



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15010

Examensarbete 30 hp
Mars 2015

Slagg från ArcFume-processer

Lakbarhet och återvinningsmöjligheter

Sara Maier

Referat

Slagg från ArcFume-processer - lakbarhet och återvinningsmöjligheter

Sara Maier

Metaller som bryts och utvinns primärt förekommer tillsammans med många andra metaller i malmer och mineral. Avfallsströmmar från metallindustrin har därför ett varierat innehåll av många olika metaller. Metallerna är ofta skadliga för miljön och kan skapa problem för metallproducenterna om halterna är så höga att avfallen inte ens kan deponeras. Det finns skraddarsydda metallurgiska processer för att upparbeta metallhaltigt avfall, i syfte att utvinna de värdefulla metallerna och producera en lakstabil slagg med lågt metallinnehåll. En lakstabil slagg kan ha miljömässiga fördelar som gör att den kan ersätta jungfruligt brutet material, exempelvis bergkross, som fyllnadsmaterial eller i andra anläggningsändamål.

I detta projekt studerades två slaggar som uppkommit genom behandling av metallhaltigt avfall. För båda slaggerna analyserades metallinnehåll och lakbarhet och resultaten jämfördes mot några valda bedömningsgrunder. Dels innehåller avfallsförordningen gränsvärden för det totala innehållet av metaller för att ett avfall ska betraktas som icke farligt, dels finns mottagningskriterier på deponier för avfall i olika farlighetsklasser. I mottagningskriterierna finns gränsvärden för koncentrationen av metaller i lakvätskan vid L/S-kvoten 0,1 l/kg samt den kumulativt utlakade mängden vid L/S-kvoten 10 l/kg.

Lakbarheten testades med två olika metoder. På ackrediterat laboratorium gjordes ett standardiserat perkolationstest där materialet packas i en kolonn som sedan sakta genomströmmas med vatten. Koncentrationen av olika ämnen mäts i lakvätskan när förutbestämda vattenvolymer passerat igenom och kan sedan räknas om till utlakad mängd. Det är endast resultat från ett sådant test som kan användas för att klassificera materialet enligt gällande deponeringskriterier. En billigare och enklare metod kan dock användas för jämförelseprovtagning. Det är ett tvåstegs skaktest där en uppvägd mängd material skakas med en bestämd vattenvolym. Fyra upprepade försök gjordes för varje slagg och lakvattnen sändes till laboratorium för analys. Koncentrationen i lakvätskan mättes och kunde räknas om till utlakad metallmängd.

Vissa resultatskillnader mellan de båda metoderna noterades, men låga utlakade mängder uppmättes och materialen uppfyllde nästan alla mottagningskriterier för att kunna tas emot på deponier för inert avfall. Resultaten från kolonnlakningen visade på lägre utlakade mängder än resultaten från skakförsöken. Det kan förklaras med längre kontakttid mellan vatten och material i skakflaskorna. Där sker en nötning av materialet som frilägger nya lakbara ytor. I kolonnen är det hela tiden nytt vatten som kommer i kontakt med materialet.

Fler tester bör göras för att bestämma totalhalten av metaller i slaggerna innan man beslutar att använda dem i någon tillämpning. Slaggerna bör inte nyttiggöras inom vattenskyddsområde eller annan plats där känsligt vatten riskerar att förorenas.

Nyckelord: slagg, laktest, avfall, återvinning, metaller, metallurgi,

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

Lennart Hjelm's väg 9

Box 7014

SE-750 07 Uppsala

Abstract

Slag from thermal processes with ArcFume – leachability and recycling possibilities

Sara Maier

Primarily mined and extracted metals are in nature often found together with many other metals in ores and minerals. Therefore, waste from the metal industry might have a varied content of many different metals. These metals are often harmful to the environment and can cause problems. For the metal producers, there is a problem if the metal content in their waste is higher than what is accepted on landfills. There are accurate metallurgical processes to recover the valuable metals from the waste and produce a slag with a low metal content that also is leach stable. Such a leach stable slag might have environmental advantages though it could replace natural material such as gravel as a filler or in other construction purposes.

In this project, two slags resulting from the treatment of metal-containing wastes has been studied. For both slags, the metal content and the leachability were analyzed and the results were compared against some selected criteria. The waste regulation declares limits for the total content of metals for which the waste can be considered non-hazardous. Also, there is acceptance criteria on landfills for waste in different hazard classes. The acceptance criteria describes limits for the concentration of metals in the leachate at L/S ratio of 0.1 l/kg, and the cumulative leached amount at L/S ratio of 10 l/kg.

The leachability was studied with two different methods. At an accredited laboratory, a standardized percolation test was made. In such tests, material is packed in a column and then slowly perfused with water. The concentration of various substances is measured in the leachate when predetermined volumes of water has passed through the column and can then be converted into leached amount. It is only the results of such a test that can be used to classify material according to local landfill criteria. A cheaper and easier method which can be used for comparison testing is a two stage batch test. In these tests, a weighed amount of material is shaken with a given water volume for a given time. Four repeated attempts were made for each slag and the leachates was sent to the same laboratory for analysis. The concentration in the leachate were measured and could be counted on to leached metal variety.

Some differences between the two methods was noticed, but low leached amounts were measured all over and the materials met almost all criteria in order to be accepted at landfills for inert waste. The results of the percolation test showed lower leached amounts than the results of the batch test. This can be explained by the longer contact time between the water and materials in the bottles. There, an abrasion of the material that uncovers new leachable surfaces occurs. In the column, there is always new water that comes in contact with the material.

Extended testing should be done to determine the total content of metals in the slags before deciding to use them in any application. Slags should not be utilized in a water protection area or other place where there is a risk for contamination of any sensitive water.

Keywords: slag, leaching, metals, metallurgy, waste, recycling

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences

Lennart Hjelms väg 9

Box 7014

SE-750 07 Uppsala

Förord

Detta projektarbete är den avslutande delen av mina studier på civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och motsvarar 20 veckors heltidsstudier som påbörjades i oktober 2014. Examinator för arbetet har varit Fritjof Fagerlund på institutionen för Geovetenskaper. Arbetet har utförts på ScanArc Plasma Technologies i Hofors med Maria Swartling som handledare. Ämnesgranskare var Dan Berggren Kleja på institutionen för Mark och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Jag vill rikta ett tack till samtliga medarbetare på ScanArc, främst min handledare Maria, för att tiden på kontoret på Lissgården blivit mycket lärorik och trevlig. Jag vill dessutom rikta ett stort tack till Kjell Pålsson, Ovakos restproduktsansvarige, för hjälp att förstå relevanta delar av restproduktslagstiftningen samt hur Naturvårdsverkets rapport om återvinning av avfall i anläggningsarbeten görs tillämplig på slagg. Tack även till personal på ALS laboratorium i Luleå för utförande av kolonnförsök samt snabb analys av lakvatten från mina egna försök.

Hofors, 2015-03-26



Sara Maier

Populärvetenskaplig sammanfattning

Slagg från ArcFume-processer - lakbarhet och återvinningsmöjligheter

Sara Maier

Metaller finns överallt i marken, dock inte i den form vi är vana att se dem som exempelvis kopparrör eller rostfria bestick. Metallerna finns i hela jordskorpan, både i berget och i lösa jordar, i olika föreningar som kallas mineral. Mineralen utgörs förutom av metaller även av stora mängder av exempelvis syre (oxider) eller svavel (sulfider). De mineral som innehåller en metall i tillräckligt hög koncentration kallas malmer och bryts vanligen i gruvor eller andra brott. För att göra metall av en Metalloxid eller -sulfid måste man få bort syret eller svavlet och alla andra oönskade ämnen. Läran om framställning av metaller kallas metallurgi och processerna sker i flera steg där malmen upparbetas för att höja metallkoncentrationen och sedan smälts ned eller löses upp med olika kemikalier.

Fabriker som tillverkar metaller ger även upphov till mycket avfall eftersom en förhållandevis liten del av malmråvaran utgörs av utvinningsbar metall. Avfallen från metallproducenterna kan innehålla väldigt många olika metaller i koncentrationer som kan vara miljöfarliga. Det är dels spår av den metall som företaget ville producera, men också alla de metaller som de inte ville eller lyckades utvinna. Om avfallet innehåller för mycket metaller måste det behandlas på ett sätt som gör att metallerna kan avlägsnas och tillvaratas för att inte orsaka oangelägenheter för miljön.

ScanArc är ett företag som utvecklar tekniker för att hjälpa metallproducenter med utvinning av värdefulla metaller ur industriellt avfall. Man har en försöksanläggning där man smälter ned en liten mängd av kundens avfall och visar hur mycket värdefulla metaller som kan utvinnas, sen säljer man en fullstor anläggning till kunden så att den kan lösa sitt avfallsproblem. De utvinningsbara metallerna utgör dock bara några få procent av avfallsmaterialets torrvekt. Den återstående delen kommer även efter behandlingen att vara ett avfall, en så kallad slagg.

Slagg ser ut som grovt grus och utgörs av oxidiskt material, föreningar av metaller och syre. Förhoppningen är att dessa återstående metaller enbart ska vara sådana som är helt ofarliga för miljön. Om slaggen innehåller väldigt lite miljöfarliga metaller kan den användas i naturen, exempelvis som fyllnadsmaterial eller i någon annan tillämpning. Det är en miljöfördel att minska utnyttjandet av naturmaterial som exempelvis bergkross, men det är viktigt att slaggen inte släpper ifrån sig några metaller som kan förorena den omgivande miljön. Det finns omfattande lagstiftning som reglerar återvinningen av avfall och det är alltid avfallsinnehavarens ansvar att inte förorena miljön. Man måste därför skaffa sig kunskap om avfallets innehåll och egenskaper

I det här projektet har två slaggar som uppkommit efter omsmältning av två olika avfallsmaterial studerats med avseende på metallinnehåll och lakbarhet. Lakning är en metod att testa vad som händer när slaggen kommer i kontakt med vatten för att förutse materialets miljöpåverkan på kort och lång sikt. Två olika metoder som är noga beskrivna i standarder och föreskrifter har här använts för att laktesta materialet. På ett ackrediterat laboratorium gjordes ett kolonnförsök där materialet packas i ett rör och vatten sedan långsamt pumpas genom kolonnen och samlas upp. Koncentrationen av olika ämnen i lakvätskan mäts när bestämda

vattenvolymer passerat genom kolonnen. Hela lakningsprocessen tar cirka två månader, men det är dessa resultat som eventuella myndigheter vill ha om de ska bedöma materialet.

Den andra metoden är enklare och billigare och kan användas som jämförelsetest. Det är ett skaktest i två steg där en uppvägd mängd material skakas med en bestämd vattenvolym under en viss tid. Tidsåtgången för varje sådant prov är 24 timmar. Fyra upprepade försök gjordes för varje slagg och de uppsamlade lakvattnen sändes till lab för analys. Även här mättes koncentrationen i lakvätskan och kunde sedan räknas om till utlakad metallmängd.

Resultaten från laktesterna har sedan jämförts mot varandra och mot några valda bedömningsgrunder. En av dessa bedömningsgrunder är Naturvårdsverkets mottagningskriterier på deponier för inert avfall. Att ett avfall är inert betyder att det inte reagerar nämnvärt med något kontaktmedium och deponier för inert avfall är utformade så att materialet läggs i en hög direkt på marken och får sedan ligga där utan vidare uppföljning.

Oavsett från vilken metod resultaten studeras uppfyller materialen nästan alla lakningskriterier för att kunna tas emot på deponier för inert avfall. Det som kan ställa till problem och göra att materialets lämplighet ändå ifrågasätts är att det totala metallinnehållet är förhållandevis högt. Innehållsanalysen visar på halter av framförallt bly som närmar sig gränsvärdet för farligt avfall. Även om materialet inte lakar några metallföroreningar finns gränser för hur stort det totala metallinnehållet får vara innan det betraktas som farligt. Eftersom metaller inte bryts ned kommer de att finnas kvar i naturen under mycket lång tid. Om tiden skapar ändrade lakningsförhållanden kan det innebära att föroreningarna ändå till slut släpps fria.

Fler tester bör göras för att bestämma totalhalten av metaller i slaggerna innan man beslutar om att använda dem i någon tillämpning. Det kan hända att en ny omsmältning av samma råmaterial ger en annan sammansättning. Slaggerna bör inte nyttiggöras inom vattenskyddsområde eller annan plats där känsligt vatten riskerar att förorenas. Inte heller där det finns risk för damning eftersom det kan sprida små partiklar med större lakningsbenägenhet. Om det beslutas att materialet ska återvinnas kan det med fördel göras inom ett industriområde eller någon annanstans där markanvändningen är mindre känslig.

Innehållsförteckning

Referat	i
Abstract	ii
Förord	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning	iv
1 Inledning.....	1
1.2 Syfte.....	2
1.3 Frågeställningar	2
1.4 Hypotes.....	2
1.5 Avgränsningar	3
2 Teori	4
2.1 Grundläggande metallurgi	4
2.2 ArcFume	4
2.3 Plasmateknik.....	6
2.4 Lakning och laktester.....	7
3. Slaggernas ursprung och innehåll	8
3.1 Zinktillverkaren Nyrstar	8
3.1.1 Zinkproduktion	8
3.1.2 Clarksville Leach Product.....	9
3.2 Koppar- och Metallåtervinningsföretaget Metallo	10
3.2.1 Produktionsprocessen.....	10
3.2.2 Metallo-slaggen.....	10
3.3 Utlakningsbara metallers förekomst och toxikologi.....	11
3.3.1 Zink	11
3.3.2 Koppar.....	12
3.3.3 Bly.....	12
3.3.4 Nickel.....	13
3.4 Metallpriser.....	14
4. Restproduktslagstiftning.....	15
4.1 Biprodukter.....	15
4.1.1 REACH	16
4.2 Avfall	16
4.2.1 Avfallets farlighet	16
4.2.2 Förutsättningar för återvinning av avfall	17
4.2.3 Avfall med inerta egenskaper	18

4.2.4 Grundläggande karakterisering enligt NFS 2004:10	20
5. Miljö och bedömningsgrunder	21
5.1 Gränsvärden och riktvärden.....	21
5.1.1 Gränsvärden för deponering.....	22
5.2 Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.....	22
5.2.1 Skyddsobjekt och exponeringsvägar.....	23
5.2.2 Riktvärden för användning av avfall i anläggningsarbeten	25
5.3 Bakgrundshalter i mark	28
6. Slagg och dess användningsområden.....	30
6.1 Vägkonstruktion	30
6.1.1 Geotekniska faktorer att testa.....	31
6.2 Konstruktionsmaterial för deponitäckning	32
6.2.1 Utjämningskikt	32
6.2.2 Tätskikt	33
6.2.3 Dräneringskikt	33
6.2.4 Rekultiveringsskikt	33
6.3 Reaktiva filter	33
6.4 Betong och cement	34
7. Metoder	36
7.1 Perkolationstest enligt SS-EN 14405	36
7.1.1 Utförande	36
7.1.2 Beräkningsformler	37
7.2 Tvåstegs skakförsök enligt SS-EN 12457-3.....	38
7.2.1 Utrustning	38
7.2.2 Förberedelser.....	38
7.2.3 Steg 1, Lakning vid L/S-kvoten 2 l/kg.....	38
7.2.4 Beräkningsformler för lakningssteg 1.....	39
7.2.5 Steg 2, Lakning vid L/S-kvoten 8l/kg.....	40
7.2.6 Beräkningsformler för lakningssteg 2.....	40
7.2.7 Felkällor och avsteg från standarden	41
7.3 Lakvattenanalys med ICP	41
7.4 Totalhaltsanalys med XRF-teknik och/eller ICP-analys	42
7.5 Kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ.....	43
8. Resultat.....	45
8.1 Perkolationstest enligt SS-EN 14405	45

8.2 Tvåstegs skaktest	47
8.2.1 Koncentrationer och utlakade mängder i lakningssteg 1	47
8.2.2 Koncentrationer och utlakade mängder i lakningssteg 2	49
8.3 Totalhaltsanalys	52
8.4 Kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ.....	53
8.4.1 Speciering	53
8.4.2 Mättnadsindex.....	56
9. Resultatjämförelser.....	57
9.1 Utvärdering av valda lakningsmetoder mot varandra.....	57
9.1.1 Koppar.....	57
9.1.2 Nickel.....	59
9.1.3 Bly.....	60
9.1.4 Zink	62
9.2 Utvärdering av lakningsresultat mot valda bedömningsgrunder	63
9.2.1 Utlakning.....	64
9.2.2 Totalhalter	65
10. Diskussion och slutsatser	67
10.1 Sammanlagd bedömning	67
10.2 Metoderna	68
10.3 Lakningskurvornas utseende	68
10.4 Lakningsmiljön.....	70
10.5 Miljöpåverkan.....	70
10.6 Användningsområden.....	72
10.7 Tidigare erfarenheter av användning av metallurgiska slaggar.....	73
11. Felkällor	74
11.1 Laboration.....	74
11.1.1 Rengöring.....	74
11.1.2 Omblandning.....	74
11.2 Analys.....	74
11.2.1 Alkalinitet	74
11.2.2 DOC, Cl, F, SO4-.....	74
11.2.3 Sulfid.....	74
11.2.4 Vissa intressanta metaller	75
11.3 Resultatpresentation.....	75
11.3.1 Medelvärden	75

11.3.2 Linjär regression	75
11.4 Kemisk jämviktsmodellering.....	75
12. Förslag till fortsatt arbete	76
12.1 Potentiell lakbarhet - tillgänglighetstest	76
12.2 XRD-analys	76
13. Referenser.....	77
13.1 Lagtexter	77
13.2 Andra källor	77
13.2 Personligt meddelande.....	79
Bilagor	80
Bilaga A	80
A.1 Kalcium	80
A2. Järn	81
A3. Kalium.....	83
A4. Magnesium.....	84
A5. Natrium	86
A6. Aluminium	87
A7. Arsenik	89
A8. Barium.....	90
A9. Kadmium.....	92
A10. Kobolt.....	93
A11. Mangan.....	95
A12. Molybden	96
A13. Övrigt	97
Bilaga B	101

1 Inledning

Varje år producerar den globala metallindustrin en stor mängd restprodukter. Det rör sig om bland annat olika typer av slagg, avlägsnade oxidiska ytskikt, stoft från rökgasrening och slam från vattenrening. Restprodukterna har ofta ett ekonomiskt värde om de tas omhand på rätt sätt. Till exempel har många metallurgiska slaggar fördelaktiga egenskaper som gör att de kan ersätta jungfruligt brutet material, exempelvis bergkross, vid anläggande av vägar, parkeringsytor och i liknande ändamål. Det finns alltså ekonomiska vinstchanser för företag som aktivt arbetar med sina restprodukter för att slippa avyttra dem på deponier.

I Sverige finns tre deponeringsklasser graderade efter avfallets farlighet. Det finns lagstiftning som ställer krav på lakbarheten hos de avfall som tas emot på olika deponier. Därtill finns riktvärden för avfall som återvinns. Syftet med lagstiftningen är främst att skydda miljön och människors hälsa. Vid återvinning av avfall ligger ansvaret att se till att tillräckliga försiktighetsåtgärder vidtas alltid hos avfallsinnehavaren. En verksamhetsutövare är ansvarig för sitt avfall under hela dess livslängd vilket innebär att ansvaret kvarstår även om avfallet används i en vägkonstruktion. Om restprodukternas innehåll av metaller eller andra föroreningar riskerar att hamna i den omgivande miljön är det inte lämpligt att nyttiggöra dem i konstruktioner och anläggningsändamål. Om användandet leder till att ett markområde blir förorenat kan det därtill leda till grova sanktioner för den som förorenar (Naturvårdsverket, 2010).

Många industrier ger upphov till avfall vars lakbarhet av ett eller flera ämnen överstiger de gränsvärden som satts som mottagningskriterier för deponier för farligt avfall. För dessa avfall finns inget annat alternativ än att de måste behandlas innan de används eller deponeras. Det finns skraddarsydda industriella processer som kan utvinna och tillvarata värdet i den metall som ställer till problem i ett avfall. I sin tur kan sådana processer ge upphov till restprodukter som är så lakstabila att de kanske kan användas för anläggningsändamål. Denna idé bygger plasmateknikföretaget ScanArc Plasma Technologies AB (hädanefter kallat ScanArc) sin verksamhet på.

ScanArc utvecklar metallurgiska processer vars huvudsyfte är att utvinna metaller ur industriellt avfall. Processen som är aktuell i detta projekt kallas ArcFume och går förenklat ut på att avfallet smälts med hög energi så att lättflyktiga metaller kan avskiljas genom att de ångar av från det smälta avfallet. Företaget har en pilotanläggning inne på Ovakos industriområde i Hofors i västra Gästrikland där man genomför kampanjer i tillräckligt stor skala för att visa för sina kunder hur mycket värdefull metall som går att utvinna vid nedsmältning av just deras avfall. Om kunden blir nöjd och väljer att investera i företagets teknik får den en fullskalig anläggning levererad och hopbyggd.

Metallerna av intresse utgör dock bara några få procent, promille eller rent av miljondelar, av det nedsmälta avfallsmaterialets torrsvikt. Det innebär att den största andelen av det som kommer ut ur en ArcFume-process ändå utgörs av en slagg. Det som studeras i detta projekt är denna slaggs miljömässiga egenskaper. Då arbetet med restprodukter är en så stor del av ett företags verksamhet ger det en konkurrensfördel för ScanArc gentemot andra företag om slaggen från deras processer är lakstabil. Det ökar chanserna kunder väljer deras teknik före andras.

I detta projekt studeras två olika slaggar från ArcFume-processer. Den ena kallas CLP och har uppkommit efter nedsmältning av en lakrest från zinkframställning. Den andra genereras av

avfall från ett företag som heter Metallo vars verksamhet går ut på att återvinna kopparhaltigt material. Båda slaggerna har skickats till ALS laboratorium i Luleå för totalhaltbestämning och standardiserat laktest i kolonn. Därtill görs överensstämmelseprovtagning genom skaklakning. Resultaten för de båda lakningsmetoderna utvärderas mot varandra och mot valda bedömningsgrunder med avseende på de metaller som anses kunna orsaka störst skada på människor och miljö. De metaller som utvärderas i projektet är därför arsenik, bly, koppar, kadmium, kvicksilver, krom, nickel och zink. De bedömningsgrunder som valts för halter och utlakade mängder är Naturvårdsverkets mottagningskriterier på deponier för inert avfall samt riktvärdena i den vägledande rapporten ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”. Därtill utvärderas resultatet från kolonnlakningen med kemisk jämviktsmodellering i Visual Minteq med avseende på zink, koppar och bly.

1.2 Syfte

En del i projektet var att utvärdera resultaten från den standardiserade lakningen i kolonn som utförts på ackrediterat laboratorium. Denna utvärdering syftade till att kartlägga materialens lakningsbenägenhet och därmed potentiella miljöpåverkande egenskaper. Resultaten från kolonnförsöken kunde användas för att bestämma deponiklass samt föreslå den sexsiffriga avfallskod som materialet skulle kunna tilldelas vid deponering.

En annan del i projektet var att utvärdera en alternativ metod för överensstämmelseprovtagning av avfallet som företaget skall kunna utföra själv. Metoden skulle vara så lik ett standardiserat tvåstegslaktest som möjligt men utföras utifrån tillgängliga förutsättningar. För att utföra detta köptes skakbord och filtreringsutrustning in och försök gjordes med båda materialen. Lakvatten skickades till samma laboratorium för analys.

Resultaten från laktesterna i kolonn användes även för att göra en kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ i syfte att kartlägga vilka mekanismer som styr utlakningen av koppar, bly och zink från slaggen.

Den litteraturstudie som gjordes i projektet syftade till att studera och förstå restproduktslagstiftningen samt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att förstå hur ett riktvärde tas fram och vad som styr. Utifrån gällande lagstiftning och vägledande rapporter utvärderades slaggernas lakningsegenskaper och metallinnehåll för att få en uppfattning om deras lämplighet för användning i olika tillämpningar. Därtill listas några tänkbara användningsområden för slagg och vilka egenskapskrav de ställer för att lägga grunden för fortsatta studier av bland annat geotekniska egenskaper.

1.3 Frågeställningar

- Vilket metallinnehåll och vilka lakningsegenskaper har slaggen?
- Vilka mekanismer styr utlakningen av zink, koppar och bly från slaggen?
- Vilken lagstiftning gäller när slaggen återvinns i olika tillämpningar?
- Vilka potentiella användningsområden kan finnas?
- Vilka kvalitetskrav ställer det på slaggen?

1.4 Hypotes

Då laktester tar lång tid att få svar på arbetas utifrån hypotesen att slaggen inte lakar några metallföreningar och att den därmed har potentiella användningsområden. Slaggen antas endast innehålla, och riskera att laka, metallföreningar varför ingen utredning utöver DOC görs för organiska föreningar.

En annan arbetshypotes är att slaggen i detta projekt är ett avfall, se kap 4 om restproduktslagstiftning. ScanArc är ägare av den förhållandevis lilla mängd slagg som genererats i deras anläggning. Om potentiella användningsområden finns för slagg som ägs av ScanArc kommer den att återvinnas som ett avfall. De företag som köper anläggningar i fullskala och senare genererar större slaggmängder kan komma att produktklassa sin slagg och då blir andra regelverk tillämpliga.

1.5 Avgränsningar

- * Endast miljömässiga egenskaper hos slaggen utreds för att avgöra vilka potentiella användningsområden som finns.
- * De krav som ställs på ett material som är tänkt att användas i en viss tillämpning utreds och listas men inga laborativa undersökningar av geotekniska egenskaper görs i detta projekt. När lakbarheten är avgjord får vidare studier visa på slaggens hållbarhet.
- * Endast slagg från en körning med respektive material undersöks och utvärderas. Det är inte säkert att det är den slutgiltiga sammansättningen hos materialet.

2 Teori

2.1 Grundläggande metallurgi

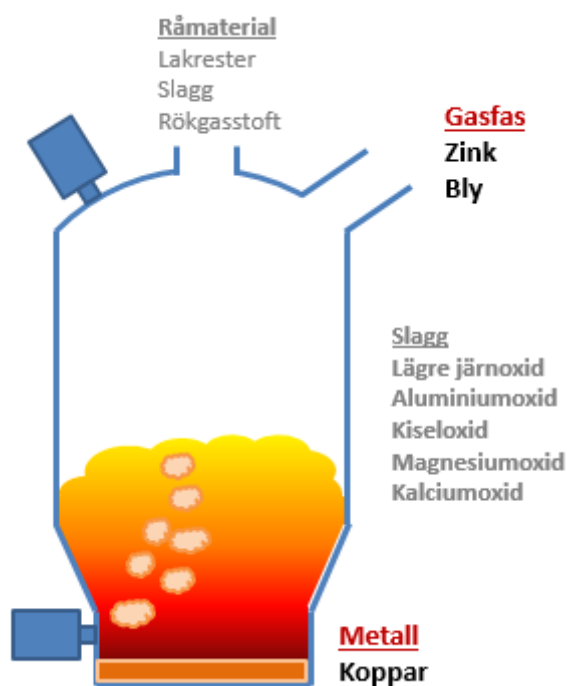
Många typer av industriavfall som exempelvis slagger, stålverkssoft och lakrester består till stor del av oxidiskt material, dvs olika föreningar av metaller och syre. En oxid- eller sulfidbunden form är det naturliga tillståndet för de flesta metaller såsom järn och zink som i naturen förekommer som malm. Metallurgin är läran om framställning av metaller ur Metalloxider och bygger på två vetenskapliga discipliner, termodynamik och kinetik. Termodynamiken behandlar kemiska jämvikter mellan olika element medan kinetiken talar om med vilken hastighet reaktionerna sker. I och med att de flesta metallföremål som läggs oskyddade i naturen rostar, dvs oxideras av luftens syre, är det tydligt att det är åt det hållet den kemiska reaktionen spontant vill gå. För att omvänt skapa metall av en Metalloxid krävs att de omgivande förutsättningarna ändras (Swartling pers. medd. 2014).

Metaller kan frigöras från sina respektive oxider genom kemisk reduktion och processerna delas upp i kategorierna pyrometallurgi och hydrometallurgi beroende på arbetssättet. Vid pyrometallurgi utnyttjas hög temperatur och ett underskott på syre, vilket uppnås genom att materialet smälts och att man åstadkommer en ofullständig förbränning av kolhaltigt bränsle. Den ofullständiga förbränningen ger tillgång på kol i form av kolmonoxid som i sin tur kan agera som reduktionsmedel. Produkter av reaktionen blir metall och koldioxid. Vid hydrometallurgiska processer upplöses malmineralen i vätska genom lakning med exempelvis svavelsyra. Metallen utfälls sedan genom elektrolys eller annan form av kemisk utfällning (Nationalencyklopedin 2014d).

Olika metaller är olika lättoxiderade, och därmed är också olika Metalloxider olika lättreducerade. Ädla metaller som guld och silver bildar ogärna oxider, medan alkaliska metaller som kalcium och litium snabbt bildar oxider som är så stabila att ämnena knappast har någon annan förekomstform. Däremellan finns metaller som koppar, järn, zink och bly vars oxider lättare reduceras till ren metall (Swartling, pers. medd. 2014).

2.2 ArcFume

En avgörande frågeställning vid återvinning av metaller ur ett oxidiskt material är vilka beståndsdelar som kan bilda metaller och vilka som kommer stanna i oxidisk form och således bilda slagg. Av de metaller som kan reduceras kommer vissa att vara tyngre än slaggen och sjunka till botten medan andra, bildar en gasfas som kan avdunsta från slaggbadet. Metoden kallas ArcFume (figur 1) och kan användas för att smälta och reducera många olika typer av råmaterial då begränsningarna vad gäller kemisk sammansättning och partikelstorlek är få.



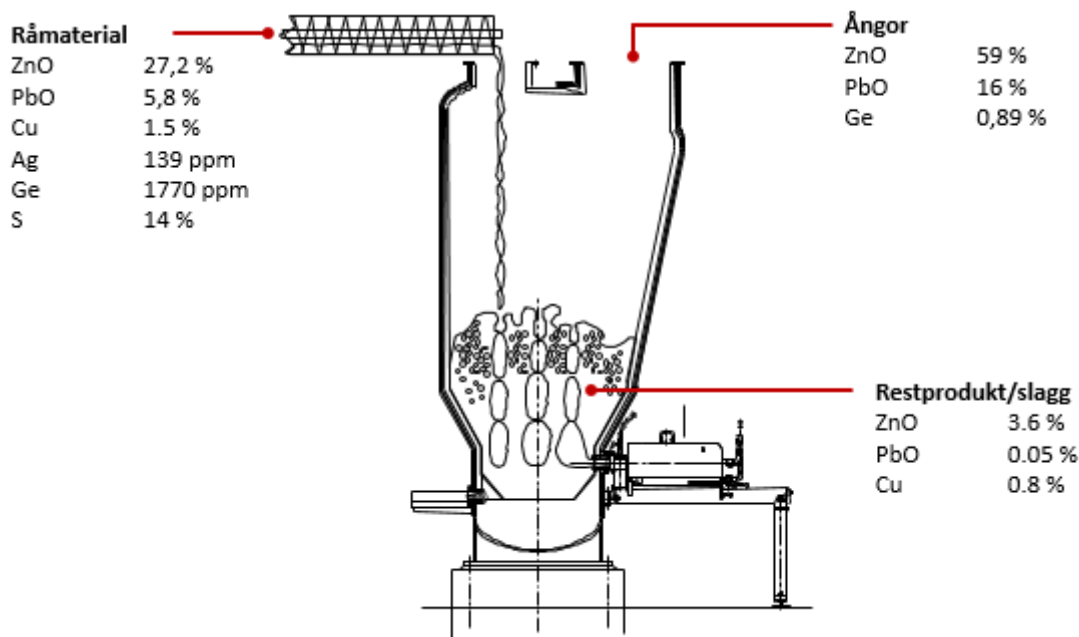
Figur 1: Principskiss över en behandling av metallhaltigt avfall med ArcFume

Processen inleds med att ugnen värms upp och en startslaggs smälts för att skapa ett turbulent slaggbad. Turbulensen uppkommer av att en gas som värmts upp med en plasmagenerator (se avsnitt 2.3) leds in i ugnen och skapar bubblor som rör om slaggen. Som startslaggs används med fördel ett material vars sammansättning matchar det som ska smältas, till exempel den slaggs som blivit slutprodukt av en tidigare smältning av samma material.

Till slaggbadet tillsätts sedan en förbestämd blandning av råmaterial, slaggbildare vars syfte är att skapa ny slaggs av det smälta avfallet samt kolhaltigt material för att reduktionsreaktionerna ska ske. Tillsatsen av blandningen sker direkt ner i ugnen med ett kontinuerligt flöde. När råmaterialet har smält och bubblar runt i slaggbadet kommer det att komma i kontakt med reduktionsmedlet som oftast utgörs av kol eller koks. Kolet får Metalloxiderna att omvandlas till flytande metall. Hur mycket Metalloxid som kan reduceras beror alltså på tillgången på kol (Heegaard & Imris, 2014).

Två element som kan förångas och uppnå en hög återvinningsgrad med ArcFume-tekniken är zink och bly. För att reducera dessa metaller krävs att alla oxider med lägre syreaffinitet, dvs de som mest ogärna förekommer i oxidform, reducerats först. Om råmaterialet innehåller oxider av exempelvis koppar- eller nickel kommer dessa att reduceras först. Tillsammans med metalliska former av silver eller guld kommer de att vara tyngre än slaggen och sjunka till botten i smältan. Järnoxiden, som till största delen är på formen Fe_2O_3 kommer också den att reduceras före zink och bly. Produkten blir en lägre järnoxid, på formen FeO , som kommer att fortsätta finnas i slaggen (Swartling, pers med 2014).

När zink- och blyoxiderna sedan reduceras övergår de först till flytande metall i smältan, men i kontakt med den varma gasen förångas de och bubblar upp till ytan för att sedan avdunsta med avgaserna. Zink- och blyångorna kommer sedan vid kontakt med luftens syre att åter oxideras till små partiklar av oxiddamm vilka kan fångas upp i ett filter och avskiljas (figur 2).



Figur 2: Flödesschema ArcFume.

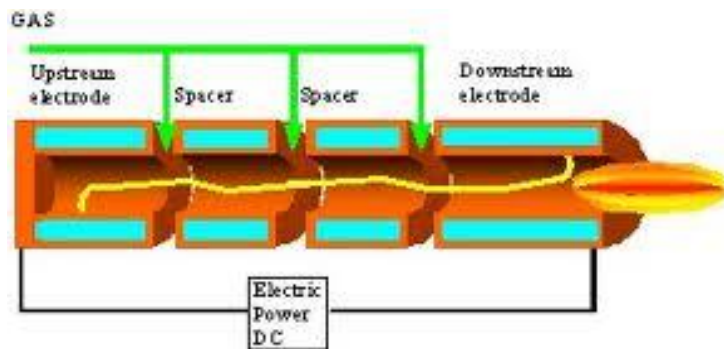
2.3 Plasmateknik

Plasmatekniken bygger på den enkla fysikaliska principen att materia ändrar sitt tillstånd när energi tillförs. Fast material blir flytande och flytande blir gas. Om ännu mer energi tillförs till en gas kommer den till slut att joniseras och övergå till energirik plasma. Plasmastadiet upptäcktes första gången 1928, men är inget ovanligt fenomen i universum. Av den synliga materien i rymden är 99 % i plasmastadiet och på jorden kan det ses naturligt i form av blixnar och som norr-/sydsken vid polerna (plasmatre.at.com).

I de reduktionsreaktioner som krävs för att utvinna metall ur Metalloxid bidrar plasmageneratoren med en viktig fördel. Vid förbränning av kolhaltigt material är det svårt att uppnå både en hög temperatur och en ofullständig förbränning. För att få värme ur en förbränningsreaktion krävs fullständig förbränning, men med en plasmagenerator är temperaturen inte beroende av förbränningsgraden (Swartling, pers. medd. 2014).

En plasmagenerator är en enhet som omvandlar elektrisk energi till värmeenergi enligt figur 3 (ScanArc u.å2). Den består av rörformade kopparelektrosegment som isolerats från varandra. När en elektrisk spänning skapas mellan elektroderna bildas en ljusbåge, ett plasma, däremellan. Ljusbågen fungerar som ett värmeelement som, då det är en joniserad gas, inte kan smälta eller förstöras. Detta ger en fördel gentemot värmeelement av fast material och möjliggör mycket högre temperaturer (DuTemp, 2014).

Ljusbågen har en temperatur av 15000 grader vilket är mycket varmare än solens yta. Gasen som ska värmas upp av plasmat tillsätts tangentiellt mellan elektrodsegmenten med mycket hög hastighet vilket ger upphov till en virvlande rörelse som stabiliserar ljusbågen. Värmeenergin som gasen får kan utnyttjas för uppvärmning, förgasning och kemiska reaktioner, som äger rum i en ugn framför plasmageneratoren. Plasmageneratorer är mycket energieffektiva då 85-90 % av den elektriska energi som tillförs omvandlas till värmeenergi (ScanArc u.å2).



Figur 3: Plasmagenerator i genomskärning

2.4 Lakning och laktester

Lakning är en metod att frigöra vissa beståndsdelar ur ett material genom att behandla det med ett lösningsmedel. Processen kallas även extraktion och uppkommer av att vissa av materialets beståndsdelar är mer lösliga i extraktionsmedlet än andra. Utlakningsförloppet och koncentrationen av metaller i laklösningen styrs av mineraljämvikter mellan det fasta materialet och lakvattnet eller genom att det bildas en koncentrationsgradient som driver mineralet att gå i lösning.

Utlakningsförloppet och spridningen av ett visst ämne regleras av flera olika faktorer. Det första som påverkar är totalhalten, det vill säga hur mycket av det aktuella ämnet som finns i materialet. En annan viktig faktor är tillgängligheten av metallen, det vill säga om den finns i mineralfaser som är lösliga eller om den sitter hårt bunden i mineral som inte löser upp sig. I regel har ämnets bindning till mineralet större betydelse för utlakningen än vad totalhalten har. Vattenomsättningen och vattnets egenskaper påverkar också utlakningen. Om mycket vatten kommer i kontakt med materialet och om det dessutom har ett lågt pH kommer risken för utlakning att öka. Spridningen av ett utlakat ämne påverkas i sin tur bland annat av den omgivande markens hydrauliska konduktivitet och sammansättning samt hur lång transportvägen till grundvattenytan är (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Syftet med ett laktest är generellt att identifiera ett materials benägenhet att släppa ifrån sig lösliga beståndsdelar vid kontakt med vatten. Laktester kan göras statiska eller dynamiska. Ett statiskt laktest, exempelvis ett skaktest, innebär att en viss mängd material får vara i kontakt med en viss mängd vatten under en viss tid utan att vattnet byts ut. Vid ett dynamiskt laktest, exempelvis ett perkolationstest, förnyas lakvätskan hela tiden för att hela tiden skapa nya jämvikter (Naturvårdsverket 2002).

Laktester görs för att miljöbedöma avfallsmaterial som ska deponeras, återvinnas eller efterbehandlas. Lakbarheten hos ett material kan bidra med en potentiell miljörisk varför gränsvärden som styr hur mycket föroreningar materialet får släppa ifrån sig har tagits fram. Lakningsprocessens komplexitet gör att förenklingar måste göras, och också att alla aspekter inte kan beskrivas i samma standard. Därför finns ett flertal olika testmetoder framtagna som beskriver lakbarheten på kort och lång sikt (Naturvårdsverket 2002).

3. Slaggernas ursprung och innehåll

De två slagger som studeras i detta projekt är restprodukter från två väldigt olika metallproduktionskedjor. Den ena slaggen härstammar från zinktillverkning av jungfruligt malmmaterial, den andra kommer från återvinning av kopparmaterial.

3.1 Zinktillverkaren Nyrstar

I Höyanger i Norge finns en anläggning med teknik som ScanArc levererat. Den ägs numera av den multinationella zinkjätten Nyrstar. Företaget bedriver sin zinktillverkning på två andra ställen, dels i Budel i Nederländerna och dels i Clarksville i USA. Båda dessa tillverkningsanläggningar ger upphov till samma produkter, men genererar också samma avfallsproblem. När zinken renas genom lakning fälls oönskade metaller ut i lakvätskan. Lakvätskan kan sedan avvattnas och pressas samman till en filterkaka med högt metallinnehåll, en så kallad lakrest. Problemet är att halterna av vissa metaller i lakresten, däribland zink, överskrider gränsvärden för deponering. För att rädda delar av sin verksamhet köpte Nyrstar anläggningen i Höyanger dit man nu skickar lakresterna från Clarksville och från Budel för omsmältning. Målet är att kunna utvinna de metaller som orsakar problem i lakresten och åstadkomma en slagg som är så lakstabil att den kan användas som råmaterial i olika tillämpningar.

3.1.1 Zinkproduktion

Zink framställs primärt med malmineral som råvarukälla där järnhaltig zinksulfid, ZnS, är det vanligaste. Malmen innehåller ursprungligen vanligtvis endast ett par procent zink varför framställningsprocessen inleds med att malmen anrikas. Syftet med anrikningen är att höja koncentrationen av zink genom att avlägsna andra oönskade mineral och metaller. För att anrikning ska vara möjlig krävs att mineralkornen är finkrossade och separerade från varandra i så hög grad att man kan dra nytta av egenskapsskillnader mellan metallerna (Nationalencyklopedin 2014a).

Flotation är en process där ytkemiska egenskapsskillnader mellan olika metaller utnyttjas. De malda mineralkornen blandas med vatten till en slurry ur vilken hydrofoba partiklar sedan kan separeras från hydrofila. Zinkpartiklarna som önskas separeras görs hydrofoba genom inblandning av en surfaktant som verkar vattenavstötande samtidigt som den väter den aktuella metallen. Genom att blåsa in luftbubblor i slurryn fångas de vattenavstötande zinkpartiklarna upp och dras med till ytan där de kan avskiljas. Resultatet blir ett ca 50-procentigt metallkoncentrat kallat zinkslig (Wikipedia).

Zinkmetallen framställs sedan hydrometallurgiskt genom så kallad RLE (Rostning-Lakning-Elektrovinning) enligt figur 4 (Boliden u.å). Det första steget, rostning, görs för att omvandla zinksulfiden till zinkoxid. Oavsett om zinkmetallen ska framställas genom hydrometallurgi eller pyrometallurgi krävs ett oxidiskt råmaterial. Det beror på att zinkoxid både är lättare att laka och lättare att reducera med kol. Zinksligen rostas därför i ett smältverk varvid ZnO bildas enligt formel (1).



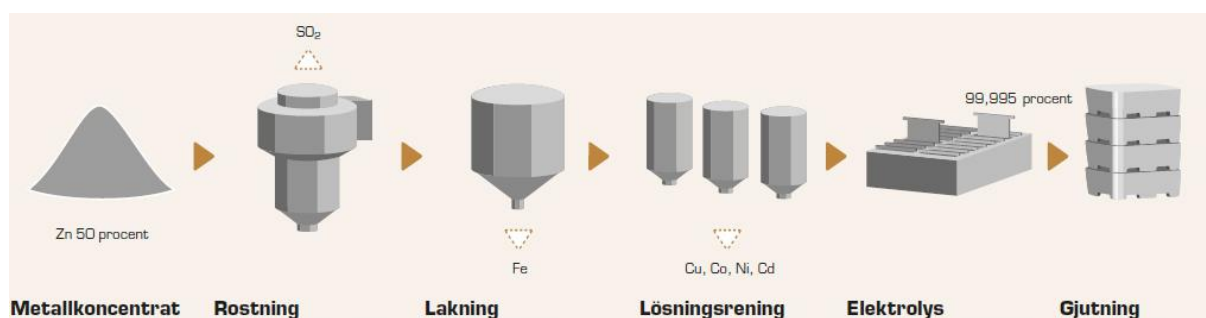
Av svaveldioxiden som bildas vid reaktionen kan svavelsyra utvinnas och sedan användas för att laka den rostade sligen. Ofta måste lakningen ske i två steg för att även lösa upp den andel järn som sligen innehåller. Lakningens första steg sker enligt formel (2).



Resultatet blir en zinksulfatlösning med små mängder orenheter i. Ur laktlösningen avlägsnas först järnet med järnfällning och separation samt filtrering av fällningsprodukten. Zinksulfatlösningen går sedan vidare till rening. Eftersom de flesta föroreningsselementen i lösningen är ädlare än zink kan de avlägsnas genom cementering. Det innebär att ett metalliskt zinkpulver sätts till lösningen så att fällningsreaktioner sker enligt formel (3).



De utfällda metallerna kan sedan avlägsnas genom filtrering och utvinns som värdefulla restprodukter. I de fall laktlösningen innehåller mycket kalcium görs även en gipsfällning före elektrolyssteget för att fälla ut kalciumsulfat. Zinken utvinns sedan genom elektrolys mellan inerta anoder av bly och katoder av högren aluminiumplåt. Anoder och katoder placeras efter varandra i en elektrolytcell där varannan plåt är anod och varannan är katod. På katodplåtarna fälls zinken ut och kan skalas av i sammanhängande sjok vilka sedan smälts i ugn och guts till block (Andersson & Sjökvist, 2002).



Figur 4: Zinkframställningsprocessens olika steg.

3.1.2 Clarksville Leach Product

Zinksmältverket i Clarksville, Tennessee, som ägs av Nyrstar är den enda primära zinkproducenten i USA. Anläggningen har en årlig kapacitet på 122 000 ton och producerar zink enligt den process som beskrivits ovan. Ett generellt problem vid alla typer av metallframställning är att alla de metoder som används, både vid bearbetning och koncentrerings, är väldigt specifika och optimerade för den önskade metallen. Att framställa zink med långt över 99,9 % renhet innebär att andra ämnen som ursprungligen fanns i malmen blir kvar i lakrester och andra avfallsströmmar i ungefär ursprungliga halter.

Genom olika reningssteg och processer producerar zinkfabriken i Clarksville utöver zink även metallisk kadmium, svavelsyra, kopparsulfat, syntetiskt gips och germaniumkoncentrat. Den återstående lakresten, som innehåller för anläggningen ej utvinningsbara metallhalter, kallas CLP (Clarksville Leach Product) och utgör ett avfallsproblem. Lakresten avvattas, pressas samman och torkas till ett pulver vars sammansättning ses i tabell 1. Detta pulver sänds alltså till Höyanger där det smälts om i förhoppningen att kunna utvinna metallerna och samtidigt åstadkomma en lakstabil slagg med en zinkoxidhalt under 2,0 %.

Tabell 1: Sammansättning av CLP före behandling (Heegaard & Imris 2014)

%							ppm			
CaO	Cu	Fe ₂ O ₃	PbO	ZnO	SiO ₂	SO ₃	Ge	Ag	In	As
9,73	1,57	15,1	5,81	27,3	10,7	34,9	1767,8	139	40,7	187,3

3.2 Koppar- och Metallåtervinningsföretaget Metallo

I Beerse i norra Belgien driver multimetallåtervinningsföretaget Metallo en anläggning för återvinning av bland annat kopparavfall. Man processar sekundära råmaterial för framställning av icke-järn-metaller där koppar är den främsta, men framställning sker även av tenn, bly och nickel. Metaller är obegränsat återvinningsbara utan att kvaliteten försämras och produktionskedjan kan behandla de mest komplexa sekundära råmaterial och förfina dem till nya metallprodukter som hela tiden kan förse den metallförbrukande industrin med nya material. Som alla metallurgiska processer ger även denna verksamhet upphov till slagg och andra avfallsströmmar.

3.2.1 Produktionsprocessen

Verksamheten i Metallos anläggning i Belgien är baserad på pyrometallurgiska processer som klarar att smälta ned och behandla både metalliska och oxidiska råmaterial. Råmaterial kan komma direkt från metallåterförsäljare, från avfallsbehandlingsanläggningar eller direkt från industrin. En årlig återvinning av 350 000 ton kopparrör, wires, plåtar, elmotorer, elektriska och elektroniska komponenter samt olika former av kopparbelagda föremål producerar på nytt säljbara metaller.

Produktionskedjan sker i fyra steg och inleds med att råmaterialet smälts ned och behandlas genom reduktion. Smältningssteget kan behandla alla typer av råmaterial med ett relativt lågt innehåll av koppar, tenn eller bly. Processen ger upphov till ett material kallat ”black copper” som fortfarande är ett orent material med en kopparhalt kring 80 %, men också till en järnoxid-slagg. Eventuellt innehåll av zink avlägsnas i processen då det ångar av och fångas upp i rökgasfilter. Andra metallkomponenter blir kvar och avlägsnas i nästa steg, konvertersteget (Metallo, u.å).

Med konvertering menas generellt en process där oönskade komponenter avlägsnas genom oxidation. Konverteringssteget syftar här till att järn ska övergå till järnoxid och således förslaggas, samtidigt som svavel ska oxideras. I detta fall används naturgas och syre och kopparen kan separeras från de flesta andra metallkomponenter förutom nickel och ädelmetaller. Resultatet blir s.k blisterkoppar med ca 99 % kopparinnehåll. Slaggen som genereras i konverteringssteget processas vidare för att separera och utvinna bly och tenn. Detta sker genom destillation där blyinnehållet förångas och avdunstar från tennfasen (Metallo, u.å).

Slutsteget är att avlägsna ädelmetallerna från kopparen. Detta görs med elektrolys genom att orena (99,4-99,8 % Cu) kopparanoder löses upp i en sur elektrolytvätska av kopparsulfat, svavelsyra och vatten. Den lösta kopparen kan sedan fällas ut på högre katoder (99,999 % Cu). Ädla metaller i anodkopparen, exempelvis guld och silver, löser sig inte i syran och kommer att samlas som ett slam i botten på elektrolytcellen (Andersson & Sjökvist, 2002).

3.2.2 Metallo-slaggen

Det råmaterial som ger upphov till slaggen som är aktuell i detta projekt är också en slagg. Den kommer från konvertering i en TBRC-konverter och har ett innehåll av koppar och zink som gör att den i dagsläget måste deponeras. Slaggen som Metallo vill behandla för att utvinna metaller har från början den sammansättning som listas i tabell 2

Tabell 2: Sammansättning av råmaterialet som efter behandling gett upphov till Metallo-slaggen

%									
Cu	Pb	Fe	Zn	Cr	As	Cd	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃
0,85	0,62	47,2	7,23	0,84	0,03	0,007	21,7	2,52	4,32

3.3 Utlakningsbara metallers förekomst och toxikologi.

De råmaterial som processats och gett upphov till slaggerna som studeras i detta projekt innehöll förutom koppar, bly och zink en del värdefulla och utvinningsbara spårmetaller. Till dessa spårmetaller hör exempelvis indium och germanium vars förekomst är mycket liten, men utvinnandet är viktigt ur såväl ett ekonomiskt som ett resurseffektivt hänseende. Metallerna förekommer i mycket sparsam mängd i jordskorpan, men har viktiga användningsområden inom exempelvis bildskärmsindustrin. För att kunna behålla dagens tekniska utvecklingstakt är det viktigt att dessa metaller återvinns och utnyttjas om och om igen.

Förekomsten av dessa metaller har inte blivit analyserad vare sig i slaggen eller i lakvattnet varför de inte kommer att behandlas vidare i detta projekt. Materialen hade dock ett innehåll av tungmetaller som utan återvinningsprocessen skulle kunna orsaka skada på människa och miljö. Nedan följer en redogörelse av några metaller med potentiell miljö- och hälsorisk.

3.3.1 Zink

Förekomst och användningsområden

Zink är den metall som näst järn och stål samt koppar och aluminium är störst på världsmarknaden. Den i särklass största användningen av zink är för ytbeläggning av stål i korrosionsskyddande syfte. Över 50 olika zinkmineral är kända, men den ekonomiskt viktigaste är zinkblände vilken utgörs av järnhaltig zinksulfid, ZnS. Zinkblände uppträder ofta tillsammans med andra sulfidmineral såsom blyglans, PbS, men innehåller ofta även utvinningsbara halter av exempelvis silver, guld, koppar, germanium och indium (Nationalencyklopedin 2014f).

Toxikologi och miljö

Zink är ett essentiellt ämne för växter och djur och en vuxen människa rekommenderas få i sig 15mg zink per dag. Zink ingår i ungefär 300 enzymer och hormoner som styr en mängd olika funktioner i kroppen. Zink finns i alla celler men koncentrationen är som högst i bl.a. ögon, hår och naglar. Zink har generellt en låg toxisk effekt på däggdjur men sötvattenlevande organismer kan påverkas negativt av förhöjda zinkhalter. Zinkoxiddamm som uppstår vid exempelvis svetsning kan verka irriterande på andningsorganen och kan förorsaka zinkfrossa vilket är ett tillstånd av illamående och trötthet som kan uppstå efter inandning av rök eller ånga från smält metall. Det hygieniska gränsvärdet för zinkoxid i luft är 5mg/m³ (Nationalencyklopedin 2014f).

Oxidationstillståndet för zink är (II) och enkla zinksalter som exempelvis sulfat och nitrat är lösliga i vatten. Zinkjoner bildar relativt starka komplex med lösta humusämnen (DOC), vilket i regel är den dominerande formen vid högt pH (>6). Vid låga pH-värden dominerar den fria jonformen Zn²⁺ vars löslighet ökar starkt med sjunkande pH. Vid högre pH-värden komplexbinder zink till markens organiska material och till liten del även till järn- och manganoxider. Zn²⁺ kan även förekomma elektrostarkt adsorberad till organiskt material och ler (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.3.2 Koppar

Förekomst och användningsområden

Koppar förekommer i naturen till 90 % som olika sulfidmineral där de vanligaste är kopparglans, Cu_2S , kopparkis CuFeS_2 , samt bornit Cu_5FeS_4 . Utöver sulfidmineralen utgörs 9 % av den totala kopparförekomsten av olika typer av oxidiska mineral och den sista procenten är gedigen metallisk koppar (Nationalencyklopedin 2014c).

Framställning av primär koppar sker främst ur sulfidiska malmmineral, men en betydande andel av koppartillverkningen är sekundär och sker genom återvinning av uttjänt kopparskrot. Ungefär hälften av all producerad koppar används till elledare, främst i form av tråd och kablar. I stort sett all tråd för hushållssamt ledare i elmotorer och generatorer är av koppar tack vare materialets goda ledningsförmåga i kombination med hög hållfasthet och lätthet att foga samman genom lödning (Nationalencyklopedin 2014c).

Andra vanliga slutprodukter är kopparrör, stänger och plåtar. Kopparrör används till både vatten- och värmedistribution och har konkurrensfördelar gentemot andra material som exempelvis rostfritt stål. Produkter i kopparlegeringar, exempelvis mässing och brons, tillverkas till största delen genom kopparskrotåtervinning och används främst för olika rörkopplingar men är även vanligt förekommande i inredningsdetaljer. Mynt är ytterligare ett gammalt användningsområde för koppar och dagens svenska tiokronorsmynt tillverkas av en guldfärgad kopparlegering (Nationalencyklopedin 2014c).

Toxikologi och Miljö

Koppar är ett essentiellt mikronäringsämne för alla levande organismer och ingår i människan i en rad olika enzymer. Koppar finns i blodplasman, både löst och fast bundet till enzymer som bildar röda blodkroppar. I vävnader finns koppar främst i lever och i hjärnan. Såväl kopparförgiftning som kopparbrist är ovanliga tillstånd hos människan men kan förekomma i sällsynta fall. Om stora mängder koppar tillförs en människa kan det ge en akut förgiftning, men kronisk förgiftning är mycket ovanligt då upptaget av koppar från tarmen vanligen är lågt. Hos individer med nedsatt tarmfunktion och således ett ännu sämre upptag kan bristsymptom uppstå (Nationalencyklopedin 2014c).

I vattenlösningar förekommer koppar oftast som fria tvåvärda joner, Cu^{2+} , eller som komplex bundna till DOC. Komplexformen är i regel starkt dominerande över den fria jonformen. I marken binder koppar starkt till organiskt material, men även till järn- och aluminiumoxider. I reducerande förhållanden kan koppar bilda svårslösliga sulfidföreningar. I oxiderande miljö och vid hög kopparkoncentration, exempelvis på koppartak, kan ett grönt mineral vid namn malakit falla ut (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.3.3 Bly

Förekomst och användningsområden

Bly förekommer i naturen som malm, ofta med inneslutningar av andra metaller som zink, koppar, guld och silver. Den viktigaste och helt dominerande blymalmen är blysulfid, PbS , som även kallas blyglans. I mindre skala bryts även blysulfat (PbSO_4) och blykarbonat (PbCO_3) som båda är vittringsprodukter av blyglans. För att utvinna metallisk bly krossas och anrikas malmmineralen innan de reduceras i ett smältverk (Nationalencyklopedin 2014b).

Världens totala blyresurser uppskattas till 1,5 miljarder ton och gör bly till nummer 36 bland de vanligaste grundämnena i jordskorpan. En ökad återvinningsgrad har sedan 1950-talet gjort att

produktionstakten av primärt bly har ökat måttligt i jämförelse med andra stora metaller. Den totala blyproduktionen år 2009 var ca 8,7 miljoner ton varav ca 55 % kom från återvunnet blyskrot. Bly har sitt främsta användningsområde inom fordonsindustrin då det är en huvudkomponent i bilbatterier och andra industriackumulatorer (Nationalencyklopedin 2014b). Då ett bilbatteri innehåller ca 9 kilo bly förstås att en stor andel av världens totala blyproduktion går till de 60 miljoner bilar som årligen produceras runt om i världen. I de snabbt befolkningsväxande asiatiska länderna har även ett ökat intresse för eldrivna cyklar skapat ett ökat behov av bly till batterier. Idag finns 120 miljoner elcyklar och mopeder bara i Kina, men med den industriella tillväxten både där och i andra asiatiska länder misstänks antalet tredubblas fram till 2016 (Nyrstar u.å)

Toxikologi och miljö

Bly och blyföreningar är giftiga och har ingen positiv biologisk funktion. Giftigheten består i att blyjoner binds till enzymer och stör deras funktion vilket leder till skador på nervsystemet. Det vanligaste upptaget av bly sker via lungorna men vissa förekomstformer kan även tas upp genom huden. Bly transporteras med blodet och anrikas i lever, njurar och mjälte. Hos gravida kan bly överföras via moderkakan till fostrets blod och bland annat störa hjärnans utveckling hos fostret (Nationalencyklopedin, 2014b). Då marknadspriset på bly stadigt ökar har också intresset för illegal blyutvinning ur uttjänta bilbatterier ökat. Detta kan ha lett till att miljontals människor i utvecklingsländer drabbats av blyförgiftning till följd av oprofessionell batteriåtervinning då de andats in giftigt blyoxiddamm. Barn tar större skada av blyföreningar än vuxna och det räcker med ett litet intag av blyförorenad jord för att orsaka hjärnskador hos ett barn (Hansson, 2014).

I reducerande miljöer bildar bly svårslösliga sulfider medan blykarbonat kan falla ut i oxiderande miljöer om pH och blykoncentrationen är hög. I sura jordar kommer bly att komplexbinda hårt till organiskt material, och adsorption till lermineral samt till järn- och manganoxider minskar också rörligheten av bly i marken. I vatten förekommer bly som den fria jonen Pb^{2+} , men i närvaro av löst organiskt material (DOC) kommer den största andelen bly förekomma som lösta komplex. Dessa mekanismer minskar biotillgängligheten för bly i mark- och vattenmiljön (Berggren Kleja m.fl, 2006).

3.3.4 Nickel

Förekomst och användningsområden

Nickel är sällsynt i metallisk form och förekommer i mineral främst tillsammans med järn, koppar och kobolt. Vanligast är sulfider och arsenider, men även oxider och silikatmineral med nickel förekommer. Vid framställning av metallisk nickel står de sulfidiska malmerna för ca 60 % och resterande 40 % har ursprung i oxidiska malmer. Närmare 80 % av världens nickelproduktion går åt till framställning av rostfritt stål. Som legeringsmetall bidrar nickel till att öka stålets korrosionsbeständighet och hållfasthet i ett stort temperaturintervall (Nationalencyklopedin 2014e)

Toxicitet och miljö

Nickel är ett essentiellt mikronäringsämne för vissa organismer då det identifierats som strukturbeståndsdel i ett enzym. I högre koncentrationer är ämnet emellertid toxiskt då det förhindrar upptaget av andra essentiella mineral, exempelvis zink. Hos människor är det vanligt att ämnet orsakar kontaktallergi i form av hudeksem då det reagerar med vissa proteiner. Inandning av nickeldamm kan ge kronisk inflammation i luftvägarna med astmaliknande

symptom samt orsaka deformation av näsans skiljevägg. Det är inte känt att nickel fyller någon näringsfysiologisk roll hos människor eller djur och nickelbrist är inte rapporterad (Nationalencyklopedin 2014e).

I vattenlösning dominerar nickel som fria joner Ni^{2+} samt i komplex med karbonater och med DOC. Nickel är ganska lösligt vid låga pH-värden, men binds starkt i marken vid höga pH-värden. I jord är nickel ofta bundet till järnoxider och till organiskt material. Vid reducerande förhållanden och högt pH kan inbindning även ske till sulfider (Berggren Kleja m.fl., 2006).

3.4 Metallpriser

Att återvinna metaller genom metallurgiska processer kan motiveras med såväl miljömässiga som ekonomiska argument. Miljömässigt kan det innebära att ett avfall som inte ens får deponeras som farligt avfall kan bli ett användbart råmaterial. Ekonomiskt kan det motiveras på två olika vis. För det första är det en vinst för ett företag som ger upphov till ett avfall om detta inte behöver deponeras då deponiavgifterna i regel är höga. Om avfallet blir lakstabil och kan användas i någon tillämpning kan det istället generera intäkter samtidigt som det kan spara naturresurser i form av jungfruligt brutet material. Den andra delen att väga in är att metallerna som kan utvinnas ur avfallet faktiskt har ett ekonomiskt värde som i många fall är stort (tabell 3) Dessa metallpriser var aktuella på världsmarknaden den 22/10-14 (fastmarket.com och London Bullion Market Association) och anges omvandlade till SEK/kg. Enligt gällande för detta datum är en USD värd 7,25 SEK. 1oz motsvarar 28,35g

Tabell 3: Aktuella metallpriser och valuta 2014-10-22

<i>Metall</i>	<i>Pris</i>	<i>Enhet</i>	<i>Pris SEK/kg</i>
Bly	2000	USD/ton	14,5
Germanium	1900	USD/kg	13 775
Guld	1246	USD/oz	318 650
Indium	680	USD/kg	4 930
Koppar	6660	USD/ton	48,3
Silver	17	USD/oz	4 348
Zink	2188	USD/ton	15,9

4. Restproduktslagstiftning

Slaggerna som produceras i ScanArcs försöksanläggning är båda exempel på restprodukter. Definitionen av en restprodukt är ett ämne eller ett föremål som uppkommer genom en produktionsprocess vars huvudsyfte är att producera något annat. Restprodukterna delas upp i underkategorierna biprodukter och avfall beroende på fortsatt hantering och klassningen har betydelse för vilket regelverk som sedan blir tillämpligt.

Biprodukter omfattas av REACH-förordningen (1907/2006/EG) medan avfall lyder under bestämmelserna i miljöbalkens kapitel 15 samt avfallsförordningen (2011:927). Dessa regelverk är tydligt avgränsade mot varandra så att samtidig tillämpning inte är möjlig. Det betyder att så länge ett material omfattas av reglerna om avfall som listas i miljöbalken gäller inte REACH-förordningen för det materialet.

Oavsett om en restprodukt är en biprodukt eller ett avfall gäller de allmänna hänsynsreglerna som listas i kapitel 2 i miljöbalken (1998:808) vid såväl lagring som användning. Det innebär att alla som bedriver en verksamhet eller avser att bedriva en verksamhet ska skaffa sig den kunskap och vidta skyddsåtgärder som krävs för att skydda miljön och människors hälsa mot olägenheter till följd av verksamheten.

I detta projekt antas slaggen som producerats i ScanArcs försöksanläggning vara ett avfall. Det produceras här en så förhållandevis liten mängd av varje slaggtyp att produktregistrering inte anses ekonomiskt eller tidsmässigt hållbar. Däremot är det möjligt att motsvarande slagg som senare produceras av de företag som köper en fullstor anläggning kan komma att produktklassas av det aktuella företaget. Då kan möjligheten finnas för ScanArc att köpa in sig så att den slagg som producerats i försökshallen omfattas av samma registrering. Därför innehåller detta kapitel även ett avsnitt om vad som gäller om slaggen blir en biprodukt.

4.1 Biprodukter

I artikel 5 i EU:s avfallsdirektiv (2008/98/EG) listas de villkor som ska vara uppfyllda för att en restprodukt ska kunna betraktas som en biprodukt.

- *”Det är säkerställt att ämnet eller föremålet kommer att fortsätta användas”.*

Innebörden av villkoret är att innehavaren redan vid tillverkning av den tänkta produkten skall veta att restprodukten kommer att användas.

- *”Ämnet eller föremålet kan användas direkt utan någon annan bearbetning än den bearbetning som är normal i industriell praxis”.*

Med normal industriell praxis avses de operationer som i vanliga fall krävs även om råvaran utgörs av jungfruligt material. Om ett material säljs som ballastmaterial till asfaltstillverkning är det okej att köparen utför de krossnings- och sorteringsoperationer som även skulle varit aktuella om ballastmaterialet utgjorts av bergkross (Pålsson pers. medd. 2014).

- *”Ämnet ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess”.*
- *”Den fortsatta användningen ska vara laglig, vilket innebär att relevanta produkt-, miljö-, och hälsoskyddskrav uppfylls för den specifika användningen så att inga negativa följder för miljön eller människors hälsa uppstår”.*

En konsekvens av att restprodukten uppfyller de tre första punkterna är en produktregistrering efter uppfyllnad av kraven i EU:s förordning om registrering, utvärdering, godkännande och begränsande av kemikalier (1907/2006/EG). En REACH-registrering innebär långtgående tester och är således mer omfattande än en avfallsdeklaration.

4.1.1 REACH

REACH är en EG-förordning som ersätter stora delar av de kemikalierregler som gällde fram till första juni 2007. Beteckningen står för Registration, Evaluation, Authorization and restriction of Chemicals, vilket på svenska översätts till registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier. Att det är en EG-förordning innebär att den är direkt tillämplig i alla medlemsländer utan att först översättas och arbetas in i ländernas egen lagstiftning (Kemikalieinspektionen 2010).

Grundprincipen i REACH-lagstiftningen är att det är tillverkare, importörer och nedströmsanvändare av kemiska produkter som själva ansvarar för att produkter de tillverkar, använder eller gör tillgängliga på marknaden inte är skadliga för människa och miljö. En nedströmsanvändare är någon som använder en kemikalie i sin dagliga verksamhet utan att själv tillverka den, vilket också medför vissa skyldigheter. Såväl tillverkare som importörer av kemiska produkter skall bedöma riskerna med de produkter de sätter på marknaden, samt vilka åtgärder som är nödvändiga för en säker hantering av dessa ämnen (Kemikalieinspektionen 2010).

4.2 Avfall

Avfall definieras enligt miljöbalken (1998:808) 15 kap 1§ som

”varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med, avser eller är skyldig att göra sig av med”.

Ekonomiskt värde, återvinning eller återanvändning spelar inte någon självständig roll utan det är själva bortskaffandet som avgör om ett föremål är att betrakta som ett avfall eller inte. Enligt artikel 2.2 i REACH-förordningen (1907/2006/EG) är avfall inte ett ämne, en vara eller en blandning enligt de definitioner som listas i artikel 3 i samma förordning. Det gör att så länge något omfattas av reglerna för avfall behöver det inte registreras.

4.2.1 Avfallets farlighet

Material som uppfyller kriterierna för avfall ges någon av farlighetsklasserna farligt avfall (FA) eller icke farligt avfall (IFA). I bilaga 1 till avfallsförordningen (SFS 2011:927) listas de egenskaper som gör att avfall ska anses vara farligt avfall.

En av de farliga egenskaperna är ”Giftigt eller mycket giftigt” som innebär att avfallet innehåller ämnen eller preparat som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan orsaka allvarliga kroniska eller akuta hälsorisker eller till och med död. Avfall skall klassificeras som farligt med avseende på denna egenskap om totalkoncentrationen av giftiga ämnen som klassificerats som mycket giftiga överstiger 0,1 viktprocent. Detsamma gäller om koncentrationen av ämnen som klassificeras som giftiga är större än eller lika med 3 viktprocent eller om mängden hälsoskadliga ämnen överstiger 25 viktprocent.

Vid bedömningen av metallers risker för miljön är förekomstformen under användandet inte nödvändigtvis av så stor betydelse. Det beror på att metaller kan ändra förekomstform efter förhållanden i omgivningen, såsom pH och syretillgång. Metaller bryts inte ned och blir därmed kvar i miljön under lång tid, vilket innebär en risk för att de kan utsättas för förändrade

förhållanden. Vid bedömning av risker för miljön blir det således intressant att se till metallen som sådan och inte bara vilken förening den ingår i (SOU 2000:53).

Slaggerna som studerats i detta projekt innehåller metaller i form av främst oxidiska eller sulfidiska metallföreningar. Metaller kan kategoriseras utifrån sin farlighet, och till de allra farligaste hör utfasningsmetallerna bly, kadmium och kvicksilver samt arsenik. Dessa är i sina mest toxiska förekomstformer giftiga redan vid mycket låga koncentrationer. I andra änden av skalan finns de metaller som är vanligast förekommande i naturen såsom järn, magnesium, kalium och kalcium. Dessa är vid normal användning och exponering inte att betrakta som farliga. Däremellan finns en rad metaller med varierande farlighetsgrad (SOU 2000:53).

I Kemikalieinspektionens föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter (KIFS 2005:7) listas bedömningsgrunderna för att avgöra ett ämnes giftighet. Där avgörs giftigheten utifrån resultat av toxicitetstester på en grupp försöksdjur.

I Naturvårdsverkets rapport om metodik för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket, 1999) grupperas de vanligast förekommande metallerna efter farlighet. Av de metaller som är av mest relevans i detta projekt anses där bly och sexvärt krom ha mycket hög farlighet, koppar och nickel har hög farlighet och zink har måttlig farlighet.

Utifrån bilaga 6 till regeringens rapport SOU 2000:53, Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket, 1999) samt Kemikalieinspektionens föreskrift 2005:7 görs den bedömning av metallernas giftighet som listas i tabell 4.

Tabell 4: Metallers giftighet utifrån valda bedömningsgrunder

Mycket giftiga metaller	• Bly • Kviksilver • Kadmium • Arsenik • Sexvärt krom
Giftiga metaller	• Koppar • Nickel • Trevärt krom
Hälsoskadliga metaller	• Zink

4.2.2 Förutsättningar för återvinning av avfall

Vissa typer av avfall kan nyttiggöras i anläggningsändamål eftersom de har egenskaper som gör att de kan ersätta jungfruligt material vid byggnation av exempelvis vägar, parkeringsplatser eller bullervallar. Sådan hantering kan vara att betrakta som ett återvinningsförfarande i stället för ett bortskaffande förutsatt att konstruktionen byggs inom rimlig tid, fyller en funktion och att endast den mängd avfall som behövs för konstruktionens funktion används (Naturvårdsverket, 2010). För avfall görs ingen produktregistrering i REACH som klargör alla miljö- och hälsomässiga egenskaper. I varje enskilt fall där ett avfall återvinns måste en bedömning huruvida användningen är godtagbar eller ej göras. Bedömningen görs av avfallsinnehavaren själv, men verksamheten kan behöva anmälas eller föregås av en tillståndsansökan.

Återvinning av avfall i anläggningsändamål är en miljöfarlig verksamhet som omfattas av kapitel 9 i miljöbalken (1998:808). Detta eftersom det rör sig om utsläpp av fast material som kan innebära risker för människors hälsa och miljön. I 6§ anges att regeringen får meddela föreskrifter om att det ska vara förbjudet att utan anmälan eller tillstånd släppa ut eller lägga upp fast material om det kan innebära att mark, vattenområde eller grundvatten förorenas.

En föreskrift som reglerar utsläpp av fasta material är miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251) där 29 kap 13 och 14§§ handlar om avfall. Där anges att anmälningsplikt råder om föroreningsrisken är att betrakta som endast ringa. Anmälan görs till den myndighet som utövar tillsyn inom det området där återvinningen ska ske, senast sex veckor innan verksamheten påbörjas. I anmälan ges en bakgrund samt en utförlig beskrivning av den tänkta verksamheten. Därefter inväntas ett beslut från tillsynsmyndigheten, som i vanliga fall kommer inom någon vecka. Syftet med anmälan är således att tillsynsmyndigheten i förväg kan ta ställning till om den anmälda verksamheten är miljö- och hälsomässigt godtagbar, om särskilda försiktighetsåtgärder behöver vidtas eller om det behöver meddelas om förbud.

Om föroreningsrisken är att betrakta som mer än ringa skall istället en tillståndsansökan lämnas in till en instans högre än den som utövar den primära tillsynen. Om kommunen är tillsynsmyndighet söks tillstånd hos länsstyrelsen. Om länsstyrelsen har tillsynen söks istället tillståndet i en miljödomstol. En tillståndsansökan är en lång och omfattande rättslig process som slutar i en dom med villkor för den tänkta verksamhetens totala miljöpåverkan. Villkoren kan reglera exempelvis hur mycket avfall som får användas och vilka nivåer av olika föroreningar som får släppas till recipient. För en tillståndspliktig verksamhet skall därför en årlig miljörapport lämnas till tillsynsmyndigheten i enlighet med miljöbalken 26 kap 20§. I miljörapporten redovisas de åtgärder som har vidtagits för att uppfylla villkoren i ett tillståndsbeslut och även resultaten av dessa åtgärder.

Vid mindre än ringa föroreningsrisk råder varken anmälnings- eller tillståndsplikt. Det är dock alltid verksamhetsutövaren som har ansvaret att avgöra om verksamheten omfattas av anmälnings- eller tillståndsplikt varför god kunskap om avfallet är en förutsättning. Enligt de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken 2 kap. är det inte acceptabelt att återvinna ett avfall där innehållet är okänt eftersom det medför risk för förorening. Avfallsproducenten har ett ansvar att själv skaffa sig kunskap om avfallets egenskaper och sedan föra den vidare till de verksamhetsutövare som skall använda avfallet.

Den som innehar ett avfall har, enligt miljöbalken 15 kap. 5§, alltid ett ansvar att se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Detta ansvar gäller såväl avfallsproducenter som de verksamhetsutövare som hanterar avfallet i ett senare skede. Verksamhetsutövaren måste även följa upp anläggningens eventuella miljöpåverkan i närområdet. Vid tillsyn eller eventuellt rättsprövande skall verksamhetsutövaren enligt 2 kap. 1§ kunna visa att man bedömt miljöpåverkan på den aktuella platsen och vidtagit de försiktighetsmått som krävs. Ansvaret kan även innebära att det blir aktuellt för verksamhetsutövaren att ta hand om anläggningen när den måste rivas, samt att ta hand om eventuella föroreningar som anläggningen orsakat i den omkringliggande miljön.

4.2.3 Avfall med inerta egenskaper

En ofta använd bedömningsgrund för att avgöra hur ett avfall kan lämpa sig vid återvinning i anläggningsarbeten är att kontrollera hur dess lakbarhet uppfyller mottagningskriterierna på

deponier för inert avfall. Inert avfall definieras i deponeringsdirektivet (1999/31/EG, Artikel 2e) enligt följande.

”Avfall som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar. Inert avfall löses inte upp, brinner inte och reagerar inte fysikaliskt eller kemiskt på annat sätt. Inte heller bryts det ned biologiskt eller inverkar på andra material som det kommer i kontakt med på ett sätt som kan orsaka skador på miljön eller människors hälsa. Den totala lakbarheten och det totala föroreningsinnehållet i avfallet samt ekotoxiciteten i lakvattnet ska vara obetydliga och får framförallt inte påverka kvaliteten på yt- eller grundvatten”

På deponier för inert avfall behövs ingen bottentätning och heller ingen kontinuerlig uppsamling av lakvatten. Det innebär att materialet är så stabilt att det kan läggas direkt på marken och att dess fortsatta miljöpåverkan inte behöver följas upp. Det enda krav som ställs är att grundvattnet skyddas av ett mineralskikt, en geologisk barriär, som har en mäktighet på minst en meter om den är naturlig (0,5 m om den är konstgjord). Den geologiska barriären skall ha en hydraulisk konduktivitet som gör att transporttiden för lakvattnet genom barriären blir minst ett år. Som jämförelse ska lakvattnets uppehållstid i den geologiska barriären vara 200 år på en deponi för farligt avfall (1999/31/EG, bilaga 1).

Avfall som tas emot på en deponi för inert avfall får inte överskrida gränsvärdena för metallutlakning eller totalhalterna för de organiska parametrar som listas i tabell 5. Icke reaktivt och stabilt farligt avfall som klarar gränsvärdena för icke farligt avfall får även läggas på en deponi för icke farligt avfall. På samma sätt får avfall som klarar gränsvärdena för inert avfall placeras på deponier för inert avfall.

Tabell 5: Mottagningskriterier på deponier för inert avfall

	L/S 0,1 [mg/l]	L/S 10 [mg/kgTS]
Arsenik	0,06	0,5
Barium	4	20
Kadmium	0,02	0,04
Krom total	0,1	0,5
Koppar	0,6	2
Kvicksilver	0,002	0,01
Molybden	0,2	0,5
Nickel	0,12	0,4
Bly	0,15	0,5
Antimon	0,1	0,06
Selen	0,04	0,1
Zink	1,2	4
Klorid	460	800
Fluorid	2,5	10
Sulfat	1500	100
DOC	160	500

4.2.4 Grundläggande karakterisering enligt NFS 2004:10

Enligt kriterierna i NFS 2004:10 ska deponiavfall genomgå en grundläggande karakterisering samt överensstämmelseprovtagning minst 1 gång per år innan de deponeras. I den grundläggande karakteriseringen är utlakning genom lakteter en viktig del för att bestämma materialets miljöpåverkan.

Det är avfallsproducentens ansvar att se till att avfall genomgår en grundläggande karakterisering för bedömning av avfallsklass. Karakteriseringen skall innehålla uppgifter om avfallets ursprung, vilka processer som gett upphov till avfallet, vilken behandling avfallet genomgått, dess sammansättning och utlakningsegenskaper samt en sexsiffrig avfallskod enligt avfallsförordningen. Vidare skall karakteriseringen innefatta kontroll av huruvida avfallet kan materialutnyttjas eller återvinnas.

För avfall som genereras regelbundet skall karakteriseringen förutom ovanstående innehålla uppgifter om variationen i avfallets sammansättning, de karaktäristiska egenskapernas variation, de nyckelparametrar som skall undersökas vid överensstämmelseprov samt hur ofta sådan provtagning skall göras. Till regelbundet genererat avfall räknas avfallstyper som regelbundet genereras i samma process där anläggningar och processer är välkända och där material i processen och själva processen är väldefinierade. Till detta räknas även avfall som genereras i en likadan process men i en annan anläggning. För avfall som genereras i likadana processer i olika anläggningar behöver grundläggande karakterisering endast göras för en av anläggningarna. För övriga görs endast överensstämmelseprovtagning för att visa att avfallet överensstämmer med tidigare karaktäriserat avfall.

Avfallets utlakningsegenskaper skall i den grundläggande karakteriseringen bedömas mot gränsvärden för koncentrationen C_0 vid L/S 0,1 och för den ackumulerade utlakade mängden vid L/S 10. Avfallet skall undersökas med perkolationstest enligt prCEN/TS 14405. Avfall som genereras regelbundet och som genomgått en grundläggande karakterisering skall överensstämmelseprovtagas av avfallsproducenten minst en gång per år. För överensstämmelseprovtagning skall skaktest enligt SS-EN 12457-3 eller nyss nämnda perkolationstest användas. Se mer om lakteter i avsnitt 2.5 samt i metodavsnittet.

5. Miljö och bedömningsgrunder

5.1 Gränsvärden och riktvärden

I laktester hänvisas ofta till L/S-kvoten, eller liquid/solid-ratio, alltså viktförhållandet mellan lakvätskan och det fasta materialet. L/S-kvoten anger mängden lakvätska som varit i kontakt med materialet dividerat med massan torrs substans för det fasta materialet och ges i enheten liter per kilo. Mängden föroreningar som lakar vid en viss L/S-kvot kan sedan räknas om till vad som förväntas laka från materialet efter en viss tid i naturen (Naturvårdsverket, 2002)

Två olika gränsvärden har tagits fram och måste tas hänsyn till när ett avfallsmaterial ska miljöbedömas inför en eventuell deponering. Först kontrolleras koncentrationen av föroreningar i det allra första lakvattnet som uppkommer från avfallet, C_0 vid L/S 0,1 mätt i mg/l. Då en del av föroreningarna sitter löst bundna till ytan kommer de att tvättas av direkt och detta lakvatten motsvarar den inledande fasen i ett utlakningsförlopp. Information om denna tidiga lakning kan bara fås från ett perkolationstest varför just ett sådant måste användas vid den grundläggande karakteriseringen. Vidare tas hänsyn även till den ackumulerade utlakade mängden vid L/S 10. Den anger hur många milligram av en förorening som lakas ut från ett kilogram av materialet och motsvarar hur mycket som kan lakas ut på sikt. Information om ackumulerad utlakad mängd kan fås från både perkolationstester och skaktester. (Naturvårdsverket, 2010)

Juridiskt är det stor skillnad på gränsvärden och riktvärden när det gäller vilka konsekvenser en överträdelse kan få. Den som tidigare har fått ett tillstånd till en verksamhet har också fått villkor för hur stor miljöpåverkan verksamheten tillåts ge upphov till. Ett verksamhetstillstånd kan innehålla både riktvärden och gränsvärden. Gränsvärdena anger då den totala mängd föroreningar som till exempel lakvattnet från en deponi får släppa ut på ett år. Detta kan kompletteras med riktvärden över de månadsmedelvärden som halterna i lakvattnet bör understiga för att den totala mängden inte ska riskera att överstiga gränsvärdet. (Pålsson, pers medd. 2015).

Ett gränsvärde är juridiskt fastslaget i en dom och får inte överskridas i något fall. Verksamhetsutövaren är skyldig att följa sådana villkor och en enda överträdelse ska innebära anmälan för villkorsbrott vilket i förlängningen kan innebära att tillståndet återkallas. Att överstiga ett riktvärde ska normalt endast föranleda att verksamhetsutövaren anmäler händelsen till sin tillsynsmyndighet samt vidtar de åtgärder som krävs för att överträdelsen inte ska upprepas. Riktvärden är ofta ganska hårt satta för att motivera en verksamhetsutövare att hela tiden använda av bästa möjliga teknik (Pålsson pers. medd. 2015).

I tillstånd som utfärdas idag ges begränsningsvärden istället för gräns- och riktvärden. Begränsningsvärdena utformas och formuleras på ett sätt som ger verksamhetsutövaren ett visst handlingsutrymme innan de blir straffsanktionerade. Exempelvis kan det vara tillåtet att överskrida ett begränsningsvärde i form av ett månadsmedelvärde vid två tillfällen per år, men att åtgärder vid ett sådant överskridande måste vidtas. I ett villkor med begränsningsvärde ska det även vara preciserat hur villkorsuppfyllandet ska kontrolleras och hur ofta. Det finns ofta uttryck för vad en skyddsåtgärd ska klara i form av minskade utsläpp utan att precisera exakt vilken åtgärd som måste vidtas för att ge verksamhetsutövaren ökad flexibilitet (Cederberg 2014).

5.1.1 Gränsvärden för deponering

I rapporten NFS 2004:10 listar Naturvårdsverket de mottagningskriterier som är gällande på deponier för avfall i tre olika farlighetsklasser

- Inert avfall
- Icke farligt avfall
- Farligt avfall

För avfall i olika farlighetsklasser ställs olika krav på deponiernas utformning, täthet och vattengenomsläpplighet. På en deponi för inert avfall krävs ingen bottentätning och heller ingen kontinuerlig uppsamling av lakvatten. Mottagningskriterierna för inert avfall är därför satta så att materialet som uppfyller gränsvärdena kan läggas direkt på marken och tillåtas ligga där utan kontroll. För icke farligt och farligt avfall ställs hårdare krav på tätning och lakvattenuppsamling. Kraven listas i avfallsdirektivet (1999/31/EG) bilaga 1.

I tabell 6 listas de gränsvärden som gäller som mottagningskriterier på deponier i olika farlighetsklasser.

Tabell 6: Gränsvärden för urlakning vid L/S 0,1 samt vid L/S 10 för deponering enligt Naturvårdsverkets kriterier (NFS2004:10) för inert, icke farligt respektive farligt avfall

	L/S= 0,1 l/kg			L/S= 10 l/kg		
	Inert [mg/l]	Icke Farligt [mg/l]	Farligt [mg/l]	Inert [mg/kgTS]	Icke Farligt [mg/kgTS]	Farligt [mg/kgTS]
Arsenik	0,06	0,3	3	0,5	2	25
Barium	4	20	60	20	100	300
Kadmium	0,02	0,3	1,7	0,04	1	5
Krom total	0,1	2,5	15	0,5	10	70
Koppar	0,6	30	60	2	50	100
Kvicksilver	0,002	0,03	0,3	0,01	0,2	2
Molybden	0,2	3,5	10	0,5	10	30
Nickel	0,12	3	12	0,4	10	40
Bly	0,15	3	15	0,5	10	50
Antimon	0,1	0,15	1	0,06	0,7	5
Selen	0,04	0,2	3	0,1	0,5	7
Zink	1,2	15	60	4	50	200
Klorid	460	8500	15000	800	15000	25000
Fluorid	2,5	40	120	10	150	500
Sulfat	1500	7000	17000	100	20000	50000
DOC	160	250	320	500	800	1000

5.2 Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

Naturvårdsverket har även tagit fram ett antal riktvärden för när återvinning av avfall i anläggningsarbeten anses medföra mindre än ringa risk. Mindre än ringa föroreningsrisk är det kriterium som miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251) anger för att en verksamhet inte ska vara anmälningspliktig. Detta är alltså inte gränsvärden som det är olagligt att överskrida. Syftet är bara att vägleda till vilka föroreningshalter ett avfallsmaterial kan innehålla och vilken

lakbarhet det kan ha utan att ett nyttiggörande behöver anmälas eller föregås av en tillståndsansökan.

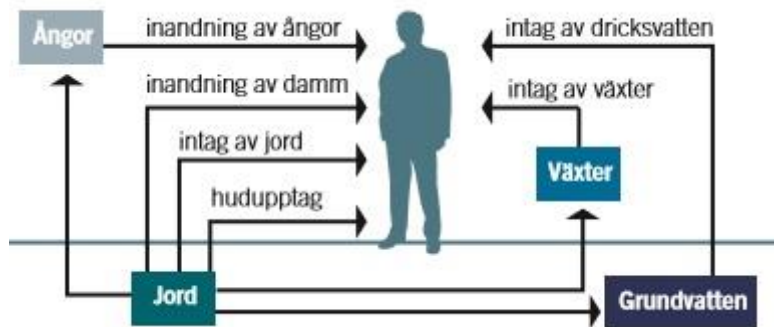
Metodiken för beräkning av riktvärden, både för efterbehandling av ett förorenat område och för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, grundar sig i att hänsyn tas till både människors hälsa och till den omgivande miljön. Man talar om olika skyddsobjekt. För både miljö- och hälsorisker inkluderas direkt kontakt med den förorenade massan samt indirekta effekter som kan uppstå av föroreningsspridning. Den riktvärdesmodell som tagits fram av Naturvårdsverket har också använts till riktvärdena för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. I modellen beräknas ett hälsobaserat riktvärde, ett riktvärde för skydd av markmiljön samt riktvärden för skydd mot föroreningsspridning till yt- och grundvatten. Det riktvärde som sedan väljs är det lägsta av dessa (Naturvårdsverket, 2009).

Den markanvändning som förväntas på området är också en viktig del i arbetet med att ta fram riktvärden för förorenade områden. Markanvändningen styr de aktiviteter som kan antas förekomma på det aktuella området och därmed vilka grupper som exponeras. Den styr även i vilken omfattning exponeringen förväntas ske samt vilka krav som kan ställas på skydd av markmiljön i området. I riktvärdesmodellen används två olika typer av markanvändning, känslig och mindre känslig. Vid känslig markanvändning är markkvaliteten inte begränsande vilket gör att alla grupper av människor kan vistas permanent på området under en livstid utan att utsättas för risker. Vid mindre känslig markanvändning avses tillfällig vistelse eftersom markkvaliteten är begränsande. Det kan röra sig om kontorsbyggnader och industrier där personer vistas under sin yrkesverksamma tid, samt vägar eller andra områden där människor inklusive barn och äldre kan vistas under en begränsad tid (Naturvårdsverket, 2009).

5.2.1 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

Skydd av människor

Människor kan exponeras för föroreningar från förorenad jord på en rad olika sätt. Det kan ske direkt genom exempelvis hudkontakt eller inandning av damm eller indirekt via intag av växter som vuxit i den förorenade jorden. Med i beräkningen tas också att barn som vistas på området ska kunna stoppa en mindre mängd jord i munnen utan att riskera att utsättas för akuta negativa effekter av detta. I riktvärdesmodellen beaktas sex huvudsakliga exponeringsvägar (figur 5). Exponeringen genom var och en av exponeringsvägarna beräknas utifrån en princip som bygger på uppskattningar hur föroreningen sprider sig och späds ut i olika kontaktmedier innan den når människan. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med toxikologiska referensvärden för att få fram en föroreningshalt i jorden där inga negativa hälsoeffekter förväntas uppkomma (Naturvårdsverket, 2009).



Figur 5: Exponeringsvägar för förorenad jord.

Skydd av markmiljö

Riktvärden för skydd av markmiljön har tagits fram på två olika skyddsnivåer, ett för känslig och ett för mindre känslig markanvändning. Man vill att markecosystemet ska kunna utföra de funktioner som önskas på vald skyddsnivå vilket exempelvis kan vara odling av ätliga växter eller annan mänsklig användning av mark. För att beräkna den föroreningshalt som anses ge ett godtagbart skydd av markmiljön vid den tänkta markanvändningen sammanställs och utvärderas data från ekotoxikologiska tester. Man utgår ifrån så kallade ickeeffekt-koncentrationer (No Observed Effect Concentration, NOEC) vilket innebär den högsta koncentration där inga negativa effekter uppmätts på de testade organismerna. Data bör baseras på tester av marklevande organismer, men vid begränsad tillgång på testdata kan tillgänglig toxicitetsdata divideras med en säkerhetsfaktor för att istället få fram en beräknad nivå (Naturvårdsverket, 2009).

De studerade effekterna bör verka på exempelvis reproduktion, förändrad tillväxt eller beteende och vara icke-dödliga. Vidare är tester med kronisk exponering att föredra framför tester med exponering endast under en kortare tid. Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljön har tagits fram så att 75 % av de marklevande organismerna skyddas från negativa effekter vid känslig markanvändning. Vid mindre känslig markanvändning skyddas 50 %. (Naturvårdsverket, 2009).

Vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten är den accepterade reduktionsgraden av markprocesser eller levande organismer lägre än vid efterbehandling av förorenade områden, men aktuella nivåer baseras på samma modell. Nivåerna för mindre än ringa risk är satta till att endast orsaka 5 % artreduktion i marken. Till dessa nivåer adderas sedan den naturliga bakgrundshalten eftersom det kan antas att det är en föroreningsnivå som markens organismer redan är acklimatiserade till och således kan tåla ett visst tillskott (Naturvårdsverket, 2010).

Skydd av grundvatten

Livsmedelsverket och WHO har tagit fram ämnesspecifika haltkriterier för grundvatten, så kallade dricksvattennormer. De haltkriterier för grundvatten som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell baseras på halva dricksvattennormen och är satta för att skydda människor som konsumerar grundvatten som dricksvattenkälla från negativa hälsoeffekter (Naturvårdsverket, 2009). Vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten anses risken vara mindre än ringa om grundvatten ges ett bidrag som uppgår till maximalt 30 % av dricksvattennormen (Naturvårdsverket, 2010).

Grundvatten skyddas genom att beräkna den maximala föroreningshalten i marken som innebär att dessa haltkriterier inte överskrids. Det är viktigt att beräkna hur grundvattnet nedströms ett förorenat område, eller ett område där återvunnet avfall används, påverkas så att inte de människor som utnyttjar grundvatten som dricksvattenkälla exponeras för föroreningar. Därtill beaktas de halter som uppstår i ytvatten till följd av utströmning av förorenat grundvatten till en sjö (Naturvårdsverket, 2009).

Skydd av ytvatten

För metaller och långlivade organiska föreningar baseras riktvärdena för skydd av ytvatten på avvikelser från normalt förekommande halter. Värdena är baserade på en riksinventering av bakgrundshalter i över 3000 sjöar i Sverige och är satta så att negativa effekter på växt- och djurliv undviks. För skydd av ytvatten beräknas den maximala föroreningshalten i marken som gör att dessa kriterier inte överskrids. Vid framtagande av riktvärdena för återvinning av avfall i anläggningsarbeten användes samma modell, men man beräknar istället vilken föroreningshalt avfallet får innehålla för att halterna i lakvattnet inte ska överskrida kriterierna. Ett område med återvunnet avfall får inte bidra med en föroreningsbelastning som hamnar utanför det beräknade intervallet med uppmätta bakgrundshalter om kriterierna för mindre än ringa risk ska uppfyllas (Naturvårdsverket, 2010).

Kriterierna för ytvatten är i de allra flesta fall lägre än kriterierna för grundvatten vilket innebär att skydd för människors hälsa är beaktat vid användning av ytvatten som dricksvattenkälla.

5.2.2 Riktvärden för användning av avfall i anläggningsarbeten

Innan ett avfall används i anläggningsändamål är det viktigt att bedöma föroreningsrisken som användandet medför. Det är avfallsinnehavaren som har ansvar för att känna till sitt avfall och garantera att användningen inte skadar människor eller miljö.

De riktvärden som Naturvårdsverketsatt upp för återvinning av avfall i anläggningsarbeten syftar till att vägleda och underlätta en miljö- och hälsomässigt säker återvinning och hänsyn tas till såväl totalhalt som utlakning på lång sikt. Nivåerna för mindre än ringa risk är satta för att ge ett lämpligt skydd för både människors hälsa och den omgivande miljön. De utgör dock inte bedömningsgrunder för att avgöra om ett nyttiggörande av avfallet är lämplig eller inte. Om samtliga totalhalter och utlakningsnivåer underskrids anser Naturvårdsverket att det varken krävs anmälan eller tillstånd för att använda avfallet i anläggningsarbeten. Det finns inga förbud mot att använda avfall som överstiger riktvärdena, men vilken provningsnivå som gäller måste avgöras i varje enskilt fall. Detta är alltid upp till verksamhetsutövaren (se kap 4.2.2).

Mindre än ringa risk

De nivåer som är satta för att risken vid användning av avfall i anläggningsarbeten ska anses vara mindre än ringa (tabell 7) utgår för metaller ifrån de bakgrundshalter av metaller i mark som tagits fram av SGU. För utfasningsämnena bly, kadmium och kvicksilver är nivån satt till 90-percentilen av bakgrundshalten. Övriga ämnen har bakgrundsnivån adderats en halt som anses kunna orsaka 5 % artreduktion i marken. Detta görs eftersom det antas att organismerna i marken har anpassat sig till bakgrundsnivån och kan tåla ett visst metalltillskott. Ett undantag har gjorts för arsenik eftersom det för detta ämne finns väldigt stora lokala variationer i bakgrundshalten. Gränsvärdet valdes här till Sveriges generella hälsobaserade riktvärde (Naturvårdsverket, 2010).

För klorid och sulfat finns inga hälsobaserade riktvärden och det finns heller ingen anledning att ta hänsyn till totalhalten av dessa ämnen för skydd av markmiljön. Nivåer för dessa ämnen är satta främst av tekniska skäl. För höga halter av klorid i dricksvatten ger en oangenäm bismak och sulfationer har korrosiva egenskaper som kan påverka vattenledningarna. Lakningsberäkningarna har för båda ämnena baserats på 30 % av dricksvattenvärdet och för skydd av ytvatten baseras värdena på bakgrundshalter i svenska vattendrag (Naturvårdsverket, 2010).

För PAH:er, polycykliska aromatiska kolväten, finns endast nivåer för totalhalten. Ämnena är indelade i tre grupper beroende på om de har låg, medelhög eller hög molekylvikt och ett gränsvärde finns för summan av ämnena i varje grupp. Nivåerna är satta lägre än det hälsobaserade riktvärdet för respektive grupp och justeringar för bakgrundshalter har inte gjorts eftersom data över förekomsten av naturliga PAH:er är låg eller obefintlig (Naturvårdsverket, 2010).

Tabell 7: Nivåer för mindre än ringa risk vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten.

	Totalhalt [mg/kgTS]	Utlakning vid L/S 0,1 [mg/l]	Utlakning vid L/S 10 [mg/kgTS]
Arsenik	10	0,01	0,09
Bly	20	0,05	0,2
Kadmium	0,2	0,01	0,02
Koppar	40	0,2	0,8
Krom	40	0,2	1
Kvicksilver	0,1	0,001	0,01
Nickel	35	0,1	0,4
Zink	120	1	4
Klorid		80	130
PAH-L	0,6	70	200
PAH-M	2		
PAH-H	0,5		

Mindre än ringa risk vid deponitäckning ovanför tätskiktet

För användning av avfall ovanför tätskiktet i deponitäckningskonstruktioner har särskilda värden tagits fram (tabell 8). Dessa värden definierar också nivåer för mindre än ringa risk. Nivåerna är framtagna utifrån hur en typisk deponi ser ut och hur ett avslutat deponiområde kan komma att användas. De utgår ifrån att ingen fastläggning av metaller sker i dräneringsskiktet och kan ses som exempel på lämpliga halter för skydd av hälsa och miljö. I varje enskilt fall måste den aktuella tillsynsmyndigheten göra en platsspecifik bedömning eftersom utformning, lokalisering eller områdets framtida användning kan göra andra halter mer relevanta.

För skydd av markmiljön har nivåerna för totalhalten utgått ifrån en halt som förväntas ge 25 % art- eller processreduktion i marken. Till denna nivå har den naturliga bakgrundshalten adderats eftersom det utgås ifrån att det är den halt som markorganismerna är anpassade till. För krom antas att andelen sexvärt krom understiger 1 %, men om så inte är fallet bör sexvärt krom riskbedömas separat.

Nivåerna på lakning baseras på beräkningarna som återfinns i bilaga 1 i Naturvårdsverkets rapport "Riktvärden för förorenad mark" (Naturvårdsverket, 2009). Skyddet för ytvatten är styrande för lakningsnivåerna för samtliga ämnen eftersom grundvatten inte bedöms vara en

primär recipient vid deponitäckning. Detta gör att nivån för utlakad mängd vid L/S 10 och halterna för lakningen vid L/S 0,1 för vissa ämnen, däribland klorid och sulfat, överstiger mottagningskriterierna vid deponier för inert avfall. Utspädningen i ett ytvatten beräknas vara mycket större än utspädningen i det grundvatten som ligger till grund för beräkningarna i mottagningskriterierna för deponier.

Tabell 8: Nivåer för mindre än ringa risk vid användning av avfall i deponitäckning ovan tätskiktet.

	Totalhalt [mg/kgTS]	Utlakning vid L/S 0,1 [mg/l]	Utlakning vid L/S 10 [mg/kgTS]
Arsenik	10	0,01	0,09
Bly	200	0,1	0,3
Kadmium	1,5	0,004	0,007
Koppar	80	0,2	0,6
Krom	80	0,6	0,3
Kviksilver	1,8	0,001	0,01
Nickel	70	0,2	0,6
Zink	250	0,8	3
Klorid		6200	11000
Sulfat		2900	8500
PAH-L	3		
PAH-M	10		
PAH-H	2,5		

Genom domar i Miljööverdomstolen har en praxis utvecklats så att massor som är förorenade upp till nivåer som motsvarar generella riktvärden för förorenade områden vid mindre känslig markanvändning (MKM) kan användas (tabell 9). Dock anser Naturvårdsverket att det kan finnas skäl att frånga denna praxis baserat på rådande kunskapsläge. Detta eftersom de generella riktvärdena inte har tagits fram för att ange till vilken nivå det är okej att förorena och är således inte framtagna i syfte att användas som kriterier vid återvinning av avfall. Värdena representerar en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang (Naturvårdsverket, 2009)

Tabell 9: Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark uttryckta i mg/kgTS

	Känslig markanvändning (KM) [mg/kgTS]	Mindre känslig markanvändning (MKM) [mg/kgTS]
Antimon	12	50
Arsenik	10	25
Barium	200	300
Bly	50	400
Kadmium	0,5	15
Kobolt	15	35
Koppar	80	200
Krom total	80	150
Krom (VI)	2	10
Kvicksilver	0,25	2,5
Molybden	40	100
Nickel	40	120
Vanadin	100	200
Zink	250	500

5.3 Bakgrundshalter i mark

Med bakgrundshalt avses den halt som råder i mark som inte påverkats av någon punktkälla, dvs den halt som förekommer naturligt i marken plus den diffusa tillförseln från antropogena källor. Under 1993 och 1995 gjorde Naturvårdsverket en omfattande jordprovtagningsstudie i 19 svenska tätorter för att kartlägga bakgrundshalterna av metaller i morän- och sedimentjordar. Prover togs på platser utan omedelbar närhet till vägar, industrier eller andra punktkällor. I studien ingick 108 osorterade moränjordar och 97 sedimentjordar. Totalt grävdes alltså 205 provgropar ur vilka prover från två nivåer analyserades. Proverna analyserades både med XRF och med ICP-analys efter upplösning i syra (se avsnitt 7.4). För att få en bild av halterna i landet som helhet jämfördes resultaten med data från en markgeokemisk kartering som utförts av SGU. Denna kartering innefattade 18255 prover tagna år 1995 på den svenska landsbygden (Naturvårdsverket, 1997).

Resultaten från tätortsprovtagningen redovisas i tabell 10 och landsbygdsarteringen visas i tabell 11 och data beskrivs utifrån medianvärde och percentiler. Percentilvärden anger det värde som är större än motsvarande andel av värdena i datamängden. Värdet för den 50:e percentilen motsvarar således medianen och 90:e percentilen anger det värde som överstiger 90 % av mätdata (Naturvårdsverket, 1997).

Slaggproverna i detta projekt totalhaltbestämdes med både XRF-analys och ICP, men i tabellerna i detta avsnitt listas enbart de bakgrundsvärden som tagits fram med XRF.

Tabell 10: Totalhalter efter XRF-analys av ytliga moränprover. Percentilfördelning av 108 prover från 19 tätorter uttryckta i mg/kgTS.

	10:e percentil [mg/kgTS]	50:e percentil [mg/kgTS]	90:e percentil [mg/kgTS]
Arsenik	<5	10	23
Kobolt	12	18	24
Krom	40	68	85
Koppar	5	22	47
Nickel	8	16	26
Bly	27	46	96
Vanadin	48	71	97
Zink	45	101	183

Tabell 11: Resultat av SGU:s markgeokemiska kartering av ytliga moräner på landsbygden analyserade med XRF. Percentilfördelning av 18255 prover uttryckta i mg/kgTS.

	10:e percentil [mg/kgTS]	50:e percentil [mg/kgTS]	90:e percentil [mg/kgTS]
Arsenik	<5	7	17
Kobolt	13	19	27
Krom	24	48	82
Koppar	6	14	28
Nickel	8	16	31
Bly	18	23	32
Vanadin	37	56	86
Zink	30	51	81

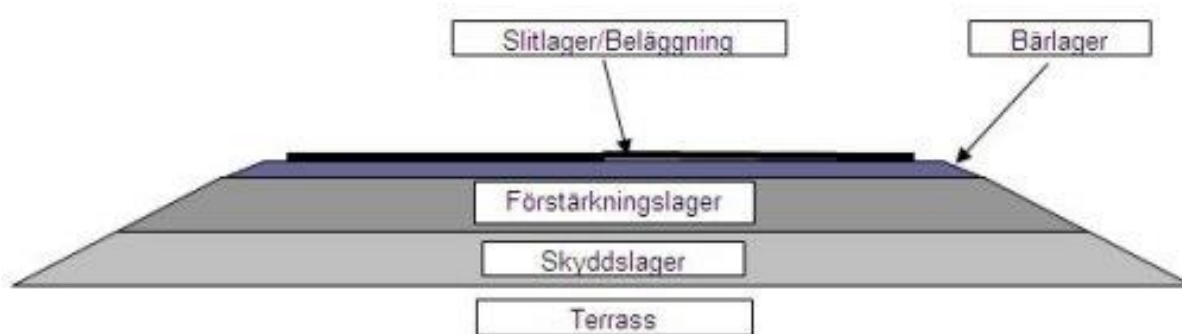
6. Slagg och dess användningsområden

Under år 2010 producerade den svenska stålindustrin närmare 2 miljoner ton restprodukter varav 68 % utgjordes av metallurgiska slaggar (Jernkontoret 2012). Slaggar är mycket komplexa material och många av deras egenskaper som t.ex. hårdhet och såväl kemisk som fysikalisk stabilitet beror av den mineralogiska sammansättningen. Stabiliteten hos en slagg och lakningen av metaller ur den kan påverkas genom förändringar av mineralsammansättningen. Detta kan uppnås genom att exempelvis kyla slaggen olika snabbt, genom att blanda in andra material i den heta flytande slaggen och/eller genom att blanda en slagg med andra slaggar eller andra material (Jernkontoret 2009).

De egenskaper som främst utnyttjas vid användning av slaggar i olika typer av konstruktioner är deras bärighet, slitstyrka och bindande förmåga. För de flesta slaggar som bildas inom stålindustrin eller dess samarbetspartners finns det både internationellt och nationellt en tradition att betrakta dem som alternativa ballastmaterial. I detta kapitel listas en rad tillämpningar i anläggningsarbeten och konstruktionsändamål där slagg kan ersätta jungfruliga material såsom krossat berg, morän, sand och grus. Eftersom slagg, till skillnad från naturliga och konventionella ballastmaterial, är metallurgiskt styrd redan i tillverkningsprocessen har den oftast väldefinierade egenskaper. Dessa kan utnyttjas till effektivare konstruktioner med mindre behov av drift och underhåll vilket gör slaggen resurseffektiv även om den måste transporteras många mil (Jernkontoret 2012).

6.1 Vägkonstruktion

Där en väg ska byggas schaktas jordmassor undan för att frilägga en bottenyta som kallas terrass. Terrassen utgör det översta skiktet i den så kallade underbyggnaden. Överbyggnaden, själva vägen (figur 6) byggs ovanpå terrassen i ett flertal olika bärande lager (Merox, 2010). Lagrens tjocklek samt materialets kornstorleksfördelning styrs av vilka krav som ställs på vägen. Oftast är bärigheten den dimensionerande faktorn, men det kan även vara exempelvis isolering mot tjäle eller att vattendräneringen är tillräcklig som blir avgörande (Jernkontoret 2012). En regel är att den övre kornstorleksgränsen inte får överskrida halva lagertjockleken.



Figur 6: En vägkonstruktionsuppbyggnad i genomskärning

Direkt ovanpå terrassen läggs vid behov ett skyddslager vars syfte är att vägterrassen ska kunna bära tunga maskiner och bilar om underlaget består av exempelvis blöt lera. Den bör bestå av ett poröst material för att ge goda isolerande egenskaper och skydda vägbanan mot tjälskador. Dock kan användande av porösa och isolerande material öka risken för frosthalka om de används för högs upp i vägkonstruktionen (Jernkontoret 2012)

Förstärkningslagret har flera funktioner. Först och främst skall det fördela lasten på terrassen på så stor yta som möjligt. Det ska också vara dimensionerat så att det isolerar mot tjäle och det ska vara dränerande och leda bort vatten för att ytterligare minska risken för tjälskador. Bärlagret kan vara bundet eller obundet och tjänar även det ett syfte som lastfördelare.

Det översta lagret på vägbanan kan vara bundet och utgöras av asfalt eller obundet och av grus. Som namnet antyder är det avsett att slitast genom att köras på. Ett slitlager av asfalt görs med fördel av ett material som är basiskt, alltså innehåller kalk. Detta ger den bästa vidhäftningen med bindemedlet som ofta utgörs av bitumen som är surt. Bra vidhäftning gör att asfalten blir stabil och minskar risken för frostsprängning eftersom vatten får svårare att tränga in mellan ballasten och bindemedlet. Därtill vill man att materialet ska vara hårt för att ge en asfalt som är nötningsbeständig, en egenskap som också påverkas positivt av en bra vidhäftning. Att slagg ofta är ett porösare material än jungfrulig ballast gör att slaggasfalt minskar bullret från trafiken och man får en tystare asfalt. Till en obunden vägbeläggning kan finare materialfraktioner användas eftersom små partiklar ger bättre inbindning till leriga underlag (Jernkontoret 2012).

Trafikverket har i sin rapport *TVRK 10- Alternativa material* (Trafikverket 2011) utrett vilka krav som ställs på hyttsten, långsamt nedkyld masugnsslagg, för att den ska få användas i vägkonstruktioners olika lager. För övriga slaggar finns inga villkor inarbetade i den rapporten, men de antas i detta arbete behöva uppfylla samma kriterier. Rapporten anger följande kriterier för alternativa ballastmaterial som används i vägkonstruktioner

- Ingående material ska ha sådana egenskaper att överbyggnadskonstruktionen i allt väsentligt behåller sina hållfasthetsegenskaper under hela den förutsatta dimensioneringsperioden.
- Material till obundna överbyggnadslager ska vara volymbeständiga och inte omvandlas genom exempelvis vittring.
- Överskott av vatten, till exempel vid tjällossning, ska snabbt kunna dräneras bort.
- Miljöbelastningen från ballast av alternativa material ska vara acceptabel ur miljö- och hälsosynpunkt och inte ge några miljöproblem vid återanvändning, deponering eller destruktion.
- Hänsyn ska tas till förhållandena där materialet används och omgivningens sårbarhet.
- Material får användas om de accepteras av beställaren

6.1.1 Geotekniska faktorer att testa

Europastandarden SS-EN 13242 *Ballast för obundna och hydrauliskt bundna material till väg- och anläggningsbyggande* listar egenskaperna som ska vara uppfyllda hos ballast av naturliga, industriellt framställda eller återvunna material.

- Densitet
- Styvhet – förmåga att omfördela lasten till underliggande lager
- Stabilitet – förmåga att stå emot permanenta deformationer
- Värmeledningstal – låg värmegenomgång gör att materialet är tjälskyddande eftersom det inte heller lyfter tjäle
- Nötningsegenskaper och motstånd mot krossning
- Cementerande egenskaper – bidrar till att tunnare konstruktioner kan byggas med bibehållen livslängd. Alternativt dubbel livslängd med samma tjocklek.
- Kornstorleksfördelning, finandel och övre kornstorleksgräns

6.2 Konstruktionsmaterial för deponitäckning

Efter att den svenska deponilagstiftningen omarbetats utifrån EU:s deponeringsdirektiv (1999/31/EG) skärptes kraven för deponering av avfall. Därför har det senaste decenniet inneburit att många av landets befintliga deponier fått avslutas och sluttäckas eftersom de inte uppfyller de nya kraven. Det har bidragit till stor efterfrågan på konstruktionsmaterial eftersom en deponitäckningskonstruktion består av ett flertal olika lager och kräver ca 40-50 kton material per hektar. Det är viktigt ur ett hållbarhets- och bevarandeperspektiv att även sekundära material kan användas till täckningskonstruktioner (Andreas m.fl., 2012).

Hur konstruktionen ska se ut och vilka krav som ställs finns listade i deponeringsförordningen (NFS 2001:512) 19-22§§ samt 31§. Ett av deponikonstruktionens huvudsakliga syften är att se till att vatteninträngning i avfallet förhindras för att minska uppkomsten av förorenat lakvatten. Kravet vid täckning av deponier för farligt avfall är att endast fem liter vatten per kvadratmeter och år får infiltreras i avfallet. För icke farligt avfall gäller 50mm/år. Täckningen måste alltså ha en tillräcklig täthet för att uppfylla ställda krav.

För alla ingående material i samtliga lager gäller krav på fysisk och kemisk stabilitet. Den kemiska stabiliteten säkerställs genom att materialet noggrant undersöks med avseende på föroreningshalt och lakbarhet. Att konstruktionen måste uppfylla kravet på fysisk stabilitet innebär att den ska vara uppbyggd på så sätt att rasrisken elimineras. En sluttäckning är uppbyggd av flera olika skikt vilket ställer krav på hållfastheten i de olika lagren. Därtill måste friktionen mellan materialen i de olika lagren vara tillräcklig för att motverka glidning (Andreas m.fl., 2012).



Figur 7: En deponitäckningskonstruktion i genomskärning.

6.2.1 Utjämningskikt

Närmast avfallet läggs ett utjämningskikt vars huvudsakliga uppgift är att terrassera deponin och utgöra ett fundament för täckningskonstruktionen. Skiktet ska både kunna bära och sprida last och dessutom verka sättningsutjämnande för att inte tätskiktet ovanpå ska påverkas av

eventuella förändringar i det underliggande avfallet. Om avfallet innehåller nedbrytbart organiskt material skall skiktet även fungera som gasdräneringsskikt. Materialet som läggs som avjämningskikt skall minst uppfylla mottagningskriterierna för aktuell deponiklass och således samma deponeringskrav som underliggande avfall. Materialet bör ha dränerande egenskaper och en hög hydraulisk konduktivitet ($>10^{-5}$ m/s) för att vara kapillärbrytande för vatten från avfallet (Naturvårdsverket, 2008).

6.2.2 Tätskikt

Tätskiktet ska skydda mot vatteninfiltration i avfallet och bör utgöras av ett ej biologiskt nedbrytbart och lågpermeabelt material med en hydraulisk konduktivitet i storleksordningen 10^{-10} m/s. Skiktet ska uppfylla kravet i deponeringsförordningen 31§ och utgöras av ett beständigt och stabilt material. Finkorniga metallurgiska slaggar med cementliknande egenskaper kan bidra med tillräcklig täthet (Naturvårdsverket, 2008) för att uppfylla ställda krav.

6.2.3 Dräneringsskikt

Dräneringsskiktet skall samla upp och leda bort infiltrerat regn- och smältvatten för att vattentrycket ovanpå tätskiktet inte ska bli för högt. Därtill ska det skydda tätskiktet från uttorkning genom att fungera som ett vattenlås. Materialet ska ha dränerande egenskaper samt en hög hydraulisk konduktivitet ($>10^{-4}$ m/s). Detta uppfylls av vissa metallurgiska slaggar men traditionellt används jungfruliga material som grus- eller stenkross. En vägledning för vilka totalhalts- och lakningsegenskaper som uppfyller mindre än ringa risk för material i deponitäckningskonstruktioner ovanför tätskiktet har tagits fram av Naturvårdsverket i handboken återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2010). Det är dock, enligt deponeringsförordningen 32§, alltid upp till vald tillsynsmyndighet att godkänna en deponitäckningskonstruktion och vad som är lämpliga material att använda avgörs från fall till fall.

6.2.4 Rekultiveringsskikt

Rekultiveringsskiktet består av ett skyddsskikt med ett ovanpåliggande växtetableringsskikt av humus eller annan näringshaltig naturlig jord. Skyddsskiktet ska skydda underliggande lager mot frost och tjäle och vara tillräckligt tjockt för att förhindra rotpenetration i tätskiktet. Materialet i skyddsskiktet skall ha god vattenhållande förmåga och således stor växttillgänglig fältkapacitet. Det får inte innehålla lakbara ämnen som riskerar att påverka tätskiktet negativt eller att fällas ut i dräneringsskiktet. Skiktet kan utgöras av naturmaterial i form av exempelvis fin siltig eller sandig morän och inblandning av avfall får ske till max 40 viktprocent (Andreas m.fl., 2012).

6.3 Reaktiva filter

Industriellt processvatten, dagvatten som rinner av från trafikerade vägar eller lakvatten från deponier tenderar alla att vara förorenade av en rad olika tungmetaller som, om de inte renas, utgör en belastning för mottagande recipient. Ett billigt sätt att uppnå tungmetallavskiljning i förorenat vatten kan vara genom användning av ett reaktivt filter av mineraliskt material, exempelvis slagg eller andra restprodukter från metallindustrin. Till skillnad från ett partikel-filter, där tätheten hos filtermaterialet avgör hur stora partiklar som kan avskiljas, innehåller ett reaktivt filter ett material som genom kemiska eller biologiska reningsprocesser minskar mängden föroreningar i vattnet.

Metalljoner är positivt laddade och kan därför binda till negativt laddade partiklar och ytor. Två viktiga processer för fastläggning till slagg har visat sig vara ytkomplexbindning och jonbyte. Det är två olika adsorptionsmekanismer där de metallavskiljande egenskaperna uppkommer genom att de lösta metalljonerna i vattnet binder till grupper på slaggens yta. Ytkomplexbildning är den starkaste formen av adsorption och innebär i princip att metalljonen blir en del av partikelytan genom att binda direkt till olika grupper.

Jonbytesmekanismen endast är elektrostatisk och således svagare. Vid jonbyte befinner sig metalljonen en bit ifrån partikelytan och kan lätt bytas ut av andra joner med starkare laddning eller mindre atomradie. Sorptionen är även pH-beroende och ökar med ökande pH. För effektiv avskiljning gäller att det inte finns för mycket vätejoner i vattnet som konkurrerar om platserna på de negativt laddade partikelytorna (Berggren Kleja m.fl., 2006).

En annan sorptionsmekanism i vattenlösning är utfällning. Vid en utfällning reagerar två eller flera joner och bildar en fastfasstruktur som upprätthålls så länge de båda jonslagen finns i tillräckligt hög koncentration i lösningen. För att avgöra om ett ämne i en lösning faller ut eller inte jämförs den aktuella jonaktivitetsprodukten med ämnets löslighetsprodukt. Om jonaktivitetsprodukten är större än löslighetsprodukten är lösningen övermättad med avseende på den aktuella föreningen vilket gör att kristaller kan bildas. Sjunker koncentrationen kommer utfällningen att lösas upp. Metaller kan falla ut som oxider, hydroxider, karbonater, sulfider eller fosfater och utfällningen kan vara antingen direkt eller på en partikelyta. För tungmetaller är det inte så vanligt att utfällning styr lösligheten eftersom koncentrationen ofta är lägre än den jonaktivitetsprodukt som krävs. Undantaget är sulfidutfällning som kan vara en effektiv fälla för tungmetaller om reducerande förhållanden råder (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Slagg från olika tillverkningsprocesser kan ha vitt skilda egenskaper men består ofta av en hög andel kalciumoxid. När kalciumet löser upp sig i vatten frigörs negativa ytor på som blir fria för andra joner att binda till. Tungmetalljoner i lösningen ges då möjlighet att genom jonbyte fastläggas på slaggytan. Slaggen innehåller även lösliga sulfidjoner som bidrar till att sulfidutfällning är en trolig sorptionsmekanism i reaktiva filter av slagg.

6.4 Betong och cement

Betong är ett byggnadsmaterial som består av ett fint och ett grövre ballastmaterial sammanbundet med cement, vatten och eventuellt tillsatsmedel. Betongen får sina egenskaper genom cementets hydratation, vilket innebär att mineralen i cementet reagerar med vatten och bildar andra mineral.

Traditionellt används kalksten, kalciumkarbonat (CaCO_3) vid cementtillverkning, men detta innebär en stor koldioxidbelastning. Eftersom kalciumet i cement utgörs av kalciumoxid (CaO) krävs att en koldioxidmolekyl avdrivs från varje kalciumkarbonatmolekyl vid cementtillverkningen. En effektiv åtgärd att reducera koldioxidutsläppen är att delvis ersätta cement med andra material där kalcium redan föreligger i oxidform. Det finns alternativa material som ger ungefär samma betongegenskaper, men som uppvisar väldigt låg koldioxidbelastning. Fina fraktioner av ett flertal restprodukter från järn- och ståltillverkning kan vara lämpliga ersättningsmaterial på grund av deras innehåll av kalk, kisel och järnoxid. Rätt kemisk sammansättning parallellt med lämpliga fysikaliska egenskaper ger vissa metallurgiska slaggar potentialen att ge ett resurseffektivt och koldioxidsnålt substitut till jungfruligt brutet material (Jernkontoret 2012).

Betong klassificeras utifrån en mängd olika parametrar såsom densitet och kornstorlek på ballastmaterialet, konsistens, sättningsbenägenhet, tryckhållfasthet, komprimeringstal samt korrosionsskydd för ingjutet armeringsjärn. Beroende på om det är betongens sammansättning eller egenskaper som är föreskriven väljs ingående delmaterial så att kraven som specificerats för betongmassa eller hårdnad betong uppfylls. Ballastens typ, klassificering och kornstorleksfördelning väljs utifrån vilken konstruktion den ska användas till samt den miljö och yttre påverkan som den färdiga konstruktionen kommer att utsättas för.

7. Metoder

Slaggerna som studerats i detta projekt kommer ifrån endast en ArcFume-körning med respektive råmaterial. Ca 20 kg material av respektive sort tillhandahölls för försöken. Hälften skickades till ALS laboratorium i Luleå för kolonnförsök och den andra hälften lagrades i en öppen plastback inomhus i väntan på skakförsök.

I detta projektarbete användes två olika standardiserade metoder för att avgöra materialens lakbarhet. Kolonnförsöket (kapitel 7.1) utfördes av ett ackrediterat laboratorium medan skakförsöken (kapitel 7.2) utfördes på plats på företaget som en praktisk del i projektet. För skakförsöken gjordes fyra upprepade försök för varje slagg som vardera gav upphov till två olika lakvätskor. Sammanlagt 16 vattenprover skickades därför till ALS laboratorium för metallanalys (kapitel 7.3). På laboratoriet gjordes även en totalhaltsbestämning för att bestämma materialens totala metallinnehåll (kapitel 7.4). Med koncentrationsdata från kolonnförsöken gjordes en kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ för tre utvalda metaller (kapitel 7.5) för att studera vilka förekomstformer metallerna har i lakvattnet samt vilka mineral som styr lösligheten.

7.1 Perkolationstest enligt SS-EN 14405

Ett perkolationstest genomförs i syfte att efterlikna den process då regnvatten filtreras genom materialet. Testet kan beskriva ett lakningsförlopp på både kort och lång sikt. Det lakvatten som plockas ut vid L/S 0,1 motsvarar det allra första lakvattnet som bildas i en deponi medan lakvattnet vid L/S 10 ska spegla materialets lakegenskaper efter många år i naturen. Testet kan alltså ge en uppfattning om sammansättning och variation i ett lakvatten över en lång tidsperiod. Det är dessutom det grundläggande test som används vid karakterisering av avfall för att avgöra till vilken deponiklass ett material kan föras. Relaterat till detta test finns gränsvärden framtagna och sammanställda i Naturvårdsverkets författningssamling NFS2004:10, se tabell 6 kap 5.1.1

7.1.1 Utförande

Testet utförs enligt en europastandard vilket innebär att arbetsgången är tydligt reglerad och för att kunna användas som underlag för att klassa materialet skall testet vara utförd av ett ackrediterat laboratorium. Försöken har därför beställts genom ALS Scandinavia i Luleå dit 10kg av respektive slagg skickades i början av oktober. ALS skickade i sin tur proverna till miljölaboratoriet på Norges Geotekniska Institut (NGI) där försöken utfördes.

Lakningsprocessen inleds med att materialet vid behov krossas och siktas till rätt storlek innan det packas i en kolonn. Två olika kolonnstorlekar är tillåtna enligt standarden. Innerdiametern skall vara antingen 5 eller 10 cm och materialfraktionen anpassas efter detta. I det här fallet användes den mindre kolonnen vilket innebär att materialet siktades till <4 mm. Kolonnen packas med ca 1 kg torrt material i ett antal olika packningssteg för att mängden luft mellan partiklarna ska bli så liten som möjligt. Kolonnen fylls sedan genom att avjoniserat vatten sakta pumpas in från botten av kolonnen. När kolonnen fyllts upp med vatten ska den stå i minst tre dagar för att jämvikt ska hinna infinna sig. När jämviktningstiden är slut startas återigen vattenpumpen och utkommande eluat samlas upp. L/S-kvoten ökas kontinuerligt genom att nytt vatten hela tiden pumpas in i kolonnen. Den totala tidsåtgången för ett standardiserat kolonnförsök är ca 2 månader.

De gränsvärden som listats i Naturvårdsverkets författningssamling gäller koncentrationen i lakvattnet vid L/S 0,1 uttryckt som mg/l samt den kumulativt utlakade mängden vid LS 10

uttryckt som mg/kgTS. För att bättre kunna jämföra resultat från kolonnförsöket med de egenhändigt utförda skaktesterna togs i detta projekt vatten för analys vid L/S-kvoterna 0,1, 2 och 10.

I tabell 12 listas generell information om försöket såsom kolonnstorlek och uttagna vattenvolymer vid de olika L/S-kvoterna.

Tabell 12: Generell information om kolonnförsöken erhållna av NGI

	CLP	Metallo
Kolonndiameter	5 cm	5 cm
Kolonnhöjd	30 cm	30 cm
Torrsubstansfaktor	99,7 %	100 %
Uppvägd provmängd	1151,6 g	1150,4 g
Genomsnittligt flöde	13,0 ml/h	12,9 ml/h
Eluatvolym LS 0,1	114,5 ml	113,8 ml
Eluatvolym LS 2	2188 ml	2186 ml
Eluatvolym LS 10	9218 ml	9207 ml

7.1.2 Beräkningsformler

Vid analys av lakvatten mäts koncentrationen av varje enskilt element och resultatet uttrycks i mg/l. Detta kan sedan omvandlas till utlakad mängd per kg torrt material genom att hänsyn tas till hur stor massa material som utsatts för lakningen samt den vattenvolym som varit i kontakt med materialet.

Vid beräkning av den utlakade mängden av varje enskilt element används för varje enskilt eluat formeln

$$U_i = \frac{V_i \cdot C_i}{M_D} \quad (4)$$

Där

- i = index för eluat (0,1, 2, 10)
- U_i = Utlakad mängd av respektive element i den volym som tagits ut vid respektive L/S-kvot.
- V_i = Volym eluatfraktion
- C_i = koncentration av element i eluatfraktionen
- M_D = torrsvikt av provmaterialet i kolonnen

Volymerna som listas i tabell 12 anger inte total uttagen volym vid varje L/S-kvot, utan volymen i varje enskild volymsfraktion för sig. Det betyder att ovan listade volymer direkt kan användas för att beräkna den kumulativt urlakade mängden vid L/S 2 och L/S 10. För detta används följande formler.

$$U_2 = C_{0,1} \cdot \frac{V_{0,1}}{M_D} + C_2 \cdot \frac{V_2}{M_D} \quad (5)$$

$$U_{10} = C_{0,1} \cdot \frac{V_{0,1}}{M_D} + C_2 \cdot \frac{V_2}{M_D} + C_{10} \cdot \frac{V_{10}}{M_D} \quad (6)$$

7.2 Tvåstegs skakförsök enligt SS-EN 12457-3

Skaktest i två steg är en testmetod som är enklare och billigare att utföra än ett kolonntest. Metoden ger en förenklad bild av vad som skulle kunna laka ut vid en given situation och kan användas som kvalitetskontroll för att kontrollera att ett avfalls lakegenskaper inte förändrats efter ett perkolationstest. Materialet skakas i två steg, först vid L/S 2 och sedan vid L/S 8 vilket ger den kumulativa L/S-kvoten 10. Metoden ger en uppskattning om lakningen på lång sikt, men ger ingen information om lakning på kort sikt. Det innebär att resultaten inte kan säga något om sammansättningen hos det första lakvattnet som bildas i exempelvis en deponi (Naturvårdsverket 2002).

Skaktester kan även utföras i ett lakningssteg enligt del 1 eller del 2 i samma standard. Att lakningen i detta projekt görs i två steg har att göra med att likheterna med ett genomströmningstest blir större om det första lakvattnet plockas bort tidigt i processen. Vid ett enstegstest hålls de urlakade ämnena kvar i lakvattnet under hela proceduren och kan hela tiden bidra till att påverka den kemiska jämvikten. När de först utlakade ämnena avskiljs i det första steget får nya jämvikter möjligheten att ställa in sig i det andra steget vilket kan påverka lakegenskaperna hos materialet.

7.2.1 Utrustning

- Skakbord, Sea Star Shaker från Heathrow Scientific.
- Filtreringsenhet från Nalgene tillhörande pappersfilter med maskvidd 0,45 µm och diameter 47 mm.
- Slang och vattensug för vakuumfiltrering.
- Flaskor i PE-plast, 1 liter för försök samt 60 ml för uppsamling av eluat.
- Våg med noggrannhet minst 0,1 gram.

7.2.2 Förberedelser

- Slaggen hämtades in och lagrades i en öppen plastback inomhus sedan den 5/11 2014 och anses därför lufttorkad.
- Ultrarent vatten hämtades på Ovakos lab den 2/12 och förvarades i rumstemperatur fram till första laborationstillfället. Detta vatten har angivits ha en konduktivitet på 3,6 µS/cm och ett pH på 7,5.
- På ALS laboratorium i Luleå gjordes en torrhaltsbestämning av materialet till 99,7 % för CLP-slaggen och 100 % för Metallo-slaggen.

7.2.3 Steg 1, Lakning vid L/S-kvoten 2 l/kg

Materialet siktades till <4 mm och vikten på 1000 ml-flaskorna utan kork noterades innan försöket påbörjades. Uppvägda massor i närheten av 100g eftersträvades till försöket. Exakt vikt, med 0,1 g noggrannhet noterades för varje prov. Därefter tillsattes en vattenmassa i motsvarande dubbla invägda massan till varje prov, alltså ca 200 g. Flaskorna placerades sedan med ca 10 minuters mellanrum liggande på skakbordet och klockslag noterades. Skakbordet varvtal sattes till 100 rpm och tiden sattes till sex timmar

Efter sex timmar plockades den första flaskan bort från skakbordet. Filter vägdes och vikten noterades innan filtreringsenheten monterades ihop. En vattensug med backventil kopplades samman med en vattenkran för att erhålla ett vakuumsug som ökade filtreringshastigheten. Så mycket som möjligt av vattnet filtrerades av och eluatet vägdes innan det samlades upp i småflaskor som kunde skickas till ALS laboratorium för analys. Samma procedur gjordes sedan för den andra flaskan.

I tabell 13 redovisas de mängder av vatten och material som vägdes upp vid det första lakningssteget samt vilka L/S-kvoter det resulterade i.

Tabell 13: Försöksdata från det första lakningssteget.

Provnamn	Datum	Flaskvikt tom [g]	Invägd massa [g] (M _D)	Tillsatt vatten [ml] (L ₂)	Uppnådd L/S (L ₂ /M _D)	Igång kl	Avtaget kl
CLP 1	16-dec	89,5	99,1	200,5	2,02	08:56	14:52
CLP 2	16-dec	93,4	104,1	208,3	2,00	09:05	15:10
CLP 3	12-jan	88,9	100,6	201,9	2,01	08:05	13:50
CLP 4	12-jan	89,9	100,4	200,5	2,00	08:10	14:00
Metallo 1	14-jan	88,5	104,6	210,0	2,01	08:15	13:50
Metallo 2	14-jan	81,2	99,9	204,7	2,05	08:20	13:55
Metallo 3	15-jan	80,7	100,4	204,5	2,04	08:25	13:53
Metallo 4	15-jan	86,7	101,2	201,0	1,99	08:30	14:03

7.2.4 Beräkningsformler för lakningssteg 1

Enligt standarden för tvåstegs laktest beräknas den frisläppta beståndsdelen av varje enskilt element vid L/S2 (A₂) enligt formeln

$$A_2 = C_2 \cdot \left(\left(\frac{L_2}{M_D} \right) + \left(\frac{M_C}{100} \right) \right) \quad (7)$$

Där

- A₂ är den frisläppta beståndsdelen i mg/kgTS
- C₂ är den uppmätta koncentrationen av beståndsdelen i lakvätskan (mg/l)
- L₂ är volymen tillsatt lakvätska (ml)
- M_C är fukthalten i materialet (%)
- M_D är massan torrt material (g)

Formel 7 kan förenklas till

$$A_2 = C_2 \cdot LS2_{\text{exakt}} \quad (8)$$

$$\text{Där } LS2_{\text{exakt}} = \frac{\text{massa vatten i prov} + \text{massa tillsatt vatten}}{\text{massa torrt material}}$$

7.2.5 Steg 2, Lakning vid L/S-kvoten 8l/kg

Filtret med uppsamlade partiklar monterades lös från filterenheten och stoppades tillbaka i flaskan. Flaskan innehållande material, återstående vatten samt filter vägdes och vikten noterades. För att nå den kumulativa L/S-kvoten 10 l/kg adderades en vattenmängd motsvarande åtta gånger massan av det torra materialet. Det skall alltså inte kompenseras för det vatten som blivit kvar efter den första filtreringen. Om det är mycket vatten kvar i provet kommer materialet inte att lakas vid exakt L/S 8 i det andra steget. Det är den kumulativa kvoten vid L/S 10 som är intressant. Med nytt vatten placerades proverna återigen på skakbordet för att skaka i ytterligare 18 timmar. När tiden förlöpt filtrerades lakvattnet och samlades upp i flaskor som sändes till ALS laboratorium för analys.

Tabell 14 visar volymen eluat som avlägsnades från det första lakningssteget samt mängden tillsatt nytt vatten. Tabellen visar även vilken kumulativ L/S-kvot som uppnåddes.

Tabell 14: Försöksdata från det andra lakningssteget

Provnamn	Datum	Vikt flaska + material [g]	Volym eluat [ml] (V _{E1})	Tillsatt vatten [ml] (L ₈)	Uppnådd kumulativ L/S ((L ₂ +L ₈)/M _D))	Igång kl	Avtaget kl
CLP 1	16-dec	224,6	164,5	760,1	9,69	15:10	09:05
CLP 2	16-dec	245,0	160,8	781,8	9,51	15:32	09:17
CLP 3	12-jan	212,0	179,4	800,0	9,96	14:00	08:15
CLP 4	12-jan	221,9	168,9	809,8	10,06	14:10	08:20
Metallo 1	14-jan	216,8	186,3	832,8	9,97	13:55	08:25
Metallo 2	14-jan	202,4	183,4	797,1	10,03	14:00	08:30
Metallo 3	15-jan	207,7	177,9	802,6	10,03	14:03	08:14
Metallo 4	15-jan	214,2	174,7	807,7	9,97	14:12	08:21

7.2.6 Beräkningsformler för lakningssteg 2

Enligt standarden beräknades kvantiteten i det andra laksteget enligt följande formel

$$A_{2-10} = C_2 \cdot \left(\frac{VE_1}{M_D} \right) + C_8 \cdot \left(\left(\frac{L_2 + L_8 - VE_1}{M_D} \right) + \left(\frac{MC}{100} \right) \right) \quad (9)$$

Där

- A₂₋₁₀ är den kumulativt frisläppta massan av en beståndsdel vid L/S 10 (mg/kgTS)
- C₂ är den uppmätta koncentrationen i det första laksteget (mg/l)
- VE₁ är volymen uttaget eluat från efter det första laksteget (ml)
- M_D är massan torrt prov (g)
- C₈ är den uppmätta koncentrationen i det andra laksteget (mg/l)
- L₂ är tillsatt mängd lakvätska i det första lakningssteget (ml)
- L₈ är tillsatt mängd lakvätska i det andra lakningssteget (ml)
- MC är fukthalt i provet (%)

7.2.7 Felkällor och avsteg från standarden

- I punkt 4.3.4 står att provet ska vägas upp så att den blöta massan motsvarar en torrsubstansmassa på 175 g $\pm$ 5 g. Vid konsultation med kemister på Ovakos lab framgick att de alltid utgår ifrån 100 g torrsubstans när de gör sina laktester varför det även gjordes i detta projekt.
- Standarden anger att materialet skall lakas i en 500 ml-flaska i det första steget för att sedan föras över till en 2 000 ml-flaska vid steg 2. Att väga in 100 g torrsubstans innebär att vattenvolymen blir max 800 ml och att båda stegen kan lakas i samma flaska om 1 000 ml. Det var ett resursmässigt bättre alternativ eftersom alla flaskor köptes in nya till projektet.
- Standarden anger att en skakutrustning som roterar flaskorna, helst end-over-end, skall användas. Till detta projekt köptes ett skakbord eftersom det bedömdes vara en mer universell utrustning. Det innebär dock att flaskorna endast kan röra sig i vertikalled och således att kontakten mellan vatten och material blir sämre. För att kompensera detta ställdes en högre rotationshastighet än angivet in.
- Vid det första laborationsförsöket missuppfattades hur den totala L/S-kvoten 10 skulle nås. Istället för att tillsätta 8x torrmassan subtraherades den vattenmängd som blivit kvar i provet efter den första filtreringen. Således tillsattes lite för lite nytt vatten till proverna vilket gjorde att en nästintill perfekt L/S 8 uppnåddes, men då en del vatten blev medräknat två gånger blev den totala kumulativa L/S-kvoten för låg.
- Den mängd eluat som filtrerats av efter det första lakningssteget vägdes ej separat. Istället beräknades volymen eluat utifrån den vattenmängd som blivit kvar i provet. Eftersom flaskan med material, återstående vatten samt filter vägdes och vikten noterades kunde massan bortfiltrerat vatten enkelt beräknas. Från totalmassan räknades filtervikten, flaskvikten samt vikten av det torra materialet bort för att erhålla den mängd vatten som fanns kvar i provet. Den vattenmängden kunde sedan subtraheras från den tillsatta vattenmassan för att ge massan av det filtrerade eluatet.
- Då materialens torrhalt bestämts till 99,7 respektive 99,9 % antas den mängd vatten som funnits i provet från början vara försumbar. Försummas görs också vikten av det filter som används för att filtrera av det första eluatet och som sedan lakas med provet i det andra lakningssteget. Detta filter har en vikt i storleksordningen 0,08 g vilket inte anses påverka resultatet då noggrannheten på den våg som använts för att väga upp material och vatten endast är 0,1 g.

7.3 Lakvattenanalys med ICP

Tekniken som används för att analysera lakvattnets innehåll av metallföroreningar förkortas ICP-AES. Förkortningen ICP står för Inductive Coupled Plasma och tekniken går ut på att ett prov i vätskeform sönderdelas och joniseras i ett plasma av argongas. Två varianter av ICP-instrument finns tillgängliga. Det som är aktuellt i detta projekt utnyttjar atomemissions-spektroskopi AES. Plasmatalet där provet sprutas in har en temperatur på ca 10 000 °C och den extrema temperaturen gör att både joner och atomer emitterar ljus. Eftersom varje metall sänder

ut ljus med en specifik våglängd kan ljusintensiteten för varje ämne mätas. Då ett ICP-instrument använder sig av multielementteknik går det att mäta många ämnen samtidigt.

Ljusintensiteten från varje våglängd konverteras till en mätbar spänning, som i sin tur omvandlas till information om ämnets koncentration. För att relatera detta till en kvantitativ mängd görs en jämförelse mellan analyternas emissionsintensitet och en kalibreringskurva. Kalibreringskurvan skapas genom att mäta intensiteten hos standardlösningar med kända koncentrationer för varje aktuellt ämne. Innan analysen påbörjas måste en del parameterinställningar göras som anger bland annat vilka element som ska analyseras och vid vilka våglängder, vilken effekt instrumentet har samt plasmats och provets flöde.

Prover som analyseras med ICP är antingen filtrerade eller uppslutna i syra. Ett filtrerat prov pressas före analys genom ett filter med masktäthet 0,45 µm. Det betyder att partiklar med större diameter avlägsnas, och allt som återstår i provet anses vara i löst form. Ett uppslutet prov värms upp tillsammans med en syra för att tvinga eventuella partiklar att gå i lösning. Koncentrationen av föroreningar kan på det viset vara högre i ett prov som slutits upp än i ett prov som filtrerats. I de standarder som anger arbetsgången för ett laktest står att proverna ska filtreras varför uppslutning ej utförs i detta projekt.

7.4 Totalhaltsanalys med XRF-teknik och/eller ICP-analys

Bestämning av totalhalten av olika metaller i slaggen gjordes av personal både på Ovakos laboratorium i Hofors, men även av ackrediterad personal på ALS i Luleå. Två metoder som på olika sätt kvantifierar förekomsten av olika metaller i materialet användes. Resultaten från de båda metoderna jämfördes, men endast värden från uppslutning i syra och analys med ICP redovisas senare i resultatdelen då den anses vara mer exakt.

För att bestämma halten av vanligt förekommande oxider i ett slaggprov används röntgenfluorescens, XRF-analys. Metoden går ut på att med hjälp av röntgenstrålning jonisera och kvantifiera sammansättningen i materialet. Provberedelsen kan ske på två olika sätt. Antingen blandas provet med ett cellulosavax innan det utsätts för högt tryck så att det pressas till en brikett med slät yta. Det andra alternativet är att provet späds ut genom att blandas med ett fluxmedel av mestadels litiumtetraborat och sedan smälts ned och gjuts till en glasliknande pollett. I båda fallen gäller att spädningen görs i förhållandet 1:10 eftersom det är den spädningsfaktor som är inställd i instrumentet.

När provet är sammanpressat eller gjutet och svalnat läggs det i en metallkopp som placeras i instrumentet. Ytan joniseras och kvantiteten av olika metaller i ytskiktet utvärderas var för sig och räknas sedan upp till att motsvara andelen i själva provet. Instrumentet summerar sedan ihop alla olika Metalloxider och anger hur nära en totalsumma av 100 % uppnåddes. Eftersom instrumentet bara scannar ytan är det viktigt att provet är ordentligt blandat så att partiklar av enbart prov eller enbart vax ej förekommer.

Analys med röntgenfluorescens har utförts på Ovakos laboratorium i Hofors. Analysinstrumentet rapporterar all förekomst av en metall i form av dess vanligaste oxid i procent av torrsubstanshalten. Det betyder att även om en andel av en metall föreligger i sulfidform eller som ren metall så kommer instrumentet att utgå ifrån att samtliga förekomstformer är oxider. Det gör att totalsumman ibland inte blir 100 % och att beräkningar måste göras för att omvandla varje element från oxid till rent ämne. Resultatet och en förteckning över de omvandlingsfaktorer som ska användas för att beräkna slaggernas innehåll av olika metaller redovisas i

Bilaga B. Summering av de olika oxiderna visar att den totala summan i båda fallen blev ca 93 %. Det innebär att det är troligt att vissa element föreligger i annan form än som oxid.

För mindre vanligt förekommande element, eller för att kvantifiera mängden av element som inte nödvändigtvis föreligger i oxidform kan analys göras med ICP. Denna analysmetod användes av personalen på ALS. Provberedelsen är då sådan att det fasta provet löses upp i saltsyra eller svavelsyra genom att värmas i mikrovågsugn i ett tätslutande kärl. Den erhållna lösningen späds och analyseras med atomemissionsspektroskopi på samma sätt som lakvattnet. Resultatet erhålls som mg/l i den analyserade lösningen och kan sedan räknas om till mg/kgTS utifrån spädning och hur mycket material som vägdes upp.

7.5 Kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ

I naturliga mark-, grund- och ytvatten förekommer metaller i regel i olika förekomstformer, så kallade species. De kan vara antingen bundna till små suspenderade partiklar, t.ex. järnoxider, lermineral eller organiskt material eller förekomma i löst form som fria hydratiserade joner eller olika organiska eller oorganiska komplex. Informationen om metallens förekomstform är av intresse när man ska bedöma toxiciteten eftersom den skiljer sig kraftigt mellan olika lösta former av en metall. Ofta är det bara den fria jonformen som är tillgänglig för biologiskt upptag och således är det viktigt att vid en riskbedömning veta vilken form som dominerar (Berggren Kleja m.fl., 2006)

För tre utvalda metaller, zink, bly och koppar, studerades förekomstformerna i lakvattnet med kemisk jämviktsmodellering. För detta användes programmet Visual MINTEQ som finns tillgängligt för gratis nedladdning online. Programmet beräknar jämvikter i lösta, fasta och adsorberade faser och kan användas för att beräkna om metallernas löslighet kontrolleras av något mineral och ifall detta kan ha fallit ut. Modelleringen kan även visa hur vilken inverkan pH och förekomsten av organiskt material kan ha på specieringen, dvs fördelningen mellan lösta joner och olika komplex.

Lösligheten av ett mineral kan styras antingen genom adsorption eller genom utfällning. Detta avgörs med ett så kallat mättnadsindex. Mättnadsindex ges som kvoten av det aktuella mineralets löslighetsprodukt och dess jonaktivitetsprodukt. Aktiviteten för ingående joner i ett mineral måste vara högre än löslighetsprodukten för mineralet för att utfällning ska ske. Vid ett negativt mättnadsindex är lösningen undermättad med avseende på den aktuella mineralfasen vilket innebär att mineralet kan gå i lösning. Vid ett positivt mättnadsindex är lösningen övermättad och mineralet kan falla ut. Vid ett mättnadsindex nära noll råder kemisk jämvikt mellan löst och partikelbunden fas (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Kemisk jämviktsmodellering gjordes med data från lakvatten från kolonnförsöken vid LS 0,1 respektive LS10. Dessa vatten användes eftersom de är de enda som analyserats med avseende på DOC samt blivit temperaturmätta. Som indata i modellen användes uppmätta koncentrationer av de aktuella metallerna och DOC i lakvätskan samt pH, temperatur och ett alkalinitetsvärde som uppskattades till 1mekv/l. Alkaliniteten blev endast mätt på fast material och efter konsultation med laboratoriet som utfört mätningen antogs det uppmätta värdet motsvara en måttlig till hög alkalinitet i vattnet. Utifrån tabellerade värden gjordes då uppskattningen att 1mekv/l var ett värde mellan måttlig och hög alkalinitet (KRC, 2015).

För mer tillförlitliga resultat adderades även koncentrationen av de joner som bidrar mest till laddningen i lösningen. Förutom zink, koppar och bly ingick förekomsten av kalium, kalcium, natrium, magnesium, klorid, fluorid och sulfat i modelleringen (tabell 15).

Tabell 15: Indata för modellering med Visual MINTEQ

		CLP LS0,1	CLP LS10	Metallo LS0,1	Metallo L/S10
pH		9,5	7,9	8,2	7,6
ANC	mekv/l	1	1	1	1
Temp	°C	21,9	22,6	22,2	22,4
DOC	µg/l	8180	<500	4670	<500
Cu	µg/l	19,7	3,16	32,2	2,41
Pb	µg/l	10,6	8,44	48,9	3,09
Zn	µg/l	13,0	<2	437	13,1
Na	µg/l	87 700	731	93 400	981
Ca	µg/l	31 900	4 190	126 000	5 730
K	µg/l	40 500	3 930	52 700	1 230
Mg	µg/l	1 850	112	21 100	322
Cl	µg/l	39 000	<1000	68 000	<1000
F	µg/l	4 570	<200	6 230	470
SO₄⁻	µg/l	221 000	<5000	52 400	10 100

I de fall där laboratoriet rapporterat mindre-än-värden, alltså att värden som understiger analysinstrumentets detektionsgräns har uppmätts, användes värdet för detektionsgränsen i modellen. Detta gällde för DOC i båda L/S-10 lösningarna vilket gör att förekomsten av DOC där kan vara något överskattad och därmed kan komma att påverka resultaten.

8. Resultat

I detta avsnitt presenteras först resultaten från de olika lakförsöken som koncentrationsdata och vad detta gett för utlakade mängder. Därefter jämförs de båda lakningsmetoderna, dels mot varandra men också mot valda bedömningsgrunder. När lakningsmetoderna ställs mot varandra jämförs resultaten för zink, bly, nickel och koppar eftersom det är dessa metaller som anses mest intressanta utifrån innehållet i slaggerna.

8.1 Perkolationstest enligt SS-EN 14405

I tabell 16 listas de koncentrationer som uppmättes i de olika eluaten efter kolonnförsöket.

Tabell 16: Uppmätta koncentrationer i laklösningar vid samtliga L/S-kvoter från kolonnförsök för CLP-slagg respektive Metallo-slagg.

	CLP			Metallo		
	L/S 0,1 [mg/l]	L/S 2 [mg/l]	L/S 10 [mg/l]	L/S 0,1 [mg/l]	L/S 2 [mg/l]	L/S 10 [mg/l]
Ca	31,9	8,54	4,19	126,0	25,0	5,73
Fe	0,10	0,07	0,04	0,008	0,004	<0,004
K	40,5	3,93	1,09	52,7	6,55	1,23
Mg	1,85	0,29	0,11	21,1	2,96	0,32
Na	87,7	5,63	0,73	93,4	9,75	0,98
Al	0,27	0,73	0,69	0,007	0,08	0,19
As	0,01	0,02	0,002	0,008	0,005	0,007
Ba	0,14	0,95	0,93	0,15	0,28	0,21
Cd	0,0006	0,0005	0,0003	0,006	0,001	0,0003
Co	0,002	0,0006	0,0005	0,20	0,02	0,001
Cr	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Cu	0,02	0,006	0,003	0,03	0,004	0,002
Hg	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,00002	<0,00002	<0,00002
Mn	0,007	0,002	0,001	0,88	0,12	0,09
Mo	0,35	0,63	0,08	0,04	0,03	0,03
Ni	0,004	0,001	<0,0005	0,55	0,06	0,004
Pb	0,01	0,01	0,008	0,05	0,01	0,003
Zn	0,01	0,007	<0,002	0,44	0,05	0,01
Sb	0,02	0,01	0,006	0,04	0,03	0,03
Se	0,45	0,12	0,06	0,05	0,01	0,005
Cl	39,0	2,64	<1,0	68,0	6,49	<1,0
F	4,57	0,55	<0,2	6,23	2,44	0,47
SO4	221	11,4	<5,0	524	77,0	10,1
DOC	8,18	0,73	<0,5	4,67	0,67	<0,5

Koncentrationsdata från tabell 16 användes som indata i formel 4 och ger då de kumulativt utlakade mängder som listas i tabell 17

Tabell 17: Kumulativt utlakade mängder vid de olika lakstegen för CLP-slagg och för Metallo-slagg efter kolonnförsök.

	CLP			Metallo		
	L/S 0,1 [mg/kgTS]	L/S 2 [mg/kgTS]	L/S 10 [mg/kgTS]	L/S 0,1 [mg/kgTS]	L/S 2 [mg/kgTS]	L/S 10 [mg/kgTS]
Ca	3,17	19,4	52,9	12,5	60,0	106
Fe	0,01	0,14	0,48	0,0008	0,009	0,009-0,04
K	4,03	11,5	20,2	5,21	17,7	27,5
Mg	0,18	0,72	1,62	2,09	7,71	10,3
Na	8,72	19,4	25,3	9,24	27,8	35,6
Al	0,03	1,42	6,90	0,0007	0,15	1,69
As	0,001	0,04	0,05	0,0008	0,01	0,06
Ba	0,01	0,19	0,94	0,01	0,55	2,22
Cd	0,00006	0,001	0,003	0,0006	0,003	0,005
Co	0,0002	0,001	0,005	0,02	0,06	0,07
Cr	<0,00005	<0,001	<0,005	<0,00005	<0,001	<0,005
Cu	0,002	0,01	0,04	0,003	0,01	0,03
Hg	<0,000002	<0,00004	<0,0002	<0,000002	<0,00004	<0,0002
Mn	0,0007	0,0135	0,01	0,08	0,31	0,39
Mo	0,04	0,15	0,22	0,004	0,07	0,27
Ni	0,001	0,002	0,002- 0,006	0,05	0,17	0,21
Pb	0,001	0,03	0,10	0,005	0,03	0,05
Zn	0,001	0,01	0,01-0,03	0,04	0,15	0,25
Sb	0,002	0,02	0,07	0,004	0,006	0,28
Se	0,05	0,28	0,74	0,005	0,02	0,06
Cl	3,88	8,89	8,89-16,9	6,73	19,1	19,1-27,1
F	0,45	1,50	1,50-3,10	0,62	5,25	9,01
SO4	22,0	43,6	43,6-83,7	51,8	198	279
DOC	0,81	2,20	2,20-6,20	0,46	1,74	1,74-5,74

8.2 Tvåstegs skaktest

8.2.1 Koncentrationer och utlakade mängder i lakningssteg 1

I tabell 18 och 19 redovisas de koncentrationer som mättes upp i lakvätskorna från det första lakningssteget för respektive slagg.

Tabell 18: Uppmätta koncentrationer i eluat från det första lakningssteget (C₂) för CLP-slagg, uttryckta i mg/l.

C₂	CLP 1 [mg/l]	CLP 2 [mg/l]	CLP 3 [mg/l]	CLP 4 [mg/l]
Ca	16,6	14,5	24,1	19,5
Fe	0,007	0,02	0,05	5,84
K	5,03	4,57	7,86	5,62
Mg	0,78	0,67	1,32	0,99
Na	4,74	4,22	8,08	5,54
Al	0,02	0,02	0,04	0,69
As	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ba	0,29	0,25	0,29	0,33
Cd	0,01	0,008	0,01	0,02
Co	0,01	0,009	0,007	0,02
Cr	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,004
Cu	0,007	0,005	0,01	0,21
Hg	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,0004
Mn	0,06	0,04	0,05	0,17
Mo	0,03	0,02	0,06	0,02
Ni	0,03	0,02	0,02	0,04
Pb	0,008	0,006	0,02	0,32
V	<0,00005	<0,00005	0,00007	0,002
Zn	0,02	0,01	0,05	0,37

Tabell 19: Uppmätta koncentrationer i eluat från det första lakningssteget (C₂) för Metallo-slagg, uttryckta i mg/l

C₂	Metallo 1	Metallo 2	Metallo 3	Metallo 4
Ca	33,8	34,1	33,4	33,8
Fe	0,14	0,03	0,007	0,59
K	14,5	14,3	14,3	14,9
Mg	4,53	4,4	4,58	4,56
Na	115	119	116	123
Al	0,06	0,05	0,04	0,11
As	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ba	0,19	0,19	0,18	0,19
Cd	0,003	0,003	0,003	0,004
Co	0,007	0,007	0,008	0,01
Cr	0,001	0,0008	0,002	0,001
Cu	0,02	0,02	0,02	0,05
Hg	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Mn	0,02	0,02	0,02	0,04
Mo	0,07	0,07	0,07	0,08
Ni	0,02	0,02	0,02	0,04
Pb	0,04	0,04	0,04	0,07
V	0,0002	0,0001	0,0002	0,0004
Zn	0,03	0,03	0,03	0,14

När koncentrationsdata som listas i tabell 18 och 19 stoppas in i formel 6 tillsammans med den exakta L/S-kvoten som listas i tabell 13 i avsnitt 7.2.3 ges de utlakade mängder som listas i tabell 20 för CLP-slaggen och tabell 21 för Metallo-slaggen. Då fyra replikat gjordes för respektive slagg tas ett medelvärde ut för användning i den fortsatta resultatbearbetningen. I tabellerna listas därför även seriens standardavvikelse samt den relativa standardavvikelsen för att visa osäkerheten i varje medelvärde.

Tabell 20: Utlakade mängder av respektive beståndsdel vid LS2 (A₂) för CLP-slagg, uttryckta i mg/kgTS

A₂	CLP 1	CLP2	CLP 3	CLP 4	Medel	Standard- avvikelse	Relativ Standard- avvikelse
Ca	33,7	29,2	48,4	38,9	37,6	7,14	19,0 %
Fe	0,01	0,04	0,11	11,7	2,96	5,03	170,1 %
K	10,2	9,19	15,8	11,2	11,6	2,51	21,7 %
Mg	1,58	1,35	2,65	1,97	1,89	0,49	26,0 %
Na	9,64	8,49	16,2	11,1	11,4	2,95	26,0 %
Al	0,04	0,04	0,08	1,39	0,38	0,58	150,4 %
As	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	-	-
Ba	0,58	0,50	0,58	0,65	0,58	0,05	9,2 %
Cd	0,03	0,02	0,02	0,05	0,03	0,01	42,7 %
Co	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02	0,008	32,6 %
Cr	<0,001	<0,001	<0,001	0,007	<0,001	-	-
Cu	0,01	0,01	0,02	0,43	0,12	0,18	152,1 %
Hg	<0,00004	<0,00004	<0,00004	0,0008	<0,00004	-	-
Mn	0,12	0,08	0,11	0,34	0,16	0,10	65,5 %
Mo	0,06	0,03	0,12	0,05	0,07	0,03	51,6 %
Ni	0,05	0,04	0,03	0,08	0,05	0,02	33,1 %
Pb	0,02	0,01	0,03	0,64	0,17	0,27	153,4 %
V	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,005	0,0002	-	-
Zn	0,03	0,03	0,10	0,74	0,23	0,30	132,3 %

Tabell 21: Utlakade mängder av respektive beståndsdel vid LS2 (A₂) för Metallo-slagg, uttryckta i mg/kgTS

A₂	Metallo 1	Metallo 2	Metallo 3	Metallo 4	Medel	Standard- avvikelse	Relativ standard- avvikelse
Ca	67,9	69,9	68,0	67,1	68,2	1,01	1,5 %
Fe	0,28	0,06	0,01	1,17	0,38	0,47	122,8 %
K	29,1	29,3	29,1	29,6	29,3	0,19	0,7 %
Mg	9,09	9,02	9,33	9,06	9,12	0,12	1,3 %
Na	231	244	236	244	239	5,58	2,3 %
Al	0,13	0,10	0,09	0,21	0,13	0,05	37,4 %
As	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	-	-
Ba	0,39	0,38	0,37	0,38	0,38	0,004	1,1 %
Cd	0,007	0,007	0,007	0,008	0,007	0,0005	7,9 %
Co	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,006	35,0 %
Cr	0,002	0,002	0,003	0,003	0,002	0,0007	27,3 %
Cu	0,04	0,04	0,04	0,10	0,05	0,03	50,3 %
Hg	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003	0,0002	0,00002	8,8 %
Mn	0,05	0,04	0,05	0,08	0,05	0,01	24,6 %
Mo	0,15	0,14	0,14	0,15	0,15	0,003	2,3 %
Ni	0,05	0,04	0,05	0,07	0,05	0,01	22,1 %
Pb	0,09	0,09	0,08	0,15	0,10	0,03	27,3 %
V	0,0004	0,0003	0,0003	0,0008	0,0005	0,0002	40,8 %
Zn	0,06	0,05	0,05	0,28	0,11	0,10	88,2 %

8.2.2 Koncentrationer och utlakade mängder i lakningssteg 2

I tabell 22 och 23 listas de koncentrationer som uppmättes i det andra lakningssteget..

Tabell 22: Uppmätta koncentrationer i det andra lakningssteget (C₈) för CLP-slagg uttryckta i mg/l

C₈	CLP1 [mg/l]	CLP2 [mg/l]	CLP3 [mg/l]	CLP4 [mg/l]
Ca	4,49	3,66	8,41	6,32
Fe	0,009	0,50	0,39	0,14
K	0,572	<0,5	0,82	0,65
Mg	0,13	0,12	0,27	0,19
Na	0,59	0,60	0,72	0,58
Al	0,04	0,09	0,11	0,10
As	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ba	0,10	0,08	0,19	0,12
Cd	0,002	0,005	0,004	0,002
Co	0,002	0,004	0,002	0,001
Cr	<0,0005	0,0008	0,0005	0,001
Cu	0,003	0,03	0,02	0,02
Hg	<0,00002	0,00005	0,00003	<0,00002
Mn	0,004	0,02	0,01	0,009
Mo	0,01	0,009	0,03	0,02
Ni	0,005	0,007	0,004	0,008
Pb	0,004	0,03	0,03	0,01
V	0,0001	0,0002	0,0002	0,0001
Zn	0,008	0,04	0,03	0,01

Tabell 23: Uppmätta koncentrationer i det andra lakningssteget (C_8) för Metallo-slagg uttryckta i mg/l

C₈	Metallo 1 [mg/l]	Metallo 2 [mg/l]	Metallo 3 [mg/l]	Metallo 4 [mg/l]
Ca	8,62	9,2	9,13	8,31
Fe	0,007	0,009	0,96	0,12
K	0,87	0,87	1,01	0,92
Mg	0,64	0,63	0,69	0,62
Na	5,80	5,51	6,34	6,17
Al	0,11	0,09	0,23	0,12
As	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Ba	0,21	0,21	0,23	0,20
Cd	0,001	0,001	0,002	0,001
Co	0,002	0,002	0,01	0,003
Cr	0,0007	<0,0005	0,001	0,0007
Cu	0,005	0,006	0,04	0,009
Hg	<0,00002	<0,00002	0,0002	<0,00002
Mn	0,003	0,003	0,03	0,008
Mo	0,02	0,02	0,03	0,02
Ni	0,004	0,005	0,03	0,007
Pb	0,02	0,02	0,07	0,03
V	0,00009	0,00009	0,0003	0,0001
Zn	0,01	0,02	0,18	0,03

De uppmätta koncentrationerna i det andra lakningssteget användes för att med formel 7 räkna ut den kumulativt utlakade mängden av varje enskild metall. Detta gjordes med hänsyn tagen till uppvägda mängder av slagg samt till den vattenvolym som avlägsnades i det första lakningssteget (tabell 13 och 14) och däri uppmätta metallkoncentrationer (tabell 18 och 19).

De kumulativt utlakade mängderna av respektive metall listas i tabell 24 och 25. För de fyra försök som gjordes av respektive slagg har ett medelvärde av den utlakade mängden tagits för varje beståndsdel. För att visa spridningen från medelvärdet togs en standardavvikelse och en relativ standardavvikelse fram för varje metall. Oavsett spridning har medelvärdet använts i den fortsatta resultatredovisningen.

Tabell 24: Kumulativt utlakade mängder vid LS 10 (A₂₋₁₀) för CLP-slagg, uttryckta i mg/kgTS

A₂₋₁₀	CLP 1	CLP 2	CLP 3	CLP 4	Medel	Standard- avvikelse	Relativ standard- avvikelse
Ca	63,8	51,7	112	85,8	78,3	22,9	29,2 %
Fe	0,087	4,05	3,28	11,0	4,61	3,98	86,4 %
K	13,0	11,1	20,7	14,9	14,9	3,62	24,3 %
Mg	2,35	2,02	4,57	3,25	3,05	0,99	32,4 %
Na	12,6	11,3	20,3	14,1	14,6	3,43	23,6 %
Al	0,39	0,72	0,93	2,04	1,02	0,62	60,6 %
As	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0002	2,0 %
Ba	1,31	1,04	2,10	1,52	1,49	0,39	26,1 %
Cd	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05	0,005	10,8 %
Co	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04	0,007	19,5 %
Cr	0,005	0,007	0,005	0,02	0,008	0,005	58,8 %
Cu	0,03	0,22	0,17	0,51	0,23	0,17	75,0 %
Hg	0,0002	0,0004	0,0003	0,0009	0,0004	0,0003	59,7 %
Mn	0,13	0,22	0,21	0,36	0,23	0,08	36,7 %
Mo	0,16	0,10	0,35	0,18	0,20	0,09	47,4 %
Ni	0,08	0,09	0,06	0,13	0,09	0,02	27,6 %
Pb	0,05	0,26	0,23	0,65	0,30	0,22	73,4 %
V	0,001	0,002	0,002	0,01	0,002	0,002	65,3 %
Zn	0,09	0,36	0,33	0,75	0,38	0,23	61,4 %

Tabell 25: Kumulativt utlakade mängder vid LS 10 (A₂₋₁₀) för Metallo-slagg uttryckta i mg/kgTS

A₂₋₁₀	Metallo 1	Metallo 2	Metallo 3	Metallo 4	Medel	Standard- avvikelse	Relativ standard- avvikelse
Ca	131	138	135	128	133	3,70	2,8 %
Fe	0,30	0,13	7,93	2,00	2,6	3,17	122,4 %
K	33,0	33,4	33,7	33,4	33,4	0,26	0,8 %
Mg	13,3	13,2	13,9	13,1	13,4	0,30	2,2 %
Na	253	263	258	264	260	4,59	1,8 %
Al	1,05	0,86	1,96	1,18	1,26	0,42	33,4 %
As	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00003	0,3 %
Ba	2,11	2,09	2,24	1,98	2,11	0,09	4,4 %
Cd	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,003	17,2 %
Co	0,03	0,03	0,13	0,05	0,06	0,04	68,0 %
Cr	0,008	0,006	0,01	0,008	0,01	0,003	33,7 %
Cu	0,08	0,08	0,38	0,16	0,17	0,12	69,9 %
Hg	0,0004	0,0003	0,002	0,0004	0,0007	0,001	79,9 %
Mn	0,06	0,07	0,31	0,14	0,14	0,10	70,0 %
Mo	0,31	0,30	0,35	0,31	0,32	0,02	5,7 %
Ni	0,08	0,08	0,25	0,12	0,13	0,07	53,1 %
Pb	0,27	0,28	0,64	0,36	0,39	0,15	38,9 %
V	0,001	0,001	0,003	0,002	0,002	0,0007	43,6 %
Zn	0,16	0,18	1,50	0,51	0,59	0,54	92,4 %

8.3 Totalhaltsanalys

På Ovakos laboratorium gjordes en röntgenanalys som gav information om fördelningen mellan olika oxider i slaggerna. Resultatet och en förteckning över de omvandlingsfaktorer som ska användas för att på det viset beräkna slaggernas innehåll av olika metaller redovisas i bilaga 2. Då summering av de olika oxiderna gjordes visade det sig att den totala summan i båda fallen blev ca 93 %. Det innebär att det är troligt att vissa element föreligger i annan form än som oxid.

Att röntgenanalysinstrumentet utgår ifrån att hela förekomsten av ett element är i oxidform påverkar exaktheten i metoden, särskilt när summeringen av oxiderna inte når 100 %. För att komplettera röntgenanalysen efterfrågades därför även en totalhaltsbestämning med ICP från ALS laboratorium (tabell 26). Med den analysmetoden gavs data för fler metaller och ingen omräkning behövde göras.

Tabell 26: Resultat av totalhaltsanalys med ICP utförd av ALS uttryckta i mg/kgTS

Element	CLP [mg/kgTS]	Metallo [mg/kgTS]
As	9,28	169
Ba	3580	2710
Be	4,26	3,09
Cd	3,91	7,31
Co	540	3190
Cr	1410	1440
Cu	6400	4950
Hg	0,0925	0,0849
Mo	108	178
Nb	19,8	18,6
Ni	868	6190
Pb	1040	650
S	4870	22400
Sb	59,7	178
Sc	4,92	4,63
Sn	50,7	108
Sr	5510	3750
V	200	222
W	60,6	69
Y	25,4	26,8
Zn	14800	27800
Zr	495	790

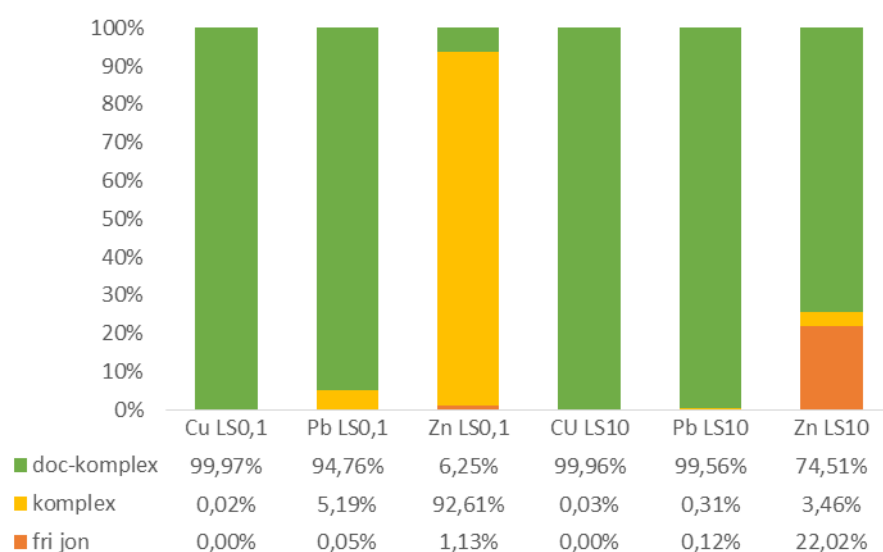
8.4 Kemisk jämviktsmodellering i Visual MINTEQ

I detta avsnitt visas resultatet av den kemiska jämviktsmodellering som utfördes i Visual MINTEQ. Som indata i modellen användes uppmätta koncentrationer i lakvattnet efter kolonnförsöket samt pH, temperatur och ett uppskattat värde på alkaliniteten. Alla indata finns listade i tabell 15 i kapitel 7.5.

8.4.1 Speciering

Kemisk jämviktsmodellering användes för att uppskatta hur de lösta elementen i lakvattnen fördelar sig mellan fri jonform, lösta organiska komplex eller komplex med andra lösta joner.

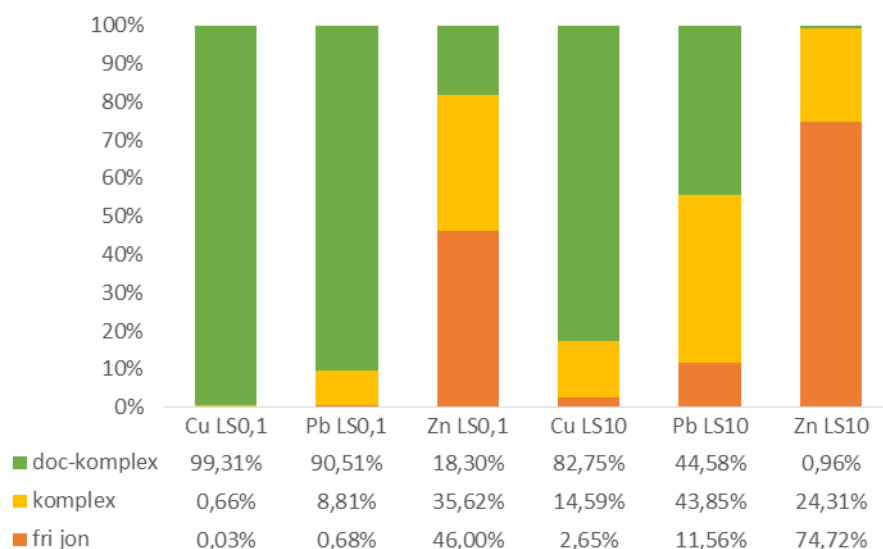
I figur 8 visas specieringen för koppar, bly och zink i CLP-slaggen.



Figur 8: Modellerade förekomstformer för koppar, bly och zink i lakvattnet från kolonnförsök med CLP-slagg.

Figuren visar att vid den låga L/S-kvoten förekommer nästan allt koppar och bly som lakats ut från CLP-slaggen i komplex med DOC. Zink tycks däremot bilda komplex med andra lösta joner. Vid hög L/S-kvot är pH lägre samtidigt som detsamma gäller både DOC-koncentrationen och förekomsten av andra lösta joner. Att tillgången på andra joner i lösningen minskar gör att andelen oorganiska komplex med framförallt zink minskar och att större andel av zinken förekommer som fria joner. Koppar och bly är fortfarande nästan uteslutande bundet till DOC trots att även den koncentrationen minskar kraftigt.

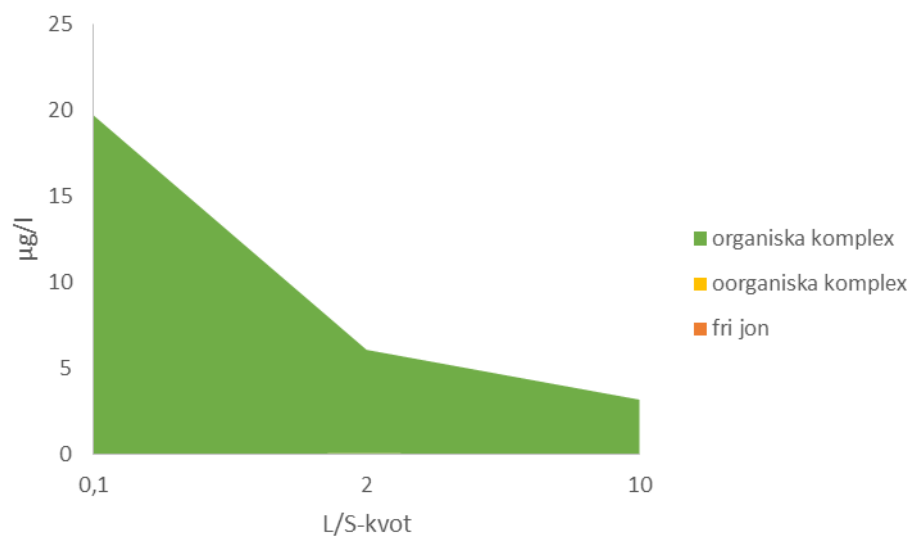
I figur 9 visas specieringen av koppar, bly och zink i Metallo-slaggen.



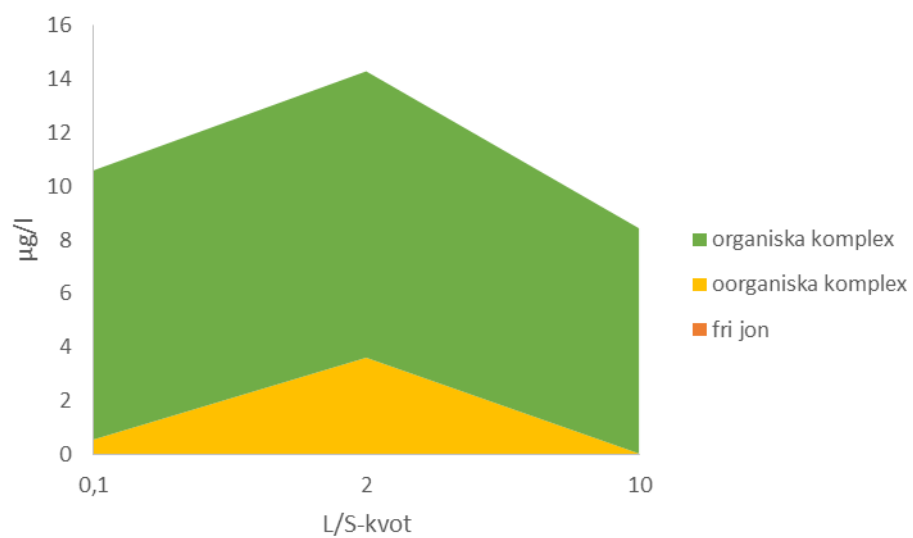
Figur 9: Modellerade förekomstformer för koppar, bly och zink i lakvattnet från kolonnförsök med Metallo-slagg.

Vid den låga L/S-kvoten återfinns nästan allt koppar i lakvattnet i komplex med DOC. Även bly bildar nästan uteslutande komplex men här är andelen som är bundet till andra lösta joner något större. Zink bildar till mindre del komplex utan nästan hälften av zinken återfinns som fria joner. Vid den högre L/S-kvoten är pH lägre och detsamma gäller koncentrationen av DOC och koncentrationen av andra lösta joner är lägre. Det gör att alla tre studerade metaller till större andel förekommer som lösta joner. För koppar är fortfarande över 80 % bundet till DOC, men för bly har andelen DOC-komplex halverats och zinken förekommer till 75 % som lösta joner.

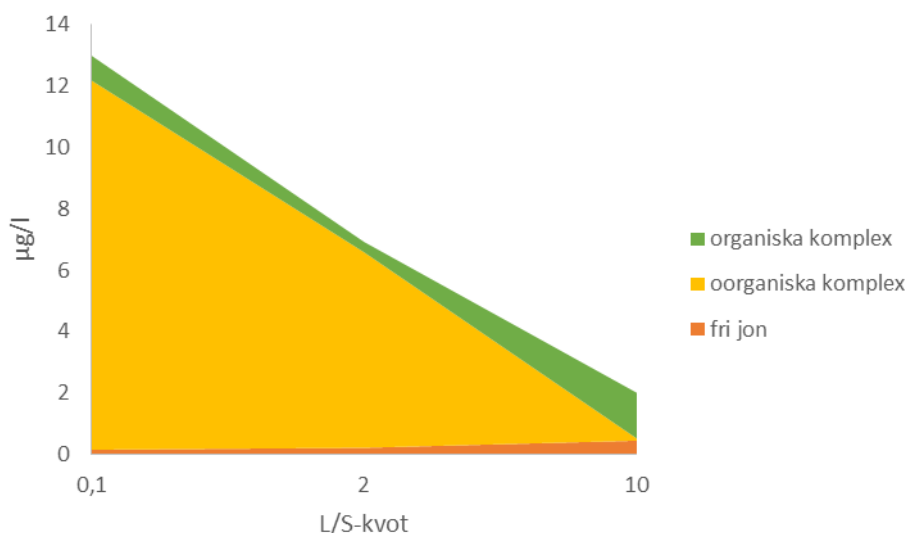
I figur 10-12 visas hur koncentrationen av olika species ändras med ökande L/S-kvot i lakvattnen från CLP-slaggen. För koppar (figur 10) utgörs hela den utlakade mängden av lösta organiska komplex vid samtliga tre L/S-kvoter. För bly (figur 11) och zink (figur 12) tyder modelleringen på en något annorlunda speciering. Zink förekommer vid L/S 0,1 nästan uteslutande i komplex med andra lösta joner, oorganiska komplex. När L/S-kvoten ökar och koncentrationen av andra lösta joner minskar tycks den andel av zinken som är bunden till doc, samt den andel som förekommer som lösta joner öka. Vid L/S 10 fanns nästan inga oorganiska zinkkomplex i lösningen. För bly ökade den totala koncentrationen i lakvätskan från L/S 0,1 till L/S 2, för att sedan minska något till L/S 10. Detta ger lakningskurvan för bly ett något annorlunda utseende. Bly förekommer uteslutande som lösta komplex, till största delen organiska. Vid L/S 2 är koncentrationen av oorganiska komplex som störst, för att sedan minska igen.



Figur 10: Koncentrationen av olika kopparspecies i lakvattnet från CLP-slagg vid olika L/S-kvoter



Figur 11 Koncentrationen av olika blyspecies i lakvattnet från CLP-slagg vid olika L/S-kvoter



Figur 12 Koncentrationen av olika zinkspecies i lakvattnet från CLP-slagg vid olika L/S-kvoter

8.4.2 Mättnadsindex

De allra flesta metallkomplex med zink, koppar och bly har negativa mättnadsindex i de olika lösningarna. Det innebär att lösningarna är undermättade med avseende på dessa mineral och att det därför inte kommer att ske någon utfällning. Metallkoncentrationen i lösningen kommer således att öka vid ökad metalltillsats.

För några mineralfaser noterades positiva mättnadsindex. Det innebär att en utfällning kan reglera förekomsten av fria joner i dessa lösningar till en viss nivå. De aktuella mineralfaserna och deras respektive mättnadsindex listas i tabell 31.

Tabell 27: Mättnadsindex för några mineral som kan falla ut och reglera lösligheten av vissa metaller i lakvattnen.

Slagg	Mineral	Mättnadsindex
Metallo L/S 0,1	Hydrozincite $\text{Zn}_5(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_6$	0,657
Metallo L/S 10	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	0,393
Metallo L/S 10	Tenorite (CuO)	0,582
CLP L/S 0,1	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	0,595
CLP L/S 0,1	Zincite (ZnO)	0,277

9. Resultatjämförelser

9.1 Utvärdering av valda lakningsmetoder mot varandra

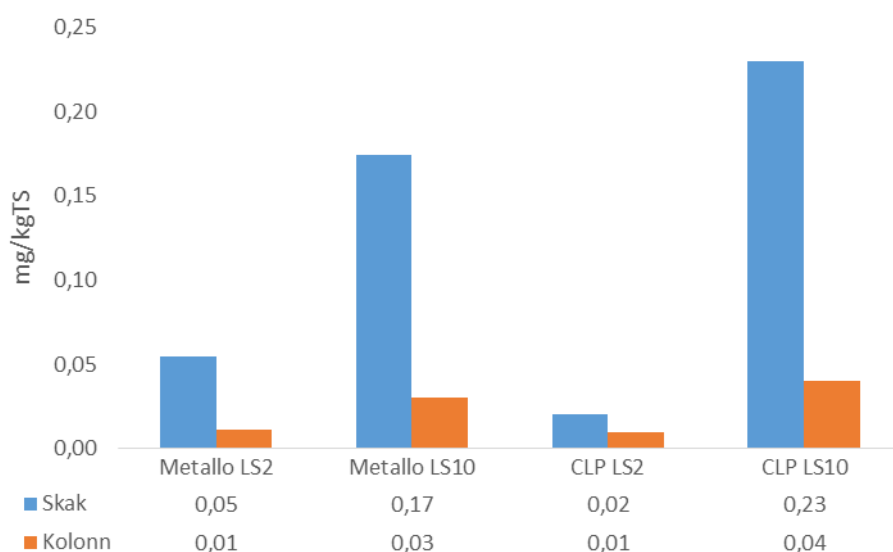
Ett syfte med projektet är att ta fram en lakningsmetod som kan utföras som ett överensstämmelsetest för att snabbt kontrollera att slaggen uppfyller ställda lakningsbegränsningar. Det är därför önskvärt att resultaten från skaktesterna stämmer överens med resultaten från de ackrediterade kolonntesterna. I detta avsnitt redovisas resultaten för fyra utvalda metaller: bly, koppar, nickel och zink. Resultaten visas som stapeldiagram för att tydliggöra skillnader i utlakade mängder mellan lakningsmetoderna för de L/S-kvoter som studerats. Diagram för resterande metaller finns i bilaga 1.

I detta avsnitt redovisas även koncentrationen i lakvätskan som funktion av L/S-kvot samt hur detta omsätts till utlakad mängd som funktion av L/S-kvot. För koncentrationen i lakvätskan kan enbart resultaten från kolonnförsöket redovisas eftersom det endast är därifrån det finns tre lakvattenuttag.

Att utvärdera metallernas lakningsbeteende genom att plotta den utlakade mängden som funktion av L/S-kvot kan dessutom ge en uppfattning om huruvida metallen befinner sig i en mer eller mindre löslig fas.

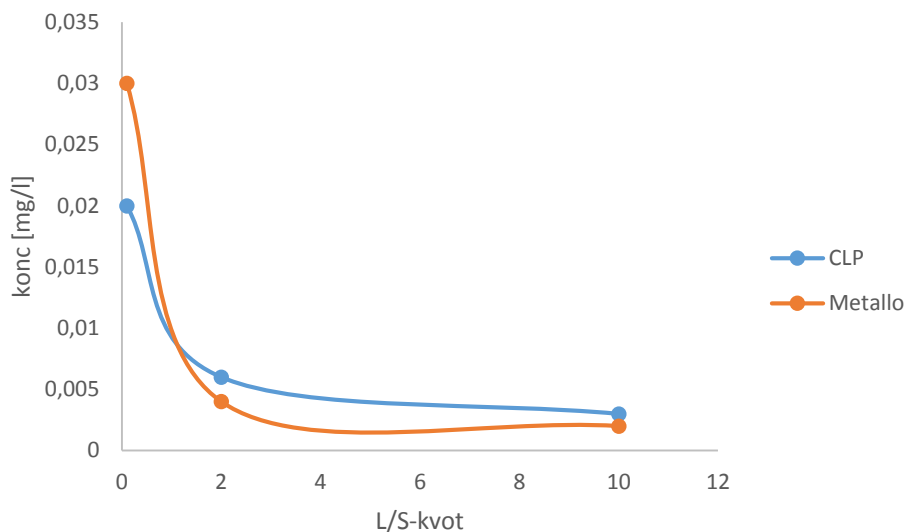
9.1.1 Koppar

Medelvärdet av utlakningen av koppar vid de fyra skakförsöken var högre än utlakningen vid kolonnförsöket (figur 13). Resultaten för de båda lakningsmetoderna skiljde sig mer vid den högre L/S-kvoten än vid den lägre.



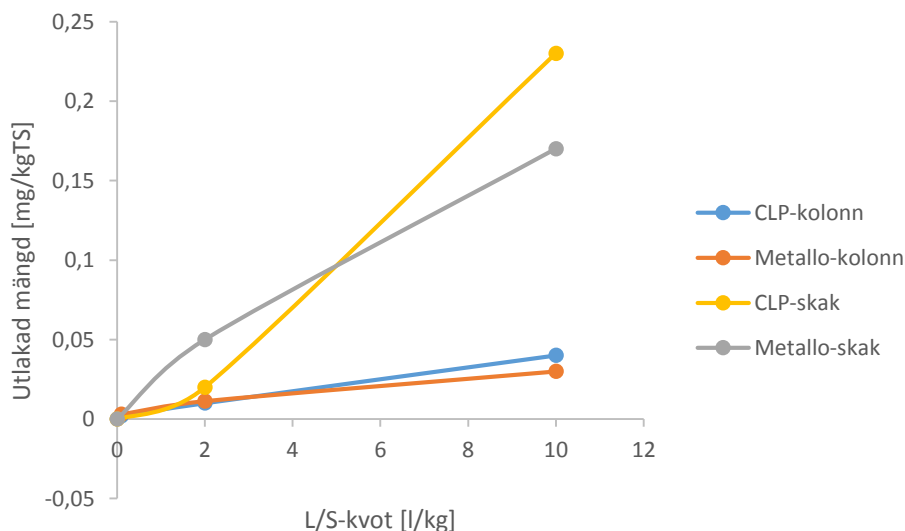
Figur 13: Utlakning av koppar i skaktest respektive kolonntest vid L/S2 och L/S10

Koncentrationen av koppar i lakvätskan minskade med ökad L/S-kvot för kolonnförsöket (figur 14).



Figur 14: Koncentrationen av koppar i lakvätskan som funktion av L/S-kvot i kolonnförsöket

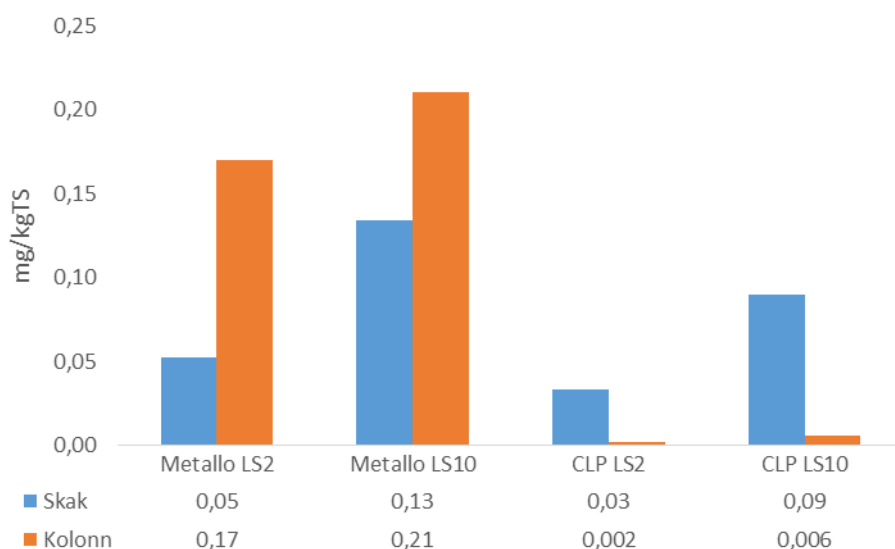
När utlakad mängd redovisas som funktion av L/S-kvot visade lakningskurvorna för koppar på ett linjärt lakningsbeteende för kolonnförsöken medan skakförsöken avvek något från ett linjärt beteende (figur 15). För CLP-slaggen uppvisades där ett ökande lakningsmönster medan utlakningstakten för Metallo-slaggen minskade med ökande L/S-kvot. Dock har punkten (0,0) adderats vilket kan påverka lakningskurvornas utseende i det fallet. Skillnaden mellan metoderna var mindre vid L/S 2 än vid L/S 10.



Figur 15: Den kumulativt utlakade mängden av koppar som funktion av L/S-kvot

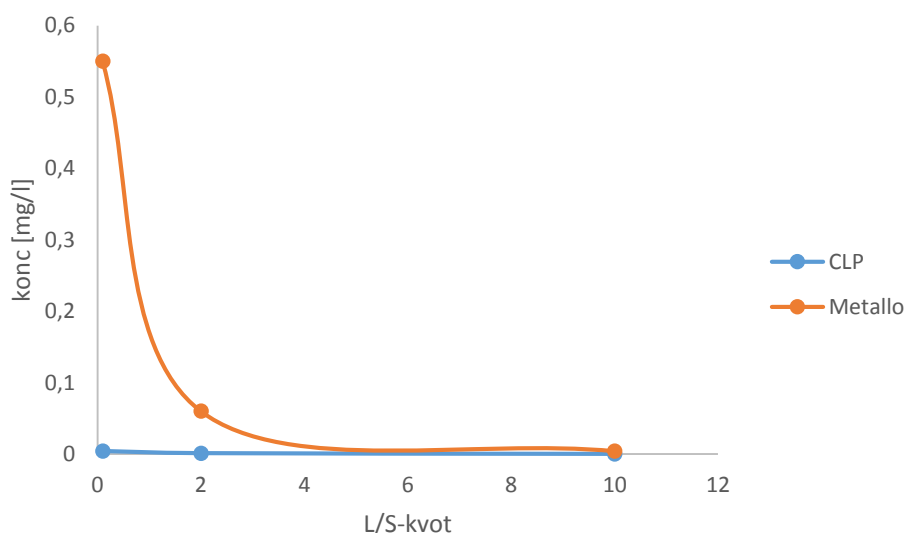
9.1.2 Nickel

I detta avsnitt redovisas lakningsresultaten med avseende på utlakning av nickel. Det skedde en större utlakning av nickel från Metallo-slaggen än från CLP-slaggen. För Metallo-slaggen blev lakningen större från kolonnförsöket än från skakförsöket. För CLP-slaggen gav däremot medelvärdet av de fyra skakförsöken upphov till en större utlakad mängd nickel än vad kolonnförsöket gjorde (figur 16).



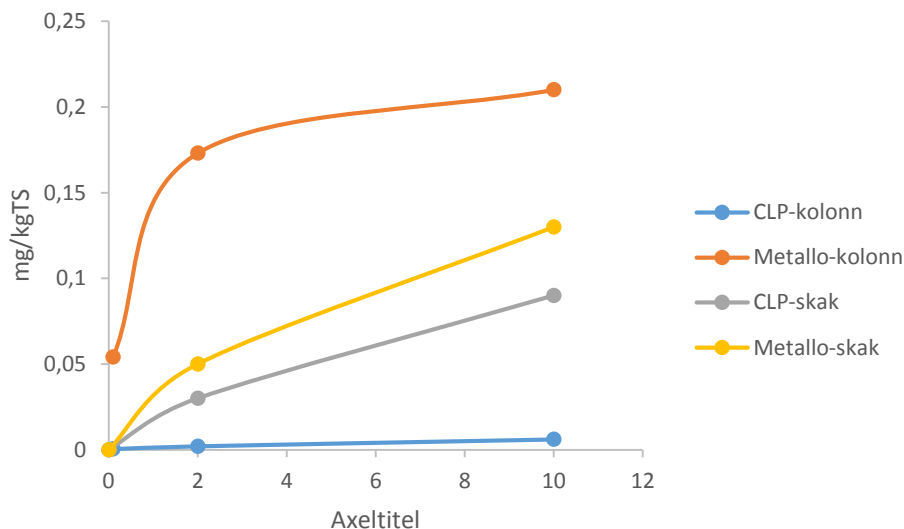
Figur 16: Utlakning av nickel i skaktest respektive kolonntest vid L/S2 och L/S10

Koncentrationen av nickel i lakvätskan skiljde sig mellan de båda materialen vid L/S 0,1 då en betydligt större mängd nickel mättes upp i det första lakvattnet från Metallo-slaggen (figur 17). När L/S-kvoten ökade utjämnades skillnaderna mellan materialen då nickelkoncentrationen i lakvattnet från Metallo-slaggen sjönk. För CLP-slaggen höll sig koncentrationen på samma låga nivå vid samtliga tre studerade L/S-kvoter.



Figur 17: Koncentrationen av nickel i lakvätskan som funktion av L/S-kvot i kolonnförsöket.

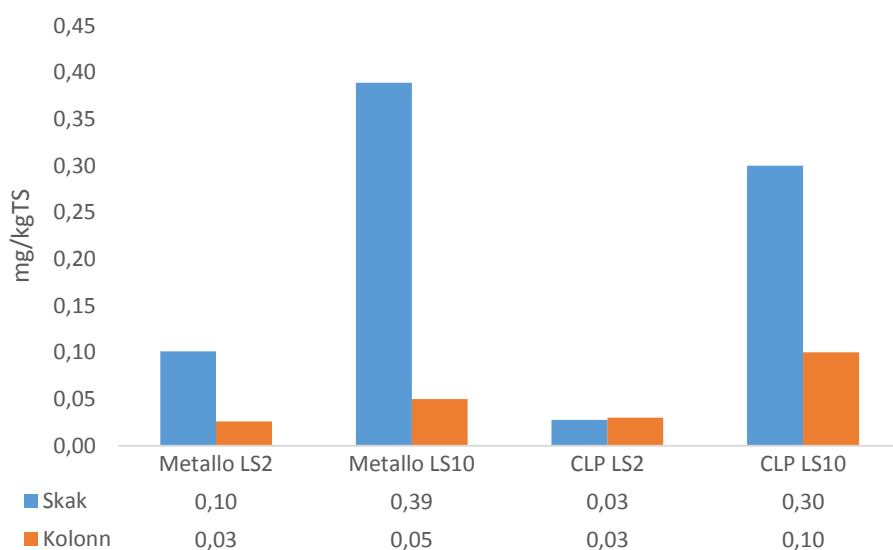
Den kumulativt utlakade mängden nickel ökade med ökande L/S-kvot för de fyra studerade fallen (figur 18). En hög koncentration i lakvattnet från Metallo-slaggen i de första uttaget ur kolonnen gjorde att även den kumulativt utlakade mängden blev högre i detta fall. Skakförsöken följde ungefär samma utlakningsmönster för båda slaggerna, men en något högre utlakning skedde från Metallo-slaggen.



Figur 18: Kumulativt utlakad mängder av nickel som funktion av L/S-kvot

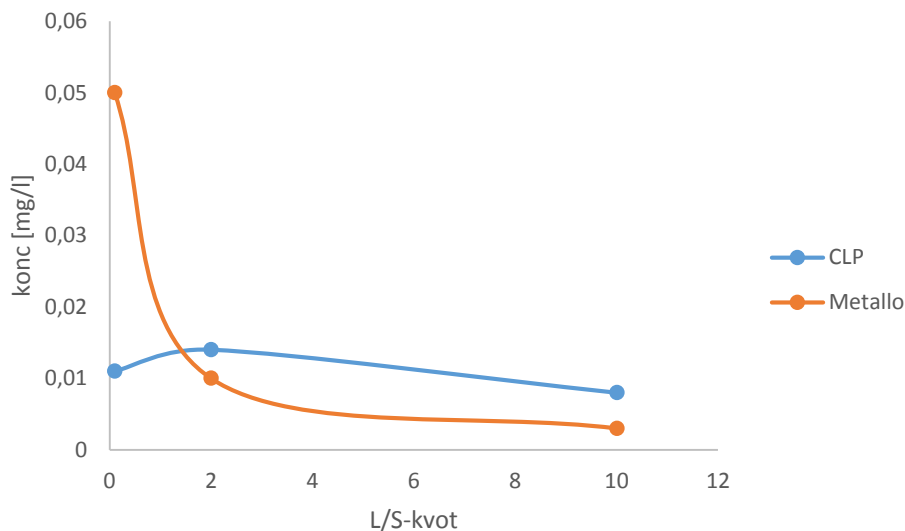
9.1.3 Bly

En jämförelse av de båda lakningsmetoderna med avseende på utlakning av bly visar att skakförsöken lakade ut större mängder bly än kolonnförsöken och att skillnaden var större vid L/S 10 än vid L/S 2 (figur 19). För CLP-slaggen var skillnaden mellan metoderna mindre än för Metallo-slaggen. Kolonnförsöket gav en större utlakning för CLP-slaggen än för Metallo-slaggen vid L/S 10 medan det motsatta gällde för kolonnförsöken. Vid L/S 2 genererade båda metoderna samma utlakade mängd i CLP-slaggen medan utlakningen från skakförsöket blev något större för Metallo-slaggen.



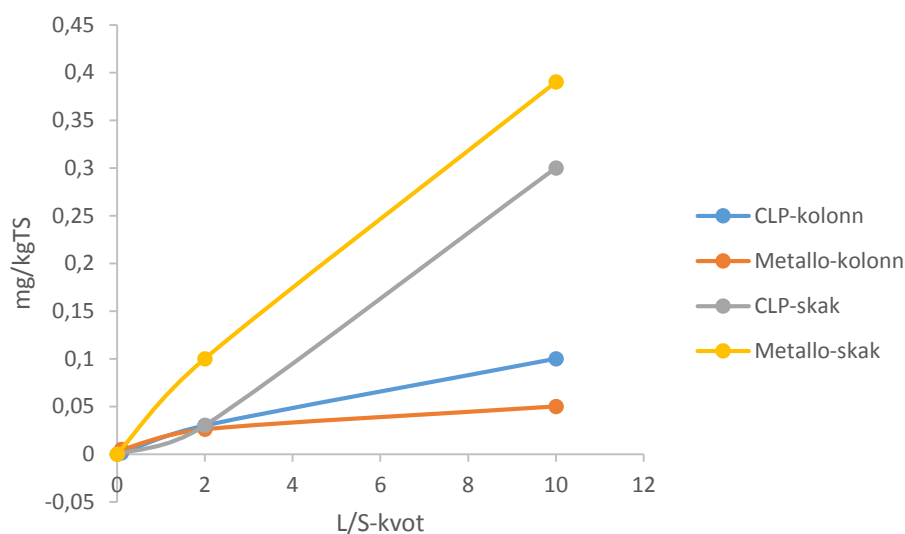
Figur 19: Utlakning av bly med skaktest respektive kolonntest vid L/S2 och L/S10

Utlakningsmönstret för bly skiljde sig åt mellan de båda slaggerna (figur 20). I Metallo-slaggen var koncentrationen i lakvattnet högst i det första uttaget för att sedan minska med ökande L/S-kvot. För CLP-slaggen var halten i lakvattnet jämnare vid alla studerade L/S-kvoter. Det skedde möjligen liten koncentrationsökning i lakvattnet mellan L/S 0,1 och L/S 2, men halterna som uppmättes är låga.



Figur 20: Koncentrationen av bly i lakvätskan som funktion av L/S-kvot i kolonnförsöket

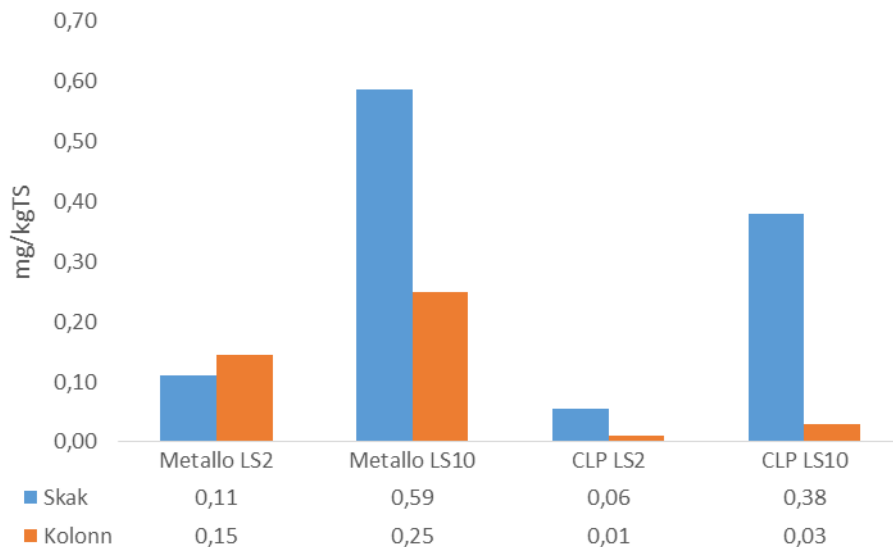
Den kumulativt utlakade mängden bly som funktion av L/S-kvot gav upphov till linjära lakningskurvor (figur 21). Det påvisades möjligen ett något avtagande lakningsmönster för Metallo-slaggen i båda lakningsmetoderna, samt för CLP-slaggen i kolonnförsöket. För skakförsöket uppvisade CLP-slaggen istället ett något ökande lakningsmönster med ökad L/S-kvot. Lakningskurvornas utseende kan påverkas av att punkten (0,0) har adderats till skakförsöken för att möjliggöra att resultaten visas i samma graf.



Figur 21: Den kumulativt utlakade mängden av bly som funktion av L/S-kvot

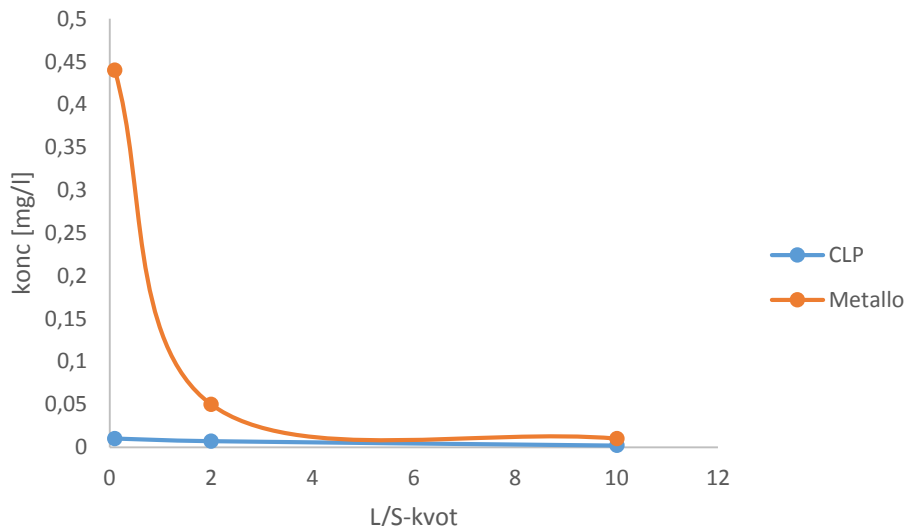
9.1.4 Zink

En jämförelse av de båda lakningsmetoderna med avseende på utlakning av zink visar att skakförsöken i tre fall av fyra gav upphov till en större utlakad mängd zink än kolonnförsöket (figur 22). Undantaget var för Metallo-slaggen vid L/S 2 där kolonnförsöket gav upphov till en större utlakad mängd.



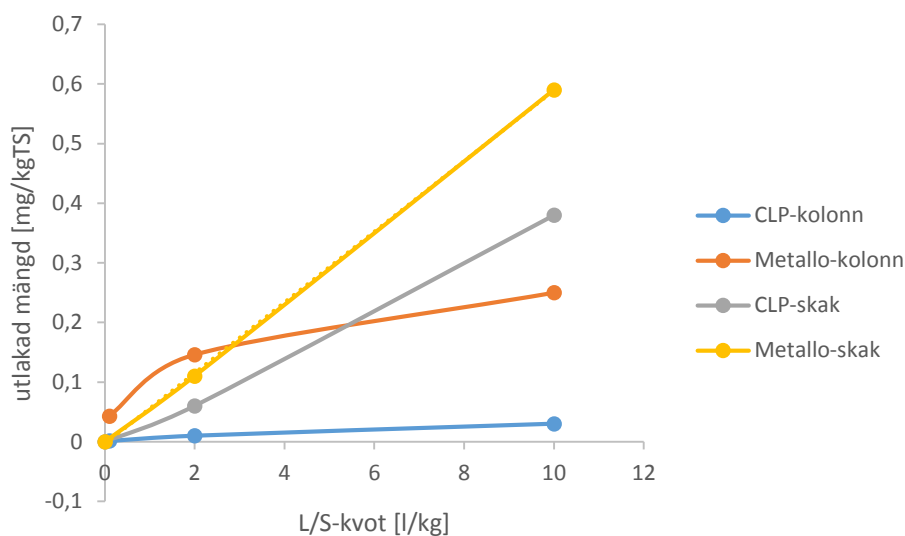
Figur 22: Utlakning av zink med skaktest respektive kolonnstest

Koncentrationen av zink i lakvattnet varierade med ökad L/S-kvot för Metallo-slaggen medan koncentrationen var jämnare för CLP-slaggen (figur 23). Det skedde ett större tillskott av zink från Metallo-slaggen vid den låga L/S-kvoten 0,1. Vid högre L/S-kvoter var halterna i lakvattnen mer lika mellan de två slaggerna.



Figur 23: Koncentrationen av zink i lakvätskan som funktion av L/S-kvot i kolonnförsöket

När den kumulativt utlakade mängden av zink redovisas som funktion av L/S-kvot kunde utläsas att kolonnförsöket med Metallo-slaggen visade på ett minskande lakningsmönster medan de övriga tre kurvorna var något ökande (figur 24).



Figur 24: Den kumulativt utlakade mängden av zink som funktion av L/S-kvot

9.2 Utvärdering av lakningsresultat mot valda bedömningsgrunder

I detta avsnitt jämförs resultaten från kolonn- och skaktester med de gränsvärden som Naturvårdsverkets satt som mottagningskriterier på deponier för inert avfall samt mot de riktvärden som listas i handboken ”Återvinning av avfall i anläggningsarbeten”.

I mottagningskriterierna för inert avfall finns två olika gränsvärden att ta hänsyn till. Det ena avser koncentrationen i de första lakvattnet som plockas ut vid L/S 0,1 uttryckt i mg/l. Det andra avser den kumulativt utlakade mängden vid L/S 10 som mg/kgTS.

I handboken om återvinning av avfall i anläggningsarbeten finns även riktvärden för den utlakade mängden vid L/S 10 samt för avfallets totalhalt av olika metaller. Dessa riktvärden avser att ge en vägledning till när det utan tillstånd eller föregående anmälan kan vara motiverat att använda ett avfall i anläggningsarbeten.

9.2.1 Utlakning

I tabell 28 listas de uppmätta koncentrationerna i lakvatskan vid L/S 0,1 för de båda slaggerna tillsammans med mottagningsgränsvärdena för inert avfall och vad som anses orsaka mindre än ringa risk vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten.

Tabell 28: Koncentrationer i lakvatskan vid L/S 0,1 i perkolationstestet samt gränsvärden för mottagande på deponi för inert avfall och riktvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall i anläggningsarbeten. Blåa rutor överstiger mottagningskriterierna.

	CLP	Metallo	Inert avfall	Mindre än ringa risk
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
As	0,01	0,01	0,06	0,01
Ba	0,14	0,15	4	
Cd	0,0006	0,0064	0,02	0,01
Cr	0,001	<0,0005	0,1	0,2
Cu	0,02	0,03	0,6	0,2
Hg	0,00002	0,00002	0,002	0,001
Mo	0,35	0,04	0,2	
Ni	0,004	0,55	0,12	0,1
Pb	0,01	0,05	0,15	0,05
Zn	0,01	0,44	1,2	1
Sb	0,02	0,04	0,1	
Se	0,45	0,05	0,04	
DOC	8,18	4,67	160	
Cl	39,0	68,0	460	80
F	4,57	6,23	2,5	
SO4	221	524	1500	70

Lakvattnens koncentration av metallföroreningar vid L/S-kvoten 0,1 l/kg var i de allra flesta fall lägre än de gräns- och riktvärden som Naturvårdsverket satt upp. De blåmarkerade fälten i tabell 28 överskrider gränsvärdet för deponering som inert avfall. För båda slaggerna var den uppmätta koncentrationen av fluorid och selen i lakvattnet högre än gränsvärdena. I CLP-slaggen överskreds även gränsvärdet för molybden och Metallo-slaggen släppte ifrån sig för mycket nickel.

I tabell 29 listas utlakade mängder vid L/S 10 i både skaktest och kolonntest tillsammans med Naturvårdsverkets gräns- och riktvärden. Då skaktesterna utfördes i fyra replikat för varje slag är tabellvärdet ett medel av fyra resultat.

Tabell 29: Utlakade mängder vid LS10 samt gränsvärden för deponi för inert avfall och riktvärden för mindre än ringa risk vid användning av avfall i anläggningsarbeten. Blåa rutor överstiger mottagningskriterierna, gula rutor överstiger riktvärdet för mindre än ringa risk.

	Skak CLP [mg/kgTS]	Kolonn CLP [mg/kgTS]	Skak Metallo [mg/kgTS]	Kolonn Metallo [mg/kgTS]	Inert avfall [mg/kgTS]	Mindre än ringa risk [mg/kgTS]
As	0,01	0,05	0,01	0,06	0,5	0,09
Ba	1,49	0,94	2,11	2,22	20	
Cd	0,05	0,003	0,02	0,005	0,04	0,02
Cr	0,008	<0,005	0,01	<0,005	0,5	1
Cu	0,23	0,04	0,17	0,03	2	0,8
Hg	0,0004	<0,0002	0,0007	<0,0002	0,01	0,01
Mo	0,20	0,22	0,32	0,27	0,5	
Ni	0,09	0,002- 0,006	0,13	0,21	0,4	0,4
Pb	0,30	0,10	0,39	<0,0002	0,5	0,2
Zn	0,38	0,01-0,03	0,59	0,25	4	4
Sb		0,08		0,28	0,06	
Se		0,06		0,06	0,1	
Cl		8,89-16,9		19,1-27,1	800	130
F		1,50-3,10		9,01	10	
SO4		43,6-83,7		279	1000	200
DOC		2,20-6,20		1,7-5,7	500	

Resultaten visar att det endast var med avseende på utlakning av antimon från Metallo-slaggen som gränsvärdet för deponering som inert avfall överskreds vid L/S 10. Detta fält är blåmarkerat i tabellen. I alla övriga fall var utlakningen av metaller mindre än gränsvärdet. Den gula rutan indikerar att utlakningen av sulfat från Metallo-slaggen överskred riktvärdet för mindre än ringa risk vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Ett riktvärde för sulfatutlakning är dock endast satt av tekniska skäl och anses inte orsaka negativ miljöpåverkan.

9.2.2 Totalhalter

Totalhaltsanalys gjordes för ett stort antal olika metaller och jämfördes mot riktvärdena för mindre än ringa risk i Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (tabell 30). En jämförelse gjordes även mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning vid efterbehandling av förorenade områden samt mot medianen av de bakgrundsvärden som gäller i tätorter.

Tabell 30: Uppmätta totalhalter av de metaller där det finns ett riktvärde för mindre än ringa risk eller för mindre känslig markanvändning, samt medianvärdet för bakgrundshalten i tätorter. Halter uttryckta i mg/kgTS

	CLP	Metallo	Mindre än ringa risk	Mindre känslig markanvändning	Median tätort bakgrundsvärde
	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]
As	9,28	169	10	25	10
Ba	3580	2710		300	
Cd	3,91	7,31	0,2	15	
Cr	1410	1440	40	150	68
Co	540	3190		35	18
Cu	6400	4950	40	200	22
Hg	0,093	0,085	0,1	2,5	
Mo	108	178		100	
Ni	868	6190	35	120	16
Sb	59,7	178		50	
Pb	1040	650	20	400	46
V	200	222		200	71
Zn	14800	27800	120	500	101

Båda slaggernas totalinnehåll av metaller var väsentligt mycket högre än vad Naturvårdsverket anser orsaka mindre än ringa risk vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Den enda metall som i båda fallen klarade riktvärdet med avseende på totalinnehåll var kvicksilver. Även arsenikhalten i CLP-slaggen var lägre än riktvärdet. För övriga metaller var värdena högre eller mycket högre. Zinkhalten i Metallo-slaggen var mer än 200 gånger högre än riktvärdet för mindre än ringa risk. Även det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning vid efterbehandling av förorenade områden överskreds i de allra flesta fallen ordentligt.

10. Diskussion och slutsatser

10.1 Sammanlagd bedömning

Metallerna i de två slagger som studerats i detta projekt har delats upp utifrån de kategorier för giftighet som listades i avsnitt 4.2.1. Enligt de kriterier som definieras i avfallsförordningen får ett icke farligt avfall ha ett innehåll av mycket giftiga ämnen som är maximalt 0,1 viktprocent, ett innehåll av giftiga ämnen motsvarande maximalt 3 viktprocent samt ett innehåll av hälsoskadliga ämnen som är maximalt 25 viktprocent. I tabell 31 visas en sammanställning av metallinnehållet i slaggerna omräknat till viktprocent.

Tabell 31: Fördelning av metaller i olika giftighetskategorier i de båda undersökta slaggerna angivet som viktprocent

		CLP	Metallo
Mycket giftiga ämnen	Arsenik	0,0009	0,017
	Bly	0,104	0,065
	Kadmium	0,0003	0,0007
	Kvicksilver	0,000009	0,000008
	Totalt	~0,1 %	< 0,1 %
Giftiga ämnen	Krom	0,141	0,144
	Koppar	0,640	0,495
	Nickel	0,087	0,619
	Totalt	< 3 %	< 3 %
Hälsoskadliga ämnen	Zink	1,48	2,78
	Totalt	< 25 %	< 25 %

Om grupperingen av metallerna är korrekt gjord finns risken att slaggerna som studerats i detta projekt är att betrakta som farligt avfall på grund av blyinnehållet. I den slagguppsättning som studerats har CLP-slaggen ett blyinnehåll på 0,1 %.

Om zink är att betrakta som ett giftigt ämne istället för ett hälsoskadligt kommer åtminstone Metallo-slaggen ha ett innehåll av giftiga ämnen som överstiger 3 viktprocent, vilket även det är en definition av ett farligt avfall. Dock skall påminnas om att i detta projekt har slagg från endast en körning av respektive material studerats. Det betyder att det inte är säkerställt att slaggens sammansättning är den slutgiltiga. Fler bestämmningar av sammansättningen bör göras innan definitiva slutsatser om materialets farlighetsklass kan dras.

Gällande lakningsegenskaperna uppfyller båda slaggerna nästan samtliga mottagningskriterier för deponier för inert avfall vid lakning vid L/S 10. Det enda värde som överskrider är utlakningen av antimon från Metallo-slaggen. Vid L/S 0,1 har halter för selen och fluor överskridit mottagningskriterierna för inert avfall i båda slaggerna. Med avseende på de metaller som ansetts mest intressanta i detta projekt är lakningen av nickel från Metallo-slaggen över gränsvärdet.

När det kommer till den grundläggande karakteriseringen och den sexsiffriga avfallskoden som avfallet skall ges enligt avfallsförordningen (2011:927) och förordningen om deponering av avfall (2001:512) är det tydligt att slaggerna hör hemma i huvudgrupp 10, avfall från termiska processer. Det är vidare ett avfall från ett icke-järn-smältverk och en slagg. Koden blir således 10 08 09. För de ämnen där lakningsgränsvärdena för inert avfall inte uppfylls är åtminstone

mottagningskriterierna för icke farligt avfall uppfyllda. Det betyder att avfallet har mestadels inerta lakningsegenskaper men att det definitivt får tas emot på deponier för icke farligt avfall.

10.2 Metoderna

Två olika lakningsmetoder har studerats i projektet. Dels gjordes ett tvåstegs skakförsök där materialet skakades med ett och samma vatten i sex timmar för att sedan skakas med en större mängd vatten i ytterligare 18 timmar. Därtill gjordes ett dynamiskt perkolationsförsök enligt en standardiserad metod där materialet packades i en kolonn och vatten tilläts sippra igenom med konstant flöde. I kolonnförsöket är det således hela tiden nytt vatten som kommer i kontakt med materialet. Då kolonnförsöken är dyrare och tar längre tid att utföra, och dessutom är det som är juridiskt bindande vid klassning av ett avfall gjordes dessa av personal på ackrediterat laboratorium.

Ett syfte med projektet var att ta fram en lakningsmetod som är jämförbar med de ackrediterade kolonntesterna men som snabbt och enkelt kan utföras på företaget. Resultaten från de båda lakningsmetoderna var nästan uteslutande i samma storleksordning för en viss metall. Därtill uppfyllde resultaten från såväl skakförsök som kolonnförsök de flesta av Naturvårdsverkets mottagningskriterier för deponering som inert avfall.

Det kan ses som en fördel att utlakningen från skaktestet i de allra flesta fallen var högre än utlakningen från kolonnförsöken, men ändå klarade gränsvärdena. Om det är konsekvent så att ett skaktest släpper ut mer metaller än ett kolonnförsök innebär det att kolonntestet, som är gällande mot myndighetskraven, bör klara gränsvärdena om skaktestet gör det. Därför bör det vara möjligt att göra överensstämmelseprovtagning med skaktester enligt den metod som använts i detta projekt, trots att den inte är utförd helt enligt standard.

Det är inte helt ologiskt att ett skaktest släpper ut mer metaller än ett kolonntest eftersom materialet är i kontakt med samma vatten under en längre tid och det dessutom sker en nötning av partikelytorna. I perkolationstestet styr flödet vattnets uppehållstid i kolonnen och därmed den tid som vattnet är i kontakt med materialet, men det är hela tiden nytt vatten som kommer i kontakt med en partikelyta. Därtill är kolonnen packad med material och därmed i det närmaste lufttät. I skakflaskorna finns ett luftutrymme som kan ge möjlighet till koldioxidinblandning och därmed ett sänkt pH som kan öka benägenheten för vissa mineralfaser att lösa upp sig.

I detta fall är det dessutom troligt att materialet kanske skulle släppa ifrån sig ännu lite högre halter om skaktestet utförts helt enligt standard. I standarden står att materialet ska skakas i en apparat som åstadkommer end-over-end-tumbling. Det innebär att flaskorna ska rotera för bästa omblandning. I försöken som gjordes i detta projekt skedde ingen rotation utan flaskorna skakades bara fram och tillbaka. Materialet fick därför möjlighet att sedimentera i flaskorna vilket kan betyda att allt vatten inte varit i kontakt med allt material under hela skakningstiden.

10.3 Lakningskurvornas utseende

Att studera hur metallens lakningsbeteende varierar över tid kan ge en idé om vilken mineraltyp den aktuella metallen kan vara bunden till. En lakningskurva som ökar snabbt vid låga L/S-kvoter för att sedan avta tyder på att metallen i ytskiktet befinner sig i en löslig fas eller att det sker en tvätt av ytorna vid den första vattenkontakten. Det är inte primärt diffusion inom materialet som styr hur mycket av en metall som kan lakas ut. Det betyder att det inte sker en förflyttning av atomer inne i materialet som skulle kunna laka slut på en viss metall. Det är svårt att laka ut metaller som sitter bundna inne i mineralkornen. Lakningen styrs alltså snarare av

avståndet till den yta som kommer i kontakt med vattnet. Om materialet har en lättlakad ytzon med hög förekomst av en viss metall kommer koncentrationen i det första lakvattnet vara hög med avseende på den metallen. När den lösliga ytan nötts ned kan andra mineralsammansättningar få kontakt med vattnet vilket ger en annan fördelning av metaller i lakvattnet.

I detta projekt har för få vattenuttag gjorts för att kunna konstruera helt tillförlitliga kurvor. Det finns en antydning till att zink och bly följer ett utlakningsmönster där halten i det första lakvattnet var betydligt högre än vid högre L/S-kvoter, åtminstone för Metallo-slaggen. Dessa slutsatser kan bara dras med resultat från kolonnförsöken eftersom det endast därifrån finns data för den låga L/S-kvoten 0,1. Ett linjärt lakningsbeteende tyder annars på en ganska konstant koncentration av metallen i lakvattnet. Det kan också komma sig av att koncentrationen var så låg att den utgjordes av ett mindre än-värde. I dessa fall har även blanklösningarnas ett bidrag till resultaten.

Kemisk jämviktsmodellering gjordes enbart med koncentrationsdata från kolonnförsöken med anledning av att det bara var dessa som analyserades med avseende på löst organiskt kol samt temperatur. Resultatet av den kemiska jämviktsmodelleringen visar att den största andelen av den koppar och bly som lakats ut från de båda slaggerna förekommer som lösta komplex med framförallt doc. När slaggerna jämförs med varandra ses att pH-värdet och förekomsten av löst organiskt kol är högre i CLP-slaggen än i Metallo-slaggen.

I lakvattnet från CLP-slaggen sjunker pH-värdet från 9,5 till 7,9 mellan L/S 0,1 och L/S 10. När pH sjunker ökar lösligheten för de flesta mineral, vilket borde göra att andelen oorganiska komplex i lakvattnet ökar. Detta stärks av det faktum att halten organiskt material i lakvattnet samtidigt sjunker kraftigt. Det gör det lite märkligt att den utlakade zinken går från nästan uteslutande oorganiska komplex vid L/S 0,1 till att till största delen förekomma som organiska komplex vid L/S 10. Kanske kan detta förklaras av att koncentrationen av andra lösta joner i lakvattnet också är lägre.

I marken är pH-värdet i allmänhet lägre än ca 8-9 som uppmäts i lakvattnet från slaggerna i detta projekt. Om materialen återvinns som fyllnadsmaterial och blir en integrerad del av en omgivande markmiljö kan det hända att även pH-värdet på infiltrerat vatten som kommit i kontakt med materialet blir lägre. Ett lägre pH-värde kan göra att fler mineral tenderar att lösa upp sig och således att den utlakade mängden blir större.

Eftersom organiska syror kan bilda starka komplex med många metaller har även halten löst organiskt kol en effekt på lösligheten av metallerna. Ju högre koncentration DOC (löst organiskt kol) i vattnet, desto högre blir därför den metallkoncentration som uppgår till jämvikt med ett visst mineral. En hög DOC-koncentration ska alltså motverka bildningen av utfällningar i marken. Om pH är lågt kan löst organiskt material minska den mängd av den utlakade metallen som blir biotillgänglig genom att fånga upp fria joner. Detta kan antydning för zink vid L/S 10. I Metallo-slaggen finns en högre koncentration av zink i lakvattnet samtidigt som pH är något lägre. Halten organiskt material är ett mindre-än-värde i båda slaggerna och således samma. Modelleringen antyder att 75 % av de totalt 13,1 µg/l zink som lakats ut från Metallo-slaggen förekommer som lösta joner, medan endast 22 % av <2 µg/l zink från CLP-slaggen är i fri jonform. I lakvattnet från Metallo finns här mindre än 1 % doc-komplex, medan andelen i CLP-lakvattnet är 74 %. I lakvattnet från Metallo-slaggen är alltså halten zink som är komplexbunden

endast ca 0,1 µg/l. I CLP är motsvarande halt 1,5 µg/l. Detta borde kunna förklaras av att pH är högre i CLP-slaggen.

Koppar bildar starka humuskomplex och svagare oxidkomplex. Det gör att halten organiskt material i marken i regel är avgörande för hur mycket koppar som kan bindas. I resultatet av modelleringen i det här projektet tycks löst koppar förekomma till nästan 100 % i komplex med organiskt material. Enda undantaget är lakvattnet från Metallo-slaggen vid LS 10. Där finns lite organiskt material samtidigt som pH är det lägsta uppmätta. Där finns enligt modellen möjlighet till utfällning av kopparoxiden tenorit som noterat ett positivt mätnadsindex. Det är också i denna lösning det finns en antydning till att det skulle kunna finnas lösta kopparjoner.

10.4 Lakningsmiljön

Både kolonnförsöken och skakförsöken tar liten hänsyn till hur ett lakningsförlopp sker ute i naturen. Dessa tester har skett i rumstemperatur vid det pH-värde som slaggen och vattnet ger upphov till och flödet genom kolonnerna har varit konstant. I naturen varierar temperaturen kraftigt över året liksom nederbörden och därmed den vattenmängd som kan komma i kontakt med avfallet.

Både skakförsök och kolonnförsök görs med material som krossats till mindre storlek än vad som skulle vara fallet om materialet användes exempelvis som fyllnadsmaterial. Mindre partiklar ger en större effektiv partikelyta i kontakt med lakvattnet och därmed en större lakning. Det är därför troligt att materialet lakar ut mindre mängd metaller vid användning. För att undersöka detta kan små provytor anläggas i en naturlig miljö och från vilka infiltrerat vatten kan samlas upp. Eftersom koncentrationerna i lakvattnet i alla försök varit högst vid låg L/S-kvot är det troligt att man på ganska kort tid skulle kunna få en uppfattning om materialets lakningsbeteende. Dock kan materialet förändras över tiden när nya jämvikter får möjlighet att ställa in sig vilket kan medföra ett förändrat lakningsbeteende.

10.5 Miljöpåverkan

Båda slaggerna har inte helt oväntat ett högt metallinnehåll. De är resultatet av en metallurgisk process vars syfte är att avlägsna metaller ur industriellt avfall. Processen har inte ett hundra procentigt utbyte varför ett visst metallinnehåll blir kvar i slaggen. Vissa metaller sitter så hårt bundna i sina primära mineral att de inte ens påverkas av en metallurgisk smältprocess. Samtliga metaller utom kvicksilver uppmättes till halter som är minst en faktor tio högre än vad Naturvårdsverket anser som mindre än ringa risk vid återvinning i anläggningsarbeten.

Trots det höga metallinnehållet klarar materialet i de flesta fallen de gränsvärden som satts som mottagningskriterier vid deponier för inert avfall när det kommer till utlakade mängder. Materialet får alltså deponeras på en deponi utan bottentätning där man heller inte anser sig behöva göra någon uppföljning av det bildade lakvattnet.

I biproduktsdefinitionen listas de kriterier som ska vara uppfyllda för att en restprodukt ska kunna ses som en biprodukt istället för ett avfall. Ett kriterium är att den fortsatta användningen ska vara hälso- och miljömässigt godtagbar. Detsamma bör gälla även om materialet som ska nyttiggöras är ett avfall, men vad betyder det att något är miljömässigt godtagbart?

Det finns aktuella fall som just nu prövas i domstol (Jernkontoret, 2014) där länsstyrelser ifrågasätter REACH-registrerade biprodukter för att de ingående metallerna överskrider nivåerna för mindre än ringa risk i Naturvårdsverkets handbok. Länsstyrelsen anser här att materialet bör vara ett avfall eftersom vissa metallhalter är högre än Naturvårdsverkets nivåer

för mindre än ringa risk. Det anses i detta fall att materialet inte uppfyller kriterierna för vad som är miljömässigt godtagbart. Det är tveksamt om det från början var tänkt att Naturvårdsverkets handbok skulle användas på det sättet.

De halter och utlakade mängder som anses orsaka mindre än ringa risk bör inte vara att likställa med vad som är miljömässigt godtagbart. I vissa fall, exempelvis för bly och koppar är Naturvårdsverkets riktvärden för mindre än ringa risk till och med lägre än den halt som anses utgöra medianen för bakgrundshalten i svenska tätortsmarker. Dessa halter kommer sannolikt aldrig att kunna uppfyllas av en slagg eller en annan restprodukt från järn- och stålframställning eller annan metallindustri. Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, eller andra bedömningsgrunder som utgår ifrån den totala metallhalten i materialet försvårar således övergången till ett mer resurseffektivt och hållbart samhälle när det kommer till restprodukter. De halter som är satta som riktvärden för att vägleda till när ett avfall kan användas utan att föregås av en anmälan eller tillståndsansökan är alltså ibland inte ens högre än bakgrundshalten i marken. Det betyder att halterna kan överskridas även i naturgrus eller annat jungfruligt brutet bergmaterial.

För molybden finns inget värde listat för när totalhalten anses orsaka mindre än ringa risk vid återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Däremot är ämnet bland dem som är närmast att uppfylla Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning vid efterbehandling av förorenade områden. Trots detta är molybden nästan den enda metall där koncentrationen i lakvattnet vid L/S 0,1 är för hög för att uppfylla mottagningskriterierna vid deponier för inert avfall. Här blir det än mer tydligt att metallinnehållet i materialet inte ensamt är avgörande för dess egenskaper.

En slagg är, likt granit och andra naturligt förekommande bergarter, uppbyggd av ett flertal olika mineral och dessa kan vara olika stabila vid kontakt med vatten. Det som är avgörande för vilken miljöpåverkan som uppstår är alltså i vilken mineralfas metallerna ingår. Hur och till vilka mineral metallerna är bundna spelar i regel större roll för lakbarheten än totalhalten av metallen. Det spelar mindre roll att materialet har ett innehåll av oönskade metaller så länge dessa befinner sig i en mineralfas som är så stabil vid kontakt med vatten att ingen lakning sker. Om något mineral där den oönskade metallen ingår löser upp sig vid kontakt med vatten kan även låga totalhalter bidra med en föroreningsrisk.

Genom att klara lakningsgränsvärdena och uppfylla kriterierna för inert avfall stärks tesen att materialet inte reagerar eller bryts ned på något vis och att det således behåller sina kemiska innehållsmässiga egenskaper efter många år. Att materialet får läggas på en deponi utan bottentätning borde vara likställt med att materialet är miljömässigt godtagbart och inte påverkar omgivningen negativt.

Att tillämpa nivåerna i Naturvårdsverkets handbok som gränsvärden för när materialet kan återvinnas riskerar en sämre resurshushållnings och motsäger sig Riksdagens miljömål om en god bebyggd miljö. Miljöpåverkan från materialet borde vara lika hög om det används som fyllnadsmaterial i en vägkonstruktion som om det läggs i en hög direkt på marken. Att motsäga sig det resonemanget innebär att onödiga deponiytor måste tas i anspråk för att deponera slaggen, samtidigt som jungfruligt material måste brytas för att bygga vägen. Hela systemet med anmälan och tillståndsansökan tappar dessutom sin poäng om det är helt riskfritt att använda materialet upp till vissa halter för att sedan bli förbjudet.

Det står lagstadgat i miljöbalken att avfallsinnehavaren är skyldig att anmäla eller söka tillstånd för en verksamhet där avfall används i anläggningsarbeten om föroreningsrisken är ringa eller mer än ringa. Föroreningsrisken styrs primärt av lakningen, inte av metallinnehållet, varför det är viktigt att inte låta sig luras att tro att användande av slaggen är utesluten för att metallinnehållet är högt. Det är avfallsinnehavarens plikt att skaffa sig tillräcklig information om sitt avfall för att avgöra vilka miljömässiga risker användandet medför.

Man måste därför hela tiden minnas att nivåerna som listas i ”Användning av avfall i anläggningsarbeten” endast är en vägledning. Det är inga gränsvärden och således inte juridiskt bindande. Det är en vägledning från Naturvårdsverket angående när föroreningsrisken anses vara mindre än ringa. De anser att om halterna understiger listade värden finns det ingen anledning att anmäla sitt användande av avfall till någon tillsynsmyndighet. Det är återigen upp till avfallsinnehavaren att avgöra om ett avfall kan användas och om det i så fall kräver anmälan eller tillstånd. Det är dock alltid tillåtet att anmäla en verksamhet även om risken kanske mindre än ringa. En tolkning av tabell 31 skulle därför kunna vara att värdena är så lågt satta för att det alltid är motiverat att anmäla det tänkta återvinningsförfarandet. Om en verksamhet är anmäld underlättas tillsynen och risken att ställas till svars för eventuella oangelägenheter minskar.

10.6 Användningsområden

I de fall där biprodukternas vara eller icke vara är ifrågasatt i aktuella domstolsförhandlingar (Jernkontoret 2014) anser de tillsynsmyndigheten att materialet har ett ytterst begränsat antal lämpliga användningsområden med anledning av att innehållet av någon metall överstiger nivån för mindre än ringa risk. Materialet ifråga kunde anses lämplig att använda som bär- eller förstärkningslager i vägar eller som fyllnadsmaterial under hårdgjorda ytor eller som fyllnadsmaterial inom fabriksområden. Om samma resonemang och vikt vid totalhaltsanalysen tillämpas på slaggerna i detta projekt är det tveksamt om de har något lämpligt användningsområde alls. Bedömningsgrunder med strikta krav på totalhalten försvårar alltid för användandet av metallurgiska restprodukter eftersom de har ett högre metallinnehåll. I detta fall är innehållet av alla metaller mycket högre än nivåerna för mindre än ringa risk. Nivåerna är för majoriteten av metallerna även ordentligt mycket högre än Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning vid efterbehandling av förorenade områden.

Helt klart är att en anmälan måste göras till den aktuella tillsynsmyndigheten, vilket alltid är den myndighet som utövar tillsyn på det område där materialet är tänkt att användas. I anmälan ska framgå hur materialet önskas användas samt en bakgrund som tydligt motiverar materialets lämplighet i den aktuella tillämpningen. I detta fall måste vikt läggas på att framhäva att materialet klarar samtliga mottagningskriterier för inert avfall vid L/S 10.

För att vara på den säkra sidan när det gäller att uppfylla miljömässig godtagbarhet kan det vara lämpligt att inte använda materialet inom ett vattenskyddsområde eller i närheten av en privat vattentäkt. Om materialets lakningsegenskaper skulle förändras med tiden är detta en försiktighetsåtgärd som minskar risken för spridning och påverkan på kvaliteten hos vatten som nyttjas för dricksvattenändamål.

Materialet är laktestat i fraktionen <4 mm. Innan ett tillgänglighetstest som ger en uppfattning om den totalt lakbara mängden av respektive metall är gjord kan det vara olämpligt att använda materialet i tillämpningar som innebär att materialet sönderdelas till finare fraktioner än så. Ju mindre partikelstorleken är desto större blir den yta som görs tillgänglig för vattenkontakt och vittringsprocesser. Det kan av samma anledning även vara mindre lämpligt att använda slaggen

i tillämpningar där det finns risk för damning och att partiklar sprids som stoft, exempelvis i det översta slitlagret på vägar. Dessa små partiklar kan vara mer lakningsbenägna.

Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten är endast tillämpbar på obundna tillämpningar. Det innebär att de halter och nivåer som listas där inte gäller om materialet används som ballast i exempelvis asfalt eller betong, eller något annat användningsområde där det blandas in i ett bindemedel.

Ett annat tänkbart användningsområde för slaggen skulle kunna vara som reaktivt filter i en vattenreningsanläggning. När ett material laktestas utgörs extraktionsmedlet oftast av ultrarent vatten med extremt lågt innehåll av lösta joner. Det betyder att jämvikterna mellan fast material och omgivande vatten förskjuts åt att metaller släpps från materialet till vattnet. Om det omgivande vattnet istället utgörs av ett starkt metallförorenat processvatten från en industri bör sorptionsmekanismerna driva jämvikterna åt andra hållet så att slaggen istället fångar upp metaller från det omgivande vattnet. För detta ändamål kan tester i labbskala ganska enkelt göras.

10.7 Tidigare erfarenheter av användning av metallurgiska slaggar

I arbetet med avfall och avfallsminimering måste man skilja på avfall som uppkommer som en integrerad del i en produktionsprocess och avfall som uppkommer till exempel i hushåll. Järn, stål och andra metaller som tillverkas pyrometallurgiskt kan inte produceras utan att det samtidigt uppkommer en korrelerad mängd restprodukter. Slaggbildare tillsätts alltid i väl avvägda mängder för att driva ut orenheter ur metallen som produceras samt för att skydda det eldfasta tegel som utgör infordringen i smältugnen.

Eftersom man vet nästan exakt hur stor andel av den totalt tillverkade metallmängden som kommer att utgöras av restprodukter jobbar järn- och stålindustrins branschorganisation, Jernkontoret, aktivt för att finna alternativa användningsområden för branschens restprodukter för att dessa ska kunna undvika deponering. I handboken ”Stålindustrin gör mer än stål” (Jernkontoret, 2012) presenteras de material som produceras parallellt med ståltillverkningen samt hur dessa på ett marknadsmässigt och miljömedvetet sätt kan nyttiggöras. Materialen som tas upp i handboken betraktas ofta både nationellt och internationellt som alternativa ballastmaterial och är således användbara i anläggnings- och konstruktionsändamål.

Många av de slaggar som stålbranschen producerar biprodukter vilket betyder att de finns registrerade i REACH. Som ett led i REACH-registreringen har slaggernas miljö- och hälsoaspekter kartlagts för att säkerställa användning i en rad olika applikationer. Masugnsslagg kan exempelvis användas i väg- och cykelbanekonstruktioner och ljusbågsugnsslagg lämpar sig bra som ballast i asfalt. Noggranna studier med avseende på så väl tekniska som miljömässiga egenskaper görs innan det kommer så långt som till ett produktgodkännande (Jernkontoret, 2012).

11. Felkällor

11.1 Laboration

Förutom de avsteg från standarden som listades i metodavsnittet i kapitel 6.2 finns några fler felkällor i laborationsdelen som kan ha påverkat det slutgiltiga resultatet.

11.1.1 Rengöring

Det fanns bristfälliga möjligheter till rengöring av utrustning mellan laborationsförsöken. Varje försök är utfört i en helt ny och oanvänd flaska av godkänd plast, men den filtreringsenhet som användes för att vakuumfiltrera eluaten kunde endast rengöras med kranvatten mellan lakningsstegen. Detsamma gäller i övergången mellan de olika slaggerna. Samma sak gäller den siktats som användes för att sortera ut partiklar i rätt storlek. Vid byte av slagg sköljdes denna ur och fick torka i ett dygn, men ingen noggrannare rengöring gjordes.

11.1.2 Omblandning

Att skakapparaten inte utförde en end-over-end-tumbling har påverkat vattnets kontakt med materialet. Efter skakning i 18 timmar i liggande ställning vid L/S 8 hade en tydlig sedimentation skett i flaskan. Allt material låg i botten och vattnet åkte runt som en klar fas ovanpå. När flaskan sedan plockades ur skakapparaten virvlade materialet upp och grumlade vattnet. Det innebär troligen att allt vatten inte haft ständig kontakt med material och att koncentrationen i lakvattnet kanske är lägre än den borde. Ändå uppmättes högre halter i vattnet från skakförsöken än i vattnet från kolonnförsöken

11.2 Analys

Alla vattenanalyser utfördes av ackrediterad personal på ALS Scandinavias laboratorium i Luleå. De utförde precis de analyser som efterfrågades. Problemet är att det inte alltid var rätt saker som efterfrågades. När detta konstaterades vid resultatbearbetningen var det redan försent.

11.2.1 Alkalinitet

Enligt ALS är det vedertaget att man mäter alkaliniteten på det fasta materialet när det gäller avfall och lakning. Kommunikationsmissen gjorde att det inte gjordes någon alkalinitetsmätning på själva lakvattnet. Enligt labbet tydde värdet som mätts upp i det fasta materialet på att alkaliniteten var måttlig till hög. I den kemiska jämviktsmodelleringen har därför alkaliniteten uppskattats till 1 mekv/l utifrån tabellerade värden. Detta avser enligt tabell ett värde i gränslandet mellan måttlig och hög alkalinitet.

11.2.2 DOC, Cl, F, SO₄-

I det analyspaket som beställdes för analys av lakvattnen från skakförsöken ingick tydligen inte DOC, klorid, fluorid och sulfat så dessa parametrar blev bara analyserade för kolonnförsöken. Det är lite synd eftersom värdet för DOC användes i den kemiska jämviktsmodelleringen och värdet för fluorid dessutom var högt för båda slaggerna vid L/S 0,1 i kolonnförsöken.

11.2.3 Sulfid

Slagg innehåller slufid, och sulfidfällning kan i vissa fall vara en sorptionsmekanism som styr lösligheten hos vissa metaller i lakvatten. Eftersom Metallo-slaggen har en svavelhalt på över 2 % kan antas att en större del av mineralen i den slaggen föreligger som sulfider. Det hade därför varit av intresse att mäta sulfidinnehållet.

11.2.4 Vissa intressanta metaller

Om en mer noggrann genomgång av ingående metaller i såväl totalhaltsanalysen som vattenanalysen hade gjorts skulle ha kunnat konstateras att vissa metaller som flaggats som intressanta inte blivit analyserade. Det gäller exempelvis germanium, indium och silver som alla ingår i råmaterialet CLP. Nu saknas värden för avskiljning av dessa ämnen samt eventuell förekomst i lakvattnen.

11.3 Resultatpresentation

11.3.1 Medelvärden

Skaktesterna utfördes i fyra replikat för varje slagg. De gjordes med exakt samma material och samma lakvätska och samma tillvägagångssätt användes vid alla försök. Resultaten för ett visst element i lakvatten från samma slagg är oftast i samma storleksordning. Ett undantag är järn, där de uppmätta koncentrationerna varierat kraftigt i de olika proverna. Det har dock inte tagits någon hänsyn till eventuella outliers i datamängden utan medelvärden har i alla fall tagits på de fyra proverna. Det gör att vissa medelvärden har större osäkerhet än andra.

11.3.2 Linjär regression

För att kunna plotta erhållna halter från skaktesterna som funktion av L/S-kvot i samma diagram som resultaten från kolonnförsöken adderades punkten (0,0) till skaktesterna. I annat fall ger resultaten från skaktesterna enbart en linje mellan två punkter eftersom eluat endast tagits ut vid två olika L/S-kvoter.

11.4 Kemisk jämviktsmodellering

Kemisk jämviktsmodellering utfördes på resultaten från kolonnförsöken eftersom det var de enda försök som mättes med avseende på DOC och temperatur. Då det inte blev någon alkalinitet mätt antogs 1 mekv/l vilket motsvarar måttlig till hög buffrandeförmåga. Detta kan dock vara felaktigt. Andra parametrar som hade kunnat bidra till en mer säker modellering är sulfidinnehållet som inte heller blev mätt. Nu resulterade modelleringen i positiva mättnadsindex för fyra olika mineral. Detta trots att litteraturen säger att det inte är så troligt att utfällning styr lösligheten i ett lakvatten eftersom det i regel är lägre tungmetallkoncentrationer än vad som bör krävas för utfällning enligt löslighetsprodukten.

12. Förslag till fortsatt arbete

12.1 Potentiell lakbarhet - tillgänglighetstest

Då slaggernas metallinnehåll är högre än Naturvårdsverkets rekommendationer för användning av avfall i anläggningsarbeten kan det vara av värde att bestämma den totala potentiella lakbarheten. För att ta reda på hur stor del av det totala innehållet i ett material som kan involveras i en lakningsprocess kan tillgänglighetstest vara ett bra verktyg. Ett sådant test har inte utförts i detta projekt men kan vara ett förslag till fortsatt arbete. Testet simulerar utlakning på mycket lång tid och används för att bestämma den mängd av metallen som kan lakas ut om varken kornstorlek, alkalinitet, koncentrationsskillnader eller tid begränsar utlakningen.

Vid ett tillgänglighetstest krossas och mals materialet till mycket små partiklar ($95 \% < 125 \mu\text{m}$) och lakas vid hög L/S-kvot. Det är ett tvåstegstest där båda lakningsstegen sker vid L/S 100 l/kg. I det första lakningssteget hålls pH-konstant vid pH 7 i tre timmar genom tillsats av salpetersyra. Till det andra steget tillsätts nytt vatten och pH sänks till 4 och hålls där konstant genom kontinuerlig tillsats av syra. Lakvätskorna från de båda stegen blandas sedan och den totala L/S-kvoten 200 l/kg erhålls.

12.2 XRD-analys

Med röntgendiffraktion, XRD-analys, kan materialets innehåll bestämmas i avsikt att kartlägga mineralsammansättningen. Skillnaden från röntgenfluoressens, XRF, är att man inte mäter innehållet av varje Metalloxid för sig utan förekomsten av ett visst mineral. Syftet är att kartlägga vilka mineral i materialet som innehåller den metall som studeras, eller som man vet orsakar ett lakningsproblem. Hur är exempelvis det totala blyinnehållet fördelat mellan olika mineral och vilka av dessa har benägenhet att lösa upp sig i kontakt med vatten? Det krävs i många fall att en väldigt liten del av det totala innehållet av en metall är lakbar för att halterna i lakvattnet ska överstiga exempelvis de lakningskriterier som finns för deponier för inert avfall. Om problem uppstår med lakning av en viss metall är det önskvärt att försöka fördela om i slaggen så att metallen som lakar kan återfinnas i lakstabila mineral.

13. Referenser

13.1 Lagtexter

Miljöbalken (1998:808)

Deponeringsdirektivet (1999/31/EG)

Förordning om deponering av avfall (SFS 2001:512)

Deponikriterier (NFS 2004:10)

Kemikalieinspektionens föreskrift om klassificering och märkning av kemiska produkt (KIFS 2005:7)

REACH (1907/2006/EG)

Europaparlamentets och Rådets avfallsdirektiv (2008/98/EG)

Avfallsförordningen (SFS 2011:927)

Miljöprövningsförordningen (SFS 2013:251)

13.2 Andra källor

Andreas, L. Diener, S. Lagerkvist, A. (2012) Rekommendationer för användning av slagg i deponikonstruktioner. Jernkontorets forskning – Rapport D843

DuTemp (2014) http://dutemp.com/plasma_arc/plasma_tech.html

Andersson M. & Sjökvist T. (2004) Processmetallurgins grunder. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan – Institutionen för materialvetenskap.

Berggren Kleja D., Elert M., Gustafsson J.P., Jarvis N. och Norrström A.-C. (2006). Metallers mobilitet i mark. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5536

Boliden (u,å). Så fungerar ett smältverk. [online] Tillgänglig via <http://www.boliden.com/sv/Verksamheter/Smaltverk/Sa-fungerar-ett-smaltverk/> visad 2014-10-22

Cederberg, M. (2014) Så kan villkor och begränsningsvärden utformas. [online] Tillgänglig via <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Rattsfall/Industri/Sa-kan-villkor-och-begransningsvarden-utformas/> visad 2015-02-23

Fastmarket (2014) Base Metal Prices. [online] Tillgänglig via <http://www.fastmarkets.com/base-metals/basemetals-prices> visad 2014-10-22

Hansson, M. (2014) Miljontals människor drabbade av blyförgiftning på grund av illegal batteriåtervinning. Artikel på Sveriges Radio. Tilgänglig via <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=3345&artikel=5795152> visad 2014-10-22.

Heegaard, B. M. & Imris, M. (2014) Nyrstar CLP fuming test 001. Test report.

Jernkontoret (2009) Konstruktionsmaterial baserade på slagg. Luleå: Jernkontoret forskningsrapport 5501.

Jernkontoret (2012) Stålintustrin gör mer än stål – Handbok för restprodukter 2012. Stockholm: Jernkontoret.

Jernkontoret (2014) Beslut från Västra Götaland om ferrokromslag. [online] Tillgänglig via http://www.jernkontoret.se/om_oss/remissyttranden/remiss.php?year=2014&do_id=306 visad 2015-03-25

Kemikalieinspektionen (2010). Reach – EU:s kemikalieförordning. Sundbyberg: Kemikalieinspektionen fakta.

Kemilärarnas Resurscentrum, KRC (2015) Alkalinitet. [online] Tillgänglig via www.krc.su.se/documents/Alkalinitet.pdf visad 2015-02-24

Langerborg, R. & Waltersson, E. (2004). Guide för legeringsmetaller och spårämnen i stål. Sockholm: Jernkontoret – Forskningsrapport D811

London Buillon Market Association (2014) Aktuella guld och silverpriser [online] Tillgänglig via <http://www.lbma.org.uk/pricing-and-statistics> visad 2014-10-22

Metallo (u.å) Multi-Metal recycling and refining. [online] Tillgänglig via <http://www.Metallo.com/en/multi-metal-recycling-and-refining.html> visad 2015-03-10

Merox (2010) Handbok - Hyttsten typ M och Hyttsand i väg och anläggningsarbete.

Naturvårdsverket (1997). Bakgrundshalter i mark, Halter av visa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 4640.

Naturvårdsverket (1999) Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet och vägledning för insamling av underlagsdata. Stockholm: Naturvårdsverket – Rapport 4918.

Naturvårdsverket (2002). Sammanställning av lakteter för oorganiska ämnen. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5207.

Naturvårdsverket (2008). Kvalitetssäkring av bottenkonstruktion och sluttäckning i en deponi. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5909

Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5976.

Naturvårdsverket (2010). Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Stockholm: Naturvårdsverket - Handbok 2010:1.

Nationalencyklopedin (a) Anrikning [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/anrikning> visad 2015-02-18

Nationalencyklopedin (b) Bly [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/bly> visad 2015-02-18

Nationalencyklopedin (c) Koppar [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/koppar> visad 2015-02-18

Nationalencyklopedin (d) Metallurgi [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/metallurgi> visad 2015-02-18

Nationalencyklopedin (e) Nickel [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/nickel> visad 2015-02-18

Nationalencyklopedin (f) Zink [online] Tillgänglig via <http://www.ne.se.ezproxy.its.uu.se/lang/zink> visad 2015-02-18

Plasmatreat (2014) Plasma – The fourth state of matter. [online] Tillgänglig via <http://www.plasmatreat.com/plasma-technology/what-is-plasma.html> visad 2014-10-10

ScanArc (u.å1) History [online] Tillgänglig via <http://www.scanarc.se/pages.asp?PageID=4284> visad 2014-10-08

ScanArc (u.å2) Plasma Generators [online] Tillgänglig via <http://www.scanarc.se/pages.asp?PageID=4105> visad 2014-10-08

ScanArc (u.å3) ArcFume [online] Tillgänglig via <http://www.scanarc.se/pages.asp?PageID=4145> visad 2014-10-08

Visual MINTEQ (2010) A free equilibrium speciation model [online] Tillgänglig via <http://www2.lwr.kth.se/English/Oursoftware/vminteq/>

Vägverket (2009) VVMB 302 – Dimensionering av lågtrafikerade vägar – DK1. Stockholm – Vägverket publikation 2009:7

Wikipedia – Flotation. [online] Tillgänglig via <http://sv.wikipedia.org/wiki/Flotation> visad 2014-10-22

13.2 Personligt meddelande

Pålsson, Kjell: Ansvarig för restprodukter vid Ovako Hofors. Möte 2015-02-11.

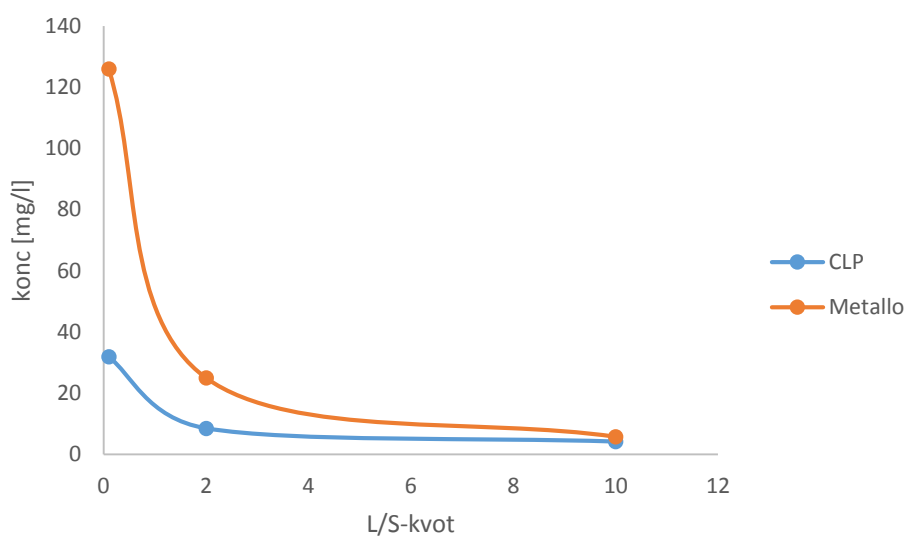
Swartling, Maria: Metallurg på ScanArc. Powerpointpresentation 2014-10-16

Bilagor

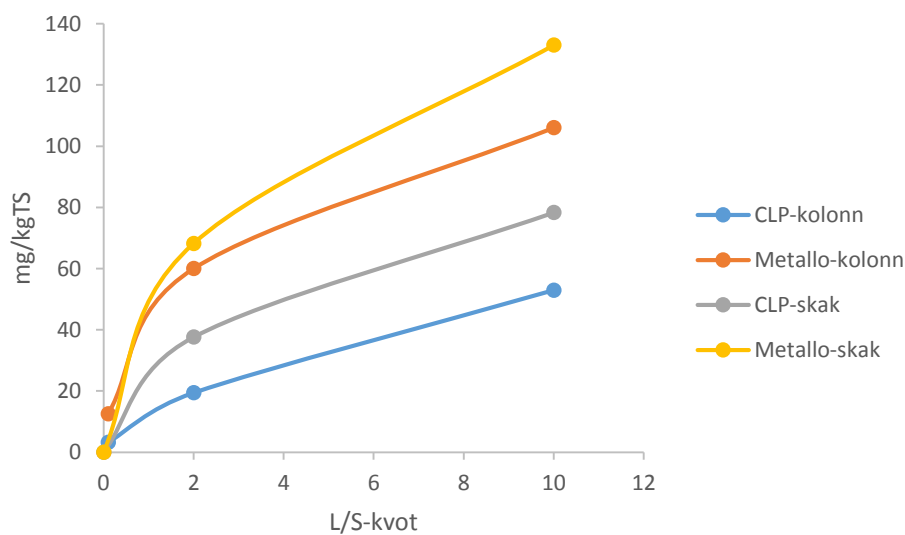
Bilaga A

I denna bilaga redovisas resultatdiagram med koncentration i lakvätskan och utlakade mängder som funktion av L/S-kvot för de metaller som inte redovisas i rapportens resultatdel. För samma metaller finns även en jämförelse mellan de båda lakningsmetoderna där de utlakade mängderna vid respektive L/S-kvot visas för de båda studerade slaggerna.

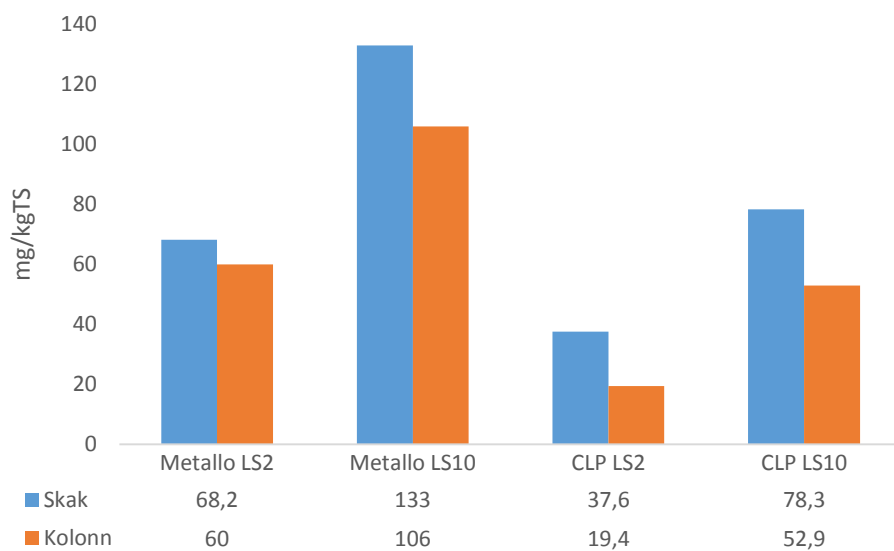
A.1 Kalcium



Figur 25: Koncentrationen av kalcium i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

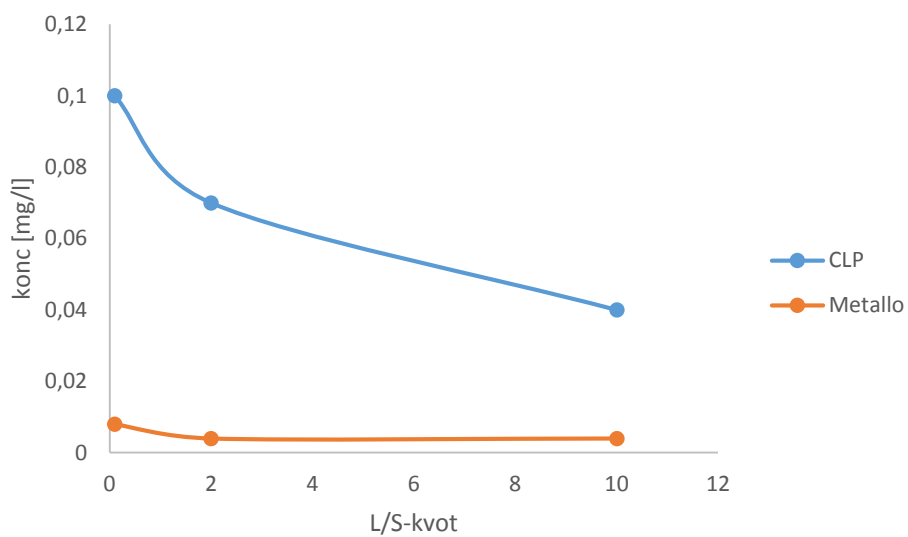


Figur 26: Den kumulativt utlakade mängden av kalcium som funktion av L/S-kvot

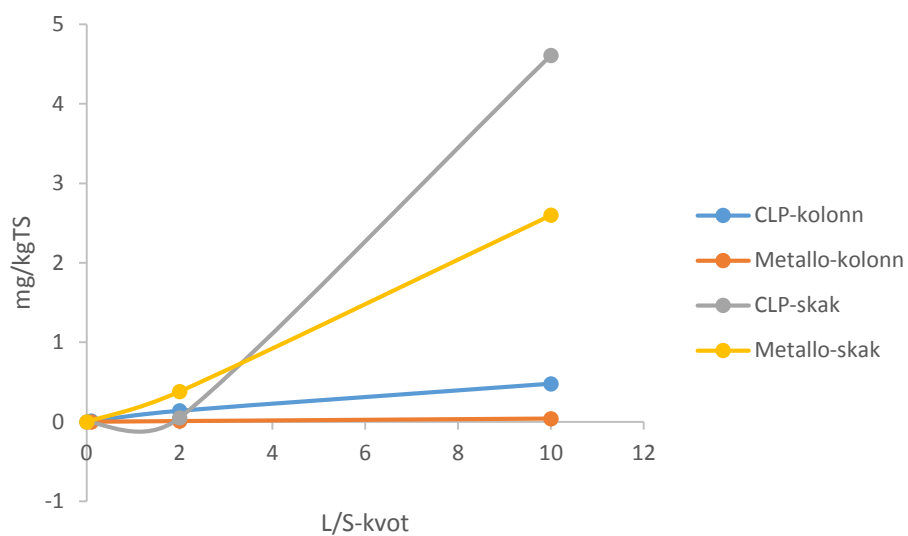


Figur 27: Utlakning av kalcium med skaktest respektive kolonnstest

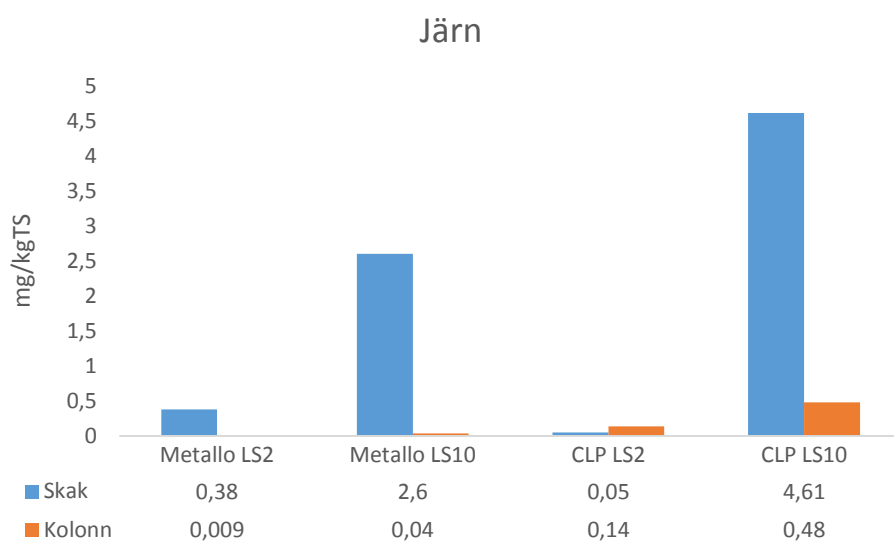
A2. Järn



Figur 28: Koncentrationen av järn i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

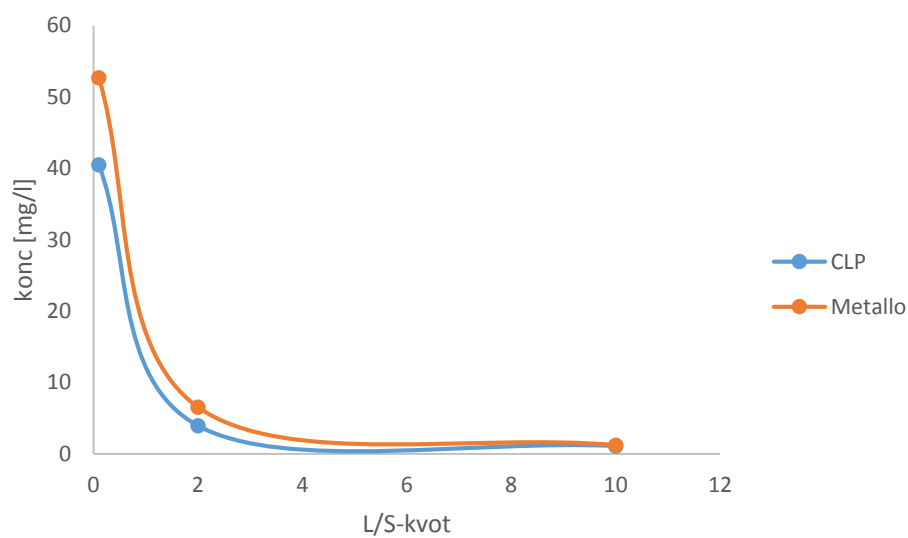


Figur 29: Den kumulativt utlakade mängden av järn som funktion av L/S-kvot

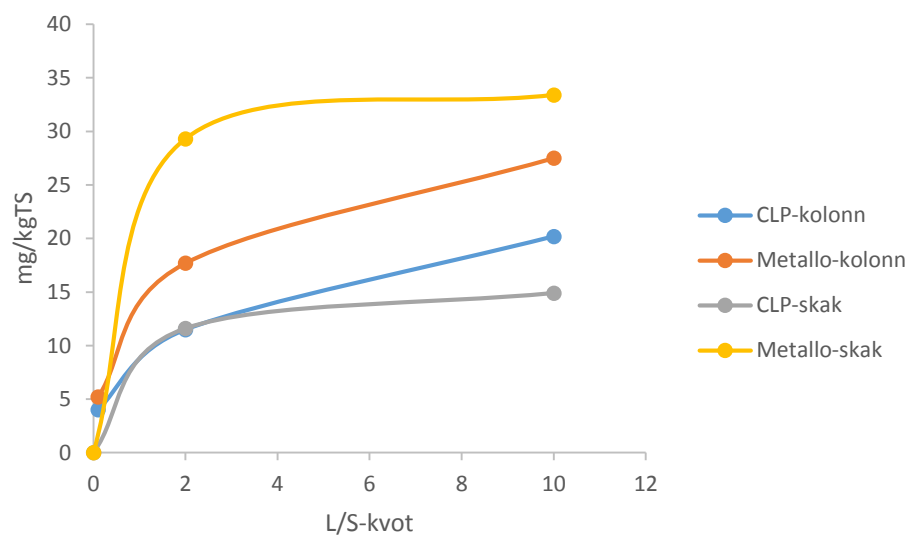


Figur 30: Utalakning av järn med skaktest respektive kolonntest

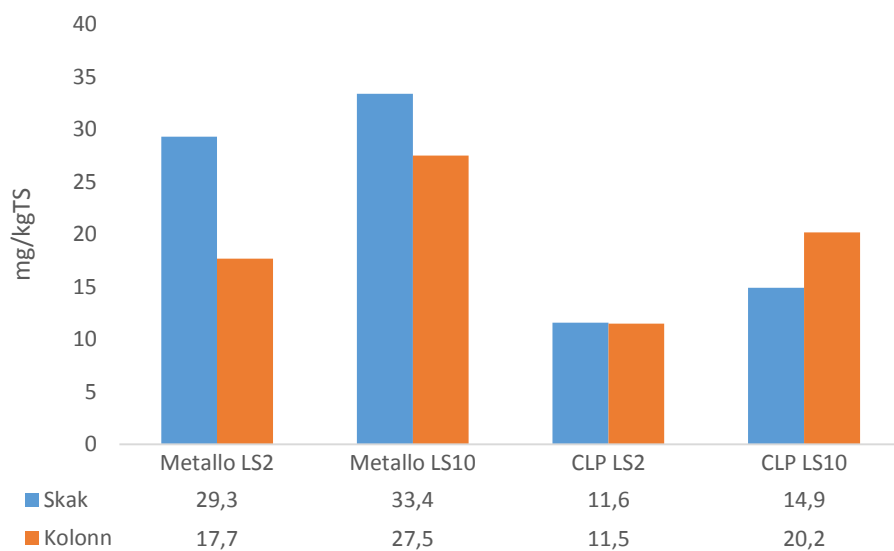
A3. Kalium



Figur 31: Koncentrationen av kalium i lakväsken som funktion av L/S-kvot

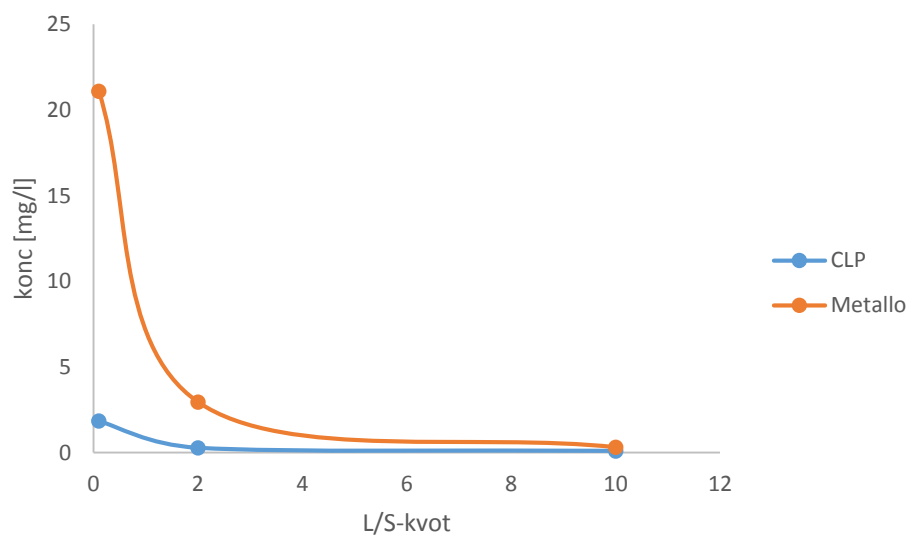


Figur 32: Den kumulativt utlakade mängden av kalium som funktion av L/S-kvot

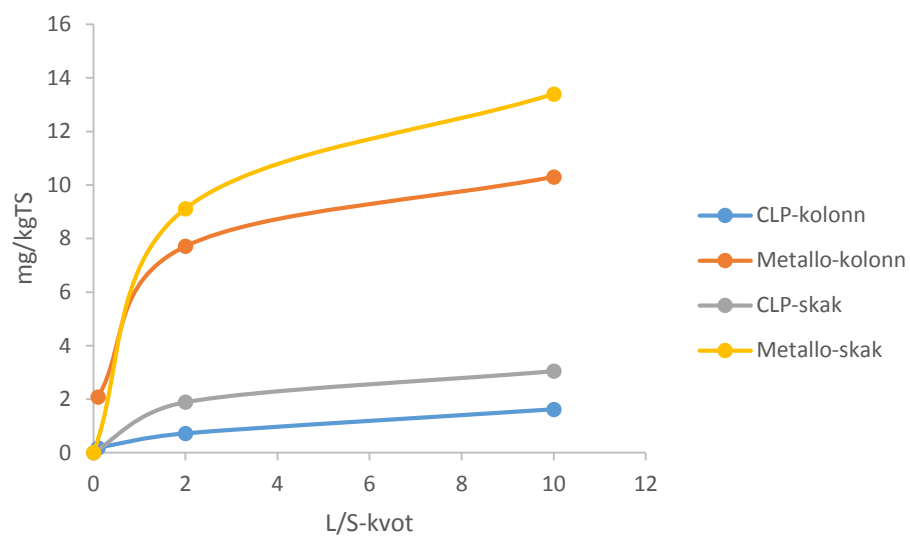


Figur 33: Utlakning av kalium med skaktest respektive kolonnstest

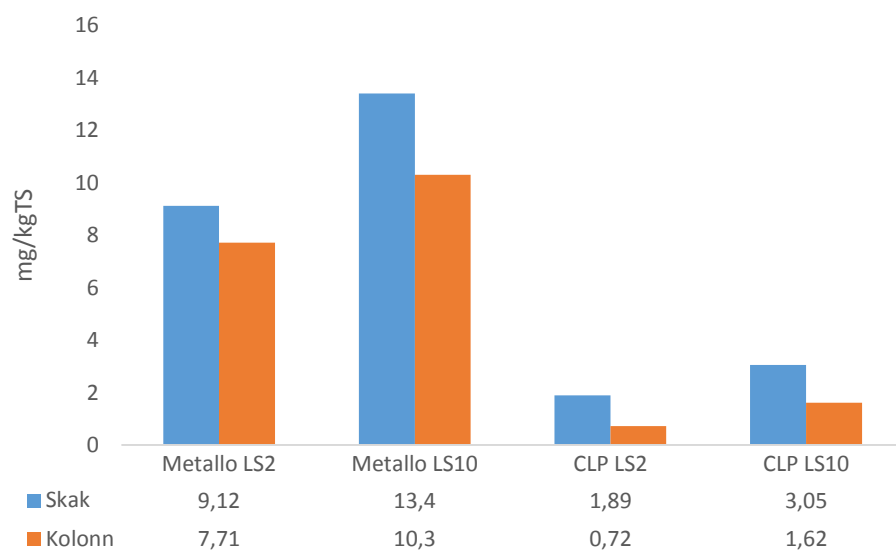
A4. Magnesium



Figur 34: Koncentrationen av magnesium i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

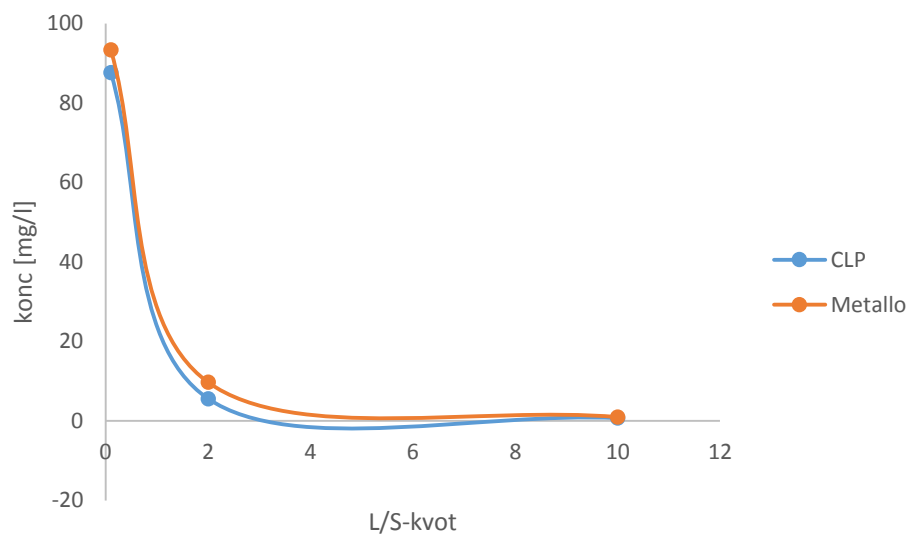


Figur 35: Den kumulativt utlakade mängden av magnesium som funktion av L/S-kvot

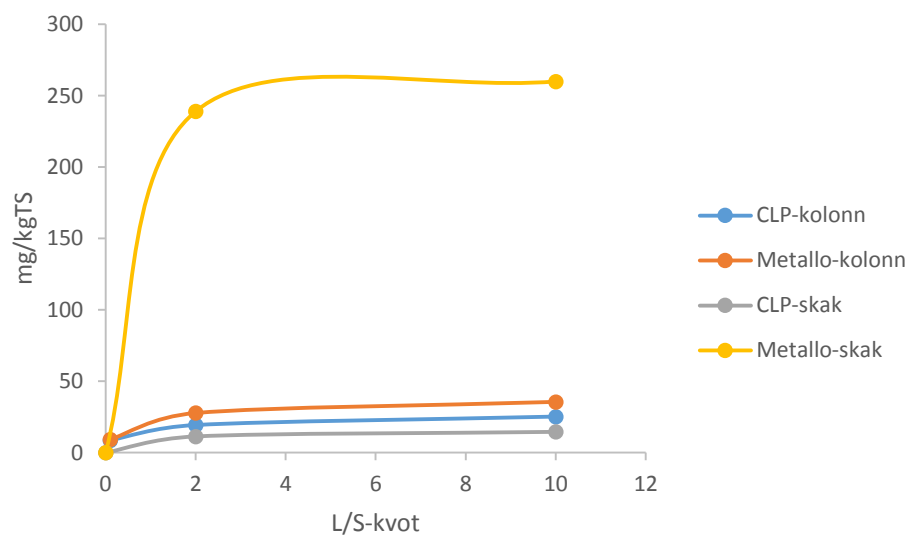


Figur 36: Utlakning av magnesium med skaktest respektive kolonnstest

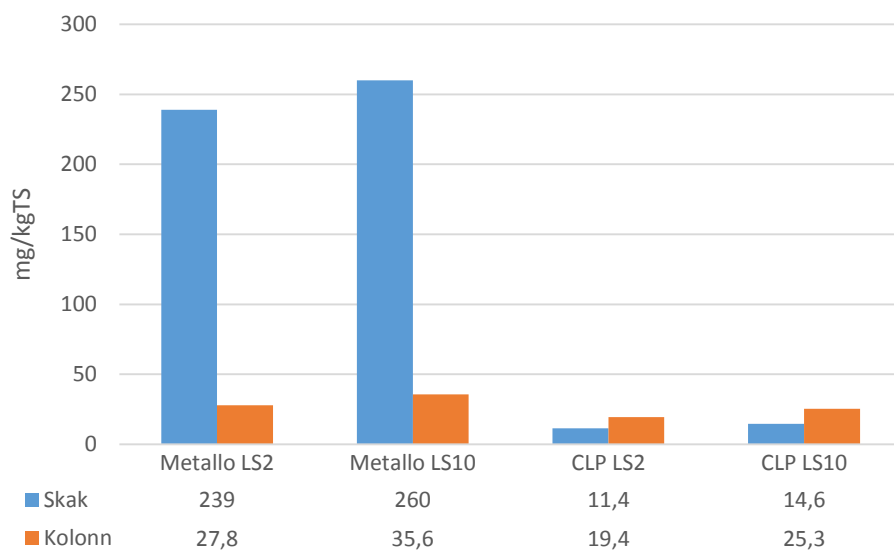
A5. Natrium



Figur 37: Koncentrationen av natrium i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

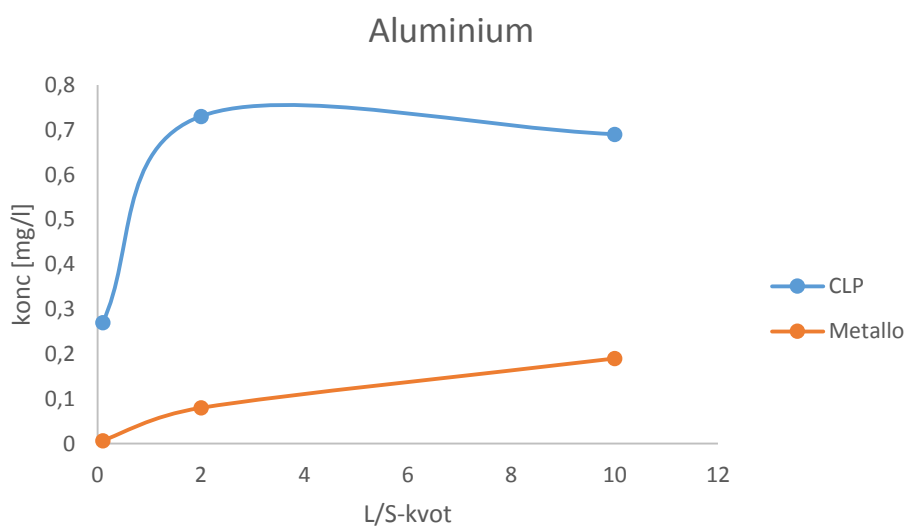


Figur 38: Den kumulativt utlakade mängden av natrium som funktion av L/S-kvot

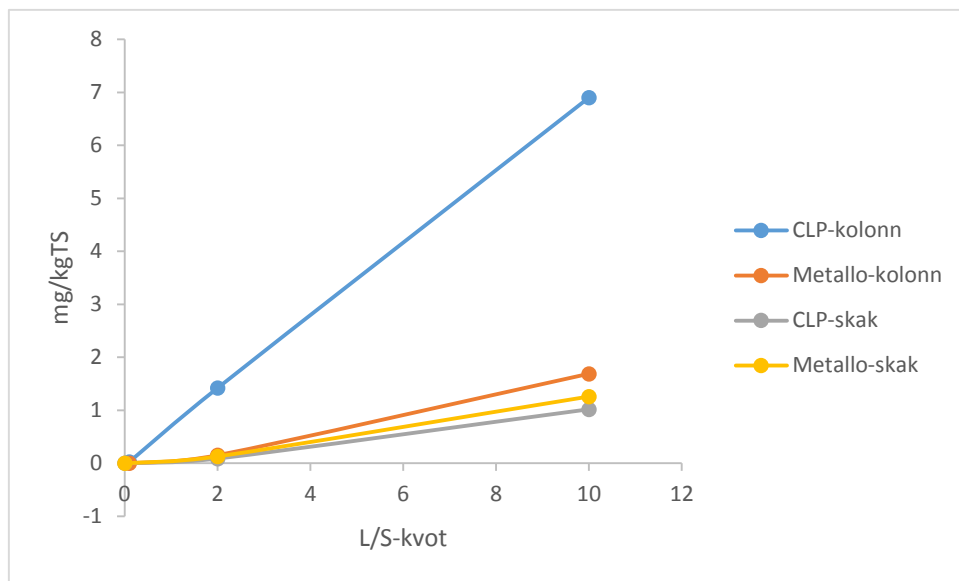


Figur 39: Utlakning av natrium med skaktest respektive kolonnstest

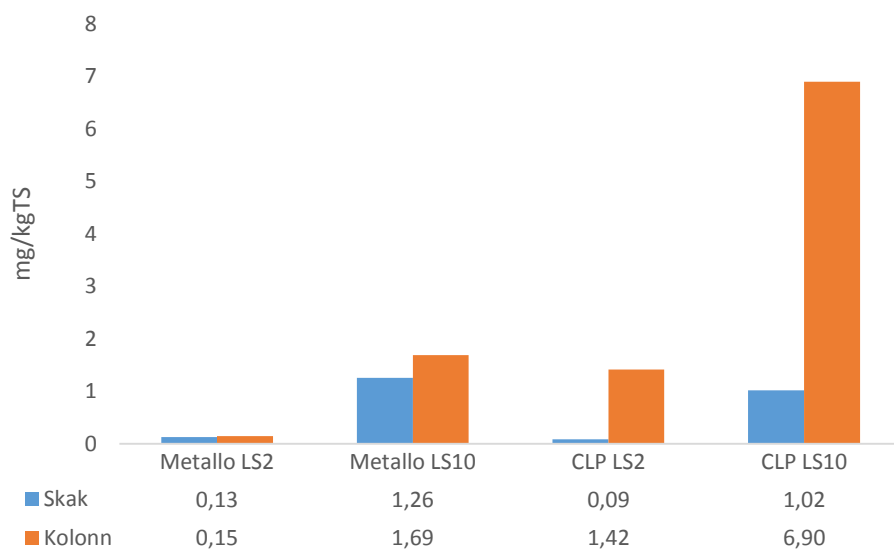
A6. Aluminium



Figur 40: Koncentrationen av aluminium i lakväska som funktion av L/S-kvot

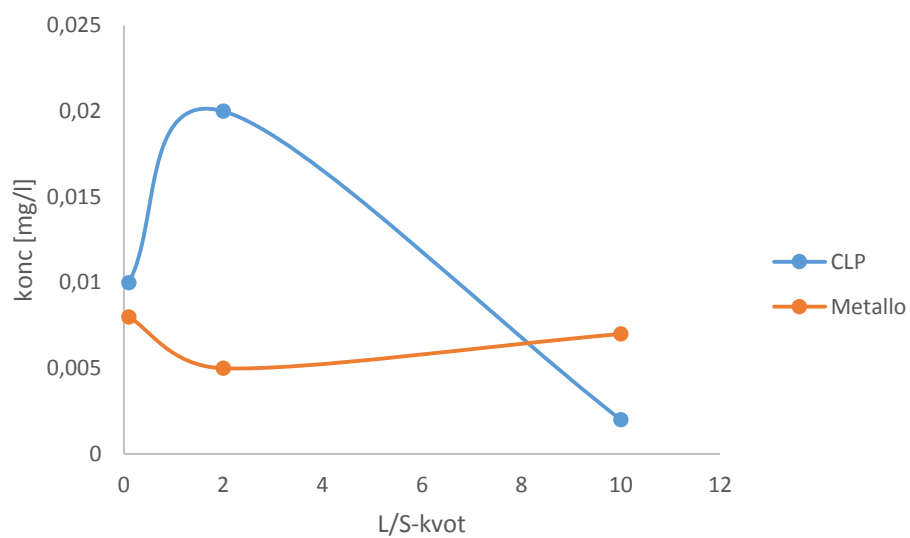


Figur 41: Den kumulativt utlakade mängden av aluminium som funktion av L/S-kvot

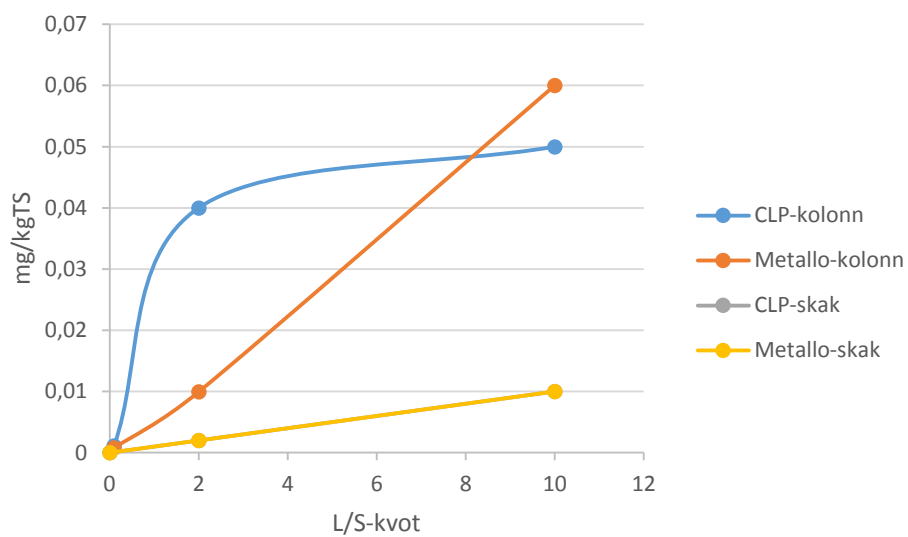


Figur 42: Utlakning av aluminium med skaktest respektive kolonnstest

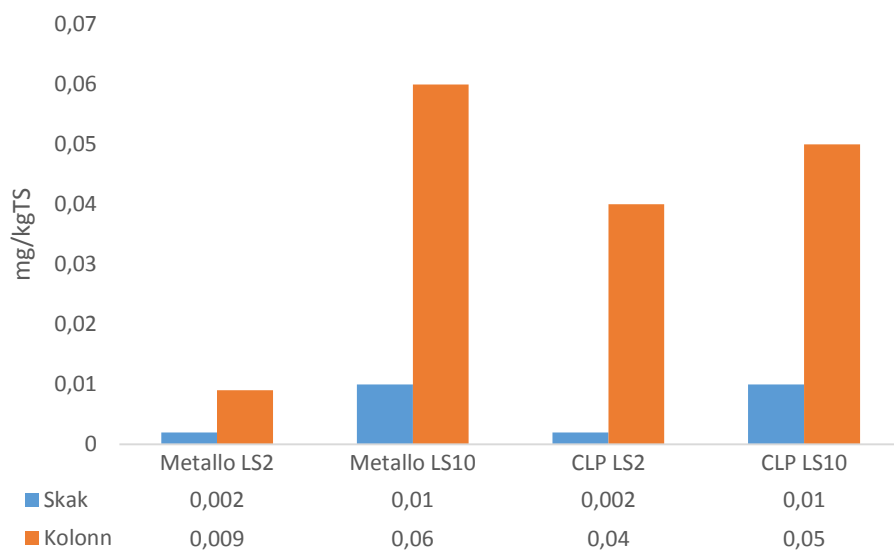
A7. Arsenik



Figur 43: Koncentrationen av arsenik i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

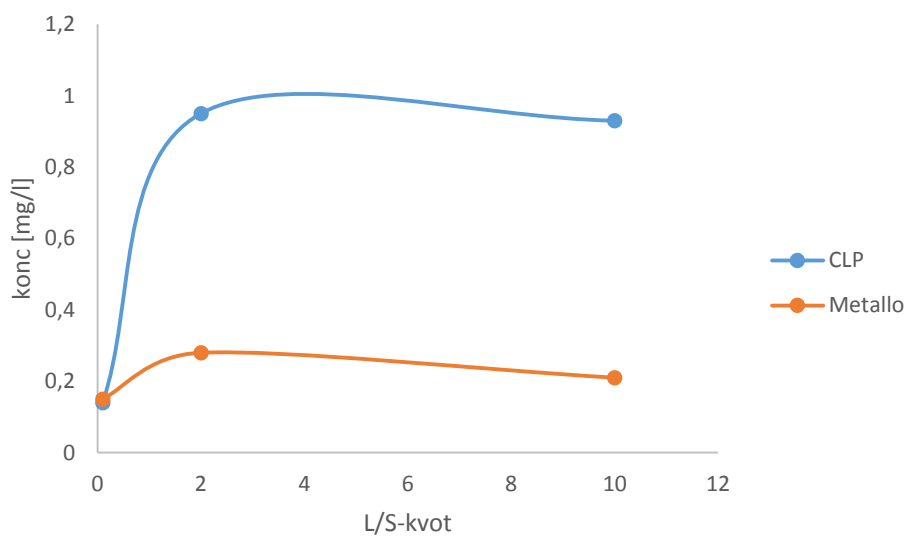


Figur 44: Den kumulativt utlakade mängden av arsenik som funktion av L/S-kvot

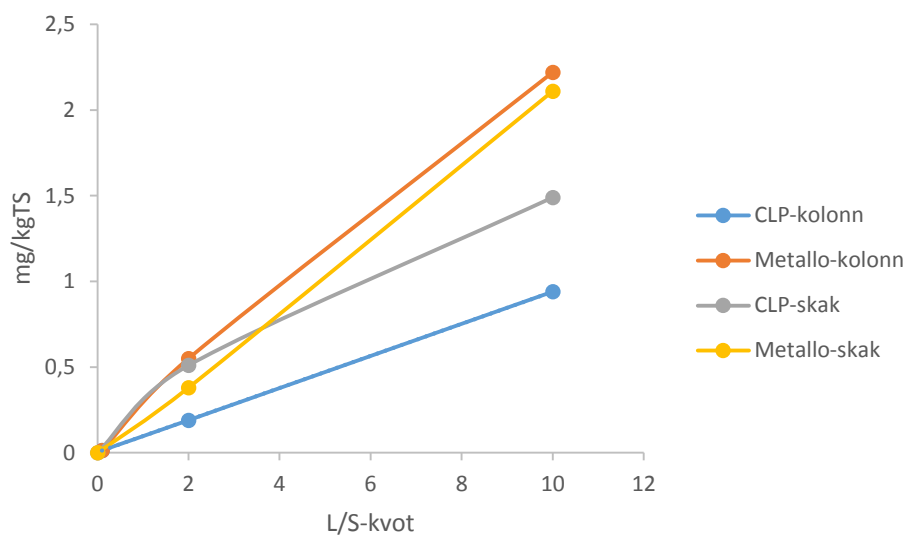


Figur 45: Utlakning av arsenik med skaktest respektive kolonntest

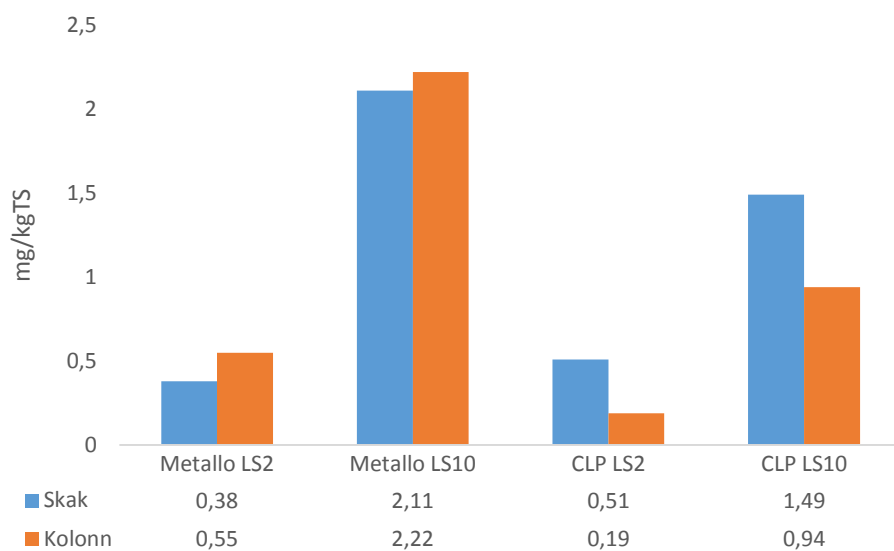
A8. Barium



Figur 46: Koncentrationen av barium i lakväska som funktion av L/S-kvot

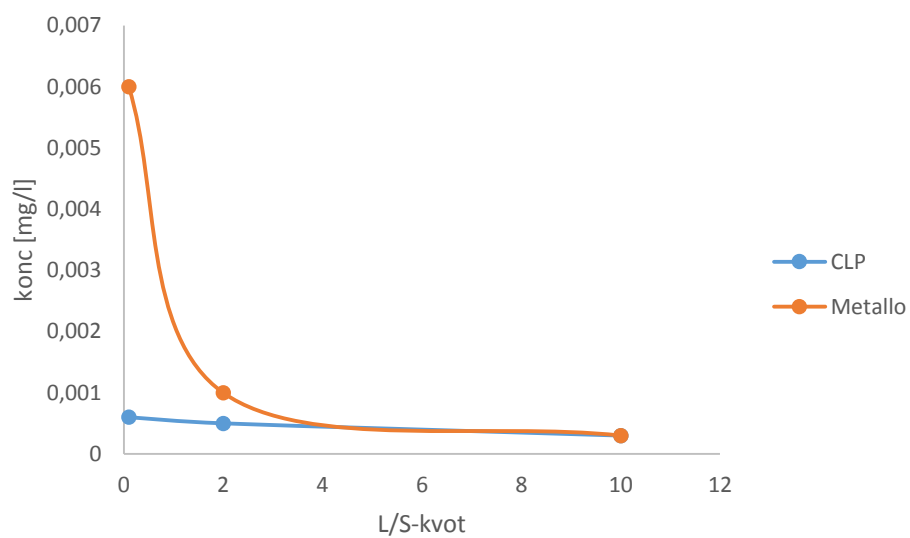


Figur 47: Den kumulativt utlakade mängden av barium som funktion av L/S-kvot

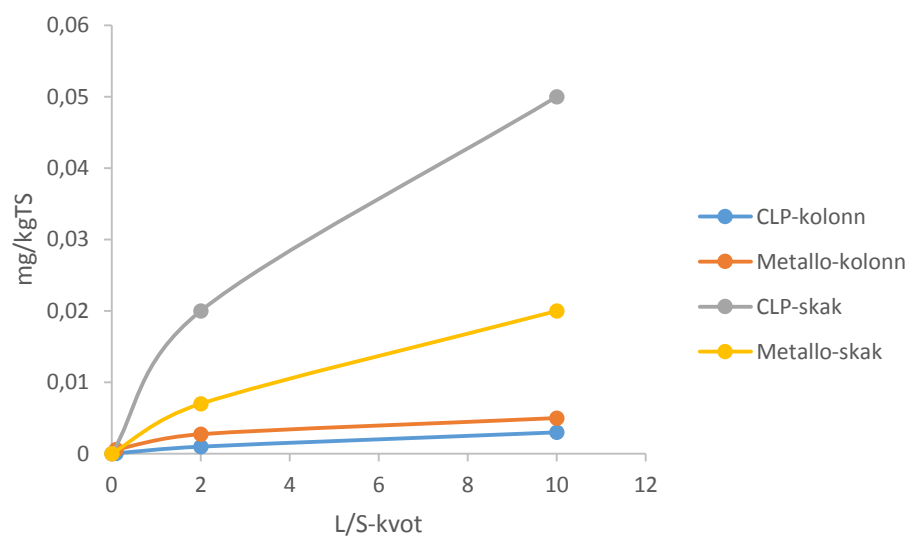


Figur 48: Utlakning av barium med skaktest respektive kolonnstest

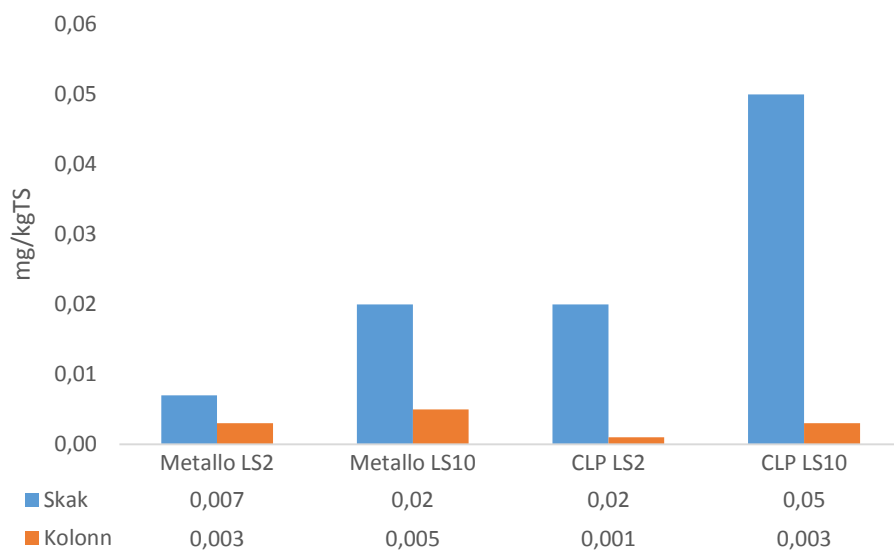
A9. Kadmium



Figur 49: Koncentrationen av kadmium i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

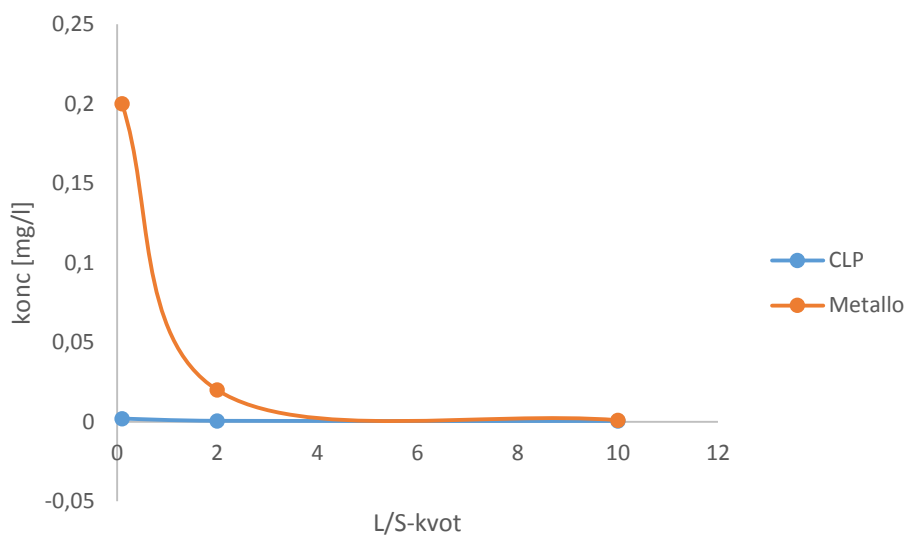


Figur 50: Den kumulativt utlakade mängden av kadmium som funktion av L/S-kvot

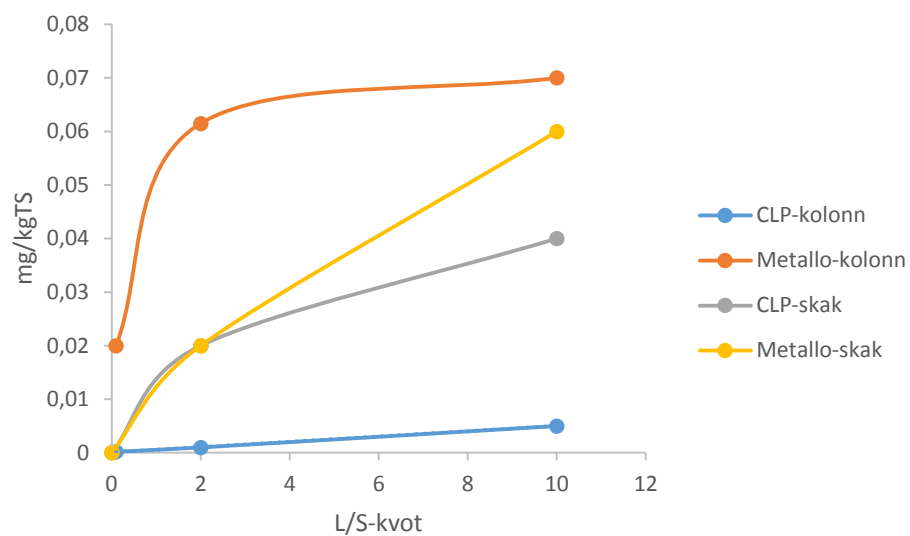


Figur 51: Utlakning av kadmium med skaktest respektive kolonnstest

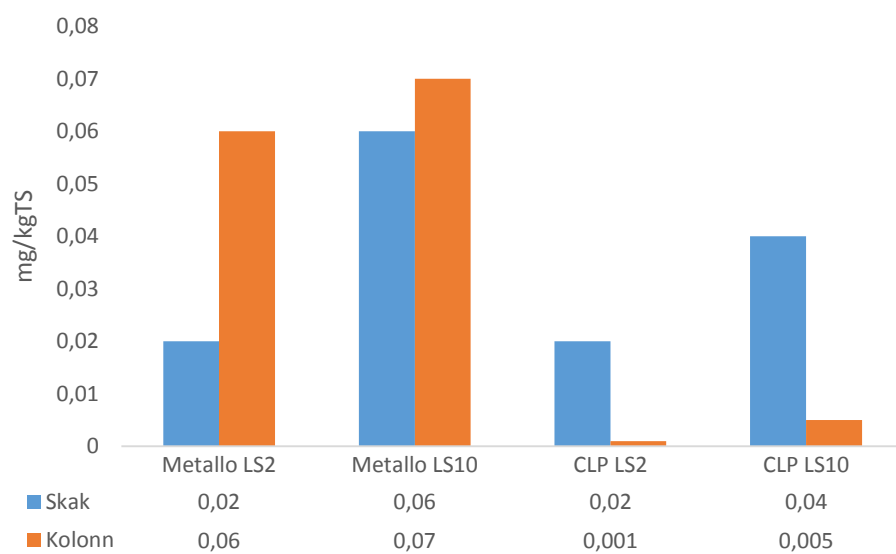
A10. Kobolt



Figur 52: Koncentrationen av kobolt i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

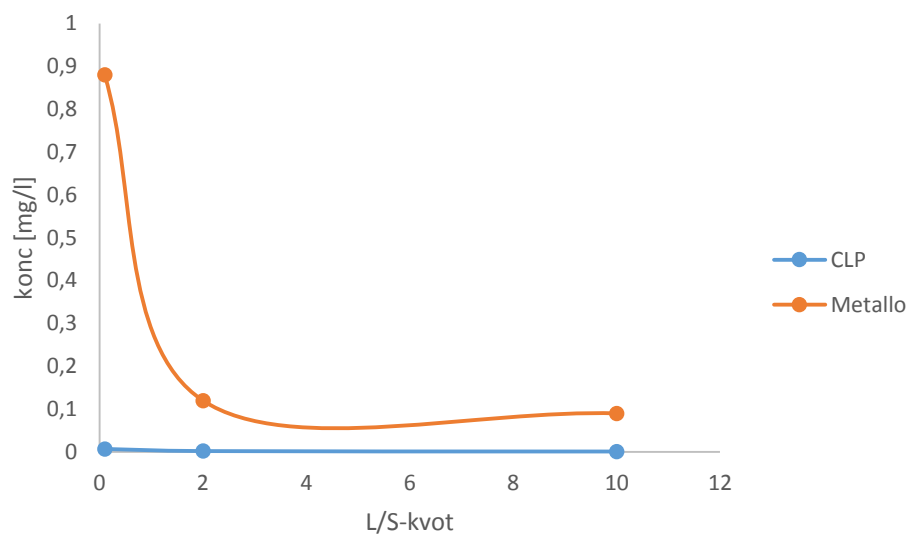


Figur 53: Den kumulativt utlakade mängden av kobolt som funktion av L/S-kvot

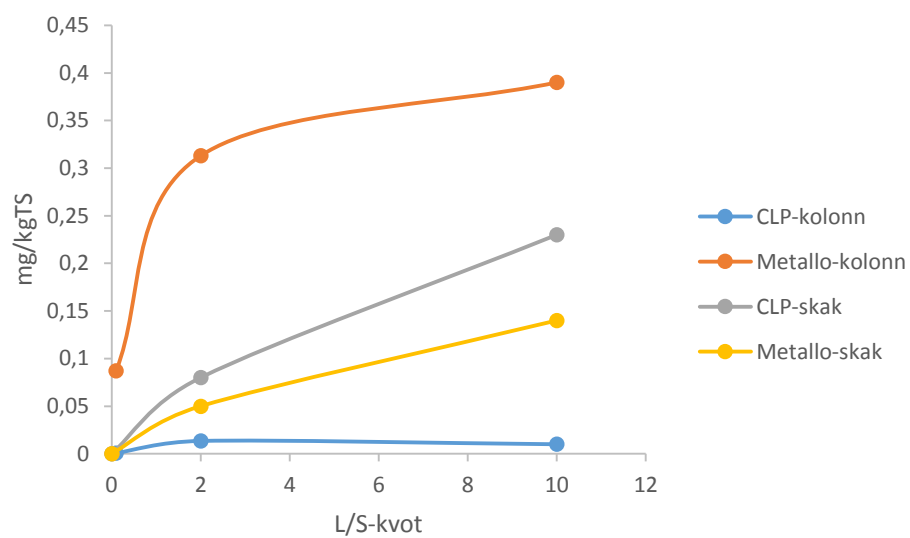


Figur 54: Utlakning av kobolt med skaktest respektive kolonnstest

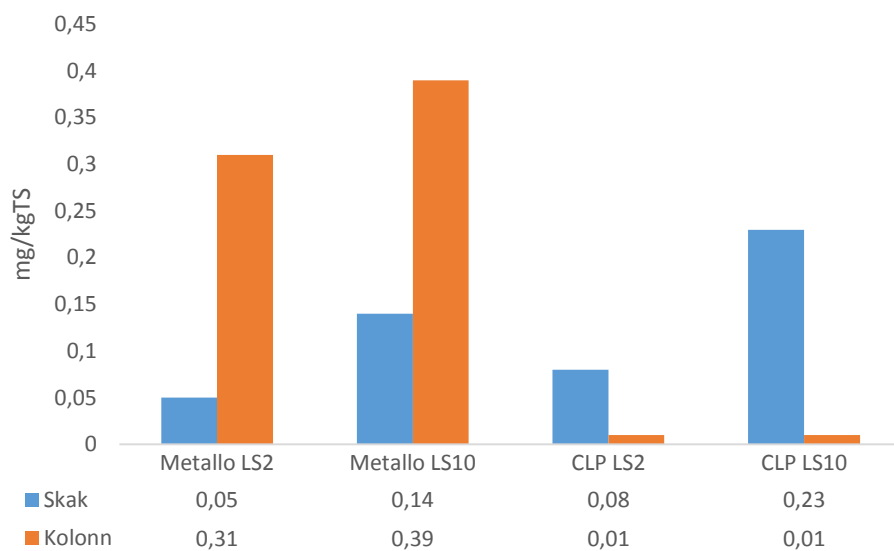
A11. Mangan



Figur 55: Koncentrationen av mangan i lakvätskan som funktion av L/S-kvot

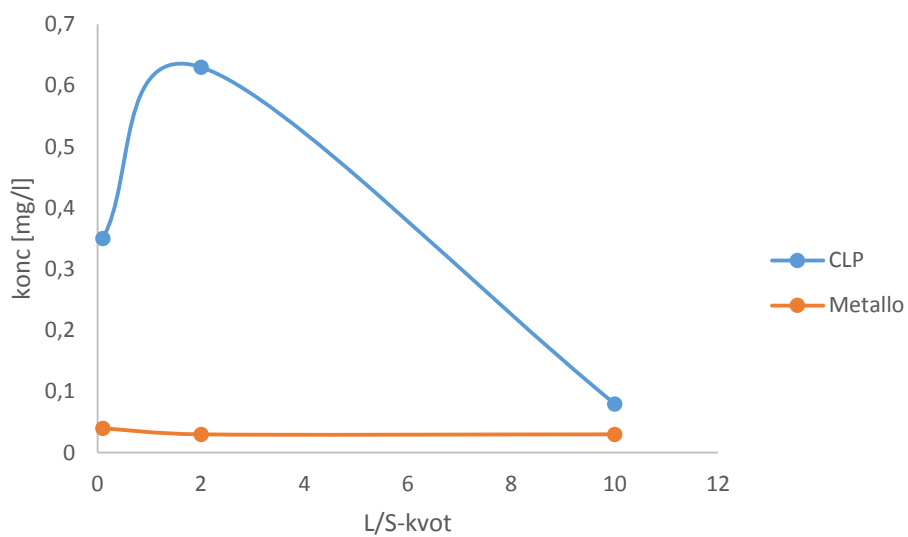


Figur 56: Den kumulativt utlakade mängden av mangan som funktion av L/S-kvot

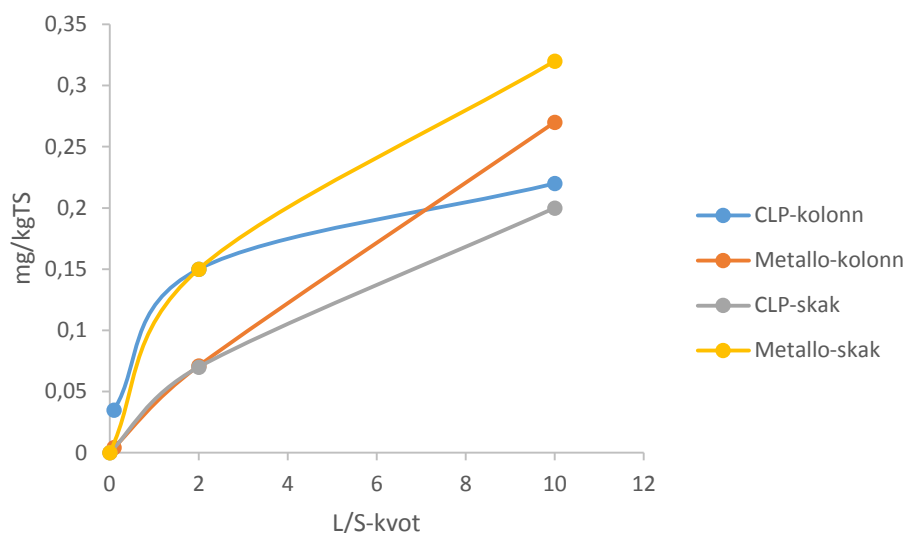


Figur 57: Utlakning av mangan med skaktest respektive kolonn test

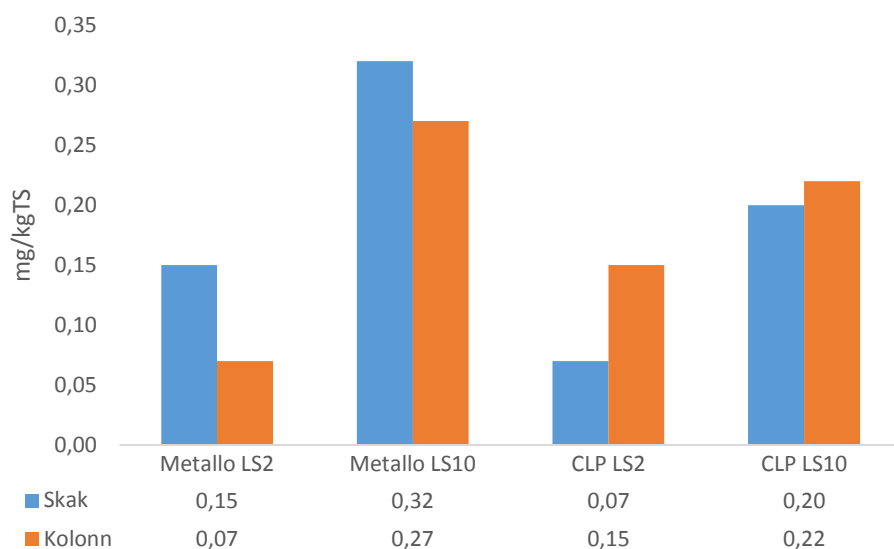
A12. Molybden



Figur 58: Koncentrationen av molybden i lakväska som funktion av L/S-kvot



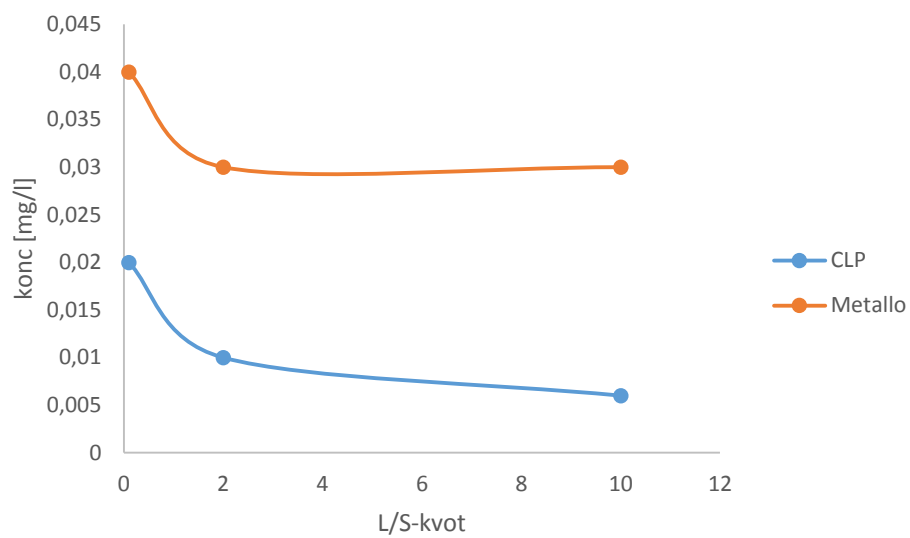
Figur 59: Den kumulativt utlakade mängden av molybden som funktion av L/S-kvot



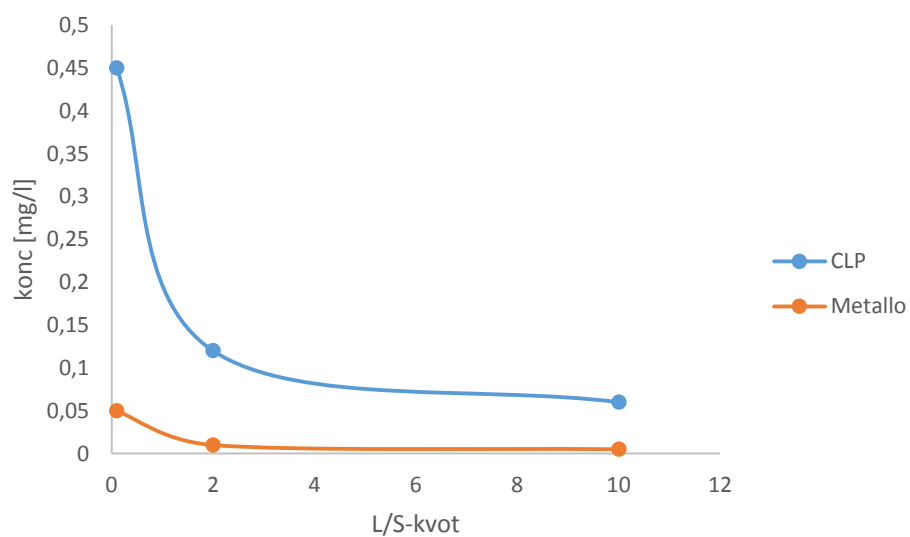
Figur 60: Utlakning av molybden med skaktest respektive kolonntest

A13. Övrigt

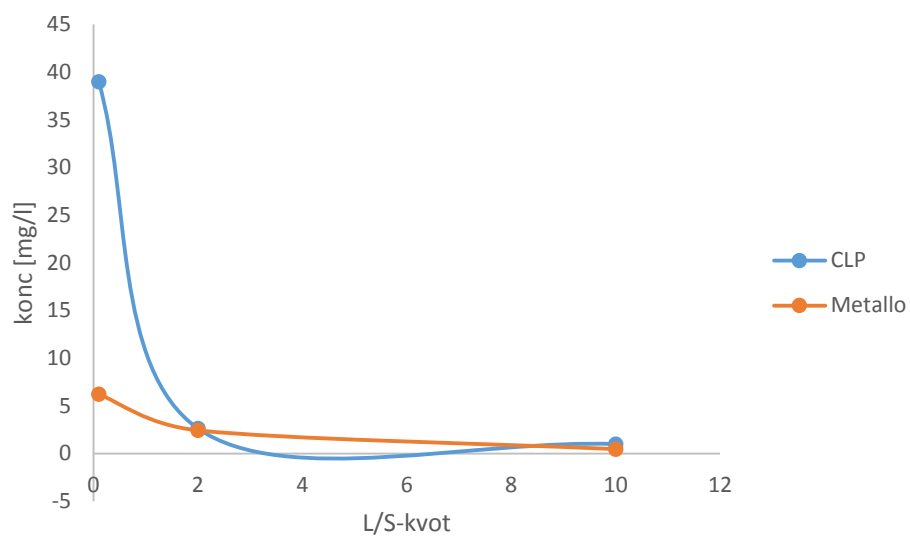
De ämnen som redovisas i figur 61-66 har endast blivit analyserade efter kolonnförsöket. Det handlar om metallerna antimon och selen, samt anjonerna klorid, fluorid och sulfat. Även löst organiskt kol blev endast analyserat efter kolonnförsöken. Då ingen data finns från skakförsöken finns bara grafer konstruerade för hur koncentrationen i lakvätskan varierar med ökande L/S-kvot för dessa ämnen.



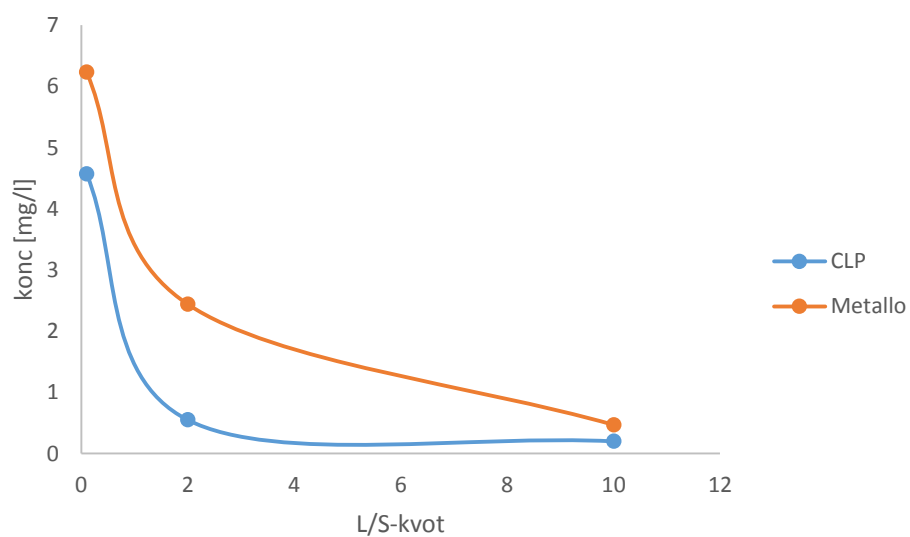
Figur 61: Koncentrationen av antimon i lakkväska som funktion av L/S-kvot



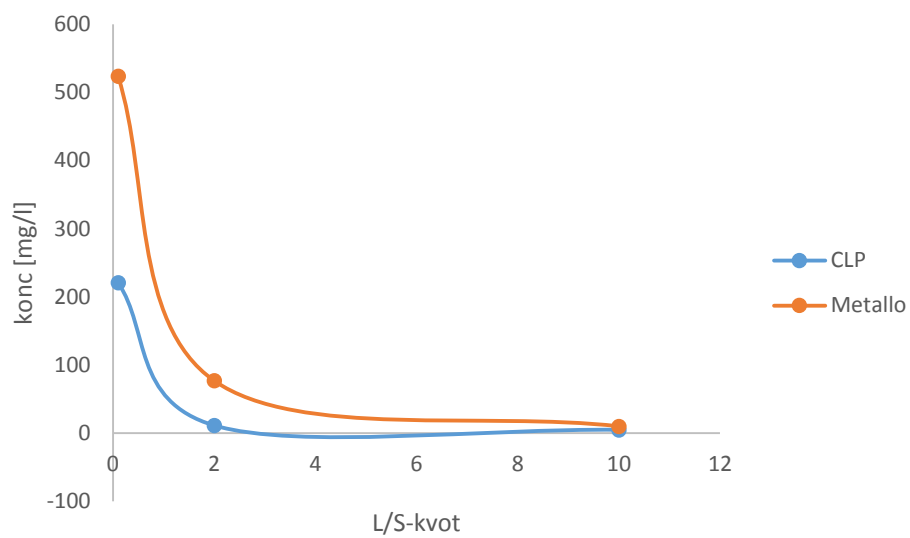
Figur 62: Koncentrationen av selen i lakkväska som funktion av L/S-kvot



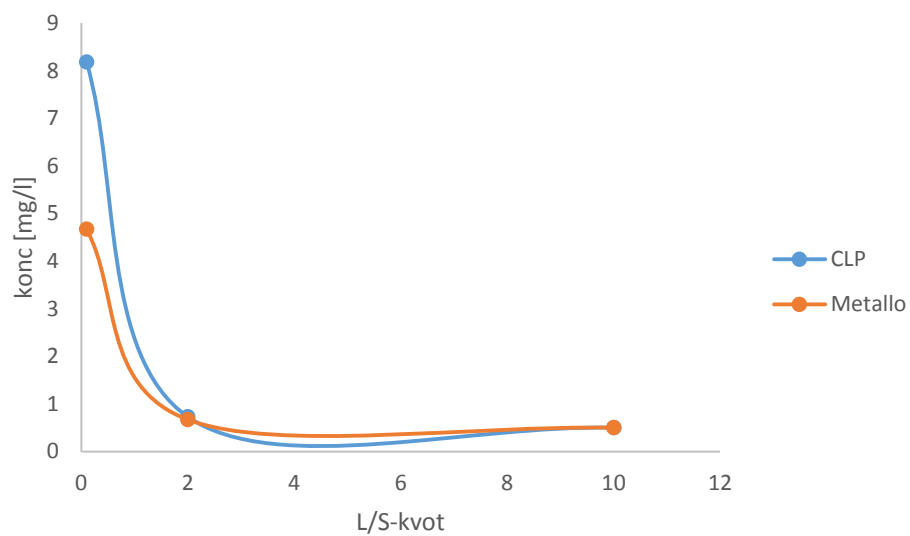
Figur 63: Koncentrationen av klorid i lakväsken som funktion av L/S-kvot



Figur 64: Koncentrationen av fluorid i lakväsken som funktion av L/S-kvot



Figur 65: Koncentrationen av sulfat i lakväsken som funktion av L/S-kvot



Figur 66: Koncentrationen av DOC i lakväsken som funktion av L/S-kvot

Bilaga B

I denna bilaga redovisas resultatet av den XRF-analys som gjordes för att kartlägga förekomsten av olika oxider i slaggerna (tabell 32). För att räkna om oxidinnehållet till ren metall används de omräkningsfaktorer som listas i tabell 33. Metoden var en av två som användes för totalhaltsbestämning av materialet. Dessa resultat och beräkningsmetoden behövde inte användas då analysresultaten från ALS uppslutning och ICP-analys levererades i önskad enhet (mg/kgTS). Några överensstämmelseberäkningar gjordes dock och resultaten stämmer väl överens.

Tabell 32: Fördelningen av olika oxider i slaggerna efter analys med XRF, uttryckta i %

Oxid	CLP [%]	Metallo [%]
CaO	16,1	13,9
MgO	1,1	1,6
SiO₂	30,7	26,6
Al₂O₃	5,1	4,5
FeO	32,5	34,5
MnO	0,46	0,79
P₂O₅	0,47	0,66
Cr₂O₃	0,26	0,28
TiO₂	0,30	0,28
V₂O₅	<0,06	<0,06
Na₂O	0,68	0,76
K₂O	1,5	0,97
NiO	0,06	0,60
CuO	0,69	0,65
ZnO	2,6	3,9
PbO	0,11	0,07
Co₃O₄	0,06	0,46
C	0,02	0,18
S	0,34	2,0
Summa	93,05	92,7

Tabell 33: De omräkningsfaktorer som skall användas för att beräkna halten ren metall utifrån oxidinnehållet

Oxid	Faktor
CuO	1,2518
FeO	1,2865
MoO₂	1,3305
Cr₂O₃	1,4616
MnO	1,2912
NiO	1,2726
PbO	1,0772
ZnO	1,2447
CaO	1,3992
MgO	1,6583
Al₂O₃	1,8495

SiO₂	2,1394
Na₂O	1,3480
TiO₂	1,6683
V₂O₅	1,7852
K₂O	1,2046
Fe₂O₃	1,4297
