



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W13037

Examensarbete 30 hp
Oktober 2013

MAS-sten som ett möjligt material för att minska föroreningarna från deponin i Karlslund

Undersökning av nya tillämpningsområden
för slagg från stålindustrin

Birgitta Bodén

REFERAT

MAS-sten som ett möjligt material för att minska föroreningarna från deponin i Karlslund - Undersökning av nya tillämpningsområden för slagg från stålindustrin *Birgitta Bodén*

Till följd av den hårda utbyggnaden av vårt samhälle åtgår en stor mängd naturresurser. Samtidigt som samhället utvecklas sätts allt högre krav på att det ska hushållas med naturresurser, inte minst genom införandet av miljömålet en ”God bebyggd miljö”. Enligt detta miljömål ska användningen av såväl mark som naturresurser ske på ett så hållbart sätt som möjligt. Samtidigt med detta skapar den svenska stålindustrin över en miljon ton slagg årligen, varav en stor del deponeras. Då deponeringen är kostsam pågår i dagsläget många försök att finna användningsområden för slagg så att deponeringskostanden ska undvikas. Bland annat har slagg i vissa fall visats kunna ersätta naturmaterial i form av sten, grus och sand vid till exempel vägbyggen och deponitäckningar. Slagg har i försök även visat på en vattenrenande förmåga då föroreningar fastläggs på slaggen. Detta har lett till försök med att använda slagg som filtermaterial i reaktiva filter där sand traditionellt sett ofta används.

Denna studie avsåg att undersöka om slagg från Avesta Jernverk fungerar att använda i reaktiva filter för att rena vatten som är förorenade med till exempel tungmetaller och fosfor. Detta gjordes genom att skaka tre olika slaggar som produceras i Avesta med ett lakvatten från en kommunal deponi med behov att renas från bland annat fluor, fosfor, kadmium, klorider, nickel och zink. I försöken användes en EAF-slagg och två AOD-slaggar. För att undersöka om upptaget av föroreningar påverkades av om slaggen hade nya ytor användes både nykrossad slagg och slagg som varit placerade utomhus under 71 dagar.

Resultaten visade att slaggerna som bildas vid Avesta Jernverk har en vattenrenande förmåga och att samtliga av de testade slaggerna sorberade aluminium, fosfor och zink. Utöver dessa ämnen sorberade flera av slaggerna även arsenik, fluor, koppar och magnesium. Resultatet visade också på ett tidsberoende hos sorptionen, då mer föroreningar togs upp om slagg och lakvatten skakades i fem dygn jämfört med om skaktiden var femton minuter eller fyra timmar. Det gick dock inte att avgöra om slagg med nygjorda ytor sorberade bättre än slaggen som stått utomhus. Beräkningar utfördes och visade att ett slagfilter dimensionsmässigt skulle vara möjligt att bygga och att en kornstorlek som sand skulle behövas för att få rätt uppehållstid.

Nyckelord: Slagg, EAF, AOD, reaktiva filter, lakvatten, sorption.

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelmns väg 9, SE-75007, UPPSALA.

ABSTRACT

MAS-stone as a possible material to reduce the pollutions from the landfill in Karlslund - A study of new fields of applications for slags from the steel industry

Birgitta Bodén

As a result of the harsh exploitation and development of our society, a large amount of natural resources are needed. While the society develops it becomes more and more important to economise natural resources. This is also stated as an environmental objective, called "A good built environment" by the Swedish government. According to this environmental objective, the use of both land and natural resources should be undertaken in the most sustainable way possible. At the same time the Swedish steel industry produces over one million tonnes of slag annually, which is mostly deposited. Slag is a byproduct from the steel manufacturing process. When disposal is costly, many attempts to find usage for slag are done instead. For instance, in some cases it has been as replacement for natural resources as stone, gravel and sand in road constructions and landfill covers. Slag has also been shown to have a water-purifying capacity since contamination can be sorbed by the slag. This has led to attempts to use slag as filter material in reactive filters where sand traditionally is widely used.

This study aimed to investigate whether slag from Avesta Works could be used in reactive filters to purify water that is contaminated with heavy metals and phosphorus. This was done by shaking a number of slags produced in Avesta with leachate water from a municipal landfill, Karlslund. The leachate water needs to be purified from i.a. fluorine, phosphorus, cadmium, chloride, nickel and zinc. In the experiments an EAF slag and two AOD slags were used. To investigate if the sorption of contamination in the leachate water was affected by the age of the particle surfaces, both slags with freshly made and aged surfaces were tested. The aging of the slags was created by placing the slags outdoor for 71 days.

The results showed that the slags formed at Avesta Works has a water-purifying ability and that all of the tested slags sorbed aluminum, phosphorus and zinc. Beside these substances, some of the slags also sorbed arsenic, fluorine, copper and magnesium. The results also showed a time-dependence of the sorption: More contaminations were sorbed after reacting slag and leachate water for five days compared with fifteen minutes or four hours. It was not possible to determine if the slags with fresh surfaces sorbed better than the slags with aged surfaces. Calculations showed that a filter containing slag should be possible to build dimensionally and that the grain size of sand would be needed to get the required retention time.

Keywords: Slag, EAF, AOD, reactive filters, leachate, sorption.

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjems väg 9, SE-75007, UPPSALA.

FÖRORD

Detta arbete, på 30 hp, är den avslutande delen av civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts vid Outokumpu Stainless AB i Avesta, där Gunnar Ruist agerat handledare. Ämnesgranskare var Magnus Simonsson, institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, och examinator var Fritjof Fagerlund, institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet.

Jag skulle först och främst vilja tacka Gunnar Ruist för ditt stora engagemang och för att jag fick möjligheten att skriva detta arbete. Ett stort tack riktas också till Magnus Simonsson för dina värdefulla råd kring såväl arbetsutförande som innehåll i rapporten. Jag skulle även vilja tacka Lars Johansson, Linda Olsson, Annika Almén och Pehr Fahlström vid Outokumpu för den hjälp ni gett mig med materialframtagande och analyser under arbetets gång. Tack också till alla medarbetare på Outokumpu som förgyllt arbetsdagarna med fantastiska historier och många skratt.

Ett stort tack också till Mikael Danielsson, Susanne Jung och Patric Björk som tagit sig tid att läsa och ge synpunkter på rapporten.

Birgitta Bodén

Avesta, augusti 2013

Copyright © Birgitta Bodén och Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet.

UPTEC W13037, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerad på Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2013.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

MAS-sten som ett möjligt material för att minska föroreningarna från deponin i Karlslund - Undersökning av nya tillämpningsområden för slagg från stålindustrin *Birgitta Bodén*

Vid all typ av nybebyggelse åtgår en stor mängd naturresurser. Det kan till exempel röra sig om grus och andra stenmaterial när vägar byggs eller om träd då brädor till husfasader görs. Mängden av dessa material kan tyckas vara oändlig i Sverige, men redan nu förstörs unika miljöer genom att grus tas från rullstensåsar och att gamla skogar fälls. I Sverige har 16 miljömål satts upp för att säkerställa en miljömässig och hållbar utveckling. Ett av miljömålen, en ”God bebyggd miljö”, har till syfte att säkerställa en miljömässig och hållbar användning av mark och naturresurser. Detta mål är viktigt att uppfylla. Samtidigt som naturresurser och mark behövs för att bygga nytt behövs material som kan fungera som ersättare till de resurser som används idag. En bra källa till alternativa material kan vara de biprodukter från industrin som annars måste deponeras.

När stål tillverkas skapas slagg som en biprodukt. Den bildas när stålet renas från föroreningar som skulle kunna påverka det färdiga stålets egenskaper negativt. Slagg är till en början en het smält massa men när den kallnar och stelnar blir den hård som sten och består av samma typ av ämnen som stenar. Eftersom slaggen i dagsläget ofta läggs på deponi, vilket kostar pengar för det tillverkande företaget, har stålbranschen ett stort intresse av att finna användningsområden för denna restprodukt. Bland annat har slagg börjat användas i vägbyggen både i bärlagret och i asfalten. Tack vare detta kan grus och sten från till exempel rullstensåsar användas i mindre utsträckning. Att inte lägga slaggen på deponi gör dessutom att markyta sparas vilket också bidrar i positiv riktning till att miljömålet en ”God bebyggd miljö” uppnås.

Företagen som tillverkar stål försöker hela tiden hitta nya områden där slagg kan användas. Bland annat så har det konstaterats att slagg kan ta upp föroreningar som är lösta i vatten. Slagg har med andra ord visat sig rena vatten. Men hur mycket av föroreningarna som tas upp beror bland annat på vattnets temperatur och pH-värde. Tiden som slaggen och vattnet har kontakt med varandra är också en faktor som påverkar slaggens upptag av föroreningarna. Om slaggen är ny eller gammal har också visat sig ha betydelse för hur mycket av föroreningarna i vattnet som slaggen tar upp.

I det här arbetet undersöktes om tre typer av slagg, som ibland också kallas MAS-sten, från tillverkningen av stål vid Avesta Jernverk kan ta upp föroreningar från lakvatten. Lakvatten bildas när nederbörd passerar en ansamling av avfall, till exempel en deponi. För var och en av dessa tre sorter av slagg testades en ny och en lite äldre variant. De äldre slaggerna lades utomhus i lite drygt två månader medan de nya skyddades från omgivningen. Totalt undersöktes alltså sex olika slaggprover. Undersökningen började med att slaggerna skakades tillsammans med lakvattnet. Sedan undersöktes innehållet i

lakvattnet som skakats med slagg och i lakvatten som inte skakats med slagg. På så vis kunde påverkan av behandlingen mätas.

Det visade sig att alla tre slaggerna som tillverkades i Avesta tog upp aluminium, fosfor och zink från lakvattnet. Vissa av slaggerna tog även upp magnesium, arsenik, koppar och fluor. Det gick dock inte att bestämma om åldern på slaggen hade någon betydelse för hur mycket av föroreningarna som togs upp. De flesta slaggerna visade sig ta upp mer av föroreningarna om de fick skaka under en längre tidsperiod än om de skakade under en kortare tid. Mer förorening togs alltså upp ur lakvattnet när kontakttiden var längre. Beräkningar visar, att slagg med samma kornstorlek som sand skulle kunna användas i ett vattenfilter och att filtret storleksmässigt skulle vara möjligt att bygga. Men det finns frågetecken kring hur filtret ska vara uppbyggt för att få den uppehållstid som önskas så att så mycket av föroreningarna som möjligt tas upp ur lakvattnet samtidigt som filtrets livslängd blir så lång som möjlig.

Det finns dock en stor osäkerhet kring byggandet av ett vattenreningsfilter med slagg i verkligheten. Det är till exempel oklart hur upptaget av föroreningar till slaggen påverkas av en lägre eller högre temperatur, eftersom försöken i det här arbetet bara utfördes vid cirka 20 °C.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
2	BAKGRUND	2
2.1	AVESTA JERNVERK, EN DEL AV OUTOKUMPU	2
2.2	DEPONIN I KARLSLUND	2
3	STÅLPROCESSEN	4
3.1	STÅLFRAMSTÄLLNING	4
3.2	SLAGG OCH DESS BILDNING	6
3.3	SLAGGENS SAMMANSÄTTNING	7
3.4	REACH-KLASSIFICERING	7
3.5	ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN FÖR SLAGG	8
4	SORPTIONSTEORI	11
4.1	YTKOMPLEXBINDNING	11
4.2	JONBYTE	12
4.3	UTFÄLLNING	12
4.4	SLAGGENS YTKEMI	13
4.5	SLAGG SOM VATTENRENARE	14
5	MATERIAL OCH METODER	17
5.1	SLAGG	17
5.2	LAKVATTEN	18
5.3	EXPERIMENT	18
5.4	ANALYSER	18
5.4.1	Kvantitativ mineralogisk analys	19
5.4.2	Atomemissionsspektroskopi	19
5.4.3	Jonkromatografi	19
5.4.4	Spektrofotometer	19
5.4.5	pH	20
5.5	RESULTATTOLKNING	20
6	RESULTAT	21
6.1	MINERALINNEHÅLL	21
6.2	SLAGG SOM SORBENT	21
6.2.1	Rankning av slaggerna	30
7	DISKUSSION	33
7.1	MÖJLIGA SORPTIONSMEKANISMER	33
7.2	FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR SORPTIONSMEKANISMERNA	33
7.2.1	Inverkan av slaggens sammansättning och väderbehandling	33

7.2.2	Inverkan av pH, tid och slaggytor	35
7.3	METODKRITIK.....	36
7.4	TILLÄMPNING AV SLAGGFILTER I FULL SKALA.....	36
7.4.1	Faktorer som påverkar filtrets funktioner.....	36
7.4.2	Filterdimension.....	37
7.5	FÖRSLAG TILL YTTERLIGARE ANALYSER.....	38
8	SLUTSATSER	40
9	REFERENSER.....	41
9.1	SKRIFTLIGA REFERENSER.....	41
9.2	PERSONLIGA MEDDELANDEN	45
	BILAGA A	I
	BILAGA B	III
	BILAGA C	V

1 INLEDNING

Ett av Sveriges 16 miljömål är en ”God bebyggd miljö” med vilket menas att användningen av bland annat mark och naturresurser ska ske på ett så effektivt och miljöanpassat sätt som möjligt för att hushålla med såväl natur- och kulturresurser som med energi (Miljömålsportalen, 2012). Genom mångårig förbrukning av naturens resurser har dessa minskat. För att ha möjlighet att uppfylla detta miljömål samtidigt som vi bygger nya hus och vägar krävs att alternativa material hittas till de användningsområden där naturresurser traditionellt sett används. Inom industrin pågår försök att ersätta diverse naturmaterial med biprodukter.

Slagg är en biprodukt vid stålframställning. Under 2010 producerades 45,3 miljoner ton slagg i Europa (Euroslag, 2013) varav 1,4 miljoner ton producerades i Sverige (Jernkontoret, 2012). I dagsläget pågår mycket arbete för att finna användningsområden för slagg istället för att som nu i stor utsträckning deponera det. Tillämpningsområden där användningen av slagg redan nu är utbredd är i vägbyggen, både i bärlager och i ytbeläggningen, samt vid cementtillverkning (Jernkontoret, 2012).

I detta examensarbete undersöks huvudsakligen möjligheten till användning av slagg som filtermaterial i reaktiva filter, ett användningsområde där slagg i tidigare undersökningar visat potential att ersätta konventionellt använda material (Huifen m.fl., 2011; Feng m.fl. 2004; Ortiz m.fl. 2001; Dimitrova och Mehandjiev, 2000). Utöver detta görs en separat studie inom detta examensarbete där nyttan att använda slagg som fyllnadsmassor i deponisluttäckning sammanställs, denna studie presenteras i bilaga C. Genom att ersätta de traditionellt använda materialen i dessa två användningsområden skulle stora mängder naturresurser i form av till exempel sand, grus och morän kunna sparas för framtiden, samtidigt som mängden slagg som läggs på deponi minskar. Med andra ord skulle användandet av jordens resurser minska, i enlighet med miljömålet ”God bebyggd miljö”, samtidigt som en kostnadsminskning för det slaggproducerande företaget sker då företaget i dagsläget betalar för att deponera slaggen.

Examensarbetet har två syften. Det första är att undersöka om slagg från Avesta Jernverk har en sorberande effekt och därmed kan nyttjas vid vattenrening med reaktiva filter. Detta görs genom skakförsök med tre olika slaggsorter från Avesta Jernverk. Den andra delen består i att sammanfatta den kunskap som finns kring slagganvändning vid deponitäckning. Den andra delen är tänkt att ligga till grund för vidare utredning kring ifall slagg från Avesta Jernverk uppfyller de krav som ställs på de fyllnadsmassor som används vid deponisluttäckning.

2 BAKGRUND

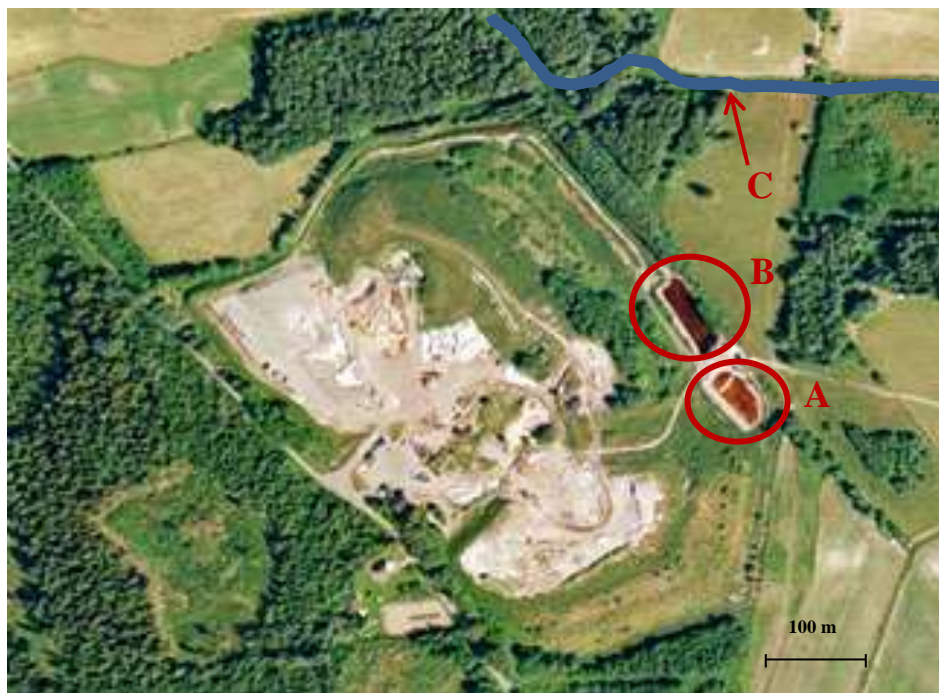
2.1 AVESTA JERNVERK, EN DEL AV OUTOKUMPU

Avesta i södra Dalarna har en lång historia som förädlingsplats av diverse metaller. Detta är tack vare tillgången på vattenkraft som finns i Avesta i och med Dalälvens passage genom staden. Redan på 1300-talet hanterades järnmalm i Avesta och under 1600-talets första del anlades ett kopparverk. Kopparen till kopparverket kom från Falu koppargruva som under denna tid var Sveriges största arbetsplats. Då Falun saknade stora forsar och vattenfall som gav den kraft som krävdes för att förädla kopparen anlades istället förädlingsverket i Avesta. Ett myntverk var integrerat i kopparverket och där präglades de svenska kopparmynten under nästan 200 års tid (Outokumpu, 2006).

Under 1830-talet började produktionen av stål i Avesta. Tillverkningen av rostfritt stål, som pågår än idag, började på 1920-talet. Avesta Jernverk tillhör sedan 2002 den finska stålkoncernen Outokumpu (Outokumpu, 2006). Det rostfria stål som idag produceras i Avesta är specialstål som är särskilt beständiga och resistent mot höga tryck, starka syror och korrosion (Ruist, pers. medd.).

2.2 DEPONIN I KARLSLUND

Karlslunds avfallsdeponi har varit i bruk sedan 1960-talet och har en yta på 16 ha. Ursprungligen nyttjades deponin enbart för Avestas kommunala avfallsmassor men under 70- och 80-talet deponerades även restprodukter från aluminiumtillverkning på deponiområdet. På området finns två lakvattendammar, där lakvatten från aluminiumdeponin samlas upp i en separat damm. Lakvattnet pumpas efter behandling med en fällningskemikalie vidare till avloppsreningsverket i Krylbo (Sandvik, pers. medd.). Ett flygfoto över området ses i figur 1. I figuren är de båda lakvattendammarna inringade och markerade med A respektive B där dammen markerad med A innehåller lakvattnet från aluminiumdeponin och dammen markerad med B är lakvatten från övriga delar av deponin.



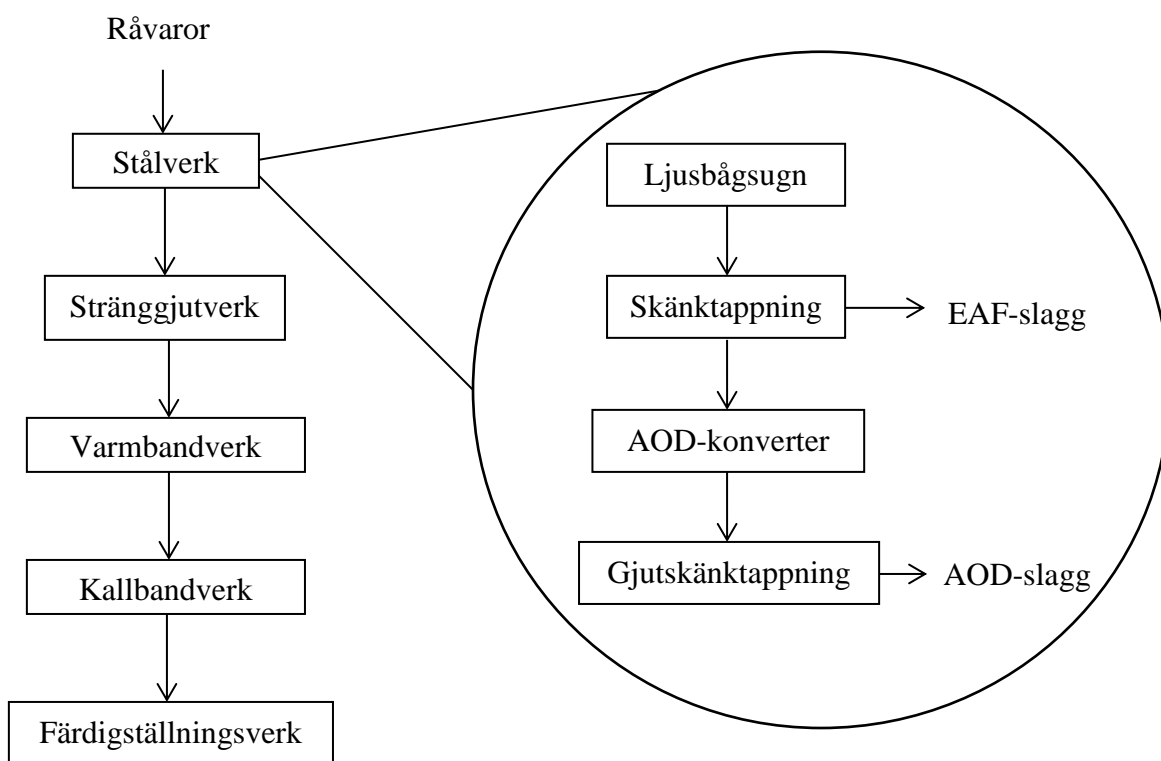
Figur 1. Karta över Karslunds avfallsanläggning. A visar aluminiumdammens läge, B visar läget på dammen där lakvatten från övriga delen av deponin samlas upp och C visar recipienten Grytnäsåns läge (Eniro, 2013).

Deponin i Karslund ska inom de närmaste åren stängas och innan 2025 behöver 14 ha av deponin sluttäckas. För att kunna påbörja sluttäckningen krävs åtgärder för att skapa ett hållbart reningssystem av lakvattnet. För närvarande försöker det kommunala bolaget Avesta VA och Avfall AB, som är ansvarigt för deponin, att finna lämpliga behandlingsmetoder för att sänka koncentrationen av föroreningar i lakvattnet så att vattnet ska kunna släppas ut direkt till avrinningsområdets recipient Grytnäsån, markerad med ett C i figur 1. De ämnen som står för de största föroreningsproblemen är halterna av total kväve och klorider, men även koncentrationerna av andra ämnen, så som fluor, fosfor, kadmium, nickel och zink, är höga och intressanta att minska (Sandvik, pers. medd.). Koncentrationerna i lakvattnet varierar under året (Johansson, pers. medd.; Ruist, pers. medd.).

3 STÅLPROCESSEN

3.1 STÅLFRAMSTÄLLNING

Vid Avesta Jernverk tillverkas flera typer av rostfritt stål vilka har olika egenskaper och användningsområden. Trots dessa skillnader genomgår alla stålsorter samma tillverkningssteg till att börja med (stålverket och stränggjutning) även om de råvaror som går in i processen är olika. Ståltillverkningens senare steg, processerna i varmbandverk, kallbandverk och färdigställningen, ger stålet mer specifika egenskaper och utseenden (Outokumpu, 2013). De olika stegen i ståltillverkningsprocessen visas i figur 2.



Figur 2. Figuren visar de huvudsakliga processerna vid stålframställningen vid Avesta Jernverk samt en mer detaljerad bild av processerna i stålverket. EAF står för Electric Arc Furnace och AOD för Argon Oxygen Decarburization.

Vid Avesta Jernverk används skrot som huvudråvara vid stålframställningen. Av det skrot som används är ungefär 60 % nyinköpt skrot. Resterande 40 % är internt skrot, huvudsakligen från Avesta men till viss del även från de övriga svenska enheterna i Outokumpukoncernen. Det inköpta skrotet består huvudsakligen av rostfritt skrot, skrot med hög nickelhalt och järnskrot. Det interna skrotet består bland annat av borttagna änd- och kantstålbitar från processerna, restprodukter ifrån slipning och skärning, bandrullar från valsning och smältor från ugnen och gjutlådor. Innan nedsmältning analyseras och sorterar skrotet så att rätt blandning fås i det nya stålet. Andra råvaror som behövs i stålprocessen är legeringsämnen vilka huvudsakligen är kisel, mangan, krom, nickel och molybden, men även kalk och flusspat behövs för att processen och stålet ska bli det som önskas (Outokumpu, 2013).

I Avesta smälts råmaterialet i en ljusbågsugn, på engelska kallad *electric arc furnace* (EAF). Innan skrotet smälts i ljusbågsugnen förvärms det. Förvärmningen har tre syften: spara energi i ljusbågsugnen, spara tid samt att förånga snö, is och vatten som annars riskerar att orsaka explosioner i ugnen. I ljusbågsugnen tillförs legeringsämnen och en stålsmälda skapas. För att få bort föroreningar från smältan och ge slutprodukten de kvalitéer som önskas tillsätts slaggbildare. När slaggen jäst färdigt, allt skrot smält och rätt temperatur uppnåtts tippas hela smältan över till mellanskänken. Smältan flyttas sedan till slaggdraingsstationen där EAF-slaggen separeras från råstålet. Innan stålsmältan transporteras vidare till konvertern vägs råstålet så att den mängd syre och annat material som krävs i den fortsatta processen kan bestämmas (Outokumpu, 2013).

Den konverter som finns i Avesta är en så kallad *Argon Oxygen Decarburization*-konverter (AOD-konverter). I en sådan ugn används argongas för att röra om i smältan. Argon har fördelen att den inte deltar i processerna i smältan, utan bara för med sig föroreningar upp till slaggen. I konvertern genomgår stålsmältan tre olika steg för att rena stålsmältan. Det första steget är att *färskas stålet*, vilket innebär att syrgas blåses in i smältan för att sänka halten kol i råstålet. Syrgasen reagerar med kolet, så att koloxid bildas och lämnar smältan. Nästa steg i konvertern är *återreducering* av krom som under färskningen reagerat med syrgasen och nu finns i form av kromoxid i slaggen. För att föra tillbaka kromet tillsätts reduktionsmedel som reagerar med metalloxiderna i slaggen så att de rena metallerna går tillbaka till smältan. Det mest använda reduktionsmedlet vid Avesta Jernverk är kisel men då särskilt hög kvalitet önskas på stålet tillsätts aluminium istället. Detta eftersom aluminium är ett starkare reduktionsmedel som tar bort mer syre från stålet. Efter detta avlägsnas AOD-slaggen. Det sista steget i konvertern är *svavelreducering* eftersom svavelhalten ska vara låg i det färdiga stålet. För att få bort svavlet tillsätts kalk som reagerar med svavlet och bildar kalciumsulfid som stiger upp till slaggen. Även flusspat tillsätts så att slaggen har rätt sammansättning och konsistens då den når skänkgugnen. Denna slag kallas skänkslagg. Efter svavelreduceringen tas ett prov på stålet och temperaturen kontrolleras. Från konvertern vickas stålsmältan över i en gjutskänk i vilken stålsmältan transporteras till skänkgugnen (Outokumpu, 2013).

I skänkgugnen görs de sista finjusteringarna på smältan innan gjutning. Justeringarna som görs kan vara tillsats av legeringsämnen för att få rätt innehåll i smältan eller ändringar av temperaturen så att gjutningen fungerar. Efter detta är det dags för gjutning av slabs. Stålsmältan tappas då upp i en gjutlåda som fördelar stålsmältan till gjutmaskinen som formar stålet innan det kyls av och stelnar. De stålsträngar som bildas kallas slabs och dessa är upp till två meter breda och 11 meter långa (Outokumpu, 2013).

Nästa steg i ståltillverkningen är varmvalsning, se figur 2. Under varmvalsningen valsas slabsen till tunna band som hasplas upp till stora rullar. Då olika kunder har skilda krav på slutprodukten kan stålet behandlas så att de mekaniska egenskaper, dimensioner och korrosionsegenskaper som kunden önskas erhållas. Detta sker i kallbandverket där också tjockleken på stålet kan minskas ytterligare genom valsning. Det sista steget i

stålprocessen är färdigställningen, se figur 2. I färdigställningsverket klipps och skärs stålet till de dimensioner som kunderna önskar (Outokumpu, 2006).

3.2 SLAGG OCH DESS BILDNING

Vid diverse metallurgiska processer bildas slagg som en biprodukt. Slagg bildas när ämnen i den smälta metallen oxideras, antingen automatiskt eller genom mänsklig påverkan, för att ge stålet de egenskaper som önskas. Slagg är i det avseendet en nödvändig del i processen då den binder upp föroreningar i smältan, skyddar smältan från den syrerika atmosfären samt isolerar smältan för att på så vis minska värmeförlusterna. På grund av att slagg har en lägre densitet än stål så flyter slaggen ovanpå stålsmältan och kan därför förhållandevis enkelt separeras från smältan. Vid Outokumpu i Avesta bildas cirka 300 kg slagg per ton producerat stål vilket medför att mängden slagg som produceras årligen är över 80 000 ton (Outokumpu, 2013).

Vid olika processer i stålverket bildas olika typer av slagg med något varierande uppbyggnad dock är halterna av a kalciumoxider och kiseloxider hög i alla slaggtyper. I ljusbågsugnen bildas en typ av slagg, så kallad EAF-slagg (Electric Arc Furnace-slagg). Genom att tillsätta kisel, kol, syrgas och kvävgas kan sammansättningen i stålsmältan ändras och korrekt konsistens på slaggen fås. Slaggens konsistens, mängd och sammansättning är viktig på grund av att den i hög grad påverkar processen och kvaliteten hos det färdiga stålet, samtidigt som konsistensen är viktig för att effektivt kunna separera slagg och råstål. Krom är ett åtråvärt ämne att ha i stålet. Därför tillsätts kisel för att återföra det oxiderade kromet i slaggen till smältan. Kvävgasen som tillsätts bidrar inte i någon kemisk reaktion utan dess uppgift är att röra om i smältan. Då det är önskvärt att slaggen är basisk tillsätts kalk vilket balanserar upp den sura kiseloxiden. Då stålet och slaggen fått de egenskaper som eftersträvas slås slaggen över till en behållare för att transporteras till slagggården där slaggen töms ur och kyls av. Totalt bildas cirka 50 000 ton EAF-slagg på ett år (Outokumpu, 2013).

I konverterern bildas en slagg med en annan sammansättning än EAF-slaggen, kallad AOD-slagg (Argon Oxygen Decarburization-slagg). I konverterern sker raffineringen av den varma smältan genom att syrgas tillsätts vilket leder till att halterna av vissa oönskade ämnen minskar, i detta fall är det framförallt kolhalten som önskas minimeras. Dock reagerar inte enbart kol med syrgasen, utan även kisel, mangan, krom och järn oxideras. Liksom i ljusbågsugnen tillsätts kisel för att återföra krom till smältan. Kisel tillsätts också för att reducera mängden syre i smältan. När det finns särskilda krav på renhet i stålet tillsätts aluminium istället för kisel eftersom att aluminium är ett starkare reduktionsmedel än kisel och därmed kan ta bort mer syre från smältan. Beroende av om det är kisel i form av ferrokisel (FeSi) eller ren aluminium (Al) som används som reduktionsmedel bildas AOD(Si)-slagge respektive AOD(Al)-slagge. Då AOD-slaggen färdigbildats tappas den av och bor tillförs i form av Borax (Dinatriumtetraborat). Detta görs för att förebygga att AOD-slaggen sönderfaller, eftersom bor har en stabiliserande effekt på slaggen. Efter tillförseln av bor transporteras AOD-slaggen likt EAF-slaggen

till slaggården där den töms ut för att kylas av. Totalt bildas cirka 19 000 ton AOD(Si)-slag och 12 000 ton AOD(Al)-slag årligen (Outokumpu, 2013).

På slaggården finns bås där slaggen tippas. Väl i båsen kyls slaggen av med vatten för att kylningen ska gå snabbare. En snabb avkylning gör att slaggen blir stabilare vilket får till följd att slaggen dammar och lakar ut mindre. Den snabba avkylningen gör också att lakningen av krom från slaggen blir mindre. Slaggen vattnas normalt i cirka 12 minuter innan en lastmaskin kan tömma och färdigställa båset för nästa omgång slagg. Den slagg som hamnar på slaggården består till 10-12 % av metall. Eftersom metallen är värdefull upparbetas slaggen till mycket små fraktioner vilket gör att nästan 100 % av metallerna i slaggen kan sorteras ut. De utvunna metallerna från slaggen används som råmaterial i ståltillverkningen. Det som sedan återstår av slaggen deponeras vid Kallmorberget knappt två mil sydväst om Avesta (Outokumpu, 2013).

3.3 SLAGGENS SAMMANSÄTTNING

På varje omgång med slagg görs undersökningar av slaggens sammansättning för att se att innehållet hos slaggen är rätt. Med hjälp av data från många av dessa undersökningar kan en sammanställning av de olika slaggsorternas typsammansättning tas fram (Ruist, pers. medd.), vilket visas i tabell 1.

Tabell 1. Typsammansättningen i EAF-, AOD(Si)- och AOD(Al)-slag uttryckt i %.

	CaO [%]	SiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	MgO [%]	FeO [%]	Cr ₂ O ₃ [%]	MnO [%]	CaF ₂ [%]
EAF	46	34	3	6	1	4	2	1
AOD-Si	48	32	3	6	0,5	1	0,5	6
AOD-Al	49	18	24	6	0,5	1	0,5	1

I de tre slaggsorterna är kalciumoxid (CaO) den största komponenten, vilket ses i tabell 1. Tabell 1 visar också att om kisel används som reduktionssmedel så är kiseloxid (SiO₂) den näst mest förekommande föreningen i konverterslaggen och då aluminium används som reduktionsmedel är det aluminiumoxid (Al₂O₃) som är den näst mest förekommande föreningen i AOD-slaggen.

Utöver de ämnen som ses i tabellen finns även en mindre mängd spårämnen så som molybden, krom och nickel i slaggen som oxiderats då syre reducerats från stålmältan. Spårämne och mängd varierar mellan slaggsorterna och även mellan slagger av samma typ då detta beror av vilket sorts stål som tillverkas. Orienteringen av ämnenas atomer i slaggerna har tidigare undersökts. Det har då framkommit att atomerna i slaggerna till största del är ordnade enligt kristallin struktur (Ruist, pers. medd.).

3.4 REACH-KLASSIFICERING

EG-förordningen 1907/2006 är EU:s kemikalielagstiftning för registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier vilket översatt till engelska blir Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals, förkortat REACH (Kemi-

kalieinspektionen, 2011a). Förordningen bygger på att den som tillverkar eller importerar kemiska ämnen som görs tillgängliga på den europeiska marknaden, måste registrera ämnet hos den Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA). Registreringen gäller ämnen där mängden som produceras eller importeras överstiger ett ton per år (Kemikalieinspektionen, 2010).

Genom införandet av REACH har kravet på kunskapen kring, bland annat risker i användandet av, de cirka 100 000 ämnen som finns på den europeiska marknaden ökat. Det åligger industrin att göra riskbedömningar, ta fram information om hur ett ämne ska hanteras för att minimera riskerna samt att överföra informationen om riskerna till konsumenterna (Kemikalieinspektionen, 2011a). Avfall betraktas inte som ett ämne enligt REACH-förordningen, och behöver därmed inte registreras. Men om ämnet återvinns och släpps ut på marknaden upphör ämnet att vara ett avfall och tillverkaren blir då registreringskyldig enligt REACH (Kemikalieinspektionen, 2011b).

De effekter och risker som finns för slaggerna från Avesta Jernverk har bedömts och registrerats i REACH-registret och slaggerna kan därmed säljas på den europeiska marknaden. Bedömningarna har gjorts utifrån den påverkan som slagg har på människa och miljö samt vilka säkerhetsrisker som finns med materialet. Bedömningarna grundar sig på försök där bland annat slaggernas toxicitet, cancerogenitet, explosivitet och antändlighet undersökts. Den samlade bedömningen har påvisat att slagg inte är farlig för människa eller miljö och att den inte står för några säkerhetsrisker (Outokumpu, 2011). Då inga risker påvisats för slaggerna är de inte heller klassningspliktiga, vilket medför att ett säkerhetsdatablad inte behövts upprättas för att lämnas till kund eller användare.

3.5 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN FÖR SLAGG

Det har sedan ståltillverkningens start varit av intresse att finna användningsområden för slagg. Förr göts ofta byggstenar som användes vid byggande av hus och husgrunder av slaggen innan den stelnade. I Bergslagen finns många bevis på detta och Avesta är inget undantag. Vid och kring det gamla bruket i Avesta finns många hus som är helt eller delvis byggda med slaggbyggstenar, se figur 3.



Figur 3. Slaggsten är en vanlig syn vid gamla byggnader i Bergslagen. Till vänster ett bostadshus i Avesta kommun med slaggsten i grunden. Till höger ses slaggstensbyggnader i det gamla bruksområdet i Avesta.

Av den totala mängden slagg som producerades vid Sveriges stål- och järnverk 2010 användes cirka 80 % till olika tillämpningar. Med andra ord placeras cirka 20 % av den svenska slaggen på deponi (Jernkontoret, 2012), att jämföras med Europa där mängden av totalt producerad slagg som läggs på deponi är under 10 % (Euroslag, 2013). Användningsområdena för slaggen skiljer sig också mellan Sverige och resten av Europa. I Sverige är den största användningen intern, genom att tillverkaren återför slagg till processerna, vilket står för nära 44 % av all användning följt av vägbyggnad och deponitäckning som står för 23 % av användningen vardera. I Europa används 46 % av den använda slaggen till cementtillverkning och 41 % till vägkonstruktion. En stor skillnad är också att ingen slagg används som deponitäckningsmaterial i Europa och att det i Sverige inte används slagg till cementtillverkning (Jernkontoret, 2012). Skillnaderna mellan Sverige och Europa kan förklaras av att det i Europa finns ett större fokus på produktgenskaper och att minska användandet av jungfruliga material (Andreas m.fl. 2009), exempelvis är tillgången på ballastmaterial i stora delar av Europa betydligt mindre än i Sverige, vilket gör alternativa material mer nödvändiga och därmed mer eftertraktade (Haase, pers. medd.).

I dagsläget pågår mycket forskning och försök världen över, dels för att öka kunskapen kring redan kända och nyttjade användningsområden för slagg, dels för att finna nya områden där slagg kan användas. Ett område som undersökts under flera år och som på senare tid fått allt större intresse i Sverige är möjligheten att använda slagg som filtermaterial vid rening av förorenade vatten.

Vid Avesta Jernverk, som idag lägger den största delen av den producerade slaggen på deponi efter att värdefulla metaller sorterats bort, pågår ständigt arbetet med att finna nya applikationer för slaggen. De senaste åren har diverse försök gjorts i Avesta med omnejd för att testa olika användningsområden. 2006 gjordes försök med att använda

AOD-slagg för att bygga en väg på cirka 250 meter, vilket fem år efter färdigställandet inte visade några tendenser på att inte vara ett lämpligt konstruktionsmaterial. Fler objekt med slagg som konstruktionsmaterial har uppförts efter detta. Bland annat byggdes under 2010 en 4500 m² stor parkeringsyta i anslutning till Avesta ridhus med AOD-slagg som bärlager. Detta projekt har haft ett gott resultat som lett till att flera nya ytor ska byggas under 2013. Andra användningsområden där tester gjorts är med EAF-slagg som alternativ till asfalt, dels inne på Outokumpus verksamråde i Avesta, dels i en rondell i Avesta centrum. De uppförda asfaltsyterna har visat på god hållfasthet och slitstyrka. AOD-slagg har även visat sig ha cementliknande egenskaper, vilket har medfört att Outokumpu har provat att gjuta betongblock av slaggen med lyckat resultat. När slaggen förädlas till produkter ges de produktnamn. Oavsett tillämpning används det gemensamma förledet MAS (Ruist, pers. medd.).

4 SORPTIONSTEORI

För att rena förorenade vatten från bland annat deponier, avlopp och lantbruk finns en mängd olika metoder att tillämpa, där val av metod beror på vilka ämnen som vattnet är förorenat av. Filtrering är en metod för att ta bort föroreningar från vatten genom att vattnet samlas upp och leds genom ett filter innan vattnet släpps vidare. I filtret sker kemisk, biologisk eller mekanisk rening av vattnet. Då det ofta är svårt att finna material som tar upp alla föroreningar kan material med olika reningsmekanismer kombineras för att få önskad effekt. Materialet som används till filtreringsmaterial bör finnas tillgängligt i stora kvantiteter och får gärna vara en restprodukt för att skapa ekologiskt och ekonomiskt hållbara filtreringssystem (Bengtsson, 2003).

Beroende på ett filters kemiska, biologiska och mekaniska reningsegenskaper brukar det ofta skiljas på partikelfilter och reaktiva filter. Partikelfilter renar huvudsakligen på mekanisk väg. Tätheten hos filtermaterialet avgör vilken som är den största storlek de partiklar som filtret avskiljer från vattnet kan ha. Reaktiva filter, däremot, innehåller material som genom kemiska eller biologiska reningsprocesser minskar mängden föroreningar i vatten. Material som används i reaktiva filter är så kallade sorbenter. För att uppnå effektiv rening med hjälp av reaktiva filter krävs att sorbenterna har särskilda egenskaper, bland annat stor specifik yta, hög sorptionskapacitet och lämplig hydraulisk konduktivitet (Bengtsson, 2003). Även ett stort innehåll av kalcium i sorbenterna har visats ge förutsättningar för att få en effektiv rening av vatten (Bengtsson, 2003; Curcarella och Renman, 2009).

Då reaktiva filter används för att avskilja föroreningar från vatten, finns det beroende på filtermaterialets innehåll, olika kemiska processer som är verksamma (Hjelm, 2005). De viktigaste processerna för fastläggning till slagg har visat sig vara ytkomplexbindning, jonbyte och utfällning (Huifen m.fl., 2011; Kim m.fl., 2008; Dimitrova och Mehanjiev, 2000). Dessa tre sorptionsmekanismer behandlas därför särskilt i detta kapitel.

4.1 YTKOMPLEXBINDNING

Ytkomplexbindning, även kallad specifik adsorption, innebär att en jon blir en del av en partikelyta genom att bilda komplex med en grupp på ytan (Atkins och de Paula, 2006). Partikelytorna kan utgöras av oxider eller ha karboxyl- och hydroxylgrupper till vilka jonen adsorberas (Bradl, 2004). Komplexbindning på ytor underlättas av att jonen och partikelytan har olika laddning. Genom ytkomplexbindning blir jonen i princip en del av partikelytan, varför ytkomplexbindning är en stark bindning som är svår att bryta, även om det är möjligt (Gustafsson m.fl., 2008). Ytkomplexbindningar är pH-beroende. Bindning av metalljoner kan schematiskt beskrivas genom ekvation 1,



där Me^{2+} är en divalent metalljon, OH en hydroxylgrupp på partikelytan $>\text{S}$ (Bradl, 2004).

Såväl katjoner som anjoner binds till ytor genom ytkomplexbindning. För metaller (katjoner) är jonernas elektronegativitet viktig för benägenheten att binda till en oxidyta, där en jon med hög elektronegativitet skapar starkare bindning till ytan. Ytkomplexbindning för anjoner sker på samma vis men då släpps hela OH-gruppen, så att anjonen kan binda direkt till $>\text{S}$. Adsorption av anjoner sker i större utsträckning vid högre pH-värden medan andra processer (t.ex. utfällning) är mer omfattande vid låga pH-värden (McBride, 1994).

4.2 JONBYTE

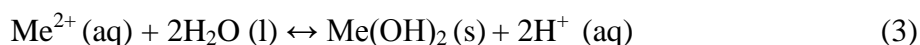
Jonbyte, även kallat icke specifik adsorption, innebär att joner binds elektrostatiskt till en laddad partikelyta. Joner som binds till en yta icke specifikt befinner sig en bit utanför partikelytan i det diffusa dubbelskiktet. Detta gör att bindningen till ytan vid jonbyte, till skillnad från ytkomplexbindning, är svag, vilket gör att jonerna lätt kan bytas ut och ersättas av andra joner med starkare laddning. Joner med högre laddningar och joner med större radie binder starkare till partikelytan (Bradl, 2004). Jonbytesprocessen kan schematiskt illustreras med ekvation 2,



där A och B är två positivt laddade joner och $>\text{S}$ ett negativt laddat bindningsställe på ytan.

4.3 UTFÄLLNING

Vid utfällning reagerar två eller flera joner och bildar tillsammans fasta faser i tredimensionell struktur. De fasta faserna kan vara i form av oxider, karbonater, sulfider, hydroxider eller fosfater. Utfällningar kan ske på olika sätt antingen genom en ren utfällning då joner slås samman i lösningen eller som utfällning på en partikelyta. För att utfällning ska ske i form av hydroxider och karbonater krävs förändringar i omgivningens så som en höjning av pH-värdet eller ett ökat koldioxidtryck (Bradl, 2004). Hydroxidutfällning med en divalent metalljon kan beskrivas med ekvation 3.



Utfällningen av hydroxid gynnas alltså av ett högt pH-värde i lösningen. Utfällningen av karbonater kräver utöver ett högt pH i lösningen att koldioxid kommer in i systemet. Ett förhöjt koldioxidtryck leder dels till en minskning av pH-värdet i lösningen, dels till att fler karbonater fälls ut (McBride, 1994). Utfällning av karbonater kan schematiskt beskrivas av ekvation 4, men för att ekvationen ska vara tillämplig krävs att vätejonerna tas upp i en annan process.



För att tungmetaller ska fällas ut krävs en hög koncentration av tungmetaller i lösningen samt att lösningen har ett högt pH-värde. Detta gör att utfällning av tungmetaller i ett lakvatten kan anses vara av mindre vikt, eftersom att koncentrationen av fria metalljoner ofta är låg då metalljonerna gärna komplexbinds till organiskt material. Om utfällning av metaller ändå sker i ett vatten kan detta skapa problem vid filtrering, eftersom utfällning kan leda till att filtret täpps igen (McBride, 1994).

Utfällning av fosfat sker tillsammans med bland annat aluminium och kalcium. Vid höga pH-värden och i lösningar med mycket kalcium är utfällning av fosfat med kalcium vanligt förekommande, medan fosfat vid låga pH oftare fälls ut med aluminium (McBride, 1994).

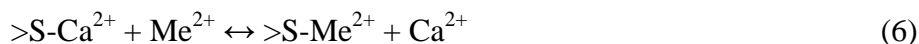
4.4 SLAGGENS YTKEMI

Slaggar från olika processer och olika stålverk ger olika slaggsammansättning, vilket till viss del ger slaggerna skilda egenskaper. De mest troliga sorptionsmekanismerna till slagg har påvisats och diskuterats i flera studier.

Dimitrova och Mehanjiev (2000) visade att koppar, nickel och zink huvudsakligen sorberas till slagg genom jonbyte. Detta sker genom att kalcium i slaggen löser upp sig i vatten och berikar vattnet med kalciumjoner. Upplösningen av kalciumjoner skapar fria negativt laddade ytor på slaggen vilka då blir tillgängliga för andra joner att adsorbera till. Till de laddade ytorna binds bland annat vätejoner från vattnet och detta ökar vattenlösningens pH-värde vilket generellt ger en förbättrad adsorption av metalljoner (Dimitrova och Mehanjiev, 2000). Upplösningen av kalciumjoner kan enligt Feng m.fl. (2004) visas med hjälp av ekvation 5, där >S är ett bindningsställe på slaggens yta.



Då tvåvärda tungmetalljoner finns i vattenlösningen sker samtidigt med upplösningen av kalciumjoner ett jonbyte, så att metalljonerna fastläggs på slaggytan (Dimitrova och Mehanjiev, 2000 och Feng m.fl., 2004). Denna process kan illustreras med ekvation 6, där >S är ett bindningsställe på slaggens yta och Me^{2+} en metalljon med oxidationstal två.

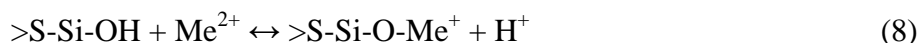


I vattenlösning kan också silikater på slaggytan hydrolyseras enligt Dimitrova och Mehanjiev (2000). Denna process leder till fria hydroxidjoner som kan reagera med metalljonerna i lösningen enligt ekvation 3.

Hjelm (2005) framhåller att den mest troliga sorptionsmekanismen för tungmetaller i lösning är sulfidutfällning tillsammans med sulfidjoner som lösts upp från slaggens ytor enligt ekvation 7.



Hjelm (2005) anger också bindning till silanolgrupper på slaggytan som en viktig mekanism vid sorption av tungmetaller, men endast vid höga pH-värden. Denna process visas med ekvation 8.



4.5 SLAGG SOM VATTENRENARE

Som nämndes i ovanstående kapitel så har försök med att finna användningsområden för slagg gjorts inom många områden. Ett flertal studier har gjorts på slagg och dess förmåga att ta upp föroreningar från vattenlösningar, bland annat Huifen m.fl. (2011); Feng m.fl. (2004); Ortiz m.fl. (2001) och Dimitrova och Mehanjiev (2000). Detta då det visat sig att slagg har egenskaper, såsom liten porstorlek och stor specifik yta, vilka ger goda möjligheter till hög adsorptionskapacitet (Liu m.fl., 2009).

Som visades i tabell 1 så har de olika slaggen från Avesta Jernverk olika sammansättning. Detta beror av vilken typ av stål som tillverkas och vilka ämnen som tillsätts vid smältning och raffinering samt de olika processerna som sker i ljusbågsugnen och konvertugnen. Det är inte enbart de olika processerna inom ett stålverk som ger olika sammansättning av mineral i slagg, utan även mellan olika stålverk är skillnaderna stora trots att det rör sig om nästintill samma processer, vilket ses i tabell 2. Stålintustrin genererar med andra ord en stor mängd olika slagger med unika egenskaper, vilket innebär att det finns många områden där slagg kan nyttjas. Detta är något som enligt Andreas m.fl. (2009) måste tas i beaktande då lämpligheten till viss användning av slagger från olika framställningsprocesser och stålverk jämförs. Det som dock är gemensamt för de flesta slagger är att det till största del är samma typ av mineral som finns i slaggen. Det som varierar är mängd och blandning av mineral. Sammantaget så liknar många slagger varandra och kan jämföras (Andreas m.fl., 2009).

Tabell 2. Exempel på sammansättningen i några olika slaggar uttryckt i %. BFS står för Blast Furnace Slag (masugnsslagg).

	BFS Hjelm (2005)	BFS Dimitrova m.fl. (2000)	BFS Lindquist (2005)	BFS Dimitrova (1996)	Stålslagg Feng m.fl. (2004)
CaO [%]	34,0	44,3	32,0	41,6	37,5
SiO₂ [%]	35,9	36	34,0	36,0	32,5
MgO [%]	14,8	1,9	18,0	2,7	12,0
Al₂O₃ [%]	11,3	8,6	12,0	8,7	18,0
FeO [%]			0,5	0,4	1,8
MnO [%]		2,9	0,5	2,5	0,1
CaF₂ [%]					
S [%]	1,2	1,8	1,5	1,4	1,7
Fe [%]	0,2	2,8			
BaO [%]		3,0		3,0	
TiO₂ [%]					0,6

Hedström (2006) visade att en färskare slagg har en högre fosforupptagningsförmåga än äldre slagg. Haverkamp m.fl. (2008) visade att slaggen tar upp mer fosfor om slaggen krossas jämfört med om slaggen torkas innan slaggen tillförs vattnet. Detta på grund av att det efter torkning endast fanns ett fåtal nya ytor att adsorbera till och det var där slaggen hade spruckit. Detta pekar på att upptagningsförmågan av fosfor till stor del är beroende av nya ytor att adsorbera till, vilket skapas vid krossning av slaggen.

En egenskap hos slagg som undersökts är huruvida en amorf eller kristallin struktur hos slagg gör den till en mer effektiv adsorbent. Här pekar olika studier på olika resultat. Dimitrova och Mehanjiev (2000) visade en högre adsorption av zink-, nickel- och kopparjoner till masugnsslagg med huvudsakligen kristallin struktur på grund av högre kapacitet att utbyta kalciumjoner. Renman m.fl. (2009) visade istället högre adsorption av barium-, koppar-, krom-, mangan-, nickel- och zinkjoner till amorf masugnsslagg jämfört med slagg med kristallin struktur.

Det finns även yttre faktorer som påverkar adsorptionen av tungmetaller till slagg. Bland annat har det visat sig att adsorptionen till slagg har ett temperaturberoende. Cerjan-Stefanović m.fl. (2001) undersökte upptaget av bly- och kopparjoner vid 20, 30 och 40 °C. Adsorptionen var störst vid den högsta temperaturen, eftersom adsorptionen enligt Cerjan-Stefanović m.fl. (2001) är en endoterm process vilket innebär att värme från den omgivande miljön används i processen. Ortiz m.fl. (2001) undersökte adsorptionen av nickeljoner vid 20, 30 och 38 °C. Deras studie visade att adsorptionen var högst vid 30 °C och att adsorptionen vid 20 °C var högre än vid 38 °C.

Flertalet studier har undersökt pH-värdet och dess inverkan att adsorbera metaller till slaggen. Hjelm (2005) undersökte pH beroendet hos adsorptionen av nickel-, koppar-, zink-, kadmium-, bly-, kvicksilver- och kromjoner. I ett pH-intervall mellan 6 och 9 låg adsorptionsnivåerna på en jämn och hög nivå, över 80 %, för koppar-, kadmium-, bly-,

kvicksilver- och kromjonerna. För nickel- och zinkjonerna var fastläggningen något lägre vid pH 6. Vid pH 9 var fastläggningen dock nära 100 % för nickeljonerna och över 75 % för zinkjonerna. Liu m.fl. (2009) undersökte avskiljningsförmågan av kromjoner till stålslagg vid fyra pH-värden mellan 1,3 och 7,5. Deras undersökning visade att adsorptionen av krom var hög vid alla pH-värden i intervallet; över 99 % avskiljningsförmåga uppmättes i hela intervallet. Trots den höga avskiljningsförmågan redan vid pH 1,3 steg avskiljningsförmågan med ökat pH och var något större vid pH 7,5. Liknande resultat visades även av Lindquist (2005) där adsorptionsförmågan av krom-, kadmium-, bly-, kvicksilver-, koppar-, zink- och nickeljoner till masugnsslagg då pH-värden mellan 5 och 9 jämfördes. För krom, kadmium, bly, kvicksilver och koppar var avskiljningsförmågan över 85 % i hela intervallet. Zinks och nickels adsorptionsbenägenhet varierade med pH-värdet, med den högsta avskiljningen vid pH 9 (Lindquist, 2005). Även Dimitrova och Mehandgiev (1998) visar på ett pH-beroende vid fastläggning av blyjoner. I deras försök ökade fastläggningen drastiskt då pH var större än 5.

Cerjan-Stefanović m.fl. (2001) har också visat att kontakttiden mellan slagg och vatten förorenat med bly och koppar påverkade hur stor adsorption som skedde. En längre kontakttid gav en större adsorption. Även Liu m.fl. (2009) har påvisat betydelsen av kontakttiden. Deras försök påvisade att alla kromjoner i gjorda försök var upptagna från lösningen efter 60 minuter.

Dimitrova och Mehandgiev (1998) visade att adsorptionen påverkades av mängden slagg. Enligt deras försök blev adsorptionen av blyjoner större vid ökad mängd slagg. Däremot minskade adsorptionsförmågan vid ökad mängd slagg, med andra ord så adsorberades mindre bly per viktenhet. Detta resultat visade att fastläggningen i detta fall var en ytkomplexbindning snarare än utfällning. Förklaringen till minskad sorption per viktsenhet slagg, menade Dimitrova och Mehandgiev (1998), var att de ytor på slaggen som frigörs då kalcium löses upp i en vattenlösning blir färre då en större mängd slagg tillsätts en konstant volym. Detta på grund av att endast en viss mängd kalcium kan lösas i vattenlösningen vilket leder till att antalet uppkomna ytor per massenhet minskar och således kan inte slaggens bindningskapacitet nyttjas till fullo.

5 MATERIAL OCH METODER

För att undersöka sorptionen till olika typer av slagg från Avesta Jernverk har i denna studie slagg genomgått skakttest med lakvatten från Karlslunds avfallsanläggning. Utöver detta har mineralsammansättningen hos slaggen analyserats med röntgendiffraktion. Lakningsresultat från en tidigare byggd parkeringsyta sammanställdes också för att se på utlakningsbeteendet hos slagg som under en längre tidsperiod placeras utomhus och utsätts för nederbörd.

5.1 SLAGG

Under experimenten testades tre olika typer av slagg samt en blandning av de tre slaggen. De utvalda slaggen benämnes här efter sitt ursprung, men som vattenreningsprodukt kommer de att heta MAS-sten. Slaggen som användes och analyserades var EAF-slagg, AOD-slagg reducerad med kisel (AOD(Si)) och AOD-slagg reducerad med aluminium (AOD(Al)). I försöket med blandad slagg bestämdes blandningens förhållande utifrån de totala mängderna slagg som årligen bildas på Avesta Jernverk. Av all slagg som bildas under ett år är cirka 60 % EAF-slagg, 24 % AOD(Si)-slag och 16 % AOD(Al)-slag. Slaggen hämtades på slaggården innan de först torkades så att fuktigheten blev mindre än 1 %. Detta för att slaggen inte skulle fastna i krossapparaturen. Slaggen krossades och siktades sedan till storlek 4-8 mm. Storleken 4-8 mm önskades då tidigare försök gjorts med den fraktionen. I figur 4 ses slagg som krossats i krossapparaturen.



Figur 4. Nykrossad, icke siktad slagg.

Då tidigare studier (Hedström, 2006; Haverkamp m.fl., 2008) visat skillnader i upptag mellan slaggen med nygjorda respektive äldre ytor önskades en färsk och en väderbehandlad slagg till försöken. För att få en färsk och en väderbehandlad slagg delades var och en av de tre slaggsorterna upp i två plasthinkar. Den slagg som skulle vara färsk placerades i hinkar med lock så att de nygjorda ytorna skyddades från yttre påverkan. De locktäckta hinkarna med den färskan slaggen förvarades utomhus i cirka 60 dagar.

Hälften av den uttagna slaggen väderbehandlades och placeras därför utomhus i plasthinkar med dräneringshål i botten utan lock, så att nederbörd skulle kunna falla på slaggen utan att vattnet blev stillastående i hinkarna. Väderbehandlingen pågick under 71 dygn innan slaggen togs in för att torka. Det organiska material som fallit ner i hinkarna och som med blotta ögat var synligt, mestadels löv och barr, sorterades bort för att minimera inverkan på sorptionsprocesserna av organiska material vid experimenten. Både färsk och väderbehandlad slagg rumstempererades genom att placeras inomhus innan experimentstart.

5.2 LAKVATTEN

Lakvatten hämtades i plastdunkar från aluminiumdammen vid Karlslunds avfallsanläggning, se figur 1, så nära det första försökstillfället som möjligt det vill säga mitten av maj. Lakvatten inhämtades den 15 maj då dammen blivit isfri. Provet togs från yt-skiktet av dammen. Vattnet som inte användes under första dagens experiment förvarades i plastdunkar utomhus i skydd från solen till nästa försökstillfälle. Vattnet rumstempererades genom att plastdunkarna placerades inomhus innan experimentstart.

5.3 EXPERIMENT

Till varje skakförsök användes 25 g slagg. För att få ett representativt urval av slaggbitar hölls var och en av de sex slagghinkarna (3 slaggsorter \times 2 provbehandlingar) ut på varsin bricka. Slaggen på var och en av brickorna delades upp i sex rutor varifrån en bit slagg åt gången togs med hjälp av pincett, där den första biten togs ur ruta 1 och andra biten i ruta 2 osv. Denna procedur fortsatte tills slagg för ett prov var insamlat, det vill säga 25 g. Då en blandning av slaggerna togs fram gjordes på samma sätt, det vill säga en slaggbit togs från en ruta i sänder tills rätt mängd samlats, men med skillnaden att 15 g EAF-slagg, 6 g AOD(Si)-slagglag och 4 g AOD(Al)-slagglag togs ut av var slaggsort. Varje bricka bidrog således till tre prover plus tre blandningar. Sammanlagt skapades 24 prov, varav 12 innehöll färsk slagg och 12 prov innehöll väderbehandlad slagg.

Då 25 g slagg samlats ihop lades detta i en 1000 ml plastflaska. En LS-kvot (kvot mellan vätska och fast material) på 20:1 önskades varför 500 g lakvatten tillsattes till flaskan innan den sattes i skakapparaten. Skakapparaten startades och roterades sju varv per minut under antingen 15, 240 (4 timmar) eller 7200 (5 dygn) minuter. När skakningen var färdig filtrerades lösningen genom 0,45 μm filter med hjälp av sugfiltrering. Efter filtreringen sparades lösningen i kylskåp till dess den analyserades.

5.4 ANALYSER

För att bestämma slaggernas mineralogiska sammansättning genomgick slaggerna kvantitativ mineralogisk analys. Den mineralogiska analysen utfördes i Skottland vid The James Hutton Institute. För vattenlösningarna analyserades innehållet med hjälp av atomemissionsspektroskopi, jonkromatografi och spektrofotometri av personal vid Avesta Jernverks laboratorium. Vattenlösningarnas pH-värden undersöktes med pH-

mätare utfördes av författaren i Avesta Jernverks laboratorium. Tillvägagångssättet för de olika analyserna beskrivs nedan.

5.4.1 Kvantitativ mineralogisk analys

Den mineralogiska analysen gjordes med röntgendiffraktion på pulveriserade prover. Det första steget var att mala slaggen med mortel för att framställa ett homogent prov till analysen. Provet finmalades därefter i en kulkvarn tillsammans med etanol, varpå den erhållna suspensionen sprutades ut genom ett sprejmunstycke och torkades enligt Hillier (1999). Efter torkningen erhöles ett pulver med slumpmässigt orienterade mineralpartiklar i form av sfäriska granuler i storleksordningen 50-60 μm . Provet genomgick sedan röntgendiffraktion med kobolt-strålning (Co K- α , diffraktionsvinkel 2-75° 2 θ) och provets mineralsammansättning bestämdes. Kvantiteten av olika mineralfaser bestämdes utifrån diffraktionsmönstret med Rietvelds metod. I Rietvelds metod används rena minerals diffraktionsmönster för att förklara de okända provernas diffraktionsmönster som detekterades vid röntgendiffraktionen (Hillier, 2000).

5.4.2 Atomemissionsspektroskopi

Bestämning av halterna av Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Mg, Mo, Ni, P, Pb, Si och Zn i vattenlösningarna utfördes med hjälp av ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy) (Outokumpu, 2012a). I spektrometern omvandlas provets joner först till atomer genom upphettning till temperaturer runt 10 000 K. Genom upphettningen tillförs atomerna energi i stora mängder vilket gör att de blir exciterade. När atomerna sedan går från en hög energinivå till en lägre emitterar de ljus av olika våglängder som detekteras i spektrometern. Varje slag av atomer sänder ut ljus i specifika våglängder varför koncentrationerna av olika ämnen kan uppmätas och sedan skiljas från varandra.

5.4.3 Jonkromatografi

Bestämning av halterna av klorid och sulfat utfördes med hjälp av jonkromatografi. Genom ett kromatografisystem pumpas en bärlösning och till denna injiceras provlösningen. Efter tillförsel av provlösningen kommer bärlösning och provlösning till en kolonn vars yta består av laddade partiklar. Molekylerna i provlösningen består av joner med olika starka laddningar som därför vill interagera olika mycket med de laddade partiklarna på kolonnens yta. Detta gör att vissa joner fördröjs medan andra joner snabbare följer med bärlösningen varför jonerna i vattenlösningen separeras från varandra. Efter separationen detekteras närvaron av de olika jonerna genom att mäta respektive jons konduktivitet (SeQuant, 2001).

5.4.4 Spektrofotometer

Bestämning av halterna av fluorid utfördes med hjälp av en spektrofotometer. I spektrofotometern belyser en ljusstråle en kyvett innehållande vattenlösningen. Ljusstrålen passerar kyvetten och ljusets intensitet detekteras. Innan lösningen placeras i kyvetten

späds det för att koncentrationen ska vara inom det mätbara området (Hach Lange, 2005). På grund av brist på kyvetter utfördes endast fluoridmätningar på de vattenlösningar som skakats med rena slaggar (det vill säga inte slaggblandning) under 7200 minuter samt på ett lakvattenprov.

5.4.5 pH

Metoden som användes vid pH-mätningarna utgick från standarden SS-EN ISO 10523:2012. Mätningen av pH-värdet gjordes med hjälp av en glaselektrod. För att kunna jämföra de olika vattenlösningarnas pH-värden är en jämn temperatur på vattenlösningarna att föredra då pH-värdet varierar med temperaturen. pH-mätningarna utfördes därför vid 25 °C. Under mätningen rörde provet om med hjälp av magnetomrörare (Outokumpu, 2012b).

5.5 RESULTATTOLKNING

Då många ämnen analyseras behövs ett sätt att ordna slaggtyperna efter deras lämplighet att fungera som filtermaterial. Genom att poängsätta de sex slaggsorterna i intervallet 1 till 6 efter deras utlakningsrisk och sorptionsförmåga för samtliga ämnen, utom kalcium och kisel, efter skakning i 7200 minuter erhöles en poängsumma. Kalcium och kisel poängsattes inte då dessa är stora beståndsdelar i slaggen och försöken inte haft till syfte att undvika utsläpp av dessa ämnen. Ett poäng gavs till den slagg som innehöll lägst koncentration av ämnet i vattenfasen efter skakning och sex poäng gavs till den slaggtyp som hade den högsta koncentrationen av ämnet i vattenlösningen efter skakning. Således kan den slagg som erhöles den minsta poängsumma ses som den totalt sett bästa.

Avesta VA och Avfall har angett sex huvudsakliga problemämnena i lakvattnet från Karlslund. Dessa är fluorid, fosfor, klorid, kadmium, nickel och zink. Utifrån denna prioritering gjordes avslutningsvis en separat ranking för att se vilken slaggtyp som var effektivast mot denna bakgrund. Poängen för de ämnen i lakvattnet som angetts som problemämnena sorteras ut från totalpoängen.

6 RESULTAT

6.1 MINERALINNEHÅLL

I mineralanalysen analyserades sex prover med dubbelprov av de tre slaggtyperna EAF-slagg, AOD(Si)-slagg och AOD(Al)-slagg. I tabell 3 visas sammansättningen i vart och ett av de sex proverna.

Tabell 3. Mineralsammansättningen uttryckt i % för dubbelproverna av EAF-slagg, AOD(Si)-slagg och AOD(Al)-slagg. 1 och 2 symboliserar olika dubbelprov av var slaggsort.

		EAF 1	EAF 2	AOD-Si 1	AOD-Si 2	AOD-Al 1	AOD-Al 2
		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Bredigit	Ca ₇ Mg(SiO ₄) ₄	31,1	31,5	35,4	34,5	21,4	20,2
Mayenit	Ca ₁₂ Al ₁₄ O ₃₃					9,0	9,7
C2S	Ca ₂ SiO ₄	8,1	8,1			39,3	39,1
Spinell	Fe(++)Cr ₂ O ₄ (Al o. Mg)	6,8	6,7			10,2	9,6
Merwinit	Ca ₃ Mg(SiO ₄) ₂	52,5	52,1	13,8	14,6	6,4	7,2
Bustamit	(Mn,Ca) ₃ Si ₅ O ₉					11,7	12,3
Cuspidin	Ca ₄ Si ₂ O ₇ (F,OH) ₂			48,2	48,6		
Periklas	MgO			1,5	1,4	1,2	1,4
Kvarts	SiO ₂	1,6	1,6	1,1	0,9	0,8	0,5

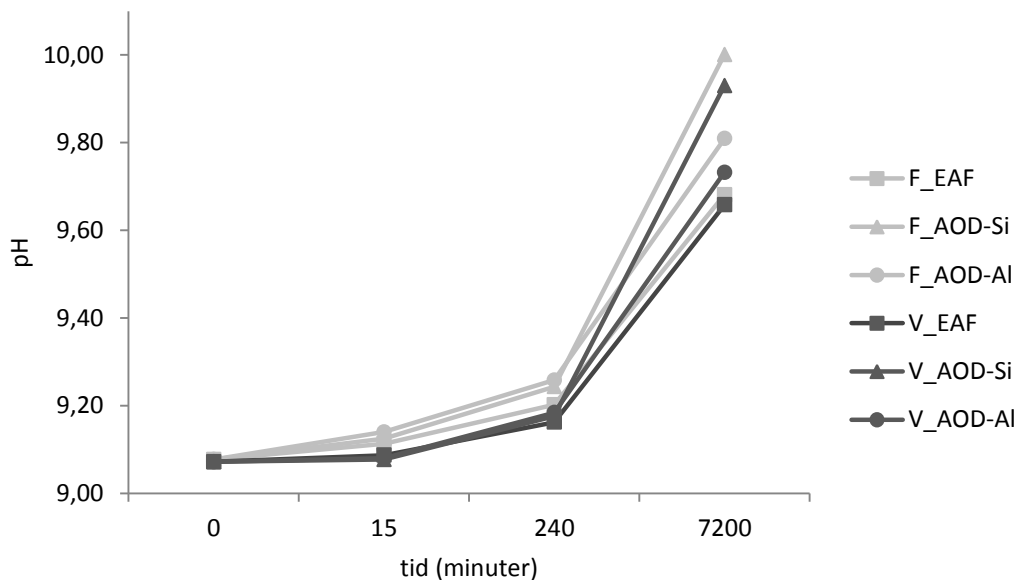
I samtliga prov identifierades mineralen bredigit, merwinit och kvarts, vilket ses i tabell 3. I EAF-slaggen var merwinit den dominerande fasen. Denna slagg innehöll dessutom en mindre del av mineralen C2S (benämning av dikalciumsilikat som används i cementbranschen) samt spinell. AOD(Si)-slaggen hade även ett stort innehåll av cuspidin och en liten andel periklas. AOD(Al)-slaggen innehöll utöver bredigit, merwinit och kvarts också betydande mängder av mineralet C2S och utöver det mayenit, spinell, bustamit och periklas. Samtliga mineral förutom periklas innehåller kisel, kalcium eller både och.

6.2 SLAGG SOM SORBENT

De fullständiga resultaten från analyserna i denna del finns i bilaga A. De slagger som väderbehandlats benämns med V_slaggsort och de färskaslaggerna med F_slaggsort i figurerna. Beteckningen V_EAF är således väderbehandlad EAF-slagg och F_EAF färsk EAF-slagg. Koncentrationen vid tiden 0 minuter är den koncentration av det aktuella ämnet som fanns i det för försöket använda lakvattnet. Lakvattnen som användes för skakförsök med färsk och väderbehandlad slagg hämtades vid samma tillfälle men i olika dunkar varför startkoncentrationerna för försöken med färsk och väderbehandlad slagg i vissa fall skiljer sig åt.

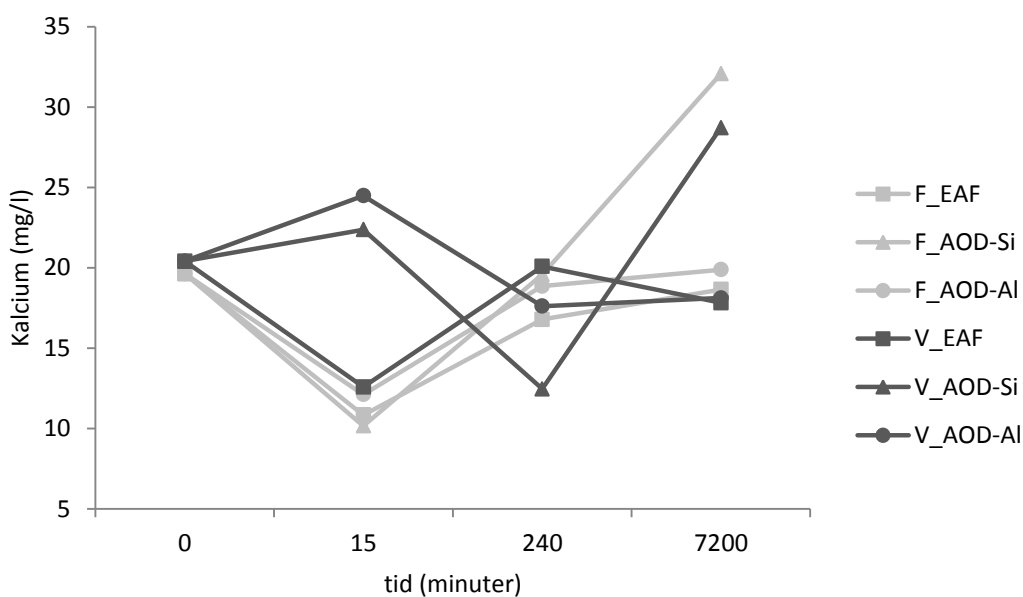
De uppmätta pH-värdena för det lakvatten som skakats med färskaslagg och väderbehandlade slagger ses i figur 5. Figuren uppvisar liknande mönster för samtliga slaggsorter där pH-värdet ökar med tiden. De högsta pH-värdena nås i lakvatten som skakats med AOD(Si)-slagg följt av AOD(Al)-slagg för både färsk och väderbehandlad slagg. pH-

värdet stiger snabbare i de vattenlösningar som skakats med färsk slagg, där också de högsta pH-värdena nås efter skakning i 7200 minuter. Vattenlösningarna som skakats med färsk och väderbehandlad EAF-slagg uppvisar den minsta ökningen av pH.



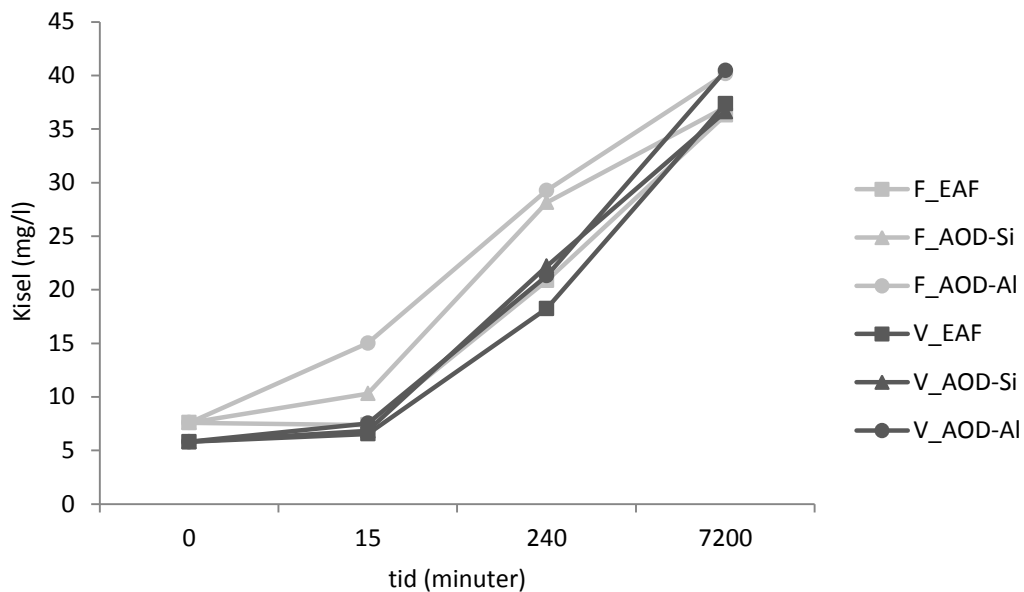
Figur 5. Uppmätta pH-värden för färska och väderbehandlade slaggar.

Kalciumhaltens variation med tiden som lakvattnet skakats tillsammans med slagg visas i figur 6. Figuren visar att kalciumkoncentrationen ökade jämfört med ursprungskoncentrationen i de prover där lakvattnet skakats med AOD(Si)-slagg, där den högsta kalciumhalten uppnåddes med färsk slagg. Ur figuren framgår även att det lakvatten som skakats med färsk AOD(Al)-slagg berikats något med kalcium. För lakvatten som skakats med väderbehandlad AOD(Al)-slagg och de båda EAF-slaggerna har halten kalcium efter 7200 minuter sjunkit i förhållande till startvärdet vid 0 minuter.



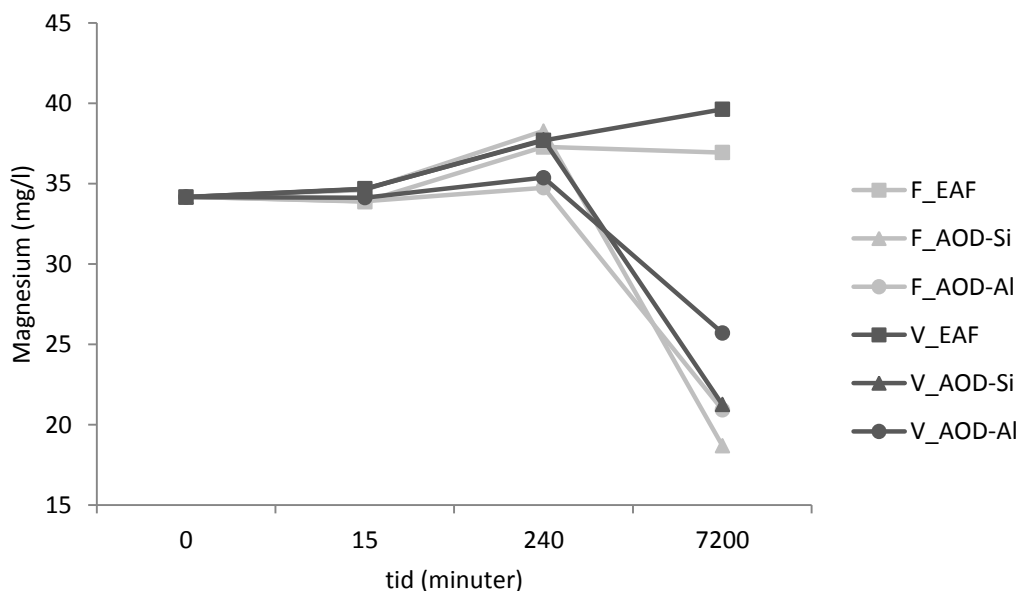
Figur 6. Halten av kalcium före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 7 visar kiselhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Figuren visar en kraftig ökning av kiselhalten i samtliga lösningar efter 7200 minuter, med den högsta halten i lösningar som skakats med AOD(Al)-slagg.



Figur 7. Halten av kisel före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

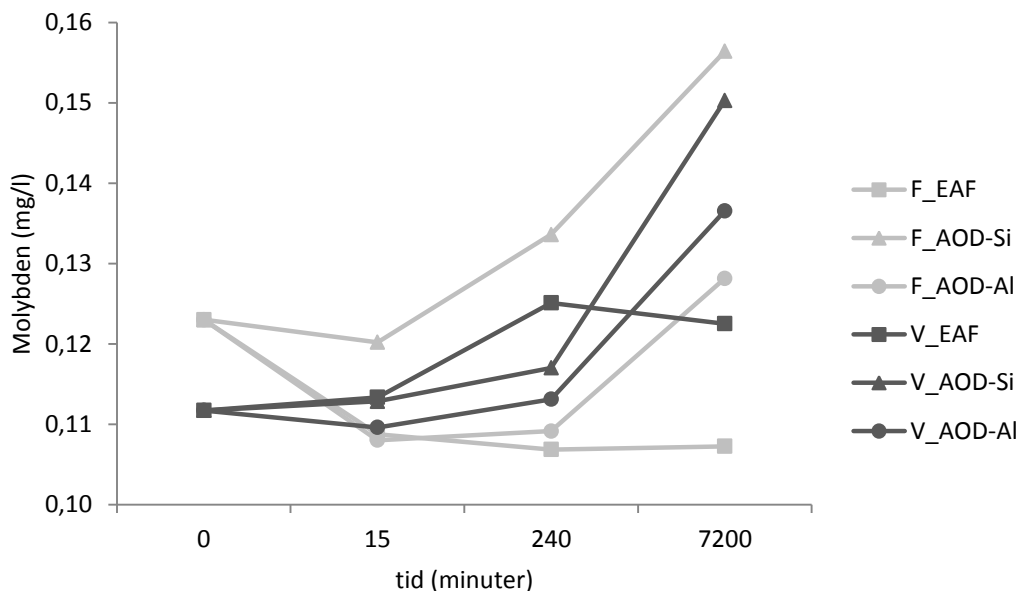
Figur 8 visar magnesiumhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Figuren visar att magnesiumhalten efter 240 minuter ökat för alla slaggtypen. För AOD(Si)-slaggerna och för AOD(Al)-slaggerna sjönk sedan koncentrationen av magnesium i vattnet. Ur figuren går att utläsa att skakning med färskare slagger ger en större minskning av magnesiumkoncentrationen för de båda AOD-slaggerna och att koncentrationen blir lägst i den vattenlösning som skakats med den färskare AOD(Si)-slaggen.



Figur 8. Halten av magnesium före(0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

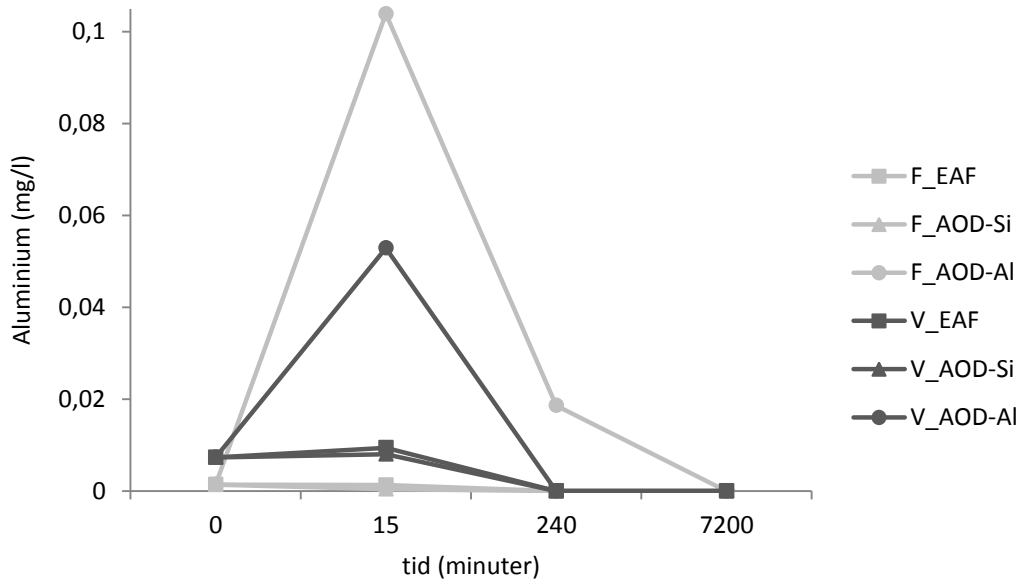
Figur 9 visar molybdenhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Figuren visar att halten molybden ökade i alla vattenlösningar utom i den där lakvatten

skakats med färsk EAF-slagg. De högsta halterna molybden i vattenlösning erhöles då lakvatten skakats tillsammans med AOD(Si)-slagg där den väderbehandlade AOD(Si)-slaggen står för den procentuellt största ökningen. Ur figuren går också att utläsa att ökningen av molybden var större i de vattenlösningar där väderbehandlad AOD-slagg använts.



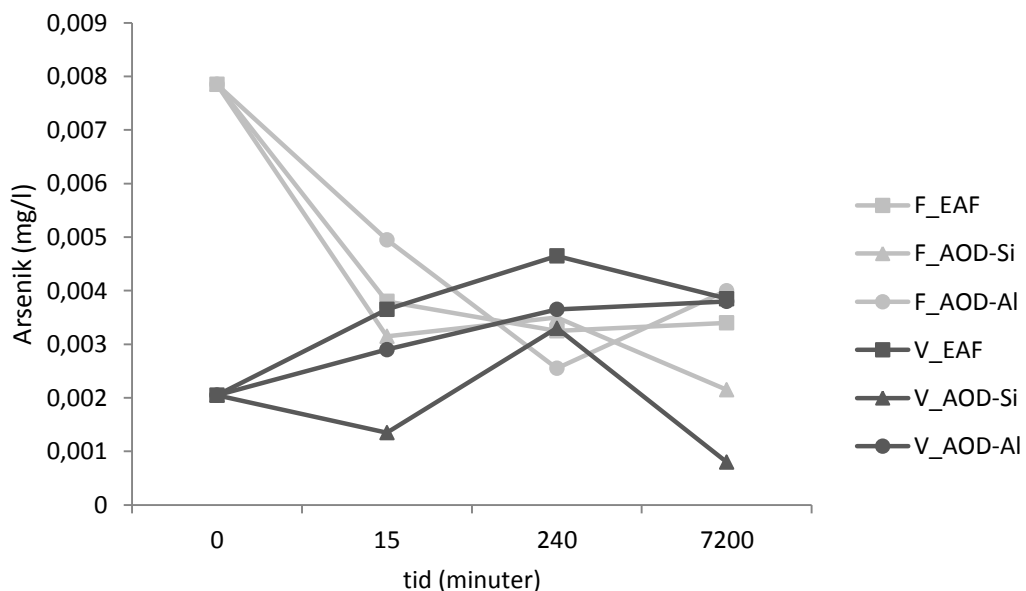
Figur 9. Halten av molybden före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 10 visar aluminiumhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figuren går att utläsa att det efter 7200 minuter inte fanns något detekterbart aluminium i vattenlösning i något av proverna. Efter 15 minuter syns dock en kraftig ökning av aluminiumhalten i de lakvatten som skakats med AOD(Al)-slagg, med den största ökningen för den färska slaggen. För den väderbehandlade AOD(Al)-slaggen ses att inget aluminium uppmätts i provet som skakats i 240 minuter, det samma gäller även för de fyra EAF- och AOD(Si)-slaggen.



Figur 10. Halten av aluminium före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

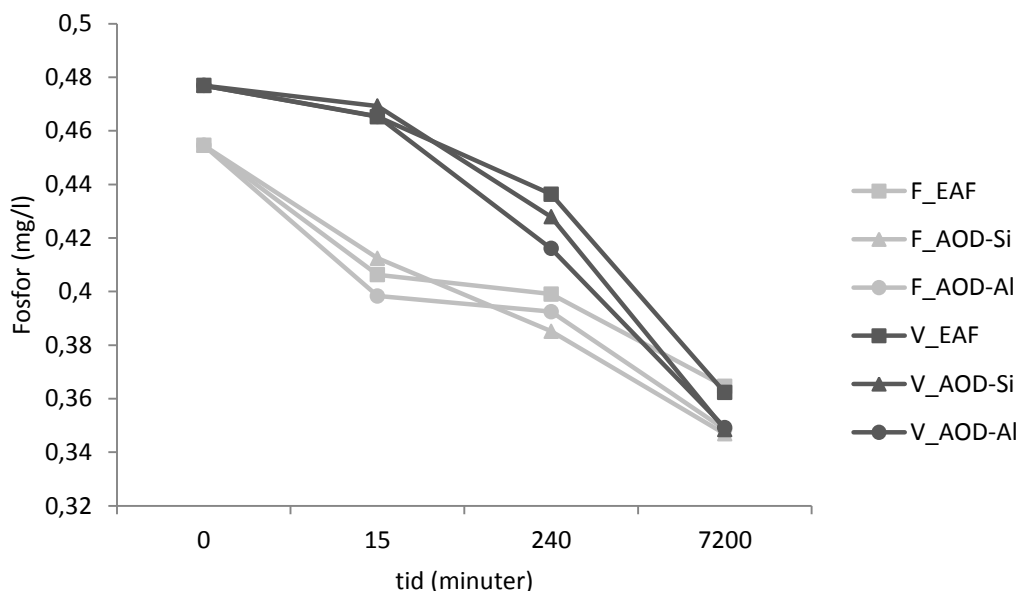
Figur 11 visar arsenikhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figuren går att utläsa att den färska AOD(Si)-slaggen efter 7200 minuter sorberat mest arsenik av de tre slaggsorterna. Figuren visar för alla tre färska slaggar på en minskning av arsenikhaltens jämfört med det använda lakvattnet, medan det för den väderbehandlade slaggen enbart syns en minskning av koncentrationen då AOD(Si)-slaggen skakas med lakvattnet. Den färska AOD(Si)-slaggen hade ett upptag på 72 %. För den färska EAF-slaggen var motsvarande värde 56 % och för färska AOD(Al)-slaggen 49 %. För den väderbehandlade AOD(Si)-slaggen togs 61 % av arseniken upp, medan de väderbehandlade EAF-slaggen och AOD(Al)-slaggen inte sorberade någon arsenik.



Figur 11. Halten av arsenik före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

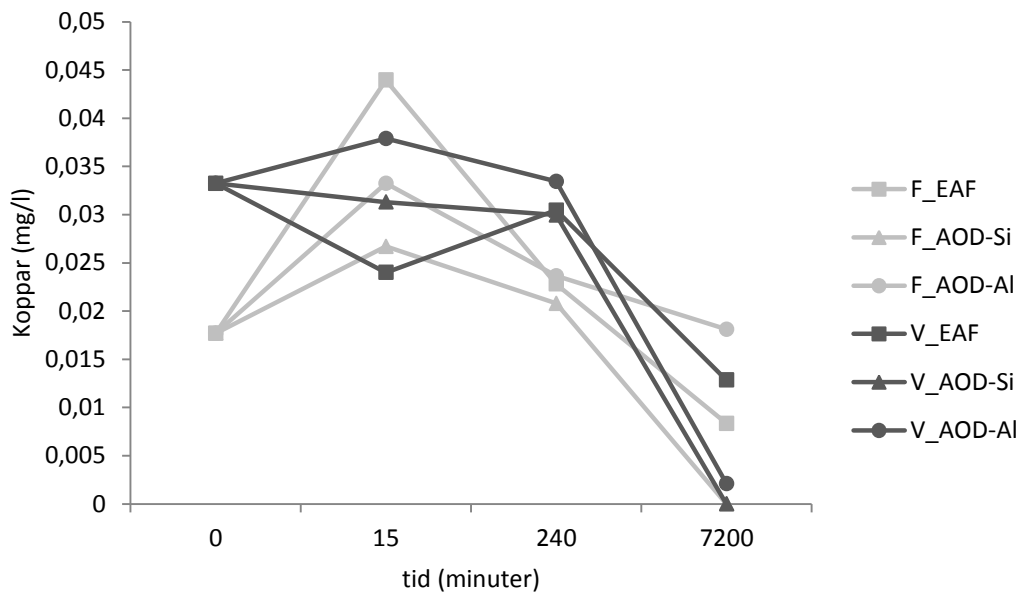
Figur 12 visar fosforhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figuren framgår att det för alla slaggsorter skedde en minskning av fosforkoncentrationen

med tiden. Figuren visar också att den minsta avskiljningen, efter såväl 240 som 7200 minuter, skedde då lakvattnet skakats med EAF-slagg, detta gäller för såväl väderbehandlad som färsk slagg. Vid skakning med AOD(Si)-slag och AOD(Al)-slag blev slutkoncentrationen näst intill samma med både färsk och väderbehandlad slagg. De största koncentrationsminskningarna jämfört med lakvattnet skedde för samtliga slaggsorter då väderbehandlad slagg används.



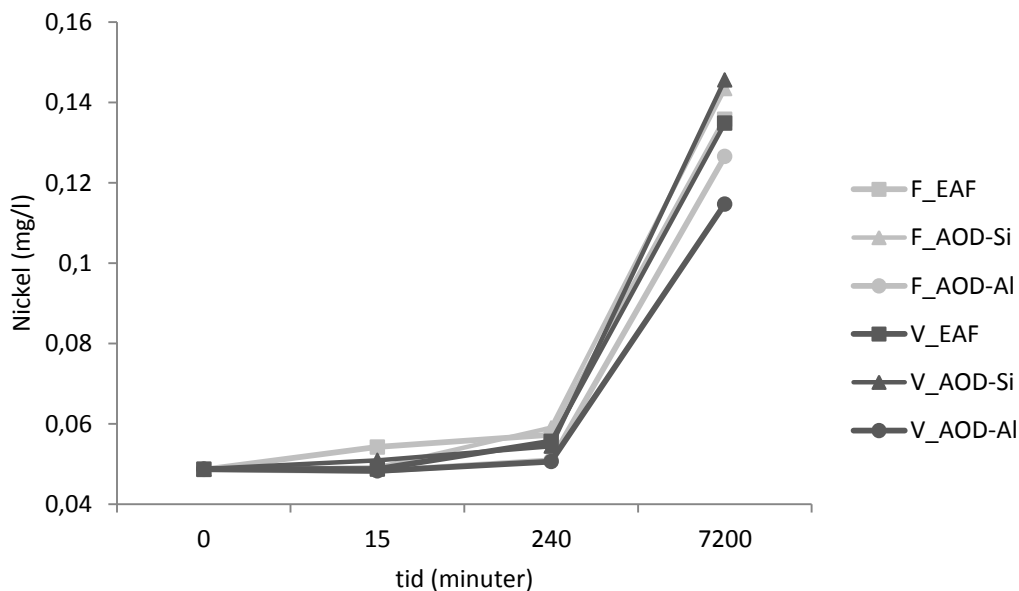
Figur 12. Halten av fosfor före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 13 visar kopparhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Efter 7200 minuter har sorption skett till samtliga slaggsorter utom till den färska AOD(Al)-slaggen. Ur figur 13 kan utläsas att det vid skakning med AOD(Si)-slag, både färsk och väderbehandlad, efter 5 dygn inte fanns någon koppar kvar i vattnet. Således har 100 % av kopparen i vattnet sorberats då AOD(Si)-slag använts vid skakning. Figuren visar också på en god sorption då väderbehandlad AOD(Al)-slag använts i skakningen.



Figur 13. Halten av koppar före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

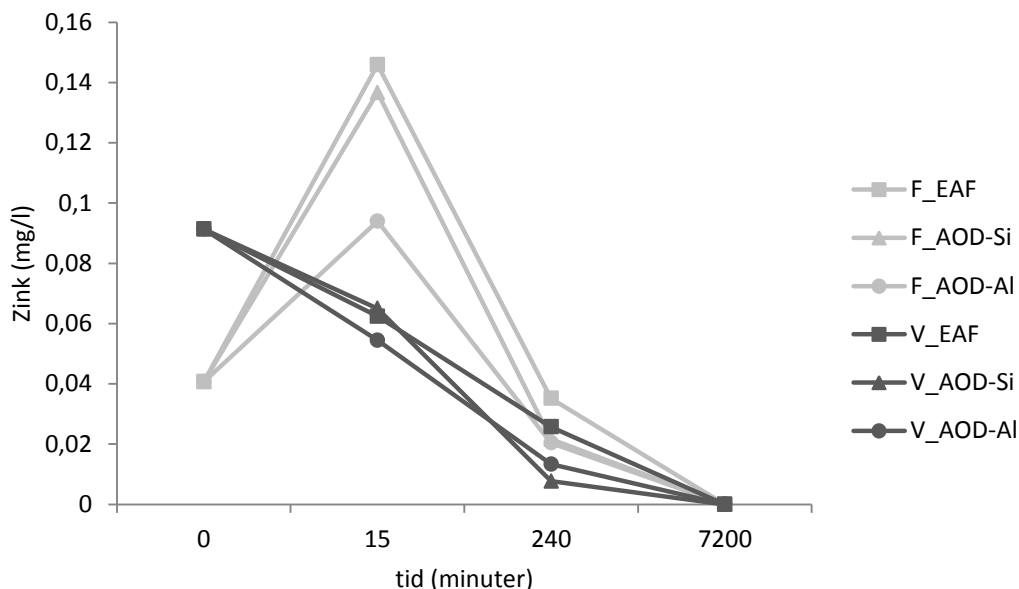
Figur 14 visar nickelhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Figuren visar att nickelhalten ökade med tiden för alla slaggsorter, men att ökningen var minst för AOD(Al)-slaggen. För AOD(Al)-slaggen visar också figuren att den väderbehandlade slaggen stod för en mindre ökning av nickel i vattenlösningen än den färska AOD(Al)-slaggen. Ur figuren går också att utläsa att AOD(Si)-slaggen gav den största ökningen av nickelhalten efter 7200 minuter.



Figur 14. Halten av nickel före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

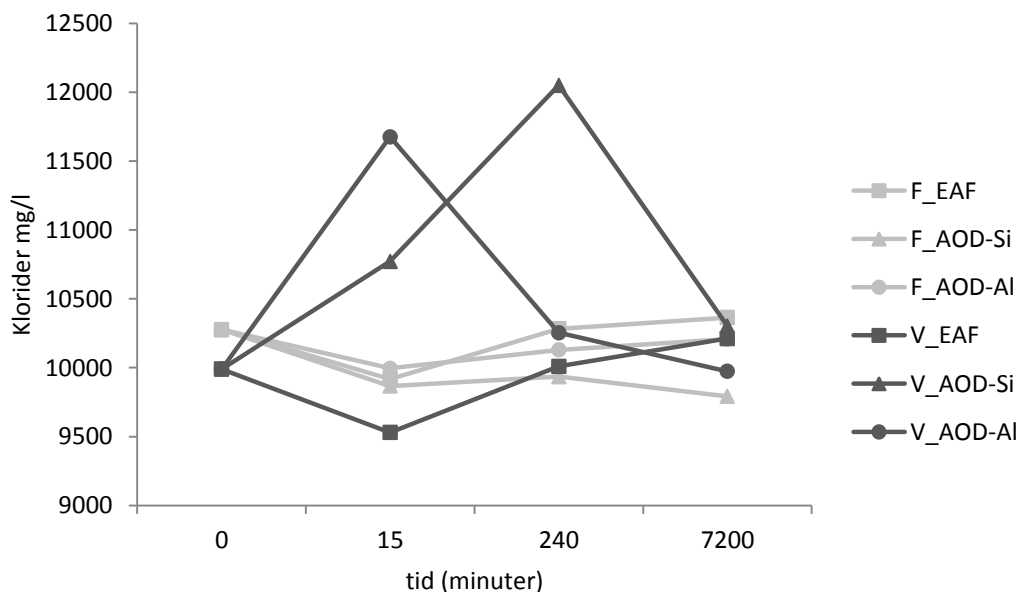
Figur 15 visar zinkhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figuren går att utläsa att zinkhalten för samtliga slagger efter 7200 minuter var noll. Alla slaggtypen medförde således en 100 % sorption av zink efter fem dygn. En stor minskning av zinkhalten ses redan efter 240 minuter. I figuren ses också en kraftig ökning av

zinkhalterna i vattenlösning då färsk slagg använts vid skakning, men dessa halter sjunker och är efter 240 minuter i samma storleksordning som de vattenlösningar som skakats med väderbehandlad slagg. Den största avskiljningen efter 15 minuter stod den väderbehandlade AOD(Al)-slaggen för och efter 240 minuter har zinkhalten minskat mest i den väderbehandlade AOD(Si)-slaggen tätt följt av den väderbehandlade AOD(Al)-slaggen. Den lösning som skakats med färsk EAF-slagg visade efter 240 minuter den högsta zinkhalten under försöket.



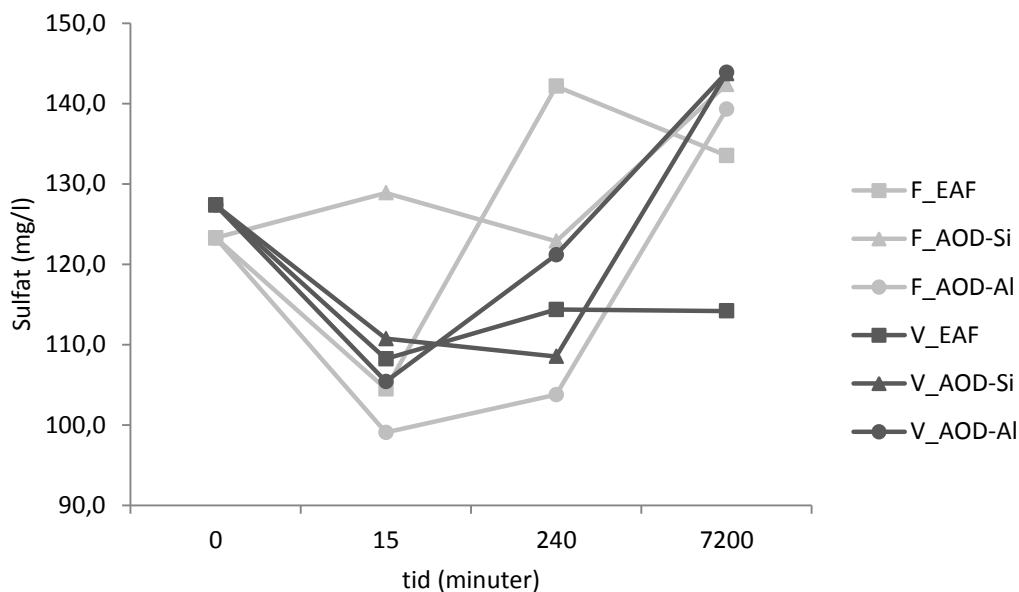
Figur 15. Halten av zink före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 16 visar kloridhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figuren går att utläsa en minskning av kloridhalten efter 7200 minuter för de vattenlösningar som skakats med färsk AOD(Si)-slagg och väderbehandlad AOD(Al)-slagg.



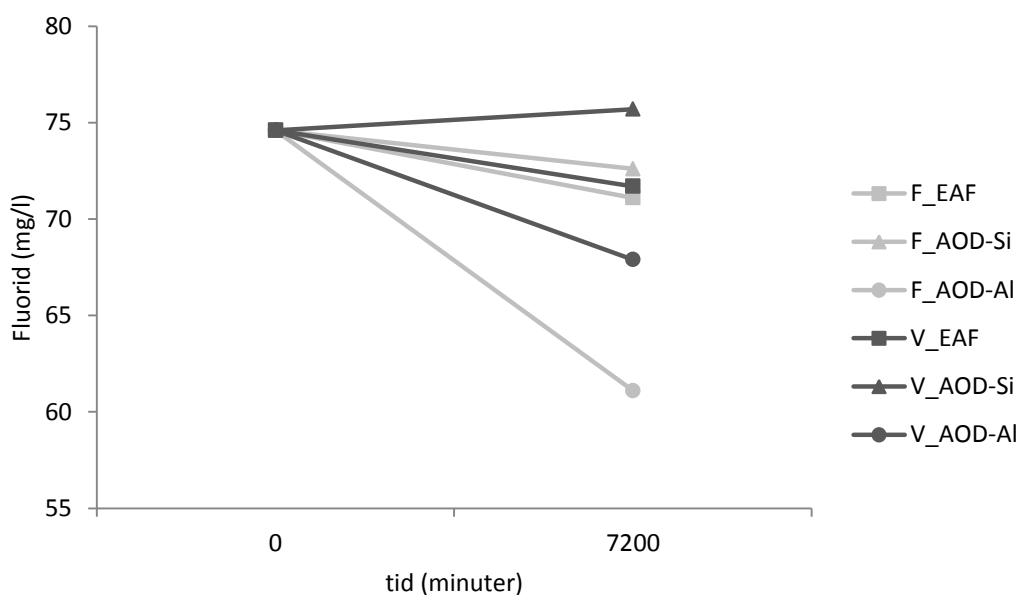
Figur 16. Halten av klorider före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 17 visar sulfathaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. För samtliga prov, utom i det som skakats med färsk AOD(Si)-slagg, visar figuren en minskning av sulfat halten efter 15 minuter. I figur 17 ses också en ökning av sulfathalten för samtliga prov, utom för väderbehandlad EAF-slagg, efter 7200 minuter.



Figur 17. Halten av sulfat före (0 min) och efter skakning med slagg, halten i mg/l.

Figur 18 visar fluoridhaltens variation med tiden då lakvatten skakats med slagg. Ur figur 18 går att utläsa att det efter skakning med de olika slaggerna fanns mindre mängd fluorider i lösningen utom vid skakning med väderbehandlad AOD(Si)-slagg då fluoridhalten ökade något. För samtliga slaggsorter visar figur 18 att de vattenlösningar som skakats med färsk slagg hade en lägre fluoridkoncentration än väderbehandlad slagg av samma sort. De största minskningarna i fluoridkoncentration ses när lakvattnet skakats med AOD(Al)-slagg och den största minskningen då färsk AOD(Al)-slagg användes.



Figur 18. Halten av fluorid i lakvattnet före (0 min) och efter skakning i 7200 minuter för färsk och väderbehandlade slaggar.

De uppmätta halterna av kadmium, krom och bly i lakvattnet före och efter skakning ses i bilaga A. Inga koncentrationer av krom och bly uppmättes, vare sig före eller efter skakning med slagg. Kadmiumhalten är 0,0001 mg/l i lakvattnen och den höll sig på den nivån eller sjönk under detektionsgränsen efter skakning.

Skakning utfördes också av en blandning av de tre slaggsorterna, både för färsk och väderbehandlade slaggar. Resultatet av dessa blev att de uppmätta halterna av de analyserade ämnena och pH-värdena i de flesta prov låg mellan de halter som uppmätts i vattnet som enbart reagerat med en av de tre slaggsorterna. De uppmätta halterna av koppar, då lakvatten skakats med färsk och väderbehandlad slaggblandning, visar att ingen koppar fanns kvar i vattnet efter 7200 minuter, vilket det endast gjorde efter skakning med de båda AOD(Si)-slaggen då rena slaggar skakats. Resultaten av analysen för blandningarna ses i bilaga A.

6.2.1 Rankning av slaggen

Genom att poängsätta slaggen i intervallet 1 till 6 erhöles resultatet som ses i tabell 4. Då slaggen haft samma koncentration av ämnet efter skakning i 7200 minuter enligt analysen har de fått samma poäng. Resultatet visar att den lägsta poängsumman erhöles för väderbehandlad AOD(Al)-slagg följt av färsk AOD(Al)-slagg och sedan färsk AOD(Si)-slagg. Den högsta poängsumman fick den färska EAF-slaggen.

Tabell 4. Poäng per ämne samt total poängsumma för färska och väderbehandlade EAF-, AOD(Si)- och AOD(Al)-slaggar.

	EAF		AOD-Si		AOD-Al	
	F	V	F	V	F	V
Mg	5	6	1	3	2	4
Mo	1	2	6	5	3	4
Al	1	1	1	1	1	1
As	3	5	2	1	6	4
P	6	3	4	1	5	2
Cu	3	4	1	1	5	2
Ni	4	3	5	6	2	1
Zn	1	1	1	1	1	1
Cl	6	4	1	5	3	2
S (SO₄²⁻)	2	1	6	4	3	5
F	3	4	5	6	1	2
Summa	35	34	33	34	32	28

Resultatet i tabell 4 ger följande ordningsföljd till slagstyperna, där den bästa slaggen återfinns längst till vänster.

$$V_{\text{AOD(Al)}} < F_{\text{AOD(Al)}} < F_{\text{AOD(Si)}} < V_{\text{AOD(Si)}} \sim V_{\text{EAF}} < F_{\text{EAF}}$$

Genom att sedan sortera ut de ämnena som i de flesta fall i analysen visade en minskning respektive ökning efter skakning i 7200 minuter för slaggsorterna erhöles två nya poängsummer. Resultatet av detta ger en bild av vilken slagg som totalt sett gav den bästa sorptionen samt från vilken slagg som mest utlakning skedde. De ämnen som de flesta slaggerna till största del visat sig sorberas är magnesium, aluminium, arsenik, fosfor, koppar, zink och fluor. Poängsummerna för dessa ämnen ses i tabell 5 i raden för sorption. De ämnen som i de flesta fall visat på utlakning från slaggerna är molybden, nickel, klorid och sulfat. Poängsummerna för dessa ämnen ses i tabell 5 i raden för utlakning.

Tabell 5. Poängsummer då poängen delats upp i ämnen som huvudsakligen sorberas respektive lakas ut efter skakning i 7200 minuter.

	EAF		AOD-Si		AOD-Al	
	F	V	F	V	F	V
Sorption	22	24	15	14	21	16
Utlakning	13	10	18	20	11	12

Ordningföljden nedan är baserad på tabell 5 och visar till vilken slagg som mest sorption skett under försöken. Den bästa slaggen återfinns längst till vänster.

$$V_{\text{AOD(Si)}} < F_{\text{AOD(Si)}} < V_{\text{AOD(Al)}} < F_{\text{AOD(Al)}} < F_{\text{EAF}} \sim V_{\text{EAF}}$$

Ordnas poängsummerna i raden för utlakning i tabell 5 fås följande följd på slaggerna, där slaggen längst till vänster lakat ut minst.

$$V_{\text{EAF}} < F_{\text{AOD(Al)}} < V_{\text{AOD(Al)}} < F_{\text{EAF}} < F_{\text{AOD(Si)}} < V_{\text{AOD(Si)}}$$

Resultatet av tabell 5 är således att den väderbehandlade AOD(Si)-slaggen ger totalt sett den största sorptionen till slagg och de båda EAF-slaggerna sorberar minst totalt sett. Den väderbehandlade EAF-slaggen ger däremot den minsta utlakningen totalt sett, följt av färsk respektive väderbehandlad AOD(Al)-slagg. De båda AOD(Si)-slaggen lakar totalt sett ut mest.

I tabell 6 ses resultatet då de angivna problemämnena i lakvattnet från Karlslund sorteras ut från den totala poängsummer. Dessa ämnen är fluorid, fosfor, klorid, kadmium, nickel och zink. Då försöken inte visat några kadmiumhalter i vattnet tas denna inte med i bedömningen.

Tabell 6. Poängsummer då poängen för fluorid, fosfor, klorid, nickel och zink sorterats ut från den totala poängsummer som ses i tabell 4.

	EAF		AOD-Si		AOD-Al	
	F	V	F	V	F	V
Summa	20	15	16	19	12	8

Resultatet i tabell 6 ger följande ordningsföljd för slaggtyperna, där den slagg som gett det bästa resultatet för problemämnena i lakvattnet, återfinns längst till vänster.

$$V_AOD(AI) < F_AOD(AI) < V_EAF < F_AOD(Si) < V_AOD(Si) < F_EAF$$

7 DISKUSSION

7.1 MÖJLIGA SORPTIONSMEKANISMER

Den förhållandevis stora upplösningen av kalciumjoner med AOD(Si)-slagg (figur 6) samt det höga pH-värdet pekar på att fastläggning till AOD(Si)-slagg till viss del sker genom jonbyte likt Dimitrova och Mehanjiev (2000) samt Feng m.fl. (2004) visat. Det är även troligt att upplösningen av kalciumjoner och det höga pH-värdet även ledde till att viss sorption också skett genom ytkomplexbindning och utfällning med hydroxider och karbonater. Den tydliga ökningen av kisel i vattenlösning efter skakning (figur 7) bör frilägga bindningsställen på slaggen som vissa ämnen skulle kunna fastläggas till.

Ytcomplexbindning måste också det ses som en trolig mekanism, särskilt för de katjoner som finns i vattnet. Detta eftersom ett högt pH-värde i vattnet ofta innebär fastläggning via ytcomplexbindning för katjoner (McBride, 1994), särskilt för de katjoner som har en hög elektronegativitet (Atkins och de Paula, 2006).

Lakvattnet hade vid experimentstart en brun färg vilket tyder på att vattnet innehöll organiskt material. Lakvattnet blev med tiden ljusare vilket pekar åt att fastläggning skett av organiskt material till slaggytorna. Efter skakning i 7200 minuter innehöll vattnet vita partiklar som efter en tid föll mot botten, vilket gör det ännu mer troligt att utfällning av något slag skedde vid skakning. Utfällning i form av karbonater, hydroxider och oxider kan antas vara viktiga utfällningsprocesser. De utfällda partiklarna, större än 0,45 µm, filtrerades bort vid sugfiltreringen och deras innehåll analyserades aldrig. På grund av de låga koncentrationerna av tungmetaller i lakvattnet kan troligtvis utfällning av dessa uteslutas som avskiljningsmekanism i försöken i detta arbete, trots att vattnets pH-värde var högt ända från start. För att kunna avfärda utfällning av tungmetaller behöver mättnadsgraden i förhållande till olika fasta faser beräknas, men för att kunna utföra beräkningar av detta slag krävs mätningar av löst organiskt material i lakvattnet. Utfällning av fosfat är däremot möjlig då detta sker tillsammans med kalcium vid höga pH-värden och höga kalciumkoncentrationer (McBride, 1994). Minskningen av fosfor i lakvattnet (figur 12) kan därmed till viss del antas bero av detta.

Sulfidutfällning kan däremot antas ha en mindre betydelse som sorptionsmekanism till de studerade slaggerna i det här arbetet. Detta eftersom slaggerna som användes i denna studie innehåller betydligt mindre (i princip inget) svavel än slaggerna som användes i tillexempel Hjelm (2005) studie.

7.2 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR SORPTIONSMEKANISMERNA

7.2.1 Inverkan av slaggens sammansättning och väderbehandling

Den största pH-ökningen skedde med AOD(Si)-slagg (figur 5). En trolig förklaring till att pH-värdena blev högst då AOD(Si)-slagg skakades med lakvattnet är att upplösningen av kalciumjoner i dessa fall var störst då slagg och lakvatten skakades under 7200

minuter (figur 6). Samtliga slaggar har ett stort innehåll av kalcium (tabell 1) och i alla prov sågs en tydlig ökning av pH-värdet med skaktiden men trots detta sågs bara den kraftiga ökningen av kalciumjoner vid skakning med AOD(Si)-slag (figur 6). Detta tyder på att det är kalcium kopplat till mineralet cuspidin, vilken AOD(Si)-slaggen är ensam om att innehålla och består av till nästan 50 % (tabell 3), som står för den stora upplösningen av kalcium från AOD(Si)-slag.

För EAF- och AOD(Al)-slaggen skedde ingen ökning av mängden kalciumjoner efter skakning i 7200 minuter jämfört med lakvattnets ursprungliga kalciuminnehåll vilket var fallet med AOD(Si)-slaggen. Detta skulle kunna kopplas till det fenomen som Dimitrova och Mahandgiev (1998) skriver om att mängden kalcium som kan lösas upp i en vattenlösning är begränsad. Det som dock skapar ytterligare funderingar, om vattenlösningen antas vara mättad, är varför denna tendens inte sågs hos AOD(Si)-slaggen som skakats med samma lakvatten.

AOD(Al)-slaggen stod för den största ökningen av kisel (figur 7) för såväl färsk som väderbehandlad slag, detta trots att AOD(Al)-slaggen hade den minsta andelen kisel av de tre slaggtyperna (tabell 1). Men till skillnad från de andra slaggen sitter mycket kisel i mineralen C2S och bustamit (tabell 3), varför det är troligt att dessa två mineral innehåller kisel som är mer lösligt än de övriga mineralen.

Magnesium är i likhet med kalcium och kisel ett bulkämne i slaggen, slaggen innehåller med andra ord förhållandevis stor mängd av dessa ämnen, även om andelen magnesium är lägre än kalcium och kisel (tabell 1). Efter skakning med lakvatten i 7200 minuter sågs för AOD-slaggen en tydlig minskning av magnesiumhalten i vatten, medan halten steg något i det vattnet som skakats med EAF-slaggen (figur 8). Magnesium finns enligt den mineralogiska analysen i flera mineral (tabell 3), men det troliga är att det magnesium som sitter i merwinit är lösligast. Detta eftersom att EAF-slaggen består till över 50 % av detta mineral, till skillnad från AOD-slaggen där andelen merwinit är lägre.

Vid skakning av lakvattnet med AOD(Al)-slaggen sågs kraftiga toppar av aluminiumhalten i lakvattnet efter skakning i 15 minuter (figur 10). Att detta skedde med just AOD(Al)-slaggen är föga förvånande med tanke på att denna typ av slag hade ett aluminiumoxidinnehåll på ungefär 24 % till skillnad mot de andra typerna som innehöll cirka 3 % aluminiumoxid (tabell 1). Aluminium fanns i AOD(Al)-slaggen till viss del i mineralet spinell, men unikt för denna slag var förekomsten av mineralet mayenit (tabell 3). Även EAF-slaggen bestod av en del spinell, men här sågs inte den kraftiga ökningen av aluminium i vattenlösningen. Detta tyder på att det var mayenit som gav den snabba upplösningen av aluminium ur AOD(Al)-slaggen.

Efter skakning i 7200 minuter var halten fluor högst i vattnet som skakats med AOD(Si)-slaggen, där även halten fluor ökade lite efter skakning med väderbehandlad AOD(Si)-slag (figur 18). Att detta sker med just AOD(Si)-slaggen är på intet sätt för-

vånande då denna slaggtyp innehåller mest fluor (tabell 1), detta till följd av att fluor, i form av flusspat, tillsätts för att ge AOD(Si)-slaggen en önskad konsistens.

I de flesta analysresultat ligger värdena för vattenlösningarna som skakats med blandningar av de tre slaggen mellan de uppmätta värdena för vattenlösningarna som skakats med rena slagger (bilaga A). Undantag fanns dock när kopparhalten analyserades. Ingen koppar fanns kvar efter 7200 minuter, ett resultat som annars endast erhöles efter skakning av de rena AOD(Si)-slaggen. Detta ger bild av att AOD(Si)-slaggen på kortare tid än övriga slaggsorter kan adsorbera koppar, då den lilla mängden AOD(Si)-slagg i blandningen räckte för att fastlägga all koppar i lösningen. Troligtvis kan detta kopplas till den stora upplösningen av kalciumjoner som ger fria ytor på slaggen där kopparjonerna kan fastläggas.

7.2.2 Inverkan av pH, tid och slaggytor

Det tidigare påvisade beroendet mellan sorption och slagg (Liu m.fl., 2009; Lindquist, 2005; Hjelm, 2005; Dimitrova och Mehandgiev, 1998), där sorptionen ökar med ökat pH-värde är med försöken i detta arbete svåra att visa då pH inte aktivt varierar. pH-värdet i lakvattnet var dock från början redan över 9 (bilaga A) och pH-värden steg i samtliga lösningar med tiden som slaggen och lakvatten skakades. Samtidigt med de högsta pH-värdena sågs efter 7200 minuter även flest extremvärden i fastläggning (mest sorption) vilket gör att det ändå pekar mot att ett högt pH-värde gynnar fastläggningen till slagg.

Skakförsöken visar inte på några entydiga resultat beträffande vilken slagg som gav det största borttagandet av föroreningar från lakvattnet. Dock ses att kontakttiden mellan slagg och vatten, i likhet med flera andra försök (Cerjan-Stefanović m.fl., 2001; Liu m.fl., 2009), är av stor vikt för att få en optimal sorption, då den största avskiljningen sågs efter skakning i 7200 minuter. Samtidigt ger en längre kontakttid i de flesta fall också en större utlakning av de icke önskvärda ämnena molybden och nickel.

Den ranking som gjorts av slaggen visar inte på att den färsk slaggen med nygjorda ytor ger en större sorption än den väderbehandlade till skillnad från vad andra studier visat (Hedström, 2006; Haverkamp m.fl., 2008). Rankingen av slaggen visar snarare på motsatsen då väderbehandlad AOD(Al)-slagg enligt poängsättningen på det hela taget var den slagg som lämpar sig bäst som filtermaterial. Det är dock svårt att dra slutsatsen att väderbehandlad slagg generellt sett är bättre än färsk slagg eftersom de i rankingen placerar sig om vartannat. Intressant att notera är att EAF-slaggen, då utsorteringen av ämnen gjorts efter deras benägenhet att sorbera/avge olika ämnen, både visat sig sorbera minst, samtidigt som de också lakade ut minst (tabell 5). En slutsats som kan dras av detta är att EAF-slaggen är något mindre reaktiv än AOD-slaggen. AOD(Si)-slaggen visar på en förhållandevis omfattande sorption men dessa slagger får högst värden för utlakning (tabell 5). Detta tyder på att mineralen i AOD(Si)-slaggen har en stor benägenhet att interagera med det omgivande vattnet. Då rankingen gjordes med de ämnen som anses vara de högst prioriterade att ta bort från lakvattnet i Karlslund

sågs även här att den väderbehandlade AOD(Al)-slaggen gav det totalt sett bästa resultatet (tabell 6), följt av den färska AOD(Al)-slaggen. Genom detta kan slutsatsen dras, att det vid anläggandet av ett reaktivt filter vid Karlslunds aluminiumdamm, med slagg från Avesta Jernverk som filtermaterial, skulle lämpa sig bäst att använda AOD(Al)-slaggen. Men då rankningssystemet bygger på placeringar för flera ämnen bör det tilläggas, att då en slaggtyp ska väljas till ett filter bör de viktigaste föroreningarna i ett vatten sättas i första rummet. Med andra ord bör slaggernas individuella resultat för de specifika ämnena, som ses i tabell 4, tas i beaktande innan beslut fattas kring vilken slaggsort som ska användas i ett filter.

7.3 METODKRITIK

Väderbehandlingen av slagg som föregick skakförsöken kan, då temperaturer och nederbördsmängd varierar mellan år, anses vara den del av försöken som är svårast att återupprepa. Exempelvis var mars månad 2013, då slaggen ställdes på väderbehandling, kall och samtidigt den mars med flest soltimmar i Borlänge sedan mätningarna startades 1987 (SMHI, 2013). Då Borlänge endast ligger cirka 60 km nordväst om Avesta kan det anses troligt att liknande förhållanden rådde även där. Inte heller skillnader på väderbehandlingen mellan de tre slaggsorterna i detta försök kan uteslutas. Även om hinkarna med slagg stod bredvid varandra, på en någorlunda öppen yta kan inte mängden nederbörd som hamnade i var och en av hinkarna sägas vara exakt samma. Uppehållstiden för nederbörden i hinkarna kan också ha varierat beroende på om dräneringshål i botten var igensatta eller inte. Någon gång observerades även att snö som fallit var borta i någon hink medan det i en annan hink fanns en liten mängd ansamlad. Men väderbehandlingarna kan ändå anses likvärda då samtliga slaggers ytor haft möjlighet att reagera med omkringliggande omgivning.

Lakvattnet från Karlslund som användes i försöken är komplext och koncentrationen av olika ämnen varierar mycket över året. Men som analysen i den här rapporten visar kan vatten som tas vid samma tidpunkt också variera (bilaga A). Trots variationerna i lakvattnet ses liknande tendenser i koncentrationsändringarna efter skakning vilket gjort jämförelsen mellan vattenlösningar som skakats med färsk och väderbehandlade slagger något mer osäkra, då koncentrationerna mellan de använda lakvattnen varierar.

7.4 TILLÄMPNING AV SLAGGFILTER I FULL SKALA

7.4.1 Faktorer som påverkar filtrets funktioner

Innan slagg kan användas som material till reaktiva filter i full skala finns en rad faktorer som måste tas i beaktande. En viktig aspekt vad gäller slagg som filtermaterial är att veta under hur lång tid som ett filter kan tänkas fungera, med andra ord hur lång tid det tar innan slaggens ytor är mättade och inget positivt utbyte mellan lakvatten och slagg sker. För att ett filter av slagg ska vara såväl miljömässigt som ekonomiskt hållbart krävs att livslängden hos filtret är så lång som möjligt.

För att få ett miljömässigt hållbart filter krävs också att den utlakning som sker av de icke önskvärda ämnena molybden och nickel minimeras. De mängder som lakar ut i försöken ligger dock kring de gränsvärden som finns för utlakning av ämnena i deponier med inert avfall (tabell C1) och mycket under gränsvärdena för utlakning för deponier med icke-farligt avfall (tabell C1). För övriga ämnen, utom klorid och fluor, ligger de uppmätta värdena under gränsvärden för deponier med inert avfall. För klorid och fluor är de uppmätta värdena under gränsvärden för deponier med icke-farligt avfall, slaggen bidrar dock inte till någon övergång från att klassas som inert avfall till icke-farligt avfall. För att få ett så miljömässigt filter som möjligt bör således möjligheter att minska utlakningen av molybden och nickel undersökas.

En annan fråga är hur slaggen ska tas om hand då den är mättad och har fullgjort sin tjänst som filtermaterial. Om de upptagna föroreningarna från vattnet sitter hårt bundna skulle ett tänkbart alternativ vara att nyttja det uttjänta filtermaterialet på samma vis som de nyproducerade slaggerna används vid exempelvis vägbyggen, cementtillverkning osv. Om de anrikade föroreningarna inte är hårt bundna blir användningen betydligt mer bekymmersam. Forskning pågår dock, bland annat med forskare vid Örebro universitet, kring möjligheten att utvinna ansamlade föroreningar ur diverse material (Ruist, pers. medd.). Om de anrikade ämnena på filterslaggen skulle kunna utvinnas på det sättet skulle den använda slaggen bli renare samtidigt som de anrikade ämnena kunde återanvändas.

För att få ett fungerande filter krävs beräkningar kring hur ett filter ska vara uppbyggt för att filtret ska fungera som tänkt. Faktorer som bland annat kan tänkas påverka uppehållstid, igensättning och belastning är av stor vikt att undersöka då ett effektivt och funktionellt filter önskas. Den kornstorleksfördelning som slaggen i filtret har kan påverka filtrets effektivitet och funktionalitet. Används slagg med en fin kornstorlek ökar den specifika yta som vattnet passerar vilket ger en kraftigare avskiljning och samtidigt en längre uppehållstid i filtret. Men en liten kornstorlek ökar också risken för igensättning till följd av såväl stora partiklar i lakvattnet som utfällning genom reaktioner mellan slagg och vatten. Problemet med de stora partiklarna skulle dock lätt kunna avhjälpas genom att partiklarna i lakvattnet filtreras alternativt sedimenteras innan lakvattnet når slaggfiltret.

7.4.2 Filterdimension

För att visa på möjligheten att bygga ett slaggfilter, och visa på att den storlek på filtret som krävs ligger på en rimlig nivå, följer här ett räkneexempel på vilka dimensioner som krävs för att få en kontakttid mellan lakvattnet och slaggen likvärdig med experimentet i denna rapport. Det ska dock tilläggas att räkneexemplet bygger på en hel del antaganden som kanske inte stämmer överens med verkligheten. Exempelvis finns en stor osäkerhet kring vattnets uppehållstid i filtret, då det är oklart hur skaktiden kan översättas till tiden som vattnet flödar i ett filter. Filtret antas vara i form av ett rätblock. Beräkningarna presenteras i sin helhet i bilaga B.

Medelflödet från aluminiumdammen i Karlslund är $2,78 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (Ruist, pers. medd.). Den uppehållstid som önskas i filtret är 7200 minuter, vilket motsvarar 432000 sekunder, eftersom den största avskiljningen skett efter denna tid. Genom detta erhålls att filtrets effektiva volym bör vara 120 m^3 . Om längden på filtret i detta fall antas vara 3 meter, kan filtrets effektiva tvärsnittsarea bestämmas till 40 m^2 . För att bestämma den verkliga area som behövs hos filtret behöver slaggens porositet vara känd. Porositeten hos slaggen är inte känd men antas här vara 0,3. Filtrets verkliga area blir således 130 m^2 .

Av intresse vore också att se vilken kornstorlek på slaggen som ett filter med dessa dimensioner kräver och om denna kornstorlek kan anses möjlig att tillverka. Då kornstorleken påverkar filtrets förmåga att leda vatten, är det av intresse att ta fram den hydrauliska konduktivitet som skulle behövas för att tillåta det aktuella flödet genom ett filter av de dimensioner som beräknades ovan. Den hydrauliska konduktiviteten kan beräknas ur Darcys lag (Grip och Rodhe, 2009). Om vi i detta exempel antar att filtrets höjd är 1 m lägre vid filtrets utlopp fås filtrets gradient till 3, eftersom filtrets längd satts till 3 m. Den hydrauliska konduktiviteten kan nu lösas ut och blir $6,4 \times 10^{-6} \approx 0,6 \times 10^{-5} \text{ m/s}$. Denna mättade hydrauliska konduktivitet motsvarar den hos sand (Grip och Rodhe, 2009). Sand har en partikelstorlek mellan 2 och 0,2 mm (Eriksson m.fl., 2005) och är en ofta förekommande kornstorlek i reaktiva filter (Bengtsson, 2003).

Eftersom att slaggens densitet är känd kan även en ungefärlig åtgång av slagg till ett filter beräknas. Slagg har en skrymdensitet på ungefär 2 g/cm^3 (vid 20°C) vilket motsvarar 2000 kg/m^3 . Arealen på filtret bestämdes ovan till 130 m^2 och längden har satts till 3 m vilket ger filtret en volym på 390 m^3 . Massan på den slagg som åtgår blir således 780 000 kg, alltså åtgår lite över 780 ton slagg. Detta motsvarar 6,5 % av de 12 000 ton som årligen produceras av AOD(Al)-slaggen vid Avesta Jernverk.

7.5 FÖRSLAG TILL YTTERLIGARE ANALYSER

Det finns flera områden där ytterligare försök skulle vara av intresse att undersöka för att få en tydligare bild av hur slagg fungerar som reaktivt filter. Det vore intressant att göra om skakförsöken med flera tidpunkter, både mellan 240 och 7200 minuter och vid tider över 7200 minuter för att se utvecklingen över tid. Genom en tidsstudie skulle en klarare bild över när sorptionsprocesserna sker erhållas, vilket skulle underlätta dimensioneringen av ett filter. Detta skulle även kunna stärka bilden av vilken slagg som är att föredra vid olika förutsättningar som till exempel lakvatteninnehåll. På grund av variationen i lakvatteninnehåll i aluminiumdammen vore det också intressant att göra försök med lakvatten upptaget vid andra tidpunkter samt vatten upptaget ur olika delar och djup i dammen. Detta eftersom det är oklart om lakvattnet som använts i försöken i denna rapport är representativt. Detta för att se om fastläggningen till slagg varierar med koncentrationen av de olika ämnena och därmed också påverkar utformningen av ett filter.

Dessutom vore försök med genomströmningsfilter göras, både experimentellt och i verklig skala, för att få en kontakt mellan slagg och vatten som liknar den som skulle ske i verkligheten. Genom att göra exempelvis kolonnförsök med slaggerna skulle kornstorlek och vattenflöde hos filtret kunna varieras vilket skulle ge en tydligare bild av hur ett filter i verkligheten bör vara utformat för att reningen av vattnet ska vara så effektiv som möjligt.

För att med säkerhet kunna uttala sig kring om det förekommer utfällning med tungmetaller då slagg och lakvatten reagerar bör andelen löst organiskt material i lakvattnet mätas i framtida försök. Genom en sådan mätning skulle halten lösta metallhumuskomplex kunna beräknas och genom detta skulle mängden tungmetall som möjligen fälls ut kunna bestämmas. Det vore också relevant att detaljstudera de sekundära utfällningar (karbonater, oxider, hydroxider) som troligen bildas i filtret, eftersom de kan förväntas påverka adsorption och utfällning av de ämnen man vill rena bort ur vattnet.

En annan viktig faktor som i tidigare försök visat påverka adsorptionen till slagg är temperaturen (Cerjan-Stefanović m.fl., 2001; Ortiz m.fl., 2001). Materialen som användes i experimentet i detta arbete hade inomhustemperatur, ungefär 20 °C, en temperatur som lakvattnet i aluminiumdammen inte kan tänkas uppnå under särskilt stor del av året på grund av det rådande klimatet i norra Europa. Det är därför viktigt att påpeka att sorptionsprocesserna kan vara annorlunda vid lägre temperatur och att denna faktor bör undersökas vidare. Men troligtvis skulle inte skillnaden i temperatur påverka sorptionen slaggerna sinsemellan utan snarare bara fördröja processerna.

8 SLUTSATSER

Samtliga undersökta slaggsorter, EAF-, AOD(Si)- och AOD(Al)-slag, visade sig sorbera föroreningar från lakvattnet. Aluminium, fosfor och zink från lakvattnet sorberades av samtliga tre sorters slagg. Utöver det togs även magnesium, arsenik, koppar och fluor upp av flera av slaggorterna. Från slaggerna skedde dock även en viss utlakning av nickel och i vissa fall molybden.

Det visade sig att slaggernas mineralogi var viktig för de processer som skapar sorptionspotential hos slaggerna då utlakningen av ofarliga beståndsdelar så som kalcium och magnesium kan kopplas samman med slaggernas mineralogiska uppbyggnad. Samma kopplingar kunde dock inte göras för utlakningen av molybden och nickel.

Tiden visade sig vara en viktig faktor för hur mycket föroreningar som sorberades till slaggerna, då sorptionen ökade med tiden. AOD(Al)-slaggen var den slagg som visade på den bästa reningseffekten för det använda lakvattnet från Karlslund.

Slaggerna från Avesta Jernverk kan således sägas ha en sorberande effekt och bör kunna ersätta konventionellt använda material i reaktiva filter, till exempel sand, vilket skulle innebära en minskad användning av naturresurser i enlighet med miljömålet en "God bebyggd miljö".

9 REFERENSER

9.1 SKRIFTLIGA REFERENSER

Argonne National Laboratory (2013). Total porosity. Tillgänglig:

<http://web.ead.anl.gov/resrad/datacoll/porosity.htm>, hämtad 2013-09-11.

Atkins, P., de Paula, J. (2006). *Atkins' Physical Chemistry*. 8:e upplagan. Oxford: Oxford University Press. ISBN 9780198700722.

Avfall Sverige (2009). Alternativa konstruktionsmaterial på deponier – vägledning. Rapport U2009:08. ISSN 1103-4092.

Avfall Sverige (2012). Avfall Sveriges deponihandbok – Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering. Rapport D2012:02. ISSN 1103-4092.

Andreas, L., Engström, F., Diener, S., Björkman, B., Lind, L. (2009). Konstruktionsprodukter baserade på slagg. Luleå tekniska universitet. Jernkontorets rapport D832.

Andreas, L., Diener, S., Lagerkvist, A. (2012). Rekommendationer för användning av slagg i deponikonstruktioner – Krav lämplighet, lämplighet och utläggning – Exemplet Hagfors kommunala deponi. Luleå tekniska universitet. Jernkontorets rapport D843.

Bengtsson, F. (2003). Rening av vatten från sorteringsplattan vid Hagby återvinningsanläggning. Examensarbete, LWR-EX-03-9, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Bradl, H.B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277, 1-18.

Cerjan-Stefanović, Š., Čurković, L., Rastovčan-Mioè, A. (2001). Batch Pb^{2+} och Cu^{2+} removal by electric furnace slag. *Water Research*, 35, 3436-3440.

Cucarella, V., Renman, G. (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments – a comparative study. *Journal of Environmental Quality*, 38, 381-392.

Dimitrova, S. V. (1996). Metal sorption on blast-furnace slag. *Water Research*, 30, 228-232.

Dimitrova, S.V., Mehandgiev, D. R. (1998). Lead removal from aqueous solutions by granulated blast-furnace slag. *Water Research*, 32, 3289-3292.

- Dimitrova, S.V., Mehanjiev, D.R. (2000). Interaction of blast furnace slag with heavy metal ions in water solutions. *Water Research*, 34, 1957-1961.
- Eniro (2013). Karta med koordinater N 60° 10.649', E 16° 10.680'. Tillgänglig: <http://kartor.eniro.se/>, hämtad 2013-07-30.
- Eriksson, J., Nilsson, I., Simonsson, M. (2005). *Wiklanders marklära*. Lund: Studentlitteratur. ISBN 978-91-44-02482-0.
- EU (1999). Rådets direktiv 1999/31/EG om deponering av avfall. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:SV:PDF>, hämtad 2013-05-24.
- Euroslag (2013). Statistics 2010. Tillgänglig: http://www.euroslag.com/fileadmin/_media/images/statistics/Statistics_2010_download.pdf, hämtad 2013-05-28.
- Feng, D., van Deventer, J.S.J., Aldrich, C. (2004). Removal of pollutants from acid mine wastewater using metallurgical by-product slags. *Separation and Purification Technology*, 40, 61-67.
- Grip, H., Rodhe, A. (2009). *Vattnets väg från regn till bäck*. 3:e upplagan. Karlshamn: Hallgren och Fallgren Studieförlag AB. ISBN 91-7382-762-2.
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I. (2008). *Mark- och vattenkemi Teori*. Institutionen för mark-och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.
- Hach Lange (2005). DR 2800 – Användarhandbok DOC022.59.00720. JAN06. 2:a upplagan.
- Haverkamp, R.G., Pratt, C., Pratt, S., Shilton, A. (2008). Assessment of physical techniques to regenerate active slag filters removing phosphorus from wastewater. *Water Research*, 43, 277-282.
- Herrmann, I., Andreas, L., Diener, S., Lind, L. (2010). Steel slag used in landfill cover liners: laboratory and field tests. *Waste Management & Research*, 28, 1114-1121.
- Hillier S. (1999). Use of an air brush to spray dry samples for X-ray powder diffraction. *Clay Minerals*, 34, 127-136.

- Hillier, S. (2000). Accurate quantitative analysis of clay and other minerals in sandstones by XRD: comparison of a Rietveld and a reference intensity ratio (RIR) method and the importance of sample preparation. *Clay Minerals*, 35, 291-302.
- Hjelm, V. (2005). Tungmetaller i lakvatten - avskiljning med mineraliska filtermaterial. Examensarbete, UPTEC W05 006, Uppsala universitet, Uppsala.
- Hedström, A. (2006). Reactive filter materials for ammonium and phosphorus sorption in small scale wastewater treatment. Doktorsavhandling, Luleå tekniska Universitet, Luleå. ISBN 1402-1544.
- Huifen, Y., Wen, M., Weina, Z., Zhiyong, W. (2011). Steel slag as multi-functional material for removal of heavy metal ions in wastewater. International Conference on Computer Distributed Control and Intelligent Environmental Monitoring. Changsha, Hunan, China, 19-02-2011. Tillgänglig:
<http://ieeexplore.ieee.org.ezproxy.its.uu.se/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=5748049>, hämtad 2013-03-19.
- Jernkontoret (2012). Stålintustrin gör mer än stål- handbok för restprodukter 2012. Jernkontorets teknikområde 55, Restprodukter. ISBN 978-91-977783-2-9
- Kemikalieinspektionen (2010). Reach – EU:s kemikalieförordning. Faktablad. Tillgänglig:
<http://kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Faktablad/FbReachEUsKemforordnAug10.pdf>, hämtad 2013-04-23.
- Kemikalieinspektionen (2011a). Reach för nybörjare. Tillgänglig:
<http://kemi.se/sv/Innehall/Lagar-och-andra-regler/Reach/Reach-for-nyborjare/>, hämtad 2013-04-23.
- Kemikalieinspektionen (2011b). Avfall och återvunna ämnen. Tillgänglig:
<http://kemi.se/sv/Innehall/Lagar-och-andra-regler/Reach/Avfall-och-atervunna-amnen/>, hämtad 2013-04-23.
- Kim, D-H., Shin, M-C., Choi, H-D. Seo, C-I., Baek, K. (2008). Removal mechanism of copper using steel-making slag: adsorption and precipitation. *Desalination*, 223, 283-289.
- Lindquist, A. (2005). Mineraliska material som reaktiva filter för avskiljning av tungmetaller från dagvatten. Examensarbete, UPTEC W05 004, Uppsala universitet, Uppsala.
- Liu, S.Y., Gao, J., Qu, B., Yang, Y.J. (2009). Adsorption behaviors of heavy metal ions by steel slag – An industrial solidwaste. The 3rd International Conference on

Bioinformatics and Biomedical Engineering. Beijing, China, 11-06-2009. Tillgänglig: <http://ieeexplore.ieee.org.ezproxy.its.uu.se/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=5162282>, hämtad 2013-03-18.

McBride, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. New York: Oxford University Press, Inc. ISBN 0-19-507011-9.

Miljöbalken (1998). Miljöbalk (1998:808). Tillgänglig: <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>, hämtad 2013-05-28.

Miljömålsportalen (2012). God bebyggd miljö. Tillgänglig: <http://www.miljomal.nu/sv/Miljomalen/15-God-bebyggd-miljo/>, hämtad 2013-03-01.

NFS (2004). Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10. ISSN 1403-8234. Tillgänglig: http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2004/NFS2004_10k.pdf, hämtad 2013-07-05.

Ortiz, N., Pires, M.A.F., Bressiani, J.C. (2001). Use of steel converter slag as nickel adsorber to wastewater treatment. *Waste Management*, 21, 631-635.

Outokumpu (2013). Internt material. Processutbildning vid Avesta Jernverk. Tillgänglig via Outokumpus intranät, hämtad 2013-02-27.

Outokumpu (2012a). Metodbeskrivning: ICP-bestämning av Fe, Cr, Ni, Mo och Zn i vatten. IDS 4AB01.01. Reg. Nr. 2310.

Outokumpu (2012b). Metodbeskrivning: pH-värde hos vatten med pH-mätare. IDS 4AB02.02 Reg. Nr. 2199.

Outokumpu (2011). Safety Information Sheet - Slags, steelmaking, elec. furnace (stainless/high alloy steel production). Reviderad 2011-09-20.

Outokumpu (2006). *Avesta Jernverk*. Outokumpus broschyr om Avesta Jernverk. Outokumpu Stainless AB, Avesta.

Renman, A., Renman, G., Gustafsson, J.P., Hylander, L. (2009). Metal removal by bed filter materials used in domestic wastewater treatment. *Journal of Hazardous materials*, 166, 734-739.

SeQuant (2001). *Jonkromatografi i praktiken – En vägledning och felsökningsguide. 2:a upplagan*. Nyheternas tryckeri, Umeå.

SFS (2001). Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Tillgänglig:
<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/20010512.htm>, hämtad 2013-03-07.

SMHI (2013). Nyhetsarkiv. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/nyhetsarkiv/rekordsolig-marsmanad-1.29693?search=yes&month=4&year=2013>, hämtad 2013-08-08.

9.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Haase, Björn. Ordförande Jernkontorets teknikområde 55. Jernkontoret.

Johansson, Lars. Forskningsingenjör. Outokumpu.

Pålsson, Kjell. Restproduktansvarig. Ovako Hofors AB.

Ruist, Gunnar. Biproduktutvecklare. Outokumpu.

Sandvik, Thom. VA-chef. Avesta VA och avfall AB.

BILAGA A

ANALYSRESULTAT

I denna bilaga presenteras de fullständiga resultaten från analyserna av innehållet i lakvattnet före och efter skakning med slagg, se tabell A1 och tabell A2. Där F och V står för färsk respektive väderbehandlad slagg. Kort, halvlång och lång står för skaktiderna 15 minuter, 240 minuter och 7200 minuter.

Tabell A 1. De uppmätta koncentrationerna av kalcium, fluorid, fosfor, kisel, klorider och sulfat samt de uppmätta pH-värdena före och efter skakning.

Prov	Tid [minuter]	Ca [mg/l]	Fluorid [mg/l]	P [mg/l]	Si [mg/l]	Klorider [mg/l]	Sulfat [mg/l]	pH [-]
Lakvatten 1	0	19,63	74,6	0,455	7,59	10277	123,3	9,08
F_Kort EAF	15	10,84	-	0,406	7,37	9918	104,5	9,11
F_Kort AOD-Si	15	10,16	-	0,412	10,31	9867	128,9	9,13
F_Kort AOD-Al	15	12,11	-	0,398	15,02	9995	99,1	9,14
F_Kort Mix	15	11,81	-	0,407	10,85	10055	123,1	9,14
F_Halvlång EAF	240	16,78	-	0,399	20,85	10282	142,1	9,20
F_Halvlång AOD-Si	240	19,58	-	0,385	28,15	9936	122,9	9,24
F_Halvlång AOD-Al	240	18,85	-	0,392	29,26	10129	103,8	9,26
F_Halvlång Mix	240	19,30	-	0,397	26,94	10130	118,0	9,22
F_Lång EAF	7200	18,64	71,1	0,365	36,30	10364	133,5	9,68
F_Lång AOD-Si	7200	32,07	72,6	0,347	37,03	9792	142,4	10,00
F_Lång AOD-Al	7200	19,87	61,1	0,349	40,15	10207	139,3	9,81
F_Lång Mix	7200	21,12	-	0,351	33,95	10135	126,1	9,85
Lakvatten 2	0	20,40	-	0,477	5,80	9989	127,4	9,07
V_Kort EAF	15	12,57	-	0,465	6,54	9529	108,2	9,09
V_Kort AOD-Si	15	22,37	-	0,469	6,83	10772	110,7	9,08
V_Kort AOD-Al	15	24,47	-	0,465	7,53	11675	105,4	9,08
V_Kort Mix	15	11,47	-	0,454	6,73	9783	131,6	9,10
V_Halvlång EAF	240	20,08	-	0,436	18,23	10009	114,4	9,16
V_Halvlång AOD-Si	240	12,46	-	0,428	22,19	12049	108,5	9,18
V_Halvlång AOD-Al	240	17,61	-	0,416	21,30	10253	121,2	9,18
V_Halvlång Mix	240	18,64	-	0,433	19,88	9987	117,3	9,16
V_Lång EAF	7200	17,81	71,7	0,362	37,34	10212	114,2	9,66
V_Lång AOD-Si	7200	28,71	75,7	0,348	36,61	10303	143,7	9,93
V_Lång AOD-Al	7200	18,11	67,9	0,349	40,45	9974	143,9	9,73
V_Lång Mix	7200	18,34	-	0,357	37,05	10462	132,4	9,71

Tabell A 2. De uppmätta koncentrationerna av aluminium, arsenik, kadmium, krom, koppar, magnesium, molybden, nickel, bly och zink före och efter skakning.

Prov	Tid [minuter]	Al [mg/l]	As [mg/l]	Cd [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Mg [mg/l]	Mo [mg/l]	Ni [mg/l]	Pb [mg/l]	Zn [mg/l]
Lakvatten 1	0	0,0014	0,0079	0,0001	0	0,0177	34,17	0,1230	0,0486	0	0,0407
F_Kort EAF	15	0,0013	0,0038	0	0	0,0440	33,87	0,1088	0,0542	0	0,1459
F_Kort AOD-Si	15	0,0004	0,0032	0,0001	0	0,0267	34,59	0,1202	0,0491	0	0,1367
F_Kort AOD-Al	15	0,1039	0,0050	0	0	0,0333	33,90	0,1080	0,0483	0	0,0940
F_Kort Mix	15	0,0269	0,0038	0	0	0,0285	34,42	0,1108	0,0501	0	0,1239
F_Halvlång EAF	240	0	0,0033	0	0	0,023	37,27	0,1069	0,0573	0	0,0352
F_Halvlång AOD-Si	240	0	0,0035	0	0	0,021	38,28	0,1336	0,059	0	0,0216
F_Halvlång AOD-Al	240	0,0186	0,0026	0,0001	0	0,024	34,74	0,1092	0,0509	0	0,0204
F_Halvlång Mix	240	0	0,0033	0,0001	0	0,023	38,26	0,1123	0,0551	0	0,0258
F_Lång EAF	7200	0	0,0034	0	0	0,0084	36,93	0,1073	0,1358	0,0018	0
F_Lång AOD-Si	7200	0	0,0022	0	0	0	18,70	0,1564	0,1434	0	0
F_Lång AOD-Al	7200	0	0,0040	0	0	0,018	20,93	0,1282	0,1265	0	0
F_Lång Mix	7200	0	0,0028	0	0	0	24,76	0,1270	0,1602	0	0
Lakvatten 2	0	0,0073	0,0021	0,0001	0	0,0333	34,16	0,1117	0,0487	0	0,0914
V_Kort EAF	15	0,0094	0,0037	0,0001	0	0,0240	34,68	0,1134	0,0487	0	0,0624
V_Kort AOD-Si	15	0,008	0,0014	0	0	0,0313	34,66	0,1129	0,0509	0	0,0650
V_Kort AOD-Al	15	0,0529	0,0029	0,0001	0	0,0379	34,12	0,1096	0,0483	0	0,0545
V_Kort Mix	15	0,0281	0,0017	0	0	0,0246	34,21	0,1138	0,0483	0	0,0560
V_Halvlång EAF	240	0	0,0047	0	0	0,0305	37,69	0,1251	0,0556	0	0,0257
V_Halvlång AOD-Si	240	0	0,0033	0	0	0,0300	37,72	0,1170	0,0544	0	0,0077
V_Halvlång AOD-Al	240	0	0,0037	0,0001	0	0,0335	35,37	0,1131	0,0506	0	0,0133
V_Halvlång Mix	240	0	0,0032	0,0001	0	0,0510	37,30	0,1151	0,059	0	0,0187
V_Lång EAF	7200	0	0,0039	0	0	0,0129	39,62	0,1225	0,1348	0	0
V_Lång AOD-Si	7200	0	0,0008	0	0	0	21,26	0,1503	0,1456	0	0
V_Lång AOD-Al	7200	0	0,0038	0,0001	0	0,002	25,71	0,1366	0,1147	0	0
V_Lång Mix	7200	0	0,0035	0,0001	0	0	34,31	0,1270	0,1235	0	0

BILAGA B

DIMENSIONERING AV SLAGGFILTER

I denna bilaga presenteras de antaganden och beräkningar som ligger till grund för uträkningen av ett slaggfilters storlek. Slaggfiltret antas vara i form av ett rätblock.

Den kontakttid som önskas mellan lakvatten och slagg är 5 dygn (432 000 sekunder), eftersom det efter denna tid i skakförsöken skett mest sorption till slaggen. Medelflödet (Q) från den aktuella aluminiumdammen är $2,78 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ (Ruist, pers. medd.). Den effektiva volym (V_e) som filtret bör ha kan bestämmas genom att flödet multipliceras med kontakttiden.

$$V_e = Q \times \text{kontakttid} = 2,78 \times 10^{-4} \times 432000 \approx 120 \text{ m}^3$$

Längden på filtret sätts här till 3 meter. Genom att dela filtrets volym med filtrets längd (L) fås den effektiva area (A_e) som filtret bör ha.

$$A_e = \frac{V_e}{L} = \frac{120}{3} = 40 \text{ m}^2$$

För att bestämma den verkliga area som filtret bör ha för att få en kontakttid på 5 dygn behöver slaggens porositet vara känd, det är inte porositeten hos de tre slaggen från Avesta Jernverk som undersökts i arbetet. Slagg antas i dessa beräkningar ha en porositet (φ) på 0,3 då porositeten hos till exempel sand är i den storleksordningen (Argonne National Laboratory, 2013). Den verkliga arean (A) beräknas genom följande ekvation.

$$A = \frac{A_e}{\varphi} = \frac{40}{0,3} \approx 130 \text{ m}^2$$

Vilken kornstorlek på slaggen som ett filter med dessa dimensioner kräver och om denna kornstorlek kan anses möjlig att tillverka vore av intresse att undersöka. Då kornstorleken påverkar filtrets förmåga att leda vatten, är det av intresse att ta fram den hydrauliska konduktiviteten. Den hydrauliska konduktiviteten (K) beräknas ur Darcys lag (Grip och Rodhe, 2009). Höjdskillnaden (h) mellan filtrets inlopp och utlopp antas vara 1 meter.

$$K = \frac{Q L}{A h} = \frac{2,78 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}}{130 \text{ m}^2} \times \frac{3 \text{ m}}{1 \text{ m}} = 6,4 \times 10^{-6} \text{ m/s}$$

Av intresse vore också att ta reda på den ungefärliga mängd slagg som åtgår till ett filter med dessa dimensioner, det kan beräknas med hjälp av slaggens densitet (ρ). Slagg har en densitet på 2 g/cm^3 , vilket motsvarar 2000 kg/m^3 . Massan (m) slagg som åtgår beräknas genom följande ekvation, där V är filtrets verkliga volym vilket motsvarar filtrets verkliga area multiplicerat med filtrets längd.

$$m = \rho \times V = \rho \times A \times L = 2000 \times 130 \times 3 = 780\,000 \text{ kg}$$

Massan på den slagg som åtgår är således 780 000 kg, med andra ord behövs 780 ton slagg för att fylla ett filter i form av ett block med längden 3 meter och arean 130 m^2 .

BILAGA C

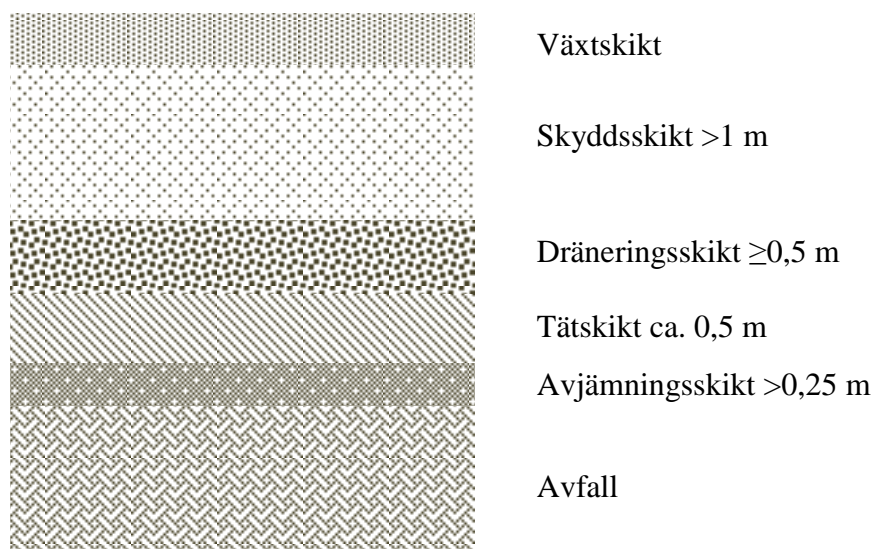
DEPONITÄCKNING

En deponi är en upplagsplats för avfall, vars syfte är att magasinera avfall under en längre tidsperiod. En deponi är därmed inte en plats där avfall placeras i väntan på vidare behandling eller borttransport (Avfall Sverige, 2012).

SLUTTÄCKNING AV DEPONIER

Enligt förordning 2001:512 31§ är verksamhetsutövaren förpliktigad att se till att en avslutad deponi förses med sluttäckning. Sluttäckningen måste uppfylla vissa krav som beror av om deponin består av farligt eller icke farligt avfall. Det krav som är mest centralt är kravet om att genomsläppligheten, med andra ord lakvattenbildningen, inte får överskrida $50 \text{ l m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ för icke farligt avfall och $5 \text{ l m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ för deponier med farligt avfall (SFS, 2001). Andra krav som ställs på täckningsmaterialen är att de ska vara beständiga under en lång tidsperiod samt att de förhindrar att syre tränger ned till avfallet. Vilket skulle kunna leda till oxidation av avfall vilket i sin tur skulle kunna resultera i ökade utsläpp av föroreningar från deponin (Avfall Sverige, 2012).

En sluttäckningskonstruktion för en deponi består av flera skikt med olika funktion och syften. I figur C1 visas en principskiss av de olika skikten samt de tjocklekar hos skikten som rekommenderas i Avfall Sveriges deponihandbok (2012). Nedan beskrivs de olika skiktens utformning och funktion mer ingående.



Figur C 1. Principskiss över skikten i en sluttäckning av en deponi samt de rekommenderade tjocklekarna på skikten.

Avjämningsskikt

Den del av deponitäckningskonstruktionen som byggs först är skiktet närmast avfallet vilket är ett avjämningskikt. Innan detta skikt byggs bör avfallet vara kompakterat så att det ligger stabilt och hålls intakt. Avjämningskiktets syfte är att skapa en lutning på deponin så att det erhålls en god vattenavrinning samtidigt som det är ett fundament för

övriga skikt i deponin. Om materialet som används i avjämningsskiktet är av dränerande karaktär kan avjämningsskiktet även fungera som gasdräneringsskikt för de gaser som avfallet bildar. Den tjocklek som skiktet behöver ha beror bland annat av risken för sättningar, strukturen på avfallet och vilken tjocklek som krävs för att få till rätt lutning på deponin. Tjockleken bör dock inte understiga 0,25 meter (Avfall Sverige, 2012). Skiktets hydrauliska konduktivitet ska vara större än 10^{-5} m/s (Andreas m.fl., 2012). Lämpliga material att använda till avjämningsskiktet är enligt Avfall Sverige (2012) bland annat sand, grus, krossat berg, gjuterisand och liknande material. Är avjämningsskiktet även ett gasdräneringsskikt anges även restprodukter och återvunna material som möjliga skiktmaterial (Avfall Sverige, 2012). Enligt Andreas m.fl. (2012) är även stabila slagger lämpliga material i detta skikt.

Tätskikt

Skiktet som byggs efter avjämningsskiktet är som ses i Figur C 1 tätskiktet vars funktion är att förhindra inträngning av vatten och syre till avfallet. Den rekommenderade tjockleken för tätskiktet enligt Avfall Sveriges deponihandbok (2012) är 0,5 meter. Tätskiktets hydrauliska konduktivitet ska ligga på cirka 10^{-8} - 10^{-9} m/s (Andreas m.fl., 2012). Material som lämpar sig att använda i tätskiktet är bland annat stenmjöl, morän, moränlera, syntetiska geomembran, gjuterisand och blandningar av aska och avloppsslam (Avfall Sverige, 2012). Då tätskiktet ska vara kompakterbart, ej biologiskt nedbrytbart samt mekaniskt och kemiskt stabilt passar även slagger med cementliknande egenskaper att använda till tätskiktet (Andreas m.fl., 2012). För att tätskiktet ska fungera på ett tillfredställande sätt måste skiktet skyddas från frost, erosion, uttorkning och höga tryck (Avfall Sverige, 2012).

Dräneringsskikt

För att undvika höga tryck ovanför tätskiktet så byggs efter tätskiktet ett dräneringsskikt. Dräneringsskiktets syfte är att leda bort nederbördsvatten som annars skulle anrikas ovan tätskiktet och skapa oönskade höga tryck. För att inte skada konstruktionen bör de finkorniga materialen i tätskikten och de grova materialen i dräneringsskiktet separeras, detta görs med ett materialeparerande skikt. Liksom för tätskiktet är den tjocklek som rekommenderas på dräneringsskiktet 0,5 meter (Avfall Sverige, 2012) och skiktets hydrauliska konduktivitet bör minst vara 10^{-4} m/s (Andreas m.fl., 2012). Material som lämpar sig i dräneringsskiktet är bland annat grus, makadam, krossmaterial, bottenaska och slagg (Avfall Sverige, 2012). Andreas m.fl. (2012) anger särskilt EAF-slagg och borstabiliserad AOD-slagg som möjliga material på grund av att dessa har dränerande egenskaper.

Skyddsskikt

Skiktet som byggs ovanför dräneringsskiktet är ett skyddsskikt. Skyddsskiktets uppgift är att skydda underliggande skikt, framför allt tätskiktet, från uttorkning, frost, erosion, rötter och andra typer av mekanisk påverkan (Avfall Sverige, 2012). Då skiktet har som uppgift att hålla vatten är det viktigt att materialet inte innehåller utlakbara ämnen. För att uppfylla dessa krav bör skiktets hydrauliska konduktivitet vara mellan 10^{-5} och 10^{-6}

m/s och den minsta tjockleken som skyddsskiktet bör ha, med tanke på frostrisken, är 1 meter (Andreas m.fl., 2012). Lämpliga material i skyddsskiktet är bland annat morän, jord, schaktmassor, bergskross och aska (Avfall Sverige, 2012).

Växtskikt

Det översta skiktet i en sluttäckningskonstruktion för en deponi är växtskiktet, vilket ses i figur C1. Växtskiktets syfte är att binda jorden och minska risken för erosion samtidigt som växterna gör att den täckta deponin smälter in i den omgivande miljön. Växterna, som ofta är lågt växande gräsarter, bidrar också till att minska bildningen av lakvatten genom upptag av vatten och avdunstning. Växtskiktets tjocklek bestäms av växternas krav för att etablera sig ovanpå sluttäckningen (Avfall Sverige, 2012). Även materialet som används till växtskiktet måste väljas utifrån att växterna ska trivas varför lämpliga material i detta skikt är jord, matjord, kompost, torv, skogsavfall och avloppsslam (Avfall Sverige, 2012).

LAKNINGSKRAV PÅ MATERIAL VID DEPONITÄCKNING

Då de material som används ovanför tätskiktet utsätts för vattentillförsel genom nederbörd är det av stor vikt att material som används i dessa skikt inte lakar ut ämnen som kan påverka yt- och grundvatten. Påverkansbedömning av yt- och grundvatten bör grundas på lakförsök med det material som ska användas (Avfall Sverige, 2009). Då kriterier för materialet som ska användas ovan tätskiktet vid deponisluttäckning tas fram kan enligt Avfall Sverige (2009) de gränsvärden som gäller för lakning från så kallad inert deponi användas. En inert deponi innehåller inert avfall med vilket menas avfall som inte genomgår någon större förändring fysiskt, kemiskt eller biologiskt över tid. Dessa gränsvärden ses i tabell C1. För de material som används under tätskiktet bör samma krav, som ställs på avfallet i deponin, ställas på de olika täckmaterialen. Detta innebär att material som inte överskrider gränsvärdena för lakning av icke-farligt avfall kan användas för att täcka deponier klassade som icke-farliga samt farliga. Farligt avfall kan således användas under tätskiktet vid täckning av deponier innehållande farligt avfall (Avfall Sverige, 2009). Gränsvärden för lakning hos deponier med farligt och icke-farligt avfall ses i tabell C1.

Tabell C 1. Gränsvärden för utlakning från deponier med inert, icke-farligt respektive farligt avfall angivet i mg/kg (NFS, 2004).

	Inert avfall	Icke farligt avfall	Farligt avfall
	L/S = 10 l/kg mg/kg torrs substans	L/S = 10 l/kg mg/kg torrs substans	L/S = 10 l/kg mg/kg torrs substans
Arsenik	0,5	2	25
Barium	20	100	300
Kadmium	0,04	1	7,5
Krom totalt	0,5	10	70
Koppar	2	50	100
Kvicksilver	0,01	0,2	2
Molybden	0,5	10	30
Nickel	0,4	10	40
Bly	0,5	10	50
Antimon	0,06	0,7	5
Selen	0,1	0,5	7
Zink	4	50	200
Klorid	800	15000	25000
Fluorid	10	150	500
Sulfat	1000	20000	50000

SLAGG SOM DEPONITÄCKNINGSMATERIAL

Införandet av EU-direktivet 99/31/EG (EU, 1999) medförde hårdare krav på deponering. Detta har fått till följd att många av Europas deponier stängts och varit i behov av en slutgiltig täckning (Herrmann m.fl., 2010). Behovet av täckmaterial vid sluttäckning är stort. Enligt Andreas m.fl. (2012) är åtgången av täckmaterial 40 000–50 000 ton per ha deponi.

Samtidigt med detta stora behov finns lagar som lägger stor vikt på resurssparande. I exempelvis Miljöbalkens 2 kap 5§ står att ”Alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd skall hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning” (Miljöbalken, 1998). Med andra ord finns efterfrågan på alternativa material att använda vid deponisluttäckning. Materialen måste dock uppfylla de krav som ställs på sluttäckningen i sin helhet och kraven på det enskilda materialet som används. Då åtgången av ballastmaterial i form av bland annat grus, sand och bergskross är stor vid traditionell sluttäckning har försök gjorts med slagg som alternativt material i flera olika sluttäckningsskikt för att på så vis hushålla med de traditionella materialen. Det finns inte många studier inom området men de försök som gjorts har varit omfattande och pågått under flera år med såväl laboratorie- som fältförsök. Dessa omfattande försök har gjorts av Andreas m.fl. (2012) med slagg från tillverkning av höglegerat stål vid Uddeholms AB. Fältförsöken har skett på Hagfors kommunala deponi för hushållsavfall (Andreas m.fl., 2012).

Andreas m.fl. (2012) visar att slagger som lämpar sig i såväl avjämningskikt som dräneringskikt ska vara både kemiskt och mekaniskt stabila. Utöver det behöver även dräneringskiktet ha en dränerande funktion, vilket fås genom att använda oregelbunden slagg (ej granulerad) som krossats och siktats till lämpligt kornstorleksintervall kan den dränerande funktionen säkerställas (Andreas m.fl., 2012).

För att skapa ett fungerande tätskikt krävs att materialet som packas har en hög mekanisk hållfasthet och en låg hydraulisk konduktivitet. Herrmann m.fl. (2010) har visat att blandningar av slagger kan ge tätskikt med hydraulisk konduktivitet mindre än 10^{-11} m/s, vilket uppfyller det krav som finns på tätskiktet mer än väl. De egenskaper hos slaggen som utnyttjas för att kunna skapa ett tätt skikt är att finkorniga slagger med cementliknande egenskaper kombineras med mekaniskt hållbar slagg (Andreas m.fl., 2012).

Fältstudier har också visat att sluttäckningskonstruktioner med slagg i avjämnings-, tät- och dräneringskikt uppfyller de krav som finns på svenska deponier om att lakvattenbildningen inte får överstiga $50 \text{ l m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ för icke farligt avfall. I studier gjorda av Herrmann m.fl. (2010) där lakvattenbildningen under två års tid undersöktes visade det sig att medel lakvattenbildningen under ett år var $27 \text{ l m}^{-2} \text{ år}^{-1}$.

De omfattande försöken vid deponin i Hagfors har fått till följd att slagg nu används i avjämnings-, tät- och dräneringskikt vid sluttäckningen av hela deponin (Jernkontoret, 2012). Detta har lett till besparingar av jungfruliga material i storleksordningen 30 000 ton per hektar, samtidigt som mängden deponerad slagg minskat (Andreas m.fl., 2012). Utöver sluttäckningen av deponin i Hagfors har stålslagg använts för att täcka andra deponier. Till sluttäckningen av Forsbacka deponi i Gävle kommun har slagg från tillverkningen av höglegerat stål använts i avjämningskiktet (Pålsson, pers. medd.).