

Slagg – en koldioxidsänka?

En studie av karbonatisering i slagg från
förbränning av hushålls- och industriavfall

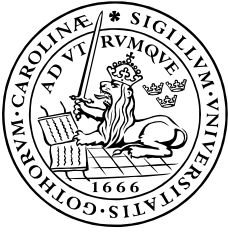
Josefin Johansson & Katarina Lönnebo Stagnell

Examensarbete 2016

Miljö- och Energisystem

Institutionen för Teknik och samhälle

Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Slagg – en koldioxidsänka?

En studie av karbonatisering i slagg från förbränning av hushålls- och industriavfall

Josefin Johansson & Katarina Lönnebo Stagnell

Examensarbete

September 2016

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	2016-09-02
	Författare
	Josefin Johansson Katarina Lönnebo Stagnell

Dokumenttitel och undertitel

Slagg – en koldioxidsänka?

En studie av karbonatisering i slagg från förbränning av hushålls- och industriavfall

Sammandrag

Från förbränning av industri- och hushållsavfall erhålls bland annat restprodukten slagg, vilket är bottenaskan från förbränningen. Varje år skapas stora volymer både i Sverige och i övriga Europa. Den naturliga processen karbonatisering, vilken involverar en reaktion mellan luftens koldioxid och kalcium i materialet, startar då slagg efter förbränning kommer i kontakt med luft. Karbonatiseringen binder koldioxid i slaggen, sänker pH och bidrar även till att minska metallers lakbarhet till omgivande miljö. Då slaggen har efterlagrats i omkring sex månader har materialet omvandlats till slaggrus och pH har sänkts från cirka 12 till 8,5-9.

Syftet med arbetet är att undersöka mängden koldioxid som slagg kan ta upp och att svara på frågan om slagg kan räknas som en koldioxidsänka. Syftet är också att undersöka hur och till vad slaggrus kan användas, samt att granska den lagstiftning som påverkar hantering av slagg och slaggrus.

Tidigare studier har visat en spridning på uppskattad mängd upptagen koldioxid mellan 12-251 kg koldioxid per ton slagg. Resultatet av fallstudien genomförda provtagning och analys har visat att slagg, lagrat enligt Sysavs metod i Malmö, kan ta upp 37 kg koldioxid per ton slagg. Då hade slaggen efterlagrats i 5,5 månader och pH hade sjunkit från 12,1 till 8,1. Karbonatiseringsprocessen som sker under lagringen påverkas av hur mycket luft slaggen exponeras för, dess kemiska sammansättning, materialets kornstorlek samt fukthalt. Enligt litteraturkällor är den optimala fukthalten för karbonatisering av slagg uppskattad till 15 procent, med hjälp av studier utförda på laboratorienivå. Fallstudien på Sysav gav en varierande fukthalt mellan 10-20 procent som inte kunde kopplas till hastigheten hos koldioxidupptaget, på grund av den slutliga provtagningsdesignen.

Lagring, och med den inbindningen av koldioxid i materialet, förutsätter idag ett användande av materialet för att det skall vara ekonomiskt och praktiskt gångbart. Om inte efterfrågan på det mognade materialet slaggrus finns, riskerar slagg att gå direkt till deponering varpå, materialets funktion som koldioxidsänka i stort uteblir. Livscykelanalyser av slaggrus visar att användande av materialet i vägkonstruktioner bidrar till att minska utsläpp av koldioxid, jämfört med att deponera materialet. I många länder i Europa används slaggrus som byggnadsmaterial. I Sverige sker däremot användning i större skala endast i täckmaterial på avslutade deponier. Det skulle vara möjligt att underlätta användande av slaggrus genom tydligare lagstiftning. Till exempel kan specifikationer gällande gränsvärden och riktlinjer utvecklas, vilket också är rekommenderat i ramdirektivet för avfall. Om lagar gällande end-of-waste utvecklas för att innefatta slaggrus kan det underlätta användandet.

Nyckelord

Slagg, karbonatisering, koldioxidupptag, fukthalt, pH, slaggrus, resursutnyttjande, avfallsförbränning, CCS, CCUS

Sidomfång	Språk	ISRN
82	Svenska	ISRN LUTFD2/TFEM--16/5116--SE + (1-82)

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	2016-09-02
	Authors
	Josefin Johansson Katarina Lönnebo Stagnell

Title and subtitle

Slag – a carbon dioxide sink?
 A study of the carbonation process in slag from Municipal Solid Waste Incineration

Abstract

From combustion of industrial- and household waste bottom ash is generated, which also is known as slag. A large volume of slag is generated yearly in both Sweden and Europe. The natural carbonation process, which involves a reaction between carbon dioxide and calcium in the material, is initiated when the slag reaches contact with air. The carbonation binds carbon dioxide to the slag, decreases the pH and the solubility of metals and hence decreases risks of toxic leachate. Normally the slag is stored during six months to lower the pH from circa 11 to a pH of 8.5-9.

The purpose of the master thesis is to estimate the amount of carbon dioxide that can be stored in the material, in order to investigate whether slag is a carbon sink. The usability of the material and the legal aspects of usage and storage of slag is also examined. Previous studies present a wide spread of estimated amount of carbon dioxide uptake, between 12-251 kg of carbon dioxide per ton of slag. In the case study of this essay the amount of stored carbon dioxide in slag stored according to Sysav's method in Malmö was analyzed. This material was stored for 5.5 months, the pH had dropped from 12.1 to 8.1 and it had absorbed 37 kg of carbon dioxide per ton of slag. The carbonation process that occurs during this time is affected by how much air the slag is exposed to, the chemical composition, the moisture content and the grain size of the material. An optimally estimated moisture content, received from studies conducted on laboratory level, is according to literature 15 percent. The case study at Sysav gave a moisture content of slag of 10-20 percent that could not be linked to the rate of carbon uptake, due to the final sample design of the study.

Life cycle analysis of slag shows that use of the material in road construction reduces emissions of carbon dioxide, compared to landfill or use in cement production. In many European countries, the slag is used as a construction material. In Sweden, however, the slag is mainly used as cover material to closed landfills. It would be possible to facilitate the use of slag through legislation. For example, a development in specification limits and guidelines could increase the usability which is also recommended in the Waste Framework Directive. If the laws regarding end-of-waste were expanded to include slag, this could in addition facilitate the use. Storage, and the sequestration of carbon dioxide in the material, requires a use for it to be economically and practically viable. If there is no request or use of the material the alternative is to put it in landfills direct.

Keywords

Slag, carbonation, carbon dioxide uptake, moisture content, pH, use of resources, combustion of waste, MSWI, CCS, CCUS

Number of pages	Language	ISRN
82	Swedish	ISRN LUTFD2/TFEM--16/5116--SE + (1-82)

Förord

Arbetet *Slagg - en koldioxidsänka?* är den sista delen i vår utbildning till civilingenjörer inom Ekosystemteknik och genomfördes under våren 2016. Examensarbetet har skrivits på avdelningen för miljö- och energisystem vid Lunds Tekniska Högskola och har utförts på uppdrag av Sysav Utveckling AB. Det har varit intressant att få inblick i ett för oss helt nytt område inom avfallshantering och arbetet med provtagning och analys, samt de möten som det har fört med sig, i kombination med litteraturstudien, har varit väldigt givande.

Ett varmt tack till våra handledare på LTH, Charlotte Retzner och Eva Leire, som har bistått med många goda kommentarer om struktur och innehåll samt varit behjälpliga under arbetets gång. För värdefull information gällande de laborativa analyserna samt handledning under laborationerna vill vi tacka Sofia Membrahtu Wisén, forskningsingenjör på laboratoriet för Instrumentell Kemi vid Lunds universitet. Ett stort tack vill vi också rikta till vår handledare på Sysav Utveckling, Raul Grönholm, som stod för idén till undersökningen och som har bidragit med betydelsefull kunskap inom ämnet. Slutligen vill vi också tacka slaggtekniker Magnus Svensson som med stort engagemang har varit behjälplig vid varje provtagningstillfälle.

Josefin Johansson och Katarina Lönnebo Stagnell,
Lund, augusti 2016

Sammanfattning

Från förbränning av industri- och hushållsavfall erhålls bland annat restprodukten slag, vilket är bottenaskan från förbränningen. Varje år skapas stora volymer både i Sverige och i övriga Europa. Den naturliga processen karbonatisering, vilken involverar en reaktion mellan luftens koldioxid och kalcium i materialet, startar då slag efter förbränning kommer i kontakt med luft. Karbonatiseringen binder koldioxid i slaggen, sänker pH och bidrar även till att minska metallers lakbarhet till omgivande miljö. Då slaggen har efterlagrats i omkring sex månader har materialet omvandlats till slaggrus och pH har sänkts från cirka 12 till 8,5-9.

Syftet med arbetet är att undersöka mängden koldioxid som slag kan ta upp och att svara på frågan om slag kan räknas som en koldioxidsänka. Syftet är också att undersöka hur och till vad slaggrus kan användas, samt att granska den lagstiftning som påverkar hantering av slag och slaggrus.

Tidigare studier har visat en spridning på uppskattad mängd upptagen koldioxid mellan 12-251 kg koldioxid per ton slag. Resultatet av fallstudiens genomförda provtagning och analys har visat att slag, lagrat enligt Sysavs metod i Malmö, kan ta upp 37 kg koldioxid per ton slag. Då hade slaggen efterlagrats i 5,5 månader och pH hade sjunkit från 12,1 till 8,1. Karbonatiseringsprocessen som sker under lagringen påverkas av hur mycket luft slaggen exponeras för, dess kemiska sammansättning, materialets kornstorlek samt fukthalt. Enligt litteraturkällor är den optimala fukthalten för karbonatisering av slag uppskattad till 15 procent, med hjälp av studier utförda på laboratorienivå. Fallstudien på Sysav gav en varierande fukthalt mellan 10-20 procent som inte kunde kopplas till hastigheten hos koldioxidupptaget, på grund av den slutliga provtagningsdesignen.

Lagring, och med den inbindningen av koldioxid i materialet, förutsätter idag ett användande av materialet för att det skall vara ekonomiskt och praktiskt gångbart. Om inte efterfrågan på det mognade materialet slaggrus finns, riskerar slag att gå direkt till deponering varpå, materialets funktion som koldioxidsänka i stort uteblir. Livscykelanalyser av slaggrus visar att användande av materialet i vägkonstruktioner bidrar till att minska utsläpp av koldioxid, jämfört med att deponera materialet. I många länder i Europa används slaggrus som byggnadsmaterial. I Sverige sker däremot användning i större skala endast i täckmaterial på avslutade deponier. Det skulle vara möjligt att underlätta användande av slaggrus genom tydligare lagstiftning. Till exempel kan specifikationer gällande gränsvärden och riktlinjer utvecklas, vilket också är rekommenderat i ramdirektivet för avfall. Om lagar gällande end-of-waste utvecklas för att innefatta slaggrus kan det underlätta användandet.

Nyckelord: Slag, karbonatisering, koldioxidupptag, fukthalt, pH, slaggrus, resursutnyttjande, avfallsförbränning, CCS, CCUS

Abstract

From combustion of industrial- and household waste bottom ash is generated, which also is known as slag. A large volume of slag is generated yearly in both Sweden and Europe. The natural carbonation process, which involves a reaction between carbon dioxide and calcium in the material, is initiated when the slag reaches contact with air. The carbonation binds carbon dioxide to the slag, decreases the pH and the solubility of metals and hence decreases risks of toxic leachate. Normally the slag is stored during six months to lower the pH from circa 11 to a pH of 8.5-9.

The purpose of the master thesis is to estimate the amount of carbon dioxide that can be stored in the material, in order to investigate whether slag is a carbon sink. The usability of the material and the legal aspects of usage and storage of slag is also examined.

Previous studies present a wide spread of estimated amount of carbon dioxide uptake, between 12-251 kg of carbon dioxide per ton of slag. In the case study of this essay the amount of stored carbon dioxide in slag stored according to Sysav's method in Malmö was analyzed. This material was stored for 5.5 months, the pH had dropped from 12.1 to 8.1 and it had absorbed 37 kg of carbon dioxide per ton of slag. The carbonation process that occurs during this time is affected by how much air the slag is exposed to, the chemical composition, the moisture content and the grain size of the material. An optimally estimated moisture content, received from studies conducted on laboratory level, is according to literature 15 percent. The case study at Sysav gave a moisture content of slag of 10-20 percent that could not be linked to the rate of carbon uptake, due to the final sample design of the study.

Life cycle analysis of slag shows that use of the material in road construction reduces emissions of carbon dioxide, compared to landfill or use in cement production. In many European countries, the slag is used as a construction material. In Sweden, however, the slag is mainly used as cover material to closed landfills. It would be possible to facilitate the use of slag through legislation. For example, a development in specification limits and guidelines could increase the usability which is also recommended in the Waste Framework Directive. If the laws regarding end-of-waste were expanded to include slag, this could in addition facilitate the use. Storage, and the sequestration of carbon dioxide in the material, requires a use for it to be economically and practically viable. If there is no request or use of the material the alternative is to put it in land-fills directly, why the possibilities for slag to be a carbon sink is put to risk.

Keywords: Slag, carbonation, carbon dioxide uptake, moisture content, pH, use of resources, combustion of waste, CCS, CCUS

Ordlista och förkortningar

CCS	- Carbon Capture and Storage
CCUS (CCU)	- Carbon Capture Utilisation (and Storage)
L/S	- Förhållandet mellan vätska och torrsubstans i ett prov
Slagg	- Bottenaska från avfallsförbränning
Slaggrus	- Då slagg mognat och neutraliserats, kan användas som konstruktionsmaterial
TS	- Torrsubstans

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte.....	2
1.2	Frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Examensarbetets utformning	2
2	Litteraturstudie	3
2.1	Metod litteraturstudie	3
2.2	Lagstiftning.....	4
2.3	Avfallshantering och mängder idag.....	11
2.4	Användande av slaggrus	13
2.5	Tekniska specifikationer.....	19
2.6	Klimatpåverkan	23
3	Fallstudie.....	28
3.1	Sysav.....	28
3.2	Metod fallstudie	31
3.3	Resultat	38
3.4	Felkällor.....	42
4	Analys	43
4.1	pH	43
4.2	Fukthalt.....	46
4.3	Koldioxidupptag	48
5	Diskussion.....	50
5.1	Koldioxidupptag hos slagg	50
5.2	Användning av slaggrus och klimatpåverkan.....	52
5.3	Slagg och lagstiftning	54
5.4	Förslag till fortsatta studier.....	57
5.5	Slutsatser.....	58
6	Referenslista.....	60
	Bilaga 1. Utlakning av miljöfarliga ämnen	66
	Bilaga 2. Livscykelanalys på slagg och slaggrus	68
	Bilaga 3. Beräkningar i fallstudien	69

1 Inledning

Arbetet med att finna lösningar som minskar effekten av de globala koldioxidutsläppen fortsätter att vara ett högaktuellt område. SMHI beskriver sammanfattande hur samhällssektorer från skogs- och jordbruk till finansbranschen och energisektorn kan komma att behöva anpassa sig till klimatförändringar i framtiden (SMHI 2015). Som en del av lösningen för att bemöta dessa problem har tekniker med infångning av koldioxid utvecklats. Inom industrin finns material, biprodukter och rester som kan ta upp koldioxid. Då det talas om upptag hos industriellt skapade material används samlingsnamnen CCS och CCUS, vilket står för Carbon Capture (*Utilisation*) and Storage.

Då avfall förbränns för att producera energi bildas tre strömmar av fasta restprodukter: Flygaska, slam och slagg. Slagg är den bottenaska som kontinuerligt matas ut ur förbränningsugnen. Under lagringstiden tar slagg upp koldioxid. Det är därför intressant att undersöka hur mycket koldioxid materialet kan ta upp och därmed möjligheten att räkna slagg som en koldioxidsänka. Inbindandet av koldioxid i slaggen möjliggörs av den naturliga reaktionen karbonatisering i materialet och från den totala mängden förbränt avfall uppgår mängden slagg till 15-20 viktprocent (Avfall Sverige 2015a).

Det finns stora mängder material som vid effektivt nyttjande kan bidra till att minska dagens miljöpåverkan. Sysav Utveckling AB i Malmö är intresserade av att veta om slagg producerat vid förbränningsanläggningen på Spillepeng kan räknas som en koldioxidsänka, vilket lade grunden till de frågor som har undersökts i examensarbetet. Då slagg lagras omvandlats det till det cementliknande materialet slaggrus, vilket kan användas som konstruktionsmaterial. Här finns möjlighet för avfallsindustrin att minska sina utsläpp genom att låta karbonatiseringsprocessen ske i en så god miljö som möjligt, vilket även genererar ett material av god kvalitet. Parametrar som påverkar koldioxidupptaget, och därmed även slaggrusets kvalitet, är bland annat fukt, pH och lagringstid. Den totala mängden slagg som produceras från avfallsförbränning av hushålls- och industriavfall i Sverige var under 2014 cirka en miljon ton (Avfall Sverige 2015a).

Då kunskaperna bakom processerna som påverkar upptaget av koldioxid i slagg förbättras kan lagringstid och metod för slaggbehandling vidareutvecklas. I en optimerad lagring binds så mycket koldioxid som möjligt och det producerade slaggruset blir en miljö- och konstruktionssäker resurs. Användning av återvunnet material bidrar även till att minska uttag av jungfruliga material som naturgrus och krossat berg.

1.1 Syfte

Syftet med arbetet är att undersöka hur mycket koldioxid slagg från industri- och hushållsavfallsförbränning, vid olika fukthalter och lagringstider, tar upp under lagring i utomhusluft. Resultatet ska bidra till att ytterligare tydliggöra vilken klimatpåverkan som hantering och användande av slagg och slaggrus medför. Målet är att göra en uppskattning av koldioxidupptaget hos slagg, samt undersöka lagstiftning som påverkar hanteringen av slagg och slaggrus.

Utifrån det här syftet har efterföljande frågeställningar formulerats.

1.2 Frågeställningar

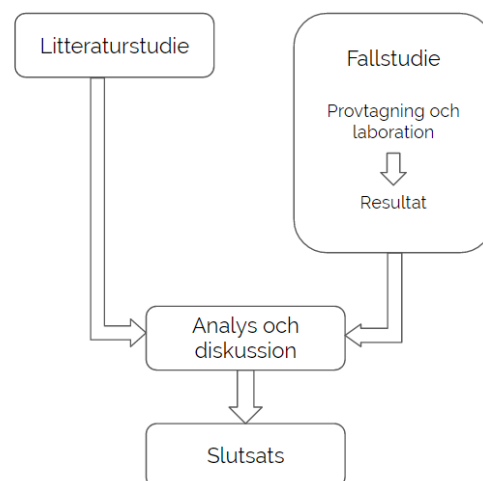
1. Hur mycket koldioxid kan slagg från avfallsförbränning binda?
 - Hur lång tid tar karbonatiseringsprocessen?
 - Hur påverkas karbonatiseringen av slagg vid olika fukthalter i materialet?
 - Vid vilken fukthalt sker optimalt upptag av koldioxid?
 - Hur ser förhållandet mellan koldioxidupptag och neutraliseringsprocessen av pH ut i lagringshögderna för slagg?
 - Har maximalt koldioxidupptag uppnåtts då slaggen når pH 8,5-9?
2. Vilken skillnad är det, med avseende på klimatpåverkan, att behandla och använda slaggrus jämfört med att låta det gå direkt till deponering?
3. Hur ser lagstiftningen kring slaggrus ut idag?

1.3 Avgränsningar

Studien har avgränsats till att endast undersöka slagg från förbränning av industri- och hushållsavfall. Koldioxidupptag, pH och fukthalt studeras, slaggens lakegenskaper behandlas endast kortfattat. Lagstiftning som kan påverka hanteringen av slagg och slaggrus kommer endast att undersökas på EU-nivå och i Sverige. Då slaggen på Sysavs anläggning på Spillepeng efterlagras i sex månader undersöks endast slagg som efterlagrats upp till och med sex månader.

1.4 Examensarbetets utformning

Den första frågeställningen kommer huvudsakligen att besvaras via provtagning på Sysav Spillepeng och laborativ analys. Den andra besvaras delvis med exempel från litteraturkällor, men även med resultat från fallstudien. Den tredje frågeställningen besvaras enbart med hjälp av litteraturkällor. Resultat från provtagningar jämförs med resultat från litteraturstudien i analysdelen, varpå diskussion och slutsatser följer (Figur 1).



Figur 1. Examensarbetets olika delar.

2 Litteraturstudie

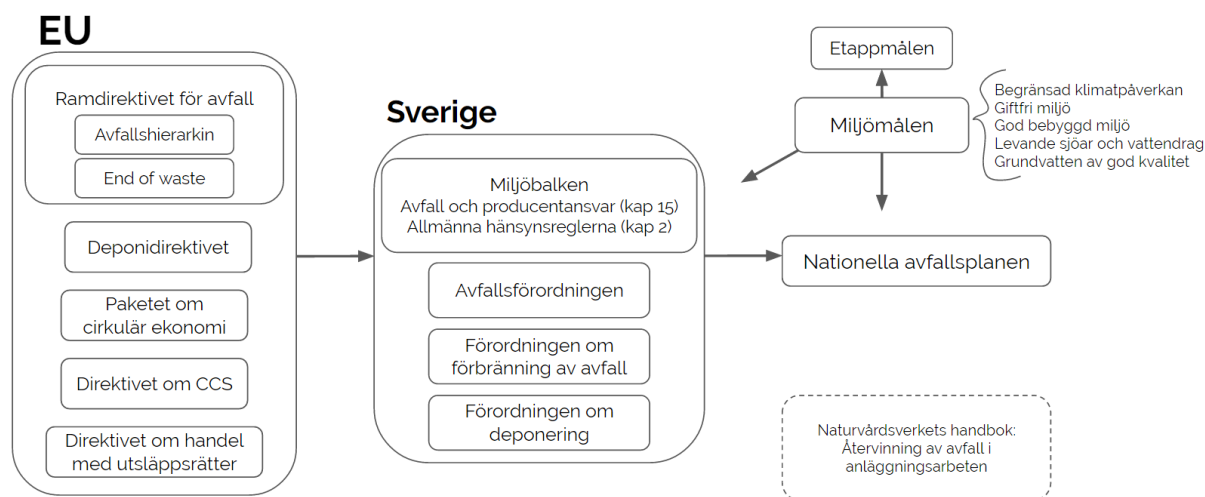
För att klargöra vad som påverkar hanteringen av slagg och slaggrus i Sverige beskrivs inledningsvis den **lagstiftning** som berör hanteringen i EU och i Sverige. En undersökning av fördelning av behandlingsmetoder samt totala volymer avfall, både i Europa och i Sverige, tillsammans med beskrivning av **uppkomsten av slagg och slaggrus** följer därefter. Avsnittet är tänkt att ge en förståelse för möjligheterna till **användning** av slaggrus, vilket beskrivs i efterföljande kapitel. Där inkluderas även den **problematik** som kan uppstå till följd av slaggrusanvändning, som exempelvis utlakning. Därefter beskrivs slaggens **tekniska specifikationer**, där de valda parametrarna fukt, karbonatisering samt pH studeras. Litteraturstudien avslutas med ett kapitel som beskriver den potential för **koldioxidupptag** som slaggen har under sin lagringstid, samt hur andra faktorer så som metallåtervinning ur slagg och olika användningsområden för slaggrus bidrar till positiv eller negativ klimatpåverkan.

2.1 Metod litteraturstudie

Under litteraturstudien har information inhämtats ur vetenskapliga artiklar funna i databaserna Google Scholar, Engineering Village och Lub Search. Rapporter från bland annat Statens Geotekniska Institut, Avfall Sverige och Naturvårdsverket har också ingått i informationssökningen. Kunskapsinsamling har även skett vid studiebesök på Sysav Spillepeng samt på Afatek i Köpenhamn. Handledare Raul Grönholm på Sysav Utveckling, har löpande bidragit med information.

2.2 Lagstiftning

Hantering av avfall innefattar en divers bransch med allt från kommunägda helhetslösningar till privat drivna transportföretag och deponier. Såväl internationellt som lokalt finns regler och riktlinjer att följa. I kommande kapitel presenteras för slagg från avfallsförbränning relevant lagstiftning, myndighetsinformation och mål både inom EU och i Sverige (Figur 2).



Figur 2. Översiktlig bild över lagstiftning och nationella mål och planer som påverkar hanteringen av slagg och slaggrus.

2.2.1 Avfallslagstiftning i EU

Enligt fördraget om Europeiska unionens funktionssätt utfärdar EU direktiv som fungerar bindande för medlemsstaterna med avseende på resultat för definierade mål. Tillvägagångssättet att nå dessa mål är upp till varje land att bestämma (288/FEUF). Direktiv som är aktuella vid förbränning av avfall och vidare vid hantering av slagg och slaggrus är ramdirektivet för avfall, deponidirektivet samt direktiv gällande geologisk lagring av koldioxid. Paketet om cirkulär ekonomi från december 2015 som innehåller reviderade lagstiftningsförslag inom avfallshantering och en handlingsplan för avfall i Europa är också aktuellt.

Ramdirektivet för avfall

Enligt Europaparlamentets och Europarådets direktiv om avfall, vilket finns implementerat i svensk lagstiftning, bör avfall hanteras i nedstigande prioritet: förebyggande av avfall, återanvändning, materialåtervinning, energiåtervinning och deponering (2008/98/EG). Medlemsstaterna ska med andra ord sträva efter att först och främst minska sitt avfall, i andra hand arbeta för ökad återanvändning och materialåtervinning. När avfallet anses för farligt eller att det är för ineffektivt att föra tillbaka in i kretsloppet skall till slut energiåtervinning, eller som sista utväg, deponering tillämpas. I direktivet kan läsas att *“Avfallspolitiken bör också ha som mål att minska resursanvändningen och främja en praktisk tillämpning av avfallshierarkin. (...) Vidare bör återvinning av avfall och användning av återvunnet material uppmuntras för att bevara naturresurser.”* (2008/98/EG).

I EUs ramdirektiv om avfall omnämns slagg från förbränning vid ett tillfälle, i förtexten innan det första kapitlet. Det i en uppmaning att förtydliga då vissa material, varav slagg är ett av dem, upphör att vara ett avfall, genom att utforma specifikationer och tydliga kriterier. I sjätte artikeln 2008/98/EG beskrivs när avfall upphör att vara ett avfall, vilket ibland omnämns som att ett avfall nått *“end of waste”*. Här återfinns villkor som möjliggör återvinning och

återanvändning av olika avfallsslag och som talar för användandet av dessa istället för jungfruliga resurser. Nämnade villkor innebär att avfallet bland annat ska ha genomgått ett återvinningsförfarande som innebär materialåtervinning och det skall uppfylla följande kriterier:

- a) Ämnet eller föremålet ska användas allmänt för specifika ändamål.*
- b) Det ska finnas en marknad för eller efterfrågan på sådana ämnen eller föremål.*
- c) Ämnet eller föremålet ska uppfylla de tekniska kraven för de specifika ändamålen och befintlig lagstiftning och normer för produkter.*
- d) Användning av ämnet eller föremålet kommer inte att leda till allmänt negativa följder för miljön eller människors hälsa”*

(2008/98/EG)

I sjätte artikeln 2008/98/EG kan även läsas att: *“Om inga kriterier har fastställts på gemenskapsnivå(...), får medlemsstaterna med beaktande av tillämplig rättspraxis från fall till fall besluta om ett visst avfall har upphört att vara avfall.”* (2008/98/EG). Vissa länder i Europa har utarbetat nationella kriterier och tekniska specifikationer för användandet av slagg, vilket beskrivs i avsnitt 2.4.2 *Exempel i Europa*.

Deponidirektivet

År 1999 beslutade EU om ett nytt deponidirektiv. Direktivet innefattar flera delmål för att minska mängderna avfall som går till deponi samt att öka kraven vid hantering och kontroll av deponier, deponigas och lakvatten (1999/31/EG). Bestämmelser om vilka avfallsfraktioner som tillåts deponeras finns beskrivna samt förbud mot utblandning av avfallet och krav på behandling före deponeringen. Sedan den 1 januari 2009 skulle alla deponier uppfylla direktivets kriterier, vilket resulterade i att deponering av avfall i Europa minskade avsevärt de påföljande åren (Naturvårdsverket 2015a). Under åren 1995 till 2014 minskade deponeringen av hushållsavfall med 54 procent i Europa, medan förbränningen av hushållsavfall ökade med 100 procent (Eurostat 2015a).

Cirkulär ekonomi

Begreppet *cirkulär ekonomi* handlar om att minska användandet av jungfruliga material och istället för att materialflöden rör sig linjärt, från resurs till produkt till avfall, planera för att de ska röra sig cirkulärt, från resurs till produkt till ny resurs. Det innebär att främja användandet av förnyelsebara resurser bland annat genom återanvändning och återvinning (Europeiska kommissionen 2015b). Europeiska kommissionen lade i början av 2014 fram ett paket gällande cirkulär ekonomi som bland annat innehöll lagförslag på ökad återvinningsgrad samt hur den ökade återvinningen skulle mätas (Europeiska kommissionen 2015b). Under 2015 drogs paketet om cirkulär ekonomi tillbaka och reviderades till en ny version som antogs i december samma år. Det färdiga paketet innehåller flera lagförslag. I Europa ska maximalt 10 procent av allt avfall deponeras år 2030, materialåtervinningen av hushållsavfall ska öka till 65 procent och förpackningar skall materialåtervinnas till 75 procent. Ett aktivt arbete med alla medlemsstater för att förbättra avfallshanteringen i praktiken skall också ske. EUs strukturfonder ska användas för att göra satsningar som lyfter ländernas avfallshantering högre upp i avfallshierarkin. Via avfallsförebyggande, ekodesign, återanvändning och liknande åtgärder uppskattas att Europa kan minska sina utsläpp av växthusgaser med 2-4 procent årligen (Europeiska kommissionen 2015b).

CCS och CCUS

2009 stiftade Europeiska rådet och parlamentet ett direktiv om geologisk lagring av koldioxid (2009/31/EC). Direktivet angav regler och riktlinjer för hur medlemsstaterna kan agera för att minska koldioxidutsläpp från främst kraftverk och tung industri med hjälp av CCS (Carbon Capture and Storage). I en utvärderande rapport för direktivet från 2015 skriver Europeiska kommissionen om CCUS (Carbon Capture Use and Storage) vilket är en nyare utveckling av CCS (Europeiska kommissionen 2015a). CCUS innebär i förutom lagring också ett användande av koldioxiden, i ett framtidsscenario där alternativa källor till kol behövs, och beskrivs mer ingående i kapitlet om miljöeffekter, avsnitt 2.6.1 *CCS och CCUS*. Än finns inte lagstiftning som vidare förtydligar tillämpning av CCUS.

2.2.2 Avfallslagstiftning i Sverige

I Svensk lagstiftning finns flera lagrum som beskriver vad som är ett avfall och hur avfall får behandlas. Först och främst finns Miljöbalken, vilken berör all verksamhet som kan påverka miljön i Sverige.

Miljöbalken och de allmänna hänsynsreglerna

Miljöbalken 15 kapitlet beskriver avfall och producentansvar. Här definieras att avfall inbegriper *“varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”* (SFS 1998:808). I 15 kapitlet står även att regeringen får utlåta till myndigheter att meddela föreskrifter om avfall och hantering. De myndigheter som då vanligast är aktuella är Naturvårdsverket, Länsstyrelser och Miljödomstolar samt kommunala myndigheter så som kommunstyrelser, förvaltningar och nämnder. Miljöbalkens 2 kapitel beskriver hänsynsreglerna. För alla som bedriver verksamhet i Sverige gäller att det skall ske så hållbart som möjligt. För den delen av avfallsindustrin som behandlar slagg kan utmärkas:

2 § Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall skaffa sig den kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet.

3 § Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall utföra de skyddsåtgärder, iakttä de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön (...).

5 § Alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd skall hushålla med råvaror och energi samt utnyttja möjligheterna till återanvändning och återvinning. I första hand skall förnybara energikällor användas.

(SFS 1998:808)

I Miljöbalken infördes 2011, till följd av EU-lagstiftning (2008/98/EG), ett stycke om då avfall slutar att vara avfall: *“Ett ämne eller föremål som blivit avfall upphör att vara avfall, om det har hanterats på ett sätt som innebär återvinning och uppfyller krav i fråga om fortsatt användning enligt föreskrifter som har meddelats med stöd av 9 eller 28 §.”* (2011:734). § 28 beskriver att EU låter Sveriges regering besluta om krav och föreskrifter och § 9 i sin tur beskriver att regeringen får låta kommunerna meddela krav eller föreskrifter. Det vill säga, att även för slaggrus att det är upp till kommunerna att bestämma om materialet är att betrakta som ett avfall eller en produkt.

Avfallsförordningen

I Avfallsförordningen finns specifika anvisningar gällande hur avfall skall klassificeras och därmed behandlas. Bland annat avgörs där om ett avfall ska klassificeras som farligt eller icke-farligt avfall. I Bilaga 2 och punkt R1 beskrivs att förbränning av hushållsavfall som uppnår hög energieffektivitet, över 0,65 enligt i bilagan beskrivna beräkningar, innebär *“hantering som utgör återvinning”*. Användandet av slaggrus anses som återvinning i och med att *“användning av avfall som har uppkommit genom någon sådan hantering”*, alltså bland annat för att förbränning av hushållsavfall faller inom kategorin (SFS 2011:927). Enligt avfallsförordningen finns även anvisningar om att Naturvårdsverket ska framarbete en nationell avfallsplan och hålla den uppdaterad (SFS 2011:927).

Förordningen om förbränning av avfall

Förordningen om förbränning av avfall (SFS 2013:253) gäller både verksamheter som förbränner fast, eller flytande, avfall från förbränningsanläggningar och verksamheter som behandlar avloppsvatten från rening av rökgasrester från dessa. Förordningen innehåller en mängd bestämmelser, där en behandlar avfall och restprodukter. Där beskrivs bland annat i § 26, att gällande restprodukter ska åtgärder vidtas av den som driver förbränningsanläggningen för att: "1. minimera restprodukternas mängd och skadlighet ... 3. analysera restprodukterna för att bestämma deras fysikaliska och kemiska egenskaper samt föroreningspotential, och 4. återvinna restprodukterna i eller utanför anläggningen, om detta är möjligt." (SFS 2013:253).

Förordningen om deponering av avfall

Deponidirektivet från 1999 medförde att det i Sverige infördes förbud mot deponering av utsorterat brännbart avfall 2002 samt för kategorin övrigt organiskt avfall 2005 (SFS 2001:512). Den miljömässigt hårdare lagstiftningen medförde många deponiers stängning (Naturvårdsverket 2015a). Resultatet är idag färre deponier med högre säkerhet.

2.2.3 Miljökvalitets- och etappmål

Riksdagen har formulerat det så kallade generationsmålet för att visa i vilken riktning den svenska miljöpolitiken bör föras: "Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser." (Naturvårdsverket 2012a)

Generationsmålet innebär att de miljöproblem som finns i det svenska samhället ska vara lösta till nästa generation (Naturvårdsverket 2012a). Bland annat ska extra fokus läggas på konsumtionsmönster, återhämtning av ekosystemen, resurseffektiva kretslopp, hushållning med naturresurser samt människors hälsa. Som ett steg i arbetet med generationsmålet har riksdagen även utfärdat 16 nationella miljökvalitetsmål med målet att visa i vilken riktning det svenska miljöarbetet ska gå (Naturvårdsverket 2013). Ett antal etappmål har även antagits av regeringen för att främja arbetet med miljökvalitetsmålen (Naturvårdsverket 2014a). Arbetet med flera av miljökvalitetsmålen bidrar, genom att de strävar mot ett mer hållbart samhälle, också till att avfallshanteringen i Sverige rör sig högre upp i avfallshierarkin.

Miljökvalitetsmål

Bland miljökvalitetsmålen finns ett antal som kan kopplas till hanteringen av slagg: *Begränsad klimatpåverkan*, *Giftfri miljö*, *God bebyggd miljö*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Grundvatten av god kvalitet* (Naturvårdsverket 2013). Miljömålet *Begränsad klimatpåverkan* har formulerats för att minska utsläppen av mängden växthusgaser till atmosfären. Målet *Giftfri miljö* har framarbetats för att mängden farliga ämnen i naturen ska vara nära noll. Målet *God bebyggd miljö* innebär bland annat att avfallshantering och infrastruktur ska bli mer hållbar. Att arbeta mot en mer hållbar avfallshantering kan bland annat innebära att förebygga att avfall uppstår och att ta tillvara de resurser som finns i avfallet (Naturvårdsverket 2013).

Nämnda miljömål kan påverkas av slagghanteringen eftersom slaggen under sin lagringstid tar upp koldioxid och både påverkan på klimatet och utlakningen av metaller därmed minskar, vilket beskrivs mer utförligt i 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen*. Det är möjligt att använda slaggen som konstruktionsmaterial vilket minskar påverkan på naturmiljön i och med minskat uttag av jungfruliga material (RVF 2002). Slaggrusets innehåll av tungmetaller, organiska och oorganiska ämnen, som exempelvis koppar, klorider och sulfater, kan medföra påverkan på

Levande sjöar och vattendrag samt Grundvatten av god kvalitet om slaggruset används i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket 2013; RVF 2002).

Etappmål

Etappmålen är kategoriserade inom områdena: *Begränsad klimatpåverkan*, *Farliga ämnen*, *Avfall*, *Luftföroreningar* och *Biologisk mångfald* (Naturvårdsverket 2014a). Bland dessa påverkar slagghanteringen främst de två förstnämnda. I etappmålet för *Begränsad klimatpåverkan* har utsläppsminskningen av växthusgaser preciserats, utsläppen ska vara 40 procent lägre år 2020 jämfört med 1990. Området *Farliga ämnen* innehåller åtta etappmål varav ett, *Giftfria och resurseffektiva kretslopp*, kan påverkas av slagghanteringen, då målet innebär att farliga ämnen i så stor utsträckning som möjligt ska undvikas (Naturvårdsverket 2014a).

2.2.4 Sveriges nationella avfallsplan

Idag används slagg i Sverige främst som sluttäckningsmaterial för deponier. I och med deponidirektivet (1999/31/EG), vilket trädde i kraft 2009, minskar möjligheten till avsättning av slagg som sluttäckningsmaterial då andelen material som deponeras minskar och antalet deponier blir färre. Framöver behöver därför svenska förbränningsanläggningar finna andra användningsområden för produkten slaggrus. För att öka andelen avfall som används som konstruktionsmaterial beskriver Naturvårdsverket i Sveriges nationella avfallsplan 2012-2017 att de tillsammans med Statens Geotekniska Institut (SGI) kan: "*Stimulera teknikutvecklingen genom att samla erfarenhet och kunskap och sprida information om tillgängliga och potentiella efterbehandlingstekniker.*" (Naturvårdsverket 2012b, s.59).

I den nationella avfallsplanen finns fem prioriterade områden vilka samtliga innehåller mål och åtgärder med syfte att minska mängden avfall och göra avfallshanteringen mer resurseffektiv (Naturvårdsverket 2012b). Av dessa prioriterade områden finns ett, *Hantering av avfall inom bygg- och anläggningssektorn*, med ett mål som kan kopplas till hanteringen av slagg: "*Den miljö- och hälsosäkra användningen av avfall och material i anläggningsarbeten ska öka.*" (Naturvårdsverket 2012b, s.58)

Målet gäller hanteringen av avfall i konstruktionsmaterial och syftar till att minska användningen av jungfruliga material och öka användningen av avfall. Naturvårdsverket har även förslag på åtgärder som olika aktörer kan genomföra för att bidra till målet. Bland annat finns ett förslag för avfallsproducenter och avfallsanvändare: "*Ta fram prövningsunderlag som visar total påverkan på människors hälsa och miljön till följd av användning av avfall i anläggningsarbeten. Avfallens egenskaper, konstruktionens utformning och aktuell omgivning bör tydligt framgå. Avfallsproducenter som genererar likartat avfall kan ta fram information i samverkan.*" (Naturvårdsverket 2012b, s.59-60)

Naturvårdsverket har även i avfallsplanen identifierat hinder med användande av avfall som konstruktionsmaterial. Svårighet att bedöma avfallens kvalitet och vilka gränsvärden som kan anses vara acceptabla resulterar i att konventionella material prioriteras istället för återvunna (Naturvårdsverket 2012b). För att lösa problematiken föreslår Naturvårdsverket ökade resurser till prövnings- och tillståndsmyndigheter samt ökat samarbete mellan avfallsproducenter och försäljare av konventionella konstruktionsmaterial. Ett utökat samarbete skulle, enligt Naturvårdsverket, underlätta för konsumenten som då enbart skulle behöva vända sig till en entreprenör (Naturvårdsverket 2012b).

2.2.5 Handel med utsläppsrätter (ETS)

Som ett styrmedel för att minska de klimatpåverkande utsläppen i Europa har EU beslutat om ett handelssystem med utsläppsrätter, enligt direktivet om handel med utsläppsrätter (2003/87/EG). För anslutna verksamheter till systemet finns en gräns, ett så kallat utsläppstak, för hur mycket koldioxid de får släppa ut (Svensk energi 2012). Utsläppstaket kommer successivt att sänkas, för att minska den totala mängden utsläpp, och målet är att utsläppen år 2020 ska vara 21 procent lägre än 2005 (Naturvårdsverket 2015e). Varje utsläppsrätt motsvarar utsläpp av ett ton koldioxidekvivalenter. I dagsläget är ungefär 13 000 företag i Europa anslutna till systemet och i Sverige närmare 700 stycken (Svensk energi 2012).

I Sverige finns både förordning 2004:1205 samt lag 2004:1199, vilka båda beskriver handel med utsläppsrätter och där Europakommissionens direktiv 2003/87/EG är implementerat. Enligt förordning (SFS 2015:544) om ändring i förordningen (SFS 2004:1205) om handel med utsläppsrätter beskrivs att anläggningar som klassas som avfallsenergianläggningar, tidigare kallade samförbränningsanläggningar, ingår i utsläppsrättssystemet. En avfallsenergianläggning innefattar en anläggning där avfall används som bränsle för att antingen alstra energi eller bortskaffa avfallet (SFS 2015:544).

Priset på utsläppsrätterna har sedan starten varierat mellan 3-30 euro per ton koldioxidekvivalenter och under 2015 uppgick priset i ungefär sex euro per ton koldioxidekvivalenter (Svensk energi 2012). Mellan åren 2008 och 2012 bildades ett överskott av utsläppsrätter, vilket medförde att priset på dessa sjönk (Naturvårdsverket 2015e). För att minska överskottet har en stor andel av de utsläppsrätter som skulle auktioneras ut under 2012-2014 senarelagts för att minska antalet utsläppsrätter på marknaden. En omarbeting av handelssystemet med utsläppsrätter kommer att genomföras under 2016 för att undvika att en liknande situation uppstår i framtiden (Naturvårdsverket 2015e).

2.2.6 Handbok om återvinning av avfall i anläggningsarbeten

Med syfte att möjliggöra en säker användning av avfall i anläggningsarbeten, både vad gäller miljö- samt hälsoaspekter, har Naturvårdsverket tagit fram handboken *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (Naturvårdsverket 2010). Handboken är riktad främst till tillsynsmyndigheter, men också till tillståndsprövande myndigheter och verksamheter som hanterar avfall och i vissa fall även fastighetsägare. Handboken beskriver aktuella bestämmelser för avfallsåtervinning i anläggningsarbeten och vid vilka tillfällen anmälan eller tillståndsplikt krävs (Naturvårdsverket 2010).

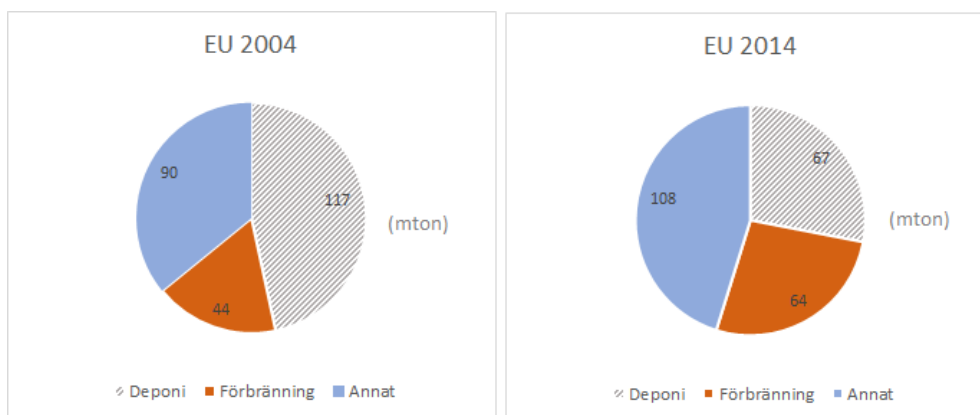
I handboken beskrivs gränsvärden för utvalda ämnen som krävs för att avfallet ska klassas som "mindre än ringa risk" vid användande som konstruktionsmaterial, respektive då avfallet ska användas till täckning av deponier (Naturvårdsverket 2010). Ämnen som Naturvårdsverket har undersökt är valda utifrån bedömningen att dessa är mest kritiska under användandet av majoriteten av de avfallsslag som kan användas i anläggningsarbeten. Totalt har 13 ämnen undersökts: Arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel, zink, klorid, sulfat samt tre olika typer av polycykliska aromatiska kolväten. För ämnen som inte innefattas av de 13 stycken på listan rekommenderar Naturvårdsverket olika undersökningar beroende på typen av avfall. För avfall som uppkommit i termiska processer där råvaran i processen är okänd, vilket bland annat gäller vid avfallsförbränning, bör utredning göras via laktester, bestämning av innehåll, screening av organiska föreningar samt undersökas för innehåll av långlivade organiska ämnen enligt POPs-förordningen (Naturvårdsverket 2010).

2.3 Avfallshantering och mängder idag

I Sverige och Europa genereras årligen stora mängder avfall, där merparten antingen förbränns eller deponeras. Då avfall förbränns och energiåtervinns, istället för att deponeras, är det möjligt att röra sig uppåt i avfallshierarkin. I kommande avsnitt presenteras genererade avfallsmängder och de behandlingsmetoder som är aktuella vid hanteringen av slagg samt uppkomsten av det så kallade slaggruset.

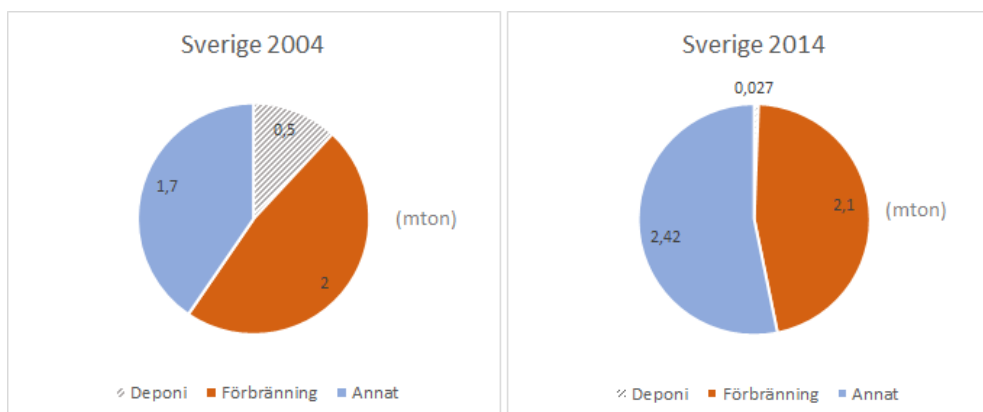
2.3.1 Behandlingsmetoder i EU och Sverige

Ur ett historiskt perspektiv har de totala avfallsmängderna ökat kontinuerligt sedan 1900-talet, och utmaningen med behandlingen av avfall har därpå följt (Figur 3; Figur 4). Under 2014 uppgick den totala mängden hushållsavfall i Europa i cirka 239 miljoner ton, varav 64 miljoner ton gick till förbränning, vilket motsvarar ungefär 27 procent (Eurostat 2015a). Under samma år deponerades nästan 28 procent av hushållsavfallet i Europa, 66 miljoner ton. Statistiken kan jämföras med tio år tidigare, 2004, då 117 miljoner ton gick till deponi och 44 miljoner ton förbrändes. Samma år var den totala avfallsmängden från hushåll 251 miljoner ton (Eurostat 2015a).



Figur 3. Behandlingsmetoder för hushållsavfall i Europa år 2004 och 2014, mängderna i miljoner ton (Eurostat 2015a). Kategorin "Annat" avser materialåtervinning, kompostering, samt övriga behandlingsmetoder.

I Sverige genererades år 2014 totalt 4,5 miljoner ton hushållsavfall, varav 2,1 miljoner ton förbrändes (Eurostat 2015b). Utöver det deponerades 2014 27 000 ton hushållsavfall, motsvarande 0,6 procent av den totala mängden generat hushållsavfall (Eurostat 2015b). Motsvarande siffror för tio år tidigare gav en total mängd hushållsavfall på 4,2 miljoner ton, varav 2 miljoner ton till förbränning och 0,5 miljoner ton till deponi (Avfall Sverige 2015b).



Figur 4. Behandlingsmetoder för hushållsavfall i Sverige år 2004 och 2014, mängderna i miljoner ton (Eurostat 2015a). Kategorin "Annat" avser materialåtervinning, kompostering, samt övriga behandlingsmetoder.

Som tidigare nämnt har mängden deponerat hushållsavfall i Europa minskat med ungefär 50 procent sedan deponidirektivet infördes, medan förbränningen ökat med 100 procent under tidsperioden 1995-2014 (Eurostat 2015a). Då andelen avfall som förbränns ökar, ökar även mängden slagg från avfallsförbränning.

2.3.2 Avfallsförbränning

I Sverige finns idag två huvudsakliga tekniker för att förbränna avfall (Avfall Sverige 2015b). Den ena, **rostertekniken** innebär att avfall matas in och förbränningen sker över den så kallade rosterbädden som rör sig som ett rullband. Till rostern pumpas luft och avfallet blandas successivt. Den andra tekniken kallas för panna med **fluidiserad bädd**, i den matas luft in underifrån till avfallet som ligger på en sandbädd. Rosterpannan anses mer robust och kräver inte någon förbehandling av avfallet innan förbränning, vilket däremot fluidbäddspannan kräver i form av krossning, för att uppnå en jämn fraktion vilket i sin tur resulterar i en jämnare förbränning (Avfall Sverige 2015b).

2.3.3 Bottenaska blir slagg och slaggrus

Vid användning av rosterteknik blir 15-20 viktprocent av avfallet slagg (RVF 2005). Mängden slagg från pannor med fluidiserad bädd är mindre, till följd av att materialet krossas och sorteras innan förbränning. Slagg från pannor med fluidiserad bädd innehåller även en del sand från själva sandbädden (RVF 2005). År 2014 förbrändes cirka fem miljoner ton industri- och hushållsavfall i Sverige vilket genererade ungefär 1 000 000 ton slagg (Avfall Sverige 2015a). Slaggen består främst av sten, metallskrot, glas och annat icke-brännbart material. Avfallsförbränningen sker vid över 1000 °C, varför slaggen som första behandlingssteg kyls ner i vattenbad till omkring 40 °C (RVF 2005). Efter nerkyllningen transporteras slaggen till en plats för förlagring, varpå den genomgår sortering i en sorteringsanläggning. I sorteringsanläggningen sorteras metall och andra ej önskvärda fraktioner ut och slaggen siktas för att endast bestå av kornstorlekar på mindre än 50 mm. Slutligen läggs slaggen ut på efterlagring utomhus mellan tre till sex månader för att möjliggöra karbonatiseringsprocess och stabilisering (RVF 2002), vilket beskrivs mer utförligt i 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen* samt i 3 *Fallstudie*. Alternativt går slaggen direkt till deponi. Av aska och slagg från avfallsförbränning deponerades 39 000 ton i Sverige år 2012 (Naturvårdsverket 2014b).

2.4 Användande av slaggrus

När slag har efterlagrats i upp till sex månader kallas det för slaggrus och kan användas som konstruktionsmaterial. Det skulle vara möjligt att använda slaggrus för att ersätta vissa jungfruliga material som i dagsläget används som ballastmaterial. Användningsområdena för slag idag innefattar bland annat konstruktionsmaterial och fyllning på deponi samt en mindre del till vägkonstruktioner (Arm, Lindeberg & Helgesson 2007). I dagsläget går 60 procent av Sveriges totala förbränningsaskor, det vill säga även askor från till exempel stålindustrin och från pelletseldning, till sluttäckning av deponier (Svenska Energiaskor 2011). Enligt en undersökning gjord av Tyréns för branchorganisationen Svenska Energiaskor kommer hälften av deponierna som är aktuella för sluttäckning i Sverige att vara färdigtäckta 2020. Resterande beräknas sedan att sluttäckas fram till 2030, enligt samma undersökning (Hansson 2013). Därmed finns potential att använda slaggrus, i flera andra europeiska länder används slaggrus i större utsträckning som konstruktionsmaterial i infrastrukturprojekt. Användning av slaggrus skulle innebära att konventionella konstruktionsmaterial som naturgrus och krossat berg delvis skulle ersättas.

2.4.1 Naturgrus och krossat berg

Naturgrus var länge den största delen av producerat ballastmaterial i Sverige, men sedan några år tillbaka har naturgruset i allt större utsträckning ersatts med krossat berg (SGU 2015). Naturgrus bryts i täkter vilket påverkar dricksvattenförsörjningen samt naturmiljön, varför miljö kvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet* påverkas vid brytning av naturgrus. Främst används naturgrus vid tillverkningen av betong. Tidigare användes naturgrus även i stor utsträckning vid vägkonstruktioner, men då kvalitetskraven på vägbyggnadsmaterial ändrades under 90-talet används numera främst krossat berg till dessa konstruktioner. Av den totala ballastleveransen minskade leveransen av naturgrus från täkter under åren 1985 till 2014 från 76 till 14 procent och uppgick 2014 i 10,7 miljoner ton (SGU 2015). På samma sätt har krossat berg ökat från 22 till 85 procent och 2014 levererades 65 miljoner ton krossat berg (SGU 2015). Merparten av det levererade ballastmaterialet, 56 procent, användes 2014 till olika vägkonstruktioner och 14 procent till betong (SGU 2015). En del av det jungfruligt producerade ballastmaterialet skulle kunna ersättas av slaggrus från avfallsförbränning.

2.4.2 Exempel i Europa

I flera europeiska länder används majoriteten av slaggruset som konstruktionsmaterial. Slaggruset kan bland annat användas vid byggnation av vägar, bullerplank samt vallar och då i kombination med andra konstruktionsmaterial (Rendek, Ducom & Germain 2005).

Nederländerna skärpte 2007 landets lagstiftning gällande markkvalitet, för att minska konstruktionsmaterials miljöpåverkan vid utlakning av ämnen från konstruktioner. Lagstiftningen syftar till att förbättra markkvaliteten samt bidra till användningen av återvunna material vid konstruktionsarbeten. Materialen delas in i icke-pressade och stabila material, samt material som behöver ett skyddande omkringliggande lager. I Nederländerna används slag från förbränning av hushållsavfall som konstruktionsmaterial vid vägbyggnationer (Tang, Florea, Spiesz & Brouwers 2015). I början av 2000-talet användes 80 procent av den producerade slaggen ibland annat vägkonstruktioner. Försök att använda slaggrus som genomgått metallutsortering som en ingrediens i betong har även gjorts (Van Der Wegen, Hofstra & Speerstra 2013). Resultatet av försöket visade att slaggrus skulle kunna ersätta 20 procent av sand och grus i armerad betong och 50 procent i icke-armerad betong (Van Der Wegen, Hofstra & Speerstra 2013).

Andra europeiska länder som använder slaggrus som konstruktionsmaterial är bland annat Danmark, Storbritannien, Frankrike, Tyskland och Belgien (Tabell 1). I **Frankrike** kategoriseras slaggen i tre kategorier: Slagg direkt till användning, slagg som kräver behandling före användning samt slagg direkt till deponering (Kärrman, van Moeffaert, Bjurström, Berg & Svedberg 2004). Runt år 2000 producerades tre miljoner ton slagg från avfallsförbränning i Frankrike, varav två miljoner ton användes som konstruktionsmaterial. Det krävs inte någon tillståndsprovning vid användningen av slaggrus i Frankrike, däremot måste materialet uppfylla de kvalitetskrav som ställs på det samt uppfylla krav på dokumentation om lokalisering med mera (Kärrman et al. 2004).

I **Storbritannien** deponerades år 2007 38 procent av slagg från förbränning av hushållsavfall och resterande användes i olika konstruktioner (Gunning, Colin, Hills & Carey 2010). I **Tyskland**, som har den största produktionen av slagg i Europa, har slagg sedan länge används i vägkonstruktioner. År 2002 användes här 65 procent av materialet, och övrig del används till deponier eller slutförvaras i gamla saltgruvor (Crillesen & Skaarup 2006). I **Belgien** används endast ungefär 30 procent av den producerade mängden slagg i konstruktionsmaterial i regionen Flandern (Crillesen & Skaarup 2006; Arickx, De Borger, Van Gerven & Vandecasteele 2010).

I **Danmark** används nästintill all den slagg som produceras. En mångårig användning av slaggrus i vägkonstruktioner och som konstruktionsmaterial sjönk dock något efter införandet av förhöjda restriktioner (Sahlin u.å). Restriktionerna gällde bland annat ändrade byggkrav samt krav på att dokumentera var slaggruset används. Främst sjönk användningen av slaggrus i mindre projekt, då dessa i större utsträckning inte har samma resurser för uppföljning och tillsyn som större projekt. Exempel på användning av slaggrus var under 2008 vid anläggning av en motorväg, till vilket 300 000 ton slaggrus användes. För att undvika lakning från slaggruset till grundvatten kapslades delar av slaggruset in i lera (Sahlin u.å).

Tabell 1. Mängder slaggrus producerat i Europa baserat på statistik över förbränning av industri- och hushållsavfall i EU respektive omskrivet land (Eurostat 2015b). Slagg beräknat på 17,5 % vikt av förbränt hushålls- och industriavfall, eftersom 15-20 % av det avfall som förbränns blir slagg.

	ton slagg/år (2012)	Andel som användes	Användningsområde
Europa	18 000 000	-	-
Tyskland	5 900 000	2002: 65 % (Crillesen & Skaarup 2006)	Vägkonstruktioner, vallar för ljudisolering.
Frankrike	2 000 000	2000: 67 % (Kärman et.al 2004)	Konstruktionsmaterial
Nederländerna	1 600 000	2003: 80 % (Crillesen & Skaarup 2006)	Vägkonstruktioner (Tang et al. 2015)
Sverige	2014: 1 000 000 (Avfall Sverige 2015a)	1. 2010: 8 % 2. 2010: 60 % (Svenska Energiaskor 2011)	1. Vägkonstruktion 2. Sluttäckning av deponi
Belgien (Flandern)	807 000	u.å: 30 % (Arickx et al. 2010)	Konstruktionsmaterial
Danmark	570 000	2015 ¹ : 90- 100 %	Vägkonstruktioner och konstruktionsmaterial
Storbritannien	280 000	2007: 62 % (Gunning et.al 2010)	Konstruktionsmaterial

Försök har även gjorts på labbskala på University of Natural Resources and Applied Life Sciences i Österrike för att rena deponigas med hjälp av slagg från avfallsförbränning (Mostbauer, Lenz & Lechner 2008). Effekten blev en renare gas med högre metaninnehåll, minskad risk för läckage från slaggen och totalt sett minskat utsläpp av växthusgaser. För deponigas från äldre deponier med minskande metaninnehåll kan ett reningssteg med hjälp av slaggrus ge en gas som fortfarande kan driva enklare motorer och turbiner för den egna energiförsörjningen på deponin (Mostbauer, Lenz & Lechner 2008).

2.4.3 Tester med slaggrus i Sverige

I Sverige har användning av slaggrus vid andra tillfällen än vid sluttäckning av deponier också förekommit. Exempelvis användes slaggrus som förstärkningslager vid anläggning av två parkeringsplatser i Svågertorp, Skåne, år 2000 och 2001 (RVF 2002). 15 500 ton respektive 11 500 ton slaggrus användes vid konstruktionen av parkeringsplatserna och utlakbara halter av tungmetaller, som till exempel bly och kadmium, låg vid mätning under då uppsatta riktvärden. Dessa riktvärden hade framarbetats av Sysav med utgångspunkt från handlingar från EUs kommitté för standardisering gällande karakterisering av avfall. Även pH låg under riktvärden som ansågs lämpliga för att slaggruset skulle hålla en så god kvalitet som möjligt. För att undersöka eventuell miljöpåverkan från parkeringsplatserna utförs provtagning årligen av

¹ Jens Kallesøe, Afatek, Möte den 8 april 2016.

grundvatten i omgivande grundvattenrör. Vid ett vägbygge utanför Umeå 2001 användes 2600 ton slaggrus som utfyllnadsmaterial till en 350 meter lång vägsträcka. Mängden utlakbara tungmetaller från vägen låg även där under Sysavs framtagna riktvärden från 2001 och ett kontrollprogram av grundvatten upp- och nedströms vägen skulle genomföras två gånger per år för att kontrollera läckage av organiska och oorganiska ämnen (RVF 2002). Under de tre år som kontrollprogrammet genomfördes var utlakningen av både organiska och oorganiska ämnen från vägen måttlig till låg, främst utlakning av klorid och sulfat var problematisk (Lind et al. 2005).

På en aktiv deponi i Sofielund, Stockholms län, har tester även gjorts då slaggrus har lagts ut utanpå en deponi för att rena deponigas som läcker ut trots det ventileringsystem som fanns i deponin (Avfall Sverige 2014). Deponigasen innehåller metan, koldioxid och svavelväte vilket även läckte ut genom toppytan på deponin. Testet som gjordes innebar att ett skikt på 0,3 meter slaggrus lades ovanpå den färdiga deponin. Därpå gjordes mätningar av gasens sammansättning ovanför och även 0,1 meter under denna yta, samt för en yta utan slaggrus. Resultatet visade att slaggruset kunde binda koldioxid i ett till två år från att det lades ut och även skapa en bättre spridning av deponigasen, vilket saktade ner potentiella utsläpp och förbättrade möjligheten för metanoxidation. Metoden behöver undersökas mer och kan i nuläget främst rekommenderas till deponier med långsam deponigasproduktion (Avfall Sverige 2014).

2.4.4 Problematik med slaggrusanvändning

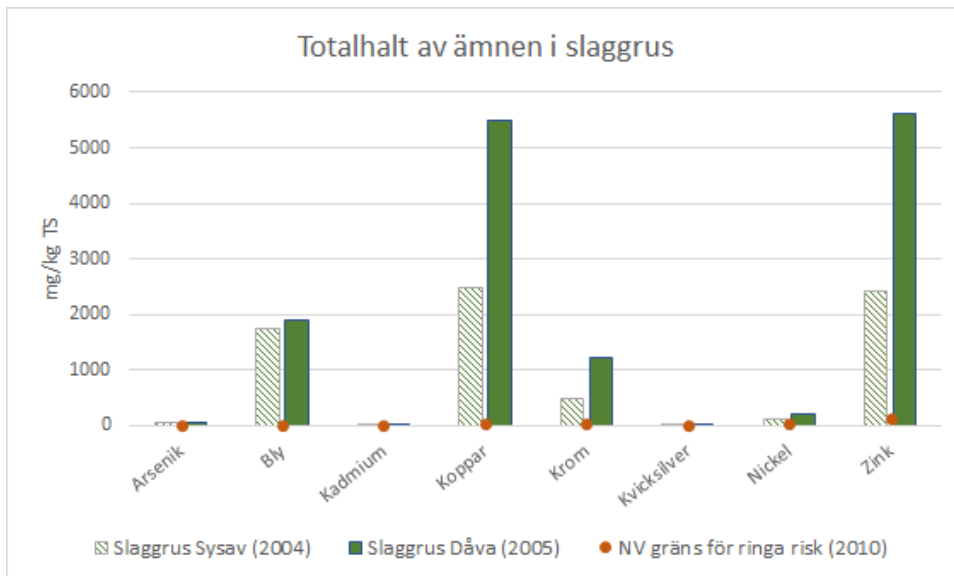
Förutom de möjligheter som finns att använda slaggrus som konstruktionsmaterial, finns det även hinder som kan påverka i vilken utsträckning som slaggruset kan användas. Om slaggens fukthalt, vilken beskrivs mer ingående i avsnitt 2.5.1 *Fukthalt*, är för låg kan det medföra dammning, vilket både påverkar arbetsmiljö och närliggande miljö². Emellertid är det övervägande argumentet mot att använda slaggrus som konstruktionsmaterial i Sverige risken för utlakning av miljöfarliga ämnen.

Utlakning av miljöfarliga ämnen

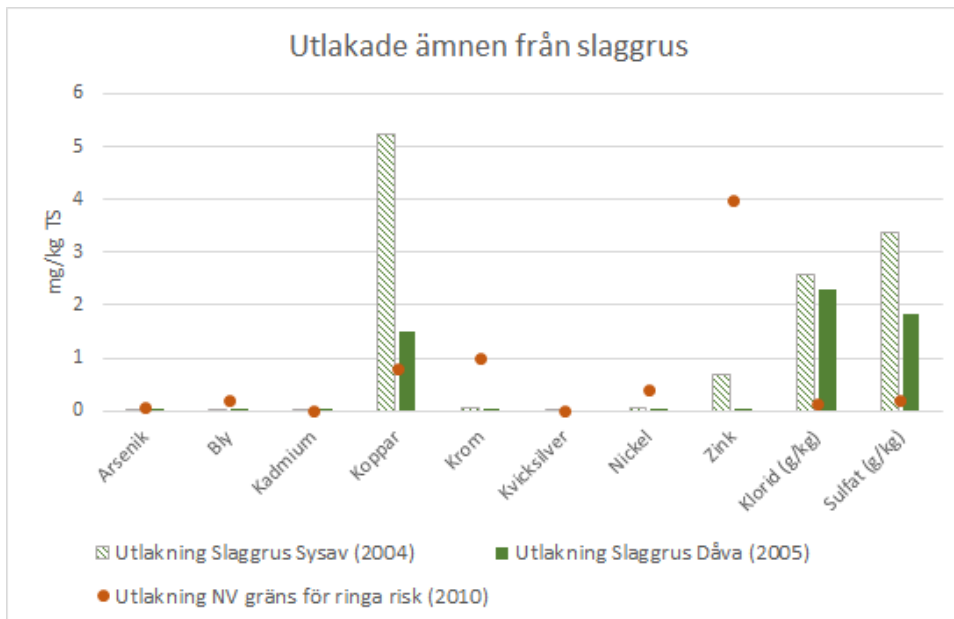
I kapitel 2.2.6 beskrevs Naturvårdsverkets rekommendationer för användande av avfall i anläggningsarbeten. Det finns flertalet undersökningar utförda både i laboriemiljö och genom fältstudier på anlagda projekt, där både totalhalten av ämnen i materialet och utlakning hos slaggrus undersökts. Totalhalten är som namnet indikerar den totala mängden av ett visst ämne i ett material, medan utlakning är den mängd av ämnet som kan lösas ut ur materialet med ett lösningsmedel, i det här fallet vatten.

I efterföljande figurer visas en jämförelse mellan resultat från utlakningstester (Figur 6) och från totalhaltstester (Figur 5) för olika slaggrus funna i litteraturen och rekommenderade värden som Naturvårdsverket har anvisat. Slaggruset från Sysav (2004) hade lagrats i sex månader i en normalstor lagringshög på omkring 300 ton. Den lagrade askan från Dåva kraftvärmeverk i Umeå är genererad ur ett förbränt avfall bestående av hushållsavfall och restprodukter från skogsindustrin. Askan togs direkt från förbränningen och lagrades i trälådor där lådorna fylldes med cirka en meter av materialet vilket sedan förvarades där i mellan fyra till sju månader (Arm, Lindeberg & Helgesson 2007). I slaggrusen som undersöktes överskred samtliga ämnen Naturvårdsverkets gräns för ringa risk gällande totalhalt (Figur 5). Däremot i utlakningstesterna överskred koppar, klorid och sulfat Naturvårdsverkets gräns för ringa risk (Figur 6). Laktesterna gjordes med så kallat skaktest. Ytterligare information gällande värden som använts i efterföljande figurer finns presenterade i *Bilaga 1*.

² Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.



Figur 5. Resultat från tester på totalhalter av ämnen i slaggrus från avfallsförbränningsanläggningar jämfört med Naturvårdsverkets rekommenderade värden för ringa risk. Ämnena beskrivna i mg/kg torrsubstans. Alla ämnen ligger över rekommenderade värden.



Figur 6. Resultat från tester på utlakade ämnen från slaggrus från avfallsförbränningsanläggningar jämfört med Naturvårdsverkets rekommenderade värden för ringa risk. Utlakning utförd med spädning L/S=10 l/kg och ämnena beskrivna i mg/kg. Koppar, klorider och sulfater ligger över rekommenderade värden.

Fältstudierna visar stor variation på grund av att de metoder som använts kan vara olika, men även för att lakning till stor del är beroende av miljön där materialet har placerats. Även laborativa tester uppvisar variation och osäkerhet. Beroende på om skak- eller kolonntest görs på materialet, om fokus ligger på biotillgänglighet och vilka organismer som då används, eller om endast totalhalter mäts, så uppnås olika resultat. Förutom risken för utlakning av miljöfarliga ämnen från slaggruset finns en risk att det sker koldioxidläckage från materialet.

Koldioxidutsläpp - eventuell risk

I en vetenskaplig artikel från National Taiwan University framhålls en eventuell risk för återförande av den inkapslade koldioxiden då slaggrus används som byggmaterial. Artikelförfattarna resonerar att under normalförhållanden är karbonatmineraler i slaggen stabila och binder koldioxid (Pan, Chang & Chiang 2012). Skulle däremot sura förhållanden förekomma är det möjligt att koldioxid riskerar avges från slaggen, eftersom karbonater upplöses under sura förhållanden. Exempelvis vore det möjligt att surt regn, vari pH kan variera mellan 5-7, skulle resultera i den typen av koldioxidläckage till omgivningen, förutsatt att regnet eller annat surt vatten tränger in i materialet (Pan, Chang & Chiang 2012).

2.5 Tekniska specifikationer

Under karbonatisering av slagg tar materialet upp koldioxid vilket resulterar i att det mer stabila materialet slaggrus bildas, vilket har nämnts i tidigare avsnitt. När karbonatiseringsprocessen äger rum är slaggens fukthalt, kemiska sammansättning, kornstorlek, temperatur och lagringsmetod av betydelse (Cho, Kim, Chun, Han & Lee 2011). För att minska lagringstiden som krävs för att slaggrus ska bildas har försök även gjorts på så kallad accelererad karbonatisering.

2.5.1 Fukthalt

Slaggens fukthalt varierar vanligen mellan 12-25 procent (Tang et al. 2015). Studier på slagg från en förbränningsanläggning i Lyon, Frankrike, som huvudsakligen förbränner hushållsavfall, visar att slagg tar upp som mest koldioxid då den har en fukthalt på omkring 15 procent (Rendek, Ducom & Germain 2005). Att slaggen behåller en fukthalt på över cirka 10 procent är, förutom att vara positivt för karbonatiseringen, även en viktig fråga ur arbetsmiljösynpunkt samt nödvändigt för att avvärja dammning till närliggande områden. Metallutskiljningen däremot gynnas av så torr slagg som möjligt, vari ett motsatsförhållande uppstår³. Om slaggen är för torr kan inte koldioxid lösas i vattnet och karbonatiseringen saktas ned. Karbonatiseringen hindras även då slaggen är för blöt, då porerna blir för vattenfyllda och miljön inte tillåter luft att strömma in lika fort i materialet (Rendek, Ducom & Germain 2005).

2.5.2 Kornstorlek och kemisk sammansättning

Slagg innehåller stor variation i kornstorlek, då delar av färsk slagg kan bestå av icke-förbränt avfall som exempelvis fälgar från bilar eller pappersrullar från förpackningsindustrin som utsorteras innan siktning och metallutsortering³. Vid siktning och metallutsortering delas de olika strömmarna upp, varvid blandning sker vid uttag ur sorteringsanläggning⁴. Kornstorleken har påverkan på karbonatiseringen i materialet. I tabell 4 kan till exempel ses att slagg med mindre kornstorlek tog upp mer koldioxid än slagg med större kornstorlek vid tester med accelererad karbonatisering. Det har dock inte testats i verkliga lagringshögar. Under lagring av slagg i högar tenderar mer grovkornigt material att röra sig ut mot sidorna på högen medan mer finkornigt material rör sig närmare högens "kärna" (RVF 2002). Slaggrus produceras vanligen i kornstorlekar upp till 0,45 mm (RVF 2002).

Oxider

Slaggens sammansättning är relativt konstant från färskt slagg till färdigt slaggrus (Rendek, Ducom & Germain 2005). I tabell 2 visas den kemiska sammansättningen av de vanligast förekommande ämnena i slagg från Frankrike (Rendek, Ducom & Germain 2005), Storbritannien (Gunning et al. 2010), slagg av okänt ursprung (Costa et al. 2007) samt svenskt slagg (Laggren 2014). Till störst del består slagg av SiO₂ (kvarter) som är ett vanligt ämne i jordskorpan, CaO (osläckt kalk) och Al₂O₃ (lerjord) (Laggren 2014).

³ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

⁴ Magnus Svensson, slaggtekniker och medarbetare på Sysav Utveckling AB, kommunikation under flertalet provtagningstillfällen våren 2016.

Tabell 2. Huvudsammansättning av slagg från avfallsförbränning, viktprocent.

	Frankrike (Rendek, Ducom & Germain 2005)	Storbritannien (Gunning et al. 2010)	Okänt ursprung (Costa et al. 2007)	Sverige (Laggren 2014)
SiO₂	49,3	5,2	10,3	48
CaO	16,3	33,1	22,6	15
Al₂O₃	7,5	14,5	5,3	11
Fe₂O₃	7,6	7,9	1,0	13
MgO	2,6	2,8	1,6	2,3
Na₂O	6	2,2	-	5

Mineraler

Vanligt förekommande mineral i färsk slagg är bland annat kalcit (CaCO₃), hydrerade kalciumsilikater (Ca₂SiO₄-X×H₂O), aluminiumsilikater (X×Al₂O₃-Y×SiO₂-Z×H₂O), portlandit (Ca(OH)₂) och kvarts (SiO₂). Portlandit är den mest reaktiva mineralen i avfallsslagg och omvandlas till kalcit via karbonatiseringsprocessen vid mellanlagringen (Gunning et al. 2010). Ytterligare bildas aluminiumhydroxider och olika sulfater (Rendek, Ducom & Germain 2005).

2.5.3 Karbonatiseringsprocessen

Slagg, som är ett alkaliskt avfall, har studerats de senaste åren med avseende på dess förmåga och kapacitet att ta upp koldioxid (Pan, Chang & Chiang 2012). I slaggen reagerar metalloxyder med koldioxiden i den omgivande luften och bildar stabila föreningar i form av mineraler. Kalcium- och magnesiumoxyder är de mest gynnsamma för inbindning av koldioxid (Pan, Chang & Chiang 2012). Magnesiumoxid motsvarar dock en mycket liten del av det totala materialet varför kalciumoxid jämförelsevis står för det betydande bidraget till karbonatiseringen (Tabell 2).

Under karbonatiseringen reagerar koldioxid från omgivande luft med vatten i slaggens små hålrum, så kallade porer, och formar kolsyra (ekvation 1). Kalciumoxid hydratiseras samtidigt och blir kalciumhydroxid (ekvation 2). Därefter reagerar kolsyra med kalciumhydroxid och bildar kalciumkarbonat och vatten (ekvation 3) (Gunning et al. 2010):

- (1) $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$
- (2) $\text{CaO} + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca(OH)}_2 + 2\text{H}^+$
- (3) $\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{Ca(OH)}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + 2\text{H}_2\text{O}$

Till stor del avgör innehållet av kalcium hur mycket koldioxid ett alkaliskt avfallsmaterial kan ta upp (Gunning et al. 2010). Kalcium kan finnas i slagg i olika former, exempel är hydroxid, sulfat, klorid, fosfat, karbonat, men det är främst kalciumhydroxiden som blir tillgänglig som kalciumjoner i vattnet och som då koldioxid reagerar med (Rendek, Ducom & Germain 2005).

Bildandet av kalciumkarbonat bidrar till att förändra slaggens struktur, bland annat minskar porositeten och pH neutraliseras från cirka 12 till omkring 8-9. Reaktionen sker spontant i atmosfärstryck och avger då värme. Förändringen av slaggens struktur förbättrar möjligheten för slaggen att lagra föroreningar, så som vissa metaller, vilket även minskar utlakningen av dessa (Gunning et al. 2010).

Faktorer som påverkar karbonatiseringsprocessen visas i figur 7. Främst är det fukthalt, kornstorlek och metallinnehåll som går att påverka för slagg som har gått igenom en förbränningsanläggning med rosterteknik. Parametrar som komposition och halter organiskt material beror av ingående avfall och förbränningen och är svåra att modifiera i efterhand (Pan, Chang & Chiang 2012). Luftflöde till materialet går att påverka men kan för stora volymer bli energikrävande och kostsamt. Luft i lagringshögar antas främst komma in nära marknivån, för att transporteras in mot kärnan, där koldioxid förbrukas, varpå varm luft sedan strömmar uppåt och ut via högens övre sidor och topp⁵.

	Solid Phase	Liquid Phase	Gas Phase
Physical Properties	<ul style="list-style-type: none"> • Particle size • Mineralogy • Specific surface area • Porosity • Permeability • Surface activities • Microstructure 	<ul style="list-style-type: none"> • Temperature • L/S ratio 	<ul style="list-style-type: none"> • Partial pressure • CO₂ flow rate • Relative humidity • Temperature
Chemical Properties	<ul style="list-style-type: none"> • Composition (e.g., Ca and f-CaO content, Ca/Si ratio, Ferrite/C₃A ratio) • Heavy Metals (e.g., Pb, Cd, Ni, Cr) • Free water content • Permeability 	<ul style="list-style-type: none"> • Organics • Inorganic • Anions • Cations • pH • Permeability 	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂ Concentration • Organics • Inorganic • Particulate Matter

Figur 7. Faktorer, fysiska och kemiska, som påverkar karbonatisering av slagg och andra material (Pan, Chang & Chiang 2012).

Accelererad karbonatisering

Idag utförs tester på så kallad accelererad karbonatisering av slagg, vilket innebär att karbonatiseringsprocessen påskyndas. Förhållanden som tryck, temperatur, fukthalt, partikelstorlek och mekanisk förbehandling påverkar karbonatiseringshastigheten (Pan, Chang & Chiang 2012). Exempelvis kan slagg ledas på band genom luft som blåses motströms där luften innehåller en förhöjd koldioxidkoncentration. Det är även möjligt att i botten av slagghögarna blåsa in extra koldioxid genom rör (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006).

Flertalet försök på laboratorienivå med accelererad karbonatisering har utförts. Bland dessa finns ett där slagg från förbränning av hushållsavfall under en veckas tid reagerat med luft innehållande 10 procent koldioxid, i jämförelse med luftens normala koldioxidkoncentration på 0,04 procent (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006). Resultatet av studien visade att pH sjönk från 12,9 till 8,5 (tabell 3) samt att utlakningen av metaller minskade och andelen metallkarbonater i slaggen ökade (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006).

Ytterligare ett laboratorieförsök på slagg från hushållsavfall utfördes där slaggen under 72 timmar reagerade med luft som innehöll 100 procent koldioxid och ett lufttryck på 2 bar (Gunning et al. 2010). Slaggens pH-värde sjönk under försökstiden från 12,4 till 9,1 (tabell 3).

⁵ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

Tabell 3. Initialt pH, pH efter olika karbonatisering, samt tid för karbonatiseringsprocessen.

Karbonatiseringsprocess	pH, initialt	pH, efter karbonatisering	Tid
Accelererad karbonatisering 10 % CO₂ (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006)	12,9	8,5	1 vecka
Accelererad karbonatisering 100 % CO₂ (Gunning et al. 2010)	12,4	9,1	72 timmar
Icke-accelererad karbonatisering (RVF 2002)	-	8-9	3-6 månader

Mängden koldioxid som slagg kan ta upp varierar beroende på vilken metod, praktisk eller teoretisk, som använts för att beräkna upptagen mängd koldioxid. Möjligheten att ta upp koldioxid gör att det är möjligt att benämna slagg som en CCUS och inkludera slagg vid beräkning av klimatpåverkan. Även möjligheten att återvinna metaller ur slagg bidrar till undviken klimatpåverkan i en bransch som vanligtvis släpper ut stora mängder koldioxid.

2.6 Klimatpåverkan

Cirka en tredjedel av de utsläpp som genereras vid avfallsförbränning beräknas ha fossilt ursprung och resterande två tredjedelar vara av förnyelsebart ursprung⁶ (Naturvårdsverket 2015d). Sverige släppte år 2014 ut 54,8 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Samma år genererade avfallsförbränningen i landet 2,2 miljoner ton koldioxidekvivalenter, vilket motsvarar 4 procent av de totala nationella utsläppen det året (Naturvårdsverket 2015c). Under karbonatiseringsprocessen tar slaggrus upp koldioxid, vilket innebär att det sker en lagring av koldioxid i materialet. Det innebär att slaggrus kan bidra till en liten del av den eftertraktade lagringen av koldioxid, tidigare nämnt som CCUS, och därmed minska det bidrag som utsläpp av koldioxid ger till växthuseffekten.

2.6.1 CCS och CCUS

Idag undersöks möjligheter att fånga upp koldioxid för att den inte ska nå atmosfären. Begreppet CCS innebär att avskilja, transportera, lagra och övervaka koldioxid (Naturvårdsverket 2015b). I EU kom 2009 det så kallade CCS-direktivet (2009/31/EC) vilket beskrivs i *2.2.1 Avfallslagstiftning i EU*. Inom Europa produceras mycket el fortfarande i kolkraftverk varför det är intressant att hitta lösningar för utsläppsminskningar via CCS. I Sverige där vi har en annan elmix är detta främst intressant för processindustrin (Naturvårdsverket 2015b). EU har beslutat om finansiering till CCS-utveckling via pengar från handeln med utsläppsrätter (Naturvårdsverket 2015b).

Begreppet CCUS (Carbon Capture Usage and Storage), som är en utveckling av CCS, beskriver modellen där koldioxidutsläpp från förbränningsgas eller från atmosfären både minskar genom att koldioxid binds via återföring eller upptag hos ett material och samtidigt används till något nyttigt (Pan, Chang & Chiang 2012). Lagringen och användandet av slaggrus kan ses som CCUS och då även som en liten bidragande del till koldioxidförvaringen i Sverige.

Europeiska kommissionen väntar sig mer småskaliga effekter av CCUS gällande minskning av klimatpåverkan jämfört med CCS, men menar samtidigt att CCUS adderar ekonomiskt värde till CCS då koldioxiden får ett praktiskt användningsområde (Europeiska kommissionen 2015a). Både FN:s klimatförändringssekretariat och Europeiska kommissionen är av åsikten att priset på att släppa ut koldioxid kombinerat med bidrag till teknikutveckling och fastslagna riktlinjer är avgörande faktorer för utvecklingen av CCUS (Europa Kommissionen 2015a; United Nations Climate Change Secretariat 2015).

2.6.2 Potential för koldioxidupptag

Praktiskt framtagna värden

Från tester gjorda med accelererad karbonatisering finns resultat som visar att infångad mängd koldioxid i slaggrus från hushållsavfall i genomsnitt var 25 kg koldioxid per ton osiktat slaggrus och 47 kg koldioxid för torrt, siktat slaggrus med kornstorlek under 4 mm (Rendek, Ducom & Germain 2005) (Tabell 4). Undersökningen visar också att reaktionen kunde ske mycket snabbare under ökat tryck, men att mängden koldioxid som totalt togs upp var densamma för karbonatiserat som för accelererat karbonatiserat material. Den totala ökningen i massa har uppmätts till 3,2 procent, vilket motsvarar upptaget för den siktade slaggrusen ovan. Samma undersökning visar även att karbonatiseringen minskar påverkan från förbränningen av avfall genom att minska de totala koldioxidutsläppen med 0,5 - 1 procent (Rendek, Ducom & Germain 2005). I det andra

⁶ Jacob Sahlén, Avfall Sverige. Mailkonversation 22 mars 2016.

testet för accelererad karbonatisering, under 72 timmar, visades att slaggens koldioxidupptag var cirka 4 viktprocent och att slaggen i detta försök kunde ta upp 12,2 kg koldioxid per ton slagg (Gunning et al. 2010) (Tabell 4). Ytterligare ett försök gällande slaggrus är det tidigare nämnda försöket i Sofielund att rena deponigas genom att lägga ett lager av slaggrus ovanpå deponin (Avfall Sverige 2014). Enligt studien rapporterades slaggruset ta upp 18 kg koldioxid per ton slaggrus (Tabell 4) (Avfall Sverige 2014).

Teoretiskt framtagna värden

Teoretisk potential för koldioxidupptag hos alkaliska askor har beräknats med hjälp av Steinours formel som utvecklades för att beräkna koldioxidupptag hos cement (Cho et al. 2011). Formeln beskriver det maximala teoretiska upptaget baserat på mängden kalcium, kalium, natrium och svavel i askan.

$$\text{CO}_2(\%) = 0,785\text{CaO} + 1,091\text{MgO} + 1,41\text{Na}_2\text{O} + 0,935\text{K}_2\text{O} - 0,55\text{SO}_3$$

där CO_2 , CaO , MgO , Na_2O , K_2O , SO_3 anges i viktprocent i askan.

Beräkningar med Steinours formel har tillämpats i en sydkoreansk studie där det totala potentiella koldioxidupptaget beräknades till 251 kg koldioxid per ton slagg från avfallsförbränning (Tabell 4) (Cho et al. 2011). Författarna ger ingen information om det är torr eller fuktig vikt hos slaggen. Författarna har i artikeln även räknat ut ett "minsta koldioxidupptag" för slagg från avfallsförbränning. Uträkningarna är gjorda med hjälp av begreppet ANC (Acid Neutralizing Capacity) som beskriver hur mycket av en syra en lösning kan buffra. Med metoden erhålls en teoretisk siffra för koldioxidupptag för slagg på 54,9 kg koldioxid per ton slagg (Tabell 4) (Cho et al. 2011).

Tabell 4. Upptagen mängd CO_2 och ökning i viktprocent hos slagg från avfallsförbränning från litteratur.

Slagg, ursprung	Upptagen mängd kg CO_2 /ton slagg
Praktiskt framtagna värden	
Frankrike (Rendek, Ducom & Germain 2005)	(osiktat) 25 (siktat, 4 mm) 47
Storbritannien (Gunning et al. 2010)	12,2
Sverige (Avfall Sverige 2014)	18
Teoretiskt framtagna värden	
Steinours formel (Cho et al. 2011)	251
ANC (Cho et al. 2011)	54,9

De praktiskt framtagna värdena skiljer sig från de teoretiskt framtagna, då dessa påverkas av hur slaggen lagras. Teoretiskt framtagna värden förutsätter att hela volymen slagg reagerar varför dessa värden är högre än de praktiskt framtagna.

2.6.3 Metallåtervinning ur slagg

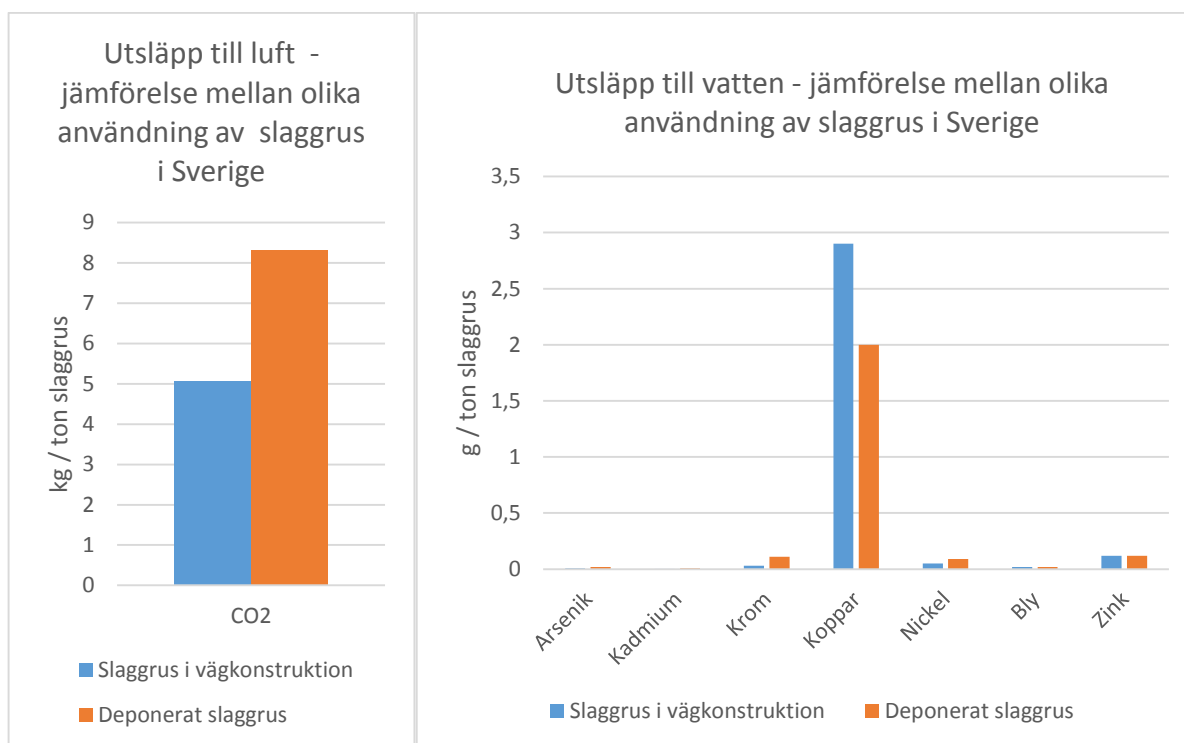
Miljönyttan med att återvinna metaller är väl dokumenterad. Främst är det undvikandet av den energikrävande nyproduktionen som ger stora fördelar eftersom mindre energi krävs vid återvinning, vilket också medför lägre koldioxidutsläpp. En livscykelanalys för en förbränningsanläggning i Schweiz visar att återvinning av metaller från slagg från avfallsförbränning kan spara 44 kg koldioxidekvivalenter per ton förbränt avfall (Boesch, Vadenbo, Saner, Huter & Hellweg 2014).

I en studie av slagg från sex olika förbränningsanläggningar i Danmark finns beräkningar över hur mycket metallutsorteringen i slagghanteringen sparar vad gäller klimatpåverkan (Allegrini, Vadenbo, Boldrin & Astrup 2015). Återvunnet aluminium sparar upp emot 200 kg koldioxidekvivalenter per ton danskt slagg och återvunnet stål sparar omkring 100 kg koldioxidekvivalenter per ton, jämfört med nyproducerade metaller. Just aluminium och stål bidrar till den största miljönyttan (Allegrini et al. 2015). Metallåtervinning ur förbränt avfall sparar alltså in stora utsläpp till luft, samtidigt som det minskar utlakningsriskerna av dessa metaller vid ett eventuellt användande av materialet.

2.6.4 Livscykelanalys på slagg och slaggrus

Att ersätta jungfruliga konstruktionsmaterial med slaggrus bidrar till minskad klimatpåverkan i de fall då slaggruset i sig inte genererar högre klimatpåverkan än det jungfruliga materialet (Naturvårdsverket 2010). Exempelvis kan brytning av jungfruligt material, transporter samt eventuell bearbetning generera en större miljöpåverkan än bearbetning, användning och eventuell sanering av slaggruset. Ett möjligt verktyg för att undersöka vilken miljöpåverkan slaggrus kan generera är att genomföra en livscykelanalys, eller delar av en sådan. Då kan den miljöpåverkan som kan uppstå i allt från produktion till då materialet är uttjänt inkluderas och jämföras för olika alternativ (Naturvårdsverket 2010).

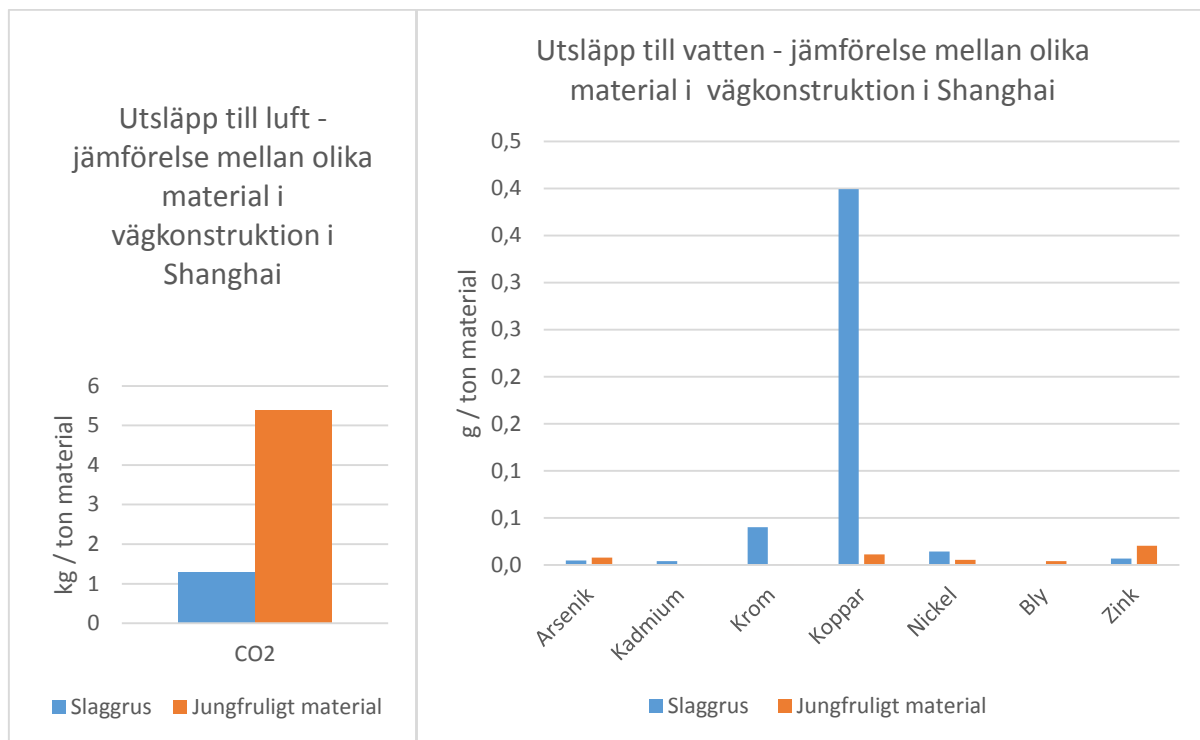
Tre olika användningsscenarion, energianvändning och miljöpåverkan från slaggrus i dräneringsmaterial, slaggrus i vägkonstruktioner och slaggrus direkt till deponi, med svenskt slaggrus har jämförts i en livscykelanalys (Toller, Kärrman, Gustafsson & Magnusson 2009). Här beskrivs två av dessa, slaggrus i vägkonstruktion och slaggrus direkt till deponi, eftersom dessa användningsområden är vanligast förekommande. Resultatet visar att den minsta påverkan från slaggruset sker vid användning av materialet i vägkonstruktioner. Då uppgår energianvändningen i ungefär 90 MJ per ton slaggrus och genererar cirka 5 kg koldioxid per ton slaggrus (Figur 8). Energiåtgången om slaggruset skulle deponeras uppgick i cirka 170 MJ per ton slaggrus och genererade dryga 8 kg koldioxid per ton slaggrus (Figur 8). Produktionen och transporterna av materialet är de faktorer som ger upphov till störst energiåtgång. Gällande miljöpåverkan visade studien att slaggrus i vägkonstruktioner både resulterade i lägst utsläpp till luft och utsläpp till vatten. Med undantaget från utsläpp av koppar till vatten, där deponerat slaggrus gav upphov till lägst utsläpp (Figur 8; Bilaga 2) (Toller et al. 2009).



Figur 8. Jämförelse av utsläpp till luft samt till vatten för slaggrus i vägkonstruktion samt deponerat slaggrus i Sverige (Toller et al. 2009). Samtliga värden är beräknade per ton slaggrus.

I en dansk studie av slagg i ett livscykelanalysperspektiv har slagg analyserats utifrån liknande indelningar som den svenska livscykelanalysen: Slagg direkt till deponering, slagg som förstärkningslager i vägkonstruktion och slagg som del av materialet i betong (Allegrini et al. 2014). Totalt har tio scenarier undersökts där återvinningsgraden av olika metaller och användningsområde varierade. Studien visar att inblandning av slagg i betong jämfört konventionella material dock ger ökad klimatpåverkan med 13 procent. Det beror på att en större mängd cement behöver användas jämfört med konventionellt producerad betong innehållandes sand istället för slaggrus (Allegrini et al. 2014).

För att undersöka den miljöpåverkan som slagg från förbränning av hushållsavfall kan medföra vid användning som konstruktionsmaterial i vägar gjordes en livscykelanalys av två vägar utanför Shanghai (Cuijie, Dezhen, Wenzhou & Pu 2010). Av de två vägarna innehöll den ena slagg som ersatte krossat berg i delar av ett förstärkningslager, medan den andra endast innehöll jungfruligt material. I den slagg som användes hade partiklar större än 50 millimeter och magnetiska järnmaterial utsorterats och slaggen hade lagrats i minst tre månader innan den användes. Resultatet av studien visade att resursanvändningen kunde minska samt att alla uppmätta parametrar, undantaget utlakning, så som global uppvärmningspotential, föroreningar till luft, försurning och övergödning minskade. Exempelvis var utsläppen till luft beräknade till drygt 1 kg koldioxid per ton material från slaggrus jämfört med omkring 5 kg koldioxid för jungfruligt material (Figur 9; Bilaga 2). Utlakningen beskrivet som utsläpp till vatten ökade på grund av lakning av tungmetaller, varav just koppar även här visade högst värden (Figur 9). (Cuijie et al. 2010)



Figur 9. Jämförelse av utsläpp till luft samt till vatten för användande av slaggrus i vägkonstruktion jämfört med användande av jungfruligt material i Shanghai (Cuijie et al. 2010). Samtliga värden är beräknade per ton material.

Resultat av jämförelser vid användande av slaggrus ser olika ut för varje fall som undersöks. I de tre presenterade livscykelanalyserna från Sverige, Danmark och Shanghai, kan dock ses att användande kontinuerligt bidrar till minskade utsläpp av växthusgaser, förutom fallet där slaggruset används som delmaterial i cement. Potentialen för koldioxidupptaget som är möjligt för slagg som har producerats på Sysavs anläggning på Spillepeng kommer att undersökas i nästföljande kapitel.

3 Fallstudie

Genom provtagning på Sysavs anläggning på Spillepeng och laboration på Lunds Universitet kommer, som tidigare nämnt, den första frågeställningen med underfrågor, samt den andra att undersökas:

1. Hur mycket koldioxid kan slagg från avfallsförbränning binda?
 - Hur lång **tid** tar karbonatiseringsprocessen?
 - Hur påverkas karbonatiseringen av slagg vid olika **fukthalter** i materialet?
 - Vid vilken fukthalt sker optimalt upptag av koldioxid?
 - Hur ser förhållandet mellan koldioxidupptag och neutraliseringsprocessen av **pH** ut i lagringshögarna för slagg?
 - Har maximalt koldioxidupptag uppnåtts då slaggen når pH 8,5-9?
2. Vilken skillnad är det, med avseende på klimatpåverkan, att behandla och använda slaggrus jämfört med att låta det gå direkt till deponering?

3.1 Sysav

Det kommunägda avfallsbolaget Sysav AB ägs av 14 kommuner i södra Skåne och tar emot och behandlar avfall från dessa. Under 2014 hade bolaget en omsättning på 817 770 tkr (Sysav 2015). Under 2015 förbrändes ungefär hälften av allt mottaget avfall på Sysav, vilket genererade 1,5 TWh fjärrvärme, ungefär 60 procent av fjärrvärmens i Malmö och Burlöv⁷. Förbränning av avfallet sker i kraftvärmeverket på Spillepeng i Malmö.

Från förbränningen av hushålls- och industriavfall år 2015 uppgick den totala mängden slagg till 125 248 ton⁷. Då slaggen både för- och efterlagras är Sysav intresserade av att undersöka om slaggen kan räknas som en koldioxidsänka. Sysav är även intresserade av att finna en god fukthalt för slagg som för- och efterlagras, som även går väl ihop med sorteringsstegen för metallåtervinning, samt att förbättra behandlingen av slagg för att undersöka fortsatta användningsområden för den färdigreagerade produkten slaggrus. I dagsläget används slaggruset som täckmaterial vid sluttäckning av deponier. Däremot bedömer Sysav att avsättningen för slaggrus som täckmaterial för deponier som osäker inom de kommande fem åren⁸. Ska slagg användas till annat än sluttäckning måste, som tidigare nämnt, tillstånd erhållas från miljömyndigheter.

Tidigare undersökningar av slaggrus som producerats på Sysav Spillepeng visar att materialet huvudsakligen består av ämnena som presenteras i tabell 5. Mest framträdande av dessa är kisel, kalcium och aluminium.

Tabell 5. Huvudsammansättning av slaggrus från Sysav, viktprocent.

	Slaggrus (Sysav u.å)				
SiO₂	46,9	Fe₂O₃	9,9	TiO₂	1,2
CaO	13,4	Na₂O	4	P₂O₅	0,9
Al₂O₃	10,7	K₂O	1,3	MgO	0,1

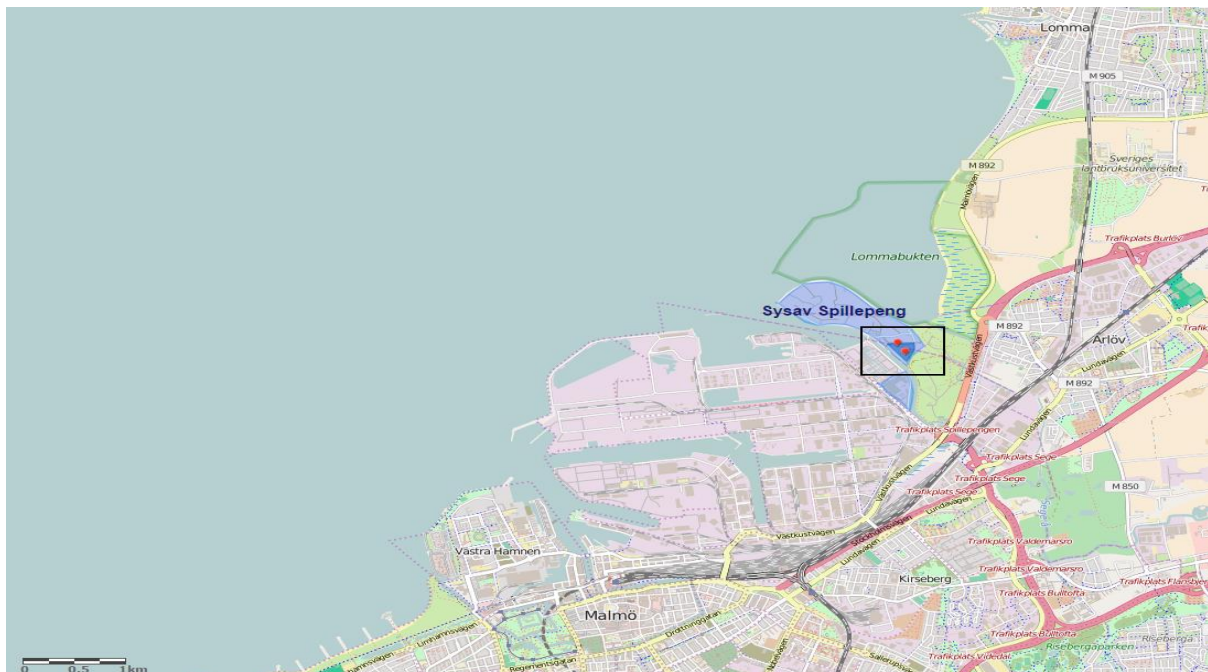
⁷ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

⁸ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 23 november 2015.

3.1.1 Behandling av slagg på Spillepeng

Direkt efter **förbränning** kyls slagg i vattentråg till cirka 40 °C och har då en fukthalt på 20 till 25 procent⁹. Därefter **förlagras** slaggen i högar utomhus i cirka tre månader och tillåts delvis att torka. Då slaggen förlagras varierar fukthalten inom lagringshögar, där det bland annat bildas en torrare, varmare “kärna” i mitten efter en tids lagring. Om förlagringshögaras fukthalt understiger 11 procent finns en förhöjd risk för dammning, vilket påverkar både närliggande miljö och arbetsmiljön för de anställda, varpå manuell vattning av slaggen sker⁹.

Efter förlagringen lastas slaggen in i Sysavs **sorteringsanläggning**⁹. Där sker siktning och partiklar större än 45 millimeter utsorteras (Sysav 2011). Magnetiska ämnen separeras med magnetavskiljare och ickemagnetiska metaller med virvelströmsseparering. Slutligen sker luftseparering där plast och andra ämnen med låg densitet utsorteras, varpå slaggen läggs på upplagringshögar som sista behandlingssteg för att där **efterlagras** i sex månader (Sysav 2011). Under efterlagringen kan det finnas variationer i fukthalt inom slagghögarna, men den slutgiltiga fukthalten varierar mellan 14-16 procent (Flyhammar, Bendz, Hartlén & Grönholm 2004b). Vanligtvis sker efterlagring på de anläggningar där slaggen senare ska användas och inte på anläggningen på Spillepeng⁹. En översiktskarta över Spillepeng och platsen där slagghanteringen sker visas i efterföljande figur 10.



Figur 10. Karta över Malmö med Sysav Spillepeng markerat i blått. I den svarta rutan syns området för slagghantering markerat i en mörkare blå färg. Provpunkter över för- och efterlagring i fallstudie är markerade med röda prickar.

⁹ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

3.1.2 Karbonatisering, klimatbokslut och utsläppsrätter

Karbonatiseringsprocessen på Spillepeng sker naturligt och inte accelererat, då slagg reagerar med koldioxid från omgivande luft. Slaggens pH sänks under karbonatiseringen från cirka 11 till cirka 8,5¹⁰.

I Sysavs **klimatbokslut** gällande år 2014 beräknades förbränningen av avfall medföra utsläpp på 219 025 ton koldioxidekvivalenter, vilket kan jämföras med slaggruset som beräknades generera 2100 ton negativa koldioxidekvivalenter (Profu 2015). Det vill säga att karbonatiseringen som sker i slaggen beräknades binda den mängden koldioxid. Mängden undviken klimatpåverkan som slaggruset bidrog med motsvarar ungefär 1 procent av utsläppen från avfallsförbränningen. De negativa koldioxidekvivalenterna som slaggruset beräknades ge upphov till är ett teoretiskt värde baserat på värden för koldioxidupptag hos franskt slagg (Rendek, Ducom & Germain 2005), samt fukthalt på genomsnittligen 15 procent i Sysavs slagg. Med en total produktion av slaggrus på 110 000 ton under 2014 innebär det en uppskattning att slaggruset tog upp cirka 22,5 kg koldioxidekvivalenter per ton slaggrus (Profu 2015). Utsorterad metall från slagg efter förlagring bidrog med drygt 11 700 ton koldioxidekvivalenter i undviken klimatpåverkan från Sysav under samma år (Profu 2015).

Sysav fick fri tilldelning av **utsläppsrätter** inför handelsperioden 2013-2020 (Sysav 2013). Trots den fria tilldelningen beräknas företaget behöva betala 17 miljoner kronor under perioden. Kostnaden för utsläppsrätterna beror på att antalet utsläppsrätter som tilldelas företaget minskar successivt, samtidigt som företagets utsläpp inte beräknas minska, varför Sysav sannolikt kommer behöva köpa utsläppsrätter i framtiden¹¹.

¹⁰ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 23 november 2015.

¹¹ Juhani Sirviö, miljöingenjör Sysav, mailkonversation 9 juni 2016.

3.2 Metod fallstudie

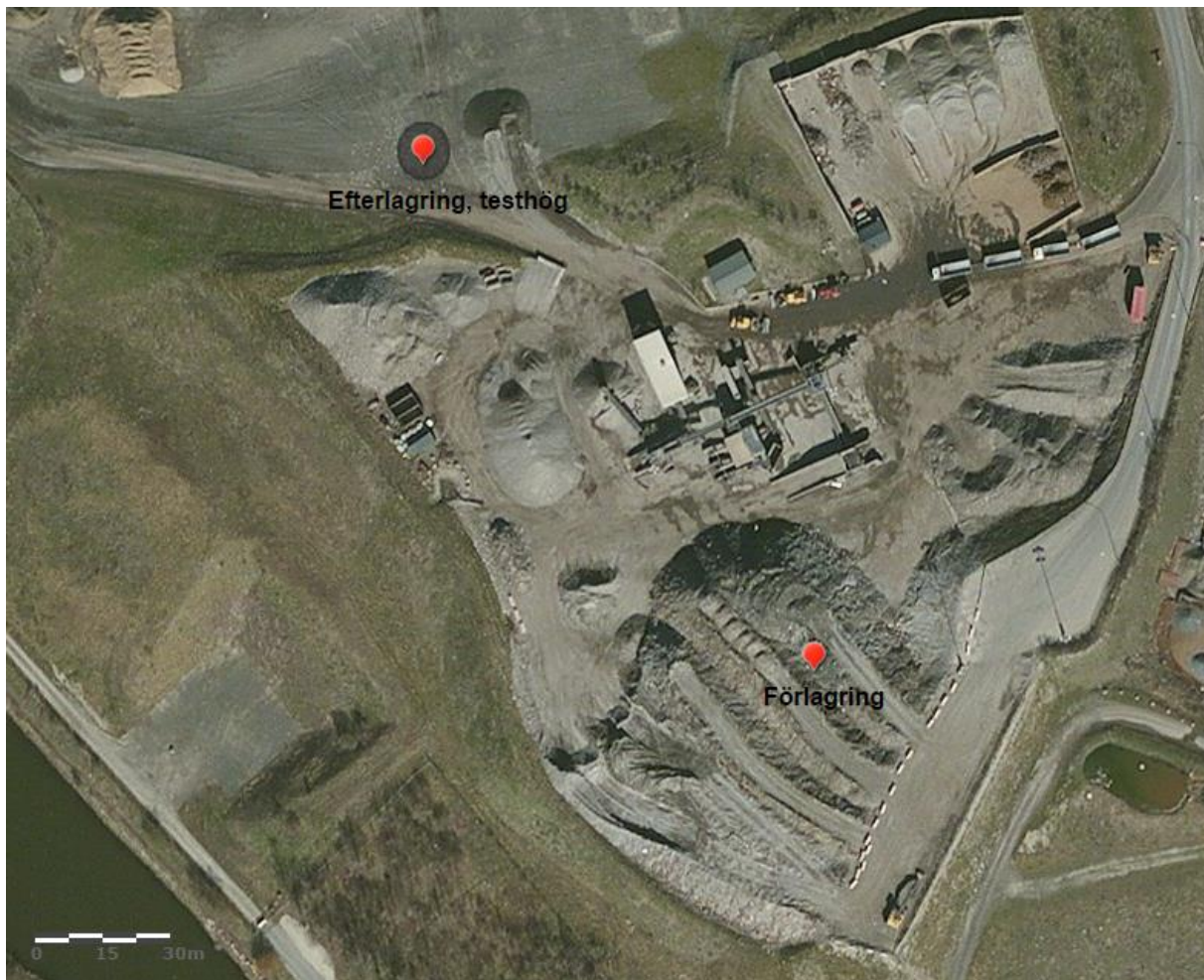
Då fallstudien utgår från det slaggrus som produceras på Sysav har endast naturlig karbonatisering undersökts och inte accelererad karbonatisering. Provtagning av slagg utfördes på Sysavs anläggning på Spillepeng under tidsperioden februari till och med juni 2016 och samtliga prover analyserades därefter på institutionen för Instrumentell Kemi på Lunds Universitet. Variablerna fukthalt och pH undersöktes för att komplettera information av den uppmätta mängden oorganiskt kol och ge en bättre förståelse för karbonatiseringsprocessen i högarna. Kornstorlek och kemisk sammansättning i materialet mättes inte på grund av valda avgränsningar. Däremot är dessa parametrar, tillsammans med eventuell omblandning och därvid luftning av lagringshögar samt provtagningsmetodik viktiga då koldioxidupptag bestäms, varför även dessa ingår i kommande analys och diskussion.

3.2.1 Antaganden

Inför fallstudiens provtagning och laborativa analys gjordes flertalet antaganden. Slaggen antogs bestå av en relativt homogen ström från förbränningsanläggningen och den kemiska sammansättningen i materialet antogs vara relativt konstant. Det möjliggjorde jämförelse mellan referensproverna av färskt slagg samt proverna från för- och efterlagring, som inte är tagna från samma slagg (se avsnitt 3.2.2 *Provtagning*). Vidare gjordes antagandet att inte någon koldioxid har tagits upp av referensproverna av färskt slagg direkt från förbränning. Mellan provtagning på Spillepeng och vägning på laboratoriet i Lund antas proverna inte tagit upp någon koldioxid. Slutligen gjordes antagandet att den mindre testhögen för slagg som efterlagras fungerade i stort sett som den större efterlagringshögen.

3.2.2 Provtagning

I slagglagringshögar befinner sig grövre material i högarnas sidor och mer finkornigt material finns närmare högarnas mitt, där även fukthalten vanligtvis är lägre, vilket beskrivits i 2.5.2 *Kornstorlek och kemisk sammansättning*. Därför bör flera prover tas ur olika platser i slagghögarna för att erhålla ett representativt resultat. Det är även viktigt att inte ta prover för nära ytan av slagghögen, då den delen i större utsträckning kommer i kontakt med regnvatten och omgivande luft (RVF 2002). Sysav gjorde runt år 2000 studier av spatiella variationer och miljömässiga egenskaper i en ordinarie lagringshöga (Flyhammar, Bendz, Hartlén & Grönholm 2004a; Flyhammar et al. 2004b). Resultaten av studien gav att variationerna är stora och delvis slumpartade. Fallstudiens provtagning har därför utformats med dessa kunskaper som grund och med hänsyn till examensarbetets omfattning i tid samt projektets ekonomi. En översiktlig bild över för- och efterlagringen där fallstudiens slaggsprover togs visas i figur 11.



Figur 11. Bild över området för slagghantering på Sysav Spillepeng, motsvarande den mörkblå triangeln i rutan på kartutsnittet ovan (Figur 10). I bilden ses de åtta meter höga förlagringshögarna som också fungerar som ramp med vägar för utlassning av färskt slagg. Centralt i bilden ses sorteringsanläggningen. Markeringen för fallstudiens testhög har blivit tillagd i bilden och motsvarar ungefärlig storlek på 20 ton lagring av slagg.

Vid provtagningstillfällena på Spillepeng användes grävmaskiner för att gräva ut slagg i högarna och prover inhämtades direkt från grävmaskinens skopa, eller direkt ur lagringshögen där skopan hade grävt ur. Samtliga prover lades i hinkar med tättslutande lock för att därefter transporteras till Lund för laborativ analys. Varje hink innehöll mellan 1 till 2 kg slagg.

Referensprov

Referensprov av färskt slagg direkt från förbränning, som precis passerat vattenbadet och lastats ut till förlagringen, togs i februari, mars, april och juni (Figur 12). Av dessa prover analyserades triplikat av den fräska slagen från provtagningstillfällena i april och juni, varför referensprover nummer 3-5 och 6-8 kommer att diskuteras i grupper. Flertalet referensprover togs eftersom medelvärdet av mängden oorganiskt kol i dessa prover användes för att beräkna koldioxidupptaget i resterande prover, vilket beskrivs i avsnitt 3.2.2 *Laborativ analys*, samt i *Bilaga 3*. Totalt analyserades åtta referensprover av färskt slagg.

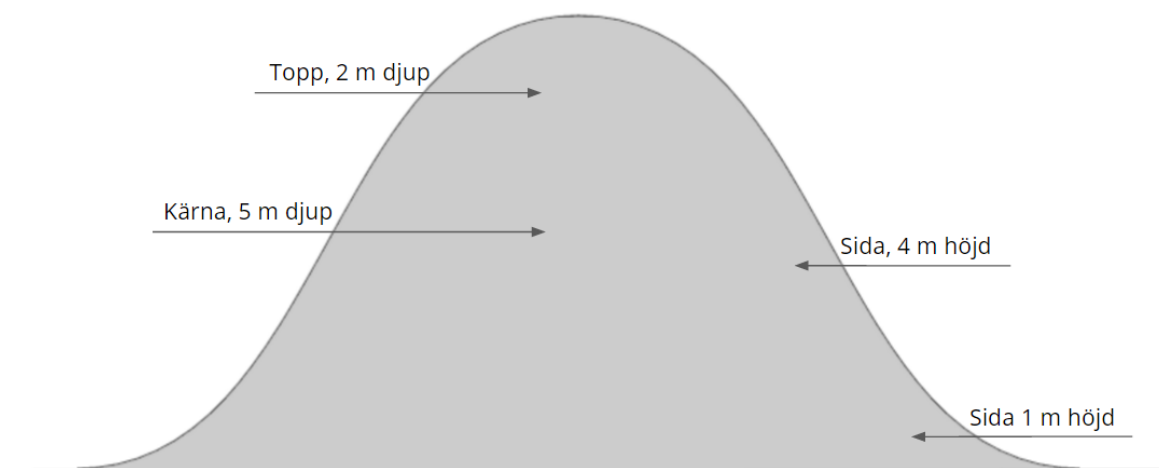


Figur 12. Färskt slagg direkt från förbränning.

Förlagring

Provtagning utfördes i en befintlig förlagringshög vilken innehöll slagg som förlagrats i 13 veckor, mellan den 22 november 2015 och 16 februari 2016. Totalt togs fyra prover i högen: Ett som representerar toppen av högen och som togs på cirka två meters djup, ett i högens sida på fyra meters höjd, ett i mitten av högen, i "kärnan", på fem meters djup samt ett i marknivå på sidan av högen på en meters höjd (Figur 13; Figur 14).

Illustration av undersökt förlagringshög



Figur 13. Illustration över den undersökta förlagringshögen och de provpunkter där slaggproverna togs.



Figur 14. T.v. Förlagringshögen där prover togs i februari. T.h. Gropen som grävdes för att möjliggöra provtagning ur förlagringshögens kärna.

Efterlagring

Då Sysavs slagg normalt efterlagras i sex månader utfördes provtagningen månatligen för att möjliggöra en jämförelse av mängden koldioxid som slaggen bundit och förändringen av pH och fukthalt över tid. Provtagning av slagg som efterlagrats utfördes första gången i februari. Då fanns slagg som efterlagrats på Spillepeng i testhög från den 1 januari och 31 januari. Testhögen var ungefär åtta meter hög och innehöll omkring 4000 ton slagg (Figur 15). Prover från testhögen togs vid provtillfället februari, vilket innebar att slagg som efterlagrats i 0,5 och 1,5 månader kunde analyseras. Slaggen som efterlagrats sedan den 1 januari lades därefter i en mindre testhög som var ungefär två meter hög och innehöll cirka 20 ton slagg (Figur 15). I den mindre testhögen togs prover under mars, april, maj och juni månad.



Figur 15. T.v. Den stora efterlagringshögen (4000 ton), ungefär åtta meter hög. T.h. Uppläggnig av den mindre testhögen (20 ton) bredvid den stora efterlagringshögen.

Ur den stora, 4000 ton högen, togs proverna som senare kallas 0,5 och 1,5 månad. Dessa två prover togs från sidan av högen, nära toppen, cirka en meter in. Vid provtagningstillfället i mars, april, maj och juni togs proven ur den mindre upplagda testhögen på cirka 20 ton slagg. Vid provtagningarna lyfte grävmaskinen upp slagg ungefär från mitten av högen, varpå slaggen till viss del naturligt blandades med material från kanten.

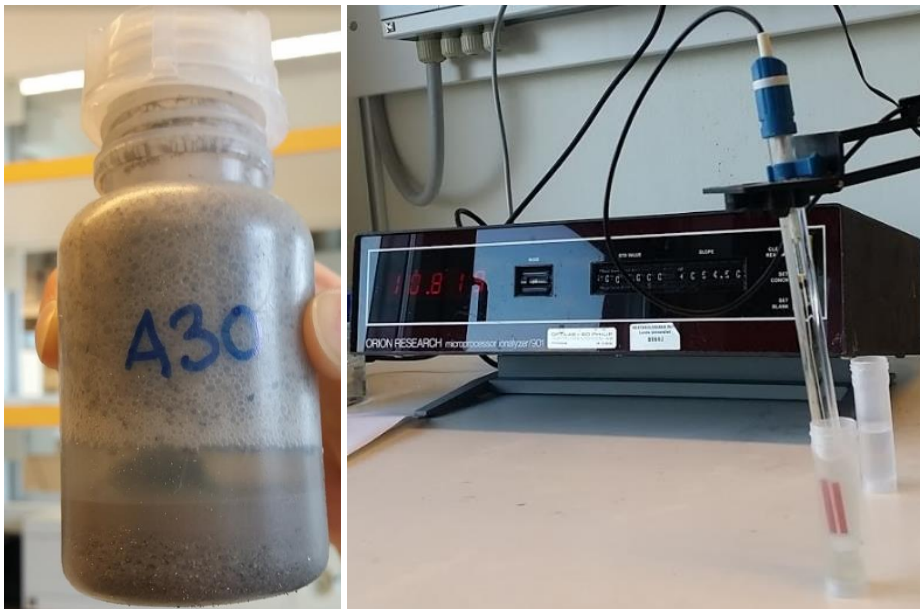
3.2.3 Laborativ analys

Samtliga slaggprover analyserades på samma tillvägagångssätt och med handledning av Sofia Membrahtu Wisén, forskningsingenjör på laboratoriet för Instrumentell Kemi vid Lunds universitet. Under laborationerna mättes mindre mängder av slaggen upp i deglar eller plastbehållare för att möjliggöra undersökning av pH, fukthalt och koldioxidupptag. Resultatet av provtagningarna redovisas i kapitel 3.3 *Resultat*. Samtliga ekvationer, uppmätta och beräknade värden, som använts och erhållits under laborationstillfällena, finns beskrivna i *Bilaga 3*.

pH

Uppmätt pH kan variera beroende på hur mycket fast material mot avjoniserat vatten som uppmätts, det vill säga lösningens L/S-kvot, samt under hur lång tid pH-lösningen tillåts blandas (Flyhammar et al. 2004a). Högre L/S-kvot för färskt slagg kan resultera i ett lägre pH och tvärtom gällande lagrat slagg, det vill säga att en låg L/S-kvot kan resultera i ett högre pH. Vanligast inom fältet är att använda L/S 2 eller L/S 10, varianter däremellan förekommer (Flyhammar et al. 2004a).

Under laborationerna uppmättes en liten mängd färsk slagg från varje slaggprov som lades i en plastbehållare med lock. Därefter adderades dubbelt så mycket avjoniserat och destillerat vatten som slagg, det vill säga med förhållande L/S 2. Plastbehållaren skakades sedan under tre timmar i en skakmaskin och provet fick därefter stå över natten (Figur 16). Genom att låta proverna stå skiktades dessa och den vätska som fanns i behållarna hälldes i ett mindre provrör och en pH-mätare med glaselektrod användes för att mäta slaggprovernas pH (Figur 16; Bilaga 3). I de fall där proverna skiktats och ett skumlager lagt sig ovanpå vätskan användes en pipett för att nå vätskan.



Figur 16. T.v. Slaggprov i plastbehållare med avjoniserat och destillerat vatten (L/S 2), där skumlager bildats efter omskakning. T.h. pH-mätare med glaselektrod mäter ett av slaggprovets pH.

Fukthalt

För att mäta slaggens fukthalt vägdes först små deglar som därefter fylldes med slagg och vägdes igen (Figur 17). Deglarna med slagg placerades sedan i en ugn i 100 °C över natten. Då proverna torkat vägdes de ännu en gång. Slaggens procentuella fukthalt kunde därefter beräknas genom att jämföra vikten av den fuktiga och den torra slaggen. Deglarnas massa subtraherades därefter både från slaggens torra och fuktiga vikt, för att möjliggöra jämförelse mellan de olika slaggprovernas fukthalt, då deglarnas vikt varierade (Bilaga 3).



Figur 17. Vägning av slaggprover i små deglar innan torkning i ugn.

Koldioxidupptag

Det finns olika tillvägagångssätt att mäta koldioxidhalt i fasta prover. Vald metod är vanligen använd för att mäta kolhalt i jord och sediment och kallas Loss on Ignition Method (LOI), eller glödningsförlust. Enligt tester som har utförts på kalkrik jord ger LOI likvärdiga resultat med andra metoder att mäta kolhalt, som till exempel att tillsätta en syra och mäta koldioxidutveckling (Wang, Wang, & Zhang 2012).

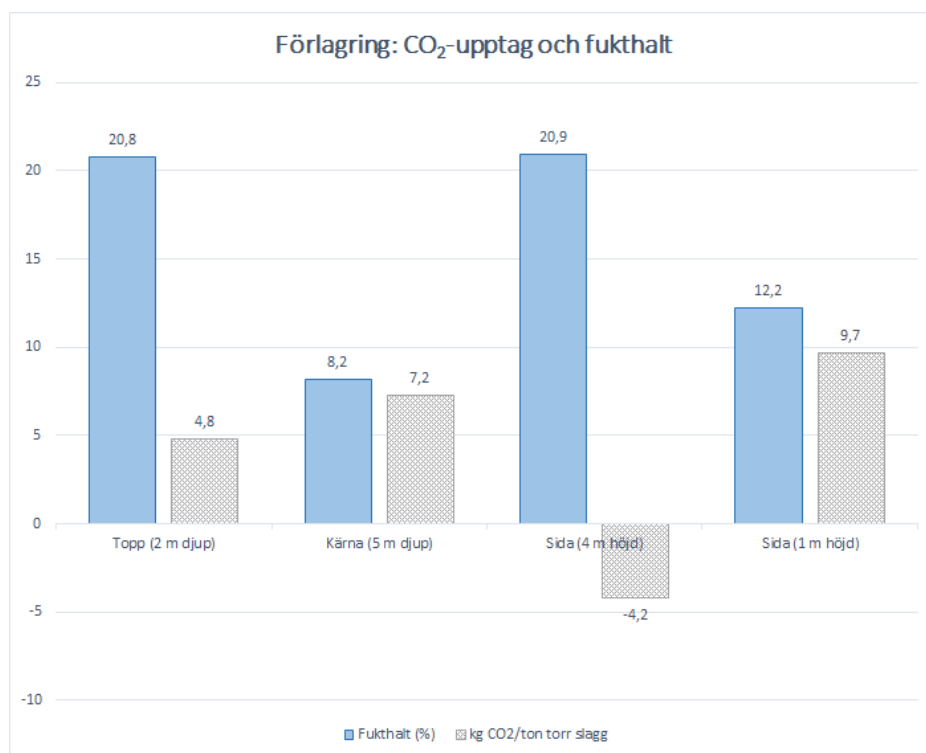
Av varje slaggprov vägdes dryga 10 gram upp och lades i en degel (Figur 17). Deglarna placerades i ugn för torkning vid cirka 100 °C i tolv timmar. Proverna vägdes därefter för att få en torrsvikt, på samma sätt som vid mätningen av fukthalt. Efter vägning placerades återigen deglarna i en ugn för att under 17 timmar och en temperatur på 375 °C låta det organiska kolet förbrännas. Därefter vägdes proverna återigen. För en sista förbränning placerades deglarna i ugn i 800 °C under tolv timmar då även karbonater i provet förbrändes. Proverna vägdes och mängd oorganiskt kol kunde därmed beräknas genom att jämföra proverna med medelvärdet av de åtta referensproverna av färskt slagg (Bilaga 3). Skillnaden i vikt av oorganiskt kol motsvarar förbrända karbonater i provet och därmed också den mängd koldioxid som funnits bunden i slaggen (Rendek, Ducom & Germain 2005).

3.3 Resultat

De från laborationen erhållna provresultaten för pH, fukthalt och upptagen mängd koldioxid under både för- och efterlagring presenteras i följande kapitel. Samtliga uppmätta och beräknade värden för pH, fukthalt och koldioxidupptag, samt använda ekvationer finns presenterade i *Bilaga 3*. Under det första laborationstillfället i februari användes först en metod för att mäta koldioxidupptag i slaggsproverna som inte fungerade, vilket beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.4.2 *Analys av koldioxidupptag*, och därefter användes den tidigare beskrivna metoden LOI. Bytet av metod skedde 48 timmar efter det första provtagningstillfället och fukthalten i slaggsproverna hade då ökat mellan 8 och 21 procent. För att möjliggöra jämförelse mellan koldioxidupptag och fukthalt i efterföljande avsnitt 3.3.1 *Förlagring* och 3.3.2 *Efterlagring* används fukthalten som uppmättes efter 48 timmar.

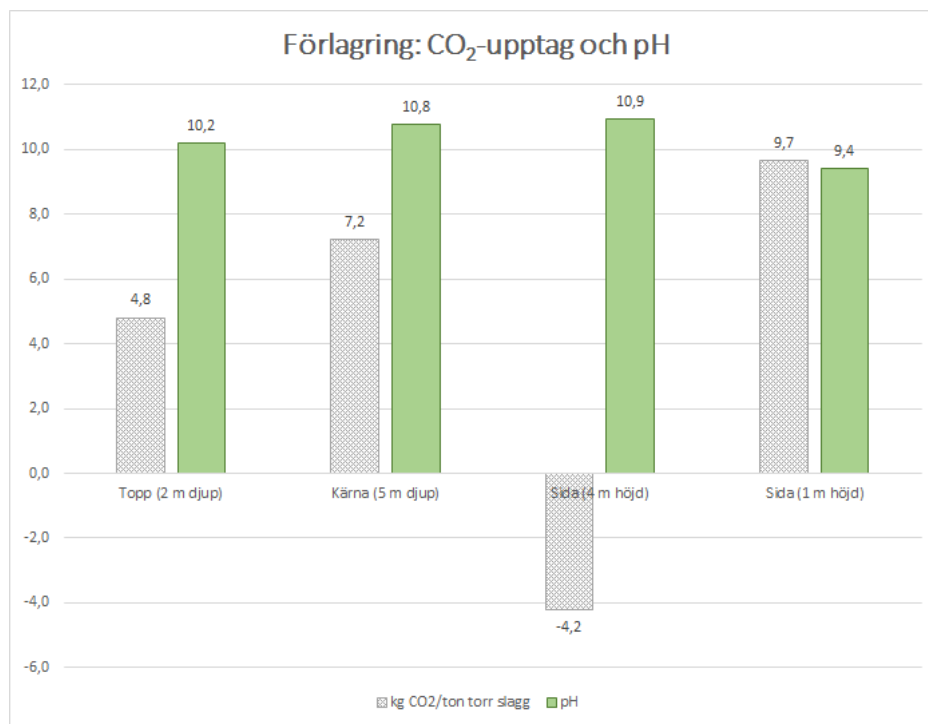
3.3.1 Förlagring

Efter provtagning i en av förlagringshögarna på Spillepeng visade resultatet av laborationerna att fukthalten var som högst, 20,8 respektive 20,9 procent, i provet från toppen på två meters djup och i provet på sidan på fyra meters höjd (Figur 18). Dessa provpunkter hade en något högre fukthalt än medelvärdet av referensproverna på färsk slagg från förbränning, som uppgick i 20,6 procent. Trots liknande fukthalt skilde sig koldioxidupptaget hos dessa prover åt. I provet från toppen var koldioxidupptaget 4,8 kg koldioxid per ton torr slagg, medan i provet på fyra meters höjd var motsvarande mängd -4,2 kg koldioxid per ton torr slagg (Figur 18). Det negativa värdet på koldioxidupptaget beror på att halten oorganiskt kol i provet var lägre än halten oorganiskt kol i referensproverna (Bilaga 3). Lägst var fukthalten i högens kärna på fem meters djup, ungefär åtta procent, där den upptagna mängden koldioxid per ton torr slagg var 7,2 kg koldioxid (Figur 18). Provet taget på sidan, på en meters höjd, hade tagit upp mest koldioxid, 9,7 kg koldioxid per ton torr slagg och hade en fukthalt på 12,2 procent (Figur 18).



Figur 18. Upptag av koldioxid per ton slagg och fukthalt i olika provpunkter i en av förlagringshögarna på Sysavs anläggning på Spillepeng.

I provpunkterna där koldioxidupptaget var som störst, 9,7 och 7,2 kg koldioxid per ton torr slagg, var pH 9,4 och 10,8 respektive. Analysen av proverna visade även att koldioxidupptaget var som lägst, ungefär -4,2 kg koldioxid per ton torr slagg, då pH var 10,9 (Figur 19). I samtliga provpunkter i förlagringshögen hade pH sjunkit och uppvisade lägre pH än medelvärdet av referensprovernas pH, som var 12,1 (Bilaga 3).

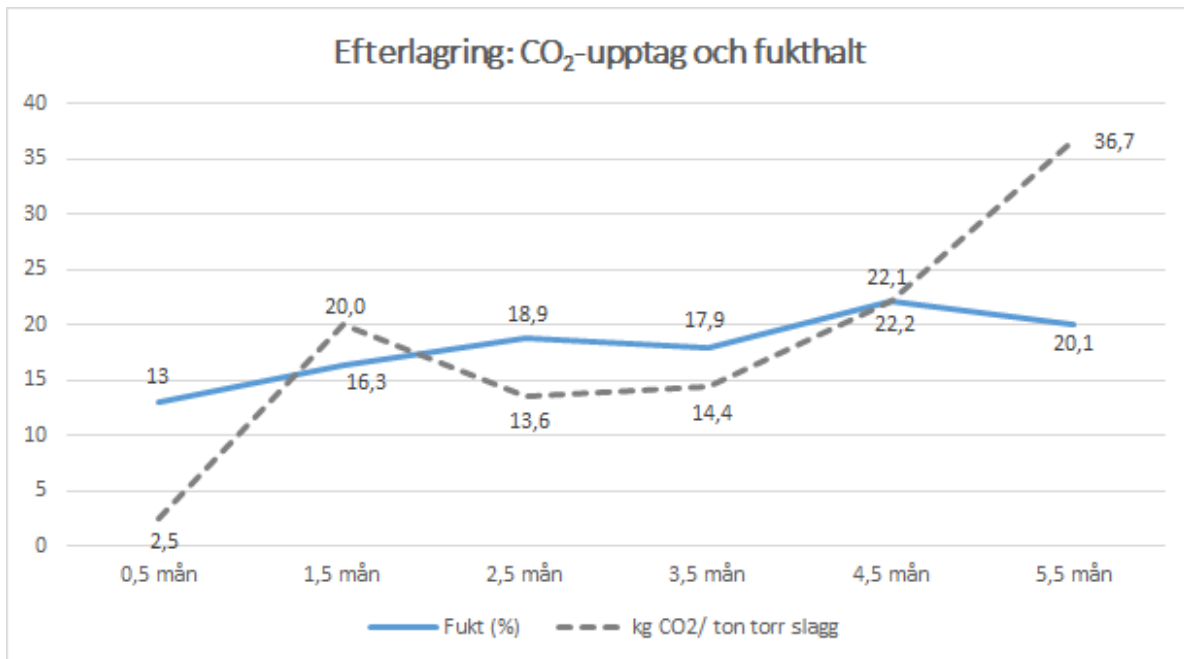


Figur 19. Upptag av koldioxid och pH i olika provpunkter i en av förlagringshögena på Sysavs anläggning på Spillepeng.

3.3.2 Efterlagring

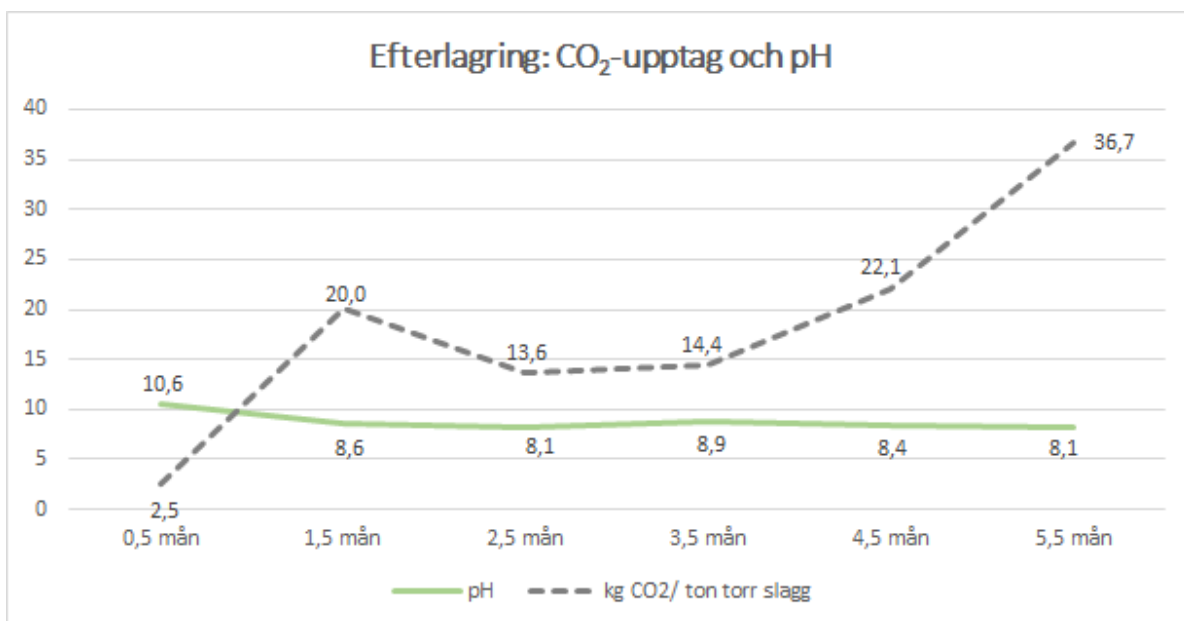
Analysen av provtagningen från efterlagringen av slagg gav resultat som visade att både fukthalten (Figur 20) och koldioxidupptaget ökade totalt sett, samt att pH minskade (Figur 21). Vid de två första provtagningstillfällena togs, som tidigare nämnt, prover från en större efterlagringshög på 4000 ton, medan resterande prover togs från en mindre testhög av slagg som innehöll cirka 20 ton.

Vid det första provtagningstillfället, då slaggen efterlagrats i ungefär två veckor, var slaggens fukthalt 13 procent och materialet hade tagit upp 2,5 kg koldioxid per ton torr slagg (Figur 20). Fukthalten varierade därefter mellan provtagningstillfällena och var som högst under den näst sista provtagningen, ungefär 22 procent (Figur 20). Även mängden koldioxid som den efterlagrade slaggen hade tagit upp varierade under fallstudien och var som högst vid 5,5 månader då den hade uppnått 36,7 kg koldioxid per ton torr slagg (Figur 20). Resultatet från provtagningstillfället vid 2,5 månader visar att koldioxidupptaget har sjunkit till 13,6 kg koldioxid per ton torr slagg, jämfört med månaden innan då upptaget var 20 kg koldioxid per ton torr slagg (Figur 20).



Figur 20. Koldioxidupptag och fukthalt i efterlagring av slagg. Prover tagna månatligen under fem månader på Sysav Spillepeng i Malmö. 0,5 månad och 1,5 månad tagna ur hög med 4000 ton slagg, resterande prover från mindre hög med 20 ton slagg.

Då pH studeras över den tid som provtagningarna utfördes är det möjligt att se en stor minskning från 0,5 månader då pH var 10,6 till 1,5 månader då värdet nått 8,6. Under den perioden ökade även koldioxidhalten i materialet från 2,5 till 20 kg koldioxid per ton torr slagg, vilket har medfört en brant ökning i figur 21. Därefter sjönk pH ytterligare till 8,1, för att sedan, vid 3,5 månader, öka till 8,9. Under efterföljande provtagningar minskade pH återigen och mellan 3,5 och 5,5 månader skedde ytterligare en stark ökning i koldioxidupptag, från 14,4 till 36,7 kg koldioxid per ton torr slagg. Mätseriens sista pH-värde befann sig åter på pH 8,1 och då var koldioxidupptaget 36,7 kg koldioxid per ton torr slagg (Figur 21).



Figur 21. Koldioxidupptag och pH i efterlagring av slagg. Prover tagna månatligen under fem månader på Sysav Spillepeng i Malmö. 0,5 månad och 1,5 månad tagna ur hög med 4000 ton slagg, resterande prover från mindre hög med 20 ton slagg.

3.3.3 Referensprov

Fukthalten hos referensproverna tagna på färskt slagg varierade mellan ungefär 17 och 22 procent och pH mellan 11,93 och 12,42 (Tabell 6). Andelen oorganiskt kol i proverna uppgick i 1,1 till 2,7 procent och andelen oorganiskt kol var som lägst då fukthalten var som lägst (Tabell 6). Referensprovernas pH sjönk även då andelen oorganiskt kol ökade, bortsett från referensprov 5 (Tabell 6).

Tabell 6. Fukthalt, pH samt andel oorganiskt kol i referensproverna av färskt slagg.

Prov	Fukt (%)	pH	Andel oorganiskt kol (%)
Ref 1	18,9	12,38	1,2
Ref 2	21,6	11,97	1,7
Ref 3	19,8	12,00	2,1
Ref 4	22,4	11,95	2,5
Ref 5	21,7	12,38	2,7
Ref 6	17,8	12,42	1,1
Ref 7	22,3	11,95	2,1
Ref 8	20	11,93	2
Medelvärde Ref	20,6	12,12	1,9

3.4 Felkällor

De mest betydande felkällor som uppstått under provtagning och analys av slagg från Spillepeng gällde den mindre efterlagringshögen, analysen av provernas koldioxidupptag samt behov av fler triplikatprover och fler provtagningstillfällen.

3.4.1 Den mindre efterlagringshögen

I efterlagringen av slagg var det nödvändigt att säkra tillgången av material som kunde undersökas under fem månaders tid varför testhögen på 20 ton lades upp. I en hög av den storleken sker sannolikt processerna i en något högre hastighet än i en normalstor hög, då tillgången till luft är större och skillnaderna i fukt och pH blir mindre då volymen är i mindre skala än vanligt. Dessutom blandades slaggen vid provtagningstillfällena då grävmaskinen lyfte ut slagg från mitten av högen och sedan lade tillbaka det igen, vilket vanligtvis inte sker vid efterlagring.

3.4.2 Analys av koldioxidupptag

Analys med OC/IC-maskin

Vid det första provtagningstillfället i februari gjordes analys av pH och fukthalt omgående. Analys av koldioxidupptag gjordes först i en OC/IC-maskin, men utan resultat. I en OC/IC-maskin mäts halten organiskt kol baserat på vikt, före och efter förbränning, och halten oorganiskt kol mäts baserat på utvecklad volym koldioxid efter att maskinen tillsatt fosforsyra till provet. Den torra slaggen som hade använts för att beräkna fukthalt finfördelades vid det tillfället i en mekanisk mortel, MM200, under en minut och med en frekvens på 30 s⁻¹. Av den finfördelade slaggen utfördes först försöket att analysera prover med 100 mg slagg i OC/IC-maskinen. Resultat för organiskt kol erhöles, men metoden för analys av oorganiskt kol misslyckades. Därpå gjordes försök på prover på cirka 400 mg slagg för att undersöka om en större mängd prov skulle kunna ge ett riktigt resultat. När provet då togs ut ur maskinen var det möjligt att se att slaggen, som nu omblandades, fortsatte att reagera med fosforsyran och utveckla koldioxid, då bubblor steg upp ur vätskan. Därmed förkastades metoden att analysera slaggen i OC/IC-maskinen och LOI utfördes istället.

Ökad fukthalt

Koldioxidanalysen genom LOI skedde 48 timmar efter insamling av proverna, som under den tiden hade förvarats i hink med tättslutande lock i rumstemperatur. Kondens hade då bildats på insidan av hinken, troligen till följd av värmeutvecklingen från karbonatiseringsprocessen. Tidsglappet på 48 timmar mellan insamling av prover och koldioxidsanalys ökade fukthalten i proverna (Bilaga 3). Det kan i sin tur påverkat mängden koldioxid som proverna tog upp.

3.4.3 Triplikatprover och fler provtagningstillfällen

Under laborationerna togs mindre prover ur hinkar som därefter analyserades. För att säkerställa att felaktiga värden av koldioxidupptag i lagringen inte beräknats på grund av var i hinken med slagg provet tagits, hade det varit möjligt att göra triplikat av samtliga slaggprover. Genom att göra triplikat hade det även varit möjligt att upptäcka om det under laborationerna uppstått fel vid exempelvis pH-mätning eller beräkning av fukthalt. Det hade framförallt säkerhetsställt resultaten som erhöles av slagg från förlagring och efterlagring. Genom att vid fler tillfällen än det i februari ta prover på slagg från förlagring hade det även varit möjligt att erhålla bättre grundade resultat gällande förlagringen. Efterföljande analys har utförts med samtliga felkällor i beaktning.

4 Analys

För att möjliggöra en jämförelse mellan resultaten som erhållits under provtagning och laboration med information som har presenterats i litteraturstudien består analysavsnittet av tre delar som behandlar pH, fukthalt och koldioxidupptag respektive.

4.1 pH

Karbonatisering, förklarat i kapitel 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen*, medför att pH sänks. pH kan därför användas som indikator för hur väl karbonatiseringsprocessen fortgår, eftersom protoner frigörs när kalciumoxid reagerar med vatten vilket bidrar till att sänka pH (ekvation 2, kapitel 2.5.3). Översiktlig jämförelse mellan fallstudiens erhållna resultat och undersökta litteraturkällor visas i efterföljande tabell 7.

Tabell 7. Översiktlig jämförelse mellan fallstudiens resultat för pH och undersökta litteraturkällor.

pH			
	Resultat fallstudie	Litteraturstudie	Tidigare studier på Sysav
Referensprov	12,1 (medelvärde)	12,9 (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006) 12,4 (Gunning et al. 2010)	cirka 11 ¹²
Förlagring	9,4–10,9	-	-
Efterlagring	8,1 (testhög)	8,5 (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006) 9,1 (Gunning et al. 2010)	8,6 omblandad hög 9,0 icke-omblandad hög (Flyhammar et al. 2004a)

4.1.1 pH i referensprov

Medelvärdet av referensproverna på färskt slagg gav i mätningarna pH 12,1, vilket är något högre än vad tidigare undersökningar av slagg från Sysav visat, då pH har varit 11¹². Däremot finns det andra försök där pH på färskt slagg uppmätts till 12,9 (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006) och 12,4 (Gunning et al. 2010), vilket är något högre än fallstudiens uppmätta medelvärde. Flyhammar et al. (2004a) beskriver att pH kan variera beroende på testmetod, varför den här typen av jämförelse mellan olika undersökningar bör ske med försiktighet.

Som tidigare nämnt utfördes fallstudiens pH-mätning och undersökningen av Flyhammar et al. (2004a; 2004b) med ett förhållande mellan vatten och löst material som var L/S 2. Arickx, Van Gerven och Vandecasteele (2006) har däremot använt L/S 10 och L/S-kvoten i undersökningen i Gunning et al. (2010) är inte beskriven. Då resultat från undersökningar med L/S 2 jämförs med resultat från undersökningar med L/S 10 är det möjligt att de förstnämnda har ett högre värde på grund av den lägre vattenhalten. Det därför möjligt att fallstudiens erhållna resultat för pH på färskt slagg kan vara högre skattat än i de fall där pH mätts med L/S 10.

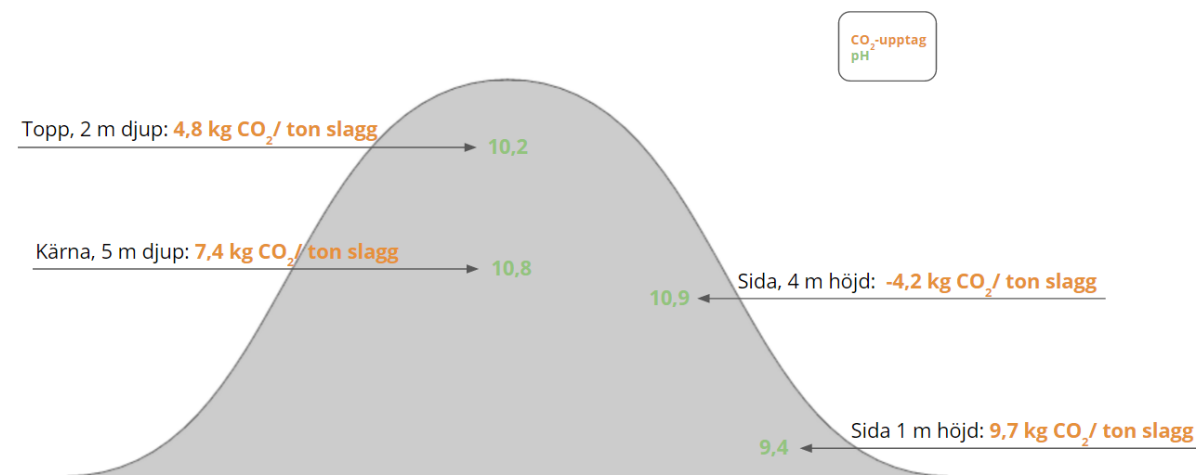
¹² Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 23 november 2015.

Inom fallstudien var det inte någon avsevärd skillnad mellan referensprovernans pH, varken mellan de fyra olika provtagningstillfällena eller inom triplikatgrupperna 3-5 och 6-8 (Tabell 6). Ett uppmätt pH på omkring 12 hos färskt slagg kan därför konstateras.

4.1.2 pH i förlagring

Uppmätt pH i förlagringshögen varierade mellan 9,4 och 10,9. Studier av utveckling av pH eller andra i denna studie undersökta parametrar i förlagringshögar av slagg har inte påträffats, varför direkta jämförelser inte är möjliga. Däremot finns beskrivningar av provtagningar utförda på Sysav för 15 år sedan tillgängliga, där ingående variationer inom en efterlagringshög visas. I dessa återfanns högre pH-värden i toppen av efterlagringshögen (Flyhammar et al. 2004b). Resultaten för pH i förlagringshög i fallstudien visar inte på stora variationer. Däremot visar uppmätta värden för pH i kombination med koldioxidupptag att karbonatiseringsprocessen har gått längre i kärnan och sidan av högen på en meters höjd, samt att toppen inte har reagerat i lika stor utsträckning och därför också uppvisar ett högt pH (Figur 22). Utvecklingen inom fallstudiens undersökta förlagringshög överensstämmer med undersökningen från tidigt 2000.

Illustration av undersökt förlagringshög



Figur 22. Översiktsbild över pH och koldioxidupptag i den undersökta förlagringshögen.

4.1.3 pH i efterlagring

pH i efterlagringen minskade som förväntat. I undersökningen utförd av Flyhammar et al. (2004a; 2004b) av en omblandad efterlagringshög, minskar pH under de första tre månaderna. Därefter ökar pH något under nästkommande mätningar efter sex månader (Tabell 8). En liknande trend uppvisades även för resultat för pH i fallstudien (Figur 21). I fallstudien minskade pH fram till provtagningen vid 3,5 månader, varefter en ökning skedde. Eventuellt kan fallstudiens provtagningshög därmed liknas vid en omblandad hög, likt den i studien från tidigt 2000.

Det slutliga pH-värdet i efterlagringshögen var en aning lägre än i litteratur uppmätta värden. Det skulle kunna förklaras av att karbonatiseringen sker snabbare och bättre i en mindre hög, eftersom den till viss del omblandats vid varje provtagningstillfälle. Flyhammar et al. (2004a) beskriver även att undersökningarna utförda på Sysav för 15 år sedan, med en omblandad och en konventionell efterlagringshög, visade att pH i den omblandade högen sjönk mer effektivt (Tabell 8).

Tabell 8. pH hos två olika efterlagringshögar på Sysav cirka år 2000. Försök 1 innebär ett omblandat, luftat slagg och Försök 2 är en konventionell lagringshög (Flyhammar et al. 2004a).

Nordtest EN	
L/S = 2, 6 timmar	
n=2	
Färskt	11.02 – 11.03
Försök 1 (3 mån)	8.28 – 8.29
Försök 1 (6 mån)	8.56 – 8.59
Försök 2 (3 mån)	9.05 – 9.12
Försök 2 (6 mån)	8.96 – 9.09

I tester med accelererad karbonatisering, beskrivet i 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen*, där koldioxidhalten är förhöjd och övriga parametrar optimerats landar pH hos slagg på 8,5 (Arickx, Van Gerven & Vandecasteele 2006) respektive 9,1 (Gunning et al. 2010). I dessa studier var L/S-kvoten 10, varför jämförelse även här bör ske med försiktighet. Mätningar med en lägre L/S-kvot för färdigt slagggrus kan medföra ett lägre pH varför skillnaderna mellan fallstudiens resultat, med slutgiltigt pH 8,1, och resultaten från accelererad karbonatisering inte bör ses som stora.

4.2 Fukthalt

Undersökningar visar att en fukthalt på 15 procent i slagg bäst gynnar karboniseringsprocessen (Rendek, Ducom & Germain 2005). Fukthalten i fallstudiens undersökta slagghögar varierade kraftigt. I jämförelse med Rendek, Ducom och Germain (2005) var det inte möjligt att i fallstudien få resultat på fukthalt för optimalt koldioxidupptag. En översiktlig jämförelse mellan fukthalten som erhållits i fallstudien och tidigare studier utförda på Sysav redovisas i efterföljande tabell 9.

Tabell 9. Översiktlig jämförelse mellan fallstudiens resultat för fukthalt och tidigare studier utförda på Sysav.

Fukthalt		
	Resultat fallstudie	Tidigare studier på Sysav
Referensprov	17-22 %	20-25 % ¹³
Förlagring	7-19 %	-
Efterlagring	12-22 %	14-16 % (Flyhammar et al. 2004b)

4.2.1 Fukthalt i referensprov

Fukthalten hos den färska slaggen direkt från förbränningen på Sysav varierar mellan 20 till 25 procent¹³. Referensproverna på färskt slagg som tagits i fallstudien har en fukthalt mellan ungefär 17 och 22 procent, vilket är i närheten av tidigare undersökningar utförda på Sysav.

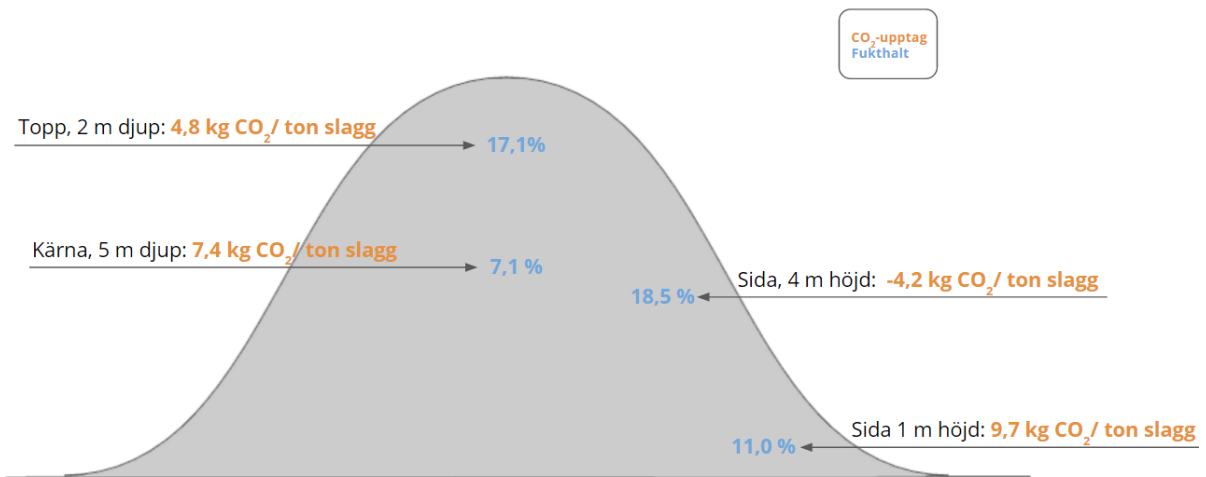
¹³ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

4.2.2 Fukthalt i förlagring

Den undersökta förlagringshögen på Spillepeng visade stor variation gällande både fukthalt och koldioxidupptag inom högen. I provpunkterna där fukthalten var lägre, i kärnan och på sidan på en meters höjd, var koldioxidupptaget som högst. Som tidigare nämnt tenderar mindre finkornigt material att röra sig in mot högens mitt (RVF 2002). Det är möjligt att den minskade kornstorleken bidrar till ökad porositet och därmed även ett ökat luftflöde. Ett ökat luftflöde, i kombination med en större kontaktyta, kan i sin tur öka karbonatiseringshastigheten. Därmed ökar värmeutvecklingen och vatten förbrukas i reaktionen (ekvation 1-3, kapitel 2.5.3), vilket troligtvis har bidragit till att förlagringshögens "kärna" har lägst fukthalt.

Resultaten gällande fukthalt från förlagringen visade att trots att provpunkterna på toppen och på sidan av högen på fyra meters höjd hade nästintill samma fukthalt varierade koldioxidupptaget i dessa punkter (Figur 23). Det är därför möjligt att andra faktorer påverkar koldioxidupptaget i större utsträckning än fukthalten i den undersökta förlagringshögen.

Illustration av undersökt förlagringshög



Figur 23. Översiktsbild över fukthalt och koldioxidupptag i undersökt förlagringshög. För att illustrera förhållandena i förlagringshögen är fukthalten som redovisas den som uppmättes direkt efter det första provtagningsstillfället, inte den fukthalt som uppmättes efter 48 timmar och är redovisad i 3.3 Resultat.

4.2.3 Fukthalt i efterlagring

Studien som utförts av Flyhammar et al. (2004b) på slagg från Sysav gav att fukthalten hos slagg som efterlagrats mellan fem och sju månader är mellan 14 och 16 procent. Fallstudiens resultat visade på en högre fukthalt efter 5,5 månad, ungefär 20 procent.

RVF (2002) menar att fukthalten ökar mot slagghögens kärna, där även mer finkornigt material återfinns jämfört med andra delar av högen. Fördelningen av fukthalt i studien utförd av RVF (2002) stämmer inte överens med den fördelning av fukt som uppmättes i förlagringshögen (Figur 23). Fallstudiens efterlagringshög däremot består av sorterat, behandlat och siktat material och har en jämn kornfraktion, vilket kan ha påverkat fukthalten i högen. Dessvärre var det inte möjligt att undersöka det på grund av vald provtagningsdesign, eftersom bara ett prov togs per tillfälle ur efterlagringshögen.

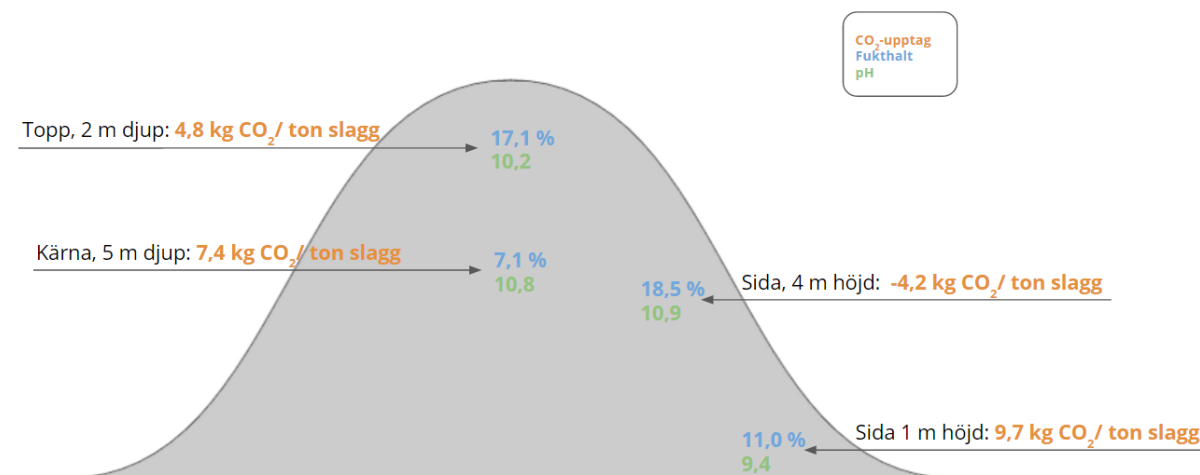
4.3 Koldioxidupptag

Tidigare teoretiska och praktiska uppskattningar av koldioxidupptag hos slagg har gett resultat mellan 12 och 250 kg upptagen koldioxid per ton slagg, se tabell 4, avsnitt 2.6.2 *Potential för koldioxidupptag*. Resultaten från fallstudien visar hur koldioxidupptag ser ut i slagghögar som har förlagrats, genomgått siktning, sortering av metaller samt har luftseparerats, och därefter har efterlagras i sex månader.

4.3.1 Koldioxidupptag i förlagring

Som tidigare beskrivet visar provtagning i förlagringshögen stora variationer mellan provtagningspunkterna (Figur 24). Liksom för pH och fukthalt finns inte för koldioxidupptag litteratur eller andra studier att jämföra fallstudiens uppmätta värden med. Däremot var koldioxidhalten i fallstudiens prover av förlagrat slagg högst i provpunkten, en meter ovan marknivå (Figur 24). Därefter har kärnan tagit upp näst mest koldioxid (Figur 24). Det överensstämmer med luftens antagna transport i slagghögen, där luft främst antas komma in i lagringshögaras delar närmast marknivå, för att transporteras in mot kärnan, där koldioxid förbrukas, varpå varm luft sedan strömmar uppåt och ut via högens övre sidor och topp¹⁴.

Illustration av undersökt förlagringshög



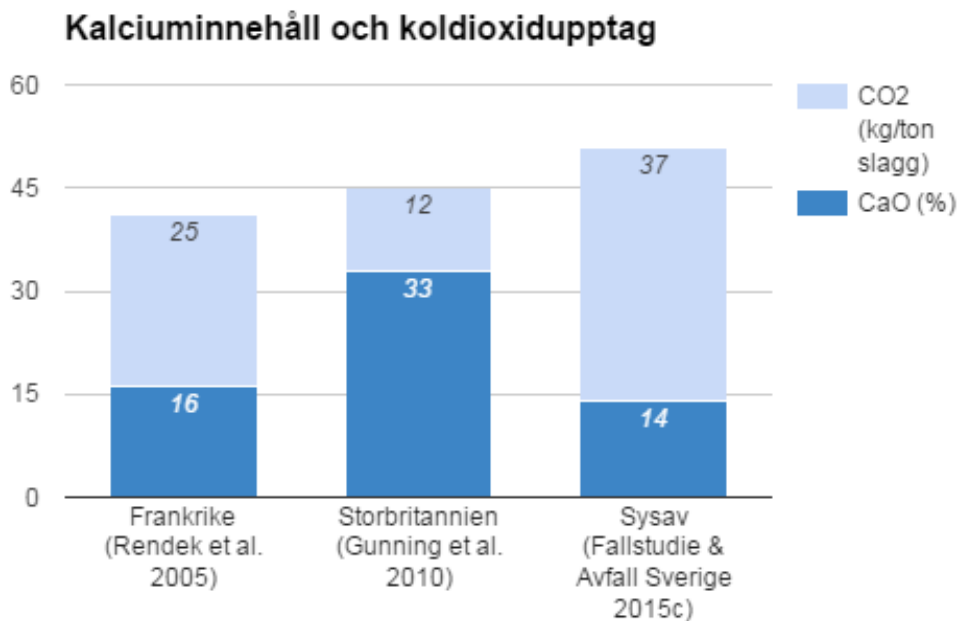
Figur 24. Översiktsbild över fukthalt och koldioxidupptag i undersökt förlagringshög. För att illustrera förhållandena i förlagringshögen är fukthalten som redovisas den som uppmättes direkt efter det första provtagningsstillfället, inte den fukthalt som uppmättes efter 48 timmar och är redovisad i 3.3 Resultat.

¹⁴ Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

4.3.2 Koldioxidupptag i efterlagring

För efterlagringen kan en minskning i koldioxidupptag mellan provtagning i månad 1,5 jämfört med månad 2,5 ses, då materialet flyttades från en konventionell lagringshög till den mindre testhögen. Efter materialflytten fortsatte koldioxidupptaget att kontinuerligt öka för att till sist öka mycket i hastighet mellan månad 4,5 och 5,5. Det slutliga resultatet på 36,7 kg koldioxid per ton torr slagg efter 5,5 månaders i den mindre testhögen var högre än förväntat i jämförelse med den långsammare ökningen i koldioxidupptag föregående månader. Samtidigt är resultatet i linje med tidigare presenterade värden, vilka sträcker sig från 12,2 kg till 47 kg för praktiska tester, se tabell 4 kapitel 2.6.2 *Potential för koldioxidupptag*.

Undersökningar i Frankrike har visat resultat där slagg tagit upp 25 kg koldioxid per ton slagg, med ett kalciuminnehåll på 16,3 procent (Rendek, Ducom & Germain 2005), medan tester på slagg i Storbritannien har gett resultat på 12,2 kg koldioxid per ton slagg, innehållandes 33,1 procent kalcium (Gunning et al. 2010). Som tidigare nämnts i 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen* borde den brittiska slaggen teoretiskt sett, på grund av högre kalciumhalt, ta upp mer koldioxid än det franska. Emellertid visar dessa undersökningar att en större andel kalcium inte nödvändigtvis resulterar i ett högre koldioxidupptag (Figur 25). Slagg från Sysav har en kalciumhalt på 14 viktprocent och det tar upp nästan 37 kg koldioxid per ton slagg efter 5,5 månaders lagring enligt fallstudien. Det bekräftar att kalciumhalten inte är proportionell mot koldioxidupptaget (Figur 25).



Figur 25. Andel kalcium i testade slaggprover och slaggens förmåga att ta upp och lagra koldioxid. Slagg från Frankrike och Storbritannien funna i litteratur, slagg från Sysav testat i för koldioxidupptag i uppsatsens fallstudie och kalciumoxidinnehåll i Avfall Sveriges rapport.

Däremot är det viktigt att påpeka, vilket tidigare nämnts i 2.5.3 *Karbonatiseringsprocessen*, att kalcium kan finnas i olika kemiska sammansättningar i slagg och inte enbart som kalciumoxid vilket inte har undersökts i studierna presenterade i figur 25. Sammantaget kan parametrar som fukthalt och kornstorlek påverka koldioxidupptaget lika mycket eller mer än vad halten kalciumoxid gör. I kommande avsnitt diskuteras slaggens upptag av koldioxid vidare, tillsammans med övriga frågeställningar.

5 Diskussion

Som en avslutande del presenteras tankar kring examensarbetets frågeställningar, där varje huvudfrågeställning diskuteras i varsitt avsnitt. Därefter följer ett avsnitt om förslag till fortsatta studier varpå slutsatser för examensarbetets frågeställningar sammanfattas.

5.1 Koldioxidupptag hos slagg

Resultatet av undersökningen av Sysavs slagg och i litteratur funnen information har visat att fukthalt, kornstorlek, lagringsmetod och tid är parametrar som är viktiga för en effektiv karbonatisering. Dessa parametrar är även möjliga att påverka, till skillnad från exempelvis materialets komposition.

5.1.1 Materialegenskaper och uppskattade mängder koldioxid

I undersökt litteratur har upptagen mängd koldioxid per ton slagg varierat kraftigt (tabell 4, avsnitt 2.6.2), mellan 25-251 kg koldioxid per ton slagg. Det högst förekommande koldioxidupptaget, 251 kg koldioxid per ton slagg, är beräknat med Steinours formel (Cho et al. 2011). Värdet är den teoretiskt maximala mängden koldioxid som slagg kan ta upp under sin lagringstid och förutsätter att hela det undersökta materialet reagerar. Värdet för upptagen mängd koldioxid i slaggprover är lägre, då fysiska och kemiska variabler, som exempelvis luftflöde, metallinnehåll och materialkomposition (figur 7, avsnitt 2.5.3) även påverkar resultatet. De kemiska och fysiska variablerna beror på hur slaggen har hanterats och lagrats. Dessa praktiskt framtagna värden är därför mer applicerbara, men kan samtidigt inte exakt beskriva verkliga förhållanden på grund av variansen inom lagringshögarna.

Att använda slaggens kalcium- och fukthalt som beräkningsgrund för materialets koldioxidupptag kan även det medföra variation i de resultat som erhålls. Profu (2015) beräknade i Sysavs klimatbokslut från 2014 ett upptag av 22,5 kg koldioxidekvivalenter per ton slagg, vilket baseras på siffror från Rendek, Ducom och Germain (2005), det vill säga slagg med en kalciumoxidhalt på 16,3 procent samt på en fukthalt på 15 procent. I fallstudien visas att Sysavs slagg, med 13,4 procent kalciumoxid enligt tidigare mätningar, tar upp omkring 37 kg koldioxid per ton torr slagg, med en fukthalt som varierar från 13 till 20 procent. Att göra beräkningar för koldioxidupptag för olika typer av slagg med olika behandlings- och lagringsmetod baserat på kalciumoxid- och fukthalt verkar därför inte låta sig göras med hög precision.

Enligt flera studerade litteraturkällor bedöms slagg vara omvandlad till slaggrus då pH är mellan 8,5-9. En risk till följd av att göra en mognadsbedömning enbart baserat på pH är att efterlagringstiden förkortas. Det innebär att materialet inte tillåts reagera i samma utsträckning och en mindre mängd koldioxid binds i slaggen. Genom att enbart studera pH skulle den efterlagrade slaggen i fallstudien omvandlats till slaggrus redan efter 1,5 månader, då pH var 8,6. Medan slaggen, vilket fallstudien visade, fortfarande hade potential att ta upp stora mängder koldioxid. Att låta slaggen efterlagras under en kortare tid medför även risken att materialets kvalitetsökning går förlorad, eftersom materialet under lagringen även förbättras på grund av den mineralisering som sker under karbonatiseringen.

Mätningarna av koldioxidupptaget hos slaggproverna i fallstudien jämfördes med medelvärdet hos en grupp referensprov av färskt slagg som bas, vilket medförde en osäkerhet i provernas upptagna mängd koldioxid. Efter flera provtagningar konstaterades att referensmaterialen

varierade i halt av oorganiskt kol. Variationen i halten oorganiskt kol berodde troligtvis på varierande avfallsströmmar och olika effektiv förbränning av avfallet. Det riskerar att generera olika sammansättning hos slaggen, vilket också kan ses i resultat från olika mätningar i tabell 2 i avsnitt 2.5.2 *Kornstorlek och kemisk sammansättning*. De olika sammansättningarna påverkar referenshalten av oorganiskt kol och därmed skillnaden av mängden oorganiskt kol i lagrat och olagrat slagg, vilken i arbetet har använts direkt för att beskriva upptagen mängd koldioxid.

5.1.2 Metallåtervinning

Eftersom återvinningen av metaller ur slagg gynnas då slaggens fukthalt är låg, vilket genererar både ekonomisk och miljömässig vinst, är det möjligt att metallåtervinningen prioriteras före en optimal behandling av slagg till slaggrus. Studier i Schweiz har visat att återvinning av metall kan spara ungefär 40 kg koldioxid per ton förbränt avfall (Boesch et al. 2014). Liknande undersökningar i Danmark har visat att återvinning av stål och aluminium kan spara 100 och 200 kg koldioxid per ton slagg respektive (Allegrini 2014). I Sysavs klimatbokslut från 2014 är den beräknade mängden negativa koldioxidekvivalenter från företagets metallåtervinning betydligt fler jämfört med dem som slaggruset beräknas bidra med. 2014 uppgick antalet negativa koldioxidekvivalenter från metallåtervinningen i nästan 12 000 ton, medan antalet från karbonatisering av slagg var cirka 2000 ton koldioxidekvivalenter (Profu 2015). Genom att prioritera metallåtervinning finns en risk att gå miste om fördelarna som lagringen av slagg kan bidra med. Eftersom metallåtervinningen gynnas av så torr slagg som möjligt och en minskad fukthalt i slagg på samma gång resulterar i en försämrad karbonatiseringsprocess och i förlängningen att materialet slaggrus inte bildas. Då förloras möjligheten till koldioxidupptag i slagg som efterlagras, samt möjligheten att få tillgång till ett användbart konstruktionsmaterial. Det innebär även att uttag av jungfruligt material och utsläpp i samband med det inte undviks i de fall där slaggrus kan användas som konstruktionsmaterial.

5.2 Användning av slaggrus och klimatpåverkan

Det är möjligt att genom användning av slaggrus generera både positiv och negativ miljöpåverkan. Genom att lagra slagg kan som tidigare nämnt materialet ta upp koldioxid, men risk finns även för utlakning av bland annat metaller, till närmiljön, varför användande av slaggrus inte är okomplicerad.

5.2.1 Sverige och Europa

Mängden slagg som producerades i Sverige ökade mellan åren 2005 och 2014 från 515 000 ton till nästan en miljon ton, det vill säga nästan en hundra procentig ökning av materialet. I jämförelse med övriga länder i Europa är den procentuella andelen avfall som förbränns i Sverige hög. År 2014 förbrändes 44 procent av det svenska hushållsavfallet, importerade mängder är inte inräknade, och förbränningen av hushållsavfall i medeltal i Europa uppgick i 28 procent. Samtidigt är det intressant att slaggen, som uppgår i 15-20 procent av allt ingående avfall, i dagsläget inte ses som en starkare resurs i Sverige. I avsnitt 2.4.2 *Exempel i Europa* beskrivs att Tyskland, Danmark, Nederländerna och Frankrike använder majoriteten av producerat slaggrus som bärlager i konstruktioner för infrastruktur. Jämfört med dessa länder skiljer sig Sverige mycket i frågan om resursutnyttjande gällande den här avfallsströmmen. Under 2010 användes 60 procent av de totala förbränningsaskorna i Sverige till sluttäckning av deponier och bara 8 procent till vägkonstruktioner (Svenska Energiaskor 2011). Det är troligt att den stora skillnaden i användningen mellan länderna beror på tillgång till eller brist på naturgrus och krossat berg, samt antalet deponier som behöver sluttäckas.

Det gjordes flera studier gällande användning av svenskt slaggrus som konstruktionsmaterial i bland annat vägar och parkeringsplatser under åren runt 2000, men då förbudet mot deponering av brännbart avfall infördes 2002 ökade antalet deponier som behövde sluttäckas, vilket resulterade i att det i Sverige producerade slaggruset började användas till sluttäckning av deponier i större utsträckning. Avsättning för materialet löstes därmed, men som tidigare nämnt innebär deponidirektivet en utfasning av deponier, medan restprodukterna från avfallsförbränning istället antas fortsätta produceras i samma mängd eller öka.

5.2.2 Miljöhänsyn och livscykelperspektiv

Med bakgrund i de miljömässiga fördelarna som uppstår genom att återvinna metaller ur slagg samt att använda materialet som konstruktionsmaterial hade det varit att föredra om användningen av slaggrus i exempelvis vägkonstruktioner, parkeringsplatser och bullervallar i Sverige framöver ökade. Valet av det konstruktionsmaterial, och den plats, där slagg kan användas för att minska miljöpåverkan bör undersökas noggrant, för att inte riskera att en större miljöpåverkan sker, än om jungfruliga material används. Exempelvis visade en av de livscykelanalyser som studerades i litteraturstudien att slagg inte bör användas i cement vid tillverkning av betong, då det medför mer miljöpåverkan än användning av jungfruliga material som sand. Om materialet redan nu i större utsträckning användes i exempelvis vägkonstruktioner hade det varit möjligt att implementera arbets- och kontrollmetoder för att använda och övervaka eventuella effekter av materialet. Det hade dessutom underlättat avsättningen av materialet i ett framtidsscenario där samtliga deponier är sluttäckta, vilket Tyréns på uppdrag av Svenska Energiaskor beräknar vara om fem år (Hansson 2013).

Ska slaggrus användas i konstruktioner är miljön som materialet skall användas i till mångt och mycket avgörande. Hänsyn måste tas till ett områdes känslighet med avseende på till exempel hur stor utspädning som kan ske i omgivande vatten och platsens ekosystem. Det kan exempelvis finnas känsliga arter som kan påverkas, eller från rinnande vatten som kan nå

grundvattentäkter. Metoder för att kapsla in slaggen med hjälp av andra material finns, vilket i dagsläget tillämpas i Nederländerna och Danmark, tidigare nämnt i avsnitt 2.4.2 *Exempel i Europa*. Det skulle vara möjligt att se över möjligheten att kapsla in slaggen även i Sverige. I utlakningstester, som har utförts på slaggrus från Sysav och från Dåva, kapitel 2.4.4 *Problematik med slaggrusanvändning*, är det tydligt att koppar, zink, klorider och sulfater överstiger Naturvårdsverkets rekommenderade värden. Användningen bör därför ske med försiktighet, men också med riskanalys anpassad för den för området specifika situationen vad gäller vatten och miljö, för att inte överskatta risker. Dessa bedömningar kan förslagsvis den kommun där ett projekt skall anläggas vara behjälplig med. Även jungfruliga material har stor påverkan på miljön, vilket kan ses i kapitel 2.6.5 *Livscykelanalys på slagg och slaggrus*, men ofta bedöms återvunna material efter hårdare kriterier än jungfruliga, bland annat på grund av ett ibland okänt innehåll eller ursprung.

I hänsynsreglernas tredje paragraf, i miljöbalken, finns tydligt beskrivet att en verksamhetsutövare ska stå för de skyddsåtgärder och vidta de försiktighetsmått som behövs. Även i förordningen om förbränning av avfall beskrivs att verksamhetsutövare är ansvariga för att analysera restprodukter från förbränning samt minimera deras mängd och farlighet. Gällande risken för utlakning från konstruktioner innehållandes slaggrus är hänsynsreglerna och förordningen om förbränning av avfall direkt applicerbara. Ett väl genomfört planförfarande och miljöundersökning med tillhörande uppföljning kan säkra att användning sker utan skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Genom att ersätta jungfruligt material som naturgrus och krossat berg med slaggrus är det möjligt att minska den miljöpåverkan som uppstår vid uttaget av det jungfruliga materialet samt att undvika att omvandla naturmiljö till täkter. Argumentet att lagringen av slagg kräver en stor yta, vilket kan påverka den omkringliggande miljön i och med till exempel utlakning och dammning, kan givetvis framföras. Ofta är avfallshantering dock beläget i närheten av tätbefolkade områden där möjlighet till uppsamling och rening av avrinnande vatten samt bevattning för att förebygga dammning finns. Ingreppen i naturmiljön vid brytning av jungfruliga material är däremot permanenta och påverkar tidigare orörd miljö. Ur den aspekten medför jungfruliga material större miljöpåverkan än slaggrus.

Vid användning av slaggrus som konstruktionsmaterial är det viktigt att ta hänsyn till nedmonteringen av konstruktionen för att minimera risken för att negativ miljöpåverkan sker då exempelvis en väg ska läggas om eller har tjänat ut sitt syfte. I Naturvårdsverkets handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* beskrivs att fasen nedmontering ska inkluderas, både enligt svensk lagstiftning och inom ramarna för utförandet av en livscykelanalys. Det innebär planering för omhändertagande av avfallet som uppstår vid nedmontering. Slaggrus som använts som konstruktionsmaterial riskerar att påverka omgivningen om det efter rivning eller nedmontering används som fyllning i naturkänsliga områden. Alltså bör god dokumentering om dessa byggmaterial finnas.

5.2.3 Alternativhantering

Att inte använda slaggruset innebär att materialet skulle behöva deponeras, vilket resulterar i en stor kostnad för aktörer i förbränningsbranschen. Deponering innebär även att effekten av CCU, i och med minskad karbonatisering, går förlorad samt fortsatt användning av jungfruliga resurser. Därmed påverkas fler naturområden och fler resurser förbrukas i och med ett större uttag av material som naturgrus och krossat berg. Genom att deponera slagg och låta materialet förvaras i en syrefattig miljö riskerar även det organiska materialet i slaggen nedbrytas anaerobt och resultera i ökade metanutsläpp.

5.3 Slagg och lagstiftning

Lagstiftningen som påverkar slaggrus bidrar i sin utsträckning till att påverka huruvida slagg skall lagras. Därmed påverkas även hur karboniseringsprocessen kan ske, i och med att det endast är lönsamt att lagra slagg om materialet kan användas i ett senare skede.

5.3.1 End of waste

Från EUs avfallsdirektiv är det tydligt att förbränning bör vara det fjärde hanteringsalternativet att prioriteras, endast då förebyggande, återanvändning och återvinning av avfall inte är möjligt. Förbränning är en förutsättning för skapandet av slagg, samtidigt som användningen av slagg är ett steg upp i hierarkin, till materialåtervinning. Om lagar gällande end-of-waste utvecklas vidare kunde slaggrus frikopplas från avfallslagstiftning och istället jämföras med konventionella produkter. Det skulle till exempel vara möjligt att göra en liknande indelning av materialet som den i Frankrike: slagg direkt till användning, slagg som kräver behandling före användning eller slagg som ska deponeras. Det skulle medföra en tydligare jämförelse mellan slaggrus och olika material samt, deras egenskaper och kvalitet samt underlätta användandet för entreprenörer.

5.3.2 Påverkan på miljömål och etappmål

Generationsmålet, att lämna en bättre miljö till nästkommande generationer, utgör som tidigare nämnt grunden i svensk miljöpolitik och miljölagstiftning. Generationsmålet är även vägledande för de 16 nationella miljömålen. Det kan skapa motsättningar då valet och magnituden av mänsklig skapad påverkan måste väljas. Det vore, med avseende på utsläpp till luft och resursutnyttjande, att föredra att inte förbränna något avfall alls, och basera uppvärmnings- och elkraftsbehovet på enbart förnyelsebara källor. I dagsläget är det inte möjligt då trender för avfallsgenerering har visat på ökande mängder under de senaste årtiondena, vilket troligtvis kommer att fortsätta. Förbränning blir en del av lösningen för att hantera de globalt ökande avfallsmängderna.

Gällande slagg uppstår motsättningar mellan olika miljö- och etappmål. Genom användning av slaggrus i konstruktionsmaterial är det möjligt att bidra till miljömålet samt etappmålet *Begränsad klimatpåverkan* och bidra till att färre jungfruliga resurser utnyttjas. Parallellt finns risken att på grund av totalhalt och utlakning från slaggen och slaggruset negativt påverka miljömålen *Giftfri miljö*, *God bebyggd miljö*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Grundvatten av god kvalitet* och etappmålet *Giftfria och resurseffektiva kretslopp*.

Att minska uttaget av jungfruliga resurser som naturgrus och krossat berg är inte ett miljömål, men att hushålla med resurser samt främja återvinning är lagstadgat enligt miljöbalkens hänsynsregler. I förordningen om förbränning av avfall beskrivs även att restprodukter från förbränning ska återvinnas då det är möjligt. Gällande negativa effekter på miljömål vid lagring av slagg och användning av slaggrus bör diversifiering göras, eftersom omfattningen av påverkan på ovan nämnda miljömål varierar. *Levande sjöar och vattendrag* riskerar troligtvis mest negativ påverkan i och med läckage av koppar, medan inverkan på övriga miljömål är mer osäker.

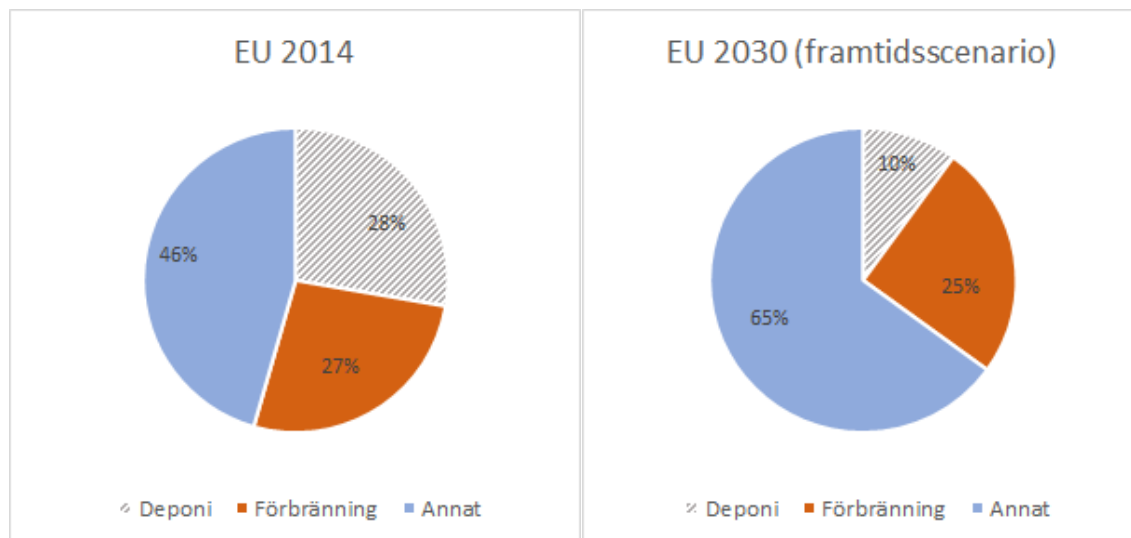
5.3.3 Avfallsplanen

I Sveriges nationella avfallsplan beskrivs att bland svårigheterna med att använda avfall som konstruktionsmaterial finns avsaknaden av riktlinjer och gränsvärden. Gällande användningen av slaggrus skulle det vara möjligt att ta fram rikstäckande gränsvärden samt även riktlinjer för tillfällen då materialet är lämpligt att använda. Det skulle underlätta både tillståndsprocessen

och minska risken för ojämn bedömning i tillståndsärenden, då det är upp till varje kommun att avgöra om slaggruset får användas. I dagsläget finns, som tidigare nämnt, riktvärden för bedömning av ringa risk, men avsaknaden av gränsvärden försvårar användandet. Ett utökat användande av slaggrus skulle även bidra till målet i avfallsplanen att öka användningen av avfall och material i anläggningsarbeten. För att lyckas med detta krävs samarbete mellan flera aktörer, så som avfallsproducenter, byggtreprenörer och tillståndsmyndigheter. Genom att i den kommande avfallsplanen, som ska vara giltig 2018-2023, inkludera tydligare mål gällande användningen av restprodukter så som slaggrus, är det möjligt att användningen av materialet skulle öka. Det är även möjligt att användningen av återvunna konstruktionsmaterial som slaggrus skulle öka om den nya avfallsplanen innehåller krav på marknadens aktörer att använda dessa material.

5.3.4 Cirkulär ekonomi och behandlingsmetoder i EU nu och 2030

Om målet i paketet om cirkulär ekonomi (beskrivet i avsnitt 2.2.1), att år 2030 i Europa endast deponera 10 procent av allt avfall och materialåtervinna 65 procent av hushållsavfallet, uppnås är det möjligt att mängden förbränt avfall kommer att förändras och därmed även mängden slagg. 2014 uppgick som tidigare nämnt mängden deponerat hushållsavfall och mängden förbränt avfall till 28 respektive 27 procent (Figur 26, scenario EU 2014). Att uppnå målet i paketet om cirkulär ekonomi skulle troligtvis resultera i att den procentuella mängden förbränt avfall minskar eller är ungefär lika stor som i dagsläget (Figur 26, scenario EU 2030). Förutsatt att mängden deponerat avfall inte understiger 10 procent samtidigt som materialåtervinningen inte övergår 65 procent (Figur 26, scenario EU 2030).



Figur 26. Behandlingsmetoder för hushållsavfall i EU 2014 (Eurostat 2015a) och 2030 om målet i paketet om cirkulär ekonomi uppnås (Europeiska kommissionen 2015b). Kategorin "Annat" avser materialåtervinning, kompostering, samt övriga behandlingsmetoder.

Oavsett om målet i paketet om cirkulär ekonomi uppnås är det troligt att avfallsförbränning även i framtiden kommer att generera en stor mängd slagg som skulle vara möjligt att använda. Det förutsatt att majoriteten av slaggen förbränns med rosterteknik, som genererar mer slagg än tekniken med fluidiserad bädd. Det är även möjligt att den totala mängden slagg i Europa kommer att öka, förutsatt att avfallsmängderna fortsätter att öka. Kunskap om restprodukter från avfallsförbränning samt teknik för att hantera dessa kommer därför vara av vikt framöver.

5.3.5 CCS och CCUS

I internationella diskussioner om klimatförändringar uppkommer kontinuerligt behovet av olika lösningar för att möta utmaningen med att minska utsläppen av växthusgaser till atmosfären. Ny teknik, bättre resursanvändning, smartare elsystem med mera är åtgärder som idag implementeras och ständigt förbättras och därmed bidrar till minskade växthusgasutsläpp. CCU och CCUS kritiserar ofta för att vara inriktade på symptomlindring snarare än att lösa orsaken till problemet, det vill säga att minska utsläppen. Emellertid krävs många insatser för att minska den mänskliga påverkan på klimatet, varför även den positiva miljöpåverkan som lagring och användning av slaggrus kan medföra med avseende på koldioxidupptag är viktig. Slagg kan, trots relativt lågt koldioxidupptag per viktenhet, bidra till minskning av koldioxidhalten i och med de stora mängderna av materialet. Det finns, som tidigare nämnt, studier som visat att karbonatiseringsprocessen i slagg kan minska avfallsförbränningsanläggningarnas totala koldioxidutsläpp med upp till 1 procent (Rendek, Ducom & Germain 2005). Om det i fallstudien uppmätta koldioxidupptaget, 37 kg slagg per ton slagg, antas för produktionen av en miljon ton slagg per år i Sverige, skulle det nationella koldioxidupptaget för slaggrus bli 37 000 ton per år. Den upptagna mängden koldioxid förutsätter att allt material tar upp koldioxid lika effektivt, vilket troligtvis inte sker, däremot är det viktigt att utnyttja materialets förmåga att ta upp koldioxid.

5.3.6 Handel med utsläppsrätter

För företag som är inkluderade i handelssystemet med utsläppsrätter, ETS, är det av intresse att sänka sina utsläpp för att på så sätt sänka kostnader för utsläppsrätter. Svenska avfallsförbränningsanläggningar som Sysav har fått fri tilldelning av utsläppsrätter. Framöver kommer Sysav troligtvis att behöva köpa utsläppsrätter eftersom antalet utsläppsrätter minskar årligen, samtidigt som företagets utsläpp inte bedöms minska. Det är även möjligt att priset på utsläppsrätter kommer att öka i framtiden, vilket då ökar kostnaderna för företag anslutna till systemet.

Genom att låta slagg lagras och bilda slaggrus är det möjligt att kompensera för koldioxidutsläpp. Däremot är det idag inte möjligt att tillgodoräkna dessa negativa koldioxidekvivalenter från lagringen av slagg till slaggrus för att minska kostnaderna för utsläppsrätter. Genom att i framtiden tillåta industrier med CCU eller CCUS att tillgodoräkna de negativa koldioxidekvivalenter som inbindande av koldioxid kan medföra, skulle det möjliggöra en sänkning av dessa företags kostnader för utsläppsrätter, och motivera verksamheter att på alla sätt arbeta för att minska sina nettoutsläpp.

Emellertid kan det vara problematiskt att inkludera negativa koldioxidekvivalenter i bedömningen av mängden utsläppsrätter ett företag måste redovisa för. Gällande exempelvis slagg blir de negativa koldioxidekvivalenter som materialet ger upphov till en uppskattning, och därför ett teoretiskt värde, av materialets förmåga att binda koldioxid. Att ta fram internationella standarder för negativa koldioxidvärden per material skulle då vara en möjlig lösning. Det skulle även vara möjligt för Sverige att lagstifta om att slaggproducenter skulle vara tvungna att lagra det slagg som produceras och därmed även låta materialet karbonatiseras och binda in koldioxid.

5.4 Förslag till fortsatta studier

I framtida studier av koldioxidupptag hos slagg finns det flera aspekter som skulle vara möjliga att inkludera, utöver dem som undersöktes i fallstudien. Genom att analysera fler provpunkter, vid fler tillfällen i för- och efterlagringshögar skulle det vara möjligt att få en utökad bild av hur koldioxidupptaget varierar. Speciellt i efterlagringshögar skulle fler provpunkter vara behjälpligt. Görs detta finns en större möjlighet till att svara på frågan om vid vilken fukthalt optimalt upptag av koldioxid sker. Tidigare studier har gjorts över fördelningen av fukthalt i en verklig normalstor efterlagringshög, men då mättes inte koldioxidupptaget. Kombinerar dessa mätningar kommer fukthaltsberoendet för karbonatiseringen att vara möjlig att beskriva bättre i framtiden. Storleken och hanteringen av den mindre efterlagringshögen i genomförd fallstudie påverkade sannolikt resultaten från slaggproverna som lagrats i 2,5 till 5,5 månader. Framtida provtagning bör därför förslagsvis utföras i större efterlagringshögar, för att mer direkt kunna beskriva normala förhållanden.

Resultaten från fallstudien visade att koldioxidupptaget var högst vid det sista provtagningstillfället. Därför rekommenderas framtida studier att utöka tiden för provtagning eftersom koldioxidupptag kan fortsätta öka till exempel en eller flera månader senare. Efter starten av fallstudiens provtagning erhöles information om att temperatur kunde vara en stark bidragande faktor till effektiviteten hos karbonatiseringen, vilket skulle vara intressant att inkludera i framtida undersökningar som kombinerar temperatur med koldioxidupptag.

Enligt Pan, Chang och Chiang (2012) finns risk för koldioxidläckage från slagg under sura förhållanden. Det är inte troligt att koldioxidläckage på grund av sur nederbörd skulle uppstå från den undersökta slaggen på Sysav Spillepeng. Eftersom metoden att använda OC/IC-maskin inte fungerade på grund av fosforsyran som rann av den torkade slaggen, det vill säga att inträngning av en sur lösning inte skedde. Dessutom är det mycket ovanligt att regnvatten tränger igenom slagghögarna, det rinner istället av materialet utanpå¹⁵. Studier gällande möjligheten att koldioxidläckage skulle ske på grund av inträngning av vatten med lågt pH från sidorna i slaggrus i vägkonstruktioner har inte påträffats. Om koldioxidläckage från slaggrus i konstruktioner skulle ske kan materialet medföra en ökad klimatpåverkan. Genom tät inkapsling vid användning kan den här typen av risker undvikas. Undersökningar av eventuella koldioxidläckage från slagg kan dock vara intressant för att bekräfta klimatsäkerheten i användarfasen. Från slaggrus som använts vid sluttäckning av deponier skulle även teoretiskt sett koldioxidläckage kunna ske om tillräckligt sura förhållanden uppstod, vilket också kunde vara intressant att undersöka.

¹⁵ Magnus Svensson, slaggtekniker och medarbetare på Sysav Utveckling AB, kommunikation under flertalet provtagningstillfällen våren 2016. Samt Raul Grönholm, handledare och medarbetare på Sysav Utveckling AB. Möte 29 januari 2016.

5.5 Slutsatser

5.5.1 Hur mycket koldioxid kan slagg från avfallsförbränning binda? Resultaten från fallstudien visar att slaggen från Sysavs anläggning på Spillepeng kan binda omkring 37 kg koldioxid per ton torr slagg efter lagring i 5,5 månader, vilket motsvarar den lagringstid som Sysavs slagg vanligtvis lagras. Det innebär att slagg kan, och bör, räknas som en koldioxidsänka.

Hur lång tid tar karbonatiseringsprocessen?

Det gick inte att fastställa hur lång tid karbonatiseringsprocessen som sker under slaggens lagringstid tar. Vid sista provtagningstillfället av slagg som lagrats i 5,5 månader uppmättes maxpunkten för koldioxidupptag jämfört tidigare månader (figur 20 och 21, avsnitt 3.3.2). Ökningen kan därför fortsätta under kommande månader och karbonatiseringsprocessen för undersökt slagg kan därför endast sägas ta minst 5,5 månader.

Hur påverkas karbonatiseringen av slagg vid olika fukthalter i materialet? Vid vilken fukthalt sker optimalt upptag av koldioxid?

Slaggens fukthalt påverkar materialets karbonatiseringsprocess och enligt undersökningar utförda på laboratorienivå sker optimalt upptag av koldioxid då slaggens fukthalt är 15 procent. I praktiska undersökningar av lagringshögar är det inte möjligt att ange en specifik procenthalt eftersom det är fler variabler som spelar in. Fukthalten i fallstudien varierade mellan 10-20 procent. Från 2,5 månader och framåt var fukthalten runt 20 procent, men ett mönster för ökning och minskning i fukthalt kopplat till hastigheten för karbonatiseringen kunde inte utläsas.

Hur ser förhållandet mellan koldioxidupptag och neutraliseringsprocessen av pH ut i lagringshögarna för slagg? Har maximalt koldioxidupptag uppnåtts då slaggen når pH 8,5-9? pH minskar då upptagen mängd koldioxid i slaggen ökar, vilket även resultaten från fallstudien visade, bortsett från ett avvikande värde då slaggen efterlagrats i 3,5 månader och pH ökade från 8,1 till 8,9 (figur 21, avsnitt 3.3.2). Därefter fortsatte pH att återigen minska medan koldioxidupptaget fortsatte öka. Resultaten visade även att slagg kan fortsätta ta upp koldioxid efter att pH har sjunkit under det rekommenderade intervallet 8,5-9. I fallstudien var slaggens koldioxidupptag ungefär 15-20 kg koldioxid per ton torr slagg då pH var 8,5-9. Det slutgiltiga resultatet i fallstudien gav att maximalt upptag av koldioxid hade skett då pH var 8,1, men precis som för koldioxidhalten så avslutades mätningarna utan information om den fortsatta utvecklingen av pH.

5.5.2 Vilken skillnad är det, med avseende på klimatpåverkan, att behandla och använda slaggrus jämfört med att låta det gå direkt till deponering?

Livscykelanalyser av slagg och slaggrus har visat att användning av materialet i vägkonstruktioner genererar lägre koldioxidutsläpp, jämfört med att använda jungfruligt material eller att låta deponera slaggen. Däremot har undersökningar visat att användning av slagg i cement för att tillverka betong tvärtom ger ett ökat utsläpp av koldioxid.

Gällande Sysav skulle det vara möjligt för företaget att minska sina utsläpp med cirka 4400 ton koldioxid per år om all slagg fick efterlagras optimalt, vilket slaggen gör om den ska användas. För hela Sverige blir motsvarande siffra 37 000 ton koldioxid per år, baserat på fallstudiens resultat för koldioxidupptag per ton slagg och att Sverige år 2014 producerade en miljon ton slagg. Möjligheten att allt material kan användas bör dock tas med försiktighet.

5.5.3 Hur ser lagstiftningen kring slaggrus ut idag?

Det finns i dagsläget inte någon specifik lagstiftning gällande användningen av slaggrus i Sverige. På Europeanivå uppmanar Ramdirektivet om avfall (2008/98/EG) till användning av återvunnet material för att bevara naturresurser. För sådana material, varibland slagg finns omnämnt, anges att medlemsländerna bör utforma specifikationer och tydliga kriterier för användandet. Många länder i Europa, exempelvis Danmark, Tyskland och Nederländerna, använder slagg i större utsträckning än Sverige i bland annat vägkonstruktioner och som annat fyllnadsmaterial.

Lagstiftningen som påverkar hanteringen av slagg och slaggrus i Sverige är delad, där möjligheten att bidra positivt genom minskade utsläpp och minskad användning av jungfruliga material ställs mot risken för påverkan på omgivande miljö. Centralt för hanteringen av slagg och slaggrus är alltså konflikten mellan att resurshushålla och samtidigt minimera risken för att förorena, vilket återspeglas i generationsmålet, hänsynsreglerna och de nationella miljö- och etappmålen.

För att underlätta användningen av slaggrus bör nationella riktlinjer och gränsvärden utformas, för att möjliggöra för producenter av materialet att säkerställa en god kvalitet, samt underlätta användningen av materialet. Idag finns Naturvårdsverkets handbok om *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* att tillgå, men varje fall för användande skall prövas av lokala myndigheter och det är i dagsläget svårt att få tillstånd och därmed även svårt att konkurrera med konventionella material på marknaden.

Slutord

Avslutningsvis, att minska de totala avfallsmängderna och sträva mot de högre nivåerna i EUs avfallshierarki är ett önskvärt framtidsscenario. Emellertid kommer avfallsmängderna troligtvis att fortsätta öka och energiåtervinning av avfall är ett betydligt bättre alternativ än deponering. Det innebär även att materialet slagg kommer att fortsätta produceras och förhoppningsvis kommer materialet slaggrus vidare att användas som konstruktionsmaterial i exempelvis vägar i Sverige, i större utsträckning än vad som sker idag. Förhoppningen inkluderar också ansträngningar för att sträva efter att uppnå ett maximalt koldioxidupptag hos materialet, vilket sammantaget ger ett gott resursutnyttjande.

Josefin och Katarina

Lund, augusti 2016

6 Referenslista

- Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A. & Astrup, T. F. (2014). Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash. *Journal of Environmental management*, 151, ss. 132-143.
DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.11.032.
- Arickx, S., Van Gerven, T. & Vandecasteele, C. (2006). Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash. *Journal of hazardous material*, 137(1), ss. 235-243.
DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.01.059
- Arickx, S., De Borger, V., Van Gerven, T. & Vandecasteele, C. (2010). Effect of carbonation on the leaching of organic carbon and of copper from MSWI bottom ash. *Waste Management*, 30(7), ss. 1296-1302.
DOI: 10.1016/j.wasman.2009.10.016
- Arm, M., Lindeberg, J. & Helgesson, H. (2007). *Sammanställning av material och användningsområden: Underlag i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten"*. Linköping: Statens Geotekniska Institut.
<https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/deponering/bakgrundsrapporter/sgi-v-572.pdf>
- Avfall Sverige (2014). *Rening av svavelväte och koldioxid i deponigas med slaggrus - teknisk och ekonomisk potential*. (Rapport D2014:06). Malmö: Avfall Sverige.
<http://www.avfallsverige.se/rapporter/rapporter-2014/d201406/>
- Avfall Sverige (2015a). *Svensk avfallshantering 2015* [broschyr].
http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Statistikfiler/SAH_2015.pdf
- Avfall Sverige (2015b). *Avfallshantering - Energiåtervinning*.
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/> [2016-01-25]
- Boesch, M. E., Vadenbo, C., Saner, D., Huter, C., & Hellweg, S. (2014). An LCA model for waste incineration enhanced with new technologies for metal recovery and application to the case of Switzerland. *Waste management*, 34(2), ss. 378-389.
DOI: doi:10.1016/j.wasman.2013.10.019
- Cho, J. S., Kim, S. M., Chun, H. D., Han, G. W., & Lee, C. H. (2011). Carbon dioxide capture with accelerated carbonation of industrial combustion waste. *International Journal of Chemical Engineering and Applications*, 2(1), ss. 60.
- Costa, G., Baciocchi, R., Polettini, A., Pomi, R., Hills, C. D., & Carey, P. J. (2007). Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), ss. 55-75.
DOI: 10.1007/s10661-007-9704-4

Crillesen, K. & Skaarup, J. (2006). *Management of Bottom Ash from WTE Plants - An overview of management options and treatment methods*. International Solid Waste Association: Working Group on Thermal Treatment of Waste.
http://www.iswa.org/uploads/tx_iswaknowledgebase/Bottom_ash_from_WTE_2006_01.pdf

Cuijie, G., Dezhen, C., Wenzhou, S., & Pu, L. (2010). Life Cycle Assessment for Roadbase Construction Using Bottom Ash from Municipal Solid Waste Incineration in Shanghai. *International Conference on E-Product E-Service and E-Entertainment (ICEEE)*, ss. 1-6. DOI: 10.1109/ICEEE.2010.5660547

Europeiska kommissionen (2014). *Climate action: Commission uses polluters' revenues to fund clean energy projects across Europe* (Pressmeddelande från Europa kommissionen 8 juli 2014). http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-780_en.htm

Europeiska kommissionen (2015a). *Annex - Report on review of Directive 2009/31/EC on the geological storage of carbon dioxide*. Bryssel: Europeiska kommissionen.
http://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/progress/docs/com_2015_576_annex_2_en.pdf

Europeiska kommissionen (2015b). *Paket om cirkulär ekonomi: Frågor och svar*.
http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-15-6204_sv.htm [2016-01-26]

Eurostat (2015a). *Municipal waste landfilled, incinerated, recycled and composted in the EU-27*. http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Municipal_waste_landfilled,_incinerated,_recycled_and_composted_in_the_EU-27,_1995_to_2013.png [2016-03-01]

Eurostat (2015b). *Waste streams (env_wasst, env_wasgt)*.
<http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/database> [2016-03-21]

Flyhammar, P., Bendz, D., Hartlén, J. & Grönholm, R. (2004a). *Lagring av slaggrus: Slaggrusets åldrande - Förändring av miljömässiga egenskaper*. (Rapport 1). Malmö: Sysav Utveckling AB.
<http://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrensredovisningar-faktablad-rapporter-etc/rapporter/rapporter-aldre/2004-lagring-av-slaggrus-rapport-1-slaggrusets-aldrande---forandringar-av-miljomassiga-egenskaper.pdf>

Flyhammar, P., Bendz, D., Hartlén, J. & Grönholm, R. (2004b). *Lagring av slaggrus: Slaggrusets åldrande - Spatiella variationer i en konventionell lagringshög*. (Rapport 2). Malmö: Sysav Utveckling AB.
<http://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrensredovisningar-faktablad-rapporter-etc/rapporter/rapporter-aldre/2004-lagring-av-slaggrus-rapport-2-slaggrusetsaldrande-spatiella-variationer-i-en-konventionell-lagringshog.pdf>

Gunning, P. J., Colin, D., Hills, C. D. & Carey, P. J. (2010). Accelerated carbonation treatment of industrial waste. *Waste Management*, 30, ss. 1081-1090. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.01.005

Hansson, D., (2013). *Kartläggning av sluttäckning av deponier*. Rapport framtagen av Thyréns för Svenska Energiaskor.

http://www.energiaskor.se/pdf-dokument/Rapport%20deponier/Kartlaggningavdeponier_DHansson.pdf

Kärroman, E., van Moeffaert, D., Bjurström, H., Berg, M. & Svedberg, B. (2004). *Förutsättningar för att askor kommer till användning i vägar*. Stockholm: Värmeforsk.

http://pure.ltu.se/portal/files/3386048/Rapport_849_1_.pdf

Laggren, A. (2014). *Avsättningsmöjligheter för slaggrus från avfallsförbränning vid Åmotfors Energi*. Masteruppsats, Institutionen för energi och teknik. Uppsala: Sveriges

Lantbruksuniversitet. <http://stud.epsilon.slu.se/6903/>

Lind, B., Larsson L., Gustafsson, J.P., Gustafsson, D., Ohlsson, S.Å., Norrman, J., Arvidson, O. & Arm, M. (2005). *Energiaska som vägbyggnadsmaterial: utlakning och miljöbelastning från en provväg*. Linköping: Statens Geotekniska Institut. <http://www.energiaskor.se/pdf-dokument/bilagor%20till%20slaggrus/SGI-V557Dava.pdf>

Mostbauer, P., Lenz S. & Lechner, P. (2008) MSWI bottom ash for upgrading of biogas and landfill gas. *Environmental Technology*, 29:7, ss. 757-764.

DOI: 10.1080/09593330801987061

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

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0164-3.pdf>

Naturvårdsverket (2012a). *Generationsmålet*.

<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Generationsmalet/> [2016-03-21]

Naturvårdsverket (2012b). *Från avfallshantering till resurshushållning: Sveriges nationella avfallsplan 2012-2017*. (Rapport 6502). Stockholm: Naturvårdsverket.

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6502-7.pdf?pid=3811>

Naturvårdsverket (2013). *Sveriges miljömål*. <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/> [2016-02-18]

Naturvårdsverket (2014a). *Etappmål: Så ska vi nå generationsmålet och miljökvalitetsmålen*.

<http://www.miljomal.se/sv/etappmalen/> [2016-02-22]

Naturvårdsverket (2014b). *Avfall i Sverige 2012*. (Rapport 6619). Stockholm:

Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6619-2.pdf?pid=13196>

Naturvårdsverket (2015a). *Om deponering av avfall idag*.

<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Om-deponering-av-avfall/?action=additem&pageid=3688&lang=sv#> [2016-01-17]

Naturvårdsverket (2015b). *Koldioxidinfångning och lagring (CCS)*. <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Klimatpolitik/Klimat--och-energipaket/Koldioxidinfangning-och-lagring-CCS/> [2016-03-02]

Naturvårdsverket (2015c). *Utsläpp av växthusgaser från el- och värmeproduktion*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-el--och-varmeproduktion/?visuallyDisabledSeries=fcbde14836bc4ad> [2016-03-04]

Naturvårdsverket (2015d). *National Inventory Report Sweden 2015 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2013*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/statistik-a-till-o/vaxthusgaser/2015/rapport-nir-2015-preliminar.pdf>

Naturvårdsverket (2015e). *Utsläppsrätter*. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Utslappshandel/> [2016-03-22]

Pan, S. Y., Chang, E. E. & Chiang, P.C. (2012). CO₂ capture by accelerated carbonation of alkaline wastes: A review on its principles and applications. *Aerosol and air quality research*, 12(5), ss. 770-791.
DOI: 10.4209/aaqr.2012.06.0149

Profu (2015). *Klimatbokslut 2014 Sysav*. Malmö: Profu AB. <http://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrens-redovisningar-faktablad-rapporter-etc/redovisningar/rapport---klimatbokslut-sysav-2014.pdf>

Rendek, E., Ducom, G. & Germain, P. (2005). Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash. *Journal of hazardous material*, 128(1), ss. 73-79.
DOI:10.1016/j.jhazmat.2005.07.033

RVF (2002). *Kvalitetsäkning av slaggrus från förbränning av avfall*. (Rapport 2002:10) <http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter%202002/U2002-10.pdf>

RVF (2005). *Avfall blir värme och el: En rapport om avfallsförbränning*. (Rapport 2005:02). Malmö: RVF - Svenska Renhållningsverksföreningen. <http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/U2005-02.pdf>

Sahlin, J. (u.å). *Internationell utblick om användning av askor*. Svenska Energiaskor. <http://www.energiaskor.se/pdf-dokument/Rapport%20Sahlin/Internationell%20utblick,%20rapport.pdf>

SGU (2015). *Grus, sand och krossberg 2014*. (Periodiska publikationer 2015:2). Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/pp/pp2015-2-rapport.pdf>

SMHI (2015). *Klimatförändringens konsekvenser för samhället*.
<http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimatforandringens-konsekvenser-for-samhallet-1.3880> [2016-02-15]

Svenska Energiaskor (2011). *Askor i Sverige 2010 - Statistik utförd av Tyréns på uppdrag av Svenska Energiaskor*. Svenska Energiaskor.
<http://www.energiaskor.se/pdf-dokument/Askor%20i%20Sverige%202010.pdf>

Svensk energi (2012). *Handel med utsläppsrätter*.
<http://www.svenskenergi.se/Elfakta/Elpriser-och-skatter/Handel-med-utslappsratter/> [2016-05-12]

Sysav (u.å). *Värme och el ur avfall* [broschyr].
<http://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrer-arsredovisningar-faktablad-rapporter-etc/broschyrer-och-faktablad/varme-och-el-ur-avfall.pdf>

Sysav (2011). *Slaggrus* [produktinformationsblad]. Malmö: Sysav Utveckling AB

Sysav (2013). *Årsredovisning 2013*. Malmö: Sysav AB
<http://www.sysav.se/globalassets/media/filer-och-dokument/informationsmaterial-broschyrer-arsredovisningar-faktablad-rapporter-etc/redovisningar/sysav-arsredovisning-2013.pdf>

Sysav (2015). *Fakta om Sysav*. <http://www.sysav.se/Om-oss/Om-foretaget/Fakta-om-Sysav/> [2016-02-15]

Tang, P., Florea, M. V. A., Spiesz, P., & Brouwers, H. J. H. (2015). Characteristics and application potential of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes from two waste-to-energy plants. *Construction and Building Materials*, 83, ss. 77-94.
DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2015.02.033

Toller, S., Kärrman, E., Gustafsson, J. P., & Magnusson, Y. (2009). Environmental assessment of incinerator residue utilisation. *Waste management*, 29(7), ss. 2071-2077.
DOI: 10.1016/j.wasman.2009.03.006

United Nations Climate Change Secretariat (2015). *Climate Action Now Summary for Policymakers 2015*. <http://climateaction2020.unfccc.int/media/1173/21789-spm-unfccc-lowres.pdf>

Van Der Wegen, G., Hofstra, U., & Speerstra, J. (2013). Upgraded MSWI bottom ash as aggregate in concrete. *Waste and Biomass Valorization*, 4(4), ss. 737-743.
DOI: 10.1007/s12649-013-9255-6

Wang, X., Wang, J., & Zhang, J. (2012). Comparisons of three methods for organic and inorganic carbon in calcareous soils of northwestern China. *PLoS one*, 7(8). e44334.

Bilagor

Bilaga 1. Utlakning av miljöfarliga ämnen

Vid beskrivning av utlakning av miljöfarliga ämnen i avsnitt 2.4.4 *Problematik vid slaggrusanvändning* presenterades två figurer, figur 5 och figur 6. Värden över totalhalter i slaggrus i jämförelse med Naturvårdsverkets riktlinjer visas i efterföljande tabell 10. Värden över utlakade ämnen från slaggrus jämfört med Naturvårdsverkets riktlinjer redovisas i tabell 11.

Tabell 10. Resultat från tester på totalhalter av ämnen i slaggrus från avfallsförbränningsanläggningar jämfört med Naturvårdsverkets rekommenderade värden för ringa risk. Ämnena beskrivna i mg/kg torrsbstans. Alla ämnen ligger över rekommenderade värden.

Totalhalter			
mg/kg TS	Slaggrus Sysav (2004)	Slaggrus Dåva (2005)	Naturvårdsverkets gräns för ringa risk (2010)
Arsenik	46,8	40,6	10
Bly	1740	1905	20
Kadmium	3,21	4,79	0,2
Koppar	2480	5485	40
Krom	484	1230	40
Kvicksilver	0,261	0,1	0,1
Nickel	118	201	35
Zink	2410	5620	120

Tabell 11. Resultat från tester på utlakade ämnen från slaggrus från avfallsförbränningsanläggningar jämfört med Naturvårdsverkets rekommenderade värden för ringa risk. Utlakning utförd med spädning L/S=10 l/kg och ämnena beskrivna i mg/kg. Koppar, klorider och sulfater ligger över rekommenderade värden.

Utlakning			
	Slaggrus Sysav (2004)	Slaggrus Dåva (2005)	Naturvårdsverkets gräns för ringa risk (2010)
Arsenik (mg/kg slagg)	0,029	0,008	0,09
Bly (mg/kg slagg)	0,0132	0,02	0,2
Kadmium (mg/kg slag)	0,00189	0,002	0,02
Koppar (mg/kg slagg)	5,22	1,5	0,8
Krom (mg/kg slagg)	0,0508	0,05	1
Kviksilver (mg/kg slag)	0,00254	-	0,01
Nickel (mg/kg slagg)	0,0668	0,03	0,4
Zink (mg/kg slagg)	0,699	0,04	4
Klorid (g/kg)	2,588	2,288	0,13
Sulfat (g/kg)	3,372	1,821	0,2

Bilaga 2. Livscykelanalys på slagg och slaggrus

Underlaget till de två figurerna figur 8 och figur 9 som presenterades vid undersökning av två olika livscykelanalyser i kapitel 2.6.4 *Livscykelanalys på slagg och slaggrus* redovisas här i tabell 12 och tabell 13.

Tabell 12. Miljöpåverkan av vissa ämnen från slaggrus i Sverige i vägkonstruktion och deponerat slaggrus, samtliga värden är beräknade per ton slaggrus (Toller et al. 2009).

Användningsområden för slaggrus, Sverige		
	Slaggrus i vägkonstruktion	Deponerat slaggrus
CO ₂ (kg)	5,059	8,332
CH ₄ (g CO ₂ -ekv)	0,09	0,19
As (g)	0,009	0,02
Cd (g)	0,003	0,007
Cr (g)	0,03	0,11
Cu (g)	2,9	2,0
Ni (g)	0,05	0,09
Pb (g)	0,02	0,02
Zn (g)	0,12	0,12

Tabell 13. Miljöpåverkan av vissa ämnen från slaggrus i vägkonstruktion och från jungfruligt material, i Shanghai, samtliga värden är beräknade per ton slaggrus (Cuijie et al. 2010).

Material i vägkonstruktion, Shanghai		
	Slaggrus	Jungfruligt material
CO ₂ (kg)	1,283	5,395
CH ₄ (g)	0,001	0,007
As (g)	0,005	0,008
Cd (g)	0,004	0,000
Cr (g)	0,040	0,001
Cu (g)	0,399	0,011
Ni (g)	0,014	0,005
Pb (g)	0,001	0,004
Zn (g)	0,007	0,020

Bilaga 3. Beräkningar i fallstudien

Beräkningar och ekvationer som utförts i avsnitt 3.2.3 *Laborativ analys* presenteras här tillsammans med de värden som uppmätts under laborationerna (Tabell 14).

Fukthalt

Ekvationen som används vid beräkning av slaggprovernas fukthalt i procent presenteras nedan.

$$\text{fukthalt (\%)} = \frac{\text{vikt fuktig slagg} - \text{vikt torr slagg}}{\text{vikt fuktig slagg}} \times 100$$

Koldioxidupptag

Vid beräkning av koldioxidupptaget hos slaggproverna användes följande fyra ekvationer för att beräkna mängden koldioxid per ton torr slagg (ekvation a-d). Mängden oorganiskt kol i proverna uppmättes efter förbränning under tolv timmar i 800°C och vikten av den torra slaggen är densamma som vid beräkningen av fukthalt.

- a)
$$\frac{\text{organiskt kol i prov (g)}}{\text{vikt torr slagg (g)}} = \frac{(\text{vikt efter förbränning i } 375^{\circ}\text{C (g)}) - (\text{vikt efter förbränning i } 800^{\circ}\text{C (g)})}{\text{vikt torrprov (g)} - \text{vikt degel (g)}}$$
- b)
$$\text{medelvärde referensprov} = \frac{\sum \frac{\text{organiskt kol i referensprov (g)}}{\text{vikt torr slagg referensprov (g)}}}{\text{antal referensprov}}$$
- c)
$$\frac{\text{organiskt kol i prov (g)}}{\text{vikt torr slagg (g)}} - \text{medelvärde referensprov} = \frac{\text{g CO}_2}{\text{g torr slagg}}$$
- d)
$$\frac{\text{g CO}_2}{\text{g torr slagg}} = \frac{\text{kg CO}_2}{\text{ton torr slagg}} \times 1000$$

Uppmätta och beräknade värden

Värden som uppmätts vid vägning och analys av pH hos slaggproverna, samt beräknade värden av fukthalt och koldioxidupptag presenteras i efterföljande tabell 14.

Tabell 14. Uppmätta och beräknade värden hos slaggproverna, där ekvation 1 och 2-5 använts för att beräkna fukthalt och koldioxidupptag respektive.

Prov	Vikt degel (g)	Vikt degel + prov (g)	Vikt torrprov, 100°C + degel (g)	Vikt torrprov, 100°C (g)	Fukthalt (%)	Fukthalt efter 48 h (%)	Ökning i fukthalt, 48 h (%)	Vikt efter förbr. org. C, 375°C,+ degel (g)	Vikt efter förbr.oorg. C, 800°C, + degel (g)	Oorg. C (g)	g oorg. C/g torr slagg	Andel oorg. C i prov (%)	kg CO ₂ /ton torr slagg	pH
Referensprov på färskt slagg direkt från förbränning														
Ref 1	10,960	21,277	19,293	8,333	18,9	19,2	2	19,065	18,963	0,102	0,0122	1,2	-	12,38
Ref 2	10,962	24,056	21,226	10,264	21,6	-	-	21,047	20,87	0,177	0,0172	1,7	-	11,97
Ref 3	10,958	21,503	19,41	8,452	19,8	-	-	19,341	19,164	0,177	0,0209	2,1	-	12,00
Ref 4	11,785	25,388	22,344	10,559	22,4	-	-	22,212	21,948	0,264	0,025	2,5	-	11,95
Ref 5	10,755	21,442	19,123	8,368	21,7	-	-	19,032	18,807	0,225	0,0269	2,7	-	12,38
Ref 6	10,958	25,077	22,564	11,606	17,8	-	-	22,39	22,258	0,132	0,0114	1,1	-	12,42
Ref 7	11,417	23,951	21,156	9,739	22,3	-	-	20,92	20,717	0,203	0,0208	2,1	-	11,95
Ref 8	11,906	23,216	20,957	9,051	20	-	-	20,805	20,622	0,183	0,0202	2,0	-	11,93
Medelvärde Ref	-	-	-	-	20,6	-	-	-	-	-	0,0193	1,9	0	12,12

Prov	Vikt degel (g)	Vikt degel + prov (g)	Vikt torrprov, 100°C + degel (g)	Vikt torrprov, 100°C (g)	Fukthalt (%)	Fukthalt efter 48h (%)	Ökning i fukthalt, 48 h (%)	Vikt efter förbr. org. C, 375°C,+ degel (g)	Vikt efter förbr.oorg. C, 800°C, + degel (g)	Oorg. C (g)	g oorg. C/g torr slagg	Andel oorg. C i prov (%)	kg CO ₂ /ton torr slagg	pH
Förlagring														
Topp (2 m djup)	11,783	23,651	21,18	9,397	17,1	20,8	21,8	20,733	20,506	0,227	0,0242	2,42	4,81	10,21
Kärna (5 m djup)	10,944	24,671	23,547	12,603	7,1	8,2	15,3	22,950	22,615	0,335	0,0266	2,66	7,24	10,79
Sida (4 m höjd)	10,755	23,521	20,848	10,093	18,5	20,9	13,4	20,271	20,118	0,153	0,0152	1,52	-4,19	10,93
Sida (1 m höjd)	11,408	21,772	20,512	9,104	11,0	12,2	10,4	19,954	19,69	0,264	0,029	2,9	9,65	9,41
Efterlagring														
0,5 mån	11,355	25,26	23,456	12,101	12,2	13	6,8	22,924	22,66	0,264	0,0218	2,18	2,47	10,63
1,5 mån	12,272	23,824	21,945	9,673	15,8	16,3	2,8	21,413	21,032	0,381	0,0394	3,94	20,04	8,63
2,5 mån	10,943	23,343	20,998	10,055	18,9	-	-	20,524	20,193	0,331	0,0329	3,29	13,57	8,14
3,5 mån	10,94	27,885	24,847	13,907	17,9	-	-	24,276	23,807	0,469	0,0337	3,37	14,38	8,87
4,5 mån	10,958	25,121	21,976	11,018	22,2	-	-	21,575	21,118	0,457	0,0415	4,15	22,13	8,36
5,5 mån	11,097	25,703	22,766	11,669	20,1	-	-	22,265	21,837	0,428	0,0367	3,67	36,68	8,14