9
1.2.4 Fältarbete	10
2 Litteratursammanfattning	10
2.1 Rostning av svavelkis	11
2.1.1 Process	11
2.1.2 Inverkan av andra mineraler på rostningsprocessen och kisaskan	11
2.2 Tungmetaller i kisaskan	12
2.2.1 Mobilitet	12
2.2.2 Förekomstformer	12
2.2.3 Oxidation av pyritrester	13
2.3 Tidigare undersökningar av Kisaska	13
2.3.1 Totalhalter	15
2.3.2 Lakttest	15
3 Resultat av nya undersökningar	19
3.1 Studerade områden	19
3.2 Totalhaltsanalyser	19
3.2.1 Metaller	20
3.2.2 Svavel	23
3.3 Lakning, tvåstegs skakttest	24
3.3.1 Metaller	24
3.3.2 Svavel	27
3.4 Lakning, oxiderat tillgänglighetstest	28
3.4.1 Metaller	28
3.4.2 Svavel	30
3.5 Mineralogisk analys	30
3.6 Toxikologiskt test	31
3.7 Kornfördelning och korndensitet	31
4 Utvärdering	32
4.1 ”Typer av kisaska”	32
4.2 Förekomstformer	32
4.3 Utlakbara ämnen	34
4.4 Toxicitet	35
4.5 Avfallsklass och deponiklass	35
4.6 Kisaska som markförorening	36
4.6.1 Exempel på bedömning	37

4.7	Sanering av tungmetaller	38
4.7.1	Insitubehandling	39
4.7.2	Stabilisering	40
5	Slutsatser	41
6	Ytterligare kunskapsbehov	42
7	Referenser	42

Bilagor:

1. Platsbeskrivningar
2. Fält

SAMMANFATTNING

Statens geotekniska institut har på uppdrag av Länsstyrelsen i Gävleborg, som erhållit projektmedel från Naturvårdsverket, genomfört projektet ”Karaktärisering av kisaska”.

Kisaska är en restprodukt från framställning av svavelsyra eller svaveldioxid genom rostning av finmald svavelkis. Kisaskan består huvudsakligen av järnoxid, Fe_2O_3 och kan beskrivas som en röd-brun till röd-lila sand/finsand. Kisaskan innehåller också höga halter tungmetaller, framförallt kadmium, zink, koppar och bly. Arsenik är också vanligt förekommande i kisaska.

I Sverige finns det idag ett stort antal kisaskedeponier runt om i landet. I Norrland handlar det om 1000-tals kubikmeter kisaska som dumpats på land eller i vatten vid gamla fabriker och i deponier.

Projektets syftet var att undersöka kisaskans potentiella miljöpåverkan samt utreda hur materialet skall klassas enligt gällande lagstiftning inom avfalls- och deponeringsområdet. Prover togs därför från ett antal kisaskeförorenade områden i landet och analyserades med avseende på totalhalt, lakbarhet med vatten vid L/S-2 och L/S-10, potentiell lakbarhet, mineralinnehåll och toxicitet.

Resultaten av analyserna visar bland annat att det till viss del går att gruppera kisaskorna efter tungmetallinnehåll. De visar också att tungmetallhalterna i lakvatten vid lakning med avjoniserat vatten i allmänhet är högre i kisaska som legat under vatten. De kisaskor som legat under vatten innehåller större mängd lättlakade ämnen då de är inte vitt-rade i samma grad som kisaskor som ligger på land.

Tungmetallinnehållet i kisaskan skiljer sig mycket mellan olika lokaler. Även analysresultat från prover från samma lokal kan uppvisa stora skillnader, särskilt vid lakning med avjoniserat vatten. En slutsats är därför att det inte går att bedöma kisaska såsom en likartad homogen avfallsprodukt. Varje enskild lokal med kisaskeförekomst måste därför betraktas såsom egenartad och bedömas utifrån platsspecifika förhållanden.

Gränsvärden för ”mindre känslig markanvändning” överstigs vid alla lokaler. Generellt bör kisaska betraktas som en allvarlig markförorening men på grund av de varierande analysresultaten måste en platsspecifik bedömning göras för varje lokal.

Enligt deponeringsdirektivet överskrids gränsvärden för deponering på deponi för icke-farligt avfall vid alla lokaler. Vid många lokaler överskrids även gränsvärden för deponering på deponi för farligt avfall.

Kisaskeförorenade områden i Sverige

Karaktärisering av kisaska

1 INLEDNING

Kisaska är en restprodukt från framställning av svavelsyra eller svaveldioxid genom rostning av finmald svavelkis. Processen var vanlig vid pappersbruk med sulfitmassa-tillverkning. Kisaska är ett finkornigt material som kan beskrivas som en röd-brun till röd-lila sand-finsand. Den består huvudsakligen av järnoxid, Fe_2O_3 . Askan är miljö- och hälsofarlig beroende på att den även innehåller höga halter tungmetaller. Fram till 50-talet användes kisaska som råvara vid järnframställning och exporterades till Tyskland. Det ekonomiska värdet har dock varit lågt och hanteringen har ofta skett med stort spill. Till betydande del har man gjort sig kvitt kisaskan genom att deponera den eller använda den som fyllnadsmaterial. Hantering av svavelkis och kisaska upphörde i de flesta fall under 60-talet.

I Sverige finns det idag ett stort antal kisaskedeponier runt om i landet. I Norrland handlar det om 1000-tals kubikmeter kisaska som dumpats på land eller i vatten vid gamla fabriker och i deponier. Institutet för miljömedicin ansåg 1996 att materialet har så hög hälsofarlighet att man inte skulle låta barn och hundar vistas på ett område med kisaska i Essvik utanför Sundsvall (Rapport, 1996).

1.1 Uppdrag och syfte

Syftet med projektet är att undersöka kisaskans potentiella miljöpåverkan samt att utreda hur materialet skall klassas enligt gällande lagstiftning inom avfalls- och deponeringsområdet.

Statens geotekniska institut har utfört arbetet på uppdrag av Länsstyrelsen i Gävleborg, som erhållit medel från Naturvårdsverket för att genomföra projektet.

1.2 Metod

Efter förberedande litteraturstudie och sammanställning av information om kisaska från länsstyrelser runt om i landet valdes ett antal kisaskeförorenade lokaler ut för provtagning. Askan analyserades på laboratorium och resultaten sammanställdes och utvärderades i syfte att beskriva kisaskans potentiella miljöpåverkan. Provtagningen och analysprogrammet planerades i syfte att:

- ge underlag för bedömning av total metallförekomst i olika ”typer” av kisaskor
- uppskatta hur mycket av metallerna som kan lakas ut med vatten
- uppskatta hur mycket av metallerna som potentiellt är utlakbara
- bestämma hur och var metaller är bundna i kisaskan
- påvisa eventuell toxicitet hos kisaskan

Utifrån resultaten har en allmän riskbedömning av kisaska gjorts. Materialen har klassats dels enligt gällande lagstiftning inom avfalls- och deponeringsområdet, dels enligt riktvärden för förorenad mark från Naturvårdsverket. Slutligen ges förslag på saneringsåtgärder och behandlingsmetoder för att minska kisaskans miljöpåverkan.

1.2.1 Litteraturstudier

Information om kända förekomster av kisaska och data från tidigare undersökningar samlades in från länsstyrelserna i Gävleborg, Västernorrland, Jämtland, Värmland, Västerbotten, Dalarna och Stockholm. Utifrån insamlad information och länsstyrelsernas önskemål valdes provlokaler ut.

Information har också sökts på internet och litteratur har sökts i databaserna LIBRIS och Science Citation Index (omfattar åren 1986-2002).

1.2.2 Analyser

Hittills har totalhalter av ämnen i avfallet eller den förorenade marken använts som rikt- och gränsvärden av myndigheter i Sverige men intresset för laktester har vuxit kraftigt de senaste åren. De nya EU-kriterierna för mottagning av avfall vid avfallsdeponier (direktiv 1999/31/EG) baseras på halter i lakvatten vid L/S-2 och L/S-10 (L/S = Liquid/Solid-kvot, förhållande mellan fast fas och vätska i l/kg). Laktester ger helt annan information och är ett viktigt komplement till totalhalter i själva materialet. Lakvattnet är normalt den viktigaste spridningsvägen och laktester ger en uppfattning om vilka koncentrationer som kan förväntas i porvatten, nu och på sikt. Tillgänglighetstest/oxiderad lakning visar lakbarhet på lång sikt och brukar anges som övre gräns för möjlig utlakning. Det beskriver den potentiellt utlakbara mängden, dvs. den mängd som kan laka ut då utlakningen inte begränsas av till exempel tid, kornstorlek, pH eller alkalinitet.

Toxicitetstest är ovanligt vid analys av markföroreningar. Analyserna är dyra och analysresultaten kan vara osäkra och svårtolkade. Det saknas också jämförvärden/riktvärden för toxicitetstest. I detta projekt provas ett nytt toxicitetstest, "Ostracodtoxtest". Testet ingår i en ny grupp av toxicitetstester som ska vara säkrare och billigare än konventionella tester.

Följande analyser har utförts på kisaskeproverna:

Analys

*Totalhaltsanalys av grundämnen/metaller
(i kisaska och i lakvatten)*

Syfte och metod

Syftet är att fastställa totala halter av olika grundämnen/metaller i kisaskan och lakvattnet. I fasta material räknas resultaten om för vissa ämnen och rapporteras från laboratoriet som oxider.

Askkan upplöses innan analys. För bestämning av As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, S och Zn torkas provet vid 50°C och upplöses i salpetersyra/saltsyra/fluorvätesyra i slutna teflonbehållare.

	<p>lare i mikrovågsugn. (Halterna korrigeras till TS 105°C.) Övriga ämnen bestäms efter smältning med litiummetaborat följt av upplösning i utspädd salpetersyra. Totalhalterna bestäms med ICP-AES och ICP-QMS.</p>
<i>Vattenbaserad lakning (skaktest, prEN 12457-3)</i>	<p>Testet anger utlakbarhet eller tillgänglighet av olika ämnen under rådande testförhållanden. Ett lufttorkat prov med partikelstorlek < 4 mm skakas med avjoniserat vatten vid L/S-kvoter (Liquid/Solid-kvot) på 2 l/kg och 10 l/kg. pH, redox och ledningsförmåga i lakvattnet mäts och totalhaltsanalys utförs på lakvattnet.</p>
<i>Oxiderad lakning (oxiderat tillgänglighetstest, NT ENVIR 006)</i>	<p>Används för att bestämma materialets potentiella lakningsegenskaper. Testet visar vilka halter som totalt kan lakas ur materialet på lång sikt. Ett torkat normalt prov blandas med vatten under konstant oxiderade förhållanden (genom tillsättning av väteperoxid). pH, redox och ledningsförmåga i lakvattnet mäts och totalhaltsanalys utförs på lakvattnet.</p>
<i>Sulfidhaltsanalys (SGI-Rapport 27)</i>	<p>Analys av innehåll av järnsulfid i askan. Syftet är att identifiera ofullständigt oxiderade pyritrester. Då det inte finns någon godtagen standard för sulfidanalys används en metod framtagen vid SGI (SGI, 1985). Sulfiden extraheras ur provet till gasfas genom uppvärmning. Sulfiden fångas sedan i en gasfälla av vatten med kadmiumacetat. Provet färgas med jod och sulfidhalten bestäms genom titrering.</p>
<i>Toxicitetstest av kisaska Ostracodtoxtest</i>	<p>Ostracodtoxtest är ett kroniskt test för att bedöma toxicitet hos förorenade sediment och förorenad jord. Testet baseras på dödlighet och tillväxtinhibering hos kräftdjuret <i>Heterocypris incongruens</i>. Testorganismerna utsätts för direktkontakt med kisaska i 6 dagar. Resultatet anges som procentuellt antal döda organismer respektive procentuell tillväxtinhibering jämfört med testorganismer som levt i ett icke kontaminerat referensprov under samma tid.</p>
<i>Enklare mineralogiskt test</i>	<p>Syftet är att fastställa metallernas olika förekomstformer i kisaskan. Det använda testet består av mineralidentifiering (kvalitativ) av alla kristallina faser som utgör över 2 % av totalinnehållet med röntgendiffraktion (XRD).</p>
<i>Kornfördelning och korn-densitet</i>	<p>Analys av kisaskans densitet, kornstorlek och fördelning av kornstorlek.</p>

Dessa analyser sattes ihop till tre ”paket” (tabell 1) av olika omfattning. Provtagning av kisaska på land för analyspaket ett gjordes av respektive länsstyrelse. Provtagning av kisaska på land och under vatten för analyspaket två och tre genomfördes av SGI. To-

talhaltsanalyser av metaller, oxider och svavel utfördes av Analytica. Lakteter och bestämning av sulfidhalt har gjorts av SGI och toxicitetstestet är utfört av Alcontrol.

Tabell 1. Analyspaket

Analyspaket	Analys	Provtagare
Analyspaket 1	<ul style="list-style-type: none"> • Totalhalt av metaller, oxider och svavel 	Länsstyrelse i aktuellt län
Analyspaket 2	<ul style="list-style-type: none"> • Totalhalt av metaller, oxider och svavel • Vattenbaserad lakning • Sulfidhalt 	SGI
Analyspaket 2b ¹	<ul style="list-style-type: none"> • Totalhalt av metaller, oxider och svavel • Vattenbaserad lakning 	SGI
Analyspaket 3	<ul style="list-style-type: none"> • Totalhalt av metaller, oxider och svavel • Vattenbaserad lakning • Oxiderad lakning • Sulfidhalt • Enklare mineralogiskt test 	SGI
Eventuellt Tillägg	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicitetstest av kisaska (Ostracodtest) 	

1.2.3 Studerade områden

Valet av provplatser gjordes utifrån information från tidigare totalhaltsanalyser samt miljöbetingelser d.v.s. på vilket sätt kisaskan har deponerats (tjocka eller tunna lager) samt var den har deponerats (på land eller i vatten). Målet har varit att undersöka kisaska som legat i olika miljöer och av olika vittringsgrad. Följande områden med kisaska har undersökts inom detta projekt:

¹ Analyspaket 2b, Provtagningen kunde på Svanö samordnas med ett annat projekt vid SGI. Analyser som utfördes inom detta projekt kallas analyspaket 2b.

Tabell 2. Provtagningsplatser

Plats	Län	Typ av provtagning	Analyspaket	Ostracodtest	Antal prover
Hörnefors	AC	Provtagning av kisaska från deponi	2	2	4
Essvik-Nyhamn	Y	Provtagning av kisaska på land	2 (2 st) 3 (2 st)	2	4
Essvik-Nyhamn	Y	Provtagning av kisaska under vatten	3		2
Svanö	Y	Provtagning av kisaska på land	2b (8 st) 3 (3 st)	4	11
Svanö	Y	Provtagning av kisaska under vatten.	3	1	7
Bergviksulfid	X	Provtagning av kisaska från deponi	3	2	4
Korsnäs	X	Provtagning av kisaska på land	1		4
Järpen	Z	Provtagning av kisaska från slänt	3 (1 st) 1 (3 st)	1	4
Brättne	S	Provtagning av kisaska på land	1		4
Antal prover				12 st	44 st

1.2.4 Fältarbete

Prover har om det varit möjligt tagits från två nivåer i varje punkt, ett från ytan och ett från djupare lager. Detta gjordes bl.a. för att bedöma vittringsgraden hos de olika skikten i kisaskan.

Kisaska på land provtogs i grävda provgropar förutom i Bergvik där prover togs med skrubborr. Kisaska under vatten provtogs med rörprovtagare från båt i Essvik och av dykare vid Svanö.

2 LITTERATURSAMMANFATTNING

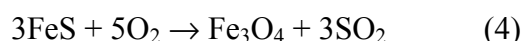
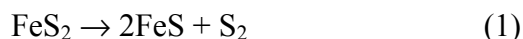
Svavelkismalm var på 1960-talet Europas viktigaste råvara för tillverkning av svaveloxid som användes för att producera bl.a. svavelsyra och sulfatkoksyra. Dessa syror användes i pappersmassaindustrin för framställning av pappersmassa enligt sulfatprocessen. Svaveldioxiden tillverkades från början ofta av elementärt svavel men vid första världskriget gick man alltmer över till rostning av svavelkis.

Svavelkis utgörs i första hand av pyrit. Pyrit är en järnsulfid och har den kemiska beteckningen FeS_2 . Pyriten består till ca 53 % av svavel och 47 % av järn. Andra mineraler som förekommer i svavelkisen är magnetkis (pyrrotit), kopparkis, zinkblände och arsenikkis. Kvar efter rostningen av svavelkis fanns bränderna eller kisaskan. Kisaskan består i huvudsak av järnoxider men den innehåller även höga halter av tungmetaller.

2.1 Rostning av svavelkis

2.1.1 Process

Då svaveldioxid tillverkas genom rostning av svavelkis sker rostningen enligt följande reaktioner (Morath, 1960):



Avspjälkning av den första svavelatomen (1) sker under inverkan av ungsvärme. Syret i luften förbränner det fria svavlet till svaveldioxid (2). Återstående FeS oxideras under stark värmeutveckling till Fe₂O₃ (3) eller Fe₃O₄ (4). FeS kan även oxideras genom direkt inverkan av svaveldioxid (5).

2.1.2 Inverkan av andra mineraler på rostningsprocessen och kisaskan

Huvudsyftet med rostning av svavelkis var att framställa svaveldioxid men som tidigare nämnts var det även möjligt att tillvarata bränderna (kisaskan). Fram till 50-talet användes kisaska som råvara i järn- och stålindustrin. Vissa ämnen i kisaskan, framför allt arsenik, koppar och zink, var störande vid järnframställningen och sänkte brändernas värde. Dessa föroreningar kommer från mineraler som ingår i den ursprungliga malmen, t ex. magnetkis, kopparkis, zinkblände och arsenikkis. Enligt Morath (1960) hade Bolidenkis (kis levererat av företaget Boliden) hög renhetsgrad jämfört med utländska kiser.

Koppar och zink binder en del av svavelinnehållet i kisen. Detta leder till att det kan finnas en restsvavelhalt kvar i bränder med högt innehåll av koppar och zink på upp till några procent.

Arsenik kan falla ut som järnarsenat vid rostningen och ge en arsenikrik kisaska. Järn- och stålindustrierna tog endast emot kisaska med 0,3% arsenikhalt. Därför försökte man undvika arsenatbildning och avdriva arseniken i form av arsenik(III)oxid vid rostningen. Arsenikavskiljningens effektivitet berodde till stor del på vilken ugnstyp som användes.

Etagerosterugnarna var de bästa ugnarna m a p arsenikavskiljning. Arseniken avdrevs med rostgaserna omedelbart efter att de lämnat ugnen. Dorrugnen, virvelbäddsugn med vätinmatning och hetgascykloner gav också en god avskiljning. BASF virvelbäddsugn och flamrostugnar gav sämre arsenikavskiljning (Morath, 1960). Ugnstyper och namn på ugnar sammanställs i tabell 3.

Tabell 3. Ugnstyper för rostning av kisaska och deras tillverkare.

Arsenikavskiljningsförmåga	Flamrostugnar	Virvelbäddsugnar	Etagerugnar
Sämre	Nichols-Freeman	BASF	
Bättre		Dorrugnen	Wedge, Kuhn, Chemiebau, Köln, Klöcker-Humbolt-Deutz Lurgi Chemie, Frankfurt/M Genie Metallurgie et Chimique

2.2 Tungmetaller i kisaskan

Många tungmetaller är toxiska för människor och ackumuleras i näringskedjor. Utifrån tidigare data från de lokaler som ingår i projektet är de mest intressanta metallerna arsenik, (As), kadmium, (Cd), koppar, (Cu), bly, (Pb) och zink, (Zn). Även nickel (Ni) och kobolt (Co) kan vara ett problem i kisaska men de har inte uppmätts i lika höga halter. Samtliga av dessa element har i denna rapport grupperats som metaller för enkelhetens skull, trots att arsenik i själva verket är en s.k. halvmetall.

2.2.1 Mobilitet

Spridningen av tungmetaller sker i första hand med det lakvatten som lämnar kisaskan. De processer som styr metallkoncentrationen i vattenmiljöer är primärt upplösning, komplexbildning, sorption och utfällning. Särskilt arsenikkoncentrationen styrs även av redoxprocesser. Metallernas förekomstformer i askan (fria metalljoner, oxider, sulfatsalter, komplex) styr till stor del deras löslighet. I allmänhet ökar metallers löslighet betydligt med lägre pH. Sorptionen ökar med högre halt organiskt kol och lermineral i matrisen. Eftersom kisaskans organiska halt är låg förekommer normalt inte organisk komplexbildning eller sorption i någon större utsträckning men i en mer vittrad aska finns större tillgång till sorptionsytor i form av oxider. Sorptionen minskar med hög koncentration av andra, konkurrerande, joner.

2.2.2 Förekomstformer

Svavelkis innehåller ofta mindre mängder av andra sulfidmineral med förekomst av koppar, zink, bly, kadmium och arsenik. Under rostningsprocessen oxideras FeS_2 och andra sulfidmineral till Fe_2O_3 (hematit, *järnglans*) som utgör huvudandelen av den restprodukt vi kallar kisaska. Vid upphettningen kan särskilt zink och kadmium förångas och kondensera på kisaskan tillsammans med rester av svaveloxider. Tungmetaller som inte förångas föreligger troligen till stor del som metalloxider (t. ex. ZnO) efter upphettningen och kan då reagera med SO_3 till metallsulfater. Metallsulfater är i allmänhet mer lättlakade än metalloxider.

Eventuella restsulfider med tungmetaller som finns kvar i askan är svårlösliga men oxideras vid tillgång på syre.

Tungmetallerna kan även förekomma som adsorberade katjoner i järnoxidmatrisen. Järnoxidens kristallstruktur och dess yta/volymp-förhållande är beroende av kornstorle-

ken och temperaturen vid rostningen av pyriten (Eneroth och Koch, 2003). Dessa parametrar styr därmed också storlek och tillgänglighet av den aktiva järnoxidytan som kan adsorbera metallkationer. Sorption och resorption av metallkationer i järnoxidmatrisen är processer som i hög grad påverkar halterna av metallkationer i lakvatten från kisaskan. Viktiga parametrar för dessa processer är pH, salthalt och eventuella komplexbildare i lakvattnet.

2.2.3 Oxidation av pyritrester

Rester av pyrit i askan oxideras i närvaro av luft och vatten till löst järn (Fe^{2+}) och sulfationer. Vid denna reaktion frigörs även protoner vilket innebär en sänkning av pH. Som en följdreaktion till detta kan Fe^{2+} i närvaro av syre och protoner oxideras till Fe^{3+} under avgång av vatten. Fe^{3+} hydrolyseras sedan till svårslöslig järnhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$) under avgång av ytterligare protoner och därmed ökad surhet. Pyrit kan också reducera Fe^{3+} till Fe^{2+} med ökad surhet som följd. Andra metallsulfider oxideras på motsvarande sätt och övergår generellt till löst jonform (i närvaro av vatten) vid sura förhållanden och till oxidform mindre sura förhållanden.

Resultatet av ovan nämnda reaktioner blir till slut en ökad surhet och mätbart ökad halt av löst järn och tungmetaller. Järnet fastläggs dock kontinuerligt som järnhydroxid. Oxidationen av 1 mol FeS_2 leder till frigörandet av 4 mol H^+ vilket gör vittringen av pyrit till en mycket surgörande process, eftersom järnhydroxiden är svårslöslig. Vittringens försurande effekt bidrar till direkta läckage av främst kadmium och zink

2.3 Tidigare undersökningar av Kisaska

Länsstyrelsen i Gävleborgs län har samlat in information om tidigare undersökningar av kisaska från sju län, Gävleborgs län, Västernorrlands län, Jämtlands län, Dalarnas län, Stockholms län, Värmlands län samt Västerbottens län. Kisaskan ligger ofta i deponier men den har även använts som utfyllnadsmaterial i banvallar och spridits längs järnvägar. I tabell 4 redovisas de platser där det är känt att kisaska förekommer i dessa län tillsammans med information om hur askan lagts ut och hur mäktiga lagren är. I de fall uppgifter angående rostningsugn och kisaskans ursprung finns anges även detta men sådana uppgifter har i många fall varit svåra att få fram. De lokaler som valdes ut för provtagning inom detta projekt har markerats med fet text.

Tabell 4. Förekomst av kisaska. I detta projekt undersökta lokaler är markerade med fet stil.

Plats	Län	Ugnar	Hur askan lagts ut
Fagervik	Västernorrland	Etage: Wedge fr 1916 Flamrost: Nichols-Freeman 1951-57	Spolats ut med avlopp i vatten + deponerats.
Svanö	Västernorrland	Etage: Wedge fr 1912 Flamrost: Nichols-Freeman 1948-66	Tippats på land och i vatten.
Söråker	Västernorrland	Herrshoft 1910- Etage: Kuhn 1939-1958	Deponerats
Essvik-Nyhamn	Västernorrland	Etage 1919-33 (Nyhamn)	Deponerats i f. d sedimenta- tionsbassäng
Svartvik	Västernorrland	Etage: Wedge 1914-18 Etage: Kuhn 1937-	Utspridda
Kramfors	Västernorrland	Etage: Wedge 1914- Etage: Kuhn 1936- Virvelskikt bädd 1956-77	
Falun	Dalarna	Virvelbäddsugn -1993	
Turbo sulfitfabrik	Dalarna		Spridits längs järnväg
Fredriksbergs pappersbruk	Dalarna		Tunt längs järnväg + som utfyll- nadsmaterial
Kvarnsvedens pappersbruk	Dalarna	Herrshoft Roterande svavelugn	
Fors pappersbruk	Dalarna	Roterande ugn	Spridits längs vägar + eventuellt upplag på fabriksområdet
kv. Akterspegeln, Gröndal	Stockholm		
Tegelviken	Stockholm		
Gäddviken, Su- perfosfatfabriken	Stockholm	Herrshoft Bracq-Moritz	
Hallsta pappers- bruk, Norrtälje	Stockholm		
Vinterviken	Stockholm		
Brättne sulfitfa- brik	Värmland		Ytliga lager samt på en yta (150 m²) ca 6 dm lager
Kyrkebyn	Värmland	Etage: Wedgeugn	Längs järnväg
Hörnefors	Västerbotten	Virvelbäddsugn med fluidi- serad bädd	Deponi övertäckt sedan 1982
Hissmofors	Jämtland	Flamrost: Nichols-Freeman	Deponi
Järpen	Jämtland	Etage: Wedgeugn fr 1918	I slänt, finns lager lämpligt för provtagning under grus och asfalt
Bergvik sulfit	Gävleborg	Etageugn först Virvelbäddsugn sedan	Deponi
Mackmyra Sulfit	Gävleborg		Banvall av kisaska + som utfyll- nad och växtbekämpning + deponi Hådetippen
Hammarby Sulfit	Gävleborg		Spridd i närområde + deponerats med annat material
Korsnäs	Gävleborg	Etageugnar	Banvallar, ytor runt fabrik, vid uppläggningsplats för småbåtar
Vallviks Bruk	Gävleborg	Flamrost: Nicols-Freeman	Lite i deponi, resten tog Boliden hand om.
Ströms bruk	Gävleborg		Industrideponi
Iggesunds bruk	Gävleborg	Etage: Wedgeugn 1917-1966 Dorrugn "Fluo-Solid" 1967	Skeppades till Tyskland och England

2.3.1 Totalhalter

De platser där totalhaltsmätningar tidigare har gjorts för kisaskan presenteras i figur 1-6. Data saknas för de platser som inte finns med i diagrammen. Metallhalten för olika tungmetaller varierar kraftigt mellan de olika platserna. På Svanö och i Essvik-Nyhamn är prover tagna i flera olika punkter. I Gävleborg (Bergvik sulfid, Mackmyra sulfid, Hammarby sulfid samt Korsnäs) finns provdata från flera olika tidpunkter. När flera analyser är gjorda på samma plats har dessa nummerats från 1 och uppåt. För en schematisk bedömning om lokalerna skall anses förorenade jämförs halterna med naturvårdsverkets riktvärden för Mindre Känslig Markanvändning (MKM). Riktvärdet är utformat för att tillämpas på markområden där människor vistas regelbundet men i begränsad omfattning och ger inget skydd för grundvattnet. Om det överstigs indikerar det att marken är förorenad.

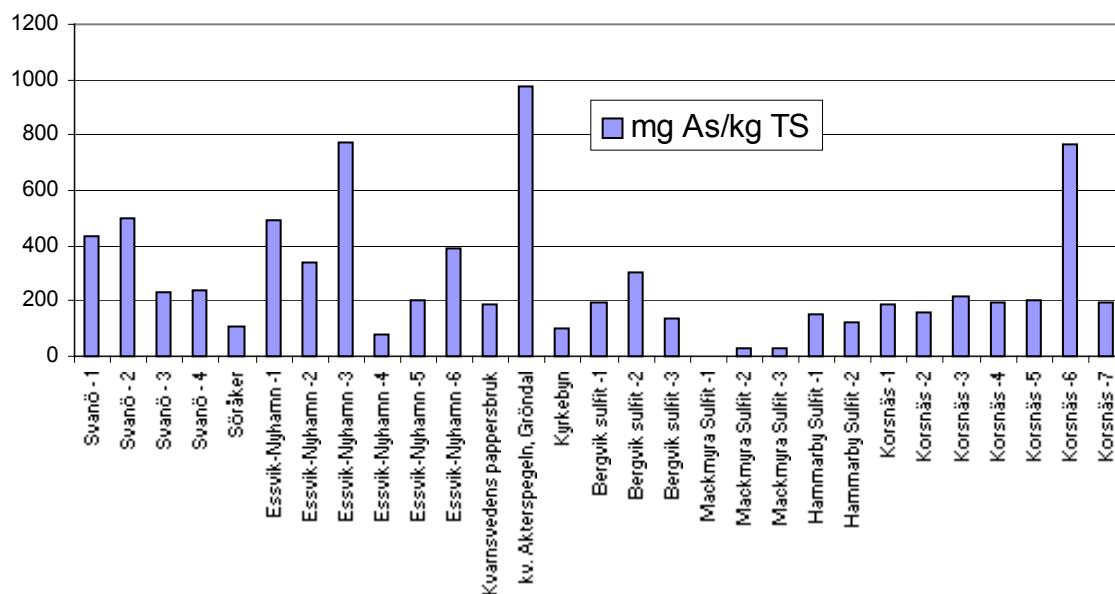
Kisaskupplaget i Bergvik undersöktes av Envipro 2003 och både kisaska i deponi på land och kisaska som legat under vatten analyserades. Totalhalterna var lägre i den kisaska som legat under vatten. Orsaken antogs vara utblandning med andra sediment och utlakning (Envipro 2003).

2.3.2 Laktest

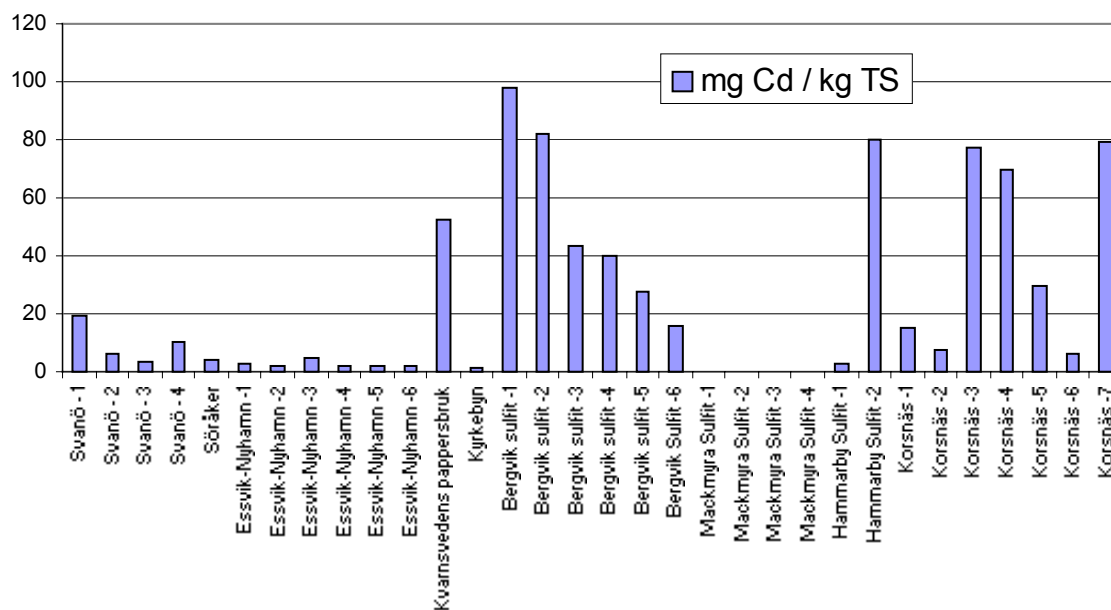
Kisaskan i kisaskupplaget vid Bergvik sulfidmassafabrik har, vid Envipros undersökning 2003, även undersökts med laktest (L/S-2 och L/S-10) och tillgänglighetstest (oxiderat laktest). Lakförsök utfördes på tre kisaskeprover från land, två ytliga och ett djupare, (vid grundvattenytan). Lakvattnet innehöll höga värden av zink, bly, koppar och kadmium. I båda de ytliga proverna överstegs gränsen för deponering på deponi för ickefarligt avfall för flera metaller. I ett av de ytliga proven (från 1 dm djup) översteg zink och koppar gränsvärdena för deponering som farligt avfall inom EU. Det djupare provet (från 2,9 m djup) innehöll betydligt lägre halter och översteg endast gränsen för deponering som inert avfall för zink och kadmium. Detta tolkas som att det djupare provet varit utsatt för större vattenomsättning än de ytliga. Lakbarheten av nämnda metaller ökade kraftigt i det oxiderade laktestet. En slutsats som dras i Envipros rapport (2003) är att den ökade utlakningen av svavel i det oxiderade testet visar att tungmetaller tidigare varit bundna i metallsulfider som nu oxideras. De ytliga proverna innehåller här alltså högre halter lättlakade tungmetaller. De ytliga proven har pH 4,3-5,0 respektive 6,7-6,9 i lakvattnet. Det djupare provet har högre pH, 7,2-7,4.

Kisaska vid fd Svanö sulfidmassafabrik har undersökts av SWECO i flera omgångar 1998-2003. Laktester (L/S-2 och L/S-10) har utförts på kisaska. Resultaten visar på skillnader i lakning mellan ytskikt och underliggande skikt. Halterna av svavel, järn, zink och kadmium är högre i lakvatten från djupare skikt medan arsenik- och blyhalterna är lika höga eller högre i lakvatten från ytskiktet. Dessa skillnader kan tyda på att den ytligare liggande askan är mer vittrad, att arsenik och bly förekommer i stabila komplex och att zink och kadmium förekommer i form av mer lösliga komplex (SGI 2003).

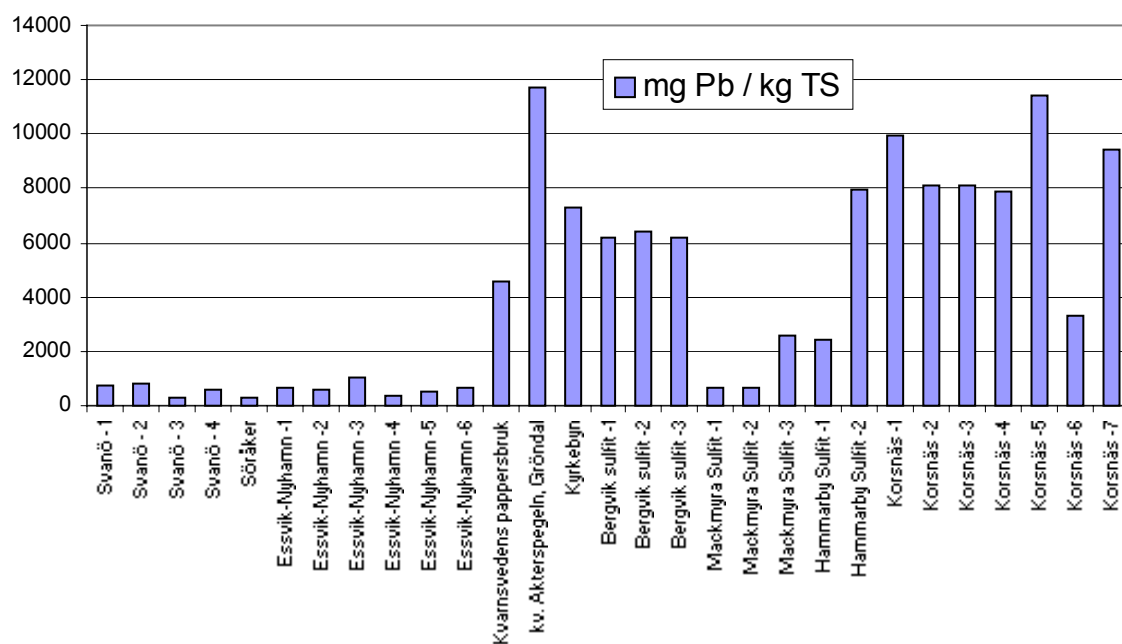
Resultaten från tidigare undersökningar i Bergvik och på Svanö är alltså till viss del motsägelsefulla.



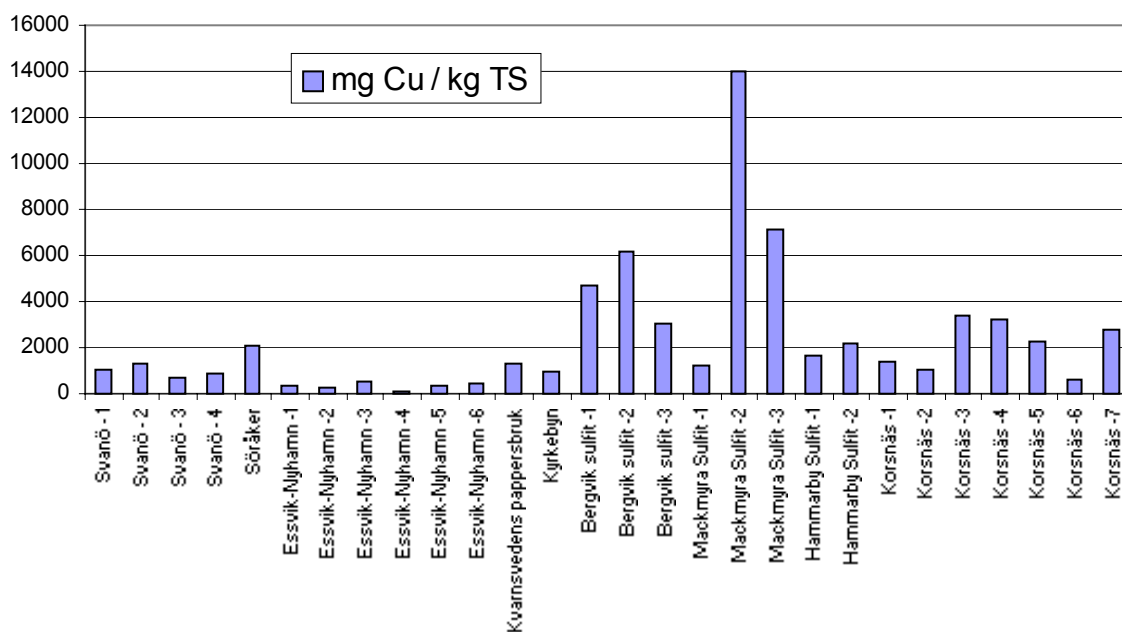
Figur 1. Totalhalt arsenik i de olika kisaskeproverna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig markanvändning är 40 mg/kg TS.



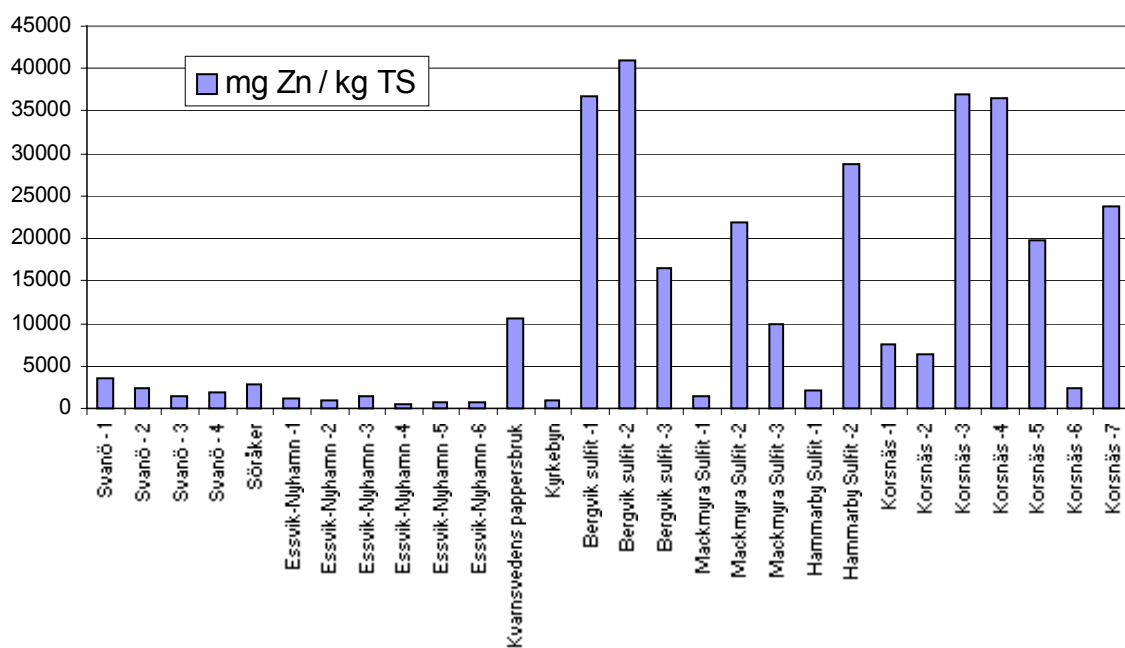
Figur 2. Kadmiumhalt i kisaska från de olika platserna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig Markanvändning är 12 mg/kg TS.



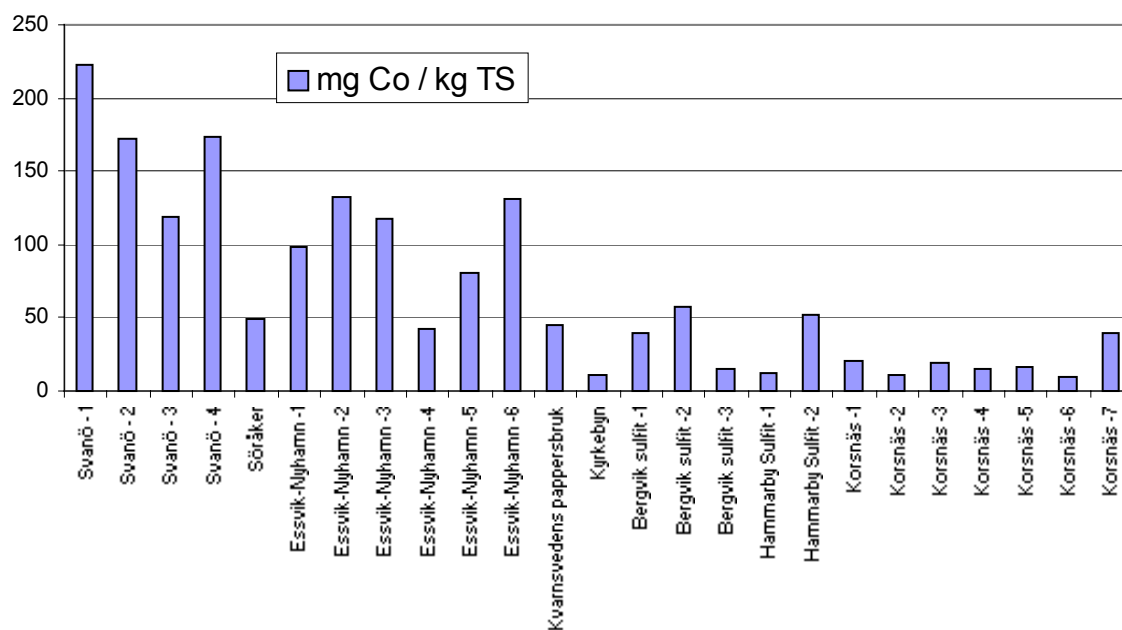
Figur 3. Blyhalt i kisaska från de olika platserna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig markanvändning är 300 mg/kgTS.



Figur 4. Kopparhalt i kisaska från de olika platserna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig markanvändning är 200 mg/kgTS.



Figur 5. Zinkhalt i kisaska från de olika platserna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig markanvändning är 300 mg/kgTS.



Figur 6. Kobolthalt i kisaska från de olika platserna. Naturvårdsverkets riktvärde för Mindre Känslig markanvändning är 250 mg/kgTS.

3 RESULTAT AV NYA UNDERSÖKNINGAR

3.1 Studerade områden

Bakgrund, sammanfattning av tidigare undersökningar och områdesbeskrivning för varje provlokal redovisas i bilaga 1.

Sammanställning av fältundersökning och observationer vid varje provtagning redovisas i bilaga 2.

3.2 Totalhaltsanalyser

Alla analyserade kisaskeprover innehåller höga totalhalter av tungmetaller. Vilka tungmetaller som förekommer i högst halter skiljer sig mellan lokalerna. Särskilt stor spridning uppvisar halterna av zink, kadmium och bly. Även spridningen mellan prover inom samma lokal är ofta stor. Fullständiga resultat med mätosäkerheter bifogas i analysrapporterna i bilaga 3.

För att klassa kisaskan som avfall jämförs totalhalterna i askan med ”föreslagna haltgränser för bedömning om förorenade massor är farligt avfall”, framtagna av RVF (RVF, 2002). Haltgränserna bygger på kemikalieinspektionens klassificering av kemiska produkter, (KIFS 1994:12), avfallsförordningen (SFS 1998:899) och preparatdirektivet (1999/45/EU). Om haltgränserna överskrids kan avfallet betraktas som farligt.

RVF har även tagit fram ett förslag på vilka totalhalter som kan accepteras vid deponering på en deponi för ickefarligt avfall; ”föreslagna acceptanskriterier för förorenade massor i deponier för ickefarligt avfall”. Skillnaden är att acceptanskriterierna beaktar ett längre tidsperspektiv och därför tar hänsyn även till utlakning ur materialet. Acceptanskriterierna är därför samma som eller lägre än haltgränserna.

För att bedöma kisaskan som markförorening användes naturvårdsverkets riktvärden för Mindre Känslig Markanvändning utan grundvattenskydd, MKM (SNV 1999). Markens tillstånd klassas som allvarligt vid halter på 3-10 gånger riktvärdet för MKM och mycket allvarligt vid 10 ggr MKM.

I tabell 5 jämförs resultatet av totalhaltsanalyserna med haltgränser, acceptanskriterier och riktvärden för MKM. Resultaten sammanfattas dels som *antal provlokaler* (av sju) där en halt (t. ex. haltgränsen) överskrids, dels som *andel av totala antalet prover* (av fyrtiofyra) där samma halt överskrids.

Vid jämförelse med riktvärdet för MKM faller halterna av ett visst ämne i kisaskan vid en viss lokal oftast inom en eller två intill varandra liggande föroreningsklasser. I ett par fall är resultaten för ett ämne på en plats spridda över tre klasser och för kopparhalter och zinkhalter i Brättne förekommer halter i alla fyra klasserna på fyra prover.

Tabell 5. Totalhalter jämfört med haltgränser, acceptanskriterier och riktvärden. Alla metaller som överskrider något gränsvärde anges. Enhet är mg/kg TS, antal lokaler sju och antal prover fyrtifyra. De högsta värdena har markerats med fet stil.

Ämne	As	Cd	Co	Cu	Hg	Pb	Zn
<i>Föreslagen haltgr, över är farligt avfall, RVF</i>	1000	100	100	2500	500	2500	2500
antal provlokaler där haltgräns överskrids	2	2	4	3	0	3	5
% prover där haltgränser överskrids	18	7	73	18	0	32	52
<i>Föreslagna acceptanskriterier för deponier med ickefarligt avfall, RVF</i>	100	10	80	2500	10	2000	2500
antal provlokaler där halten överskrids	7	5	5	3	3	3	5
% prover där halten överskrids	93	39	75	18	7	32	52
<i>Halt för klassning som mycket allvarligt förorenad mark med riktvärde för MKM</i>	400	120	2500	2000	70	3000	7000
antal provlokaler där halten överskrids	3	2	0	5	0	3	2
% prover där halten överskrids	39	7	0	23	0	30	21
<i>Halt för klassning som allvarligt förorenad mark om riktvärde för MKM används</i>	120	36	750	600	21	900	2100
antal provlokaler där halten överskrids	7	3	0	6	1	4	4
% prover där halten överskrids	91	18	0	80	2	39	64

I jämförelse med RVF:s föreslagna haltgränser och acceptanskriterier verkar arsenik, kobolt och zink utgöra de största problemen. Acceptanskriterierna, t. ex., överskrids vid alla provtagna lokaler och i 93 % av proverna för arsenik.

Jämfört med naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning bedöms arsenik, koppar och zink som de mest förorenande substanserna. Alla lokaler och 91 % av proverna tillhör t. ex. klassen ”allvarligt förorenad” med avseende på arsenik.

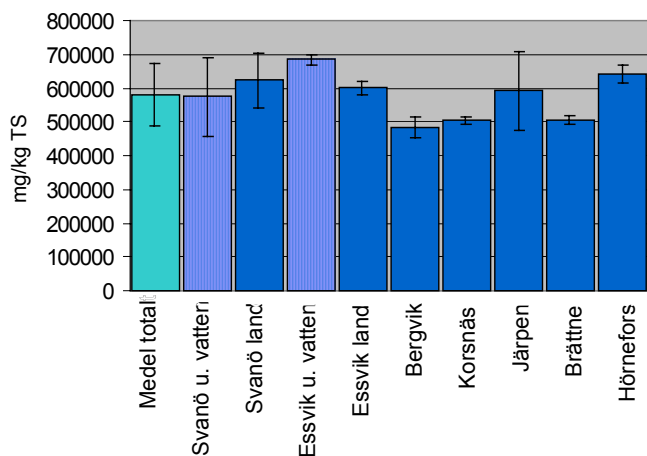
För de lokaler som provtagits tidigare stämmer resultaten från provtagningarna 2003 överens med resultaten från tidigare undersökningar. Resultaten är i samma storleksordning och samma lokaler uppvisar höga halter av samma ämnen. Variationen har varit stor också vid tidigare undersökningar.

3.2.1 Metaller

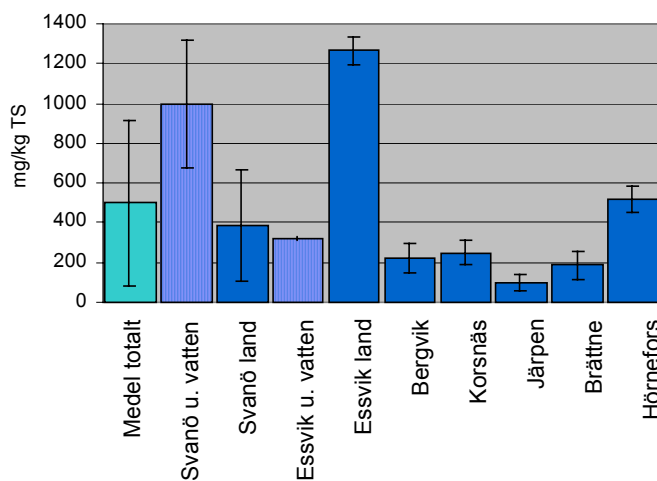
I figur 7-13 redovisas medelvärden av totalhalter tungmetaller och järn för varje lokal. Spridningen inom en lokal och totalt bland alla prover illustreras som en standardavvikelse uppåt och nedåt. Staplarna i diagrammet innehåller olika antal provpunkter, se tabell 6, vilket skall hållas i minnet vid tolkning av diagrammen. Stapeln Svanö land innefattar två olika kisaskeförorenade områden på Svanö. De uppvisar liknande föroreningshalter och behandlas därför som en enhet.

Tabell 6. Antal provpunkter vid beräkning av medelvärde och standardavvikelse.

Totalhaltsanalyser, totalt	44 st
Svanö under vatten	9 st
Svanö land	17 st
Essvik under vatten	2 st
Essvik land	4 st
Bergvik	4 st
Korsnäs	4 st
Järpen	4 st
Brättne	4 st
Hörnefors	4 st



Figur 7. Totalhalter järn

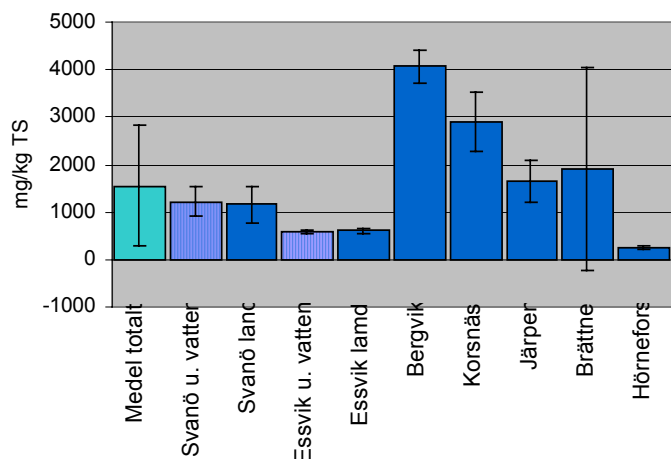


Figur 8. Totalhalter arsenik

ACK = 100 mg/TS, MKM mkt allv = 400 mg/kg

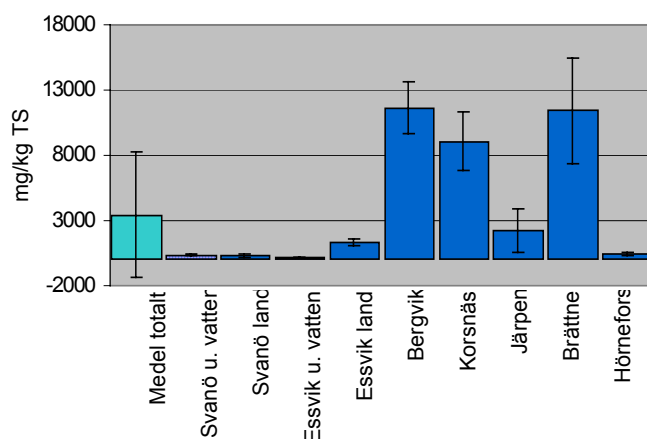
De undersökta proverna består till största delen av järnoxider, i medeltal till 83 %, (bilaga 3). Järnhalterna varierar mindre än tungmetallhalterna, både inom samma lokal och mellan olika lokaler.

Alla prover kan betraktas som arsenikförorenade då alla har en arsenikhalten över MKM. Medelhalten av alla arsenikprover överstiger gränsen för klassning som mycket allvarligt förorenad mark och den föreslagna acceptansgränsen för deponier med icke-farligt avfall. De högsta halterna har uppmätts i prover tagna under vatten utanför Svanö, på land i Essvik och i Hörnefors där alla prover klassas som mycket allvarligt förorenade av arsenik.



Figur 9. Totalhalt koppar

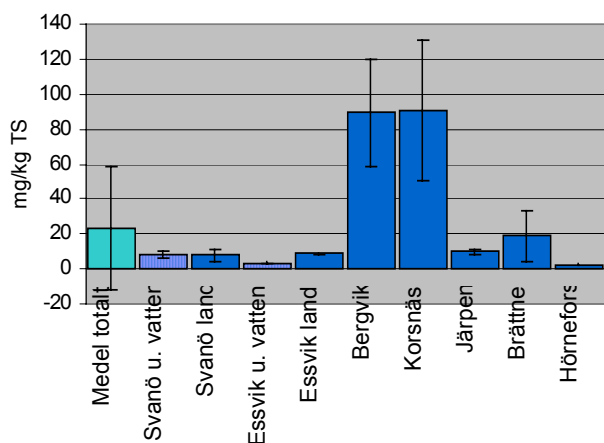
ACK = 2500 mg/kg TS, MKM allv = 600 mg/kg TS



Figur 10. Totalhalt Bly

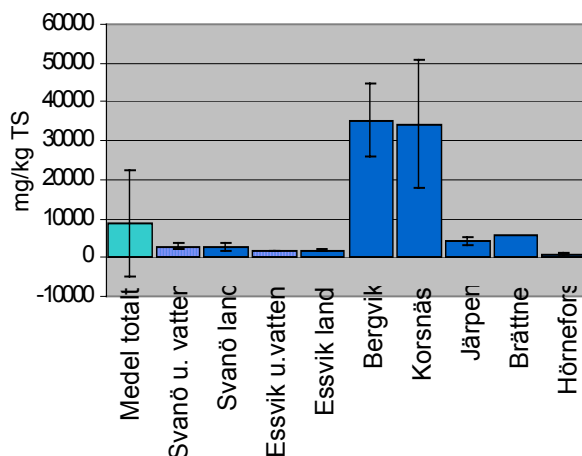
ACK = 2000 mg/kg TS, MKM mkt allv = 3000 mg/kg TS

Medel totalt för koppar betraktas som allvarligt förorenad mark och överskrider inte acceptansgränsen för ickefarligt avfall. Medel totalt för bly klassas som mycket allvarligt förorenad mark och överstiger acceptanskriteriet. De lokaler som har höga halter koppar har ofta även höga blyhalter. Bergvik och Korsnäs är mest kopparförorenade och Hörnefors är den enda lokal där kopparföroreningen inte klassas som allvarlig. I Bergvik, Korsnäs och Brättne överstiger blyhalterna i alla prover både acceptanskriterium och gränsen för mycket allvarligt förorenad mark. Svanö och Hörnefors är de enda lokaler där blyföroreningen inte klassas som allvarlig.



Figur 11. Totalhalter kadmium

ACK = 10 mg/kg TS, MKM allv = 36 mg/kg TS

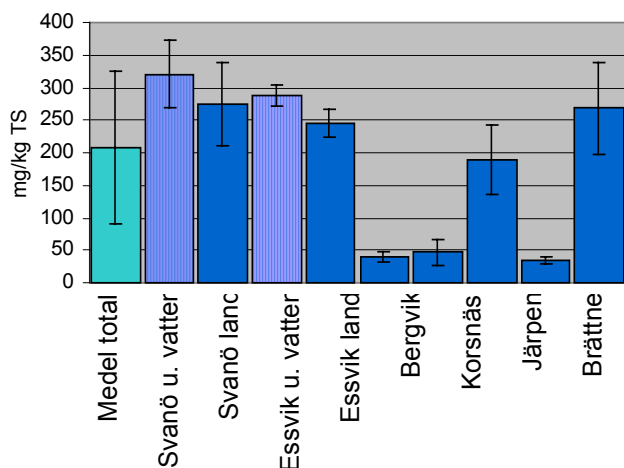


Figur 12. Totalhalter zink

ACK = 2500 mg/kg TS, MKM mkt allv = 7000 mg/kg TS

Den totala medelhalten för kadmium ligger under allvarligt förorenad mark men över acceptansgräns. Den totala medelhalten för zink överstiger acceptansgränsen och grän-

sen för mycket allvarligt förorenad mark. Lokaler med höga zinkhalter tenderar att också ha höga kadmiumhalter. Kadmiumhalterna betraktas som allvarliga endast i Brättne, Korsnäs och Bergvik. Övriga lokaler ligger under MKM-riktvärdet för kadmium i alla prover. Zinkhalterna i Bergvik och Korsnäs ligger alla i klassen mycket allvarligt förorenad mark och över acceptansgräns. De enda lokaler där zinkhalterna inte överstiger värden för allvarligt förorenad mark och acceptansgräns är Essvik och Hörnefors.



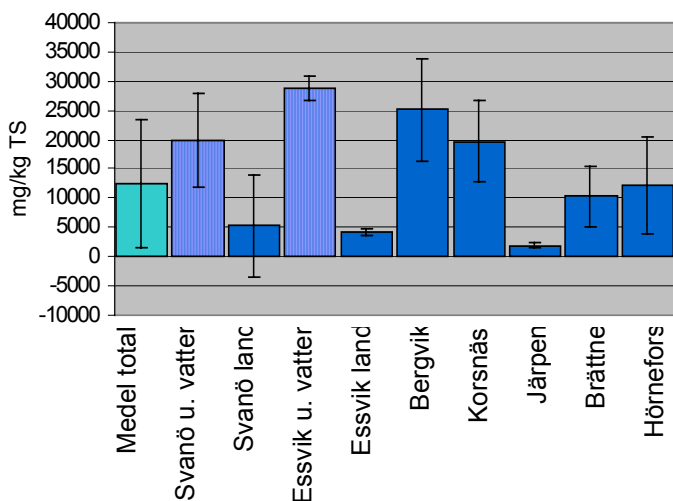
Medelhalten av kobolt ligger under allvarligt förorenad mark men över acceptansgränsen. Ingen lokal hamnar i klassen för allvarligt förorenad mark med avseende på kobolt men acceptansgränsen för ickefarligt avfall överstigs vid alla lokaler utom Brättne, Korsnäs och Bergvik.

Figur 13. Totalhalter kobolt

ACK = 80 mg/kg TS, MKM allv = 750 mg/kg TS

Det går inte att visa på några trender mellan tungmetallinnehållet i ytligare skikt jämfört med djupare liggande skikt. I de punkter som provtagits på två djup är det ungefär lika ofta högre tungmetallhalter i det övre skiktet som i det undre. Detta gäller både vid gruppering utifrån olika ämnen och utifrån olika lokaler.

3.2.2 Svavel



Det totala svavelinnehållet i kisaskan varierar mycket mellan lokalerna. Medelhalten är ca 12000 mg/kg TS vilket innebär ca 1,2 % av TS. Sva-velkis levererad av Boliden hade 1960 en garanterad halt på minimum 48 % svavel vid leverans (alltså innan rostning).

Figur 14. Totalhalter svavel

3.3 Lakning, tvåstegs skaktest

Hur stor andel av tungmetallerna som är tillgängliga för lakning med vatten varierar mycket, både mellan och inom lokaler. Analys har gjorts av lakvattnet vid L/S-2 och L/S-10. Eftersom analysen vid L/S-10 motsvarar ett längre tidsperspektiv redovisas i första hand dessa resultat här. Fullständiga resultat från testerna bifogas i analysrapporterna i bilaga 3. Halter i lakvattnet uttrycks här alltid i enheten mg/kg TS.

De utlakade halterna jämförs med av EU framtagna gränsvärdena för deponering av avfall på olika typer av deponier (2002/33/EG). Det finns tre olika typer av deponier; för inert avfall, för ickefarligt avfall och för farligt avfall. Om gränsvärden för deponering som farligt avfall överskrids måste avfallet genomgå någon form av förbehandling innan deponering för att öka stabiliteten hos avfallet. I tabell 7 sammanfattas vilka gränsvärden som överskrids för olika tungmetaller. I de flesta fall hamnar lakvattnet från L/S-2 och L/S-10 samma klass. I tabellen redovisas alla ämnen som överstiger gränsvärden. För kobolt, som förekom i höga halter jämfört med gräns- och riktvärden för totalhalter, finns inga gränsvärden angivna i direktivet. Kobolt tas därför inte upp i tabellen.

Tabell 7. Utlakade mängder jämfört med gränsvärden för deponering. Alla metaller som överskrider något gränsvärde anges. Enhet är mg/kg TS, antal lokaler fem och antal prover trettio två.

Ämne	As	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	Se	Zn
Gränsvärde deponi för inert avfall	0,5	0,04	2	0,01	0,4	0,5	0,06	0,1	4
antal lokaler över gränsvärde	2	5	5	1	2	5	1	2	5
% av prover över gränsvärde	25	50	34	6	25	60	6	38	59
Gränsvärde deponi för ickefarligt avfall	2	1	50	0,2	10	10	0,7	0,5	50
antal lokaler över gränsvärde	1	2	1	1	0	2	0	0	4
% av prover över gränsvärde	13	13	3	6	0	9	0	0	38
Gränsvärde deponi för farligt avfall	25	5	100	2	40	50	5	7	200
antal lokaler över gränsvärde	0	0	0	0	0	1	0	0	3
% av prover över gränsvärde	0	0	0	0	0	3	0	0	19

De mest problematiska metallerna med avseende på utlakning verkar vara bly, zink och kadmium. Bly och zink överstiger gränsvärden för deponering på deponi för farligt avfall vid några lokaler.

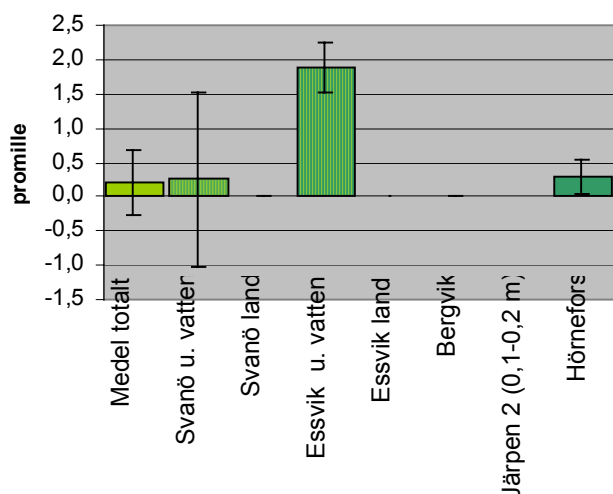
3.3.1 Metaller

I figur 15-20 redogörs för hur stor *andel* av järn och ett antal tungmetaller som är utlakbar vid varje lokal (L/S-10). Även här baseras staplarna på olika antal provpunkter (tabell 8). Analysresultatens spridning illustreras med en standardavvikelse och enheten är promille då det rör sig om små tal. De prover som har störst andel tillgängliga tungmetaller är inte alltid de som har högst totalhalter. I Bergvik och där de högsta totalhalterna för många ämnen uppmätts är endast en mindre del tillgänglig för utlakning. Störst andel utlakbara metaller verkar finnas i kisaska som legat under vatten. Även kisaskepro-

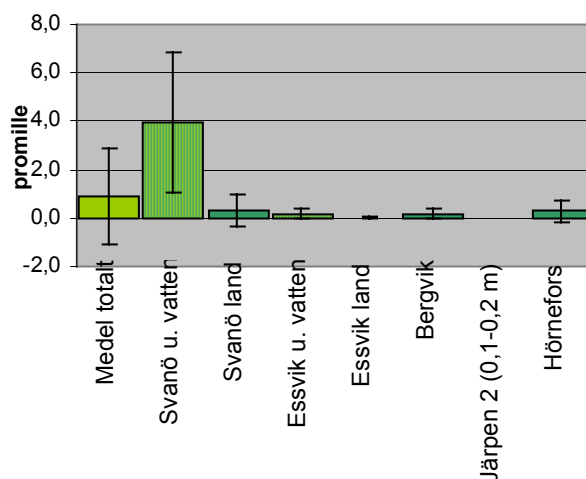
ver från Järpen innehåller hög utlakbar andel men eftersom bara ett prov analyserats här går det inte att säga något om spridningen inom denna lokal.

Tabell 8. pH och redox i lakvattnet samt antal provpunkter vid beräkning av medelvärde och standardavvikelse.

	Antal	pH vid L/S 10	Redox medel (mV)
Laktester totalt	32		
Svanö under vatten	6	3,9 – 6,1	495
Svanö land	11	3,3 – 5,4	626
Essvik under vatten	2	3,8 : 4,6	497
Essvik land	4	3,8 – 7,3	592
Bergvik	4	6,4 – 6,7	540
Järpen	1	4,9	625
Hörnefors	4	2,9 – 3,3	782



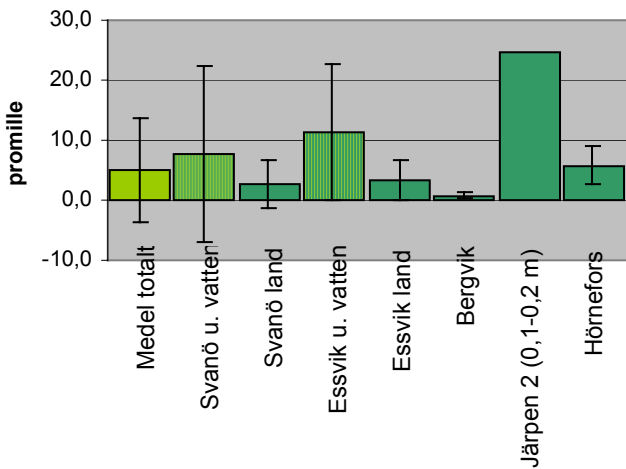
Figur 15. Utlakad andel järn vid L/S-10



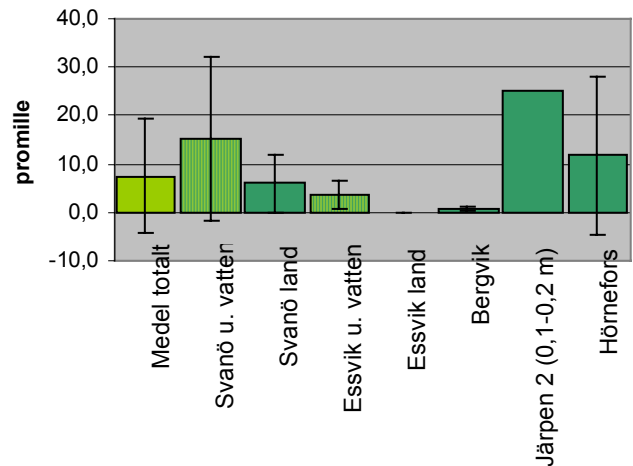
Figur 16. Utlakad andel arsenik vid L/S-10

Essvik under vatten innehåller störst andel utlakbart järn och har även högst järnhalter i lakvattnet.

Ca 1 % av arseniken är utlakbar och medelhalten i lakvattnet (L/S-10) är 0,97 mg/kg TS vilket klassas som ickefarligt avfall enligt EU-direktivet. Kisaska som legat under vatten i Svanö har högst andel utlakbar arsenik och koncentrationerna i lakvattnet klassas här som farligt avfall. Lakvattnet från övriga lokaler innehåller låga halter arsenik.



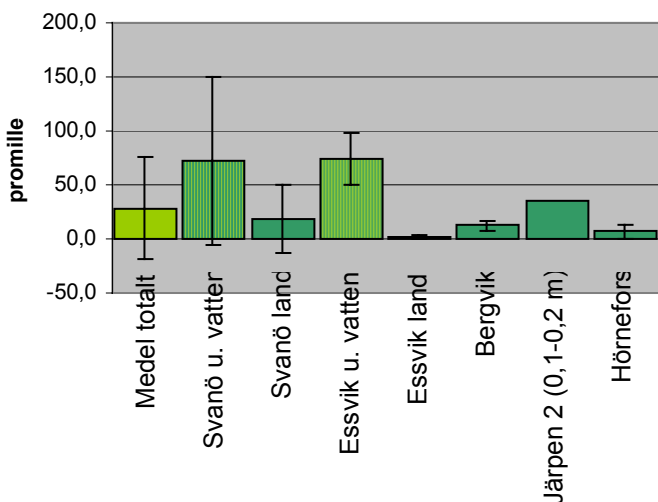
Figur 17. Utlakad andel koppar vid L/S-10



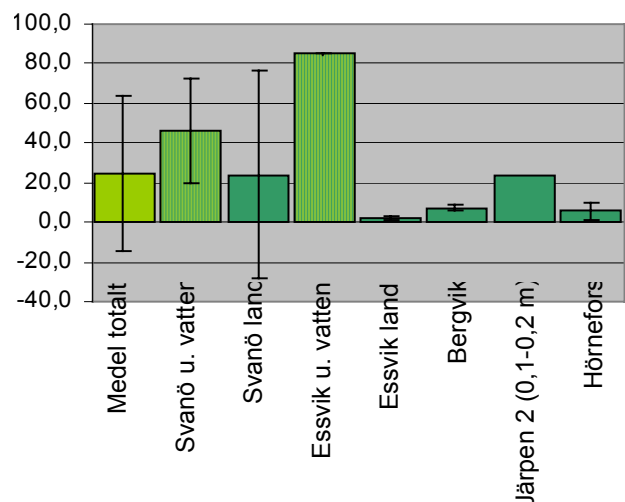
Figur 18. Utlakad andel bly vid L/S-10

I medeltal är ca 5 ‰ av kopparinnehållet utlakbart vid L/S-10 och medelhalten i lakvattnet är 5,4 mg/kg TS vilket klassas som ickefarligt avfall enligt EU-direktivet. Störst andel utlakbar koppar innehåller provet från Järpen och prover på kisaska under vatten från Essvik men bara ett prov, från kisaska under vatten vid Svanö, ger lakvatten med metallhalter över gränsen för farligt avfall. Övriga prov klassas inert eller icke farligt avfall med avseende på lakvattnet.

I medeltal ungefär 7 ‰ av blyinnehållet utlakbart. Medelhalten är 5,7 mg/kg TS vilket klassas som ickefarligt avfall. Järpen och Svanö under vatten uppvisar både de högsta utlakbara andelarna och de högsta koncentrationerna i lakvattnet. I Järpen överstiger halten gränsen för vad som får tas emot vid deponi för farligt avfall. Kisaska under vatten vid Svanö ligger i klassen farligt avfall. Koppar och bly har liknande sorptionsegenskaper och de lokaler som har hög andel utlakbar koppar har ofta också hög andel utlakbart bly.



Figur 19. Utlakad andel kadmium vid L/S-10



Figur 20. Utlakad andel zink vid L/S-10

I medeltal är ca 3 % av kadmiuminnehållet i kisaskan utlakbart. Medelhalten i lakvattnet är 0,39 mg/kg TS vilket tillhör klassen ickefarligt avfall. Av zinkinnehållet är ca 25 % av totalhalten utlakbar och medelhalten i lakvattnet är 93 mg/kg TS vilket sätter zink i kategorin farligt avfall. Kisaska under vatten i Svanö och Essvik har både högst andel utlakbart kadmium och zink. Svanö under vatten och Bergvik har de högsta kadmiumhalterna i lakvattnet, de klassas som farligt avfall. Högst halter zink i lakvattnet har Bergvik och Svanös undervattensprover, båda i halter över vad som får klassas som farligt avfall.

Kadmium och zink har liknande sorptionsegenskaper och de lokaler som har högre andel utlakbar kadmium har också stor andel utlakbar zink.

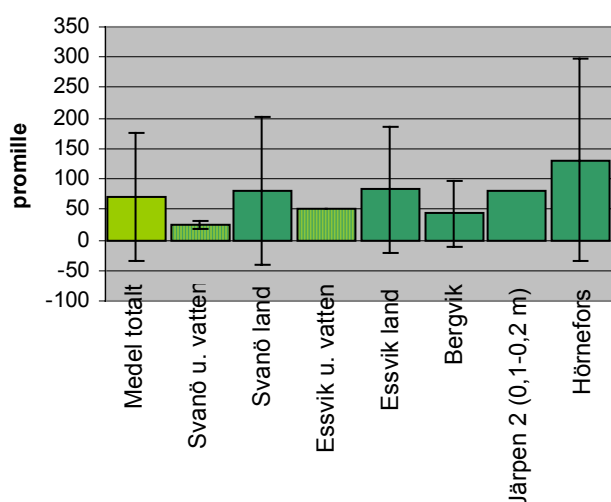
Kvicksilverhalterna i lakvattnet tillhör klassen inert avfall för alla prover utom för två i Bergvik som överstiger gränsvärdet för farligt avfall för L/S-2 och klassas som farligt avfall vid L/S-10.

Halterna av nickel och selen klassas i många fall som ickefarligt avfall. Även antimon (Sb) överstiger i enstaka fall gränsvärdet för inert avfall.

Inga trender i skillnader i lakbarhet av tungmetallinnehållet i ytligare och djupare skikt har kunnat påvisas. I de punkter som provtogs på två olika djup var det lika vanligt att tungmetallhalterna var högre i ytligare som i djupare skikt. Det gäller oavsett om data grupperas utifrån olika ämnen eller utifrån olika lokaler.

3.3.2 Svavel

Antal provpunkter vid varje lokal är samma som vid beräkningar för metallerna.



I medeltal ca 70 % av svavlet är utlakbart. Variationerna är mycket stora inom lokalerna både vad det gäller utlakbar andel och halter i lakvattnet. Höga totalhalter medför inte alltid höga halter i lakvattnet.

Figur 21. Utlakad andel svavel vid L/S-10

Tidigare lakförsök på kisaska på land från Bergvik (Envipro, 2003) visar liknande svavelhalter som i denna undersökning medan tidigare lakförsök på kisaska på land från Svanö (SWECO, 1999) till viss del visar högre halter.

3.4 Lakning, oxiderat tillgänglighetstest

För de flesta ämnen är en betydligt större andel av metallerna i kisaskan tillgängliga med oxiderad utlakning än med vattenlakning. Halterna är oftast från ett par upp till flera hundra gånger högre vid oxiderad utlakning. Variationerna i utlakad andel och koncentrationer i lakvattnet vid oxiderad lakning är mindre än vid vattenbaserad lakning. Fullständiga resultat i form av analysrapporter återfinns i bilaga 3.

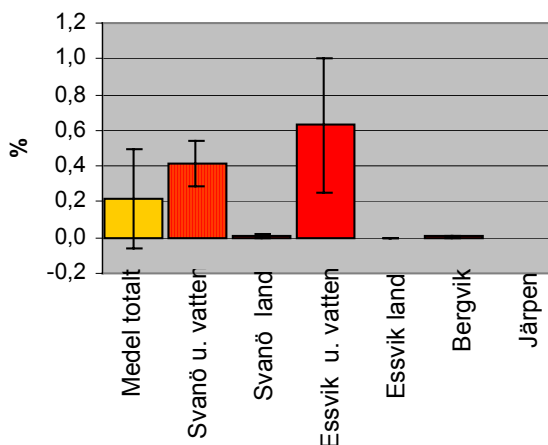
Det finns inga gränsvärden att jämföra data från oxiderad lakning med. Testet anger lakbarhet på lång sikt och brukar anges som övre gräns för möjlig utlakning. Det beskriver den potentiellt utlakbara mängden, dvs. den mängd som kan laka ut då utlakningen inte begränsas av till exempel tid, kornstorlek, pH eller alkalinitet.

3.4.1 Metaller

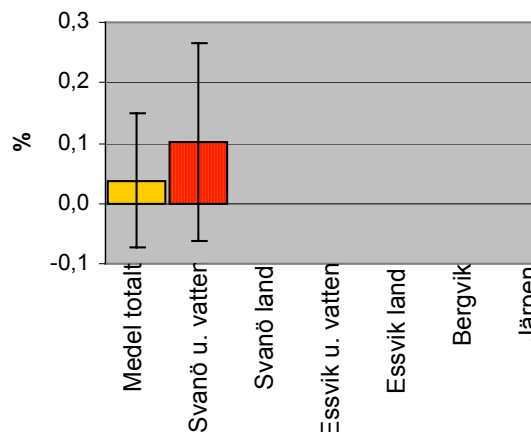
I figur 22-27 redogörs för hur stor andel av ett antal tungmetaller och järn som är potentiellt utlakbar vid varje lokal. Staplarna bygger på olika antal provpunkter (tabell 9). Resultaten redovisas i procent. Kisaska som legat under vatten och kisaska från Järpen har också i den oxiderade utlakningen hög andel utlakbara tungmetaller. Även Bergvik, som hade låg utlakbar andel vid vattenlakning, har hög utlakbar andel vid oxiderad lakning.

Tabell 9. pH och redox i lakvattnet samt antal prover för beräkning av medelvärden och standardavvikelse.

	Antal	pH	Redox medel (mV)
Oxiderade laktester totalt	19		
Svanö under vatten	7	2,9 – 3,7	692
Svanö land	3	3,8 – 4,1	618
Essvik under vatten	2	3,0 : 3,1	698
Essvik land	2	4,2 : 5,1	606
Bergvik	4	4,1 – 5,1	615
Järpen	1	4,4	621



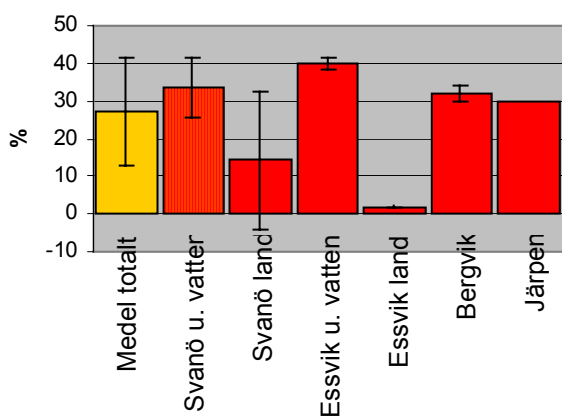
Figur 22. Andel potentiellt utlakbart järn



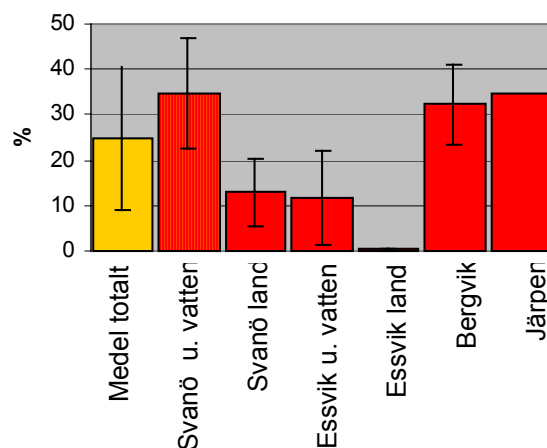
Figur 23. Andel potentiellt utlakbar arsenik

Järn och arsenik visar låga potentiellt utlakbara halter. Medel ligger på ca 0,2 respektive 0,04 %. Resultaten liknar resultaten för lakning vid L/S-10.

Arsenikhalter i det oxiderade laktestet ligger i flera fall under detektionsgränsen på 0,02 mg/kg TS. Detektionsgränser i skaktesten var 0,002 och 0,01 mg/kg TS. Halterna i lakvatten från det oxiderade laktestet kan därmed vara lika höga eller högre än i lakvatten från skaktesten även i de prov där arsenik inte detekterats. Undervattensprover från Svanö ger betydligt lägre halter vid oxiderad utlakning (oftast <0,02mg/kg TS) än vid vattenlakning (0,7-8,9 mg/kg TS vid L/S-10).



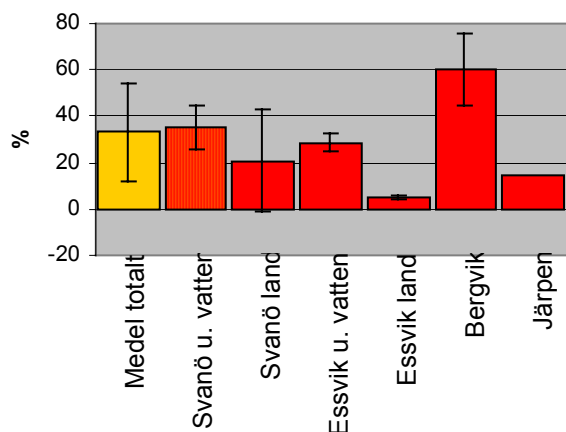
Figur 24. Andel potentiellt utlakbar koppar



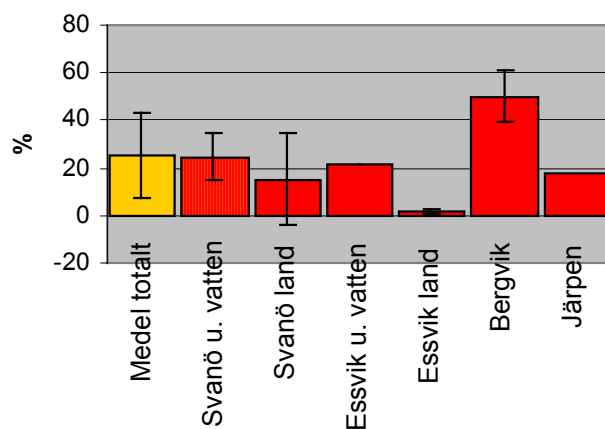
Figur 25. Andel potentiellt utlakbart bly

I medeltal är ca 30 % av kopparinnehållet potentiellt utlakbart. Halterna är i flera fall tusen gånger högre än de vid L/S-10 utlakbara.

Ca 25 % av blyinnehållet är i medel potentiellt utlakbart. Ofta är koncentrationerna flera hundra gånger högre än den med vatten lakbara.



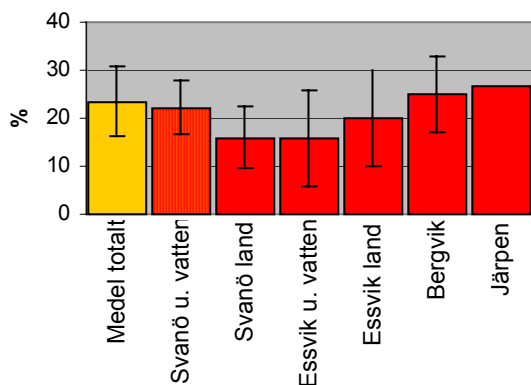
Figur 26. Andel potentiellt utlakbar kadmium



Figur 27. Andel potentiellt utlakbar zink

Ca 30 % av kadmiuminnehållet och drygt 20 % av zinkinnehållet är i medel potentiellt utlakbart.

3.4.2 Svavel



Figur 28. Andel potentiellt utlakbar svavel

I medeltal 23 % av svavelinnehållet i kisaskan är potentiellt utlakbart.

3.5 Mineralogisk analys

Mineralogisk analys utfördes på sammanlagt 19 prover från Bergvik (4 prover), Svanö (3 från land och 7 under vatten), Järpen (1 prov) och Essvik (2 från land och 2 under vatten). Fullständiga resultat från mineralbestämningen finns i bilaga 3. Resultaten sammanfattas i tabell 10. Alla mineral som utgör mer än 2 % av provet detekteras men detektionsgränsen för olika mineral beror på deras kristallina struktur. Vissa mineral kan detekteras vid betydligt lägre andelar.

Tabell 10. Resultat av mineralbestämning. Antal prover av 19 i vilka mineralet påträffats.

Huvudmineral	Bimineral	Antal prover där bimineral påträffats
Hematit, Fe ₂ O ₃	Zinkblände, ZnS	10
Kvarts, SiO ₂	Fältspat, (Na, Ca) Al ₁₋₂ Si ₂₋₃ O ₈	8
Magnetit, Fe ₃ O ₄	Muskovit, KAl ₂ [AlSi ₃ O ₁₀](OH) ₂	6
	Talk, Mg ₃ [Si ₄ O ₁₀](OH) ₂	4
	Klorit, (Mg, Al, Fe) ₁₂ (Si, Al) ₈ O ₂₀ (OH) ₁₆	1

Dominerande mineral är i alla prover hematit, kvarts och magnetit. Hematit är första huvudmineral i alla prover utom ett där kvarts utgör större andel. Zinkblände återfinns i hälften av alla prover och vid alla provtagna lokaler utom Järpen. (Från Järpen gjordes bara mineralogisk analys på ett prov så det kan inte uteslutas att zinkblände förekommer

även där.) Fältspat återfanns i prover från alla lokaler utom Essvik. Talk detekterades i alla prover från Essvik men inte i några andra.

Det enda svavelhaltiga mineral som detekterats i det mineralogiska testet är zinkblände. Detta mineral är också det enda detekterade som innehåller någon av de intressanta tungmetallerna. För att klargöra om det finns några rester av järnsulfid kvar i kisaskan gjordes ett separat test (tabell 11). Resultatet visar endast på mycket små mängder av järnsulfid i kisaskan. De högsta halterna uppmättes i kisaska under vatten. Järnsulfid detekterades i prover från land bara i Bergvik och där i lägre halter än i prover under vatten från Svanö och Essvik.

Tabell 11. Rester av järnsulfid

Lokal	Antal prover	Medelhalt FeS (vikt-% TS)	Standardavvikelse
Svanö under vatten	7	0,37	0,073
Svanö land	3	<0,1	0
Essvik under vatten	2	0,46	0,095
Essvik land	4	<0,1	0
Bergvik	4	0,16	0,03
Järpen	1	<0,1	--
Hörnefors	4	<0,1	0

3.6 Toxikologiskt test

I Ostracodtoxtestet var både tillväxtinhiberingen och dödligheten för alla prover 100 % jämfört med ett icke kontaminerat referensprov, det vill säga alla testorganismerna dog utan att först växa till. Fullständiga resultat bifogas i analysrapporterna i bilaga 3.

3.7 Kornfördelning och korndensitet

Ett prov, taget under vatten vid Svanö, analyserades med avseende på kornfördelning och korndensitet. Resultatet redovisas i tabell 12. Analysrapport bifogas i bilaga 3.

Tabell 12. Kornfördelning och korndensitet

Provpunkt	Kornfördelning	Korndensitet
Svanö L2 10-50	ca 75 % finsand	4,43 kg/dm ³

Korndensitet för vanlig kvarts är 2,65 kg/dm³ (Larsson R, 1982) och för hematit 5,2 kg/dm³ (SI Chemical data). Kisaskans korndensitet är alltså 67 % högre än för kvarts men 15 % lägre än för ren hematit.

4 UTVÄRDERING

4.1 ”Typer av kisaska”

En av förhoppningarna i detta projekt var att identifiera olika ”typer” av kisaska med olika föroreningsinnehåll och kunna knyta dessa typer till olika ursprung av sulfidmalmen, olika ugnstyper/rostningsprocesser och/eller olika lagringssätt. Sådana samband skulle kunna vara till hjälp vid framtida klassning av kisaska som markförorening och avfall.

Utifrån totalhalterna kan i detta projekt två kisasketyper urskiljas. En typ har högre halter arsenik och kobolt jämfört med de andra askorna. Till denna typ hör kisaskorna på Svanö, i Essvik och i Hörnefors. Den andra typen innehåller högre halter kadmium, bly, zink och koppar än övriga askor. Till denna typ hör kisaskorna i Korsnäs och Bergvik. Kisaskorna i Järpen och Brättne följer inte dessa mönster. De liknar varann men uppvisar stora skillnader i bly- och kobolthalt.

Det går däremot inte att knyta kisasketyperna till specifika gruvor/malmtyper eller ugnar. Det kan finnas sådana samband men det har varit svårt att få fram information om ugnstyper och kisaskans ursprung. Om tydliga samband ska kunna urskiljas behövs betydligt mer exakt information. Eftersom denna information visat sig svårtillgänglig kommer också sådana samband att ha begränsad praktisk tillämpning vid bedömning av kisaskan även om de kan påvisas. Specifika samband mellan tungmetallhalter och hur kisaskan varit lagrad/spridd har inte heller kunnat påvisas.

Om man tittar på utlakbara andelar eller potentiellt utlakbara andelar i kisaskan istället för totalhalter finns inte samma likheter mellan olika ”kisasketyper”.

I allmänhet är större andel och högre halter metaller utlakbara ur kisaska som legat under vatten än den som legat på land.

4.2 Förekomstformer

En hypotes baserad på tidigare undersökningar var att tungmetaller i kisaskan är bundna i pyritrester som inte oxiderats vid förbränningen men utifrån utförda analyser är detta inte någon dominerande förekomstform. Järnsulfidhalterna i kisaskan är låga i alla analyserade prover och <0,1 % utom i kisaska som legat under vatten och kisaska från Bergvik. Den enda tungmetall i kisaskan som kunnat påvisas bunden som sulfid är zink. Zinksulfid (ZnS) påvisades vid alla lokaler där denna parameter analyserats utom Järpen. I prover från Essvik detekterades ZnS bara i prover som legat under vatten. Den totala svavelhalten är också låg, upp till ca 3 % mot ca 50 % i orostad svavelkis. I tabell 13 sammanfattas resultat från svavelanalyser. Mängden svavel bunden i ZnS (ZnS-S) har beräknats för en ZnS-halt på 1 % då ZnS tillhör de mineral som kan detekteras i lägre halter än 2 % av mineralinnehållet. ZnS-halten kan vara högre eller lägre än 1 %. En jämförelse mellan sulfat-svavel (SO_4^{2-} -S) och svavel totalt i lakvattnet visar att svavel i lakvattnet framför allt föreligger i sulfatform. En jämförelse mellan pH och redoxförhållanden i lakvattnet (L/S-10) och ett Eh-pH-diagram indikerar också att svavel föreligger som sulfat. Summan Zn-S + Fe-S + SO_4^{2-} -S utgör i prover som tagits under vatten och prover från Bergvik endast 20-25 % av totalhalten. I övriga prover innefattar denna summa minst 70 % av svavelinnehållet.

Tabell 13. Medelhalter (mg/kg TS) av sulfat och svavel i lakvatten, totalhalt svavel samt beräknat svavelinnehåll i mineraler (mg/kg TS).

	SO ₄ ²⁻ -S, L/S-10	Svavel L/S-10	Svavel total- halt	ZnS-S vid 1 % ZnS + FeS-S
Svanö under vatten	391	446	19880	> 4600
Svanö land	190	137	5250	> 3300
Essvik under vatten	1032	1476	28700	> 4900
Essvik land	467	410	4240	< 3300
Bergvik	1538	1526	25100	> 3900
Järpen	195	160	1950	< 3300

För att undersöka om ZnS är en viktig förekomstform för zink och svavel beräknas även ZnS-Zn för en zinksulfidhalt på 1 %. Den antagna halten zinksulfid ger en Zn-halt på ca 7000 mg/kg. En jämförelse med den totala zinkhalten (tabell 14) visar att zinksulfidhalten är lägre än 1 % i de flesta prover och att ZnS är en viktig förekomstform för Zn. Svavel däremot föreligger framför allt i andra former. Undantaget är Bergvik som med både höga zinkhalter och höga svavelhalter och *kan* innehålla högre halter zinksulfid.

Tabell 14. Zinkhalter, resultat av totalanalyser.

	Zink totalhalt (mg/kg TS)
Svanö under vatten	2770
Svanö land	2614
Essvik under vatten	1530
Essvik land	1862
Bergvik	35200
Järpen	4110

Tungmetaller kan i övrigt förkomma som bl.a. sekundära oxider, sulfatsalter och adsorberade katjoner till järnoxidmatrisen. Tidigare studier av oxiderad pyrit (Eneroth och Koch, 2003) har visat att XRD- metodiken har vissa begränsningar och kan "missa" vissa mineralkomponenter. I den nämnda studien var det FeSO₄ som inte detekterades med XRD men däremot med ⁵⁷Fe Mössbauer-spektroskopi. Orsakerna till begränsad detektion med XRD är främst otydlig kristallstruktur och låg haltnivå.

Vi kan därför inte utesluta att restsulfider av andra metaller än zink och järn finns kvar i den oxiderade pyritmatrisen, bundna i kristallstrukturer så otydliga att de inte detekteras med XRD.

Den arsenik som finns kvar i askan verkar vara hårt bunden då arsenik lakas ut i mindre grad än tungmetallerna, både vid vattenlakning och oxiderad lakning.

Förekomst av sulfidmineraler i prover som legat under vatten och prover från Bergvik tyder på att dessa askor är mindre vittrade än övriga askor. Prover från Bergvik har jämförelsevis högt pH i lakvattnet. Prover från denna aska togs på större djup än andra landprover har därför legat mer skyddat än prover från övriga askor. Det ena provet var överlagrat av 0,8 m annat material.

En jämförelse mellan pH och redoxförhållanden i lakvattnet (L/S-10) och Eh-pH-diagram (Brookins, 1988) indikerar att kadmium, koppar och zink i närvaro av vatten i stor utsträckning föreligger som positiva metalljoner. Bly föreligger enligt Eh-pH-diagram också som blyulfat. Arsenik indikeras förekomma som arsenat (H_2AsO_4^-) vilket till viss del kan förklara arseniks låga lakbarhet då arsenat i allmänhet adsorberas mycket bra till sorptionsytor även vid låga pH (Gustafsson mfl, 2002).

4.3 Utlakbara ämnen

Kisaska som legat under vatten innehåller i allmänhet större utlakbar andel metaller än landproverna. Endast en liten del av metallerna, upp till några procent, är utlakbara med vattenlakning. Den högre andelen utlakbara metaller i kisaska som legat under vatten beror sannolikt på att den haft mindre kontakt med syre och lägre vattengenomströmning än kisaska på land. Den har därmed inte oxiderats och lakats ur i samma grad. Detta stöds av högre halter sulfidmineral och lägre redoxförhållanden i undervattensproverna.

I den oxiderade lakningen drivs både lätt- och svåroxiderade föreningar ut. Motsvarande oxidation av svåroxiderade föreningar kan under naturliga förhållanden ta mycket lång tid. Oxidationen påverkas mycket av pH, redoxförhållanden och vattengenomströmning. Kanske uppnås motsvarande oxidation över huvudtaget inte under naturliga förhållanden i vissa fall.

Att arseniken inte lakas ut varken vid vanlig lakning eller oxiderad lakning beror på att lättillgänglig arsenik i stor utsträckning drivits av vid rostningen. Den kvarvarande arseniken är i allmänhet hårt bunden i kisaskan.

Järn har också mycket låg lakbarhet både i vattenlakningen och den oxiderade lakningen. Järnoxiderna är stabila föreningar under oxiderande förhållanden. Tungmetaller som finns bundna inuti järnoxidmatrisen är därför mer svårlakade då de skyddas av en stabil kristallstruktur. Det är okänt hur lakbarheten av tungmetaller skulle förändras om kisaskan utsattes för starkt reducerande miljö.

Av övriga undersökta metaller, kadmium, koppar, bly och zink lakas en betydligt större del ut vid oxiderad lakning än vid vattenlakning. Förutom oxidationen av restsulfider och upplösningen av därtill associerade tungmetaller har pH-värdet en effekt på utlakningen. Eftersom pH i de flesta prover var lågt även vid vattenlakningen i skaktesten för de flesta kisaskeprover kan skillnaden i lakbarhet inte härledas till pH-sänkningen i tillgänglighetstesten i någon betydande grad.

En annan skillnad mellan dessa test är L/S-kvoterna där L/S 10 i skaktesten skall jämföras med L/S 200 i tillgänglighetstestet. En eventuell löslighetsbegränsning för en metall vid L/S 10 skulle därför medföra en större utlakbar mängd av denna vid L/S 200. Ytterligare en faktor som skiljer testerna åt är partikelstorleken. I metoden för det oxiderade tillgänglighetstestet ingår nedkrossning till partikeldiameter $< 125 \mu\text{m}$. Nedkrossning av prov medför en ökad total partikelyta i provet samt att nybrutna ytor exponeras för lakning.

Störst lakbar andel med vatten (ca 60 promille) har kadmium och zink i kisaska som legat under vatten. Störst lakbar andel i det oxiderade laktestet (ca 60 %) har kadmium

och zink i kisaska från Bergvik. I Bergvik är mycket litet av den höga totalhalten utlakbart vid vattenlakning men betydligt mer vid forcerad lakning.

4.4 Toxicitet

Att kisaskan är toxisk visste man redan på den tid då sulfitbruken var igång även om enskilda tungmetallers toxicitet inte alltid var undersökt. Kisaskan har bl. a. använts för ogräsbekämpning på till exempel gångvägar och vid järnvägsspår, t. ex. vid Mackamyra sulfid i Gävleborgs län (Lst X, 2003).

Det toxicitetstest, ”Ostracodtest”, som valdes ut för att bedöma kisaskans toxicitet är relativt nytt. I testet mäts både tillväxtinhibering och dödlighet för sötvattenlevande kräftdjur som har direktkontakt med det förorenade materialet. Testet har i undersökningar visat sig korrespondera med befintliga, mer komplicerade, toxicitetstest (Chial och Persoones 2002 och 2003).

Testorganismerna (sötvattenlevande kräftdjur) visade sig vara så känsliga för kisaskan att de dog direkt, utan att växa till. Detta bekräftar kisaskans toxicitet men det går inte att urskilja olika grader av toxicitet mellan olika prover eller platser.

Chial och Persoones (2003) visar också att direktkontakt med föroreningen kan medföra betydligt större toxicitet för kräftdjuren än kontakt med lakvatten från föroreningen. Ett motsvarande toxicitetstest på lakvatten från kisaskan behöver alltså inte ge lika stort utslag. Inga bestämda slutsatser angående detta kan dras utan toxicitetstest på lakvatten från kisaskan.

4.5 Avfallsklass och deponiklass

Kisaskan har klassats som farligt eller ickefarligt avfall utifrån RVF:s föreslagna haltgränser. Resultaten från totalhaltsanalyserna har jämförts med haltgränserna. Haltgränsen överskrids för något ämne i alla analyserade prover och kisaskan klassas alltså som farligt avfall.

Kisaskan bedömdes också utifrån EU:s mottagningskriterier för deponering av avfall på olika typer av deponier. Resultat från L/S-2 och L/S-10 har jämförts med mottagningskriterierna. Gränsvärden för deponering på deponi för inert avfall överskrids här, förutom av tungmetaller, (se resultatdelen, avsnitt 3.3.1) också vid ett par lokaler av sulfat, klorid och fluorid i lakvattnet. Vid alla lokaler överskrider tungmetallhalter i lakvattnet något gränsvärde för deponering på deponi för ickefarligt avfall och vid flera lokaler även något gränsvärde för deponering på deponi för farligt avfall. Femtio procent av *proverna* överstiger *inte* gränsvärden för deponering på deponi för ickefarligt avfall. De prover som frias här är landprover från Svanö, Essvik och Hörnefors.

Jämförelserna sammanfattas i tabell 15.

Tabell 15. Total andel av prover och provlokaler där något ämne överstiger gränsvärden för tungmetaller.

	% provlokaler	% prover
<i>Av RVF föreslagna gränser för totalhalter(mg/kg TS)</i>		
Föreslagen haltgräns överskrids, klassning som farligt avfall	100	100
Föreslagen acceptansgräns för deponering på deponi för icke-farligt avfall överskrids	100	100
<i>Gränsvärden för halt i lakvatten L/S-2 och/eller L/S-10 (mg/kg TS)</i>		
Halt för deponering på deponi för farligt avfall överskrids	80	34
Halt för deponering på deponi för ickefarligt avfall överskrids	100	50
Halt för deponering på deponi för inert avfall överskrids	100	100

Kisaskan skulle alltså klassas som farligt avfall om den producerades idag och enligt deponeringsdirektivet behöver den i flera fall förbehandlas/stabiliseras på något sätt innan deponering.

Vid utvärdering av resultat från vattenlakningen är det viktigt att beakta den stora spridningen i resultaten både mellan och inom lokalerna. Många gånger är standardavvikelsen större än medelhalten. Det kan därför ifrågasättas om vattenbaserad lakning enligt metod prEN 12457-3 är lämplig för karaktärisering av kisaskans lakegenskaper. Resultaten från de oxiderade tillgänglighetstesten med metod NT ENVIR 006 har inte lika stor spridning vilket innebär att orsaken till den stora spridningen i resultaten från metod prEN 12457-3 inte beror på faktiska skillnader mellan proven.

4.6 Kisaska som markförorening

Vid bedömning av kisaskan som markförorening kan bedömningen delas upp i två delar, en för påverkan på människor och en för påverkan på miljö (ekosystem). De två systemen är givetvis inte helt åtskilda. Påverkan på människor brukar vara lättare att uppskatta och är framför allt avhängig markanvändningen och eventuell påverkan på grundvattnet.

Totalhalterna i kisaskan har i avsnitt 3.2.1 jämförts med naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark med mindre känslig markanvändning. Då dessa riktvärden tagits fram har hänsyn tagits till exponering av både människor och ekosystem. De riktvärden som här används, MKM utan grundvattenskydd för tungmetaller, begränsas av det ekotoxikologiska värdet. Utifrån den valda markanvändningen kan markens tillstånd klassas som måttligt förorenat (halter på 1-3 gånger riktvärde), allvarligt förorenat (3-10 gånger riktvärde) eller mycket allvarligt förorenat (> 10 gånger riktvärde). I tabell 16 sammanfattas resultaten av en översiktlig klassning enligt MKM.

Tabell 16. Andel av prover och provlokaler som överstiger klassningsgränser för allvarligt/mkt allvarligt förorenad mark (minst ett ämne överstiger riktvärden)

Klassning enligt riktvärden för mindre känslig markanvändning	% provlokaler	% prover
Allvarligt förorenad mark, >3 ggr riktvärde för MKM	100	100
Mycket allvarligt förorenad mark, >10 ggr riktvärde för MKM	100	70

I en översiktlig klassning förekommer vid alla provtagna lokaler något ämne (i något prov) i halter som tillhör klassen allvarligt förorenad mark (>10 ggr riktvärde). I Järpen överstigs 10 ggr riktvärde MKM bara i ett prov för ett ämne (Cu) men vid övriga lokaler överstigs motsvarande värden i minst tre prover vid varje lokal. I den översiktliga klassningen tillhör 70 % av proverna klassen mycket allvarligt förorenad mark och 30 % tillhör klassen allvarligt förorenad mark.

Alla de undersökta områdena kan alltså i en översiktlig undersökning klassas som allvarligt eller mycket allvarligt förorenade. Detta behöver inte innebära att alla kisaska måste saneras. Eftersom möjliga exponeringsvägar/markanvändning styr riktvärdena och dessa kan skilja sig mycket mellan olika förorenade områden måste alltid en plats-specifik bedömning av kisaskan som markförorening göras. I många fall bör platsspecifika riktvärden beräknas. Detta kan göras enligt samma metod som använts vid framtagande av naturvårdsverkets riktvärden (SNV 1997). För att avgöra om platsspecifika riktvärden behöver utarbetas kan man ta hjälp av naturvårdsverkets rapport ”generella riktvärden för förorenad mark” (SNV 1997:2) Vid en platsspecifik bedömning bör man bl. a. Vara uppmärksam på att grundvattenströmningen i berg kan gå åt helt skilt håll jämfört med yt- och jordgrundvattnets riktning. (Resistivitets- och IP mätningar kan genomföras i syfte att närmare klarlägga berggrundvattnets strömningsriktning.)

Kisaskans miljöpåverkan, påverkan på ekosystem i vatten och på land, nu och i framtiden, kan också bedömas genom miljöbelastningsberäkningar. Dessa beräkningar baseras på hur mycket tungmetaller som lakas ur kisaskan i kort och långt tidsperspektiv. Särskilt sjöar, dammar och mindre vattendrag där utspädningen är liten kan påverkas. Sulfitbruken låg i många fall nära kusten och kisaskan ligger i allmänhet nära bruken. Det förorenade vattnet rinner därmed ofta ut i större vattendrag eller hav med stor utspädning ut men bidrar i förlängningen till höga bakgrundshalter av tungmetaller i t. ex. Bottenviken/Östersjön. På land är kisaskeförorenad mark i projektet på flera ställen beväxt men troligen begränsar föroreningen vilka arter som kan växa på sådan mark.

4.6.1 Exempel på bedömning

På grund av de stora variationerna i analysresultaten och de stora skillnaderna i hur och var kisaskan ligger går det inte att göra någon generell bedömning av kisaskan som markförorening. Det måste istället göras en platsspecifik bedömning av varje förorenad lokal.

Som ett exempel på hur en bedömning kan göras redovisas här i korthet resultat från en närmare utredning av kisaskan som markförorening vid en av lokalerna, Svanö, i Kramfors kommun (SGI, 2004).

På Svanö finns kisaska på land framför allt på två ställen, ”Magasinet” och ”Kolbacksberget”. Kisaskan ligger till stor del direkt i dagen, vid Magasinet i en klippbrant och vid Kolbacksberget på en strand. Kisaska finns också under vatten vid Kolbacksberget dels på 0-2 m djup vid en fd. utlastningskaj, dels utanför kajen på ca 20 m djup. Kisaskan utanför kajen ligger på en ackumulationsbotten och är överlagrad med ca 3 dm naturliga sediment medan kisaskan vid fd. kajen är utsatt för vågerosion och inte överlagrad av sediment. Det kisaskeförorenade området delades upp i fyra delområden: kisaska på land vid Magasinet, på land vid Kolbacksberget, under vatten vid före detta kaj och under vatten på 20 m djup. Varje delområde bedömdes separat.

Tungmetallhalterna i kisaskan jämfördes (liksom i denna rapport) med naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning. Halterna översteg i många fall 10 ggr riktvärden och marken klassades som ”mycket allvarlig förorenad mark”.

Överslagsberäkningar av hur stor mängd tungmetaller som lakas ut ur kisaskan i varje delområde baserades på resultat från lakförsök, uppskattad mängd kisaska och dominerande transportmekanism. På land antogs advektion vara den dominerande transportmekanismen och på djupt vatten, under naturliga sediment, antogs diffusion vara dominerande. För kisaskan vid fd. kajen konstaterades att masstransporten påverkas av många faktorer, t ex infrysning i is, vågerosion, landhöjning mm och inga direkta beräkningar gjordes för denna kisaska. Kisaskan på land och på före detta kajen medför också risker för direktexponering av människor som vistas i området.

Beräkningarna visade att miljöbelastningen per år från kisaska på land är betydligt mycket större än utlakningen ur kisaska på 20 m djup under naturliga sediment. Detta trots att både totalhalter och halter i lakttesterna är högre i kisaska från 20 m djup. Enligt beräkningarna ger den av 3 dm rena sediment täckta kisaskan efter utspädning i Ångermanälven ett tillskott av tungmetaller till älven som är mer än 1000 gånger lägre än vad som enligt naturvårdsverket kan betraktas som ”mycket låga halter” (SNV-web, 2004).

Därför rekommenderades att kisaska på land och vid före detta kajen grävs/muddras bort medan kisaska på djupare vatten under naturliga sediment lämnas kvar. Saneringen skall enligt förslaget kombineras med ett kontrollprogram där tungmetallhalterna i Ångermanälven analyseras i någon punkt nära föroreningen och det kontrolleras att botten fortsätter vara ackumulationsbotten. Det sistnämnda är särskilt viktigt i samband med de klimatförändringar som förespås öka nederbörden i området i framtiden (SGI-varia 530, 2000) och därmed påverka vattenflödet och strömningen i Ångermanälven. Tungmetallhalterna föreslås analyseras ca 1 gång/år till att börja med medan sedimenten kan kontrolleras mer sällan, var 5:e-10:e år.

4.7 Sanering av tungmetaller

Om efterbehandlingsåtgärder behövs och vilka åtgärder som i så fall skall vidtas måste, som tidigare diskuterats, bestämmas platsspecifikt. Avgörande för bedömningen är halter av tungmetaller i aska och lakvatten samt exponeringsvägar.

Olika analyser kan i detta sammanhang ha olika tillämpning. Resultat från totalhaltsanalyser visar vilka halter som är aktuella vid direktintag, t ex om barn äter förorenad jord. Lakttester visar på eventuellt hot mot grundvattnet och miljöbelastning. Tillgänglighetstest visar t ex hur stor belastningen kan bli på en närliggande recipient i framtiden. Jämförelser mellan resultat från totalhaltsanalyser, vattenlakning och oxiderat tillgänglighetstest visar hur hårt olika ämnen är bundna i kisaskan, vilket kan vara viktig information vid bedömning av sanering och deponering.

Vid bedömningen tar man hjälp av riktvärden, bakgrundsvärden etc. från naturvårdsverket m fl källor. Som illustreras i exemplet från Svanö (avsnitt 4.6.1) kan den mest fördelaktiga lösningen vara att avlägsna en del av kisaskan och låta en del ligga kvar. På Svanö ligger kisaskan på land ytligt på en strand och på klippvallar. Det är därför enklast att gräva bort den. Uppgrävning är det absolut vanligaste och mest beprövade sättet att sanera markföroreningar på i Sverige idag men man strävar efter att använda insitu-

metoder (behandling på plats) i större utsträckning, både i Sverige och internationellt, se avsnitt 4.7.1.

4.7.1 Insitubehandling

De finns många idéer och forskningsprojekt kring insitumetoder men ofta är metoderna fortfarande under utveckling och ännu inte provade i större skala. För många metoder saknas därför tillräckliga erfarenheter för att de ska bli ett alternativ i praktiken. Om en viss metod är lämplig att använda beror till stor del på föroreningens sammansättning och hur föroreningen är spridd rent fysiskt. Eftersom kisaskan innehåller höga halter av flera tungmetaller är en viktig aspekt i detta sammanhang att en del metoder är effektiva med avseende på vissa tungmetaller men har liten effekt på andra.

En beprövad insitu-metod är övertäckning. Om föroreningen redan ligger i en mer eller mindre avskild deponi kan en ordenlig övertäckning vara det bästa alternativet. Då minskar utlakningen genom att infiltration i materialet minimeras. Minskad tillgång på syre som följd av täckningen minskar också utlakning från oxiderbara material såsom kiska. Risken för direkt exponering av människor mm minskar också. Övertäckning kan även vara en bra metod om föroreningen ligger i tunna lager i marken och redan är mer eller mindre täckt av ”ren” jord.

De senaste åren har många nya saneringsmetoder tagits fram men få har ännu använts i större skala. När det gäller sanering av tungmetaller fanns 1998 följande metoder, enligt Danmarks motsvarighet till Naturvårdsverket, Miljøstyrelsen, kommersiellt tillgängliga eller nästan kommersiellt tillgängliga i Europa, Canada eller USA (Miljøstyrelsen, 1998):

- *Elektrokinetiska metoder.* Elektrisk ström används för att extrahera föroreningen ur marken. Det finns flera olika metoder som bygger på denna princip. En tanke är att kunna återvinna de extraherade metallerna. PH i marken måste ofta regleras för att göra metallerna tillgängliga. Additiver kan behöva tillsättas.
- *Fytoremediering.* Det finns flera olika remedieringstekniker där växter som tål höga koncentrationer av tungmetaller används. Vissa växter kan utnyttjas för att extrahera, ta upp och ackumulera föroreningar. Ettåriga växter skördas då när växtsäsongen är över. Andra växter kan användas för att begränsa metallers rörlighet i jorden.
- *Jordtvätt/extraktion.* Jordtvätt/extraktion bygger på att den förorenade jorden sköljs med vatten eller vatten+extraktionsmedel. Metoden avlägsnar lösliga föroreningar och små partiklar (det mesta av föroreningen finns ofta i de minsta fraktionerna i jorden). Detta kan genomföras ”onsite”, på uppgrävd jord på det förorenade området eller insitu direkt i marken. Vid insitu-sanering pumpas vatten upp, renas och recirkuleras om möjligt ner i marken igen. Enklare former av jordtvätt har funnits kommersiellt tillgängliga sedan 80-talet (Miljøstyrelsen, 1998).

”Reaktiva barriärer” är ytterligare en efterbehandlingsteknik under utveckling. En reaktiv barriär kan hindra en förorening från att spridas med grundvattnet. Barriären kan t ex bestå av järn, kalk eller organiskt material med sulfidbildande bakterier. Barriärerna bygger på att föroreningen genom t ex kemisk reaktion eller sorption fastläggs i barriären och därmed avlägsnas ur grundvattnet. Mer forskning behövs för att slå fast vilka

material som fungerar bäst för olika föroreningar. Kemisk och /eller fysikalisk stabilisering kan också användas insitu även om det ännu är ovanligt, framför allt på grund av problem att blanda in stabilisatorerna i den förorenade jorden (Mulligan m fl, 2001). Stabilisering av kisaska exsitu behandlas vidare i avsnitt 4.7.2.

4.7.2 Stabilisering

I många prover (34 %) och vid de flesta provlokaler (80 %) i denna undersökning förekommer tungmetaller i halter som överstiger gränsen för deponering på deponi för farligt avfall enligt EU:s deponeringsdirektiv (EU, 2003). För att dessa material ska kunna läggas på en deponi för farligt avfall måste de antingen behandlas, stabiliseras, på något sätt för att minska utlakningen eller så måste undantag beviljas i varje enskilt fall.

Stabilisering bygger på att fysikaliska och/eller kemiska förhållanden i avfallet ändras. Marknaden för stabilisering kommer att växa i och med att deponeringsdirektivet implementeras fullt ut men idag är många stabiliseringsmetoder ännu på forskningsstadiet.

En typ av fysikalisk stabilisering är att göra avfallet monolitiskt (dvs. till större fasta stycken). Monoliter tillverkas ofta genom inblandning av annat material, t ex cement. Flygaska (rökgasreningsprodukt) från förbränning av hushållssopor med höga halter tungmetaller stabiliseras idag bl. a med cement eller kalk innan den deponeras. Det är idag inte klart om det kommer att tas fram speciella gränsvärden för deponering av monolitiskt avfall eller om samma gränsvärden och analyser som för granulärt avfall (EU, 2003) skall användas även i fortsättningen. Det är enligt EU-direktivet upp till varje medlemsstat att anta speciella värden för monolitiskt avfall. I ändringar från 11:e mars 2004 till naturvårdsverkets utkast till föreskrifter om deponering (SNV-web 2 och 3, 2004) utgår två paragrafer som skulle behandla monolitiskt avfall. Kvar är 35 § vars rubrik är: "Monolitiskt icke-farligt avfall och monolitiskt stabilt, icke-reaktivt farligt avfall som deponeras i samma deponicell skall uppfylla följande kriterier....".

Utomlands finns kommersiella firmor som erbjuder stabilisering av avfall. De använder ofta patenterade additiver varför det är svårt att få reda på exakt vad dessa innehåller. Traditionellt har följande additiver använts (Miljöstyrelsen, 2004):

- Kalk
- Cement
- Bentonit
- Silikater (naturliga eller konstgjorda)
- Flygaska
- Zeoliter (naturliga eller konstgjorda)

I Sverige stabiliseras flygaska med höga tungmetallhalter idag bl. a enligt den sk "Bambergmodellen" där flygaskan blandas med slam och en organisk sulfid som lägger fast metaller. En metod under utveckling i Sverige är "karbonatstabilisering" som provas vid Luleå Tekniska Universitet. Här behandlas askan med koldioxid. Metoden visar lovande resultat med avseende på bl. a bly och zink (RVF, 2002).

En annan typ av stabilisering är "förglasning" ("vitrifiering") som åstadkoms genom uppvärmning så att jorden "smälter" och bildar ett glasaktigt, kemiskt stabilt, material.

5 SLUTSATSER

Till viss del går det att gruppera kisaskorna efter tungmetallinnehåll. Kisaska med höga zinkhalter tenderar att också ha höga kadmiumhalter och de lokaler som har höga halter koppar har ofta även höga blyhalter. På grund av brist på exakt information kan grupperna inte knytas till olika rostningsprocesser eller ursprung. Det går inte heller att visa på några trender mellan det totala eller det lakbara tungmetallinnehållet i ytligare skikt jämfört med djupare liggande skikt. Däremot är tungmetallhalterna i lakvatten vid vattenlakning i allmänhet högre i kisaska som legat under vatten.

Det är mycket stor skillnad i tungmetallinnehåll mellan olika lokaler. Även inom samma lokal kan skillnaderna vara stora, särskilt i vattenlakningen. De prover som har störst andel tillgängliga tungmetaller i vattenlakningen är inte alltid de som har högst totalhalter. Analyserna av sulfidmineral i aska visar på små förekomster. De högsta halterna uppmättes i kisaska under vatten. Detta och det högre tungmetallinnehållet i dessa askor tyder på att de inte är vittrade i samma grad som kisaskor som ligger på land.

Generellt bör kisaska betraktas som en allvarlig markförorening. Alla undersökta lokaler klassas som allvarligt eller mycket allvarligt förorenade vid jämförelse med naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning utan grundvattenskydd (MKM). En noggrannare generell bedömning av kisaskan som markförorening kan inte göras på grund av den stora spridningen i tungmetallinnehåll mellan olika lokaler. Plats-specifika bedömningar måste göras.

Enligt deponeringsdirektivet överskrids gränsvärden för deponering på deponi för icke-farligt avfall vid alla lokaler. Vid många lokaler överskrids även gränsvärden för deponering på deponi för farligt avfall. Om denna kisaska ska deponeras kan den behöva förbehandlas först.

Deponeringsdirektivets gränsvärden baseras helt på halter i lakvatten efter lakning med avjoniserat vatten. I denna undersökning ger sådana analyser mycket stor spridning i resultaten. Även inom en och samma lokal är ofta standardavvikelsen större än medelvärdet. Resultaten är betydligt mindre spridda i totalhaltsanalyserna och tillgänglighetstesten. Detta gör att bedömningen av kisaskan mot deponeringskriterier blir osäker eftersom analysresultaten inte är reproducerbara. En fråga som väcks till följd av detta är om vattenlakning enligt metod prEN 12457-3 är lämplig för karaktärisering av kisaska i detta sammanhang.

6 YTTERLIGARE KUNSKAPSBEHOV

Ett flertal nya frågeställningar har uppkommit i samband med att denna karaktärisering av kisaska genomförts. Vi har i denna studie använt ett oxiderat tillgänglighetstest för att laka ut eventuella metaller bundna till restsulfider. En betydande andel av tungmetallerna och arsenik löses inte ut med detta test. Ett intressant komplement till dessa resultat vore att använda ett reducerande tillgänglighetstest för att undersöka vilken lakbar andel av metallerna som mobiliseras under reducerande förhållanden. Detta skulle också ses som en form av simulering av potentiellt lakbar fraktion ur kisaska som byter miljö från oxiderande förhållanden till mer reducerande vid vid t.ex. en täckning under vatten.

Ostracodtesten som utförts i denna studie visar på 100% dödlighet och därmed ingen tolkbar variation. Vid bedömning av kisaskans eventuella påverkan på vattenlevande organismer krävs därför andra metoder och test för att indikera toxisk verkan i vattenmiljön. Urvalet av toxtester växer på marknaden för laboratorietjänster och ett flertal olika tester skulle behöva prövas och utvärderas för att finna ett användbart test för kisaska.

Ett intressant område att undersöka är möjliga behandlingsmetoder för kemisk tvätt av kisaskan. Vi har i ett flertal prover av kisaska sett att dess lakbara andel tungmetaller överstiger de gränsvärden som gäller för deponering på klass 1 depni för farligt avfall. Detta innebär att sådant avfall måste behandlas på något sätt innan det placeras i deponi. Det finns således ett behov av att pröva olika behandlingar och möjligheten att tvätta askan med en extraktionslösning som innehåller en eller flera aktiva ämnen som påskyndar utlakningen av metaller. Det finns ett flertal olika varianter på sådana lösningar med bl.a. komplexbindande och pH-justerande ämnen (Nordbäck et al, 2004).

7 REFERENSER

Brookins (1998). D. G. Brookins, Eh-pH Diagrams for Geochemistry, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1988.

Chial och Persoones (2002). Cyst-Based Toxicity Tests XIV – Application of the Solid-Phase Microbiotest for Toxicity Monitoring of River Sediments in Flanders, Wiley Periodical Inc.

Chial och Persoones (2003). Cyst-Based Toxicity Tests XV – Application of the Solid-Phase Microbiotest for Toxicity Monitoring of River Sediments in Flanders, Wiley Periodical Inc.

SGI Varia 545 (2004). Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord. Nordbäck, J, Wahlström, M och Laerke Jensen, D. Statens geotekniska institut.

EU 1994, 1999/45/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv av den 31 maj 1999 om tillnärmning av medlemsstaternas lagar och andra författningar om klassificering, förpackning och märkning av farliga preparat.

EU 2003, 2003/33/EG (till direktiv 1999/31/EG), Bilaga - Kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier. Europeiska Gemenskapens officiella tidning 16/1-2003.

Eneroth, E. Och Bender Koch, C. (2003). Crystallite size of hematite from thermal oxidation of pyrite and marcasite- effects of grain size and iron disulphide polymorph. Minerals Engineering, 16, s 1257-1267.

Envipro (2003). Envipro miljöteknik AB, Tom Lundgren m fl. Nedlagda sulfittfabriken i Vannsäter – undersökning av kiskaskeupplag och sjösediment vid/i Smalsjön, Bergviken, i Söderhamns kommun.

Gustafsson m fl (2002). Jon-Petter Gustafsson, Gunnsr Jacks, Magnus Simonsson och Ingvar Nilsson: Mark- och vattenkemi, Teori. Avdelningen för markkemi och jordmånslära, Institutionen för markvetenskap, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet.

KIFS 1994:12 (KIFS 2001:3), Kemikalieinspektionen, Klassificeringslistan, finns på: www.kemi.se/Kemi/Kategorier/Databaser/Klassificeringslistan/default.htmlavfallsförordningen

Larsson, Rolf (1982). Jords egenskaper. Information 1 (4:e utgåvan), Statens geotekniska institut, Linköping.

Lst X (2003) Information från Länsstyrelsen i Gävleborg, ”Faktainsamling inför kiskaskeprojektet”, handläggare: Martin Palm.

Miljöstyrelsen (1998). Miljöstyrelsen i Danmark, Oprensning av metallförorenad jord, hämtad 040601 på: www.mst.dk

Morath, Jürgen (1960). Moderna metoder för rostning av svavelkis, Boliden information, Stockholm 1960.

Mulligan m fl (2001). C N Mulligan, R N Young, B F Gibbs; Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation, Engineering Geology 60 (2001) 193-207, Elsevier Science 2001.

Nordbäck, J., Wahlström M. (VTT) och Dorthe Laerke Jensen (DHI) (2004). Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord. Varia 545, Statens geotekniska institut, Linköping.

Rapport (1996). Inslag om kiskaske i nyhetsprogrammet rapport 13 juni 1996, Hämtat 031203 på: www.svt.se/rappgammal/1996/96061309/sand.htm

RVF (2002). RVF Utveckling 02:09, Bedömningsgrunder för förorenade massor, Malmö.

RVF (2002). Rapport 02:05, Karbonatstabilisering av flygaska från avfallsdeponering.

SFS 1998:899, Svensk Författningssamling 1998:899 – Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

SFS (2001). Svensk Författningssamling 2001:1063 – Avfallsförordningen.

SGI (1985). SGI rapport No 27, R. Larsson, G. Nilson & J. Rogbeck, Bestämning av organisk halt, karbonathalt och sulfidhalt i jord. Statens geotekniska institut, Linköping.

SGI (2003). Varia 530. Förslag till geotekniskt FoU-program inom klimatområdet. Bengt Rydell, Jan Fallsvik; Lars Johansson, Bo Lind, Elvin Ottosson, Karin Rankka, Yvonne Andersson-Sköld. Statens geotekniska institut, Linköping.

SGI (2003). Jan Blumenberg, Jan Rogbeck och Johan Nordbäck. Granskning av utförda undersökningar rörande fd Svanö sulfitfabrik. Dnr 2-0304-0268, Statens geotekniska institut, Linköping.

SGI (2004). Johan Nordbäck, Åsa Lindström och Charlotta Tiberg, Kiskaskeföreningar vid fd. sulfittmassafabri, Svanö, Kramfors kommun. Dnr 2-0310-0624, Statens geotekniska institut, Linköping.

SI Chemical data 3rd edition (1994). Gordon Aylward and Tristan Findlay, John Wiley & sons.

SNV (1997). Development of generic guideline values – model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Report 4639, Naturvårdsverkets förlag.

SNV (1997:2). Generella riktvärden för förorenad mark, Rapport 4638, Naturvårdsverkets förlag.

SNV (1999). Metodik för inventering av förorenade områden, Rapport 4918, Naturvårdsverkets förlag.

SNV (2003). Efterbehandling av förorenade sediment – en vägledning, Rapport 5254, december 2003.

SNV-web. Metaller i sjöar och vattendrag/Bedömning av tillstånd, Hämtat 5/4 2004 på: www.environ.se

BILAGA 1

**Karaktärisering av kisaska
- Platsbeskrivningar**

Innehållsförteckning

1	UPPDRAG OCH SYFTE	3
2	VÄSTERBOTTENS (AC) LÄN – HÖRNEFORS SULFITMASSAFABRIK	3
2.1	Områdesbeskrivning	3
2.2	Tidigare undersökningar	4
2.3	Fotografier från provtagningsområdet	4
3	VÄRMLANDS (S) LÄN – BRÄTTNE SULFITMASSAFABRIK	5
3.1	Områdesbeskrivning	5
3.2	Fotografier från provtagningsområdet	6
4	GÄVLEBORGS (X) LÄN – BERGVIK SULFITMASSAFABRIK	7
4.1	Områdesbeskrivning	7
4.2	Tidigare undersökningar	7
4.3	Fotografier från provtagningsområdet	8
5	GÄVLEBORGS (X) LÄN – KORSNÄS SULFITMASSAFABRIK	9
5.1	Områdesbeskrivning	9
5.2	Tidigare undersökningar	9
5.3	Fotografier från provtagningsområdet	9
6	VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – ESSVIK SULFITMASSAFABRIK	10
6.1	Områdesbeskrivning	10
6.2	Tidigare undersökningar	11
6.3	Fotografier från provtagningsområdet	11
7	VÄSTERNORRLANS (Y) LÄN – SVANÖ SULFITMASSAFABRIK	11
7.1	Områdesbeskrivning	11
7.2	Tidigare undersökningar	12
7.3	Fotografier från provtagningsområdet	13
8	JÄMTLANDS (Z) LÄN – JÄRPENS SULFITMASSAFABRIK	14
8.1	Områdesbeskrivning	14
8.2	Fotografi från provtagningsområdet	15
9	REFERENSER	15

1 UPPDRAG OCH SYFTE

I Sverige finns det idag ett stort antal kisaskedeponier och kiskaseförorenade markområden runt om i landet. I Norrland handlar det om 1000-tals kubikmeter kiskas som dumpats vid gamla fabriker och i deponier. Askkan utgör en miljö- och hälsofara då den innehåller höga halter av flera tungmetaller.

Syftet med projektet "Karaktärisering av kiskas" är att undersöka kiskasans potentiella miljöpåverkan samt att utreda hur materialet skall klassas enligt gällande lagstiftning inom avfalls- och deponeringsområdet. Statens Geotekniska Institut har utfört arbetet på uppdrag av Länsstyrelsen i Gävleborg som erhållit projektmedel från Naturvårdsverket för att genomföra projektet.

Projektet innefattar provtagning av kiskas i AC, S, X, Y och Z län. I denna bilaga beskrivs de provtagna lokalerna och bakgrundsmaterial sammanfattas. Materialet har i huvudsak samlats ihop av respektive länsstyrelse.

2 VÄSTERBOTTENS (AC) LÄN – HÖRNEFORS SULFITMASSAFABRIK

2.1 Områdesbeskrivning

Kisaskedeponin tillhörande Hörnefors sulfitmassa-fabrik är belägen utanför Hörnefors, väster om Fabriksviken (se figur 1). Sulfitmassa-fabriken låg på andra sidan viken, Fabriksvikens östra strand.

<i>Lokalisering:</i>	Umeå kommun, Västerbottens län.
<i>Markanvändning:</i>	Deponi i skogsområde
<i>Närmaste ytvatten:</i>	Fabriksviken
<i>Sulfitfabriken:</i>	Fabriken var i bruk 1906-1982
<i>Typ av kisugn:</i>	Virvelugn med fluidiserad bädd.
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Skelleftefältet, t ex Kristinebergskis och Renströmskis. Arsenikhalten varierar beroende på vilken fyndighet malmen kom från.

Förekomst av kiskas: Kisaskedeponi med provisorisk övertäckning. Deponin är 50-80 m lång med en mäktighet på 2-4 m. Kiskas finns också på fa-



Figur 2.1 Kisaskedeponi i Hörnefors.

briksområdet, troligen på stora ytor, ofta övertäckt av annat material.

2.2 Tidigare undersökningar

Den kemiska sammansättningen i utgående bränder analyserades 1957 (Lst AC 2003), se tabell 1.

Tabell 2.1 Kemisk sammansättning av kisaska i Hörnefors 1957.

<u>Ämne</u>	<u>Procent</u>
Svavel totalt	0,85-0,90
Sulfat	0,30-0,35
Järn totalt	63,5-65,7
Järn (Fe ²⁺)	8,8-9,7
Arsenik	0,15-0,18

2.3 Fotografier från provtagningsområdet



Figur 2.2 Kisaskedeponin i Hörnefors, november 2003.



Figur 2.3 Utsikt från kisaskedeponin mot den fd sulfatfabriken.

3 VÄRMLANDS (S) LÄN – BRÄTTNE SULFITMASSAFABRIK

3.1 Områdesbeskrivning

<i>Lokalisering:</i>	Brättne, nordväst om Arvika, Arvika kommun, Värmlands län.
<i>Markanvändning:</i>	Ingen verksamhet på fd fabriksområde idag. Området är delvis beväxt med ungskog men den verkar ha svårt att etablera sig inom vissa, förorenade, områden. Bostäder med permanentboende och en mindre industri finns idag i närheten.
<i>Närmaste ytvatten:</i>	30 m till älv, Kollboforsen, som mynnar i Brättnetjärnet.
<i>Grundvatten:</i>	Bergborrad brunn finns i närheten.
<i>Sulfitfabriken:</i>	Fabriken var i bruk 1906 till 1940. Man slutade använda svavelkis innan 1932.
<i>Typ av kisugn:</i>	Ingen uppgift
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Gissningsvis från Norge eller Falun. Inga uppgifter finns om att svavelkis har producerats i Värmland.
<i>Förekomst av kisaska:</i>	På fabriksområdet, både på skogsbeväxt mark och öppen mark, förekommer kisaska i tunna lager, ibland ytligt, ibland på ner till 3 dm djup. Intill före detta syrahus finns kisaska av minst 6 dm mäktighet på ett område av ca 150 m ² . Kisaskan har också använts som vägfyllnads material i Brättne med omnejd.

3.2 Fotografier från provtagningsområdet



Figur 3.1 Ruin efter kisugnen vid Brättne sulfittfabrik.



Figur 3.2 och 3.3 Kisaska från Brättne sulfittfabrik.

4 GÄVLEBORGS (X) LÄN – BERGVIK SULFITMASSAFABRIK

4.1 Områdesbeskrivning

<i>Lokalisering:</i>	Fastigheten Vannsäter 1:21, Söderhamns kommun, Gävleborgs län.
<i>Markanvändning:</i>	Deponi mellan järnvägsbank och sjö vid industriområde.
<i>Grundvatten:</i>	Lakvattnet från deponin rinner direkt ut i Smalsjön. Eventuellt hot mot grundvattnet går via Smalsjön/Ljungan (Envipro 2003).
<i>Ytvatten:</i>	Deponin ligger längs stranden av Smalsjön, en del av Ljusnan.
<i>Sulfitfabriken:</i>	I drift 1905 till 1979.
<i>Typ av kisugn:</i>	Först etageugn sedan virvelbäddsugn. Det är oklart när svavel-dioxid började framställas genom rostning av svavelkis men metoden användes till 1974.
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Troligen Boliden AB
<i>Förekomst av kisaska:</i>	Långsträckt deponi mellan Smalsjön och banvall med varierande mäktighet, upp till flera meter. Användes från 40-talet till 1965. Själva industriområdet är bitvis förorenat med kisaska i tunnare lager.

4.2 Tidigare undersökningar

En översiktlig undersökning av området genomfördes 1997 av Geosigma AB och en kompletterande undersökning genomfördes av Envipro Miljöteknik AB 2003. Syftet var att avgöra behovet av skyddsåtgärder för kisaskeupplaget vid Smalsjöns strand.

I undersökningarna togs prover i deponin på land och i sedimenten i Smalsjön utanför deponin. Den totala mängden kisaska i deponin uppskattades till 110 000 m³. Kisaskan är uppblandad med bark, lera och rivningsavfall. Inga tecken på vittring i askan. I marken påvisades framför allt höga halter av arsenik, kadmium, koppar, bly och zink. Alla dessa förekommer i halter som klassas som allvarliga/mycket allvarliga föroreningar jämfört med naturvårdsverkets riktvärde för MKM, mindre känslig markanvändning. I sedimentet påvisades framför allt förorening av arsenik, kadmium, bly och zink i halter över jämförvärden för halter i förorenade havssediment. Utlakningen från sedimenten bedömdes vara obetydlig men höga halter av tungmetaller uppmättes i lakförsök med kisaska från deponin. Metallerna bedöms spridas till de närmaste ytvattnen, Smalsjön/Ljusnan. De exponeringsvägar som anses undersöks för människor är direktintag av kisaska och i dricksvatten via sjövattnet. Den största risken anses vara exponering av Smalsjöns/Ljusnans ekosystem men pga. stor utspädning bedömer man inte att det kontaminerade lakvattnet utgör någon större risk. Som åtgärd för att ytterligare reducera riskerna föreslås en övertäckning av deponin med 0,7 m ospecificerad jord och anläggande av ett erosionskydd mot Smalsjön (Envipro 2003).

4.3 Fotografier från provtagningsområdet



*Figur 4.1 Fotografi från provtagningsområdet, november 2003.
Kisaskan ligger mellan järnvägen till höger och Smalsjön till vänster.*



Figur 4.2 Fotografi från provtagningsområdet.

5 GÄVLEBORGS (X) LÄN – KORSNÄS SULFITMASSAFABRIK

5.1 Områdesbeskrivning

<i>Lokalisering:</i>	Gävle kommun, Gävleborgs län.
<i>Sulfitmassafabriken:</i>	Fabriken rostade kisaska från 1916 till 1960.
<i>Typ av kisugn:</i>	Två etageugnar från 1916. En tredje byggdes 1930.
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Boliden AB
<i>Förekomst av kisaska:</i>	Kisaska förekommer i banvallar och på andra ytor vid fabriksområdet.

5.2 Tidigare undersökningar

Kisaska i marken från Korsnäs sulfitmassafabrik provtogs 2001 (Lst X 2003). Då påvisades höga halter av framför allt arsenik, kadmium, koppar, bly och zink. Alla uppmättes i halter som klassas som allvarliga/mycket allvarliga föroreningar jämfört med naturvårdsverkets riktvärden för MKM, mindre känslig markanvändning.

5.3 Fotografier från provtagningsområdet



Figur 5.1 Kisaska från Korsnäs sulfitmassafabrik, november 2003.



Figur 5.2 Kisaska, Korsnäs, 2003.

6 VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – ESSVIK SULFITMASSAFABRIK

6.1 Områdesbeskrivning

Essvik fd sulfitmassafabrik ligger så nära Nyhamn fd sulfitmassafabrik att de två brukar behandlas som en enhet vad det gäller förorenad mark.

<i>Lokalisering:</i>	Essvik, söder om Sundsvall, Sundsvalls kommun, Västernorrlands län.
<i>Geologi:</i>	Blandade fyllnadsmassor på älvsediment som i norr är siltiga/leriga och i söder sandiga
<i>Närmaste ytvatten:</i>	Ljungan, nära mynningen i Sundsvallsbukten.
<i>Sulfitfabriken:</i>	Essvik – sulfitmassafabriken var i bruk 1900 till 1967. Rostning av svavelkis pågick från 1915 till 1976 (fortsatte alltså efter att massafabriken lagts ned). Nyhamn – sulfitmassafabrik i bruk från 1907 till 1943. Rostning av svavelkis började 1919.
<i>Typ av kisugn:</i>	Essvik – ingen uppgift Nyhamn - etageugn fr 1919 osäkert vilken typ 1933-1943
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Boliden AB

Förekomst av kisaska: Kisaska har deponerats i en industrieponi blandat med annat avfall norr om industriområdet samt i fd sedimenteringsbassänger vid båda fabrikerna. Stora mängder kisaska ligger också utspritt inom industriområdet.

6.2 Tidigare undersökningar

Marken är kraftigt förorenad i delar av området Essvik-Nyhamn och flera undersökningar har utförts inom området. Enligt länsstyrelsen i Västernorrland (Lst Y 2003) har i samband med kisaska framför allt höga halter av arsenik, koppar, bly och zink påvisats.

6.3 Fotografier från provtagningsområdet



Figur 6.3 Provtagning av sediment vid Essvik/Nyhamn

7 VÄSTERNORRLANS (Y) LÄN – SVANÖ SULFITMASSAFABRIK

7.1 Områdesbeskrivning

Svanö sulfitmassaafabrik låg på Svanön, vid Sandöbron, söder om Kramfors (se figur 11).

Placering: Kramfors kommun, Västernorrlands län.

Markanvändning: Bostäder finns i närheten. Delar av kisaskan är täckt av skog.

Sulfutfabriken: Fabriken var i bruk 1905-1966.

- Typ av kisugn:* Etgageugn ”Wedge” från 1912, virvelbädd ”Nicholas-Freeman” 1948-1966.
- Svavelkisens ursprung:* Boliden AB
- Förekomst av kisaska:* Stora mängder på Svanöns södra del, vid Kolbacksberget, dels ytligt på mark och dels i sediment utanför (både grunt och djupare). Där låg förr en utlastningskaj där kisaskan lastades på fartyg för export. Vid det tidigare uppsamlingsmagasinet för kisaska ligger föroreningen i högar i bergsbrant och under vegetation i ung skog i anslutning till industriområdet.



Figur 7.1 Svanön ligger vid Sandöbron söder om Kramfors.

7.2 Tidigare undersökningar

Undersökningar har utförts i flera omgångar av VBB VIAK/SWECO (1998-2003) för att utreda om/i vilken utsträckning saneringsbehov föreligger.

Prover har tagits på kisaska på land och under vatten (VBB VIAK 1999). Resultaten visar på höga halter av tungmetaller. Om halterna i mark jämförs med Naturvårdsverkets riktvärden för MKM, mindre känslig markanvändning, bedöms förorening av arsenik, koppar och zink vara allvarligast. Halterna av dessa ämnen klassas alla som allvarliga/mycket allvarliga för MKM. I sedimentet uppmättes framför allt höga halter av arsenik, koppar, bly och zink. Halterna av dessa tungmetaller är alla högre än naturvårdsverkets jämförvärden för förorenade sediment.

7.3 Fotografier från provtagningsområdet



Figur 7.2 Kisaska på Svanö, ovanför branten.



Figur 7.3 Kisaska på Svanö, nedanför branten.



Figur 7.4 Högar av kisaska, Svanö.

8 JÄMTLANDS (Z) LÄN – JÄRPENS SULFITMASSAFABRIK

8.1 Områdesbeskrivning

<i>Placering:</i>	Järpen, öster om Åre, Åre kommun, Jämtlands län
<i>Markanvändning:</i>	Industriområde
<i>Geologi:</i>	Industriområdet är beläget vid Järpströmmen. Utfyllning närmast vattnet med sprängsten, inne på land blandade fyllnadsmassor.
<i>Sulfitfabriken:</i>	Sulfitmassafabriken i Järpen var i bruk från 1918 (?) till 1957.
<i>Svavelkisens ursprung:</i>	Enligt obekräftade uppgifter från Norge.
<i>Typ av kisugn:</i>	Svaveldioxiden framställdes med en etageugn, en Wedgeugn som installerades 1918.
<i>Förekomst av kisaska:</i>	Kisaska finns synlig i slänt vid väg som passerar genom området och på en grusplan under yttäckning av fiberduk, grus och/eller asfalt.

8.2 Fotografi från provtagningsområdet



Figur 8.1 Fotografi från provtagningsområdet, november 2003.

9 REFERENSER

Envipro 2003, Nedlagda sulfidfabriken i Vannsätter – Undersökning av kisaskeupplag och sjösediment vid/i Smalsjön, Bergviken i Söderhamns kommun.

Lst AC 2003, Information från Länsstyrelsen i Västerbotten, "Kisaskaprojektet", handläggare: Hans-Erik Johansson

Lst S 2003, Information från länsstyrelsen i Värmland, "Uppgifter från Värmlands län inför kisaskeprojekt, Handläggare: Björn Nilsson

Lst X 2003, Information från Länsstyrelsen i Gävleborg, "Faktainsamling inför kisaskeprojektet", handläggare: Martin Palm

Lst Y 2003, Information från länsstyrelsen i Västernorrland, "Faktainsamling kisaskeprojektet", Handläggare: Annika Dahl

Lst Z 2003, Information från länsstyrelsen i Jämtlands län, "Faktainsamling till kisaskeprojektet", Handläggare: Marie Strand

VBB VIAK 1999, Eric Rönnols och Richard Karlsson, Undersökning av kisaskeförekomst inom fastigheterna Brunne 8:6 och Svanön 1:37 Kramfors kommun

**Karaktärisering av kisaska
- Fältobservationer**

Innehållsförteckning

1	VÄSTERBOTTENS (AC) LÄN – HÖRNEFORS SULFITMASSAFABRIK	3
1.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	3
1.2	FÄLT OBSERVATIONER	3
1.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	4
2	VÄRMLANDS (S) LÄN – BRÄTTNE SULFITMASSAFABRIK	5
2.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	5
2.2	FÄLT OBSERVATIONER	5
2.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	6
3	GÄVLEBORGS (X) LÄN – BERGVIK SULFITMASSAFABRIK	7
3.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	7
3.2	FÄLT OBSERVATIONER	8
3.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	9
4	GÄVLEBORGS (X) LÄN – KORSNÄS SULFITMASSAFABRIK	9
4.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	9
4.2	FÄLT OBSERVATIONER	10
4.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	11
5	VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – ESSVIK SULFITMASSAFABRIK	12
5.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	12
5.2	FÄLT OBSERVATIONER	13
5.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	14
6	VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – SVANÖ SULFITMASSAFABRIK	15
6.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	15
6.2	FÄLT OBSERVATIONER	15
6.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	18
7	JÄMTLANDS (Z) LÄN – JÄRPENS SULFITMASSAFABRIK	19
7.1	FÄLTUNDERSÖKNING – SAMMANSTÄLLNING	19
7.2	FÄLT OBSERVATIONER	20
7.3	FOTOGRAFIER OCH PLACERING AV PROVTAGNINGSPUNKTER	21

1 VÄSTERBOTTENS (AC) LÄN – HÖRNEFORS SULFITMASSAFABRIK

1.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod:	2003-11-17
Provtagare:	Åsa Lindström och Charlotta Tiberg, SGI
Laboratorium och analyser:	Analytica – Totalhalt SGI – Vattenbaserad lakning och Sulfidhalt Alcontrol – Toxicitetstest
Provtagning jord:	Provgrop 1 och 2 grävda i deponin.
Provtagningskärl:	Diffusionstäta plastpåsar för sediment och jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.
Provhantering:	Jordproverna förvarades i kylskåp fram till den 18 november då de skickades med postens företagspaket. Prover för toxicitetstest förvarades i frys fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.

1.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

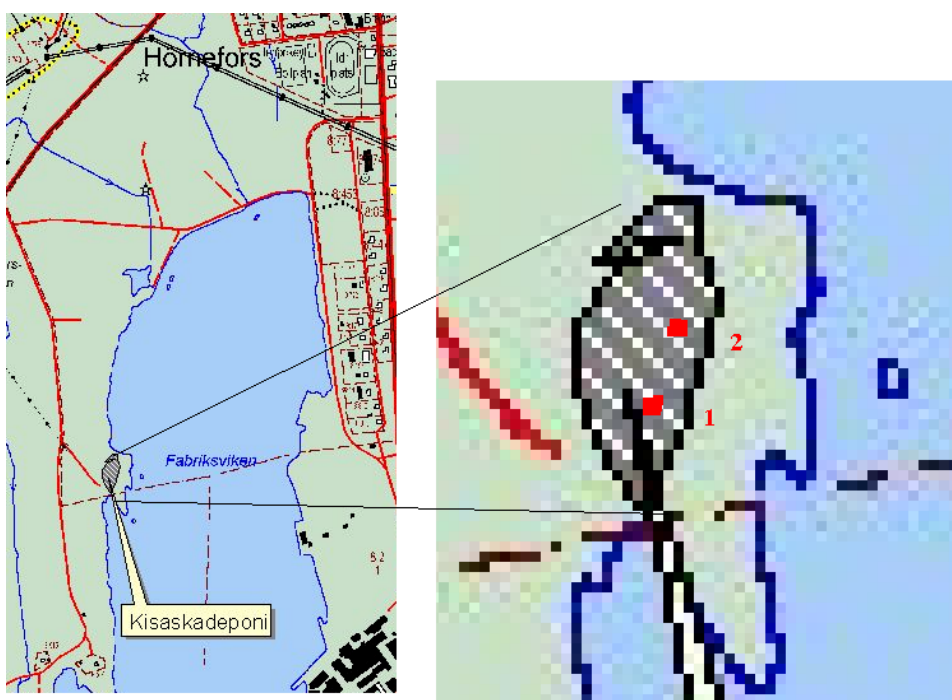
Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/observation	Till analys/analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1 m	Nej	täckning av mylla, bark, sand		
0,1-0,2 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 2 + Ostracodtest	Hörnefors 1:1 (0,1-0,2 m)
0,5-0,6 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 2	Hörnefors 1:2 (0,5-0,6 m)

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,2 m	Nej	täckning av sten, grus, sand, jord, rötter		
0,2-0,3 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 2 + Ostracodtest	Hörnefors 2:1 (0,2-0,3 m)
0,6-0,7 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 2	Hörnefors 2:2 (0,6-0,7 m)

1.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter

Figur 1.1 Provtagningsprofil, punkt 1 Hörnefors



Figur 1.2 Provtagningspunkter Hörnefors

2 VÄRMLANDS (S) LÄN – BRÄTTNE SULFITMASSAFABRIK

2.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod:	2003-11-12
Provtagare:	Björn Nilsson, Länsstyrelsen Värmland
Laboratorium och analyser:	Analytica – Totalhalt metaller oxider och svavel
Provtagning jord:	Prov 1 – grop på öppen yta, Ö om fd kisugn Prov 2 – grop på beväxt yta, mossor, lavar, ungskog, NV om fd kisugn Prov 3 – grop på öppen yta, N om fd kisugn
Provtagningskärl:	Diffusionstäta plastpåsar för jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.
Provhantering:	Jordproverna skickades till SGI som skickade vidare proverna till Analytica. Prover för toxicitetstest förvarades i frys fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.

2.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/observation	Till analys/analytpaket	Provbeteckning vid analys
0-0,2 m	Ja	rödbrun kisaska med viss uppblandning (ovanligt röda i denna punkt)	Ja / 1	Brättne 1:1 (0-0,2 m)
0,2-0,25 m	Ja	rödbrun kisaska med viss uppblandning		
0,25-0,27 m	Nej	svart lager, troligen organiskt material		
0,27-0,3 m	Ja	rödbrun kisaska med viss uppblandning		
0,3-0,5 m	Ja	rödbrun kisaska med viss uppblandning	Ja / 1	Brättne 1:2 (0,3-0,5 m)

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,05 m	Delvis	mörkt rödbrun kisaska uppbl. med annat material		
0,05-0,2 m	Ja	mörkt rödbrun kisaska, visst inslag av annat material	Ja / 1	Brättne 2 (0,05-0,2 m)
0,2-0,3 m	Nej	brunt lager, finsand, ev visst inslag av kisaska		
0,3-0,4 m	Ja	mörkt rödbrun kisaska, visst inslag av annat material		

Provpunkt 3

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,2 m	Ja	mörkt rödbrun kisaska, visst inslag av annat material	Ja / 1	Brättne 3 (0-0,2 m)
0,2-0,22 m	Nej	gråsvart lager, troligen inslag av organiskt material		
0,22-0,3 m	Nej	sand, gulbrunt lager		

2.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter

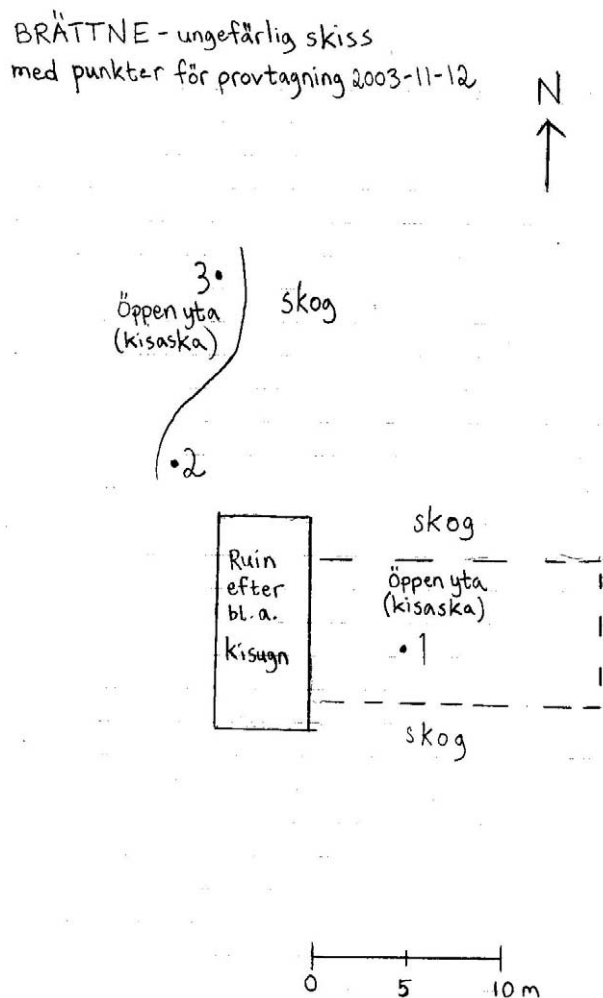
Figur 2.1 Provtagningsprofil, punkt 1, Brättne.



Figur 2.2 Provtagningsprofil, punkt 2, Brättne.



Figur 2.3 Provtagningsprofil, punkt 3, Brättne.



Figur 2.4 Placering av provpunkter Brättne

3 GÄVLEBORGS (X) LÄN – BERGVIK SULFITMASSAFABRIK

3.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod:	2003-11-26
Provtagare:	Åsa Lindström, SGI och Hans-Ola Engström, Tyréns
Laboratorium och analyser:	Analytica – Totalhalt och Mineralogiskt test SGI – Laktest (vattenbaserat och forcerat), Sulfidhalt Alcontrol – Toxicitetstest
Provtagning jord:	Prov 1 – grop på deponi, risigt och snårigt, gran, björk, kisaska hittades först i 3:e borrhypunkten Prov 2 – grop på deponi, öppet område mellan spår och Strand

Provtagningskärl: Diffusionstäta plastpåsar för jordprover, beställda från Analytica

Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.

Provhantering: Jordproverna förvarades i kylskåp över natten och skickades med postens företagspaket den 27 november.

Prover för toxicitetstest förvarades i fryn fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.

3.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ Analyspa- ket	Provbeteckning vid analys
0-0,8 m	Nej	bark, jord, brun-svart, lätt		
0,8-1 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 3 + Ostracodtest	Bergvik 1:1 (0,8-1 m)
1-2 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila		
2-2,2 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 3	Bergvik 1:2 (2-2,2 m)
2,2-3 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila, kisaska kan ligga djupare		

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ Analyspa- ket	Provbeteckning vid analys
0-0,1 m	Nej	mylla, jord		
0,1-0,2 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 3 + Ostracod	Bergvik 2:1 (0,1-0,2 m)
0,2-0,5 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila		
0,5-0,6 m	Ja	ren kisaska, rödbrun/lila	Ja / 3	Bergvik 2:2 (0,5-0,6 m)

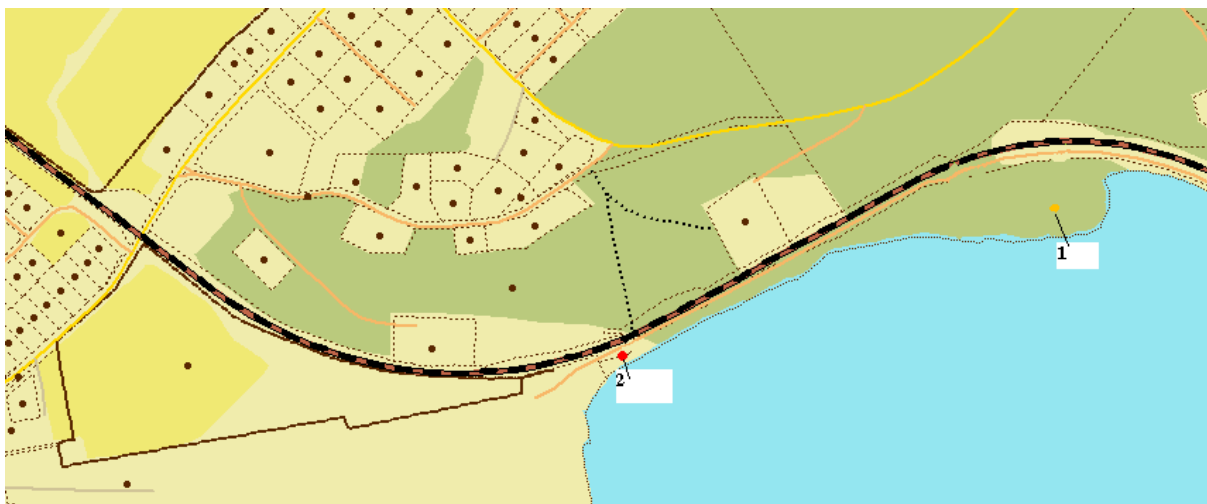
3.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter



Figur 3.1 Provtagningspunkt 1, Bergvik.



Figur 3.2 Provtagningspunkt 2, Rørovik



Figur 3.3 Provpunkt 1 och 2, Bergvik

4 GÄVLEBORGS (X) LÄN – KORSNÄS SULFITMASSAFABRIK

4.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod: 2003-11-13

Provtagare: Martin Palm och Andreas Drott, Länsstyrelsen

Laboratorium och analyser: Analytica – Totalhalt metaller oxider och svavel

- Provtagning jord:** Prov 1 – grop på platt, delvis asfalterad yta utan växtlighet, fd virkes/timmerlager
 Prov 2 – grop i svag svacka med avrinning fr asfalten, övrigt som för prov 1
 Prov 3 – grop i svag svacka bredvid asfalt, övrigt som prov 1
- Provtagningskärl:** Diffusionstäta plastpåsar för jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica
- Provhantering:** Jordproverna skickades till SGI som skickade vidare proverna till Analytica, SGI

4.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,01 m	Delvis	Kisaska uppblandad med grus		
0,01-0,1 m	Ja	Rödbrun kisaska (brunare och lättare än aska fr övriga lokaler uppblandat?)	Ja / 1	Korsnäs 1:1 (0,05 m)
0,2-0,3 m	Ja	Rödbrun kisaska (som ovan, ev uppbl.)	Ja / 1	Korsnäs 1:2 (0,25 m)
under 0,35 m	Nej	Ljusbrun/grå sand/silt		

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,02 m	Delvis	Kisaska uppblandad med grus		
0,02-0,1 m	Ja	Rödbrun kisaska (brunare och lättare än aska fr övriga lokaler uppblandat?)	Ja / 1	Korsnäs 2 (0,02-0,1 m)
under 0,1 m	Nej	Ljusbrun/grå sand/silt		

Provpunkt 3

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,01 m	Delvis	Kisaska uppblandad med grus		
0,01-0,08 m	Ja	Rödbrun kisaska (brunare och lättare än aska fr övriga lokaler uppblandat?)	Ja / 1	Korsnäs 3 (0,01-0,08 m)
under 0,08 m	Nej	Ljusbrun/grå sand/silt		

4.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter

Figur 4.1 Provtagningsprofil punkt 1, Korsnäs.



Figur 4.2 Provtagningsprofil punkt 2, Korsnäs.



Figur 4.3 Provtagningsprofil punkt 3, Korsnäs.

5 VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – ESSVIK SULFITMASSAFABRIK

5.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod:	2003-12-05 (Jordprover) 2003-12-12 (Sedimentprover)
Provtagare:	Johan Nordbäck, Åsa Lindström, SGI
Laboratorium och analyser:	Analytica – Totalhalt metaller oxider och svavel, Mineralogiskt test SGI – Lakttest (vattenbaserat och forcerat), Sulfidhalt Alcontrol – Toxicitetstest (Ostracod)
Provtagning jord:	Proverna togs i ett slyig område, se karta. Provtagningspunkterna placerades i linje från land ned mot strandzonen. Prov 1 – Provpunkt närmast vattnet. Prov 2 – Provpunkt längre upp från vattnet, nära en bäck.
Provtagning sediment:	Prov S1 – Vid gammal pir
Provtagningskärl:	Diffusionstäta plastpåsar för sediment och jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.
Provhantering:	Jordproverna förvarades i kylskåp över helgen till den 8 december. Sedimentproverna förvarades i kylskåp över helgen till den 15 december. Jordproverna och sedimentprover skickades med postens företagspaket.

Prover för toxicitetstest förvarades i frys fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.

5.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,45 m	Nej	Sand/jord, svartbrunt		
0,45-0,65 m	Ja	Kisaska, tegelröd	Ja / 3 + Toxicitets- test	Essvik 1:1 (0,45-0,65 m)
0,65-0,9 m	Ja	Kisaska, tegelröd		
0,9-1,1 m	Ja	Kisaska, tegelröd	Ja / 3	Essvik 1:2 (0,9-1,1 m)
under 1,1 m	Nej	Sand/silt, gulaktig		

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,3 m	Nej	Sand/jord svart, ??? träres- ter		
0,3-0,5 m	Ja	Kisaska, tegelrött	Ja / 2 + toxi- citetstest	Essvik 2:1 (0,3-0,5 m)
0,5-0,7 m	Ja	Kisaska, tegelrött		
0,7-0,9 m	Ja	Kisaska, tegelrött	Ja / 2	Essvik 2:2 (0,7-0,9 m)
Under 0,9 m	Nej	Silt, brunsvart		

Provpunkt S1, Sediment

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,15 m	Nej	Slam, brunsvart organiskt material		
0,15-0,25 m	Ja	Kisaska, tegelrött	Ja / 3	Essvik S1:1 (0,15-0,25 m)
0,25-0,4 m	Ja	Kisaska, tegelrött	Ja	Essvik S1:2 (0,25-0,4 m)

5.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter



Figur 5.1 Provtagningsprofil, punkt 1 Essvik-Nyhamn.



Figur 5.2 Sedimentproppar tagna vid Pir utanför Essvik-Nyhamn



Figur 5.3 Provpunkterna 1 och 2 i Essvik-Nyhamn

6 VÄSTERNORRLANDS (Y) LÄN – SVANÖ SULFITMASSAFABRIK

6.1 Fältundersökning – sammanställning

Fältperiod:	2003-11-03 – 2003-11-04
Provtagare:	Johan Nordbäck, Åsa Lindström, Charlotta Tiberg, SGI
Laboratorium och analyser:	Analytica – Totalhalt och Mineralogiskt test SGI – Lakttest (vattenbaserat och forcerat), Sulfidhalt Alcontrol – Toxicitetstest
Provtagning jord:	Prov 1 – grop i sluttning med ung skog, vid Magasinet Prov 2, 3 – gropar i kisaskhögar på betong och berg, vid Magasinet Prov S1, S2 – grop vid strandkant, Kolbacksberget Prov S3, S4 – grop längre upp på stranden, Kolbacksberget
Provtagning sediment:	L1 – vid släntfot mot älvfåra, ca 20 m djup L2 – i strandzon, utsatt för vågerosion L3 – vid släntfoten mot älvfåran 50 m uppströms L1 L4 – vid brädkaj på 12 m djup, ingen kisaska påträffad L5 – nära stranden på 0,5 m djup
Provtagningskärl:	Diffusionstäta plastpåsar för sediment och jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.
Provhantering:	Jordproverna skickades till SGI som skickade vidare proverna till Analytica. Prover för toxicitetstest förvarades i frys fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.

6.2 Fältobservationer

Provpunkt M1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,05 m	Nej	förna, löv och mossa, sten		
0,05-0,15 m	Ja	rödbrun kisaska, delvis blandad med jord	Ja / 2b	Svanö 2:4:2:1 (0,5-0,15 m)

Provpunkt M2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,05 m	Ja	ren rödbrun kisaska nedanför brant, ca 0,65 m mäktighet	Ja / 2b	Svanö 4:4:4:2 A (0-0,05 m)
0,5-0,6 m	Ja	se ovan	Ja / 2b	Svanö 4:4:4:2 B (0,5-0,6 m)

Provpunkt M3

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,05 m	Ja	ren rödbrun kisaska ca 0,6 m mäktighet	Ja / 2b	Svanö 4:2:4:2 A (0-0,05 m)
0,45-0,55 m	Ja	se ovan	Ja / 2b	Svanö 4:2:4:2 B (0,45-0,55 m)

Provpunkt S1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,02 m	Nej	grovkornigt grus		
0,02-0,1 m	Ja	kisaska, rödbrun	Ja	Svanö S1 (0,02-0,1 m)
under 0,1 m	Nej	naturlig lera		

Provpunkt S2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,02 m	Nej	grovkornigt grus		
0,02-0,1 m	Ja	kisaska, rödbrun	Ja	Svanö S1 (0,02-0,1 m)
under 0,1 m	Nej	naturlig lera		

Provpunkt S3

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till ana- lys/provpaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1	Ja		Ja / 2b	Svanö S3 (0-0,1 m)
0,1-0,2	Ja			
0,2-0,3	Ja		Ja / 2b	Svanö S3 (0,2-0,3 m)

Provpunkt S4

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till ana- lys/provpaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1	Ja		Ja / 3	Svanö S4 (0-0,1 m)
0,1-0,5	Ja			
0,5-0,6	Ja		Ja / 3	Svanö S4 (0,5-0,6 m)

Provpunkt L1, sediment

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,3 m	Nej	Ca 20 m vattendjup naturliga sediment		
0,3-0,4 m	Ja		Ja / 3	Svanö L1
0,6-0,7 m	Ja		Ja / 3	

Provpunkt L2, sediment

Provdjup i sediment (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1 m	Ja	Ca 2 m vattendjup utsatt för vågerosion	Ja / 3	Svanö L2
0,1-0,5 m	Ja			
0,5-0,6 m	Ja		Ja / 3	Svanö L2

Provpunkt L3, sediment

Provdjup i sediment (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,3	Nej	Ca 20 m vattendjup naturliga sediment		
0,3-0,4	Ja		Ja / 3	Svanö L3
0,4-0,7	Ja			
0,6-0,7	Ja		Ja / 3	Svanö L3

L4: Punkten är belägen vid foten av en brädkajs konstruktion på 12 meters djup. Ingen kisaska påträffades.

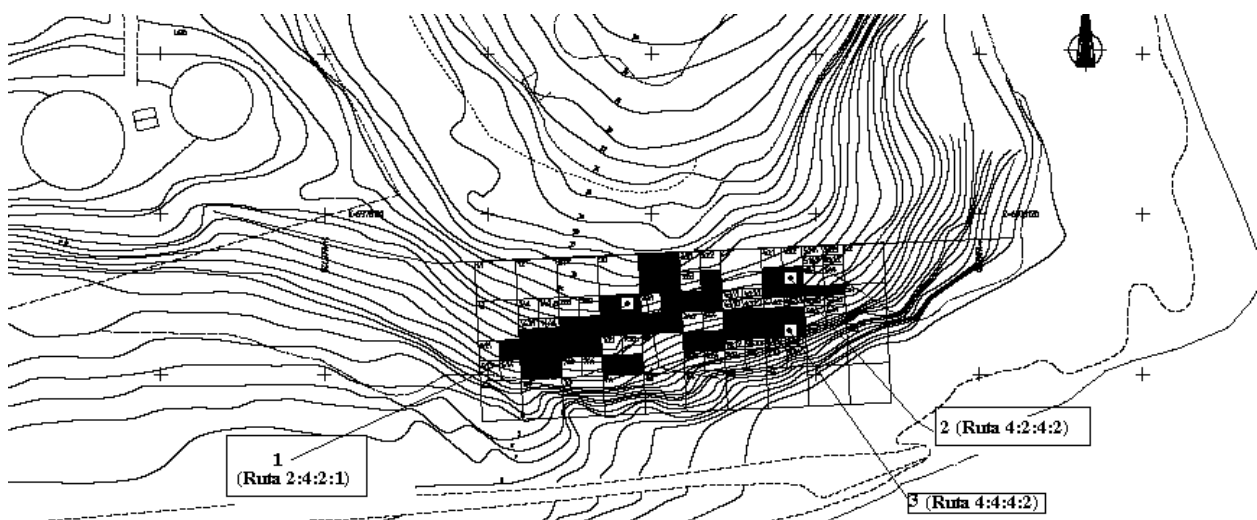
Provpunkt L5, sediment

Provdjup i sediment (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1 m	Ja	0,5 m vattendjup	Ja / 3	Svanö L5 (0-0,1 m)

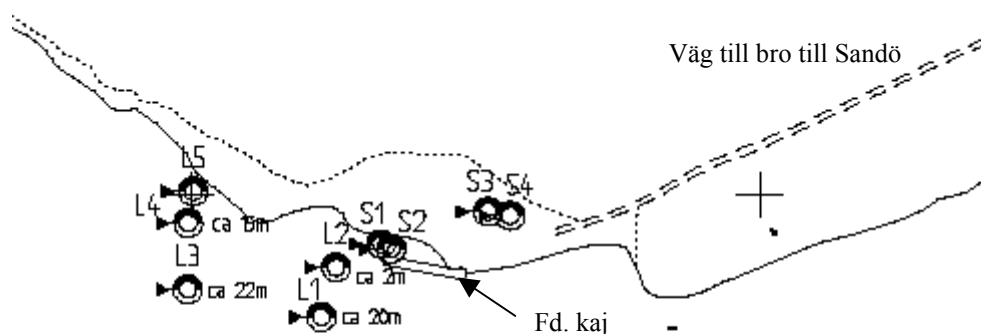
6.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter



Figur 6.1 Provtagningsprofil vid punkt 1, magasinet, Svanö.



Figur 6.2 Provpunkt 1-3. Magasinet Svanö



Figur 6.3 Provpunkter vid Kolbacksberget, Svanö

7 JÄMTLANDS (Z) LÄN – JÄRPENS SULFITMASSAFABRIK

7.1 Fältundersökning – sammanställning

<i>Fältperiod:</i>	2003-11-12												
<i>Provtagare:</i>	Marie Strand och Anna Eriksson, Länsstyrelsen Jämtland												
<i>Laboratorium och analyser:</i>	Analytica – Totalhalt och Mineralogiskt test SGI – Lakttest (vattenbaserat och forcerat), Sulfidhalt Alcontrol – Toxicitetstest												
<i>Provtagning jord:</i>	<table border="1"> <thead> <tr> <th><u>Provpunkt</u></th> <th><u>Plats</u></th> <th><u>Koordinater</u></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1</td> <td>Provgrop grävd på grusplan.</td> <td>X: 7029605 Y: 1381435</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td>Provgrop grävd i slänt.</td> <td>X:7029610 Y:1381461</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td>Provgrop grävd i slänt</td> <td>X: 7029610 Y: 1381461</td> </tr> </tbody> </table>	<u>Provpunkt</u>	<u>Plats</u>	<u>Koordinater</u>	1	Provgrop grävd på grusplan.	X: 7029605 Y: 1381435	2	Provgrop grävd i slänt.	X:7029610 Y:1381461	3	Provgrop grävd i slänt	X: 7029610 Y: 1381461
<u>Provpunkt</u>	<u>Plats</u>	<u>Koordinater</u>											
1	Provgrop grävd på grusplan.	X: 7029605 Y: 1381435											
2	Provgrop grävd i slänt.	X:7029610 Y:1381461											
3	Provgrop grävd i slänt	X: 7029610 Y: 1381461											
<i>Provtagningskärl:</i>	Diffusionstäta plastpåsar för jordprover. Provkärlen är beställda från Analytica Glasburkar beställda från Alcontrol för toxicitetstest.												
<i>Provhantering:</i>	Jordproverna skickades till SGI som skickade vidare proverna till Analytica, SGI och Alcontrol. Prover för toxicitetstest förvarades i frys fram till den 15 december då de skickades med postens företagspaket till Alcontrol.												

7.2 Fältobservationer

Provpunkt 1

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ Observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,2	Nej	grus, ”krossat grus” med fiberduk under		
0,2-0,25	Nej	”granulat”		
0,25-0,33	Delvis	grus, sand, kisaska		
0,33-0,45	Nej	sand, grus		
0,45-0,53	Ja	Kisaska med inblandning av sten, bark, granulat	Ja / 1	Järpen 1 (0,45-0,53 m)

Provpunkt 2

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1	Ja	ren kisaska, rödbrun (frusen)		
0,1-0,2	Ja	ren kisaska, rödbrun	Ja / 3 + Toxicitetstest	Järpen 2 (0,1-0,2 m)

Provpunkt 3

Provdjup (m)	Kisaska	Jordart/material/ observation	Till analys/ analyspaket	Provbeteckning vid analys
0-0,1	Nej	sand, grus, gråbrunt, fruset		
0,1-0,2	Ja	kisaska med rötter, rödbrun	Ja / 1	Järpen 3:1 (0,1-0,2 m)
0,2-0,3	Ja	kisaska med rötter, rödbrun		
0,3-0,4	Ja	kisaska med rötter, rödbrun	Ja / 1	Järpen 3:2 (0,3-0,4 m)

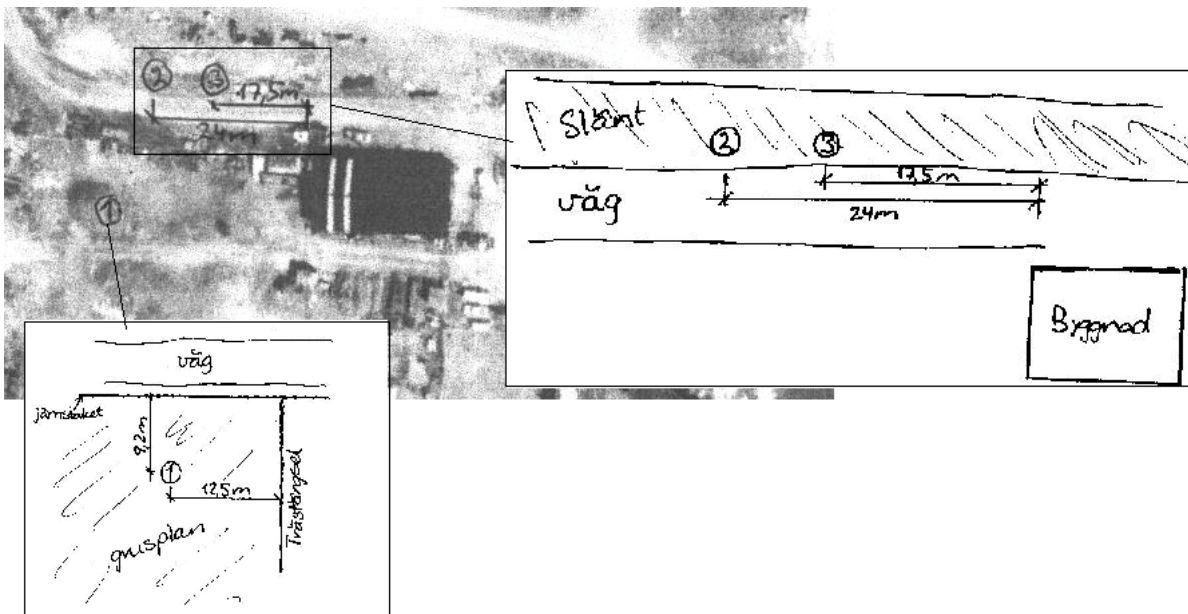
7.3 Fotografier och placering av provtagningspunkter



Figur 7.1. Profil, provtagningspunkt 1



Figur 7.2 Profil, provtagningspunkt 3



Figur 7.3 Provpunkter, Järpen



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se