

Pannsand som kringfyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar

Kemisk och geoteknisk karaktärisering av fluidbäddsand

Roger Pettersson, Jan Rogbeck, Pascal Suér

**Pannsand som fyllnadsmaterial för
fjärrvärmerörgravar**

**Kemisk och geoteknisk karaktärisering av
fluidbäddsand**

**Bottom ash from fluidising bed boilers as filler
material in district heating pipe culverts**

Chemical and geotechnical characterisation

Roger Pettersson, Pascal Suèr, Jan Rogbeck

Q4-220

Förord

”Pannsand som fyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar” är ett projekt som finansierats av Sundsvall Energi, Sydkraft ÖstVärme AB, Sydkraft MälarVärme AB, Eskilstuna Miljö och Energi, Stora Enso Fors AB, Söderenergi, Fortum Värme samt Värmeforsks delprogram ”Miljöriktig användning av askor”.

Projektet har genomförts i samarbete med Sundsvall Energi AB, Svenska Energiaskor och SGI.

Ett stort tack till referensgruppen för projektet som har bestått av Henrik Johansson (Sydkraft ÖstVärme AB), Mats Carlsson (Stora Enso Fors AB), Niklas Eriksson (Fortum Värme), Britt Aurell (SGI), Karsten Håkansson (SGI) samt Mikael Norell (Sydkraft Mälarvärme). Dessa har genererat bra synpunkter och idéer under projektets gång.

Även tack till Claes Ribbing (Svenska Energiaskor) för vägledning och stöd och för utförd kvalitetsgranskning.

Sundsvall, december 2003

Roger Pettersson (Sundsvall Energi AB)

Pascal Suèr (SGI)

Jan Rogbeck (SGI)

Abstract

Geotekniska analyser av pannsander i projektet har visat att pannsanderna uppfyller de tekniska krav som ställs på kringfyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar. Biobränslebaserade pannsander har lägre utlakning av tungmetaller än de avfallbränslebaserade. Biobränslebaserade pannsander i projektet klarar i regel EU:s krav på avfall som får läggas på inert deponi från och med år 2005. Lagring av pannsander leder till sjunkande pH och lägre utlakningsbenägenhet av Cr, Cu, Pb, Zn mfl gentemot färska pannsander. Däremot ökar utlakningen av Sb, SO₄ och Mo vid lagring.

Pannsanderna kan användas geotekniskt sett. Kemiskt sett bör en miljöpåverkansbedömning göras innan varje användande beroende på valt geografiskt område.

Utlakningen av antimon är kritisk för användandet av pannsander från avfallsförbränning. Som uppföljningsprojekt rekommenderas ytterligare undersökningar av antimons miljöpåverkan, toxicitet och hur dess utlakning kan minskas.

Sammanfattning

I projektet har bottenaskor från fluidbäddpannor (så kallade pannsander) karaktäriserats både kemiskt och geotekniskt för användning som kringfyllnadsmaterial i rörgravar för fjärrvärmerör. Pannsander både från bibränsleeldade samt avfallsbränsleeldade pannor är representerade.

De företag vars pannsander har karaktäriserats är Sundsvall Energi AB, Sydkraft ÖstVärme AB, Sydkraft MälarVärme AB, Eskilstuna Miljö och Energi, Stora Enso Fors AB, Söderenergi samt Fortum Värme. Totalt har 10 pannsander analyserats där tre pannsander kommer från Sundsvall Energi AB, två från Sydkraft ÖstVärme AB och en från vardera resterande företag. Analyser av kemiska egenskaper har utförts i två omgångar, dels på färska pannsander och dels på pannsander som lagrats i tre månader.

Pannsanderna har analyserats geotekniskt med avseende på kornstorlek, packningsegenskaper och permeabilitet. De kemiska analyserna omfattar totalhalter, tillgänglighetstester, lakteter (både skak- och kolonntester) samt organiska analyser. De organiska analyser som utförts är PAH, EOX, TOC, dioxin samt fenol.

De geotekniska analyserna visar på att pannsanderna uppfyller de tekniska krav som ställs på kringfyllnadsmaterial. Vid utläggning och packning bör dock lätt instampning utföras för att minska uppkomsten av finkornigt material som kan medföra ökad utlakning av miljöpåverkande ämnen. Pannsanderna är dock okänsligt för nederbörd vid utläggning.

Biobränslebaserade pannsander har lägre totalinnehåll av miljöpåverkande ämnen än de avfallsbränslebaserade vilket återspeglas vid lakförsök. Färska pannsander har en högre utlakningsgrad av tungmetaller än lagrad. Vid lagring sjunker pannsandernas pH pga bland annat karbonatisering och hydratisering vilket gör metaller som Pb, Cu, Cr och Zn mindre mobila. Däremot ökar utlakningen av Sb, Mo och SO₄ vid lagring.

Vid jämförelse med EU:s gränsvärden för placering av avfall på inert deponi, som senast skall implementeras i svensk lagstiftning 1 juli 2005, klarar de biobränslebaserade pannsanderna dessa gränsvärden med reservation för några enstaka analysresultat. Motsvarande jämförelse för avfallsbränslebaserade pannsander visar generellt höga värden på Sb, Mo och SO₄.

Som rekommendation bör biobränslebaserade pannsander kunna användas som kringfyllnadsmaterial i fjärrvärmerörgravar.

Utlakningen av antimon är kritisk för användandet av pannsander från avfallsförbränning. Som uppföljningsprojekt rekommenderas ytterligare undersökningar av antimons miljöpåverkan, toxicitet och hur dess utlakning kan minskas.

Summary

Bottom ashes from fluid bed boilers have in this project been characterised, both geotechnically and chemically, in order to investigate the possibility to use them as filler material in district heating pipe culverts. Bottom ashes from both biofuel boilers and waste boilers are represented in this project.

The companies who's ashes have been characterised are Sundsvall Energi AB, Sydkraft ÖstVärme AB, Sydkraft MälarVärme AB, Eskilstuna Miljö och Energi, Stora Enso Fors, Söderenergi samt Fortum Värme. A total of ten ashes have been analysed where three ashes originates from Sundsvall Energi AB, two from Sydkraft ÖstVärme AB and one from the each of the remaining companies. The chemical analyses have been performed both on fresh ashes and on ashes aged for three months.

The geotechnical analyses performed are grain size distribution, packing abilities and permeability. Chemical analyses performed are total content, available content, leaching tests (leaching both by shaking method and column procedure) and organic analyses (PAH, EOX, TOC, dioxin and fenol).

The geotechnical analyses show that the ashes fulfils the demands that are put on the filler material used in district heating pipe culverts. When using the ashes in applications, light compaction should be performed due to the risk of crushing the material which may cause an increased amount of fine material. The leachability of fine material is larger than for coarse material. The ashes are relatively insensitive to precipitation.

Bio fuel based bottom ashes have a lower content of environmental affecting substances than waste fuel based ashes. This is also shown in the leaching analyses. The leaching water from fresh ashes contains a higher concentration of leachable components than aged ashes. When aged the pH in the ashes decreases due to carbon uptake and hydration and this makes metals as Pb, Cu, Cr and Zn less mobile. On the other hand, an increase in leachability of Sb, Mo and SO₄ is shown when the ashes are aged.

If the leaching values of the ashes are compared to the limits set by the European Union for placing waste on an inert landfill the bio fuel based ashes generally fulfil the demands. Corresponding comparison for waste fuel based ashes shows generally high values for Sb, Mo and SO₄.

As a recommendation the bio fuel based should be used in district heating pipe culverts.

The leachability of antimony for waste based fuels is critical and further investigations of the environmental effects caused by Sb are needed to secure the use of waste fuel based ashes.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	UPPGIFT	1
1.3	STRATEGI.....	1
1.4	MÅL OCH SYFTE	2
1.5	AVGRÄNSNINGAR	2
2	FÖRETAGEN I PROJEKTET	3
2.1	ESKILSTUNA MILJÖ & ENERGI	3
2.2	FORTUM VÄRME	3
2.3	STORA ENSO FORS AB.....	3
2.4	SUNDSVALL ENERGI AB.....	4
2.5	SYDKRAFT MÄLARVÄRME AB	4
2.6	SYDKRAFT ÖSTVÄRME AB.....	4
2.7	SÖDERENERGI AB.....	5
3	FLUIDBÄDDPANNOR	6
4	ASKOR	8
4.1	KARBONATISERING.....	9
4.2	HYDRATISERING	9
5	ANALYSER	10
5.1	KEMISKA ANALYSER	10
5.2	ORGANISKA ANALYSER	13
5.3	MIKROTOX.....	15
5.4	GEOTEKNISKA ANALYSER.....	15
6	GENOMFÖRANDE.....	17
7	RESULTAT	20
7.1	GEOTEKNISKA UNDERSÖKNINGAR	20
7.2	KEMISKA ANALYSER	23
7.3	ÄMNESANALYS	27
7.4	ORGANISKA ANALYSER	34
8	SLUTSATSER OCH DISKUSSION.....	37
8.1	GEOTEKNISKA EGENSKAPER	37
8.2	KEMISKA EGENSKAPER.....	37
9	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	39
10	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	41
11	LITTERATURREFERENSER [RUBRIK1]	42
11.1	INTERNETREFERENSER	43

Bilagor

- A GEOTEKNISKA ANALYSER**
- B KEMISKA ANALYSER**
- C ORGANISKA ANALYSER**
- D STATISTISK ANALYS**
- E ANTIMON I ASKOR; KÄLLOR , LAKNING OCH MÖJLIGA ÅTGÄRDER**
- F INPUTFILE TILL JÄMVIKTSMODELLERING**
- G BERÄKNADE LÖSLIGHETSINDICES**
- H PRODUKTBLAD**

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Varje år genereras ungefär en miljon ton askor från energiproduktion i Sverige varav runt 1/10-del av mängden är bottenaska som härstammar från pannor av typen fluidiserande bädd.

Idag läggs merparten av de askor som uppkommer vid fjärr- och kraftvärmeproduktion på deponi. Detta medför kostnader i form av deponiskatter och avgifter för fjärr- och kraftvärmeproducenterna. Kostnaderna för deponering av aska varierar mellan deponierna men kan ligga kring 500 kr/ton.

Det är av riksdagen fastställt att år 2010 skall 15 % av allt ballastmaterial vara återvunnet material. Detta motiverar också återanvändningen av aska.

Dessa två incitament har medfört att allt fler askproducenter börjat titta på alternativa avsättningar för sina askor. Ofta finner man interna lösningar men det har även börjat lossna på den externa sidan.

1.2 Uppgift

Uppgiften består i att karaktärisera bottenaskor från fluidbäddpannor kemiskt och geotekniskt och få fram en enkel metodik för hur man skall genomföra detta. Karaktärisering kommer sedan att kunna användas vid ansökan om återanvändning av bottenaska som fyllnadsmaterial och även ligga till grund för eventuellt nödvändiga miljöbelastningsberäkningar (denna del ligger dock utanför projektet och varje enskilt företag måste om nödvändigt klara detta på egen hand). I projektet skall även en mall för produktblad för återanvändbar bottenaska från fluidbäddpannor upprättas. Denna kan användas vid kvalitetssäkring av bottenaskorna.

1.3 Strategi

Upplägget för projektet är som följande:

- Analys av färska bottenaskor
- Utvärdering av analysresultat på färska bottenaskor
- Analys av lagrade bottenaskor
- Utvärdering av lagringens inverkan
- Beskrivning av applikationer
- Upprättande av produktblad

1.4 Mål och syfte

Syftet med detta projekt är att frambringa underlag och metodik för att på ett miljöriktigt sätt undersöka om bottenaskor från fluidbäddpannor kan återanvändas som främst kringfyllnadsmaterial i rörgravar för fjärrvärmerör.

Det övergripande målet för projektet är att visa på och generera idéer för återanvändning av bottenaska från fluidbäddpannor så att ingen bottenaska behöver läggas på deponi i framtiden. Ett annat mål för projektet är att minst två bottenaskor skall bli godkända för återanvändning som kringfyllnadsmaterial i fjärrvärmerörgravar under sommaren/hösten 2003.

1.5 Avgränsningar

Det finns åtskilliga applikationer där fyllnadsmassor används och där man skulle kunna tänka sig att bottenaska från fluidbäddpannor skulle vara ett produktalternativ. För att avgränsa projektets utbredning har tyngdpunkten för återanvändningsområdet riktats mot rörgravar och kringfyllnadsmaterial runt fjärrvärmerör eftersom det är en marknad som ligger fjärrvärmeföretagen nära och som de behärskar.

2 Företagen i projektet

I detta avsnitt presenteras de företag och pannsander som ingår i projektet. Tabell 1 visar ger en överblick av dessa.

Tabell 1. Pann typer och bränslesammansättning för pannsander i projektet

Table 1. Types of boilers and fuel composition correlated to the different bottom ashes in the project.

Anläggning	Panntyp	Bränsle
Sundsvall Energi, Korstavverket	CFB	Verksamhets-hushållsavfall
- Prov A		Verksamhets-hushållsavfall
- Prov B		Verksamhets-hushållsavfall
- Prov 1		Verksamhets-hushållsavfall
Stora Enso Fors AB	CFB	Biobränsle + Fiberslam
Sydkraft Mälarvärme, Örebro	CFB	Skogsflis + torv
Sydkraft ÖstVärme, Händelöverket	CFB	Biobränsle + gummi
- P13		Verksamhets-hushållsavfall
- P14		Verksamhets-hushållsavfall
Söderenergi, Igelstavverket	BFB	RT-flis + skogsflis
Fortum Öst, Högdalenverket	CFB	Industri- o byggavfall
Eskilstuna Energi	BFB	Skogsträ

2.1 Eskilstuna Miljö & Energi

Eskilstuna Miljö & Energi producerar ungefär 700 GWh värme per år. Vid anläggningen finns bl a 2 flispannor, en CFB på 57 MW och en BFB på 110 MW. BFB-pannan är representerad i projektet. Dessutom finns fyra oljepannor, två värmepumpar, två elpannor och en gasturbin vid anläggningen. Från BFB-pannan fås ca 1000 ton bottenaska per år.

2.2 Fortum Värme

AB Fortum Värme samägt med Stockholms stad ingår i energikoncernen Fortum som ägs till 60 % av finska staten. Vid Högdalenanläggningen finns en CFB-panna vilken eldas med RT-flis och är representerad i projektet. Från pannan fås ungefär 10000 ton bottenaska per år.

2.3 Stora Enso Fors AB

Stora Ensos huvudproduktområden utgörs av journalpapper, tidningspapper, finpapper och förpackningskartong.

Fors Bruk, beläget i södra Dalarna, 15 km nordost om Avesta, är en av världens största tillverkare inom produktområdet falskartong med en total årskapacitet av 350 000 ton. Antal anställda i Fors är ca 700.

Värmebehovet i form av ånga är ca 515 GWh/år, vilket främst används till torkning av kartongen. Huvudpannan är en fastbränslepanna med cirkulerande fluidiserande bädd på 56 MW. Övriga pannor är två oljepannor och en elpanna. Oljepannorna används som reserv- och spetslastpannor. Elpannan ersätter oljeanvändning när elpriset medger. Stenkol har tidigare använts i fastbränslepannan som spetsbränsle och har sedan några år ersatts av pellets, fiberslam och biobränsle (flis, spån och bark). Från fastbränslepannan fås runt 1100 ton pannsand per år.

2.4 Sundsvall Energi AB

Sundsvall Energi AB ägs av Sundsvalls Kommun, har runt 120 anställda och producerar ungefär knappt 600 GWh fjärrvärme/år. Vid anläggningen finns ett oljeeldat kraftvärmeverk, två hetvattenpannor och en avfallseldad CFB-panna. Dessutom finns små biobränsleeldade pannor i fjärrvärmenät som är skilda från huvudnätet. Pannsand från CFB-pannan är representerad i projektet. Pannan är på 17 MW och bränsleförbrukningen är ca 35 000 ton/år. Askgenereringen från pannan är runt 5000 ton/år varav ca 2500 ton är pannsand. Idag läggs all aska från anläggningen på deponi.

Tre samlingsprover analyseras från Sundsvall Energis CFB-panna, "prov A", "prov B" och "prov 1". Proverna A och B är dubletter för att kontrollera avvikelser vid analyserna. Samlingsprovet "prov 1" är inte blandat med proverna A och B och har ett referensmaterial lagrat i naturlig miljö på Blåbergstippen utanför Sundsvall för att vid behov kunna ta ett naturligt lagrat prov.

2.5 Sydkraft MälarVärme AB

Sydkraft MälarVärme AB ägs till 100 % av koncernen Sydkraft AB och producerar el och värme samt distribuerar fjärrvärme i Örebro, Kumla, Hallsberg, Odensbacken, Mora, Orsa, Nora och Åmål. De bränslen som används är bland annat olja, bio, torv, returflis samt spillvärme från SAKAB. Sydkraft MälarVärme levererar i årssnitt cirka 1,1 TWh värme samt producerar cirka 0,3 TWh el per år och totalvärmeleveranser motsvarande 87 GWh. För närvarande finns ca 125 anställda.

År 2002 producerades totalt 1 256 GWh på Åbyverkets anläggning i Örebro. Energiproduktionen domineras av energi från fastbränsleeldning - ungefär 62 % av den tillförda energimängden kommer från trä och torv. Åbyverket består av ångpannorna P1, P2, P3, P4 och P5 vilka är avsedda för kraftvärmeproduktion. P2 - P4 är oljeeldade medan P1 och P5 är avsedda för fast bränsle. Vidare finns en hetvattenpanna (HVP1), en mindre oljeeldad övningsångpanna, en värmepumpsanläggning med två värmepumpar samt tre stycken elpannor.

Från panna 5 erhålls runt 8000 ton aska per år varav 2000 ton är pannsand.

2.6 Sydkraft ÖstVärme AB

Sydkraft ÖstVärme AB ingår i koncernen Sydkraft AB och har för närvarande fyra pannor i drift för fjärrvärmeproduktion. Dessa är P11 (panna med Wanderrost för

skogsflis), P12 (rostpanna för kol/gummiflis), P13 (CFB-panna för skogs/gummiflis) samt P14 (CFB-panna för avfallsbränsle). Pannorna P13 och P14 är representerade i projektet och genererar årligen ungefär 3000 ton respektive 10000 ton bottenaska.

2.7 Söderenergi AB

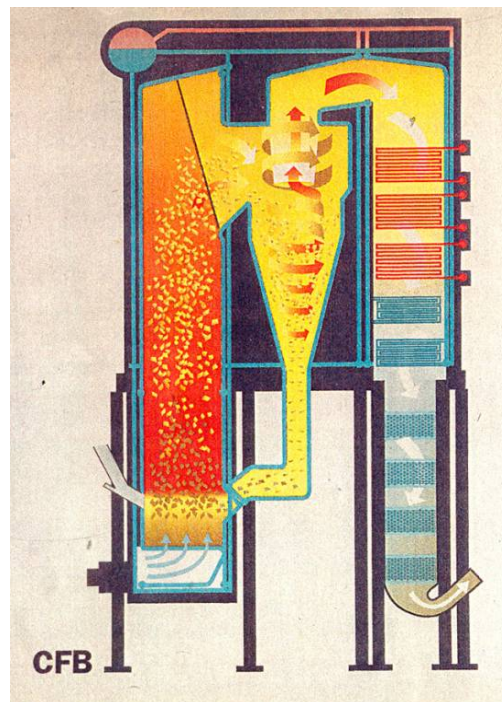
Söderenergi bildades 1991 och verkar inom områdena Södertälje kommun, Botkyrka kommun, Salems kommun och Huddinge kommun. Man producerar årligen runt 1,8 TWh värme. Vid Igelstaverket finns tre pannor, en rostpanna, en pulverpanna samt en BFB-panna. BFB-pannan är representerad i projektet och har en effekt på 80 MW (20 MW från rökgaskondensering) och producerar runt 3000 ton bottenaska per år.

3 Fluidbäddpannor

En cirkulerande fluidiserande bädd (CFB) fungerar enligt samma princip som en bubblande fluidiserande bädd (BFB). Skillnaden dessa två emellan är att i en CFB är luftflödet högre så att sand från förbränningskammaren följer med luften och återför till eldstaden via en avskiljning (cyklon) efter överhettarna. I en BFB följer inte sanden med rökgaserna ut ur förbränningskammaren.

Den största fördelen med en fluidiserande bädd är att förbränningen är mycket effektiv p g a god värmeöverföring vid förbränningen. Sanden fungerar som värmebärare (istället för luft som i t ex en rostpanna) vilket gör att bränslet förbränns jämnare och effektivare. Detta kräver dock vissa förutsättningar bl a att bränslet måste vara finfördelat. Nackdelarna med en panna av typen fluidiserande bädd är bl a att fenomen som sintring av bädden kan uppkomma. Förbränningstemperaturen i en CFB är väsentligt lägre än för rostpannor och detta p g a av den goda värmeöverföringen i eldstaden.

En CFB är uppbyggd enligt Figur 1. Bränslet matas in i eldstaden via en skruvmatare. Vid uppstart tänds oljebrännare för att uppnå önskad förbränningstemperatur innan bränslet matas in. Förbränningsluft tillförs underifrån vid en så hög hastighet så att sandbädden börjar fluidisera. Fluidiseringen gör att bränslet sprids ut i eldstaden. Rökgaser, stoft och sand passerar överhettarna som producerar överhettad ånga. Därefter passeras cyklonen där sand avskiljs och återförs till pannan. Rökgaser och stoft passerar ekonomisern och förs vidare till elektrofilter, textilfilter och därefter släpps de rena rökgaserna ut genom skorstenen. Reningsutrustningen varierar mellan olika anläggningar.



Figur 1. CFB-panna

Figure 1. CFB boiler

Askutmatning från pannorna sker kontinuerligt. Detta sker genom att mata ut sand från botten på pannorna och samtidigt följer askpartiklar med. Den mängd aska och sand som matas ut ersätt med färsk sand. På så sätt regenererar man sanden samt undviker att få ackumulering av aska i pannan. Detta innebär också att den största delen av den utmatade bottenaskan består av sand med inslag av större askpartiklar.

Flygaska som erhålls från rökgasreningen är mer finkornig och har större föroreningsinnehåll än bottenaska.

4 Askor

Aska uppkommer vid all sorts förbränning av fast bränsle. Ofta talar man om två sorters aska, bottenaska och flygaska. Bottenaska är det som finns kvar i pannan efter förbränning och flygaska är de mindre partiklar (stoft) som följer med rökgaserna till rökgasreningen. I bottenaskan hamnar svårflyktiga ämnen och lättflyktiga ämnen tenderar att ansamlas i flygaskan.

Varje år produceras över en miljon ton askor i Sverige med följande producentfördelning (se Tabell 2) [7]:

Tabell 2. Askmängder och branschfördelning i Sverige per år

Table 2. Ash amounts per year and ash producers in Sweden

Bransch	Mängd [ton]
Energibranschen (exklusive avfallsförbränning)	200 000-340 000
Avfallsförbränning	447 000
Massa- och pappersindustrin	275 000
Träbaserade industrin	100 000
Vedeldning i småhus	50 000-100 000

Askornas sammansättning varierar med bränslesammansättningen, driftsförhållanden mm. Även val av rökgasreningsutrustning har inverkan på flygaskans egenskaper och sammansättning. Generellt har flygaskor från förbränning av avfall och vissa biobränslen hög alkalinitet, förhöjda halter av klor och lösliga salter samt förhöjda halter av tungmetaller [7].

Vid förbränning av skogsbränslen är de vanligaste ämnena i bottenaskan Ca, K, Mg, Si och Al men innehåller även flertalet andra ämnen. Kalcium är den primära komponenten i vedaska. I flygaska från skogsbränslen förekommer Ca i högre halt än i bottenaskan medan för Na, Si och Al är förhållandet tvärtom [9].

Aska från förbränning av trä behandlat med impregneringsmedel uppvisar höjda halter av bl a As, Cr, Cu och Zn. Salix är ett annat träslag med förmåga att ta upp Cd, vilket ger som följd att askan från förbränning av salix ofta har förhöjda värden på Cd [10].

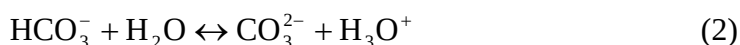
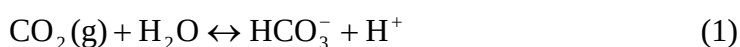
Avfallsförbränning genererar oftast askor med högre halter miljöförstörande ämnen än askor från skogsbränslen. De ämnen som vanligen förekommer i mer än 10 g/kg i bottenaskan är O, Si, Fe, Ca, Al, Mg, K, C, N, P, S och Na medan Ti, Cl, Mn, Zn, Cu, Pb och Cr förekommer normalt i koncentrationer om 1-10 g/kg [11]. I flygaskor från avfallsförbränning med torr till halvtorr rökgasrening kan ofta Al, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Na, Pb, S, Si och Zn nå halter över 10 g/kg [11].

De oorganiska komponenterna i bottenaskan från avfallsförbränning förekommer ofta i mineralfaser och är då bundna till bl a magnetit, kvarts, mellit och fältspat [11]. I flygaskan är dessa bundna till främst kalciumsulfat, kaliumklorid och natriumklorid samt diverse oxidföreningar [12].

När aska åldras sker främst två processer, karbonatisering och hydratisering.

4.1 Karbonatisering

Karbonatisering är ett fenomen som innebär att katjoner reagerar med karbonatjoner och bildar karbonater. Karbonatbildningen sker beroende av CO_2 -halten av karbonatsystemet i vatten [13]:



Vid högt pH i lakvattnet löser sig CO_2 och karbonatjoner (CO_3^{2-}) bildas vilka kan bilda karbonatföreningar. Den främsta karbonatiseringsreaktionen är bildandet av CaCO_3 . I en aska sker karbonatisering främst i porvatten och här kan metalljoner bilda karbonater. Metallhydroxidkomplex kan vid pH över 10,3 bilda karbonater eftersom det i karbonatsystemet då är överskott på CO_3^{2-} -joner [13]:



Reaktionen är dock också beroende av metallhydroxidens löslighet och CO_3^{2-} -halten i lakvattnet [14].

4.2 Hydratisering

Hydratisering innebär att vatten reagerar med bland annat kvarts och kan bilda kalcium-silikat-hydratfaser som t ex $\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Dessa kan vara amorfa eller svagt kristallina och kan binda in mobila metalljoner med SiO-bindningar [15]. Om askan inte är utbränd utan det finns organiskt material kvar kan detta inverka negativt på härdningsprocessen. Oorganiska ämnen som t ex salterna NaCl och KCl kan både hämma och främja härdningsprocessen beroende på i vilken koncentration de förekommer [16].

Om askan inte är utbränd utan det finns organiska material kan detta inverka negativt på härdningsprocessen. Detta kan ske p g a att det organiska materialet hindrar kontakt mellan de reaktiva mineralerna.

5 Analyser

Pannsanderna har analyserats med avseende på både kemiska och geotekniska egenskaper för att undersöka om de klarar de krav som ställs på materialet från användare och miljömyndigheter.

5.1 Kemiska analyser

För att få en relativt heltäckande karaktärisering av pannsanderna har följande kemiska analyser utförts:

- Totalanalys
- Tillgänglighetstest
- Lakteter
 - o Skakförsök
 - o Kolonntest
- pH
- Organiska analyser
 - o TOC
 - o Dioxiner
 - o PAH
 - o EOX
- Mikrotox

5.1.1 Totalanalys

Vid en totalanalys av ett ämne löses det upp i syra varvid lösningen sedan analyseras. Resultatet blir att man får totalinnehållet av flera ämnen i det prov man analyserat. De ämnen vi analyserat på kan ses i Tabell 3 nedan. Siffrorna inom parenteserna anger detektionsgränserna för de olika ämnena.

Tabell 3. Ämnen representerade i totalanalysen

Table 3. Substances represented in the total analysis

Totalanalys				
LOI (990 °C)	Summa oxider			
SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	K ₂ O
MgO	MnO ₂	Na ₂ O	P ₂ O ₅	TiO ₂
As(3)	Ba(2)	Be(0.5)	Cd(0.1)	Co(0.08)
Cr(10)	Cu(1)	Hg(0.01)	La(5)	Mo(5)
Nb(5)	Ni(0.5)	Pb(1)	S(80)	Sb
Sc(1)	Sn(20)	Sr(2)	V(2)	W(50)
Y(2)	Zn(5)	Zr(2)		

5.1.2 Tillgänglighetstest

Ett tillgänglighetstest syftar till att fastställa hur mycket som är möjligt att laka ur ett prov. Ett prov läggs i syra vid pH 7 och sedan ställs pH om till ett värde på 4. Testet motsvarar ett mycket långt lakningsförlopp och man erhåller således den maximala mängd av ett specifikt ämne som kan lakas ur ett prov. De ämnen som analyserats i lakvatten från samtliga lakteter i projektet kan ses i Tabell 4.

Tabell 4. Ämnen som analyseras i lakvatten

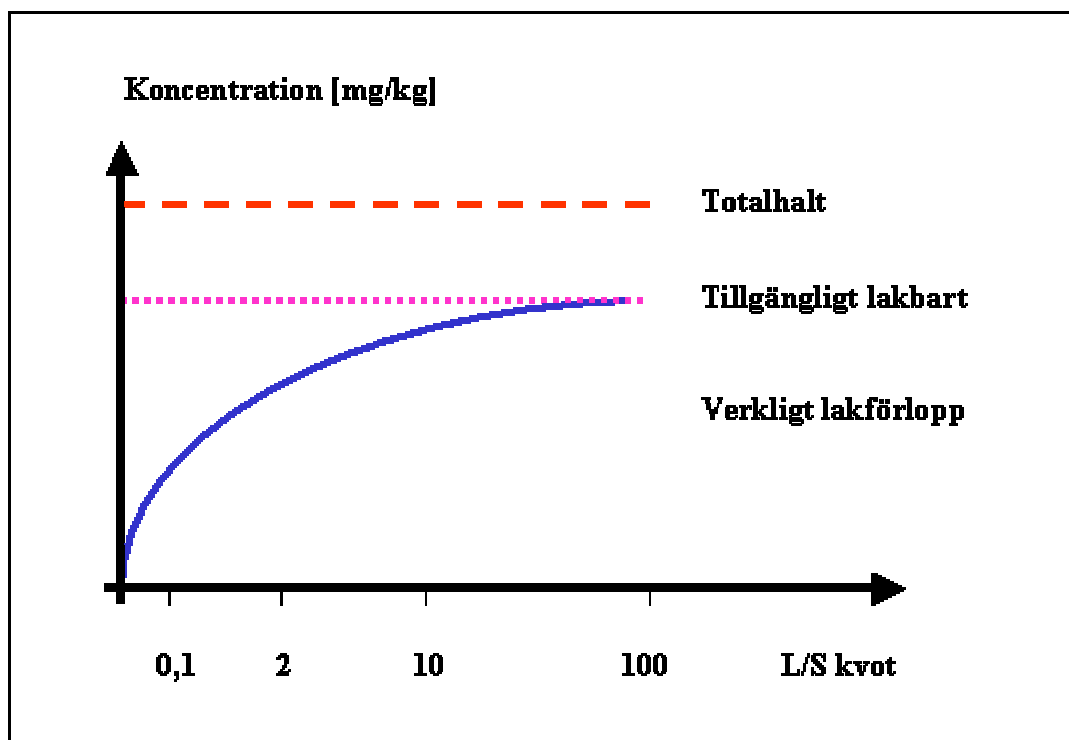
Table 4. Substances analysed in leaching water

Lakvattenanalyser (ackrediterat för miljövatten)				
Al(1)	As(1)	Ba(0.2)	Ca(200)	Cd(0.05)
Co(0.05)	Cr(0.5)	Cu(1)	Fe(4)	Hg(0.02)
K(500)	Mg(90)	Mn(0.2)	Na(120)	Ni(0.5)
Pb(0.2)	S(160)	Zn(1)	Mo	V
Se	Sb	Cl	SO ₄	

5.1.3 Lakteter

I projektet har två laktestmetoder använts, skaktest och kolonntest. Idag finns det flest referensanalyser gjorda med skaktester i Sverige. Kolonntestet är en ganska ny företeelse men har införts som en förutsättning i EU:s gränsvärden för placering av avfall på inert deponi och har därför inkluderats i projektet.

Vid lakning talar man om L/S-kvoter där man lakar vid olika mängd vatten i förhållande till provmängd. I ett skaktest används kvoterna $L/S = 2$ och $L/S = 10$, dvs 2 respektive 10 gånger så mycket vatten som provmängd. I ett kolonntest är L/S-kvoterna 0,1, 2, och 10 standard men det är valbart att lägga till L/S-kvoter för att kunna konstruera ett mer säkert lakningsdiagram. I Figur 2 illustreras ett lakningsförlopp [3].



Figur 2. Princip för lakningsförlopp

Figure 2. Leaching procedure principle

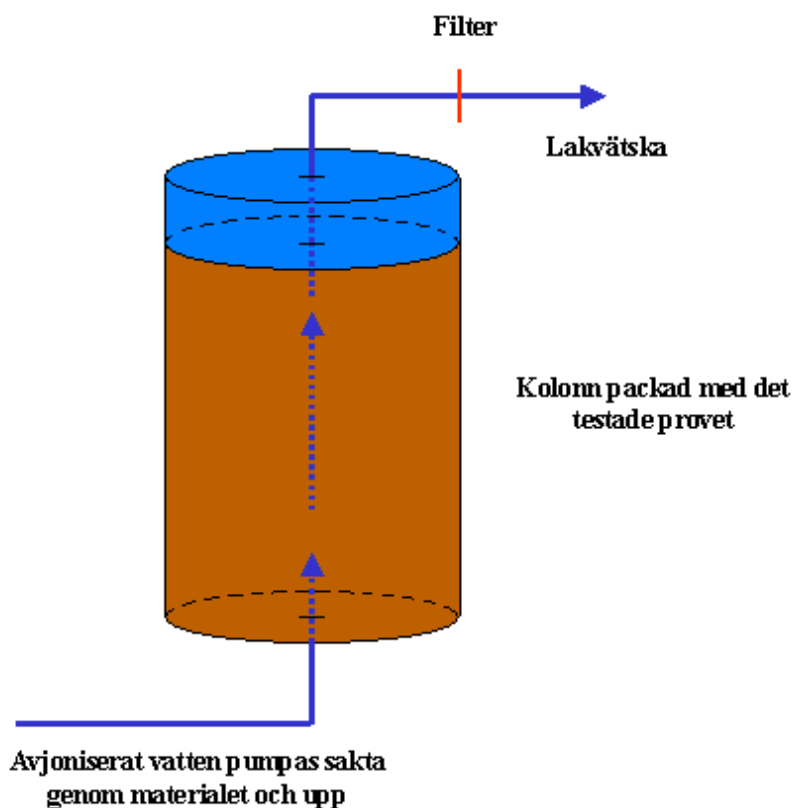
Det man kan utläsa ur figur 2 är att man aldrig kan laka ut allt av det totala innehållet i ett material. Eftersom lakning är ett förlopp som är koncentrations- och tidsberoende tar det mycket oändligt lång tid att laka ut allt som är tillgängligt lakbart.

5.1.3.1 Skaktest

Ett skaktest utförs på liknande sätt som ett tillgänglighetstest med istället för syra som lakmedie används avjonat vatten. Ett prov tillförs avjonat vatten (L/S-kvot = 2) i en behållare som sedan skakas i 6 timmar. Lakvattnet avlägsnas för analys och nytt avjonat vatten tillförs provet (L/S-kvot = 8). Lakvattnen analyseras sedan och resultatet från L/S 2 lakningen adderas för kumulativ L/S 10 kvot. Sammanlagd lakningstid är 24 timmar. Metoden som använts är EN 12457-3.

5.1.3.2 Kolonntest

En lakningsmetod som ligger närmare verkligheten än skaktestet är kolonnlakning. Provet placeras i en kolonn och packas och därefter får avjoniserat vatten långsamt strömma genom provet (se Figur 3). Metoden heter prEN 14405.



Figur 3. Kolonnlakning

Figure 3. Column leaching

5.1.4 pH

I ett material såsom pannsand finns en mängd olika ämnen som har olika lakningsbenägenhet vid varierande pH. Därför är det viktigt att veta vilket pH som materialet innehåller. Askor från förbränning har i regel ett högt pH vilket medför att flera tungmetaller tenderar att laka ut i större utsträckning än vid lägre pH. Ett högt pH kan även vara korrosivt för vissa typer av rörledningar, främst rörledningar av materialen segjärn, cement och polyesterplast. Ledningar av PE, PP och PVC bedöms väl kunna motstå den korrosiva miljö som bottenaskor från förbränning av biobränsle och avfall orsakar [4]. Det skall också tilläggas att lagring och mognad av dessa bottenaskor innan användning minskar korrosionsbenägenheten.

5.2 Organiska analyser

De organiska analyser som utförts är TOC, fenol, dioxin, PAH och EOX.

5.2.1 TOC

Parametern TOC (Total Organic Carbon) används för att få en uppfattning om hur mycket oförbränt material det finns i askan. I CFB-pannor är halten oförbränt generellt mycket låg. TOC-metoden mäter både organiskt och elementärt kol.

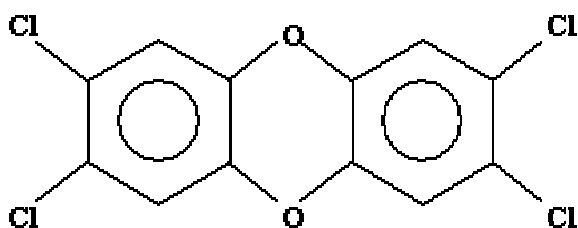
Metoden LOI vid 990°C mäter TOC jämte eventuella karbonatkol (som i kalksten), kristallbundet vatten i t ex gipsdihydrat och kemiskt bundet vatten i t ex kalkhydrat. För färska, torra pannsander som ej utsatts för fukt bör dessa metoder påvisa samma resultat om pannsanderna baseras på kvarts eller olivinsand. Dolomitbaserad pannsand kan ge avgång av CO₂ vid LOI 990°C.

5.2.2 Fenol

Historiskt sett är fenol ett desinfektionsmedel som framställdes ur stenkoltjära. Är idag ersatt i många applikationer p g a sin giftighet [20].

5.2.3 Dioxiner

Dioxiner är ett samlingsnamn på 210 olika klorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner. Några av dessa är mycket giftiga medan andra är i princip ofarliga. Den mest giftiga dioxinen är 2,3,7,8-TCDD (se Figur 4). Dioxiner uppkommer vid förbränning och upphettning av material till höga temperaturer [5].



Figur 4. 2,3,7,8-TCDD

Figure 4. 2,3,7,8-TCDD

Pannsanderna har analyserats m a p de 17 giftigaste dioxinerna (se bilaga B).

5.2.4 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (förkortade PAH efter engelskans polycyclic aromatic hydrocarbons) är en stor grupp organiska ämnen som består av två eller flera kondenserade aromatiska ringar. Hundratals sådana föreningar har identifierats. PAH bildas vid ofullständig förbränning av fossila bränslen, till exempel vid produktion av koks, vid vedeldning och i bilmotorer. Hur mycket PAH och vilka föreningar som bildas avgörs av flera faktorer, till exempel av förbränningstemperaturen och tillgången till syre. God tillgång till syre ger en mer fullständig förbränning och reducerar därmed mängden bildad PAH. De PAH:er som analyserats kan ses i Bilaga C [21].

5.2.5 EOX

EOX är ett mått på mängden extraherbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper (den mängd av grundämnena klor, brom och jod som i ett vattenprov är bunden i löst eller suspenderad organisk substans och som bestäms efter extraktion) [6].

5.3 Mikrotox

Mikrotox-metoden utnyttjar den ljusemitterande förmågan hos den marina bakterien *Vibrio fischeri*. Mätningar av bakteriell bioluminiscens är en fysiologiskt relevant metod för testning av kemiska ämnens akuta toxiska effekter. Vid recipientbedömningar bör Mikrotox ej användas ensamt vid bedömning utan bör kompletteras med andra tester, t ex mikroalger, zooplankton och fisk.

Pannsanderna testades genom direkt-kontaktsmetoden och extraktionsmetoden där man mäter direkt påverkan av materialet på provbakterierna respektive hur lakvatten från materialet påverkar bakterierna.

5.4 Geotekniska analyser

De geotekniska analyser som genomförts är:

- Kornstorleksfördelning
- Packningförsök
- Permeabilitetstest

5.4.1 Kornstorleksfördelning

En viktig parameter vid karaktärisering av ett material är kornstorleksfördelning. Ur den kan man göra bedömningar om materialets permeabilitet, tjälfarlighet, bärighet, packningsegenskaper mm.

Det ställs krav på kornstorleksfördelningen hos material som skall användas i rörgravar för fjärrvärmerör. Det primära kravet är att materialet inte får vara tjällyftade, dvs att frysskador i anläggningskroppen inte skall uppstå i större utsträckning. Detta uppstår då materialet har en stor andel finfraktion och kan binda vatten. Vid temperaturer under nollpunkten fryser vattnet i anläggningskroppen och kroppen vidgar sig för att sedan kollapsa vid varmare temperaturer. Detta orsakar sprickor och sänkningar i anläggningskroppen.

För kriteriet kringfyllnadsmaterial i rörgravar för fjärrvärmerör får materialet ha en maximal kornstorlek på 32 mm.

5.4.2 Packningstest

Ett packningstest visar hur väl materialet kan packas. Ett ensgraderat material har sämre packningsegenskaper än ett månggraderat material med runda partiklar. Vattenkvoten

har också betydelse för packningsegenskaperna. Därför sker försöken vid flera varierande vattenkvoter varvid den maximala packningsgraden av materialet erhålls.

5.4.3 Permeabilitetstest

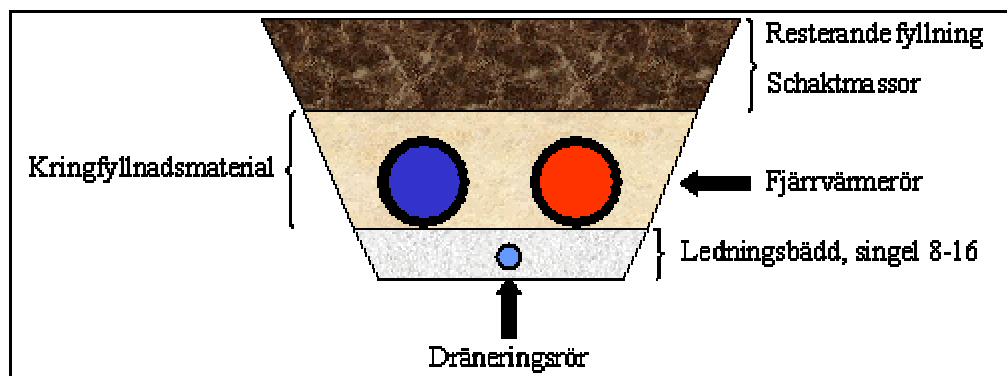
Vid provning av ett materials permeabilitet undersöker man dess förmåga att släppa igenom vatten.

6 Genomförande

Den grundläggande projektstrategi som lagts upp är följande:

1. Förstudie
2. Analys på färsk pannsander
3. Utvärdering av analyser
4. Analys på lagrad pannsander
5. Utvärdering av lagringens inverkan på pannsander
6. Upprättande av produktblad

I förstudien har Maria Erikssons examensarbete [1], utfört vid institutionen för mark- och vattenteknik vid KTH, som handlar om återföring av bottenaska från Bristas biobränsleeldade CFB-panna till V/A-gravar utgjort en viktig parameter. I detta arbete framkommer det att bottenaska från Bristas CFB-panna lämpar sig väl som kringfyllnadsmaterial kring V/A-rören. Det framkommer även från laboratorieförsöksresultat i rapporten att bottenaskan inte lämpar sig för ledningsbäddsmaterial i V/A-rörgravar. Materialet är dock överkvalificerat för att användas som schaktmassor. I fjärrvärmerörgravar ser materialfördelningen ut som i V/A-rörgravar. Figur 5 visar en schematisk skiss över en fjärrvärmerörgrav [2].



Figur 5. Schematisk skiss över fjärrvärmerörgrav

Figure 5. District heating pipe grave

Askor från energiproduktion kan ha mycket varierande sammansättning och egenskaper beroende på typ av bränsle. I Rolf Sjöbloms rapport om användning av aska i fjärrvärmeanläggningar framkommer det att fluidbäddbottenaska lämpar sig som kringfyllnadsmaterial i fjärrvärmerörgravar efter mognad (karbonatisering) och eventuell behandling [2].

Proven från samtliga företag består av stickprov som tagits ut under minst två veckors ordinär drift. Stickproven har sedan slagits samman till samlingsprov för att utjämna

påverkan från variation i driftgång, bränslesammansättning mm. För att kunna genomföra denna karaktärisering av pannsander har samlingsprov på minst 20 liter samlats in för analys.

Lagring av prover har gjorts hos SGI i Linköping. Proverna har lagrats under samma förhållanden inomhus där proverna har omrörts och bevattnats med jämna mellanrum. Denna lagringsmetod har utförts eftersom skillnader i geografi för de olika lagringsplatserna för pannsanderna, med största sannolikhet, skulle medföra att jämförelser skulle bli missvisande.

De analyser som utförts på färsk pannsand är kornstorleksfördelning, packningstest, permeabilitetstest, totalanalys, tillgänglighetstest, lakteter (skak- och kolonnförsök) samt organiska analyser som TOC, EOX, PAH, dioxin och fenol. Även mikrottoxtest har utförts på färska askor. De lagrade askorna testades genom totalanalys, tillgänglighetstest och lakförsök (skaktest). De ämnen som analyserats i tillgänglighetstesten och laktesten korresponderar mot EU:s direktiv för placering av avfall på inert deponi.

Efter analyser på färska pannsander erhöles ett högt pH på samtliga avfallsaskor och därmed större benägenhet till utlakning av tungmetaller, bl a Cr, Mo, och Pb. Även efter tre månaders lagring var pH högt för dessa pannsander men lakningsbenägenheten för dessa tungmetaller hade minskat. Däremot började metallen Sb att laka ut i större utsträckning.

Lakningsbenägenheten av tungmetaller vid lägre pH undersöktes ytterligare genom en forcerad karbonatiseringsprocess där CO_2 läts genomströmma ett pannsandsprov (Sundsvall prov A). Detta förfarande kunde ge information om hur karbonatisering gör tungmetallerna immobiliserade och en uppskattning om vid vilket pH man kan använda pannsanderna vid ett lagringsförfarande.

För att få en indikation på vilka ämnen som skulle kunna vara löslighetsbegränsande har lakvätskan från lagrade material, L/S 2, modellerats. Denna ämnesanalys kan ses i kapitel 7.3. Modelleringen har gjorts med Phreeqc For Windows [18] (Se Bilaga F för input-file). Modellen har använts för att beräkna löslighetsindices utifrån sammansättningen av lakvattnet (se Bilaga G).

För att få med antimon har termodynamiska data från Minteq använts. Kvaliteten på termodynamiska data har inte kontrollerats. Molybden ingick inte i någon av standarddatabaserna till Phreeqc. Därför har MoO_4^{2-} lagts till som ämne i lösning, och kalciummolybdat (CaMoO_4), bariummolybdat (BaMoO_4), H_2MoO_4 , och MoO_3 lagts till som fasta faser. Termodynamiska data för dessa ämnen har tagits från databasen till Visual Minteq [19].

För vissa material (t ex P14) är den termodynamiska stabila formen vid det uppmätta redoxvärdet Cr(VI). Eftersom Cr(VI) har analyserats i laklösningen och var under detektionsgränsen, har krom fixerats till att vara Cr(III).

Vanligtvis är termodynamiska data inte anpassat för användning vid höga pH (> 9-10). I detta fall har modelleringarna gjorts med (fast) pH så som det mäts i laklösningarna, trots att dessa var höga.

Ett exempel på produktblad kan ses i bilaga H. Där beskrivs totalhalter, laktestresultat och geotekniska egenskaper. I produktbladet finns även förslag till anvisningar om hur man får transportera och använda materialet.

7 Resultat

7.1 Geotekniska undersökningar

De materialtekniska undersökningarna har utförts på färsk pannsand från ovannämnda anläggningar och omfattat:

- kornfördelning genom siktanalyser (SS 027123) före och efter packningsförsök
- packningsförsök utförda som lätt laboratoriestampning (SS 027109)
- permeabilitetsbestämningar i rörpermeameter (Nordtest Technical Report 254).

7.1.1 Kornstorleksfördelning

En sammanställning av geotekniska egenskaper kan ses i Tabell 5 nedan. Siktcurvor för respektive pannsand kan ses i Bilaga A.

Tabell 5. Sammanställning av geotekniska egenskaper

Table 5. Geotechnical properties

Anläggning	Benämning	Torrdensitet packning t/m ³	Permeabilitet m/s
Sundsvall Energi, Korstaverket			
- Prov A	gr Sa	1,53	7×10^{-5}
- Prov B	gr Sa	1,46	1×10^{-5}
- Prov 1	Sa	1,41	8×10^{-6}
Stora Enso, Fors	Sa	1,44	8×10^{-5}
Sydkraft Mälarvärme, Örebro	Sa *	1,57	1×10^{-5}
Sydkraft ÖstVärme, Händelöverket	(gr) Sa	1,78	3×10^{-5}
- P13	(gr) Sa	1,65	2×10^{-5}
- P14			
Söderenergi, Igelstaverket	gr Sa **	1,57	1×10^{-4}
Fortum Öst, Högdalenverket	gr Sa	1,66	3×10^{-6}
Eskilstuna Energi	(gr) Sa	1,52	4×10^{-5}

Sa = sand (gr) Sa = något grusig sand gr Sa = grusig sand

* Mycket ensgraderad mellansand

** Uträglad grovsand (< 10 vikts-% av mellan- och finsand)

Siktanalyserna visar att pannsand generellt motsvarar kornfördelningen sand till grusig sand. Andelen finjord (< 0,06 mm, d v s silt- o lerfraktion) utgör endast någon enstaka procent. Vissa skillnader föreligger emellertid mellan de olika anläggningarna, vilket sannolikt förklaras av olika bränslen och ev. också i deras beredning. Skillnaderna i kornfördelning återspeglas även i permeabilitetsvärdena där en grövre kornstorlek ger ett högre k-värde (t ex Igelstas grova pannsand). Ett undantag är pannsand från Högdalenverket som trots en grov sammansättning har förhållandevis låg permeabilitet.

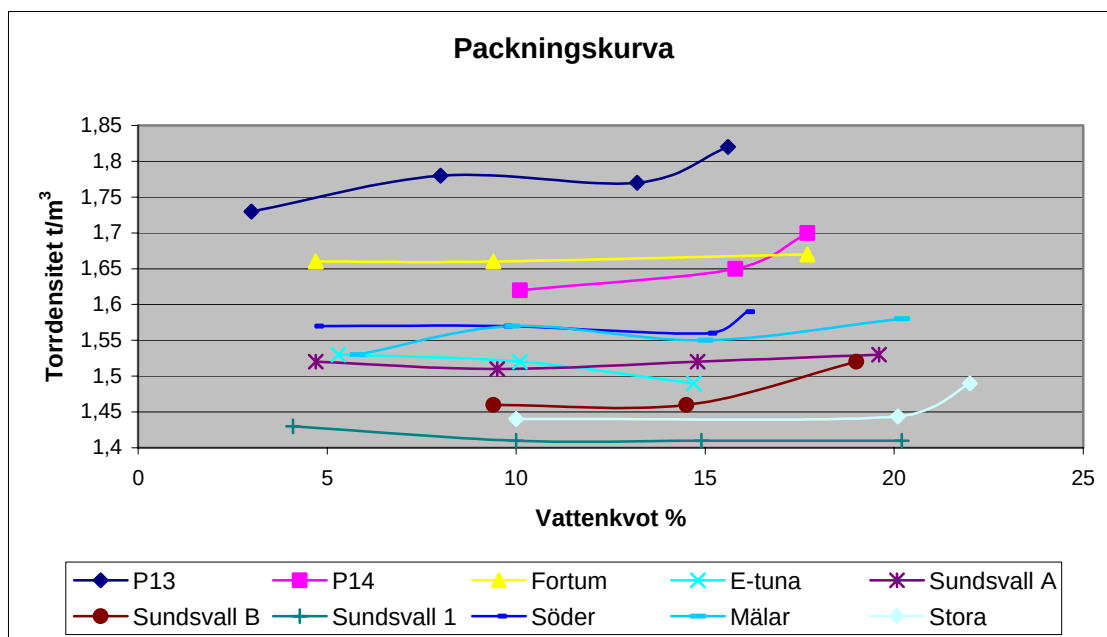
Orsaken till detta torde vara dess relativt jämna (heterogena) kornfördelning som medför att hålrummen mellan partiklarna minskar jämfört med vad som gäller för mer ensgraderade material (t ex Örebro). Permeabilitetsvärdena överensstämmer för övrigt väl med motsvarande värden för konventionella naturmaterial med likartad kornfördelning.

Av kornstorleksfördelningen framgår att pannsand inte är tjälfarlig. Några särskilda åtgärder skall därmed inte behöva vidtas vid användning i anläggningsarbeten under vinterhalvåret. En smärre tveksamhet av praktisk natur vid användning under vinterhalvåret är i vad mån pannsand har en tendens att frysa samman, d v s att bilda ”kockor” som försvårar utfyllnad runt t ex en värmekulvert.

7.1.2 Packningstest

Resultaten från packningsförsöken har valts att redovisas som torrdensitetsvärden. Detta för att pannsand inte har någon naturlig vattenkvot. (Observera att dess skrymdensitet alltså är högre eftersom vatteninnehållet då också inräknas). Torrdensiteten synes generellt ligga runt drygt $1,5 \text{ t/m}^3$, även om några värden (Sundsvall prov 1, Händelö P13) avviker. Skillnaderna kan troligtvis även här förklaras av olika bränslen och innehållet av skrot. I princip samtliga packningskurvor uppvisar ett jämnt förlopp fram till vattenmättnadsgränsen, vilket betyder att materialet inte är nämnvärt känsligt för vattenkvotsvariationer i samband med packning. Kombinerat med pannsandens förhållandevis höga permeabilitet och därigenom relativt väldränerande egenskaper, bör alltså inte nederbörd under anläggningsskedet medföra nämnvärda problem. Av samma orsaker bör inte heller någon risk med förhöjda portryck föreligga vid packning, något som annars kan föranleda såväl stabilitets- som bärighetsproblem.

För att få en uppfattning om askans krossningsbenägenhet vid bl a packning eller genom trafiklast i anläggningsskedet, har siktanalyser genomförts även efter packningsförsöken. Resultaten visar överlag att endast en smärre krossning sker och då främst av grövre partiklar. Detta indikerar att ingen nämnvärd förändring av övriga materialtekniska egenskaper kan förväntas, d v s materialet kan fortfarande betraktas som icke tjälfarligt, torrdensiteten bör endast ha ökat i begränsad omfattning och permeabiliteten minskat i någon grad. Däremot innebär alltid en ökad finkornighet hos material att halterna i de initiala lakvattnen ökar genom att den specifika ytan hos materialet ökar (tidigare överslagsberäkningar har visat att endast ca 5 % förskjutning av kornfördelningen åt det finare hållet kan medföra en fördubbling av den specifika ytan, resulterande i klart högre halter i lakvattnet inledningsvis). Beroende på främst sistnämnda orsak, så bör materialet packas med lätta utrustningar och inte onödigtvis utsättas för trafiklast. Packningskurvorna redovisas i Figur 6.

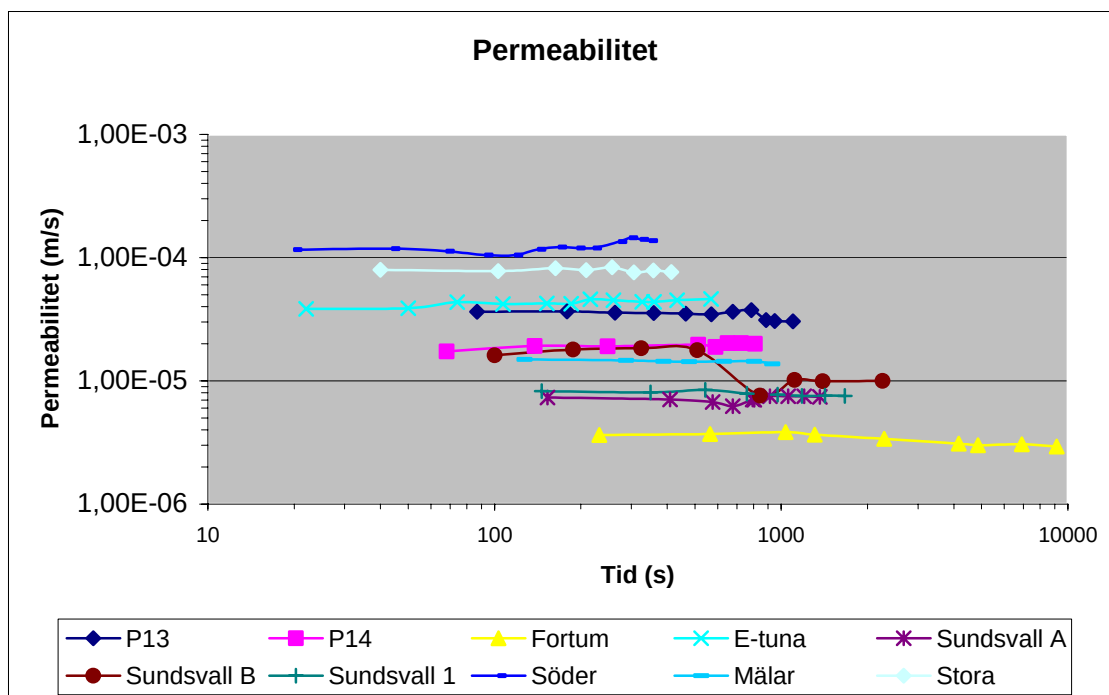


Figur 6. Packningskurvor

Figure 6. Packing curves

7.1.3 Permeabilitetstest

Permeabiliteten hos pannsanderna ökar ej med ökande försökstid. Permeabiliteten varierar mellan ungefär $1,2 \times 10^{-6}$ m/s till $1,05 \times 10^{-4}$ (se Figur 7).



Figur 7. Permeabilitetskurvor

Figure 7. Permeability curves

7.2 Kemiska analyser

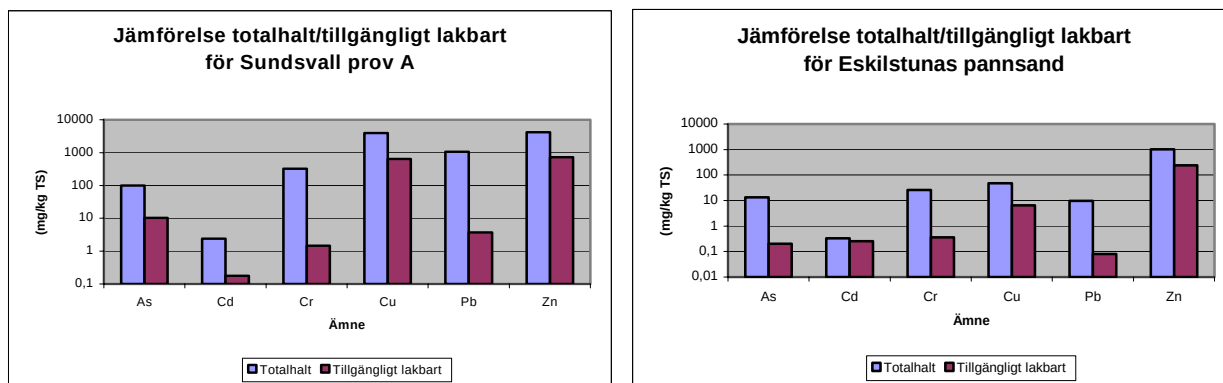
7.2.1 Totalhalt

Totalhalter av ämnen i pannsanderna kan ses i Bilaga B. Analysvärdena har jämförts med riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) och Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark. Samtliga pannsander klarar båda gränserna för Hg och V. De biobränslebaserade pannsanderna klarar gränsvärdena för MKM förutom P13 (Cu och Zn), Eskilstuna (Zn) och Stora Enso Fors (Zn). Sydkraft Mälarvärme klarar gränsen för MKM för samtliga metaller.

Halterna för tungmetaller är högre för avfallsbränslebaserade pannsander än för biobränslebaserade.

7.2.2 Tillgänglighetstest

Vid jämförelse är tillgängligt lakbart 1-10 % av totalinnehållet. Biobränslebaserade pannsander uppvisar generellt lägre tillgängligt lakbara halter av tungmetaller än avfallsbränslebaserade pannsander (se exempel i Figur 8). Testet är utfört enligt "NT ENVIR 003". Resultaten redovisas i bilaga B.



Figur 8. Jämförelse mellan totalhalt och tillgängligt lakbart för Sundsvall prov A och Eskilstunas pannsand

Figure 8. Comparison between total and available amounts for Sundsvall test A and Eskilstuna

7.2.3 Laktester

Värden på halter av de analyserade ämnena redovisas i Bilaga B.

7.2.3.1 Eskilstuna Miljö & Energi

Vid jämförelse av totalhalter med kriterier för förorenad mark är det endast värdet på zink som ligger över gränsvärdet. Vid jämförelse med mindre känslig markanvändning (MKM) ligger också endast Zn över gränsvärdet. Pannsandens klarar även samtliga gränsvärden för laktester för färsk pannsand (skaktest samt kolonntest) vid jämförelse med EU's kriterie för placering av avfall på inert deponi. De organiska analyserna visar inga höga värden på TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH. Materialet uppvisar ingen mikrototoxicitet.

7.2.3.2 Fortum Värme

Fortums CFB-panna i Högdalen genererar pannsand med låga totalhalter av Co, Hg och V. Övriga ämnen som går att jämföra med förorenad mark och MKM ligger högt beroende på att bränslet inte är biobränslebaserat.

Lakningsmässigt vid skaktest för färsk pannsand ligger Cr och SO_4^{2-} vid lakkvoten L/S 2 aningen över EU:s gränsvärde för avfall på inert deponi och vid L/S 10 är halterna på Sb och SO_4^{2-} över gränsvärdet. Vid skakförsök på lagrad pannsand visar analyserna att värdena på Cr och SO_4^{2-} överskrider vid L/S 2 samt att värdet för Sb och SO_4^{2-} överskrider vid L/S 10. Kolonntestet visar hög utlakning av As (L/S 10) och Sb (L/S 2 och 10). Övriga metaller och ämnen ligger under gränsen.

Pannsandens uppvisar halter under detektionsgränsen på TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH vilket pekar på obetydliga halter av giftiga organiska föreningar. Mikrotokstest visar måttlig toxicitet på mikroorganismer vid direktkontakt men genererar ottoxiskt lakvatten.

7.2.3.3 Stora Enso, Fors

För Fors' pannsand är det endast Zn som inte klarar gränsvärdet på totalhalt för båda kriterierna förorenad mark och MKM. As och Cu ligger aningen över gränsvärdena för förorenad mark men klarar gränsvärdena för MKM.

Vid skakförsök på färsk pannsand visar analyserna att materialet klarar EU:s gränsvärden för avfall på inert deponi. Kolonntestet visar en aningen hög halt av Mo vid L/S 2. Övriga ämnen klarar gränsvärdena.

Vad gäller de organiska analyser finns inga höga värden på varken TOC, fenol, dioxin, EOX eller PAH. Analyserna av mikrottox påvisar låg mikrobiell toxicitet.

7.2.3.4 Sundsvall Energi

7.2.3.4.1 Prov A och prov B

Prov A och B innehåller liksom övriga icke-biobränslebaserade pannsander höga totalhalter vad gäller tungmetaller. Det är liten skillnad mellan proven avseende nästan samtliga analyser. De ämnen som har halter under kriteriet förorenad mark är Co (ej för prov B), Hg och V. Dessutom ligger Cd, Co (för prov B) och Ni under gränsen för MKM. Resultaten från skaktest på färsk pannsand (L/S 2) visar på att halterna av Cr, Cu och Pb ligger över gränsvärdena för placering av avfall på inert deponi. Skaktest på färsk pannsand vid L/S 10 visar att Cr, Pb, Sb och Zn ligger över inert-deponi gränsen. Skaktest på lagrad pannsand visar fortsatt höga halter av Pb och Cr samt högt värde på Sb vid L/S 2 och L/S 10. Dessutom kan ett svårförklarat högt värde på Ba ses för prov A vid L/S 10 för lagrat prov. Kolonntester på pannsanderna visar höga värden av Pb (L/S 2 och 10) och Sb (L/S 10). Halterna av TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH ligger under detektionsgränserna. Mikrottoxtesterna visar att prov A har låg mikrobiell toxisk effekt vid direktkontakt och måttlig toxicitet vid urlakning. Prov B har måttlig toxicitet vid direktkontakt och låg toxicitet vid urlakning. Toxiciteten vid urlakning är dock ökande för båda proven.

7.2.3.4.2 Prov 1

Prov 1 har större halter av tungmetaller än proverna A och B. Endast Hg ligger under värdet för förorenad mark, och Cd och Co klarar gränsvärdet för MKM. Vid skakförsök på prov 1 är det bara halten av Sb som överskrider värdet för placering av avfall på inert deponi för L/S 2 och vid L/S 10 överskrider halter av Cr och Sb. Halterna av de organiska ämnena som analyserats (TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH) ligger under detektionsgränsen. Mikrottoxtestet visar att ingen mikrobiell toxisk effekt.

7.2.3.5 Sydkraft MälarVärme AB

Pannsand från Sydkraft MälarVärmes panna P5 har totalhalter som, förutom As, samtliga understiger kriteriet förorenad mark. Värdet på As understiger dock gränsvärdet för MKM. Lakteter på materialet visar att samtliga metaller understiger gränsvärdet för L/S 2 och L/S 10. Värdena på TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH ligger under detektionsnivåerna för respektive analys och mikrottoxtestet visar att materialet är mikrobiellt lågttoxiskt vid urlakning och har måttligt mikrobiell toxicitet vid direktkontakt. Materialet anses utifrån utförda analyser vara utnyttjningsbara som kringfyllnadsmaterial i fjärrvärmerörgravar.

7.2.3.6 Sydkraft ÖstVärme AB

7.2.3.6.1 P13

För P13 överskrider flertalet metaller kriteriet förorenad mark men endast Cu och Zn överskrider MKM. Zinkhalten är även hög i tillgänglighetstestet. Den höga zinkhalten kan bero på att man sameldar skogsflis med 25% gummiflis. Lakttesterna visar dock att Zn inte lakar ut i större omfattning och det är endast SO_4^{2-} som överskrider gränsvärdet för placering på inert deponi. De organiska analyserna på TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH visar liksom för övriga pannsander halter under detektionsnivå. Materialet anses ha hög mikrobiell toxicitet enligt direktkontaktsmetoden och vara icke toxiskt enligt urlakningsmetoden. Detta kan bero på den höga Zn-halt som pannsanden innehåller och som lakar ut i liten omfattning.

7.2.3.6.2 P14

Totalhalterna av Co, Hg och V ligger under gränsen för förorenad mark och Cd samt Ni ligger under gränsen för MKM. Övriga ämnen som går att jämföra med dessa kriterier ligger över gränsvärdena. Skaktester på P14-pannsanden visar att för L/S 2 klarar alla ämnen gränsen för inert deponi utom Cr, Mo, Pb och SO_4^{2-} . Vid L/S 10 för skaktestet är halterna av Cr, Mo, Sb och SO_4^{2-} högre än gränsvärdet för inert deponi. De organiska analyserna visar att halterna av TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH ligger under detektionsnivå. Pannsanden uppvisar hög toxicitet vid direktkontakt men lakvattnet är icke toxiskt.

7.2.3.7 Söderenergi

För Söderenergis pannsand visar totalanalysen att As, Cu, Pb och Zn ligger över gränsen för MKM. Resterande jämförbara ämnen ligger under gränsen. Dessutom klarar Co, Hg, Ni och V gränsen för förorenad mark. Analyser av lakvattnet från skaktestet uppvisar att Cr, Pb och SO_4^{2-} ligger över gränsvärdet för inert deponi för L/S 2 och för L/S 10 har As, Pb, Sb och SO_4^{2-} halter som överstiger inert deponi kriteriet. Kolonntestet visar hög halt av Sb (L/S 10) och SO_4 (L/S 2 och 10). Som för övriga pannsander ligger halterna av TOC, fenol, dioxin, EOX och PAH under detektionsnivå. Mikrotoxiciteten är låg vid direktkontakt och måttlig i lakvattnet. Toxiciteten i lakvattnet ökar vid ökande exponeringstid.

Skaktesterna på färsk aska visade mycket höga lakvärden av Pb, ca 10 gånger högre än övriga avfallsbaserade pannsander. Detta härleddes till ett bränsleparti från en tillfällig leverantör. För att få ett mer rättvisande analysresultat togs ytterligare ett prov vid förbränning av bränsle med normal kvalitet. Då erhöles analysvärden av Pb på en mer representativ pannsand från Söderenergi. Intressant var dock att även med den högre blyhalten erhöles låg utlakning av bly efter lagring.

7.3 Ämnesanalys

7.3.1 pH

pH har mätts i lakvatten och i askorna efter ca 3 månaders lagring. Efter lagringen var pH i askorna mellan 9,9 och 12,4. pH-värdena visas i Tabell 6.

pH i lakvätska från de färskas askorna var mellan 11 och 12,5. Som väntat sjunker pH i lakvätskorna vid lagring. Efter lagringen var pH i lakvätskan mellan 9,5 och 11,3. pH hade alltså sjunkit ca 1,5 enheter efter lagringen.

När askan från Sundsvall A lagrades i ca 3 månader sjönk pH i lakvätskan från 12,4 till 11,8 (L/S 2). Askan lagrades i några månader till, till pH var ca 10. För att skynda på lagringen tillsatts extra koldioxid, vilket ledde till pH på 9 i lakvätskan vid L/S 2. Prov från aska från dessa fyra lagringstider har lakats i skaktest.

Tabell 6. pH i aska lagrad ca 3 månader.

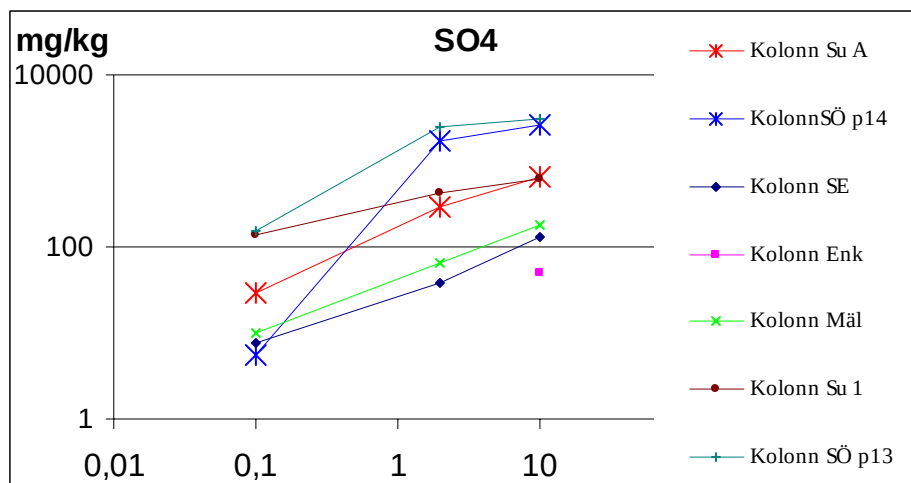
Table 6. pH in ashes stored for ca 3 months.

Anläggning/prov	pH i askan
Sydkraft Östvärme P14	9,9
Fortum	10,5
Sundsvall prov 1	10,7
Söderenergi	10,8
Stora Enso	10,8
Sydkraft Mälärvärme	11,1
Eskilstuna	11,1
Sundsvall prov B	11,3
Sundsvall prov A	12,0
Sydkraft Östvärme P13	12,4

7.3.2 Sulfat

Lakning av sulfat var hög med hänsyn till EU:s kriterier för mottagning vid inert deponi för ett antal askor. Mängden svavel som hade lakats ut vid L/S 10 motsvarade en stor del av tillgängligt svavel (t ex 20 % för Sundsvall prov A).

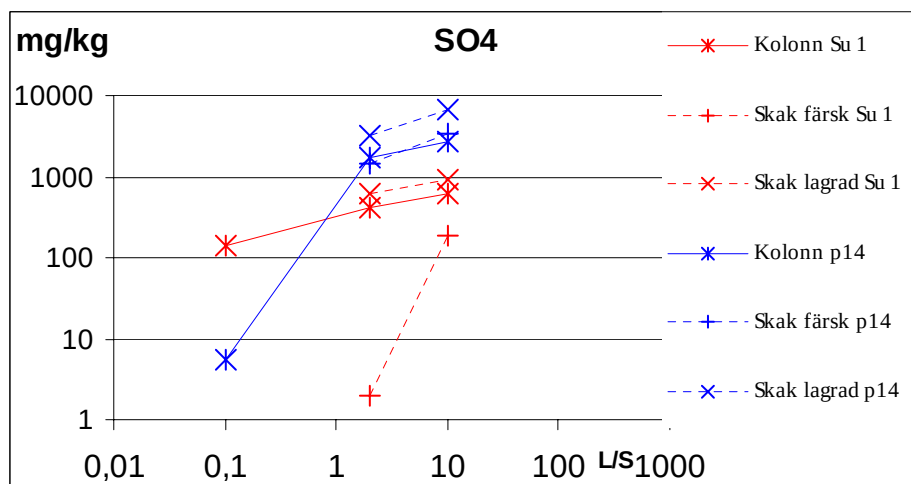
Sulfatlakningen från kolonnen visar avklingning av sulfatlakning de askor som hade högst utlakning: p13 och p14 (Figur 9). Avklingning brukar förekomma när den fasta fasen begränsar utlakningen, eftersom det mest lättillgängliga lakar först och ämnet som lakas blir alltmer svårtillgängligt. För Mälarenergi, Stora Enso, och kanske Sundsvall 1 finns anledning att misstänka att lösligheten begränsar lakningen.



Figur 9. Lakning av sulfat från färska askor enligt kolonntest. Su A: Sundsvall prov A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälarvärme, Su 1: Sundsvall prov 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Figure 9. Leaching of sulphate from fresh ashes according to percolation test data. Su A: Sundsvall sample A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälarvärme, Su 1: Sundsvall sample 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Lagring ökade lakningen av sulfat vid L/S 2 för Sundsvall 1, Sundsvall B, Stora Enso och p14 (Figur 10). Vid L/S 10 var sulfatlakningen från p14 och Stora Enso fortfarande högre i det lagrade provet än i det färska. För de andra proven var skillnaden sådan att den skulle kunna orsakas av variation i proven.



Figur 10. Lakning av sulfat för aska från p14 och Sundsvall prov 1.

Figure 10. Leaching of sulphate from p14 and Sundsvall sample 1.

Laklösningen från lagrade askor vid L/S 2 var mycket nära jämvikt med barit (bariumsulfat), gips och anhydrit (kalciumsulfater). Att laklösningarna var nära jämvikt kan betyda att upplösning av mineral pågår och styr utlakningen, och/eller att mineralet fälls ut och på detta sätt kontrollerar utlakning. Att sulfat i p14-aska skulle bli mer svårtillgängligt allteftersom syns inte i löslighetsmodelleringarna: också laklösningen från lagrad p14 aska vid L/S 10 var nära jämvikt med barit, gips och anhydrit.

Mätningen av totalsvavel (S) i lakvattnen stämde bra överens med mätningen av sulfat, såsom förväntas i icke-reducerade vatten, förutom för Sydkraft Mälarvärme. Mälarvärme hade hög S men låg SO_4 i lakvattnet från L/S 2 och L/S 10 (färsk, både skak och kolonntest). Detta trots att redoxpotentialen var mellan 84 och 146 mV och pH 11,5, vilket borde leda till att svavel fanns som SO_4 . pH och redoxpotential liknade också de andra proven, där S och SO_4 stämde bra överens.

I laklösningen från Sundsvall prov 1, färsk prov, skaktest L/S 2, var både sulfathalten och svavelhalten mycket låg. Lakning i kolonntest (färsk prov) och skaktest (lagrad prov) visade inget motsvarande, och värdet kan vara en avvikare.

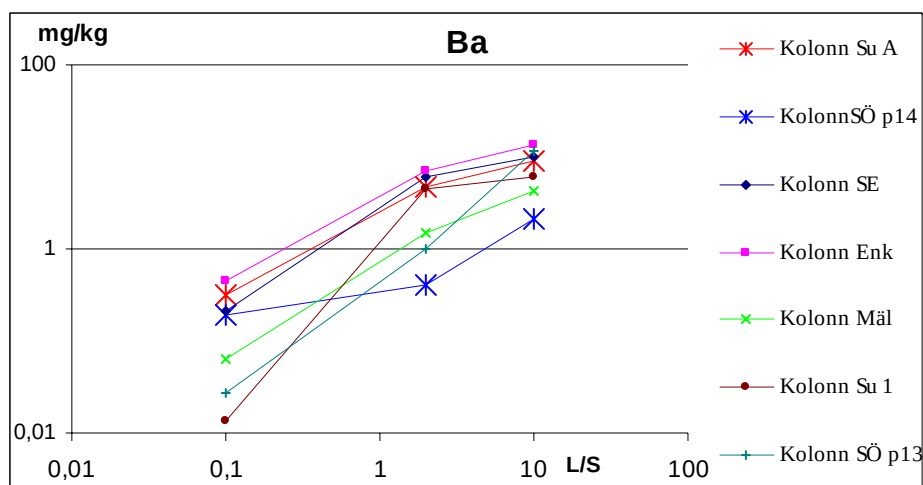
7.3.3 Barium

Lakning av barium från de färska askor i kolonnerna minskade generellt vid ökande L/S. Detta tyder på att mer tillgängligt barium lakas först, och lakningen blir svårare efterhand (Figur 11), och tyder inte på löslighetsbegränsning.

I p13 och p14 ses en annan trend, där lakningen mellan L/S 2 och L/S 10 fortsätter på samma nivå, eller något högre, som för den tidigare utlakningen (mellan L/S 0,1 och L/S 2). Detta skulle kunna tyda på att bariumlakningen från p13 och p14 askorna begränsas av löslighet av något bariummineral. I så fall är det troligen bariumsulfat, eftersom laklösningen från färsk p 14 aska var något övermättad med bariumsulfat både vid L/S 2 och L/S 10.

I samtliga lagrade askor var bariumsulfat nära löslighetsjämvikt. Laklösningarna var också övermättade med bariumarsenat ($\text{Ba}_3(\text{AsO}_4)_2$), men arsenik finns endast i låga halter i laklösningarna och bariumarsenatets roll torde vara mycket begränsat. Jämvikt med bariumsulfat gällde för alla askor, och kan inte förklara skillnader mellan de olika askorna. Dessutom tyder formen på kurvan i kolonntestet på att lakningen inte direkt begränsas av lösligheten.

Lakningen av sulfat beter sig i motsats till den av barium. Sulfatlakningen i p13 och p14 avtog vid ökande L/S kvot, medan lakningen från de andra askorna fortsatta på liknande nivå.



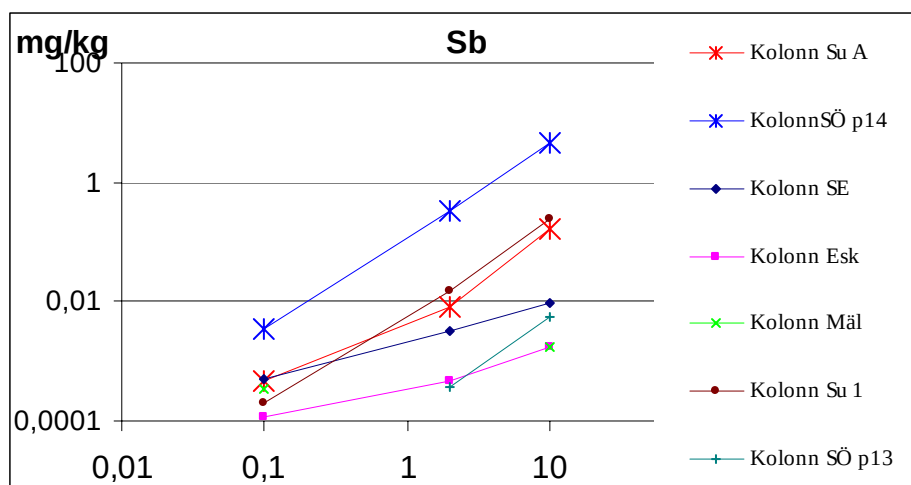
Figur 11. Lakning av barium från färsk askor i kolonnstest. Su A: Sundsvall prov A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälarvärme, Su 1: Sundsvall prov 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Figure 11. Leaching of barium from fresh ashes in percolation test. Su A: Sundsvall sample A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälarvärme, Su 1: Sundsvall sample 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

7.3.4 Antimon

Lakning av antimon i kolonnerna med färsk prov skulle kunna begränsas av lösligheten av antimon, eftersom antimon lakas i stort sett linjärt med L/S kvoten (Figur 12). Modellering av laklösningarna från skaktesten på färsk p 14-aska och färsk Sundsvall prov 1 visade att lösningen är undermättad med hänsyn till antimonoxid (SbO_2 , löslighetsindices ca -8). Undermättningen var ännu större för andra fasta ämnen som innehöll antimon.

Samma stora undermättning för antimonmineral återfanns i laklösningarna från de lagrade proverna. Troligen begränsas antimonlakningen inte av lösligheten av antimonmineral. Tidigare har förekomsten av antimon i något kalciummineral, som t ex ettringit, föreslagits för att förklara varför antimon stannar kvar i bottenaskor vid förbränning (se Bilaga E). Tyvärr var inte ettringit med i löslighetsmodelleringen, dock var lakvattnen i jämvikt med ett antal andra kalciumsulfatmineral.

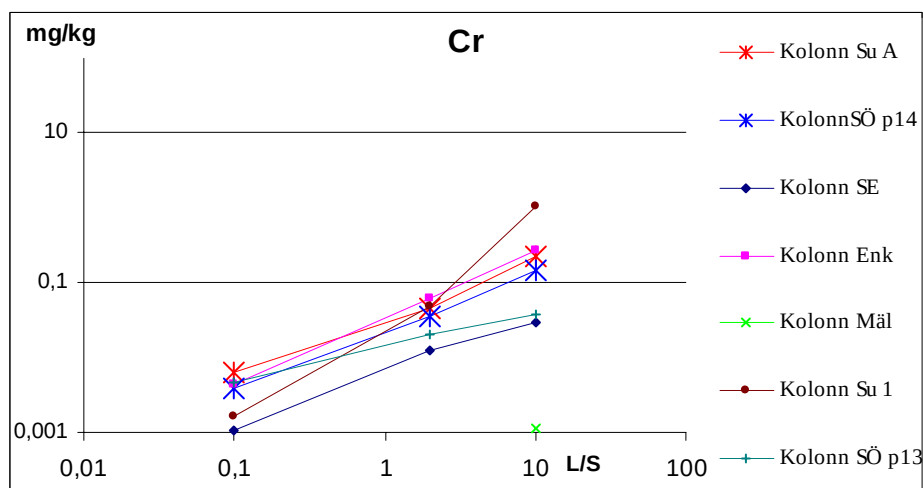


Figur 12. Lakning av antimon från färskas askor i kolonnstest. Su A: Sundsvall prov A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälärvärme, Su 1: Sundsvall prov 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Figure 12. Leaching of antimony from fresh ashes in percolation test. Su A: Sundsvall sample A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälärvärme, Su 1: Sundsvall sample 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

7.3.5 Krom

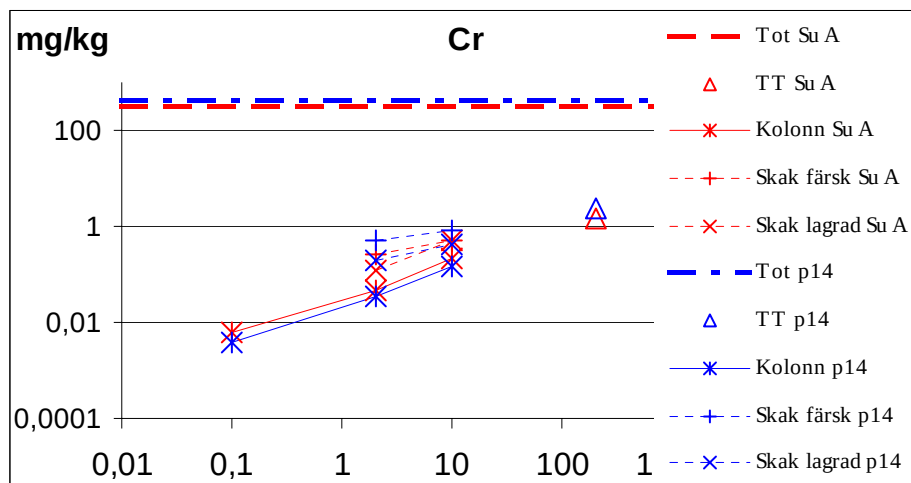
Också lakningen av krom från färskas askor var i stort sett linjärt med L/S kvoten (Figur 13). Möjligen klingar lakningen av något för askan från Stora Enso (SE).



Figur 13. Lakning av krom från färskas askor i kolonnstest. Su A: Sundsvall prov A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälärvärme, Su 1: Sundsvall prov 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Figure 13. Leaching of chromium from fresh ashes in percolation test. Su A: Sundsvall sample A, SÖ p14: Söderenergi p14, SE: Stora Enso, Enk: Eskilstuna, Mäl: Mälärvärme, Su 1: Sundsvall sample 1, SÖ p13: Söderenergi p13.

Lagring av proverna minskade lakningen av krom (Figur 14). De flesta av de lagrade askorna var övermättade med avseende på kromoxider.



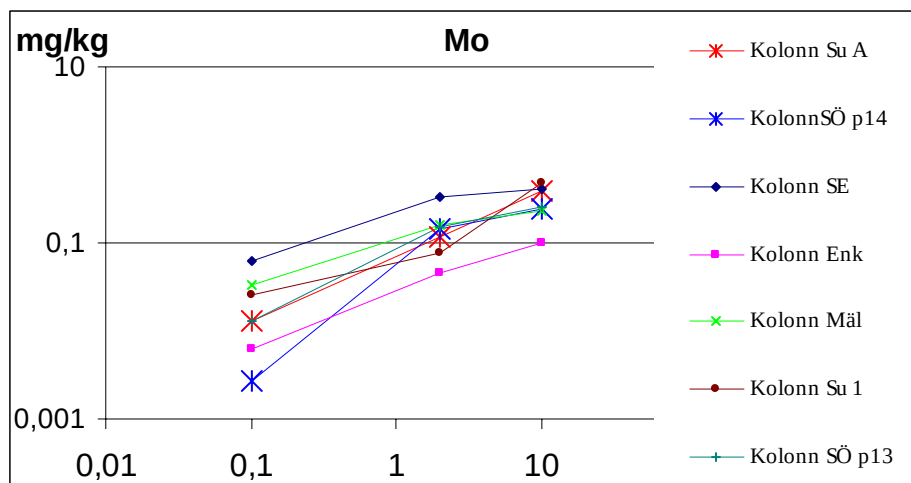
Figur 14. Lakning av krom för aska från p14 och Sundsvall prov A.

Figure 14. Leaching of chromium from p14 and Sundsvall sample A.

7.3.6 Molybden

För molybdenlakning i kolonn på färsk prov syns att kurvan generellt klingar av vid L/S 10 (vilket inte tyder på löslighetsbegränsning), förutom för Sundsvall 1 och A, och Eskilstuna.

Kalciummolybdat var ämnet med högst löslighetsindex. Löslighetsindexet är runt -1, alltså svag undermättnad.



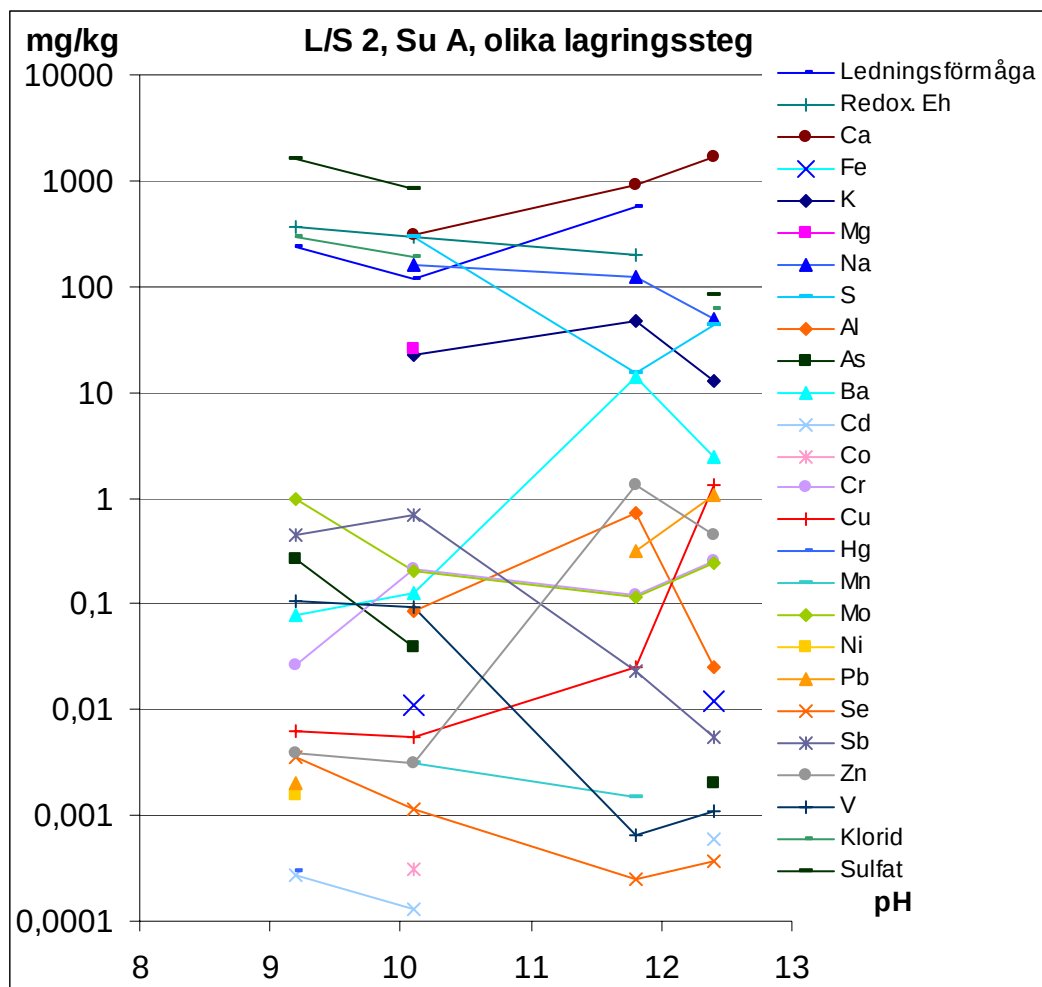
Figur 15. Lakning av molybden från färska askor i kolonntest.

Figure 15. Leaching of molybdenium from fresh ashes in percolation test..

7.3.7 Effekt av åldring på Sundsvall prov A

För Sundsvall prov A har gjorts skaktester på åldrade askor vid flera tillfällen. Detta ger en möjlighet att följa lakningen vid lagring. Längre lagring ledde till lägre pH och högre redoxpotential i lakvattnet. Eftersom pH brukar vara en mycket viktig variabel har lakningen i Figur 16 satts ut mot pH.

Vid sjunkande pH (ökad ålder) ökar lakningen av sulfat, klorid, molybden, antimon och vanadin. Flera av dessa ämnen är viktiga för klassningen av askorna ifall det skulle deponeras. Lagringen kan inte lösa problemet för dessa askor. Lakning av kalcium, barium, zink, koppar, bly och krom minskar med sjunkande pH (ökande ålder).



Figur 16. Effekt av lagring (sjunkande pH) på lakning från Sundsvall prov A i skaktest

Figure 16. Effect of ageing (decreasing pH) on leaching from Sundsvall sample A in batch leaching test

7.4 Organiska analyser

De organiska analyser som utförts är TOC, fenol, dioxin, PAH, EOX och mikrottox och kan ses i bilaga B. Resultaten kan ses i Tabell 7:

Tabell 7. Resultat av organiska analyser

Table 7. Results from the organic analyses

Analys	Resultat samtliga pannsander
TOC	<0,010 %
Fenol	< 0,20 mg/kg TS
Dioxin	< 1-15 ng/kg
PAH	< 0,050 mg/kg
EOX	< 1,0 mg/kg TS

För mikrottoxanalyserna blev resultatet följande (Tabell 8):

Tabell 8. Resultat av mikrottox-analyserna

Table 8. Results from the micro-toxic analyses

Pannsand	Direktkontakts- metoden	Toxicitet Extraktions- metoden	Ökande exponeringstid
Eskilstuna Energi & Miljö	Icke toxiskt	Icke toxiskt	Oförändrad
Fortum, Högdalen	Måttlig toxicitet	Icke toxiskt	Oförändrad
Stora Enso, Fors	Låg toxicitet	Låg toxicitet	Oförändrad
Sundsvall Energi prov A	Låg toxicitet	Måttlig toxicitet	Ökande
Sundsvall Energi prov B	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Ökande
Sundsvall Energi prov 1	Icke toxiskt	Icke toxiskt	Oförändrad
Sydskraft MälarVärme	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Oförändrad
Sydskraft ÖstVärme P13	Mycket hög	Icke toxiskt	Oförändrad
Sydskraft ÖstVärme P14	Mycket hög	Icke toxiskt	Oförändrad
Söderenergi, Igelsta	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Ökande

Generellt sett överensstämmer resultaten från de två testerna relativt väl, vilket indikerar att den eventuella partikelbundna toxiciteten mer eller mindre är vattenlöslig. Undantaget är proverna "Sydkraft ÖstVärme P13" och "Sydkraft ÖstVärme P14". Dessa prover uppvisar en mycket hög partikelbunden toxicitet medan de är icke toxiska efter urlakning, dvs toxiciteten är ej vattenlöslig.

Resterande prover kan bedömas som icke toxiska, lågtoxiska eller måttligt toxiska:

Proverna "Eskilstuna Energi & Miljö" och "Sundsvall Energi prov 1" är icke toxiska enligt båda metoderna.

Prov "Stora Enso" är lågtoxiskt enligt båda metoderna.

Proverna "Fortum", "Sundsvall Energi prov B", "Sydkraft MälarVärme" och "Söderenergi" kan beskrivas som måttligt toxiska med avseende på direktkontaktsmetoden och lågtoxiska (prov "Fortum" är dock icke toxiskt) enligt urlakningsmetoden. Detta indikerar att toxiciteten av proverna bara delvis utgörs av vattenlösliga komponenter. Den vattenlösliga toxiciteten ökar dock med ökad exponeringstid för två ("Sundsvall Energi prov B" och Söderenergi") av de fyra proverna.

För prov "Sundsvall Energi prov A" erhålls en låg partikelbunden toxicitet medan den vattenlösliga toxiciteten bedöms som måttlig. Den vattenlösliga toxiciteten av provet ökar dessutom med ökad exponeringstid.

8 Slutsatser och diskussion

8.1 Geotekniska egenskaper

Sammanfattningsvis kan konstateras att utförda materialtekniska undersökningar visar att pannsand uppfyller de tekniska krav som kan ställas på fyllnadsmaterial i ledningsgravar. Likaså att materialet bör kunna föreskrivas följa tillämpliga delar i Anläggnings AMA 98. Kvarstående oklarheter kring pannsandens tekniska egenskaper gäller bl a dess beständighet gentemot termisk påverkan (sönderfrysning). Om en mäktigare ($> 0,5$ m) fyllning skall ske på undergrund med låg bärighet (t ex lös lera) kan även partiklarnas vattenuppsugningsförmåga och därigenom ökade densitet vara av intresse att närmare bestämma. Pannsanderna i detta projekt har ej påvisat härdningsegenskaper men detta bör undersökas om en risk bedöms föreligga och som kan försvåra hanteringen av materialet. Sannolikt är dock inte dessa kvarstående oklarheter av större betydelse jämfört med vad som kan förväntas avseende de miljömässiga aspekterna.

Möjligheterna att använda pannsand för vägbyggnadsändamål har inte ingått i denna studie. För användning i väg måste först klargöras om detta skall ske i överensstämmelse med Vägverkets ATB eller annat regelverk (t ex AMA). Skall kraven i VV ATB 2003 uppfyllas krävs kompletterande undersökningar, vilka beror på var i väggroppen materialet avses användas. Som exempel kan nämnas att för användning ner till 0,5 m djup från vägytan så måste pannsandens värmeledningstal bestämmas, vilket inte krävs om det läggs $> 0,5$ m under vägytan. Andra viktiga parametrar gäller bärighetsbestämningar genom plattförsök, vilka inte kan utföras på labb utan endast genom fältförsök. Föreligger ett större intresse att använda pannsand som vägbyggnadsmaterial, så rekommenderas därför en mer omfattande studie där bl a anläggande av en provväg kan bli aktuellt. Avslutningsvis skall påtalas att i de fall utfyllnad av ledningsgravar sker i anslutning till gator/vägar så måste särskilt beaktas de materialtekniska kraven i VV ATB eller AMA. Det rekommenderas att pannsand inte fylls upp ända till slitlagret, utan att det överlagras av åtminstone ett konventionellt bärlager.

8.2 Kemiska egenskaper

Det finns en relativt stor skillnad i totalhalter av ämnen mellan de biobränslebaserade och de avfallsbränslebaserade pannsanderna vilket också återspeglas i de mer djupgående analyserna som tillgänglighetstest och lakteter.

Vid den komponentanalys som utförts för lakteter på metaller och föreningar, som sticker ut i förhållande till EU:s gränsvärde för placering av material på inert deponi, kan ses att koncentrationer av metaller som Cu, Cr, Ba, Pb m fl sjunker vid lagring. Däremot ökar utlakningen av Sb och Mo vid lagring. Sammantaget erhålls stor miljövinst om man lagrar materialet. Lagring av pannsanderna kommer också att bli en naturlig del i hanteringen vid användande för de flesta pannsandsproducenterna

eftersom genereringen går relativt långsamt. Vid användande vill man oftast kunna avsätta stora mängder direkt.

De organiska analyserna visar att alla pannsander tillför omgivningen föreningar som dioxin, PAH, EOX, TOC och fenol i mycket liten utsträckning. Generellt visar pannsanderna på obefintlig till måttlig mikrototoxicitet med undantag för ett par pannsander vid direktkontaktsmetoden.

Biopannsanderna har låga totalinnehåll av tungmetaller, om man bortser från Zn, vilket också visar sig i lakttesterna. Utlakningen av Zn är däremot liten. Sulfat är lösligt och lakar ut snabbt vilket ger förhöjda lakvärden men detta bör inte ge någon nämnvärd miljöpåverkan om användningen av pannsanderna sker kustnära eftersom havet i sig innehåller SO_4 i större utsträckning än biopannsandernas lakvatten.

Som en sammantagen slutsats, ur kemiskt perspektiv, för de biobränslebaserade pannsanderna bör dessa kunna användas som kringfyllnadsmaterial i rörgravar efter en relativt enkel anmälan hos lokal miljömyndighet.

De avfallsbaserade pannsanderna påvisar dock högre innehåll av tungmetaller än biopannsanderna och därmed lakar lösliga tungmetaller ut i sådan utsträckning att de överskrider EU:s gränsvärde för placering av material på inert deponi. Vid lagring av materialet minskar dock utlakningen men för vissa ämnen fås ändå höga lakvärden. De ämnen och föreningar som inte klarar gränserna är främst Sb och SO_4 samt några få andra metaller. Miljöpåverkan av sulfat kan vara försumbar om pannsanderna används i kustnära applikationer enligt samma resonemang som för biopannsanderna. Utlakningen av antimon är däremot ej försumbar och kan ligga upp till 20 gånger över gränsvärdena för mottagning av avfall på inert deponi för avfallspannsander.

En utredning av antimon, se Bilaga E, visar att antimon främst förekommer som halogenerade flamskyddsmedel i avfallsbaserat bränsle. Det är därmed svårt att sortera ut antimon innan förbränning eftersom flamskyddsmedel finns i både hushållsavfall och verksamhetsavfall. Som efteråtgärd kan möjligen pannsanderna tvättas och därmed lösa ut antimon till tvättvattnet. Tvättvattnet måste dock efterbehandlas. Antimons humantoxicitet är relativt dåligt dokumenterad men personskada beräknas uppträda vid höga engångshalter av lösliga antimonatsalter. Vid intag av antimonlösning väntas personskada uppkomma vid en koncentration på 20 mg/l. Både humantoxiciteten och ekotoxiciteten av antimon är dåligt undersökt och detta i kombination med att antimon är väldigt lösligt kan ha bidragit till det låga gränsvärdet i EU:s riktlinjer för placering av avfall på inert deponi.

9 Rekommendationer och användning

Pannsanderna i detta projekt är mer eller mindre användbara som kringfyllnadsmaterial. Avfallsbränslebaserade pannsander har snävare geografiska användningsområden pga att de innehåller större halter miljöpåverkande ämnen än de biobränslebaserade pannsanderna. Generellt bör man ej använda sig av pannsander i närheten av grundvattentäkter och liknade känsliga områden.

Vid användning bör ett samarbete inledas i tidigt skede med miljömyndigheter på orten. Eftersom det idag inte finns några generella regler för återanvändning av askor i Sverige måste återanvändning ske i nära samarbete med lokala miljömyndigheter. Ofta görs den bedömningen att om ett material klarar kraven för EU:s direktiv ”placering av avfall på inert deponi” så betraktas materialet som inert. Detta är två skilda saker och får ej blandas ihop. Ett inert avfall definieras enligt 3 § deponeringsförordningen som lyder:

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

Denna definition avser avfall och är inte jämställd med en definition för ett material skall användas. Istället måste en samlad bedömning göras av pannsandens föroreningsinnehåll och applikationsområdets markegenskaper. Ett material kan alltså ha relativt hög föroreningsgrad men kan ändå användas i ett visst område där marken och omgivningen klarar den påfrestning som det återförda materialet åstadkommer och vice versa. Vid användande av pannsander som anläggningsmaterial under hårdgjord yta, som t ex asfalt, minskar genomflödet av vatten ovanifrån drastiskt. Detta bör då medföra att kraven på lakningsegenskaper sänks och högre utlakningsvärden borde kunna accepteras. En följd av detta förfarande är att man måste kunna ta hand om materialet på rätt sätt när anläggandet bryts upp. Detta betyder dock inte att man helt kan bortse från inert deponi-kraven utan dessa kan verka som godtycklig referensram.

Under projektets gång har två pannsander blivit godkända för användning som kringfyllnadsmaterial i rörgravar för fjärrvärmerör. Dessa är Eskilstuna Miljö & Energi's pannsand från deras BFB-panna P6 samt Sydkraft Östvärmes pannsand från P13. Eskilstunas pannsand kommer att användas inom deras fjärrvärmenät och ÖstVärmes pannsand likaså men dessutom som fyllnadsmaterial vid anläggande av ny industritomt på Händelö utanför Norrköping.

Huruvida de avfallsbaserade pannsanderna är lämpliga för användning, främst med avseende på halterna av Sb, bör undersökas vidare. Resultaten visar att utlakningen av Sb ökar med tiden vilket kan vara problematiskt vid nyttiggörandet av pannsanderna. Det är svårt att minska och sortera ut antimoninnehållet i avfallsbaserade bränslen då det främst förekommer i plaster och dessutom används som flamskyddsmedel i flera

produkter. Då måste åtgärden komma ytterligare ett steg tidigare i avfallsbränsleledet vilket innebär att producenterna av de produkter som innehåller antimon måste byta ut ämnet mot ett annat i sina produkter. Man har dock redan börjat på vissa håll, t ex byts Sb ut mot Ca som legeringsämne i bilbatterier.

Som slutsats av ovanstående föreslås att biobränslebaserade pannsander i detta projekt kan användas som fyllnadsmaterial i rörgravar där marken inte är känslig vad gäller grundvattenskydd och liknande. Utlakningen av antimon för de avfallsbränslebaserade pannsanderna i projektet är kritisk och dessa skulle eventuellt kunna användas i icke känsliga områden och gärna under hårdgjord yta för att på så sätt minska miljöbelastningen i form av utlakning av antimon. Båda asktyperna bör sortera bort metalliskt innehåll i den mån det behövs samt lagras i för att sänka dess pH. En tidig kontakt och nära samarbete med lokala miljömyndigheter är vitalt vid dessa ärenden för att uppnå snabba och effektiva beslut.

10 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Det kan vara problematiskt för användandet av avfallsbaserade fluidbäddaskor att Sb lakar ut vid sjunkande $\text{pH} < 10$. Dessutom medför ökande L/S-kvot en ungefär konstant antimonhalt i lakvattnet och i detta projekt har ingen tendens till avklingning avseende detta kunnat ses. Gränserna för Sb i EU:s gränsvärden för placering av avfall på inert deponi ligger i samma storleksordning som gränserna för Cd. Detta kan bero på, som tidigare har påpekats, att Sb inte gärna binder in till annat material eller bildar komplex utan att större delen av de mängder som frigörs vid lakning finns tillgängligt i vattenlösning.

Som förslag till fortsatt forskningsarbete rekommenderas därför en grundlig utredning av ämnet antimon där man kartlägger hur stor miljöpåverkan ämnet har i fri form och hur man ska kunna undvika utlakning i den omfattning som sker från avfallsbaserade bottenaskor (både förebyggande åtgärder och efteråtgärder).

Man kan även tänka sig undersökningar av materialet pannsand för andra applikationer där ytterligare och mer specifika geotekniska analyser och utvärderingar utförs. Dessa applikationer kan vara vägbyggnationer, del i ballastmaterial vid betongtillverkning mm.

11 Litteraturreferenser [rubrik1]

- [1] Eriksson M; "Alternativa fyllningsmaterial till ledningsgravar för VA", examensarbete 2001:26,
Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH , Stockholm 2001
- [2] Sjöblom R; "Användning av aska i fjärrvärmeanläggningar", Tekedo, Stockholm 2002
- [3] Gustavsson M, Öberg-Högsta A-L, "Geoteknisk och miljöteknisk karakterisering av restprodukter från pappers- och massaindustrin", examensarbete 1998:7, Institutionen för Geoteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg 1998
- [4] Ittner T, Mácsik J, Wik O; "Sammanställning av bottenaskors potentiella påverkan på markförlagda vatten och elledningar" Scandiaconsult Sverige AB, Region Mitt, Mark- och Miljöteknik, Gävle 2002
- [5] Wiquist W, Rylander H; "Förbränning av avfall, en kunskapssammanställning av dioxiner", RVF Rapport 01:13
ISSN 1103-4092
- [6] Odén P; "Karaktärisering av lakvatten från industrideponi vid M-real Sverige AB, Husum fabrik", examensarbete i markvetenskap 2002, Institutionen för skogsekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå 2002
- [7] Bjurström H, Ilskog E, Berg M; "Askor från biobaserade bränslen i fjärrvärme- och skogsindustri sektorn – askmängder och askkvalitet", Statens Energimyndighet, 2003
- [8] Ecke H; "Karbonatisering av flygaska från avfallsförbränning", RVF Rapport 02:05, 2002
ISSN 0282-3772
- [9] Larsson P-E, Westling O; "Lakning av vedaska – En laboratoriestudie", IVL-rapport B1325, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm 1999
- [10] Pohland K, Srecker M, Marutzky R; "Ash from the combustion of wood treated with inorganic wood preservatives: element composition and leaching", Chemosphere, Vol. 26, No 12, 1993
- [11] Chandler A.J, Eighmy T.T., Hartlén J, Hjelm O, Kosson D.S., Sawell, S.E., Van der Sloot H.A., Vehlow J; "Municipal solid waste incineration residues", Studies in Environmental Science 67, Elsevier Science B.V. Amsterdam, 1997

-
- [12] Ubbríaco P, Bruno P, Traini A, Calabrese D; "Fly ash reactivity", Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, Vol. 66, pp. 293-305, 2001
- [13] Maurice C, Lagerkvist A; "Utveckling av botten tätning för avfallsupplag baserad på vedaska", FOU 146, Stiftelsen REFORSK, 1998
- [14] Ecke H; "Carbonation for Fixation of Metals in Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Fly Ash", Doctoral Thesis, Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, Avdelningen för Avfallsteknik, Luleå Tekniska Universitet, 2001
- [15] Taylor HFW; "Cement Chemistry", Second Edition, Thomas Telford Publishing, London, Storbritannien, 1997
- [16] Hjalmarsson A-K, Bjurström H, Sedendahl K; "Handbok för restprodukter från förbränning", Fjärrvärmeföreningen, Stockholm, 1999
- [17] Odén P; "Karakterisering av lakvatten från industrideponi vid M-real Sverige AB, Husum fabrik", Institutionen för markökologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå, 2002
- [18] Parkhurst D.L, Appelo C.A.J; PREEQC for Windows, version 1.5.11
- [19] Gustavsson J.P; "Visual Minteq", Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH, Stockholm, 2003

11.1 Internetreferenser

- [20] Internet; <http://www.shenet.se> , 2003-06-10
- [21] Livsmedelverkets hemsida; <http://www.slv.se> , 2003-06-10

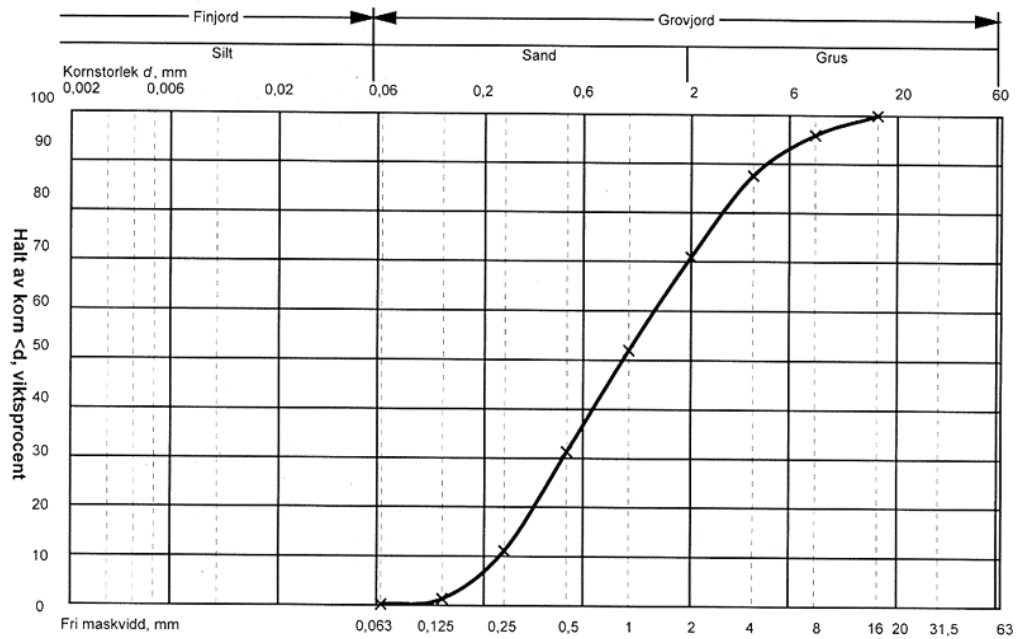
Bilagor

A	Geotekniska analyser
B	Kemiska analyser
C	Organiska analyser
D	Statistisk analys
E	Antimon i askor; källor , lakning och möjliga åtgärder
F	Produktblad

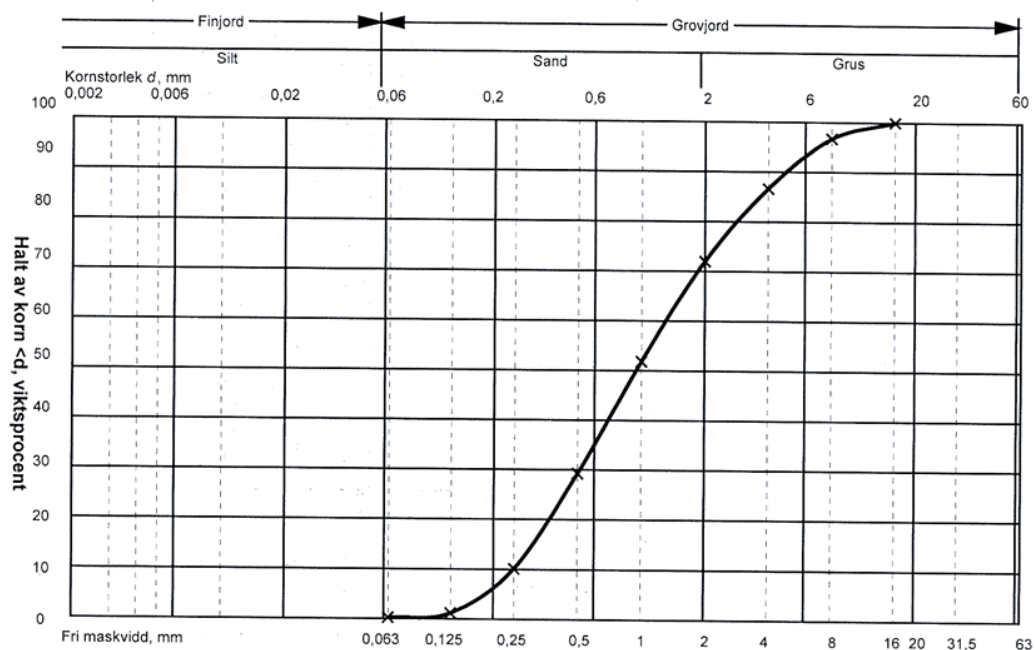
A Geotekniska analyser

A.1 Kornstorleksfördelning

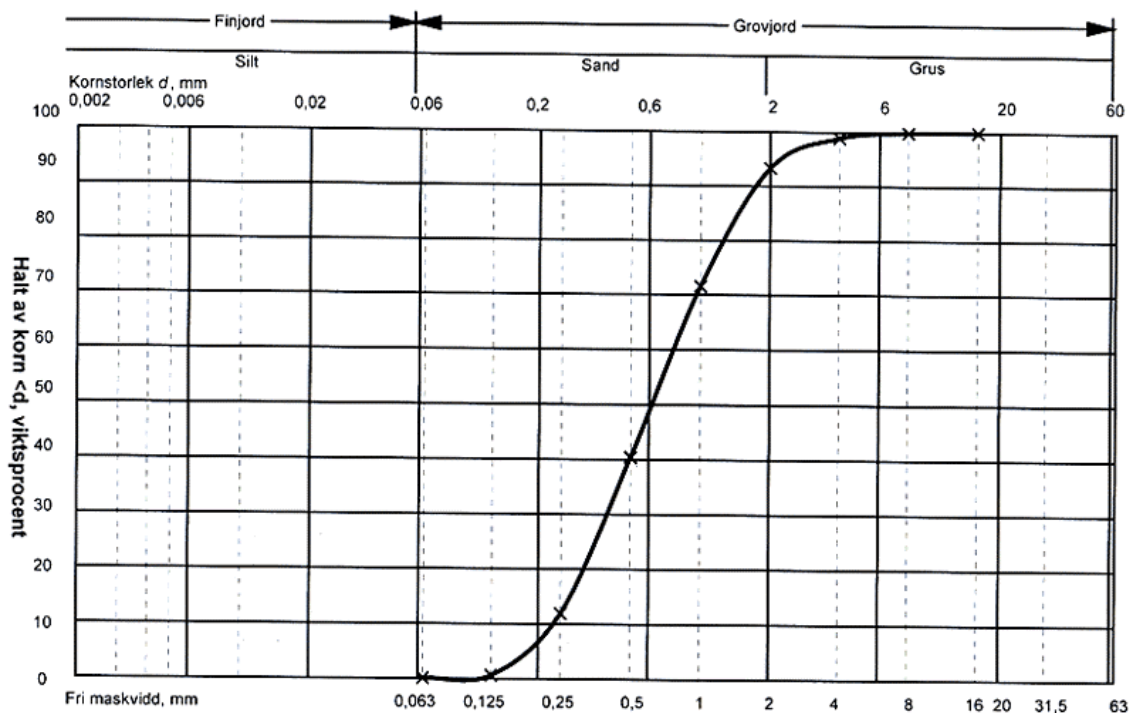
Sundsvall prov A



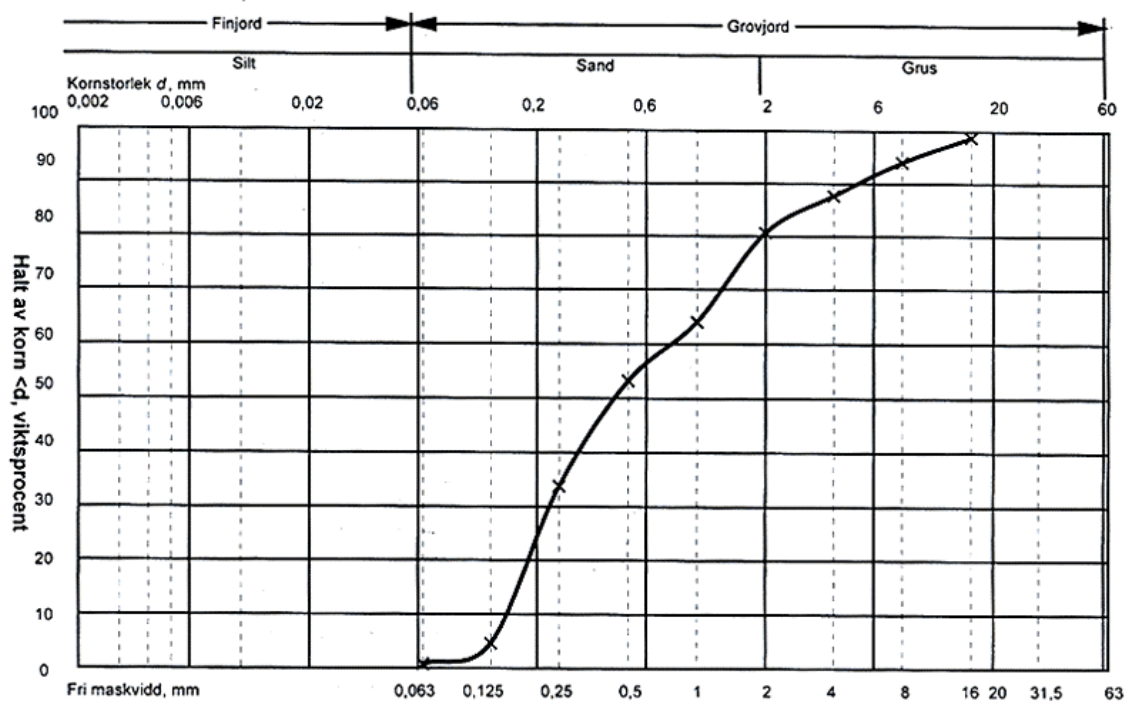
Sundsvall prov B



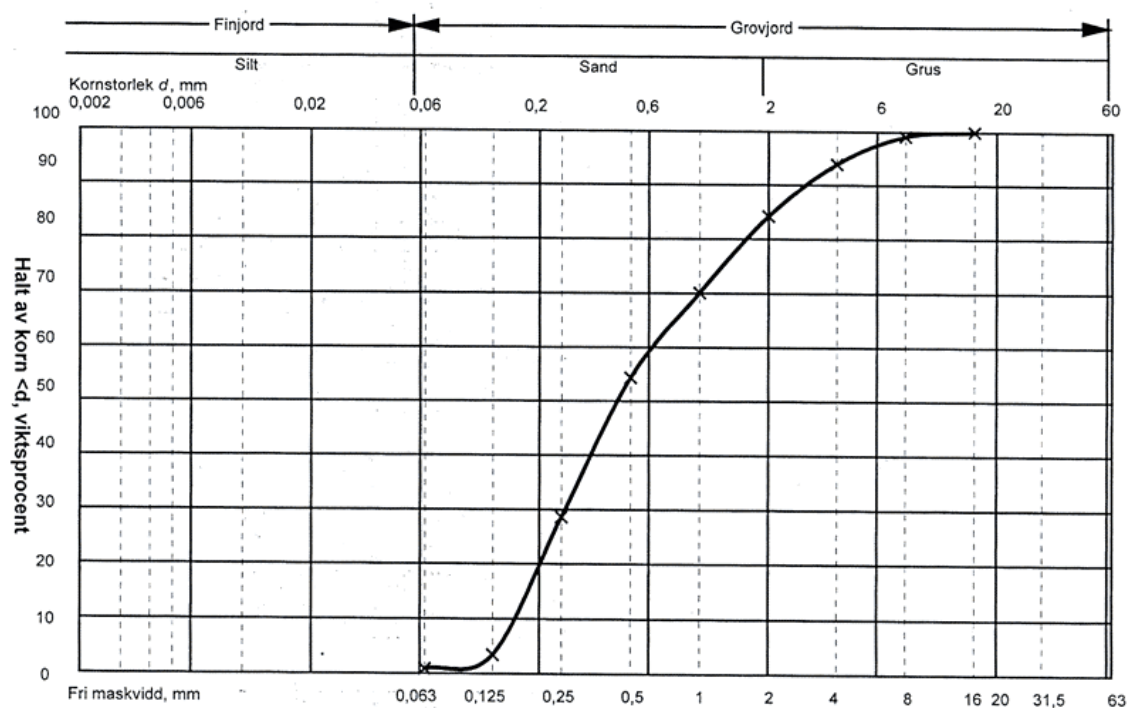
Sundsvall prov 1



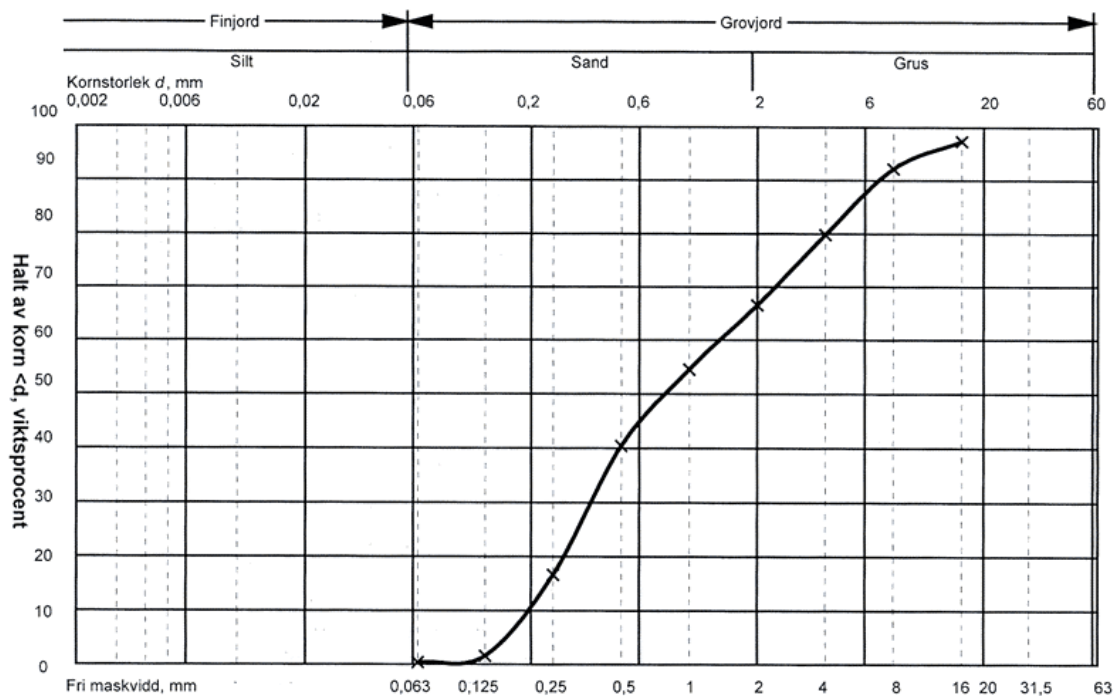
Sydkraft ÖstVärme P13



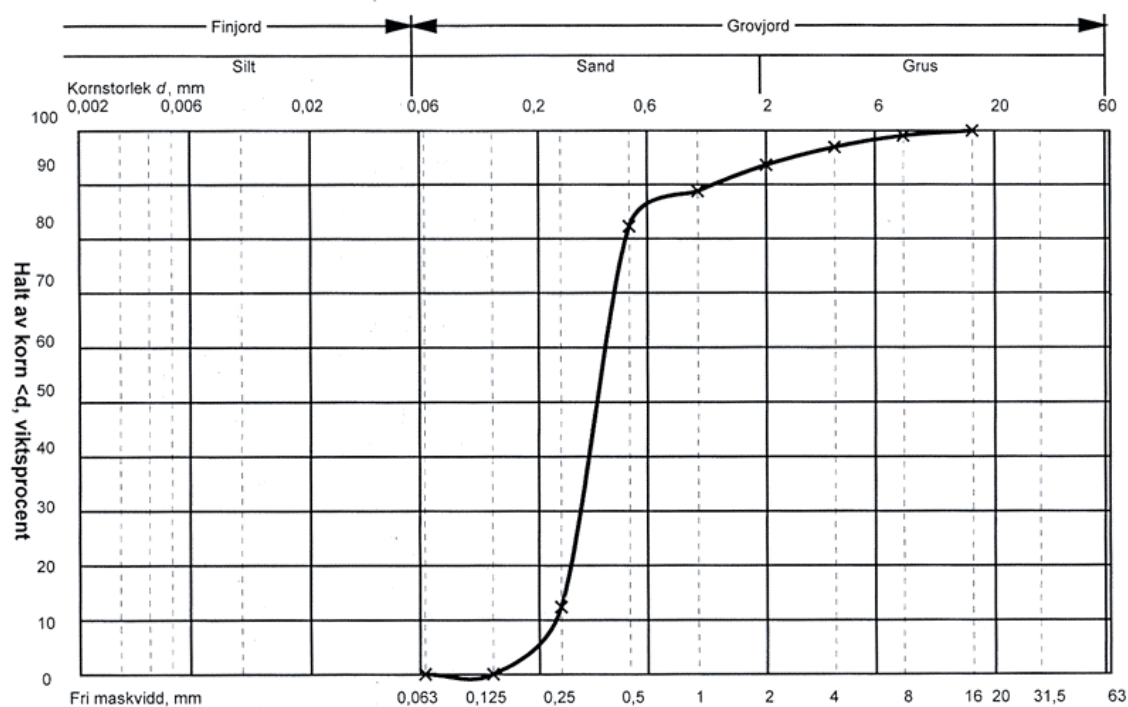
Sydkraft ÖstVärme P14



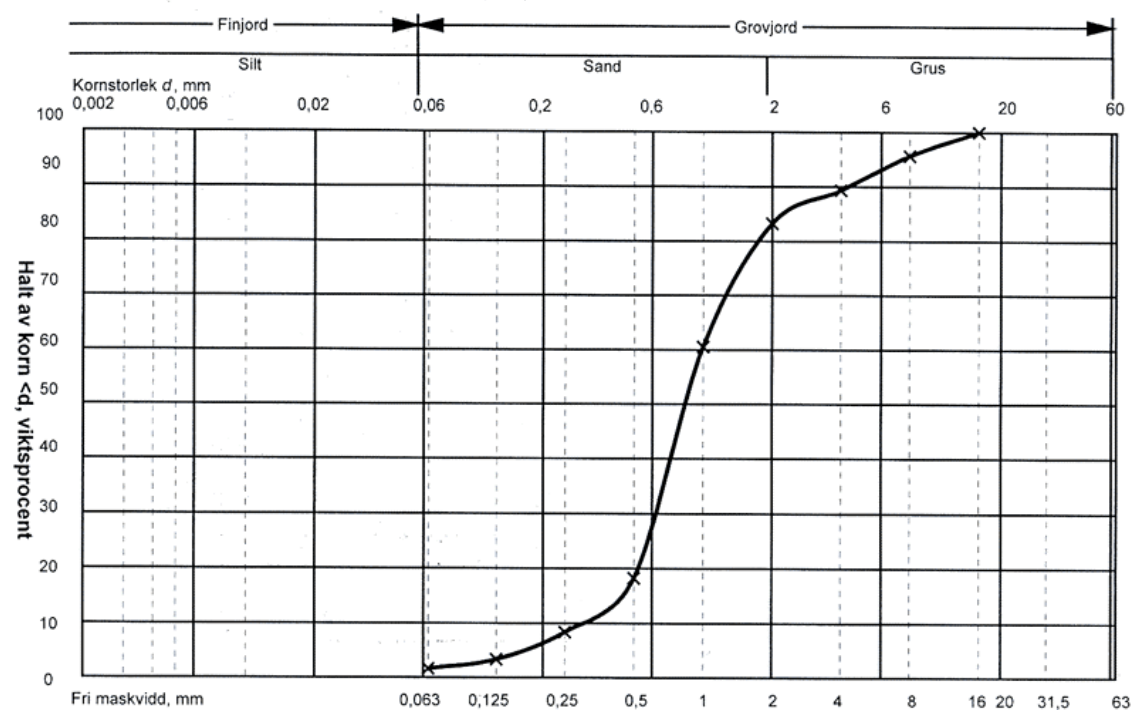
Fortum, Högdalen



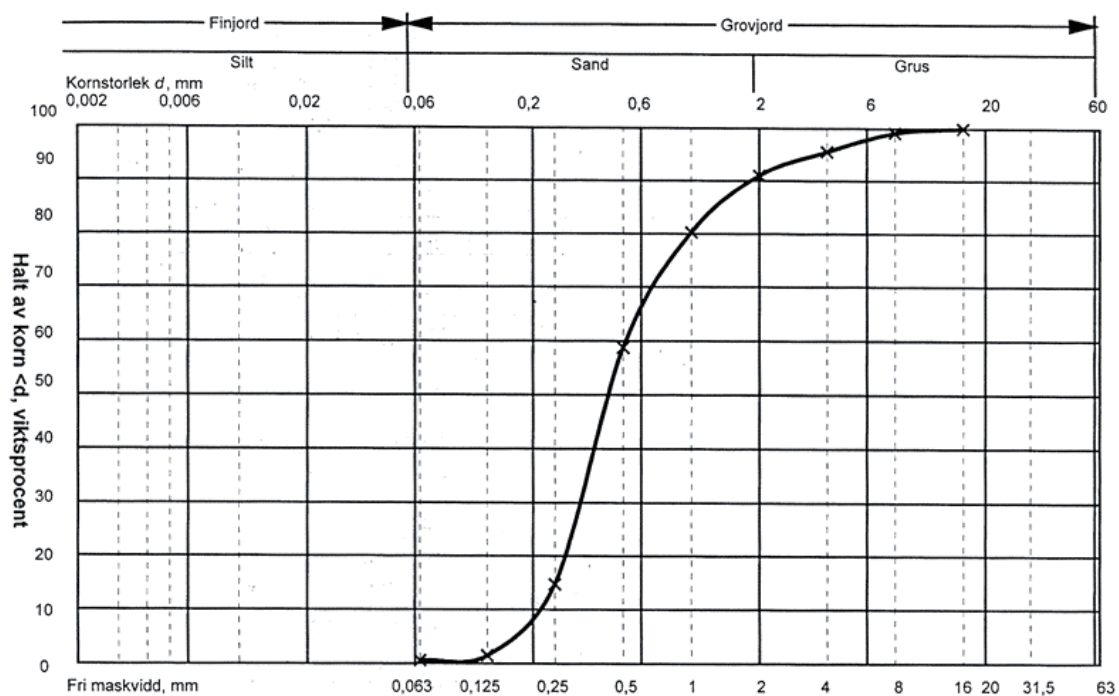
Sydkraft MälarVärme



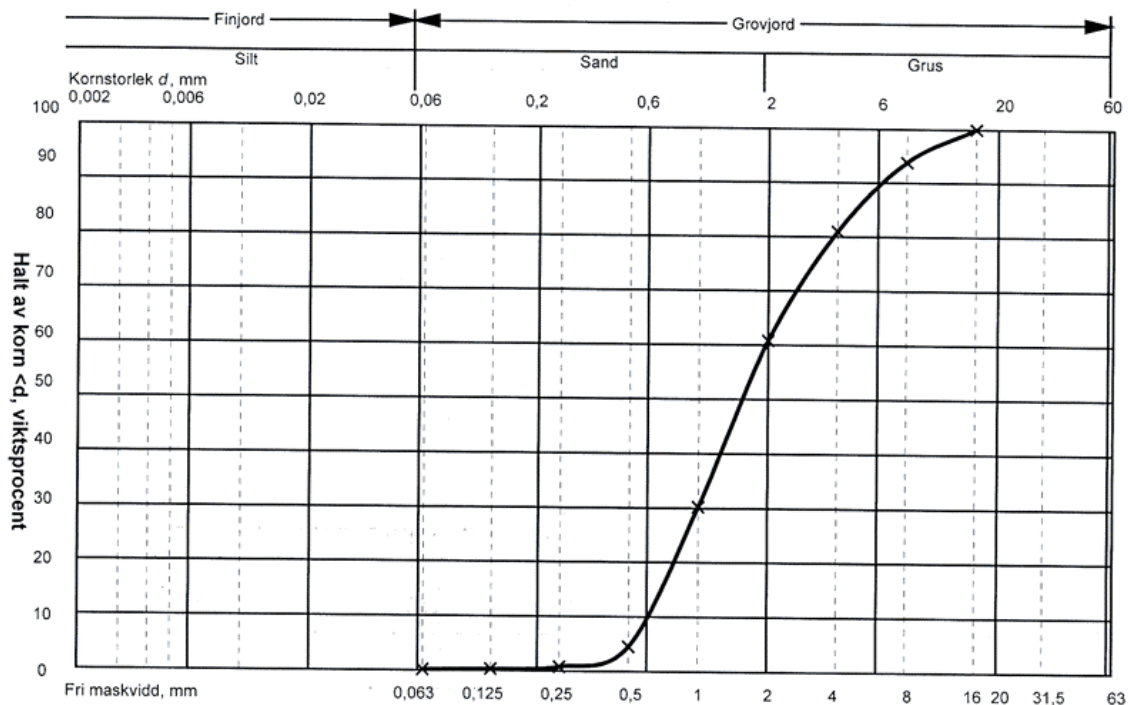
Eskilstuna Energi & Miljö



Stora Enso, Fors



Söderenergi



B Kemiska analyser

B.1 Totalanalys

ELEMENT	SAMPLE	Östvärme P13	Östvärme P14	Fortum	Eskilstuna	Sundsvall prov A	NVV MKM	Förorenad mark
TS	%	99,8	99,9	99,9	99,8	99,9		
SiO ₂	% TS	56,2	70,2	73	69,6	66,4		
Al ₂ O ₃	% TS	8,2	8,62	12	7,68	7,67		
CaO	% TS	13,4	7,59	9,41	9,32	11,5		
Fe ₂ O ₃	% TS	12,6	3,41	3,61	1,84	2,29		
K ₂ O	% TS	3,5	2,34	2,81	6,62	2,24		
MgO	% TS	1,16	1,71	1,71	1,47	2,33		
MnO ₂	% TS	0,236	0,104	0,115	0,531	0,133		
Na ₂ O	% TS	1,96	3,34	4,52	1,62	4,86		
P ₂ O ₅	% TS	0,267	0,373	0,213	0,697	0,549		
TiO ₂	% TS	0,465	0,821	0,894	0,181	0,693		
Summa	% TS	98	98,5	108,3	99,6	98,7		
LOI (990°C)	% TS	0,3	0,2	0,1	0,8	0,2		
As	mg/kg TS	30,9	109	134	13,4	100	40	15
Ba	mg/kg TS	704	1260	1510	1380	265		
Be	mg/kg TS	2,18	1,58	2,57	1,22	1,28		
Cd	mg/kg TS	1,07	8,08	3,49	0,326	2,37	12	0,4
Co	mg/kg TS	68,1	20,9	21,8	5,86	28,5	250	30
Cr	mg/kg TS	48,7	419	2180	25,9	323	250	120
Cu	mg/kg TS	289	7030	5430	48,1	3900	200	100
Hg	mg/kg TS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	7	1
La	mg/kg TS	8,65	16,3	12,7	<6	<6		
Mo	mg/kg TS	<6	7,7	21,5	<6	<6		
Nb	mg/kg TS	<6	6,86	<6	<6	<6		
Ni	mg/kg TS	37,5	114	128	9,47	72,5	200	35
Pb	mg/kg TS	29,3	1070	645	9,85	1050	300	80
S	mg/kg TS	2220	3630	1690	354	1500		
Sb	mg/kg TS	5,98	393	127	48,8	5,98		
Sc	mg/kg TS	<1	<1	1,52	2,32	<1		
Sn	mg/kg TS	<20	167	150	<20	118		
Sr	mg/kg TS	246	276	356	326	243		
V	mg/kg TS	52,3	45,1	55,9	21,1	32,2	200	120
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60		
Y	mg/kg TS	22,5	18,7	26,7	15,9	17,3		
Zn	mg/kg TS	15300	3060	3760	1020	4200	700	350
Zr	mg/kg TS	292	320	383	110	220		

ELEMENT	SAMPLE	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi	Sydkraft Mälarvärme	Fors	NVV MKM	Förorenad mark
TS	%	99,8	99,9	99,9	99,9	99,8		
SiO ₂	% TS	65,3	64,9	70,2	73,8	62,8		
Al ₂ O ₃	% TS	7,97	7,45	11,7	4,99	10,3		
CaO	% TS	11,7	12,7	4,75	8,82	12,7		
Fe ₂ O ₃	% TS	2,51	2,38	2,87	1,88	2,32		
K ₂ O	% TS	2,36	2,01	4,07	2,72	6,09		
MgO	% TS	2,3	2,24	1,15	1,09	1,3		
MnO ₂	% TS	0,137	0,148	0,099	0,1	0,59		
Na ₂ O	% TS	4,89	4,32	3,76	0,878	2,25		
P ₂ O ₅	% TS	0,511	0,435	0,154	0,283	0,74		
TiO ₂	% TS	0,701	0,897	0,397	0,123	0,218		
Summa	% TS	98,4	97,5	99,2	94,7	99,3		
LOI (990°C)	% TS	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3		
As	mg/kg TS	78,3	65,2	96,8	18,8	27,7	40	15
Ba	mg/kg TS	1160	1390	997	473	1320		
Be	mg/kg TS	4,1	1,21	2,16	0,822	1,46		
Cd	mg/kg TS	2,05	2,19	0,712	0,142	0,221	12	0,4
Co	mg/kg TS	38,9	174	13,4	4,98	6,56	250	30
Cr	mg/kg TS	301	339	236	34,1	60,5	250	120
Cu	mg/kg TS	3800	4200	714	20,9	126	200	100
Hg	mg/kg TS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	7	1
La	mg/kg TS	14,8	<6	14,6	9,49	16,5		
Mo	mg/kg TS	<6	6,89	<6	<6	<6		
Nb	mg/kg TS	<6	<6	<6	<6	7,43		
Ni	mg/kg TS	71,5	210	16,1	8,97	12,6	200	35
Pb	mg/kg TS	1050	842	499	10,5	20	300	80
S	mg/kg TS	1430	1720	1300	2780	2070		
Sb	mg/kg TS	54,6	89,7	13,9	<0,5	<0,5		
Sc	mg/kg TS	1,63	<1	3,42	3,21	4,7		
Sn	mg/kg TS	154	131	47,5	<20	<20		
Sr	mg/kg TS	242	263	226	167	400		
V	mg/kg TS	38,6	41,4	37,8	19,5	29,6	200	120
W	mg/kg TS	80,7	<60	<60	<60	<60		
Y	mg/kg TS	19,8	18,2	21,8	14,1	14,3		
Zn	mg/kg TS	4420	4970	1960	284	1450	700	350
Zr	mg/kg TS	205	231	136	67,5	116		

B.2 Tillgänglighetstest

Tillgänglighetstest färsk pannsand

ELEMENT	SAMPLE	Östvärme P13	Östvärme P14	Fortum	Eskilstuna	Sundsvall prov A
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	233,1	74,6		152,9	120,6
pH		4,4	4,6		5,6	
Redox Eh	mV	428	465		414	495
Ca	mg/kg TS	70235	17896	17736	41884	27661
Fe	mg/kg TS	1749	1611	837,9	2481	1045
K	mg/kg TS	692,3	785,7	309,2	3851	382,1
Mg	mg/kg TS	1375	2044	810	3990	4259
Na	mg/kg TS	1007	630,9	588,5	1536	1397
S	mg/kg TS	1717	2738	873,8	98,26	1441
Al	mg/kg TS	1191	492	806	281,9	977,1
As	mg/kg TS	1,827	7,757	20,15	<0,2	10,37
Ba	mg/kg TS	38,62	73,01	105,9	412,9	69,45
Cd	mg/kg TS	0,155	0,728	0,365	0,256	0,178
Co	mg/kg TS	14,57	1,663	1,239	2,203	3,383
Cr	mg/kg TS	0,5	2,282	1,995	0,361	1,459
Cu	mg/kg TS	18,63	331,3	1317	6,551	644,8
Hg	mg/kg TS	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mn	mg/kg TS	196,1	72,22	63,64	770,2	112,6
Mo	mg/kg TS	0,852	1,924	1,704	0,331	1,377
Ni	mg/kg TS	5,683	10,14	10,25	7,027	9,313
Pb	mg/kg TS	0,452	3,77	10,39	0,08	3,721
Se	mg/kg TS	<0,002	0,035	0,02	0,014	0,006
Sb	mg/kg TS	3,362	62,69	12,11	0,093	7,502
Zn	mg/kg TS	4862	547,6	508,7	238,2	728,3
V	mg/kg TS	0,91	1,972	3,092	1,306	2,448
Cl	mg/kg TS	260,1	1528	857,9	774,2	417,9
SO ₄	mg/kg TS	4982	7876	2653	774,2	4219

ELEMENT	SAMPLE	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi	Sydkraft Mälarvärme	Stora Enso
Ledn. förmåga	mS/m 25°C		126		149	187,3
pH			4,4		4,4	4,2
Redox Eh	mV		470		448	484
Ca	mg/kg TS	27944	32023	10873	48055	53439
Fe	mg/kg TS	840,3	827,4	678	1920	1073
K	mg/kg TS	808,4	403,8	1328	1699	4287
Mg	mg/kg TS	4331	3759	698,1	2154	2233
Na	mg/kg TS	1555	1331	1015	570,3	2612
S	mg/kg TS	732,5	962,7	716,1	1936	1390
Al	mg/kg TS	1038	1066	882,6	586,2	2193
As	mg/kg TS	12,44	7,08	19,96	2,213	3,35
Ba	mg/kg TS	78,44	81,75	78,03	76,37	182,7
Cd	mg/kg TS	0,189	0,154	0,209	0,03	<0,01
Co	mg/kg TS	3,912	2,725	1,063	1,017	1,292
Cr	mg/kg TS	1,752	2,327	2,227	0,367	0,455
Cu	mg/kg TS	760,5	612,6	272,8	3,35	15,17
Hg	mg/kg TS	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Mn	mg/kg TS	1119,6	94,08	90,27	179,7	717,8
Mo	mg/kg TS	1,571	2,108	0,847	1,015	0,748
Ni	mg/kg TS	10,32	11,16	2,969	4,307	4,367
Pb	mg/kg TS	2,555	1,299	34,1	<0,04	0,068
Se	mg/kg TS	0,007	0,007	0,004	0,006	0,012
Sb	mg/kg TS	8,403	16,75	1,178	0,056	0,126
Zn	mg/kg TS	844,3	688,2	333	54,04	241,3
V	mg/kg TS	3,214	5,35	1,063	1,821	1,553
Cl	mg/kg TS	778,4	477,4	722,2	<200	737,8
SO ₄	mg/kg TS	2435	3023	2347	5484	4407

B.3 Skaktest

Färsk pannsand L/S 2

Benämningen "EU" betyder EU:s riktlinjer för placering av avfall på inert deponi.

ELEMENT	SAMPLE	ÖstVärme P13	ÖstVärme P14	Fortum	Eskiltuna	Sundsvall prov A	EU
pH		12,4	12,1		12,3	12,4	
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	1024	481		876	859	
Redox Eh	mV	198	184		144	167	
Ca	mg/kg TS	2600	1320	430	1472	1698	
Fe	mg/kg TS	0,0154	<0,008	<0,008	<0,008	0,0118	
K	mg/kg TS	128,4	59	81,8	410	12,52	
Mg	mg/kg TS	<0,2	<0,2	0,248	<0,2	<0,2	
Na	mg/kg TS	94	126,8	148,8	59,8	50,2	
S	mg/kg TS	784	504	266	27,4	42,6	
Al	mg/kg TS	0,0336	0,0042	0,284	0,1726	0,0256	
As	mg/kg TS	<0,003	<0,003	0,005	<0,003	0,002	0,1
Ba	mg/kg TS	1,2	0,6	0,6	1,9	2,4	7
Cd	mg/kg TS	<0,0005	<0,002	<0,0002	0,0002	0,0006	0,03
Co	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,00024	<0,0002	
Cr	mg/kg TS	0,12	0,5	0,31	0,07	0,25	0,2
Cu	mg/kg TS	<0,003	0,32	0,02	0	1,32	0,9
Hg	mg/kg TS	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,003
Mn	mg/kg TS	<0,001	<0,001	<0,001	0,0036	<0,001	
Mo	mg/kg TS	0,16	0,51	0,27	0,04	0,24	0,3
Ni	mg/kg TS	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,2
Pb	mg/kg TS	0,011	0,38	0,056	0,026	1,07	0,2
Se	mg/kg TS	0,00017	0,00524	0,00161	0,00332	0,00037	0,06
Sb	mg/kg TS	<0,0003	0,0027	0,0046	<0,0003	0,0055	0,02
Zn	mg/kg TS	0,31	0,45	0,04	0,11	0,44	2
V	mg/kg TS	0,0004	0,0072	0,091	0,0018	0,0011	
Cl	mg/kg TS	7	322	114	28	60	550
SO ₄	mg/kg TS	1864	1428	772	87	84	560

Färsk pannsand L/S 2

ELEMENT	SAMPLE	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi 1	Söder- energi 2	Sydkraft MälarVärme	Stora Enso	EU
pH			12,4			11,6	11,5	
Ledn. förmåga	mS/m 25°C		762			181,5	177,5	
Redox Eh	mV		179			165	212	
Ca	mg/kg TS	1630	1484	608	262	336	450	
Fe	mg/kg TS	0,0092	<0,008	<0,008	0,0094	0,1028	0,009	
K	mg/kg TS	11,88	11,4	644	12,1	153,8	204	
Mg	mg/kg TS	<0,2	<0,2	<0,2	<0,18	<0,2	<0,2	
Na	mg/kg TS	47	46,6	292	23	59	169,6	
S	mg/kg TS	21	0,71	680	21,8	352	50,4	
Al	mg/kg TS	0,0308	2,6	0,165	8,54	250	546	
As	mg/kg TS	0,002	<0,003	0,05	0,122	<0,03	<0,02	0,1
Ba	mg/kg TS	2,6	5,1	0,6	1,34	5,3	3,5	7
Cd	mg/kg TS	0,0004	<0,0002	0,0002	0,0006	0,0004	0,0004	0,03
Co	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0001	0,00091	<0,0002	
Cr	mg/kg TS	0,21	0,02	0,3	0,516	0,003	0,01	0,2
Cu	mg/kg TS	1,29	0,6	0,01	0,00492	<0,003	0	0,9
Hg	mg/kg TS	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,00004	0,0003	<0,0001	0,003
Mn	mg/kg TS	<0,001	0,0026	<0,001	0,0006	0,0057	0,0048	
Mo	mg/kg TS	0,22	0,04	0,3	0,366	0,2	0,24	0,3
Ni	mg/kg TS	<0,002	<0,002	<0,002	<0,001	0,002	<0,002	0,2
Pb	mg/kg TS	0,57	0,17	11,1	0,0216	<0,0006	<0,0006	0,2
Se	mg/kg TS	0,00035	0,00012	0,00116	0,132	0,00089	0,00015	0,06
Sb	mg/kg TS	0,0077	0,026	0,0003	0,00105	0,0008	0,0009	0,02
Zn	mg/kg TS	0,33	0,32	0,11	0,12	0	<0,003	2
V	mg/kg TS	0,0013	0,0008	0,0055	0,0106	0,0038	0,0046	
Cl	mg/kg TS	50	59	100	17	24	23	550
SO ₄	mg/kg TS	49	2	1846	68	10	3	560

Färsk pannsand L/S 10

ELEMENT	SAMPLE	Östvärme P13	Östvärme P14	Fortum	Eskiltuna	Sundsvall prov A	EU
pH		12,5	11		11,9	11,9	
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	969	85,7		219	192	
Redox Eh	mV	179	201		167	189	
Ca	mg/kg TS	10759	2399	1263	2721	2797	
Fe	mg/kg TS	<0,05	<0,07	<0,1	<0,04	0,106	
K	mg/kg TS	134,7	62,26	85,4	481,3	15,68	
Mg	mg/kg TS	<1	<1,5	<1	0,9005	<1	
Na	mg/kg TS	101,9	134,8	158	80,39	60,33	
S	mg/kg TS	1087	1120	533,1	62,9	63,16	
Al	mg/kg TS	0,1157	147,1	344	19	79,86	
As	mg/kg TS	<0,02	<0,04	0,251	<0,02	<0,02	0,5
Ba	mg/kg TS	5,4	2,7	3,9	5,3	3,9	20
Cd	mg/kg TS	<0,001	<0,002	<0,001	<0,001	<0,001	0,04
Co	mg/kg TS	<0,0006	<0,0006	<0,0006	0,0017	<0,0006	
Cr	mg/kg TS	0,2	0,82	0,43	0,17	0,53	0,5
Cu	mg/kg TS	0,08	0,29	0,04	<0,02	1,12	2
Hg	mg/kg TS	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01
Mn	mg/kg TS	0,0026	<0,003	<0,003	0,0128	0,0036	
Mo	mg/kg TS	0,33	0,77	0,39	0,08	0,46	0,5
Ni	mg/kg TS	0,0346	<0,006	<0,006	0,0062	<0,006	0,4
Pb	mg/kg TS	0,2	0,33	0,07	0,03	1,04	0,5
Se	mg/kg TS	0	0,007	0,007	0,005	0,001	0,1
Sb	mg/kg TS	<0,01	4,24	1,77	<0,01	0,29	0,06
Zn	mg/kg TS	3,95	0,44	0,1	0,12	0,47	4
V	mg/kg TS	0,002	0,077	0,257	0,026	0,021	
Cl	mg/kg TS	<40	356	158	47	98	800
SO ₄	mg/kg TS	2779	3394	1576	203	167	1000

Färsk pannsand L/S 10

ELEMENT	SAMPLE	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi 1	Söder- energi 2	Sydkraft Mälarvärme	Stora Enso	EU
pH			11,7		11,3	11,4	11,2	
Ledn. förmåga	mS/m 25°C		131,4		59,4	105,3	94,2	
Redox Eh	mV		208		243	189	211	
Ca	mg/kg TS	2830	2385	1372	688	1319	1552	
Fe	mg/kg TS	0,085	<0,2	<0,06	0,0554	0,1917	0,0716	
K	mg/kg TS	15,59	<14	700	15	165,1	237,1	
Mg	mg/kg TS	<0,9	<1	<0,9	2,1	<0,9	<0,9	
Na	mg/kg TS	57,88	55,9	313,5	28,4	61,63	198,6	
S	mg/kg TS	39,5	63,8	923,2	33,3	1019	298,5	
Al	mg/kg TS	82,5	205	111,4	31,3	461,3	1244	
As	mg/kg TS	<0,02	<0,02	0,749	1,83	0,09	0,027	0,5
Ba	mg/kg TS	4,4	6,1	4,7	3,36	8,4	12,3	20
Cd	mg/kg TS	<0,002	<0,001	<0,001	<0,0009	<0,001	<0,001	0,04
Co	mg/kg TS	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0005	0,0033	<0,0006	
Cr	mg/kg TS	0,54	0,93	0,45	0,84	0,02	0,03	0,5
Cu	mg/kg TS	1,15	0,51	<0,02	0,0135	<0,02	<0,02	2
Hg	mg/kg TS	<0,001	<0,001	<0,001	<0,0002	0,003	<0,001	0,01
Mn	mg/kg TS	0,0042	0,005	0,0071	0,0034	0,0148	0,0309	
Mo	mg/kg TS	0,48	0,46	0,43	0,552	0,29	0,45	0,5
Ni	mg/kg TS	<0,006	<0,006	<0,006	<0,005	0,0097	<0,006	0,4
Pb	mg/kg TS	0,57	0,15	11,55	0,0217	<0,01	<0,01	0,5
Se	mg/kg TS	0,001	0,002	0,005	0,417	0,002	0	0,1
Sb	mg/kg TS	0,31	0,57	0,14	0,0019	<0,01	<0,01	0,06
Zn	mg/kg TS	0,4	0,35	0,18	0,394	0,03	<0,03	4
V	mg/kg TS	0,022	0,049	0,064	0,0266	0,044	0,032	
Cl	mg/kg TS	80	102	132	28,8	<40	<40	800
SO ₄	mg/kg TS	117	185	2598	101	699	916	1000

Lagrad pannsand L/S 2

ELEMENT	SAMPLE	ÖstVärme P14	Fortum	Sundsvall Prov B	Sundsvall Prov 1	Söder- energi	Stora Enso	EU
Ca	mg/kg	1284	482	298	268	298	131,6	
Fe	mg/kg	0,0128	0,0276	0,009	0,0108	0,0172	0,0178	
K	mg/kg	40,4	30,4	24,6	31,8	312	120,8	
Mg	mg/kg	110,2	6,12	0,878	0,34	0,422	0,922	
Na	mg/kg	171	134,2	141,8	204	266	189,4	
S	mg/kg	982	266	206	185,2	416	184,4	
Al	mg/kg	0,26	0,0744	0,856	1,45	0,62	0,73	
As	mg/kg	0,0916	0,1642	0,01528	0,00644	0,342	0,0056	0,1
Ba	mg/kg	0,169	0,32	0,177	0,149	0,24	0,121	7
Cd	mg/kg	0,00038	0,000162	0,000142	0,000364	0,000214	<0,0001	0,03
Co	mg/kg	0,00037	0,00034	0,00019	0,000226	0,00042	0,00022	
Cr	mg/kg	0,2	0,036	0,49	1,71	0,176	0,0131	0,2
Cu	mg/kg	0,0060	0,00476	0,00336	0,00324	0,00288	0,00232	0,9
Hg	mg/kg	<0,00004	<0,00004	<0,00004	<0,00004	<0,00004	0,0000416	0,003
Mn	mg/kg	0,00568	0,00302	0,00254	0,00158	0,00218	0,00338	
Mo	mg/kg	0,438	0,236	0,22	0,516	0,314	0,1516	0,3
Ni	mg/kg	0,0029	0,0041	0,0012	0,0012	0,0013	0,0015	0,2
Pb	mg/kg	0,001636	0,00266	<0,0004	0,000404	0,0075	<0,0004	0,2
Sb	mg/kg	0,786	0,396	0,36	0,44	0,0574	0,0058	0,06
Se	mg/kg	0,0063	0,0021	0,0013	0,0019	0,0016	0,00011	0,02
V	mg/kg	0,08	0,218	0,076	0,143	0,133	0,0428	
Zn	mg/kg	0,00316	0,00404	<0,002	<0,002	<0,002	0,0022	2
Klorid	mg/kg	660	420	170	240	160	8,6	550
Fluorid	mg/kg	2	2,2	2	2	2	2	4
Sulfat	mg/kg	3200	880	660	600	1340	600	560
DOC	mg/kg	4	2,2	4,6	2,2	2	4,8	240
Fenoler	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	0,094	<0,02	0,022	0,47
Cr (+VI)	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	

Lagrad pannsand L/S 10

ELEMENT	SAMPLE	ÖstVärme P14	Fortum	Sundsvall Prov B	Sundsvall Prov 1	Söder- energi	Stora Enso	EU
Ca	mg/kg	2615,83	1032,03	753,01	740,54	723,29	445,52	
Fe	mg/kg	<0,04	<0,19	<0,17	0,12	0,08	<0,18	
K	mg/kg	63,23	50,35	41,34	52,79	391,59	204,72	
Mg	mg/kg	142,08	9,51	2,96	1,20	1,96	3,42	
Na	mg/kg	194,97	153,34	166,92	232,76	287,31	240,84	
S	mg/kg	2019,09	453,45	335,59	278,65	521,57	268,83	
Al	mg/kg	4,04	2,36	5,52	8,07	8,06	16,65	
As	mg/kg	0,25	0,70	0,08	0,05	1,69	0,02	0,5
Ba	mg/kg	1,03	1,43	0,67	0,59	1,31	0,47	20
Cd	mg/kg	<0,00073	0,00089	<0,00053	<0,00071	<0,00060	<0,00050	0,04
Co	mg/kg	0,00121	0,00212	0,00165	0,00110	0,00166	0,00175	
Cr	mg/kg	0,43	0,12	0,69	2,13	0,37	0,02	0,5
Cu	mg/kg	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	2
Hg	mg/kg	<0,00020	<0,00020	<0,00020	<0,00020	<0,00020	<0,00020	0,01
Mn	mg/kg	0,010	0,023	0,016	0,013	0,017	0,022	
Mo	mg/kg	0,729	0,371	0,290	0,612	0,502	0,180	0,5
Ni	mg/kg	<0,0065	0,0131	0,0072	0,0083	0,0086	0,0068	0,4
Pb	mg/kg	<0,0030	0,0042	<0,0020	<0,0020	0,0298	<0,0020	0,5
Sb	mg/kg	5,131	1,589	1,332	1,864	0,253	0,014	0,1
Se	mg/kg	0,012	0,006	0,003	0,003	0,003	0,001	0,06
V	mg/kg	0,364	0,614	0,267	0,539	0,388	0,086	
Zn	mg/kg	<0,011	0,013	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	4
Klorid	mg/kg	729,95	456,84	209,95	273,89	180,11	53,12	800
Fluorid	mg/kg	<9,98	<10,18	<10,00	<10,00	<10,00	<10,01	10
Sulfat	mg/kg	6614,88	1483,70	1124,76	926,14	1729,31	898,43	1000
DOC	mg/kg	9,10	6,40	12,96	6,38	7,76	16,44	500
Fenoler	mg/kg	<0,10	<0,10	<0,10	<0,16	<0,10	0,06	1
Cr (+VI)	mg/kg	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,00	

Forcerad karbonatisering av Sundsvall prov A med hjälp av CO₂-tillsats

L/S 2

Provbeteckning/		Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Metod
Parameter		Färsk	Lagrad	Lagrad till pH 10	Lagrad med CO ₂	
Tvåstegsläkning L/S 2						EN 12457-3
pH		12,4	11,8	10,1	9,2	SS 028122
Ledningsförmåga	mS/m 25 °C	859	553	120,2	235	SS-EN 27888
Redox. Eh	mV	167	202	293	362	SGL metod
Utlakad mängd:						
Ca	mg/kg TS	1698	898	310		
Fe	mg/kg TS	0,0118	<0,008	0,0108		
K	mg/kg TS	12,52	46,4	22,8		
Mg	mg/kg TS	<0,2	<0,2	26		
Na	mg/kg TS	50,2	121,2	161,8		
S	mg/kg TS	42,6	14,9	288		
Al	mg/kg TS	0,0256	0,706	0,0856		
As	mg/kg TS	0,002	<0,002	0,0394	0,27	EU: 0,1
Ba	mg/kg TS	2,4	13,92	0,1246	0,0792	EU: 7
Cd	mg/kg TS	0,0006	<0,0004	0,00013	0,00027	EU: 0,03
Co	mg/kg TS	<0,0002	<0,0001	0,00031		
Cr	mg/kg TS	0,25	0,12	0,212	0,0264	EU: 0,2
Cu	mg/kg TS	1,32	0,025	0,00558	0,00632	EU: 0,9
Hg	mg/kg TS	<0,0001	<0,00004	<0,00004	0,0003	EU: 0,003
Mn	mg/kg TS	<0,001	0,001508	0,00312		
Mo	mg/kg TS	0,24	0,1154	0,204	0,998	EU: 0,3
Ni	mg/kg TS	<0,002	<0,001	<0,001	0,00155	EU: 0,2
Pb	mg/kg TS	1,07	0,32	<0,0004	0,00206	EU: 0,2
Se	mg/kg TS	0,00037	0,000252	0,00116	0,00352	EU: 0,06
Sb	mg/kg TS	0,0055	0,0236	0,69	0,452	EU: 0,02
Zn	mg/kg TS	0,44	1,31	0,00314	0,00382	EU: 2
V	mg/kg TS	0,0011	0,00066	0,0924	0,105	
Klorid	mg/kg TS	60		192	300	EU: 550
Sulfat	mg/kg TS	84		840	1600	EU: 560
Fluorid	mg/kg TS				2,8	EU: 4
Fenolindex	mg/kg TS				0,122	EU: 0,5
DOC	mg/kg TS				70	EU: 240

Forcerad karbonatisering av Sundsvall prov A med hjälp av CO₂-tillsats**L/S 10**

Provbeteckning/		Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Sundsvall prov A	Metod
Parameter		Färsk	Lagrad	Lagrad till pH 10	Lagrad med CO ₂	
Tvåstegsläkning L/S 10						EN 12457-3
pH		11,9	11,8	10,7	9,6	SS 028122
Ledningsförmåga	mS/m 25 °C	192	161	37,8	40,8	SS-EN 27888
Redox. Eh	mV	189	202	319	374	SGI metod
Utlakad mängd:						
Ca	mg/kg TS	2797	1852	704		
Fe	mg/kg TS	0,106	<0,04	<0,04		
K	mg/kg TS	15,68	50,66	39,6		
Mg	mg/kg TS	<1	<0,9	34,5		
Na	mg/kg TS	60,33	131	190,8		
S	mg/kg TS	63,16	127,5	475		
Al	mg/kg TS	79,86	37,11	1,22		
As	mg/kg TS	<0,01	0,0134	0,163	1,21	EU: 0,5
Ba	mg/kg TS	3,94	26,55	0,425	0,261	EU: 20
Cd	mg/kg TS	<0,001	<0,0012	<0,0005	<0,0006	EU: 0,04
Co	mg/kg TS	<0,0005	<0,0005	<0,0007		
Cr	mg/kg TS	0,531	0,599	0,349	0,0713	EU: 0,5
Cu	mg/kg TS	1,116	0,0367	<0,013	<0,02	EU: 2
Hg	mg/kg TS	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0004	EU: 0,01
Mn	mg/kg TS	0,0036	0,0041	<0,0043		
Mo	mg/kg TS	0,462	0,338	0,296	1,16	EU: 0,5
Ni	mg/kg TS	<0,005	<0,005	<0,005	<0,006	EU: 0,4
Pb	mg/kg TS	1,035	0,378	0,0415	<0,004	EU: 0,5
Se	mg/kg TS	0,0012	0,0022	0,0027	0,0063	EU: 0,1
Sb	mg/kg TS	0,2896	0,536	1,79	1,43	EU: 0,06
Zn	mg/kg TS	0,467	1,92	<0,011	<0,012	EU: 4
V	mg/kg TS	0,0207	0,0221	0,311	0,33	
Klorid	mg/kg TS	98,09		218	329	EU: 800
Sulfat	mg/kg TS	167,1		1433	1796	EU: 1000
Fluorid	mg/kg TS				9,99	EU: 10
Fenolindex	mg/kg TS				0,234	EU: 1
DOC	mg/kg TS				166	EU: 500

B.4 Kolonntest

Kolonntester för Eskilstunas och Stora Ensos pannsand.

Kolonn		Stora Enso			Eskilstuna		
		Kumulativt L/S			Kumulativt L/S		
Element	Enhet	0,1	2	10	0,1	2	10
pH		12,1	11,7	11,5	12,7	12,4	12
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	703	194	90,7	1468	697	242
Redox Eh	mV	-	284	272	-	200	240
Ca	mg/kg TS	3,54	330,34		28,6	984	
Fe	mg/kg TS	0,00427	<0,01947		<0,0004	<0,008	
K	mg/kg TS	99	261,45		155	461	
Mg	mg/kg TS	<0,009	<0,18		<0,009	<0,18	
Na	mg/kg TS	73,2	195,94		25,9	83,5	
S	mg/kg TS	3,61	34,77		0,313	3,24	
Al	mg/kg TS	100	421,1		0,137	1,62	
As	mg/kg TS	<0,001	<0,0048	<0,0128	<0,0001	<0,002	0,01
Ba	mg/kg TS	0,207	6,059	9,923	0,455	7,07	13,7
Cd	mg/kg TS	<0,00009	<0,000546	<0,0009	<0,00002	<0,0001	<0,0005
Co	mg/kg TS	<0,00005	<0,00024		<0,000005	<0,0001	
Cr	mg/kg TS	0,00108	0,012594	0,0296	0,00449	0,0619	0,264
Cu	mg/kg TS	0,00178	<0,00558	<0,0136	0,000943	<0,003	<0,01
Hg	mg/kg TS	<0,000002	<0,00004	<0,0002	<0,000002	<0,00004	<0,0002
Mn	mg/kg TS	0,000836	0,005301		0,000065	<0,0005	
Mo	mg/kg TS	0,0625	0,3266	0,4122	0,00618	0,0463	0,101
Ni	mg/kg TS	<0,0005	<0,0024	<0,0064	0,000675	<0,002	<0,006
Pb	mg/kg TS	0,0119	0,02178	0,0236	0,017	0,029	<0,03
Se	mg/kg TS	0,0000149	0,0000772	0,0002	0,000171	0,00183	0,0037
Sb	mg/kg TS	0,000495	0,003212	0,0095	0,00012	0,000472	0,0018
Zn	mg/kg TS	0,00143	0,00922	<0,0172	0,00203	0,0332	<0,05
V	mg/kg TS	0,000857	0,00327	0,0454	0,000103	0,00099	0,0171
Klorid	mg/kg TS	12	32,9	50,5	7,3	26,3	43,1
Sulfat	mg/kg TS	7,8	38,2	134,2	<1,5	<21	49,3
F	mg/kg TS	<0,2	<0,58	<1,38	<0,2	<0,6	<1,4
DOC	mg/kg TS	2,3	14,27	72,67	4,1	15,3	79,3

Kolonntester för Sundsvalls pannsand prov A och prov 1.

Kolonn		Sundsvall prov A			Sundsvall prov 1		
		Kumulativt L/S			Kumulativt L/S		
Element	Enhet	0,1	2	10	0,1	2	10
pH		12,5	12,5	12,2	12,3	12,5	12
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	1180	890	420	984	855	239
Redox Eh	mV	219	216	356	225	124	206
Ca	mg/kg TS	82,6	1935	4967	145	1891	3643
Fe	mg/kg TS	0,00027	<0,008	<0,04	0,00031	<0,008	<0,04
K	mg/kg TS	10,8	29,5	53,6	20,7	32,1	41,3
Mg	mg/kg TS	<0,009	<0,2	<0,9	<0,009	<0,18	<0,9
Na	mg/kg TS	47,2	98,5	151	39,6	85,2	116
S	mg/kg TS	1,63	19,2	93,6	54,5	57,2	101
Al	mg/kg TS	0,0066	0,141	2,47	0,00184	3,29	18,2
As	mg/kg TS	<0,0001	<0,002	<0,01	<0,0003	<0,0022	<0,01
Ba	mg/kg TS	0,324	4,69	9,23	0,0132	4,44	5,98
Cd	mg/kg TS	<0,00000 5	<0,0001	<0,0009	<0,00000 5	<0,0001	<0,002
Co	mg/kg TS	<0,00000 5	<0,0001	<0,0005	<0,00000 5	<0,0001	<0,000 5
Cr	mg/kg TS	0,00622	0,045	0,224	0,00164	0,0478	1,04
Cu	mg/kg TS	0,0284	0,406	0,43	0,00858	0,181	<0,2
Hg	mg/kg TS	<0,00000 2	<0,00004	<0,0002	<0,00000 2	<0,0000 4	<0,000 2
Mn	mg/kg TS	<0,00002	<0,0004	<0,002	<0,00002	<0,0004	<0,002
Mo	mg/kg TS	0,0132	0,12	0,399	0,0255	0,0789	0,489
Ni	mg/kg TS	<0,00005	<0,001	<0,005	<0,00005	<0,001	<0,005
Pb	mg/kg TS	0,0275	0,466	0,851	0,0286	0,18	0,214
Se	mg/kg TS	0,000022	0,00035	0,0016	0,0013	0,00151	0,0044
Sb	mg/kg TS	0,00046	0,0082	0,17	0,0002	0,0153	0,247
Zn	mg/kg TS	0,017	0,251	0,297	0,0356	0,184	<0,2
V	mg/kg TS	0,00017	0,00117	0,017	0,00011	0,000729	0,0263
Klorid	mg/kg TS	32	393	617	90	489	633
Sulfat	mg/kg TS	29	295	655	140	417,4	633,4

Kolonntest för Sydkraft Östvärme pannsander från P13 och P14.

Kolonn		Sydkraft Östvärme P13			Sydkraft Östvärme P14		
		Kumulativt L/S			Kumulativt L/S		
Element	Enhet	0,1	2	10	0,1	2	10
pH		12,5	12,5	12,5	12,3	11,9	11,4
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	1196	987	879	567	403	80
Redox Eh	mV	215	216	143	223	193	232
Ca	mg/kg TS	147	2826	9786	36,4	1376	2147
Fe	mg/kg TS	<0,0004	<0,008	<0,04	0,00061	<0,009	<0,04
K	mg/kg TS	38,1	162,4	248	9,09	88,9	107
Mg	mg/kg TS	<0,009	<0,18	<0,9	<0,009	0,216	<0,94
Na	mg/kg TS	28,2	127,2	183	37,7	190	224
S	mg/kg TS	124	840	950	0,372	722	946
Al	mg/kg TS	0,0002	0,00742	0,415	8,92	9,04	16,1
As	mg/kg TS	<0,0001	<0,002	<0,01	<0,0001	<0,002	0,0138
Ba	mg/kg TS	0,0277	0,999	11,6	0,193	0,406	2,09
Cd	mg/kg TS	<0,000005	<0,0001	<0,0005	<0,000005	<0,0001	<0,0005
Co	mg/kg TS	<0,000005	<0,0001	<0,0005	<0,000005	<0,0001	<0,0005
Cr	mg/kg TS	0,0047	0,0199	0,0368	0,00398	0,035	0,148
Cu	mg/kg TS	0,000259	0,0051	0,0158	0,000707	0,0227	0,0343
Hg	mg/kg TS	0,0000022	<0,00004	<0,0002	0,00000302	<0,00005	<0,0002
Mn	mg/kg TS	<0,00002	<0,0004	<0,002	<0,00002	<0,0004	<0,002
Mo	mg/kg TS	0,0132	0,156	0,261	0,00268	0,148	0,248
Ni	mg/kg TS	<0,00005	<0,001	<0,005	<0,00005	<0,001	<0,005
Pb	mg/kg TS	0,00186	0,0287	0,174	0,0034	0,0823	0,102
Se	mg/kg TS	0,000029	0,00023	<0,0003	0,00003	0,0039	0,0053
Sb	mg/kg TS	<0,00001	0,00037	0,0055	0,0035	0,33	4,51
Zn	mg/kg TS	0,0302	0,513	2,14	0,00244	0,0555	<0,064
V	mg/kg TS	0,000032	0,00017	<0,0006	0,000371	0,00487	0,0889
Klorid	mg/kg TS	15	281	865	14	261	335
Sulfat	mg/kg TS	150	2430	3118	5,5	1735	2654

Kolonntest för Sydkraft Mälarvärmes och Söderenergis pannsand.

Kolonn		Sydkraft Mälarvärme			Söderenergi		
		Kumulativt L/S			Kumulativt L/S		
Element	Enhet	0,1	2	10	0,1	2	10
pH		12,1	11,9	11,6	11,5	11,5	11,4
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	521	221	139	581	188,4	59,0
Redox Eh	mV	-	84	146	275	195	236
Ca	mg/kg TS	6,78	358		26,2	281	921
Fe	mg/kg TS	0,00828	<0,016		<0,0004	<0,008	<0,04
K	mg/kg TS	57,7	136		90,9	427	476
Mg	mg/kg TS	<0,009	<0,18		0,0105	<0,2	<1
Na	mg/kg TS	20,2	51,6		42,8	201	236
S	mg/kg TS	26,3	271		86,3	453	573
Al	mg/kg TS	7,82	29,1		0,171	2,20	9,77
As	mg/kg TS	<0,0001	<0,002	0,007	0,0121	0,187	1,33
Ba	mg/kg TS	0,0631	1,51	4,3	0,00681	0,125	0,694
Cd	mg/kg TS	<0,00007	<0,0003	0,0004	0,0000814	0,00046	<0,0009
Co	mg/kg TS	0,000009	<0,0001		<0,000005	<0,0001	<0,0005
Cr	mg/kg TS	<0,00005	<0,001	0,0011	0,0378	0,203	0,486
Cu	mg/kg TS	0,000139	<0,002	<0,003	0,000218	<0,003	<0,01
Hg	mg/kg TS	0,000024	<0,00007	<0,0002	<0,000002	<0,00004	<0,0002
Mn	mg/kg TS	0,000053	0,000433		0,0000991	0,00073	0,0036
Mo	mg/kg TS	0,0329	0,158	0,234	0,0521	0,286	0,423
Ni	mg/kg TS	0,000798	0,00296	0,0044	<0,00005	<0,001	<0,005
Pb	mg/kg TS	0,00222	<0,003	0,0027	0,00132	0,0291	0,0647
Se	mg/kg TS	0,000136	0,0004	0,001	0,000531	0,0154	0,100
Sb	mg/kg TS	0,000353	<0,0006	0,0017	0,000254	0,00121	0,002
Zn	mg/kg TS	0,00124	<0,004	0,0051	0,00743	0,065	0,235
V	mg/kg TS	0,000494	0,0037	0,0327	0,000169	0,00296	<0,02
Klorid	mg/kg TS	5,5	16,3	33,1	<0,1	<2	<10
Sulfat	mg/kg TS	10	65,1	185	22	92,3	252
F	mg/kg TS	<0,2	<0,58	<1,4	230	1256	1800
DOC	mg/kg TS	1,9	20,3	84,3	0,6	6,68	26,7
Fenoler	mg/kg TS				0,0013	<0,01	<0,09

Kolonntest för Sundsvall prov B och Fortum Värme pannsand.

Kolonn		Sundsvall prov B			Fortum Värme		
		Kumulativt L/S			Kumulativt L/S		
Element	Enhet	0,1	2	10	0,1	2	10
pH		12,6	12,5	12,0	11,3	11,3	11,2
Ledn. förmåga	mS/m 25°C	857	592	223	747	91,7	56,7
Redox Eh	mV	180	142	211	-	186	354
Ca	mg/kg TS	64,2	1069	2837	39,5	298	872
Fe	mg/kg TS	<0,0004	<0,008	<0,04	0,00046	<0,008	<0,04
K	mg/kg TS	4,85	23,3	53,5	51,3	71,4	<112
Mg	mg/kg TS	<0,009	<0,2	<0,9	0,0175	<0,2	<8
Na	mg/kg TS	24,6	80,1	144	104	129	152
S	mg/kg TS	18,3	246	320	81,5	192	293
Al	mg/kg TS	0,00917	0,222	4,62	1,02	74,7	98,1
As	mg/kg TS	<0,0001	<0,002	<0,01	0,00736	0,0408	0,865
Ba	mg/kg TS	0,232	3,33	7,27	0,0108	0,322	1,1
Cd	mg/kg TS	0,0000261	0,00023	<0,0006	0,000183	0,00034	<0,0007
Co	mg/kg TS	<0,000005	<0,0001	<0,0005	<0,000005	<0,0001	<0,0005
Cr	mg/kg TS	0,00908	0,0598	0,209	0,0175	0,0386	0,148
Cu	mg/kg TS	0,000235	0,0605	<0,07	0,000968	<0,003	0,0184
Hg	mg/kg TS	<0,000002	<0,00004	<0,0002	<0,000002	<0,00004	<0,0002
Mn	mg/kg TS	<0,00002	0,0009	<0,003	0,0000683	<0,00045	<0,002
Mo	mg/kg TS	0,0164	0,140	0,307	0,118	0,252	0,444
Ni	mg/kg TS	<0,00005	<0,001	<0,005	0,000146	<0,002	<0,006
Pb	mg/kg TS	0,00968	0,298	0,422	0,000294	0,00073	0,0026
Se	mg/kg TS	0,000285	0,00713	0,196	0,00377	0,185	0,687
Sb	mg/kg TS	0,0000388	0,00039	0,0019	-	-	-
Zn	mg/kg TS	0,000157	0,00144	0,0372	0,00933	0,0509	0,244
V	mg/kg TS	0,00904	0,0812	<0,09	0,000395	<0,003	<0,01
Klorid	mg/kg TS	<0,1	<2	<10	0,1	<2	5,2
Sulfat	mg/kg TS	16	99,6	244	99	166	200
F	mg/kg TS	5,5	77,7	502	200	504	768
DOC	mg/kg TS	3	14,4	45,6	5,2	9,95	27,6
Fenoler	mg/kg TS	0,0023	0,0118	<0,1	0,0011	<0,01	<0,05

C Organiska analyser

C.1 TOC

Pannsand	TOC (% av TS)
Eskilstuna Energi & Miljö	<0,010
Fortum, Högdalen	<0,010
Stora Enso, Fors	<0,010
Sundsvall Energi prov A	<0,010
Sundsvall Energi prov B	<0,010
Sundsvall Energi prov 1	<0,010
Sydskraft MälarVärme	<0,010
Sydskraft ÖstVärme P13	<0,010
Sydskraft ÖstVärme P14	<0,010
Söderenergi, Igelsta	<0,010

C.2 Fenol

Pannsand	mg/kg TS
Eskilstuna Energi & Miljö	<0,20
Fortum, Högdalen	<0,20
Stora Enso, Fors	<0,20
Sundsvall Energi prov A	<0,20
Sundsvall Energi prov B	<0,20
Sundsvall Energi prov 1	<0,20
Sydskraft MälarVärme	<0,20
Sydskraft ÖstVärme P13	<0,20
Sydskraft ÖstVärme P14	<0,20
Söderenergi, Igelsta	<0,20

C.3 Dioxiner

ELEMENT	SAMPLE	Sydkraft ÖstVärme P13	Sydkraft ÖstVärme P14	Fortum	Eskils- tuna	Sundsvall prov A	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi	Sydkraft Mälar- värme	Stora Enso
TS 105°C	%	100	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	100	99,9
2,3,7,8- tetraCDD	ng/kg TS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
1,2,3,7,8- pentaCDD	ng/kg TS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
1,2,3,4,7,8- hexaCDD	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,6,7,8- hexaCDD	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,7,8,9- hexaCDD	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,4,6,7,8- heptaCDD	ng/kg TS	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0
Oktaklor- dibensdioxin	ng/kg TS	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15
2,3,7,8- tetraCDF	ng/kg TS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
1,2,3,7,8- pentaCDF	ng/kg TS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
2,3,4,7,8- pentaCDF	ng/kg TS	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
1,2,3,4,7,8- hexaCDF	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,6,7,8- hexaCDF	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,7,8,9- hexaCDF	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
2,3,4,6,7,8- hexaCDF	ng/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
1,2,3,4,6,7,8- heptaCDF	ng/kg TS	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0
1,2,3,4,7,8,9- heptaCDF	ng/kg TS	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0	<6,0
Oktaklor- dibensfuran	ng/kg TS	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15	<15

C.4 PAH

ELEMENT	SAMPLE	Sydkraft Östvärme P13	Sydkraft Östvärme P14	Fortum	Eskils- tuna	Sundsvall prov A	Sundsvall prov B	Sundsvall prov 1	Söder- energi	Sydkraft Mälar- Värme	Stora Enso
TS 105°C	%	100	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	100	99,9
naftalen	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
acenaftyle n	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
acenaften	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
fluoren	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
fenantren	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
antracen	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
fluoranten	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
pyren	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*bens(a)- antracen	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*krysen	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*bens(b)- fluoranten	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*bens(k)- fluoranten	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*bens(a)- pyren	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*dibens(ah)- antracen	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
benso(ghi)- perylene	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
*indeno- (123cd)pyr en	mg/kg TS	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
summa 16 EPA-PAH	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
*PAH canceroge na	mg/kg TS	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
PAH övriga	mg/kg TS	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2

C.5 EOX

Pannsand	mg/kg TS
Eskilstuna Energi & Miljö	<1,0
Fortum, Högdalen	<1,0
Stora Enso, Fors	<1,0
Sundsvall Energi prov A	<1,0
Sundsvall Energi prov B	<1,0
Sundsvall Energi prov 1	<1,0
Sydkraft MälarVärme	<1,0
Sydkraft ÖstVärme P13	<1,0
Sydkraft ÖstVärme P14	<1,0
Söderenergi, Igelsta	<1,0

C.6 Mikrotox

Pannsand	Toxicitet		
	Direktkontakts- metoden	Extraktions- metoden	Ökande exponeringstid
Eskilstuna Energi & Miljö	Otoxiskt	Otoxiskt	Oförändrad
Fortum, Högdalen	Måttlig toxicitet	Otoxiskt	Oförändrad
Stora Enso, Fors	Låg toxicitet	Låg toxicitet	Oförändrad
Sundsvall Energi prov A	Låg toxicitet	Måttlig toxicitet	Ökande
Sundsvall Energi prov B	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Ökande
Sundsvall Energi prov 1	Otoxiskt	Otoxiskt	Oförändrad
Sydskraft MälarVärme	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Oförändrad
Sydskraft ÖstVärme P13	Mycket hög	Otoxiskt	Oförändrad
Sydskraft ÖstVärme P14	Mycket hög	Otoxiskt	Oförändrad
Söderenergi, Igelsta	Måttlig toxicitet	Låg toxicitet	Ökande

D Statistisk analys

Innehållsförteckning

1	STATISTISK BEARBETNING AV LAKNING I SKAKTEST	2
1.1	FAKTORANALYS AV LAKNING FRÅN SAMTLIGA ANLÄGGNINGAR.....	2
1.2	FAKTORANALYS UTAN P13 OCH P14.....	6
1.3	SAMMANFATTANDE DISKUSSION AV FAKTORANALYSRESULTATEN	8
1.4	REFERENS	9

Bilagor

D:A FAKTORANALYS AV LAKNING I SKAKTEST: SAMTLIGA DATA

D:B FAKTORANALYS UTAN P13 OCH P14

1 Statistisk bearbetning av lakning i skaktest

Resultaten från laktesterna har bearbetats med multivariat statistik för att ge en förutsättningslös beskrivning av datamaterialet. För detta har resultat från skaktesterna från färska och lagrade askor används.

I avsnitt 1.1 rapporteras en faktoranalys av samtliga data från skaktesterna. Sydkraft ÖstVärme, Händelöverket p13 och p14 skiljer sig från de andra askorna och får därmed stort inflytande på resultaten. I avsnitt 1.2 görs faktoranalysen en gång till där p13 och p14 inte inkluderas, för att tydliggöra vilka resultat som är oberoende av de två anläggningarna.

1.1 Faktoranalys av lakning från samtliga anläggningar

1.1.1 Metod

Lakning från samtliga material i skaktest (utlakat i mg/kg) har analyserats tillsammans. Olika egenskaper som lagrad/färsk, bränslesort, anläggning eller L/S 2-L/S 10 har inte införts i analysen a priori, utan skillnad mellan proverna har gjorts genom olika namn på punkterna i figuren.

Några variabler har uteslutits ur analysen. Fluorid, kadmium och kvicksilver hade endast enstaka värden över detektionsgränsen och har inte tagits med. Lakning av löst organiskt kol (DOC) från färska prov har endast analyserats i kolonntest, och inte i skaktest. För att inte tillföra en variation till (mellan skaktest och kolonntest) har DOC uteslutits ur analysen. Selen var över detektionsgränsen i de färska proverna, men har inte analyserats i de lagrade proverna, varför den också uteslutits. Ungefär hälften av blyvärdena var under detektionsgränsen, men bly har tagits med i analysen för att variationen bland blyvärdena var stor. Proverna från Söderenergi hade mycket högre blylakning än övriga prover.

Mätvärden under detektionsgränsen har satts till hälften av den angivna detektionsgränsen.

Från Sundsvall prov A finns skaktest för ett antal lagringssteg. Endast data från färsk aska och från provet lagrat till pH 10 har medtagits i analysen. Detta för att samma parametrar hade mätts på dessa prov som på proverna från de andra anläggningarna.

Den statistiska metoden var faktoranalys genom analys av principalkomponenter av korrelationsmatrisen. Detta gjordes med Minitab (Minitab Inc., 2003). Analysen gjordes först utan rotation för att bestämma antalet faktorer som krävdes för att förklara utfallet. Därefter användes Varimax-rotation för att renodla faktorerna.

1.1.2 Resultat

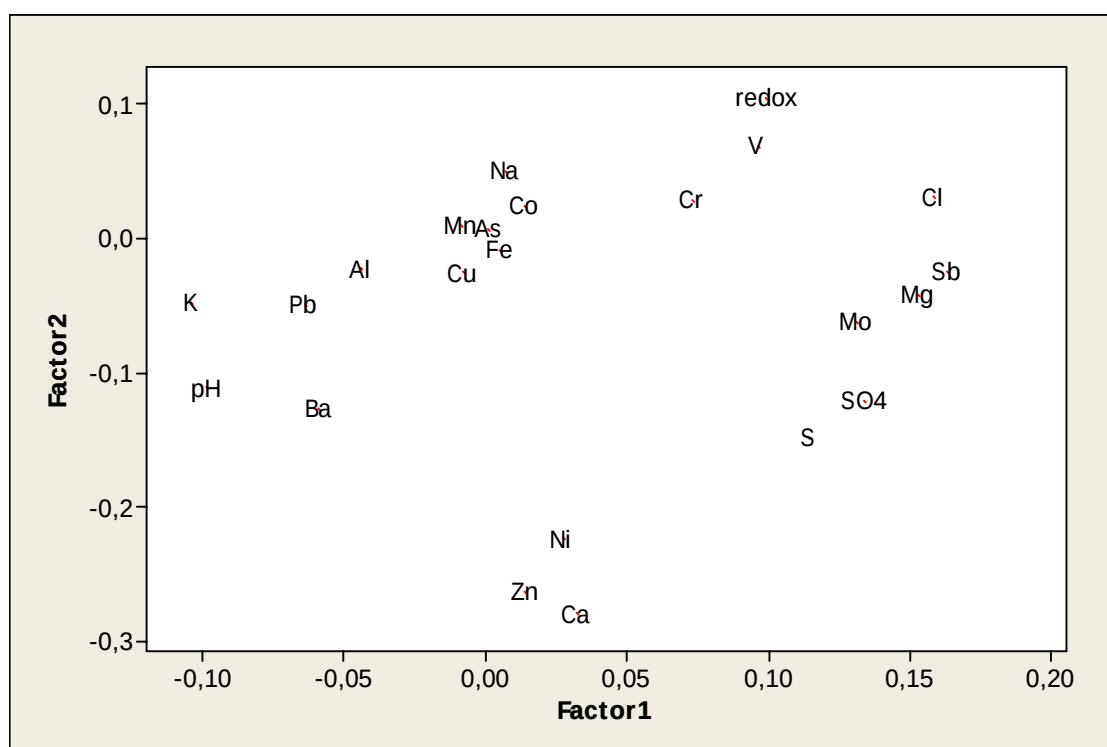
Fyra faktorer förklarade totalt 68 % (Tabell 1). De första två faktorerna syns också i Figur 2. I faktor 1 syns stort inflytande av pH (långt till vänster i Figur 2) och redoxpotentialen (långt till höger). Långt till höger finns också en grupp med anjoner:

sulfat och klorid. I närheten finns också antimon, molybden, magnesium och vanadin. Dessa kan förekomma som anjoner vid de aktuella pH-värdena, förutom magnesium. I faktor 2 syns främst inflytande av kalcium, zink och nickel.

Tabell 1. Fyra faktorer förklarar 68 % av variationen i resultaten från skaktesterna

Table 1. Four factors explaining 68 % of the variation in the results from the batch leaching tests

Faktor	Viktiga variabler för faktorn
1	Cl, Sb, Mg, SO ₄ , Mo, S, redox, V (positiv) och pH (negativ)
2	Ca, Zn, Ni (alla negativa)
3	Mn, Fe, Co, Al, Ba (alla positiva)
4	K, Na, Pb (positiva) och Cu och As (negativa)

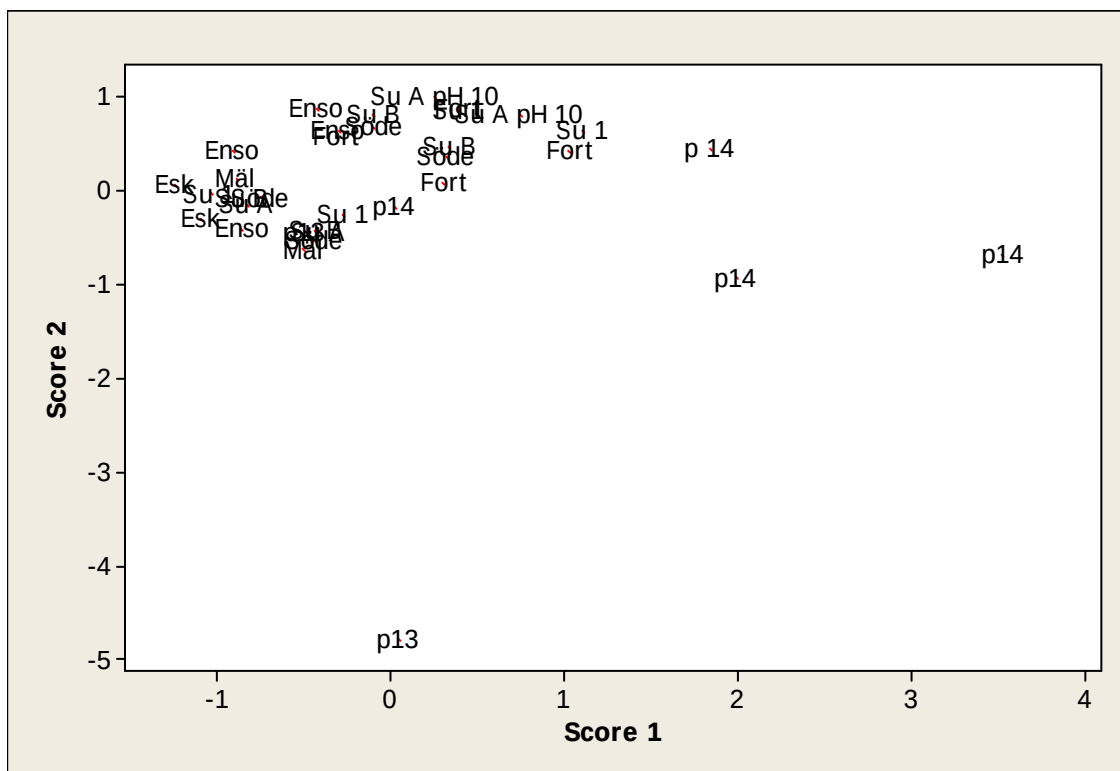


Figur 1. Loading plot för de första två faktorerna i faktoranalys av samtliga lakdata från skaktesterna. Stort avstånd till 0 tyder på mycket inflytande i modellen. Variabler nära varandra samvarierar.

Figure 1. Loading plot for the first two factors in factor analysis of (all) batch leaching test results. A large distance to 0 indicates a large influence on the results.

Hur observationerna grupperar sig visas i score plot (Figur 2). I de olika score-plotten i rapporten representerar små textremsor de olika datapunkterna. Varje datapunkt är resultatet från ett skaktest. Textremsorna hänvisar till lagringstid, bränslesort, anläggnings-id, eller L/S-kvot. I huvudtexten inkluderas de figurer där grupperingar syns. Övriga figurer finns i bilaga D:A.

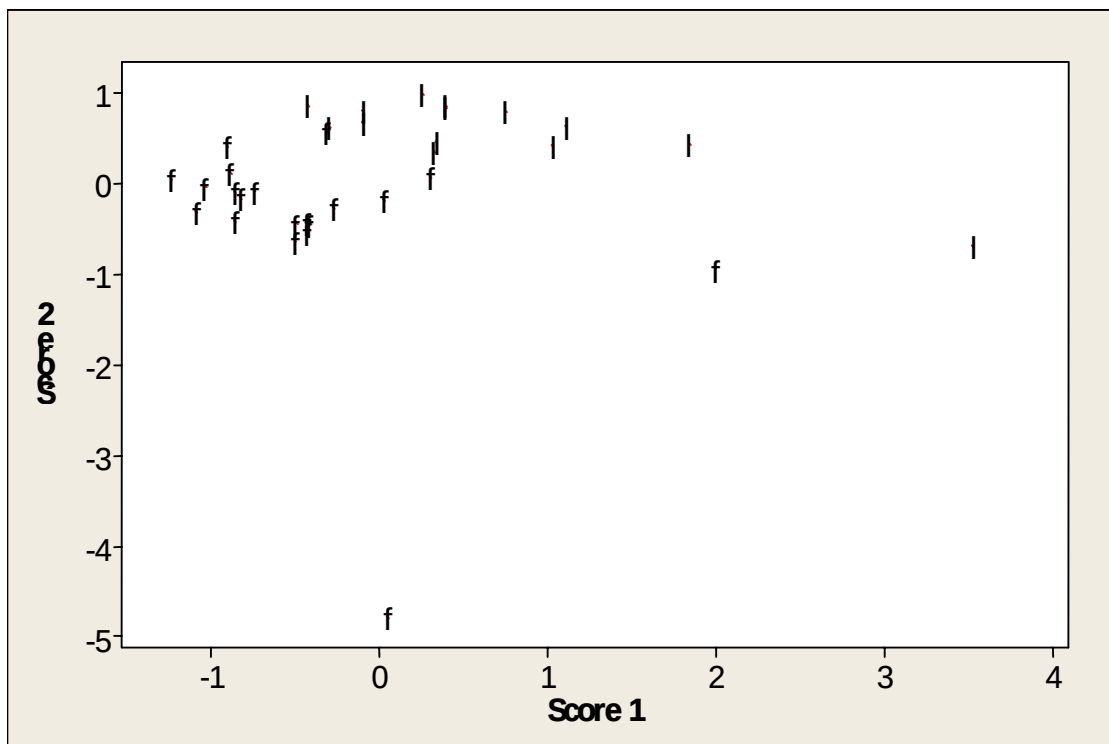
I Figur 2 är observationerna skyltade efter anläggningarna. Händelöverkets pannor p13 och p14 skiljer sig ut från de andra anläggningarna, och har stort inflytande på faktorsanalysen. Faktor 2, utlakningen av kalcium, zink och nickel, betedde sig annorlunda för p13 än för de andra anläggningarna. För p14 är skillnaderna mer förklarade i faktor 1.



Figur 2. Score plot för de första två faktorerna i faktoranalys av samtliga lakdata från skaktesterna. Datapunkter efter anläggning. Stort avstånd till 0 tyder på mycket inflytande i modellen. Variabler nära varandra samvarierar.

Figure 2. Score plot for the first two factors in factor analysis of (all) batch leaching test results. Data labels by site. A large distance to 0 indicates a large influence on the results.

I Figur 3 syns att lakningen från lagrade och färska prover grupperar sig. Det är främst faktor 2 som beskriver skillnaderna, men också faktor 1. De lagrade proverna har generellt högre redoxpotential och högre lakning av "anjoner", men lägre pH och lägre lakning av kalcium, zink och nickel.

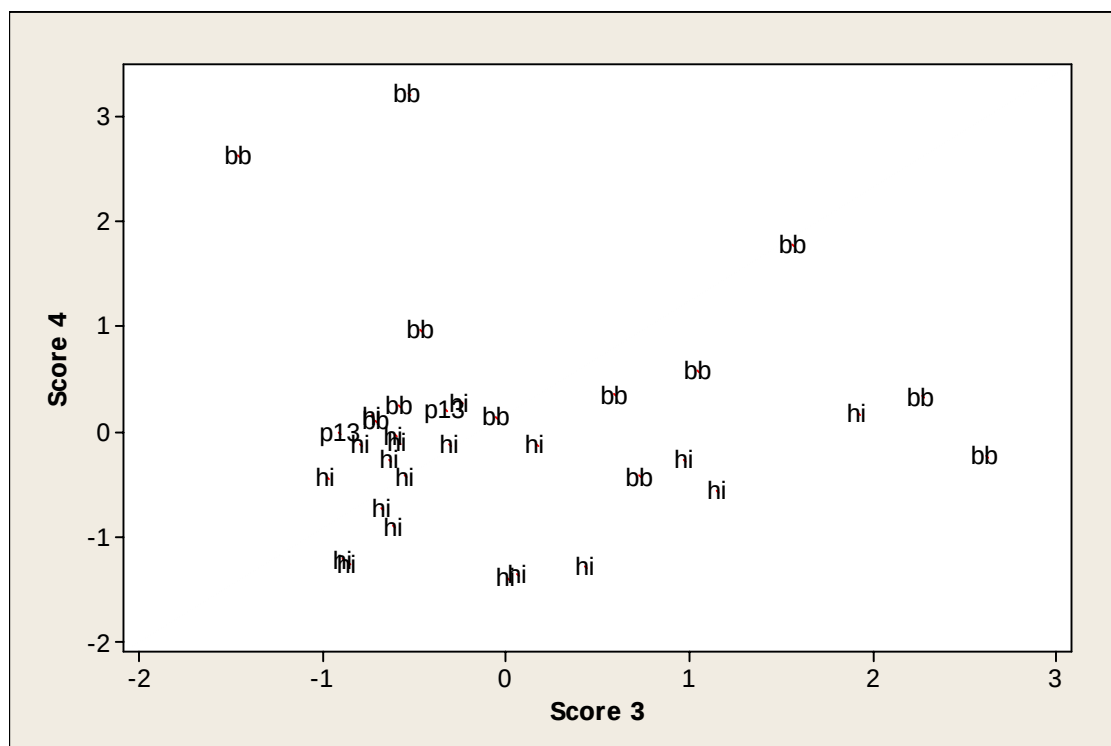


Figur 3. Färsk (f) och lagrade (l) prover i score plot för de första två faktorerna i faktoranalys av samtliga lakdata från skaktesterna.

Figure 3. Fresh (f) and stored (l) samples in score plot for the first two factors in factor analysis of (all) batch leaching test results.

Skillnader mellan lakning från de olika bränslesorterna syns när faktor 3 och 4 jämförs (Figur 4). Variablerna för faktor 3 och 4 finns grafiskt i bilaga D:A). Askan från förbränning av hushållsavfall, verksamhetsavfall eller industriavfall (hi) lakade mer koppar, magnesium, antimon, krom, molybden och klorid, och lakvattnet hade högre pH.

Lakningen vid L/S 10 liknade mönstret för lakning vid L/S 2, och de två analysvaren grupperar inte ut sig i någon av faktoranalyserna.



Figur 4. Biobränsle (bb) eller hushålls-, verksamhets- och industriavfall (hi) prov i score plot för faktor 3 och 4 i faktoranalys av samtliga lakdata från skaktesterna.

Figure 4. Biofuel (bb) or municipal and industrial waste (hi) samples in score plot for factor 3 and 4 of factor analysis of (all) batch leaching test results.

1.2 Faktoranalys utan p13 och p14

Faktoranalysen har gjorts om utan p13 och p14, eftersom p13 och p14 hade stort inflytande på resultaten från föregående analys. I övrigt användes samma metod och samma variabler. Resultaten finns mer utförligt i bilaga D:B.

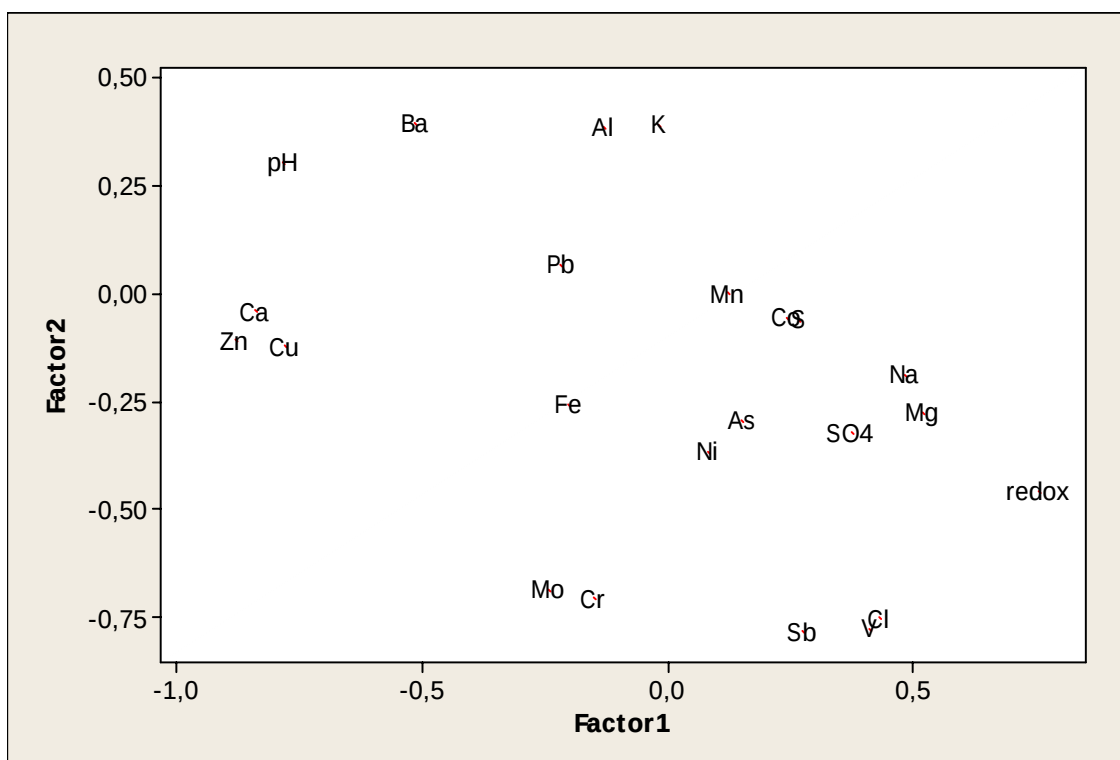
Fyra faktorer förklarade 73 % av variationen i mätvärdena. De viktigaste variablerna står i Tabell 2. Grupperingen har blivit något annorlunda än vid föregående analys (Tabell 2 och Figur 5). Utan p13 och p14 syns också anjoniska element grupperade, denna gång i faktor 2. pH och redoxpotential verkar fortfarande åt olika håll i faktor 1, nu tillsammans med zink, kalcium, koppar och magnesium. I faktor 4 finns förutom bly, kalium, natrium och arsenik (som fanns i faktor 4 förut) nu också svavel och sulfat. Nickel har flyttat från faktor 2 till faktor 3.

Tabell 2. Jämförelse av faktorerna med och utan p13 och p14 inkluderade.

Table 2. Comparison of factors with and without the inclusion of p13 and p14

Faktor	Uppdelning av variabler vid analys med alla anläggningar (Tabell 1)	Uppdelning av variabler vid analys utan p13 och p14
1	Cl, Sb, Mg, SO ₄ , Mo, S, redox, V och pH	Zn, Ca, pH, Cu och redox, Mg
2	Ca, Zn, Ni	V, Sb, Cl, Mo, Cr
3	Mn, Fe, Co, Al, Ba	Mn, Ni, Fe, Co, Ba, Al
4	K, Na, Pb, Cu och As	Pb, K, SO ₄ och S, Na, As

Resultaten är alltså förhållandevis stabila, variablerna grupperar sig liknande i faktorsanalys med eller utan p13 och p14. pH och redoxpotential är viktiga och har mer samband med varandra än med de andra ämnena, som syns i uppdelningen på faktor 1 och 2 i Tabell 2. Också sulfat och svavel har ändrat sitt sällskap. De "anjoniska" föreningarna grupperar sig i båda analyserna.



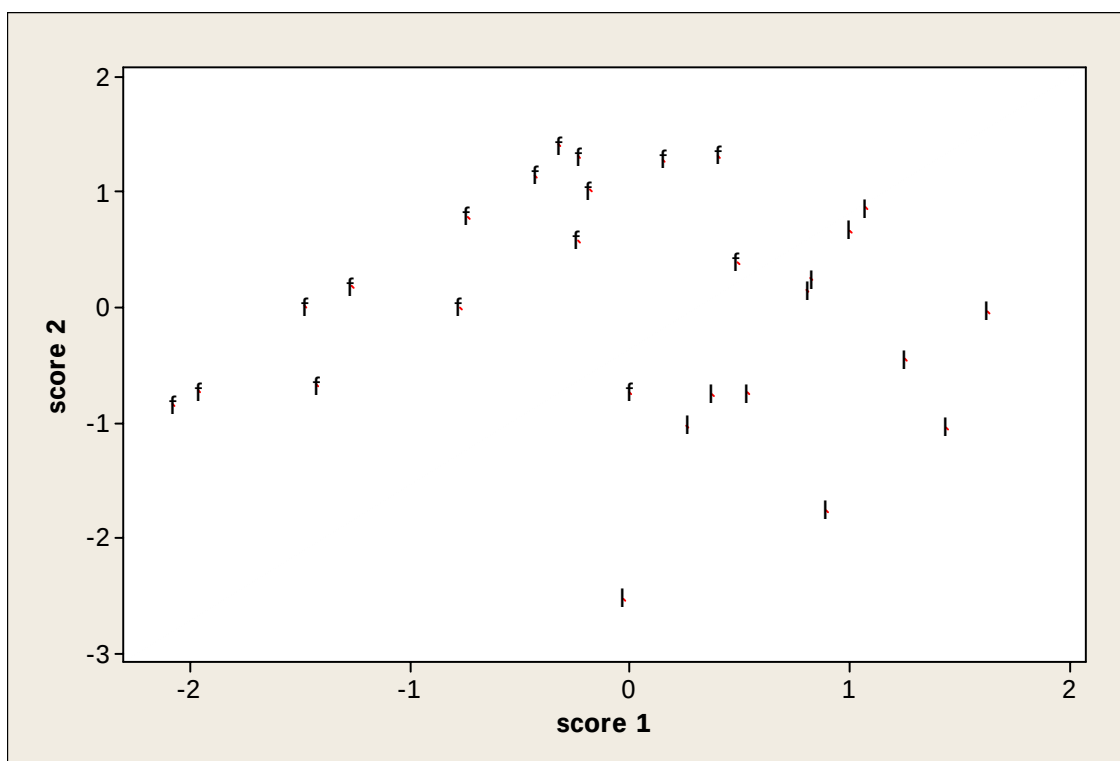
Figur 5. Loading plot för de första två faktorerna i faktoranalys av lakdata utan p13 och p14.

Figure 5. Loading plot for the first two factors in factor analysis of batch leaching test results excluding p13 and p14.

De anläggningar som skiljer ut sig något i faktoranalysen utan p13 och p14 är Sundsvall (faktor 1) och Söderenergi (faktor 3-4). Vid den här analysen syns också skillnad mellan

analys vid L/S 2 och L/S 10 i faktor 3. Skillnaderna mellan bränslegrupperna har blivit mindre tydliga. Hushålls-, industri- och verksamhetsavfall visar mer spridning i faktor 1-2, och mindre spridning i faktor 3-4 än bibränsleaskorna.

Skillnaderna mellan lagrade och färska askor fortsätter att vara tydlig (Figur 6). De lagrade askorna är associerade med högre redoxpotential, sulfat, magnesium och natriumlakning, och med lägre pH och kalciumlakning.



Figur 6. Färska (f) och lagrade (l) prover i score plot för de första två faktorerna i faktoranalys av samtliga lakdata från skaktesterna.

Figure 6. Fresh (f) and stored (l) samples in score plot for the first two factors in factor analysis of (all) batch leaching test results.

1.3 Sammanfattande diskussion av faktoranalysresultaten

1.3.1 Variabler

pH och redoxpotentialen i lakvatten har starkt samband med varandra. Högt pH förekommer samtidigt med låg redoxpotential. Detta speglar bland annat skillnader mellan färska och lagrade askor (Figur 1 och Figur 5).

Anjoner (främst klorid, men också sulfat) och ett antal metaller som kan förväntas bilda anjoniska komplex (vanadin, molybden, krom, antimon, dock arsenik endast när p13

och p14 exkluderas) samvarierar. Lakningen av dessa ämnen är högre för lagrade askor. Magnesium beter sig på liknande sätt.

Andra grupperingar som syns i variablerna är zink och kalcium; och barium, aluminium, kalium och ev. bly.

1.3.2 Observationer

Den största skiljelinjen går mellan färska och lagrade askor (Figur 3 och Figur 6). Lagrade prov har högre redoxpotential i lakvattnet och högre "anjon"-lakning. pH i lakvattnet och lakning av barium och kalcium är lägre för de lagrade askorna. Detta är tydligt i båda analyserna.

Anläggningarna p13 och p14 skiljer sig ut från de andra (Figur 2). Möjligen finns större variationen i lakning från p13 och p14 jämfört med de andra askorna. De tre proven från Sundsvall liknar varandra. Också i övrigt syns att prov från samma anläggning liknar varandra.

Grupperingen av lakdata efter bränslesort är svagare. När p13 och p14 exkluderas syns grupperingen på ett otydligt sätt i score-figurerna (D:B). När p13 och p14 inkluderas har biobränsleaskorna generellt sett lägre lakning av koppar, antimon, krom, och högre lakning av kalium, natrium, och bly. Den höga blylakningen kan förklaras med att askan från Söderenergi hade mycket högre blyhalter än de andra askorna. Liknande hög blylakning syns inte i de andra biobränsleaskorna. p13, som eldats med biobränsle och gummi, intar en mellanställning (D:B, score 3 vs score 4)

Variationerna i lakningen av varje ämne vid L/S 2 och L/S 10 liknar varandra. De två L/S kvoterna går att skilja åt någorlunda i analysen utan p13 och p14, främst avseende faktor 3. Detta tyder på att lakning av järn, mangan, kobolt, nickel, barium och aluminium är generellt något högre vid L/S 10 än vid L/S 2.

1.4 Referens

Minitab Inc., 2003. MINITAB Release 14.1. Statistical Software.

D:A Faktoranalys av lakning i skaktest: samtliga data

D:A.1 Resultat i siffror

Principal Component Factor Analysis of the Correlation Matrix
Unrotated Factor Loadings and Communalities

Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4	Communality
Al	-0,166	-0,021	0,537	-0,138	0,336
Ca	-0,172	-0,934	0,054	0,158	0,930
Fe	0,047	-0,077	0,715	-0,461	0,732
K	-0,051	0,194	0,373	0,817	0,847
Mn	0,234	0,091	0,844	-0,185	0,810
Na	0,587	0,352	0,199	0,538	0,797
As	0,408	0,161	0,425	0,283	0,453
Ba	-0,411	-0,351	0,582	-0,099	0,640
Co	0,299	0,094	0,673	-0,235	0,607
Cr	0,287	-0,046	-0,140	-0,268	0,176
Cu	-0,463	-0,218	-0,313	-0,331	0,469
Mo	0,639	-0,351	0,007	-0,159	0,557
Ni	0,043	-0,705	0,443	0,108	0,707
Pb	0,009	0,102	0,025	0,765	0,596
S	0,685	-0,501	0,050	0,287	0,805
Sb	0,769	-0,290	-0,181	-0,248	0,770
V	0,706	0,132	0,253	-0,252	0,643
Zn	-0,234	-0,850	-0,003	0,240	0,834
Cl	0,860	-0,078	-0,253	-0,157	0,835
S04	0,795	-0,436	-0,099	0,292	0,918
Mg	0,714	-0,313	-0,315	-0,096	0,715
pH	-0,805	-0,292	-0,053	0,107	0,748
redox	0,789	0,286	-0,115	0,011	0,718
Variance	6,3614	3,4222	3,2692	2,5924	15,6451
% Var	0,277	0,149	0,142	0,113	0,680

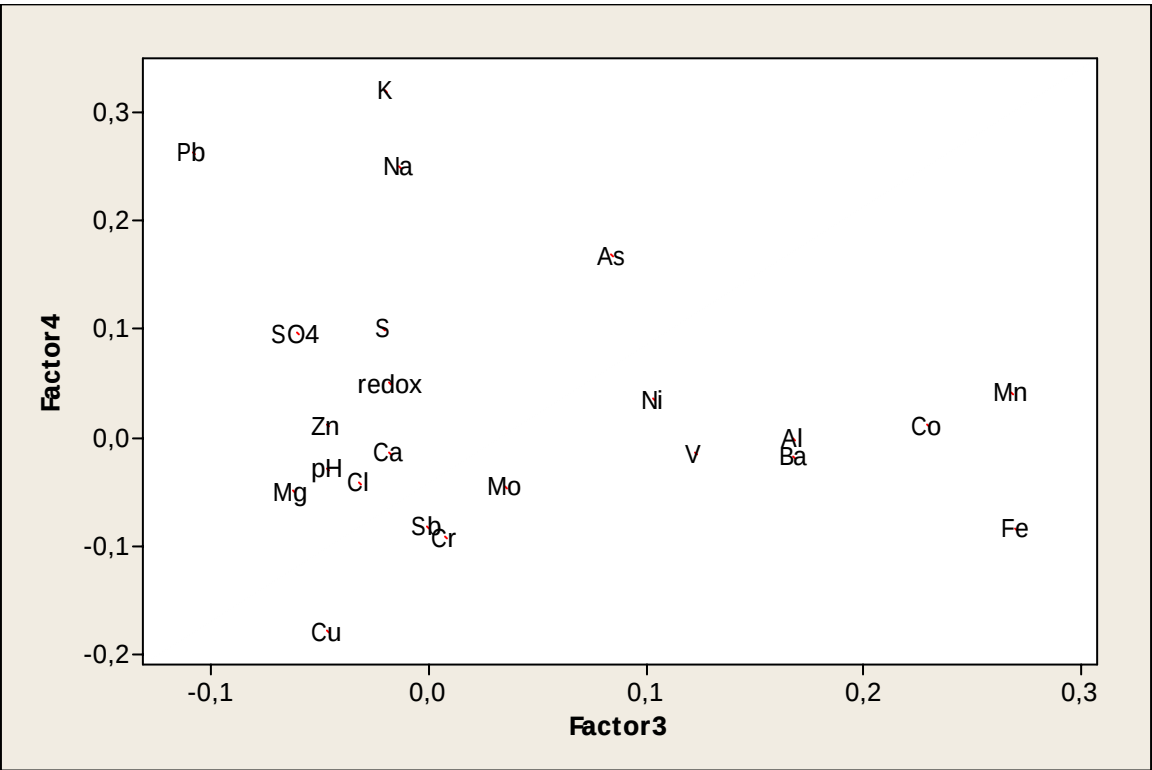
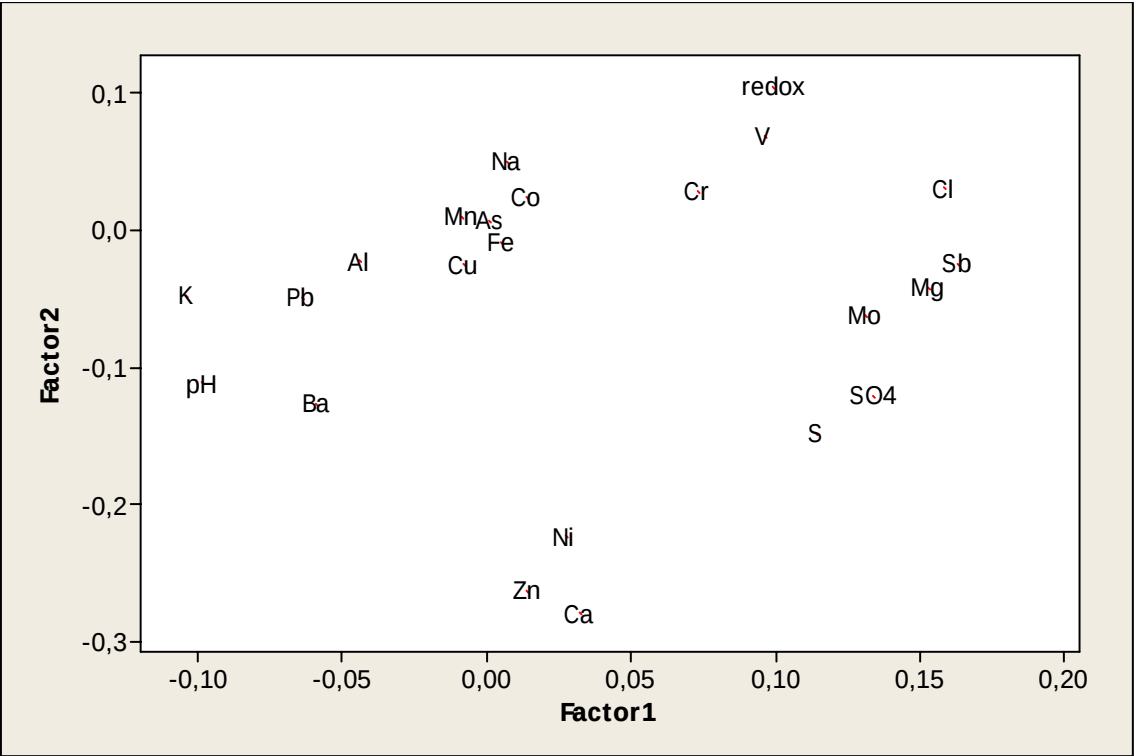
Rotated Factor Loadings and Communalities

Varimax Rotation

Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4	Communality
Al	-0,224	-0,098	0,525	0,001	0,336
Ca	0,047	-0,955	-0,052	-0,116	0,930
Fe	0,016	-0,055	0,837	-0,165	0,732
K	-0,326	-0,096	0,016	0,855	0,847
Mn	0,066	0,044	0,871	0,212	0,810
Na	0,310	0,267	0,043	0,793	0,797
As	0,200	0,086	0,325	0,548	0,453
Ba	-0,380	-0,468	0,516	-0,103	0,640
Co	0,169	0,098	0,742	0,134	0,607
Cr	0,356	0,100	0,010	-0,198	0,176
Cu	-0,248	-0,154	-0,212	-0,582	0,469
Mo	0,714	-0,172	0,134	-0,017	0,557
Ni	0,121	-0,749	0,351	0,089	0,707
Pb	-0,170	-0,104	-0,276	0,693	0,596
S	0,702	-0,426	-0,001	0,362	0,805
Sb	0,871	-0,039	0,014	-0,100	0,770
V	0,618	0,278	0,413	0,117	0,643
Zn	-0,037	-0,899	-0,142	-0,063	0,834
Cl	0,895	0,163	-0,074	0,031	0,835
S04	0,815	-0,324	-0,125	0,366	0,918
Mg	0,822	-0,089	-0,176	-0,036	0,715
pH	-0,679	-0,440	-0,188	-0,244	0,748
redox	0,675	0,426	-0,014	0,284	0,718
Variance	5,9054	3,4610	3,2033	3,0755	15,6451

% Var 0,257 0,150 0,139 0,134 0,680

D:A.2 Variablerna



D:A.3 Observationer: anläggning

Su A: Sundsvall Energi, Korstaverket, prov A

Su B: " prov B

Su 1: " prov 1

Enso: Stora Enso, Fors

Mäl: Sydkraft Mälärvärme, Örebro

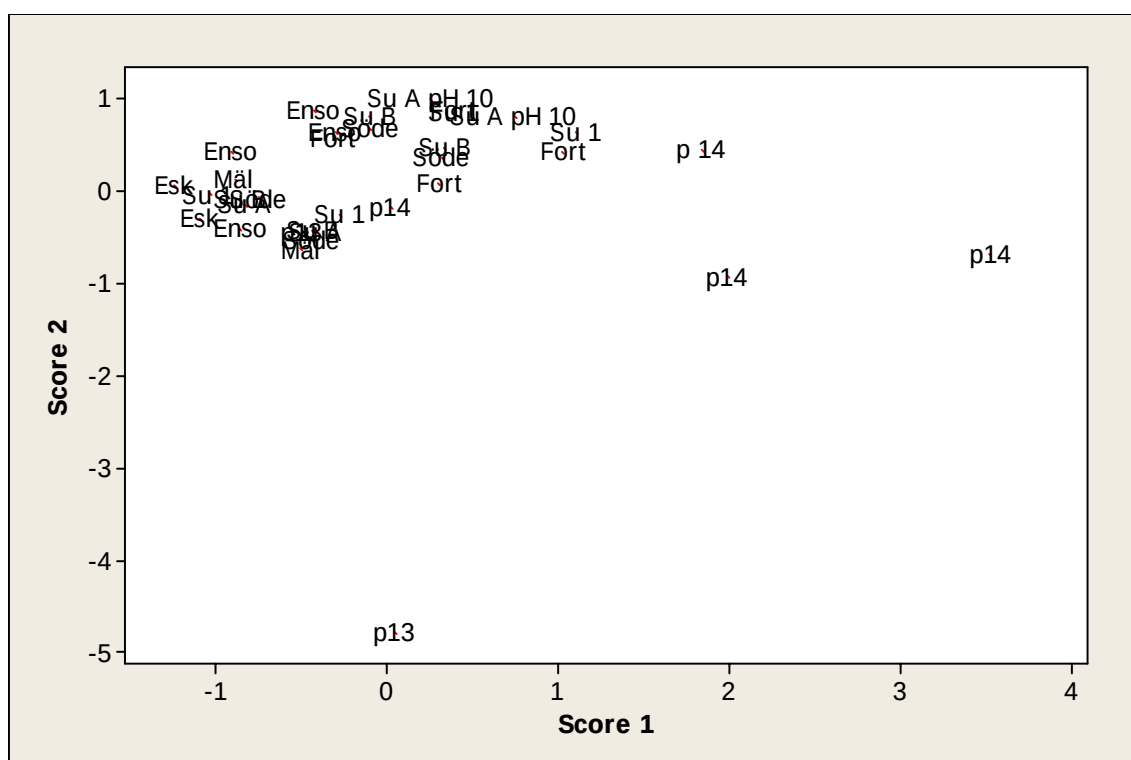
p13: Sydkraft ÖstVärme, Händelöverket p13

p14: " p14

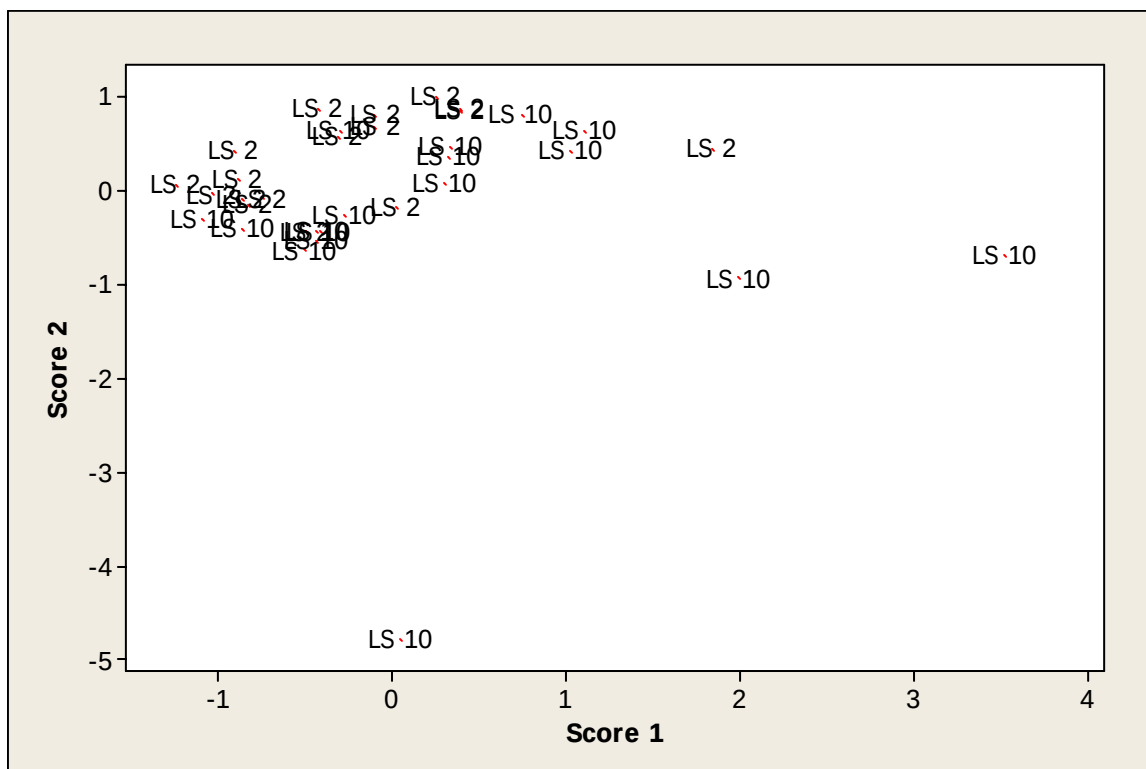
Söde: Söderenergi, Igelstaverket

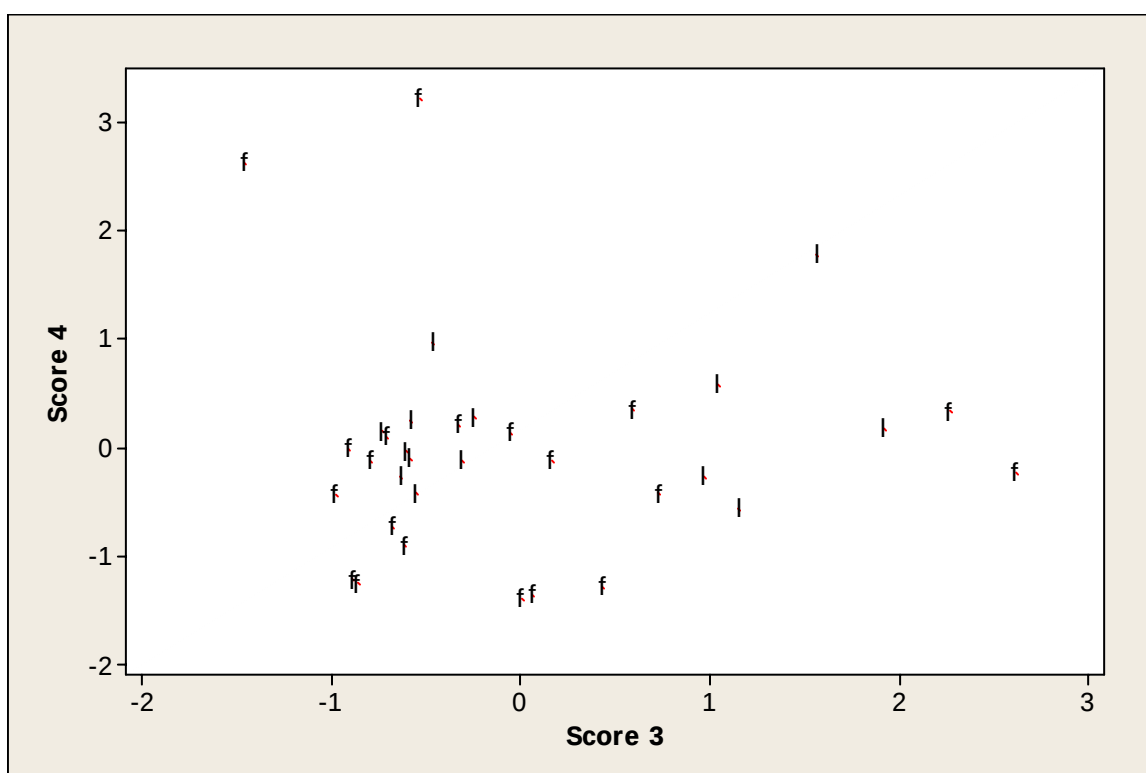
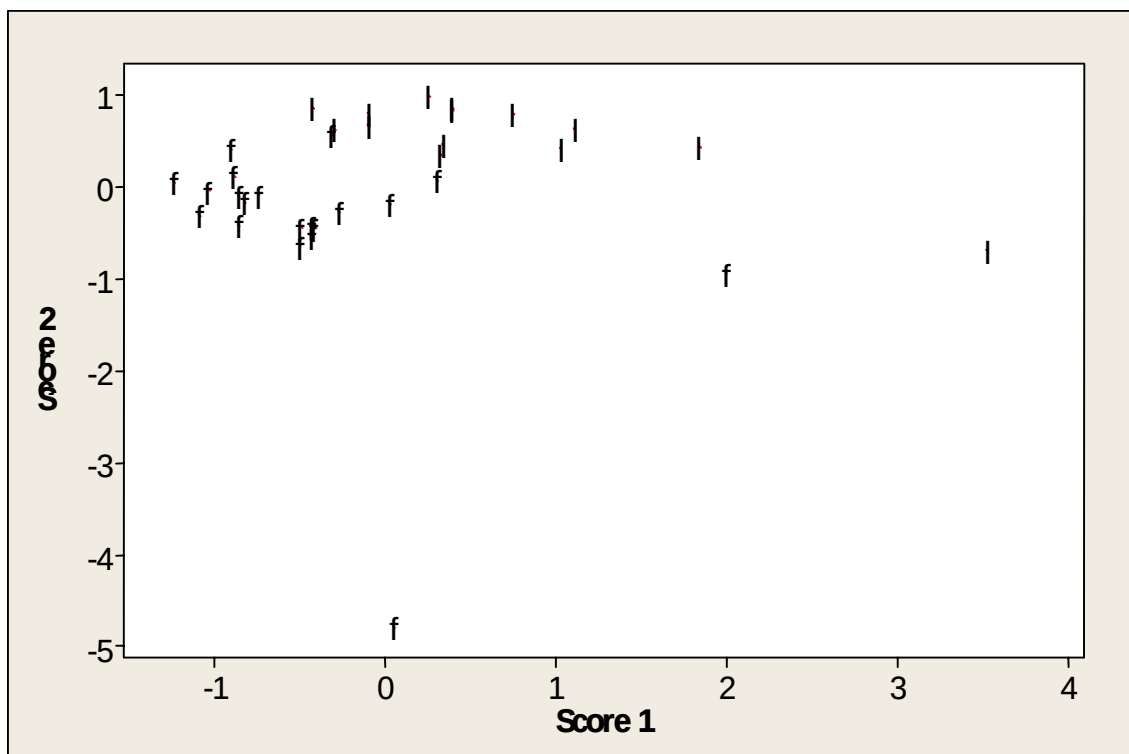
Fort: Fortum Öst, Högdalenverket

Esk: Eskilstuna Energi

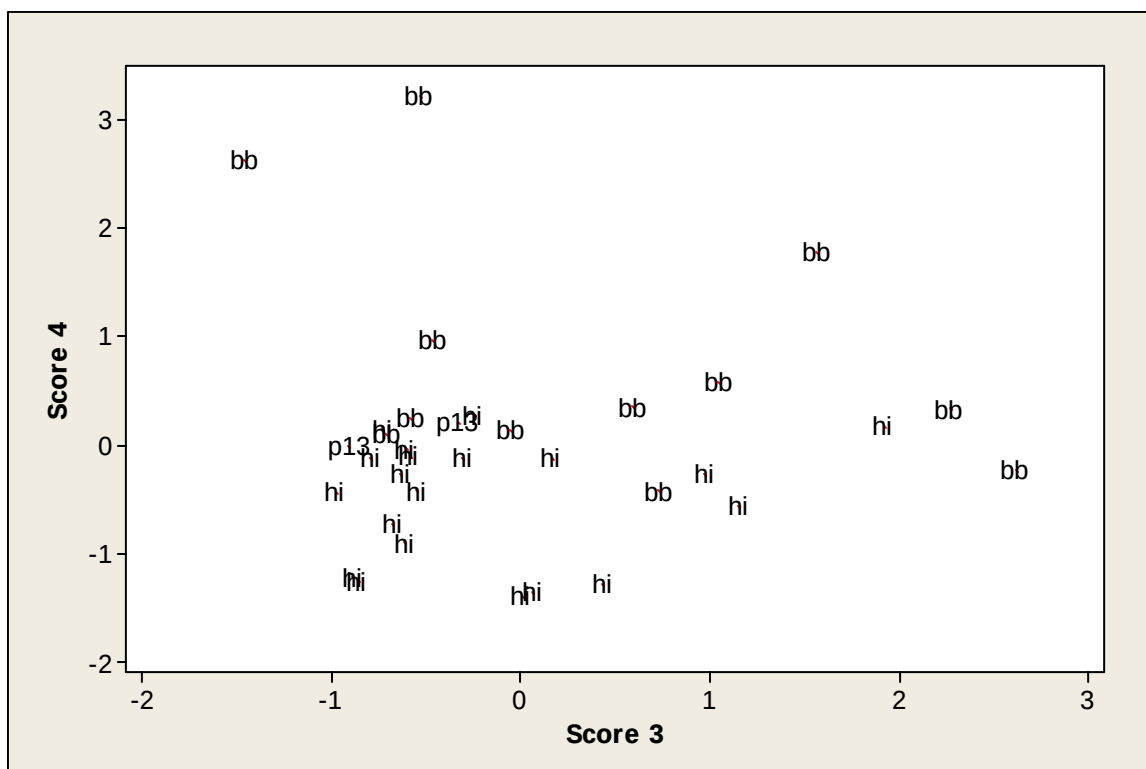
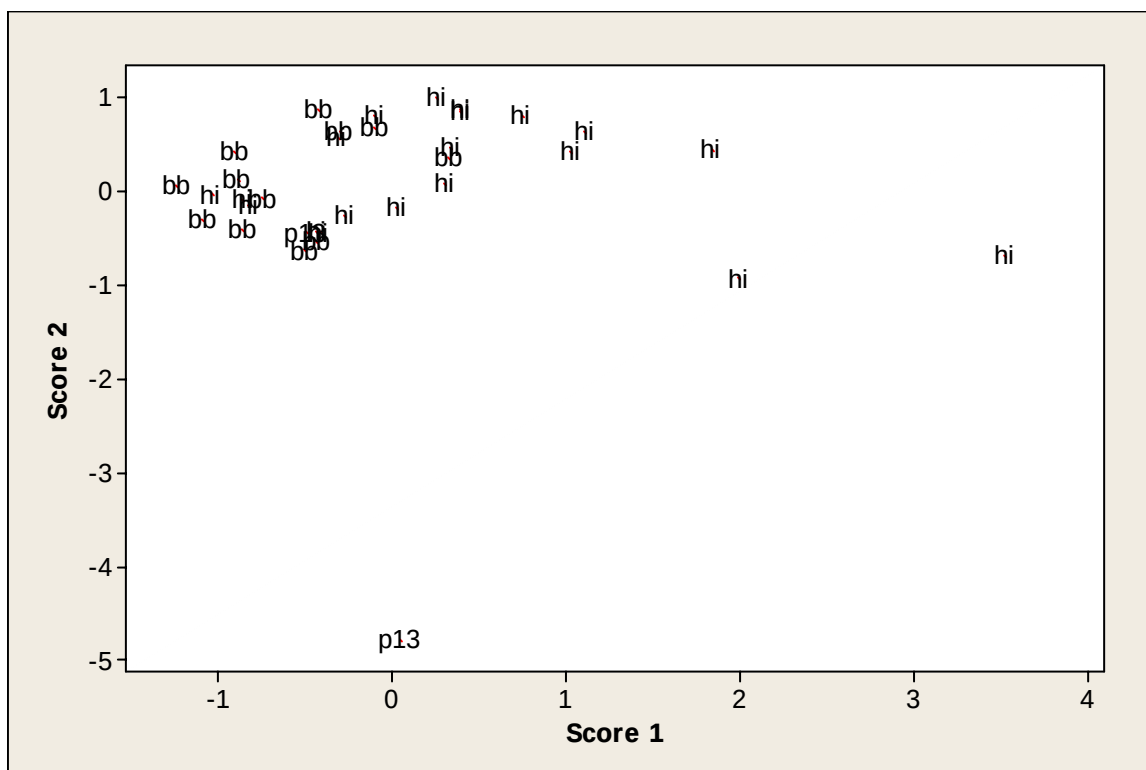




D:A.4 Observationer: L/S 2 eller L/S 10

D:A.5 Observationer: färsk eller lagrad

D:A.6 Observationer: bränsle: hi: hushålls-, industri- och verksamhetsavfall. bb: biobränsle. p13: biobränsle och gummi



D:B Faktoranalys utan p13 och p14

D:B.1 Resultat i siffror (utan p13 och p14)

Principal Component Factor Analysis of the Correlation Matrix

Unrotated Factor Loadings and Communalities

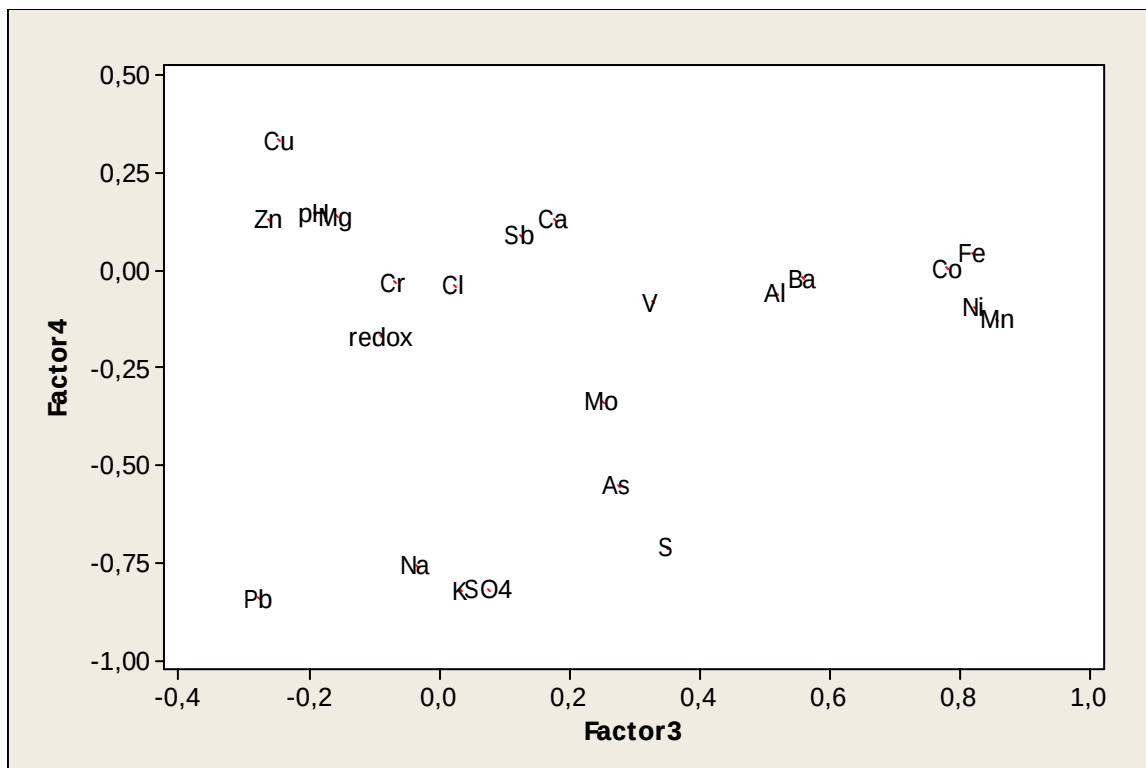
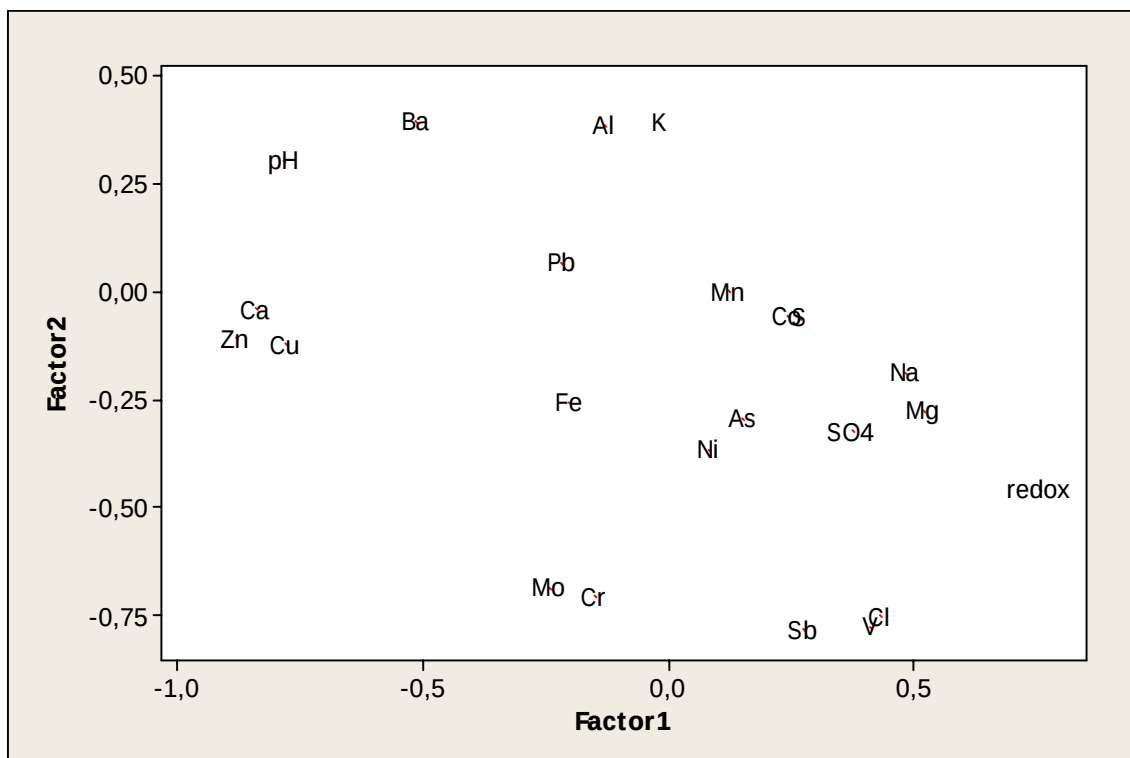
Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4	Communality
Al	-0,108	-0,551	0,232	-0,261	0,437
Ca	-0,571	-0,483	-0,207	0,395	0,759
K	0,143	-0,157	0,859	0,205	0,825
Mn	0,386	-0,742	0,011	-0,259	0,767
Na	0,738	0,149	0,476	0,221	0,842
As	0,563	-0,236	0,196	0,278	0,488
Ba	-0,388	-0,740	0,178	-0,073	0,735
Co	0,424	-0,603	-0,106	-0,341	0,672
Cr	0,243	0,039	-0,445	0,518	0,526
Cu	-0,693	-0,047	-0,359	0,425	0,792
Mo	0,387	-0,326	-0,248	0,623	0,706
Ni	0,522	-0,699	-0,252	-0,037	0,826
Pb	0,083	0,058	0,680	0,603	0,837
S	0,615	-0,289	0,469	0,138	0,701
Sb	0,586	0,057	-0,575	0,193	0,715
V	0,808	-0,092	-0,454	0,137	0,886
Zn	-0,693	-0,098	-0,207	0,585	0,875
Cl	0,700	0,195	-0,436	0,180	0,751
S04	0,785	0,004	0,414	0,358	0,917
Mg	0,397	0,387	-0,227	-0,176	0,390
pH	-0,818	-0,145	0,054	0,270	0,766
redox	0,801	0,395	-0,109	-0,073	0,815
Fe	0,211	-0,804	-0,305	-0,000	0,784
Variance	7,1440	3,8198	3,3780	2,4691	16,8110
% Var	0,311	0,166	0,147	0,107	0,731

Rotated Factor Loadings and Communalities

Varimax Rotation

Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Factor4	Communality
Al	-0,129	0,385	0,518	-0,059	0,437
Ca	-0,842	-0,040	0,177	0,131	0,759
K	-0,018	0,389	0,031	-0,820	0,825
Mn	0,121	0,001	0,858	-0,125	0,767
Na	0,484	-0,189	-0,036	-0,756	0,842
As	0,150	-0,294	0,275	-0,550	0,488
Ba	-0,515	0,397	0,558	-0,021	0,735
Co	0,243	-0,057	0,781	0,004	0,672
Cr	-0,151	-0,705	-0,068	-0,032	0,526
Cu	-0,779	-0,122	-0,246	0,332	0,792
Mo	-0,244	-0,686	0,251	-0,336	0,706
Ni	0,083	-0,366	0,822	-0,096	0,826
Pb	-0,219	0,067	-0,278	-0,841	0,837
S	0,268	-0,060	0,350	-0,709	0,701
Sb	0,276	-0,784	0,125	0,090	0,715
V	0,413	-0,776	0,327	-0,081	0,886
Zn	-0,882	-0,108	-0,263	0,131	0,875
Cl	0,430	-0,751	0,022	-0,038	0,751
S04	0,373	-0,322	0,076	-0,817	0,917
Mg	0,520	-0,274	-0,158	0,139	0,390
pH	-0,784	0,305	-0,192	0,145	0,766
redox	0,754	-0,458	-0,090	-0,168	0,815
Fe	-0,202	-0,258	0,821	0,042	0,784
Variance	4,9815	4,0487	3,9812	3,7996	16,8110
% Var	0,217	0,176	0,173	0,165	0,731

D:B.2 Variablerna (utan p13 och p14)



D:B.3 Observationer (utan p13 och p14): anläggning.

Su A: Sundsvall Energi, Korstaverket, prov A

Su B: " prov B

Su 1: " prov 1

Enso: Stora Enso, Fors

Mäl: Sydkraft Mälärvärme, Örebro

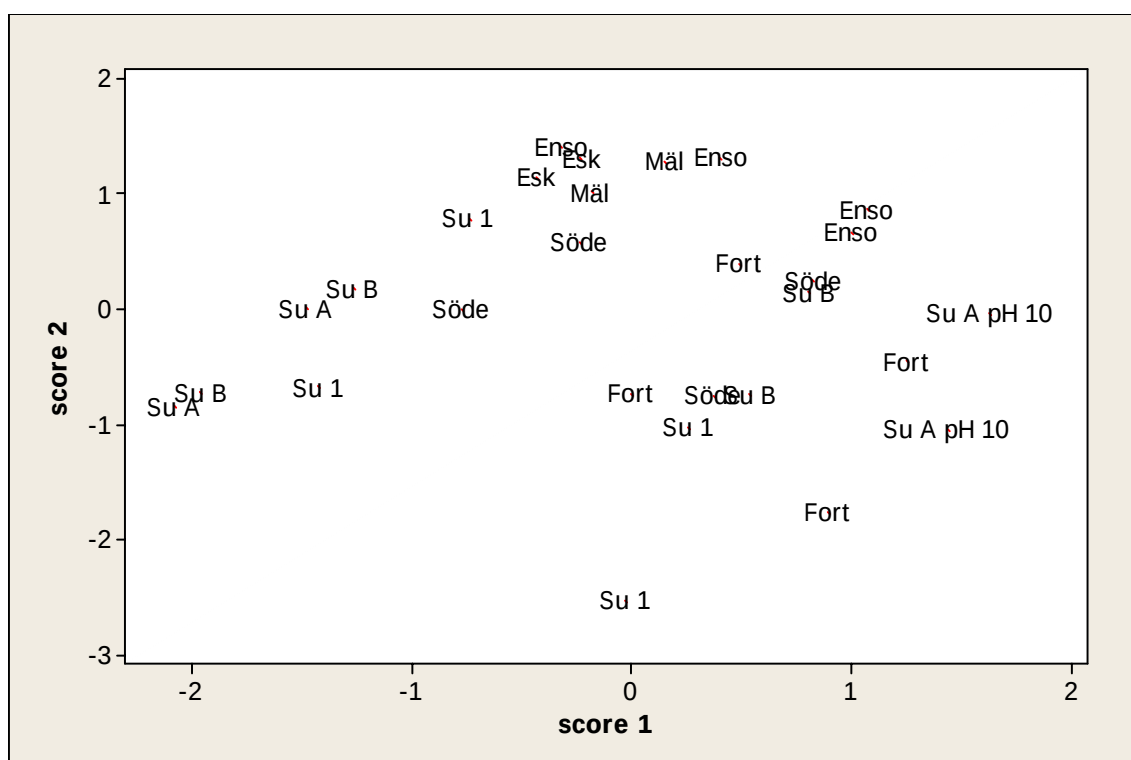
p13: Sydkraft ÖstVärme, Händelöverket p13

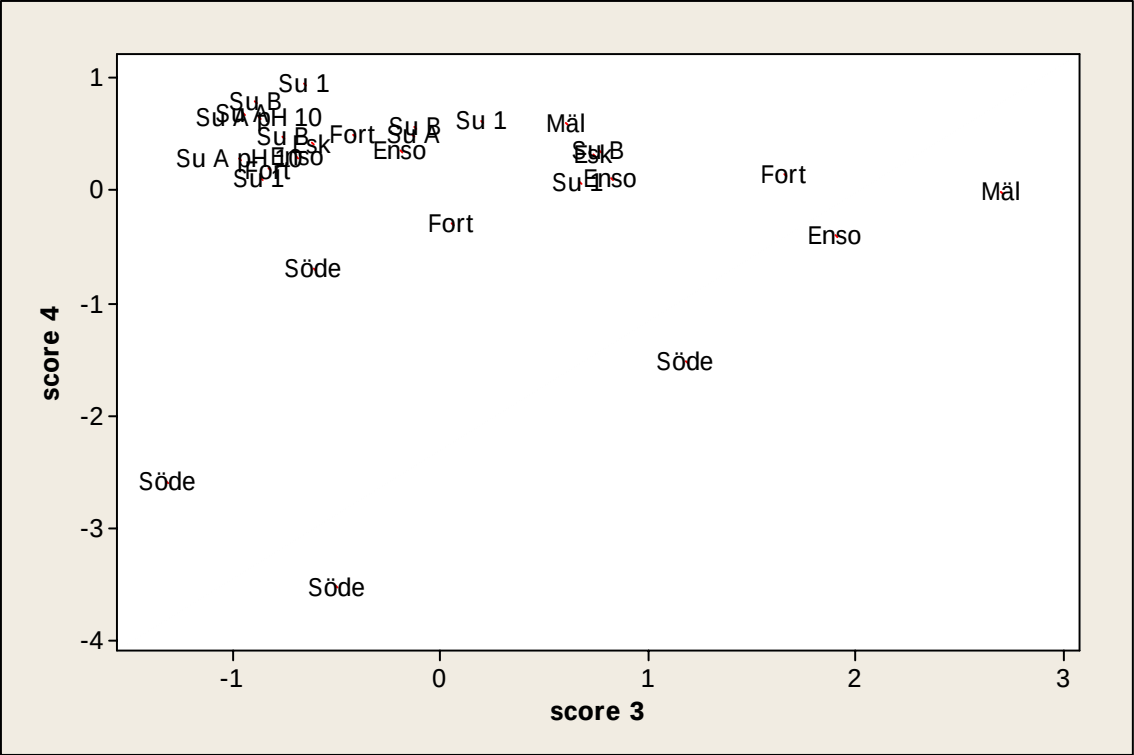
p14: " p14

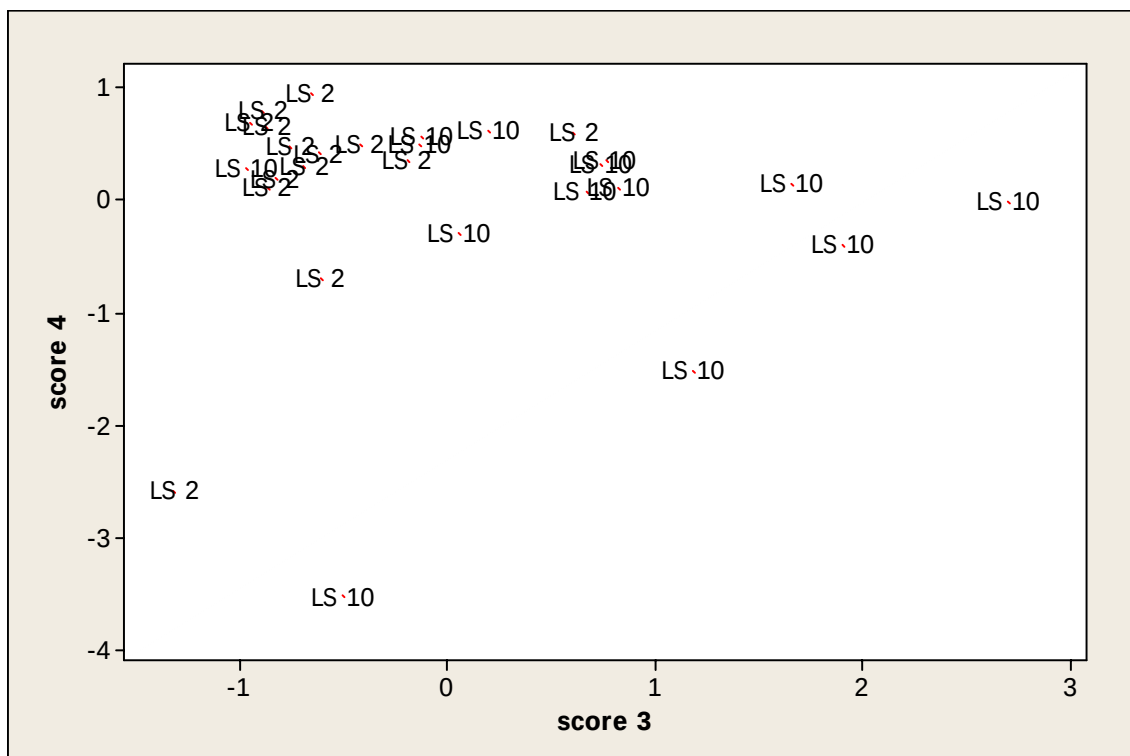
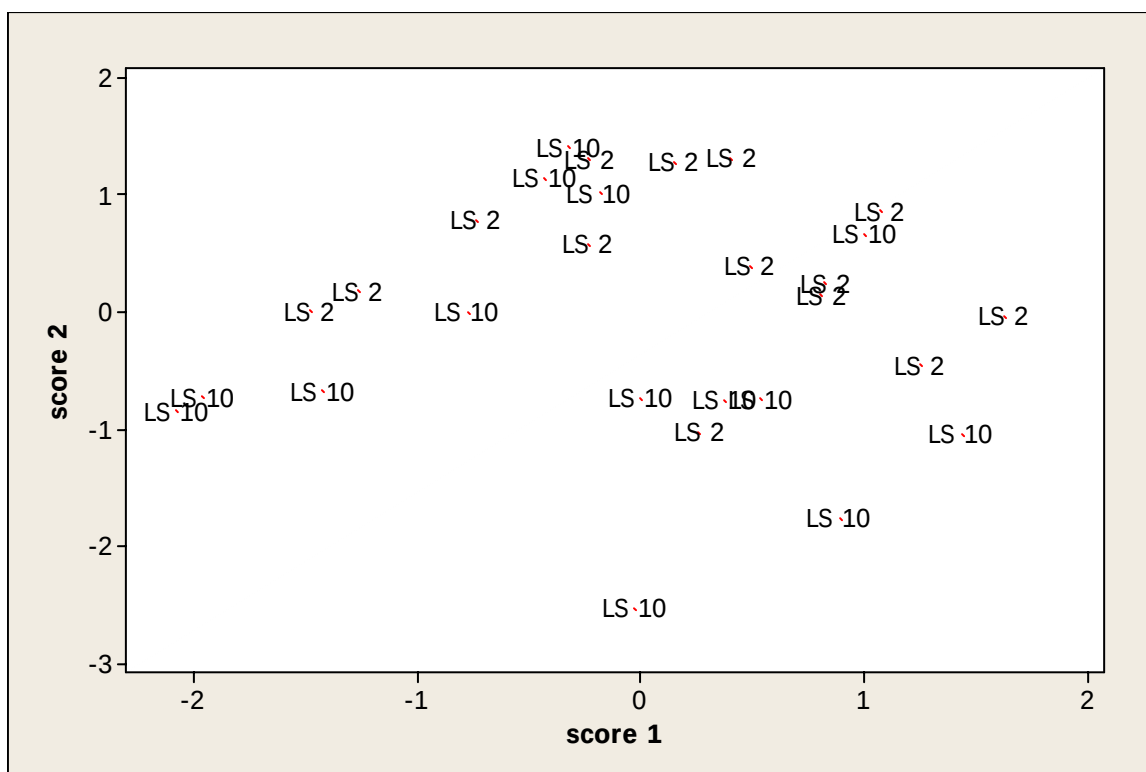
Söde: Söderenergi, Igelstaverket

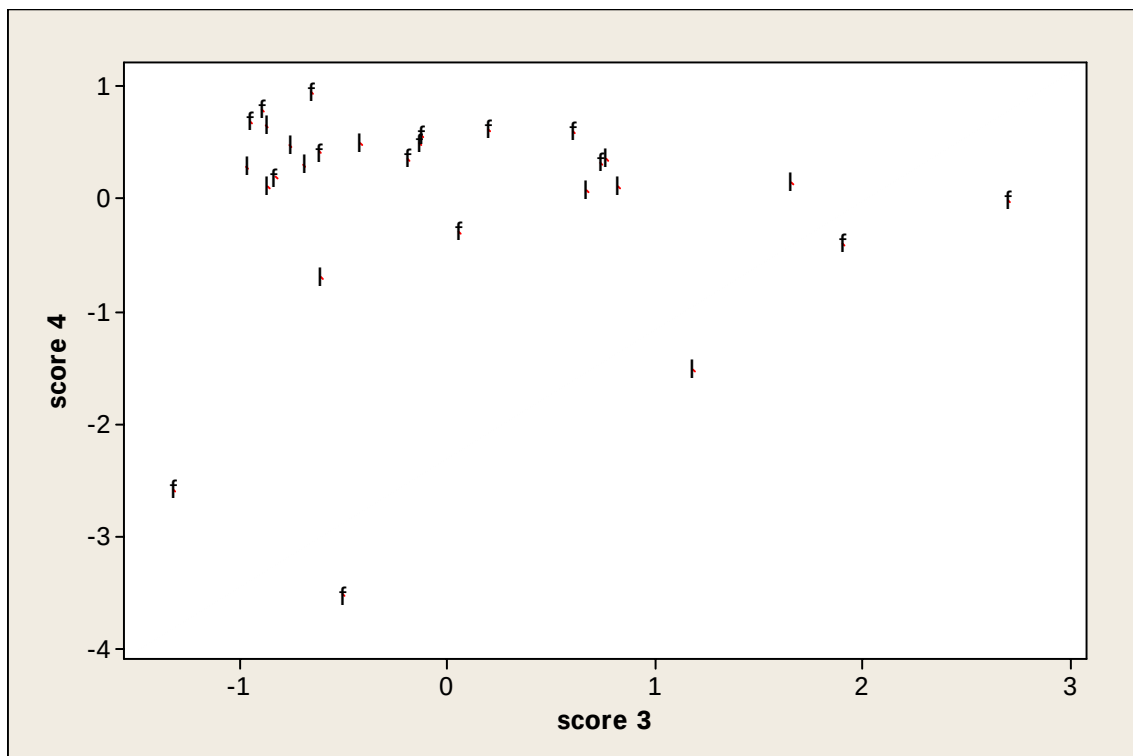
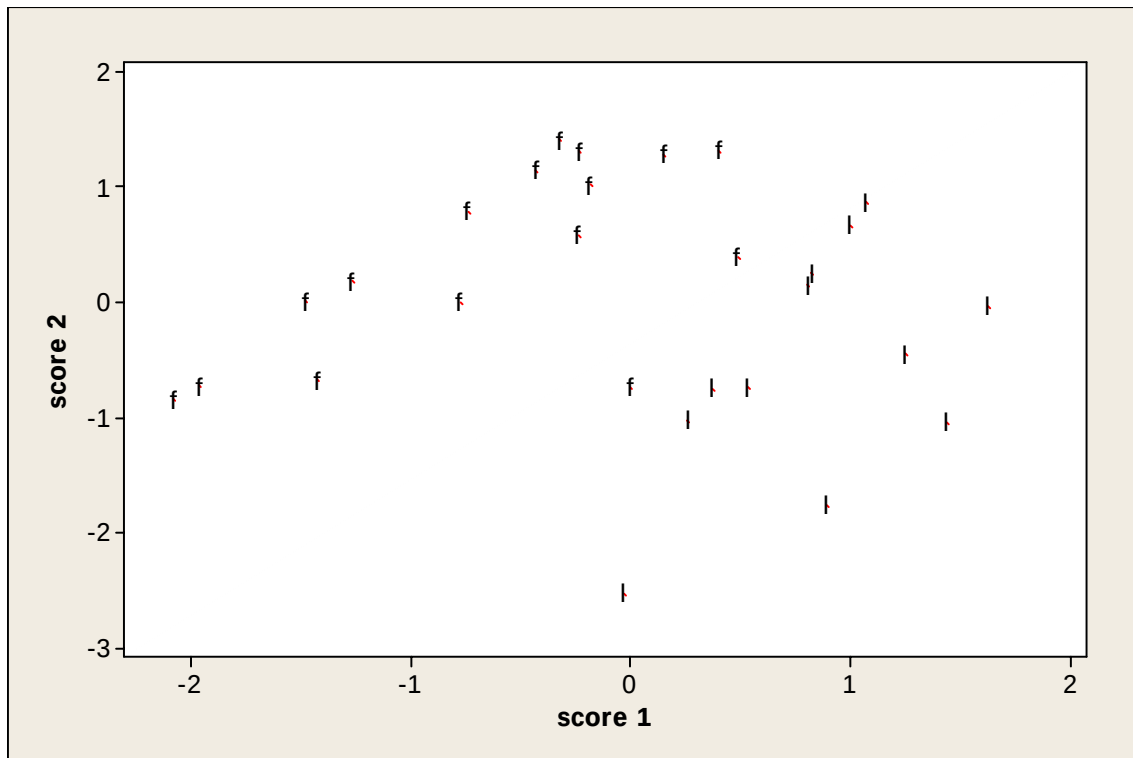
Fort: Fortum Öst, Högdalenverket

Esk: Eskilstuna Energi

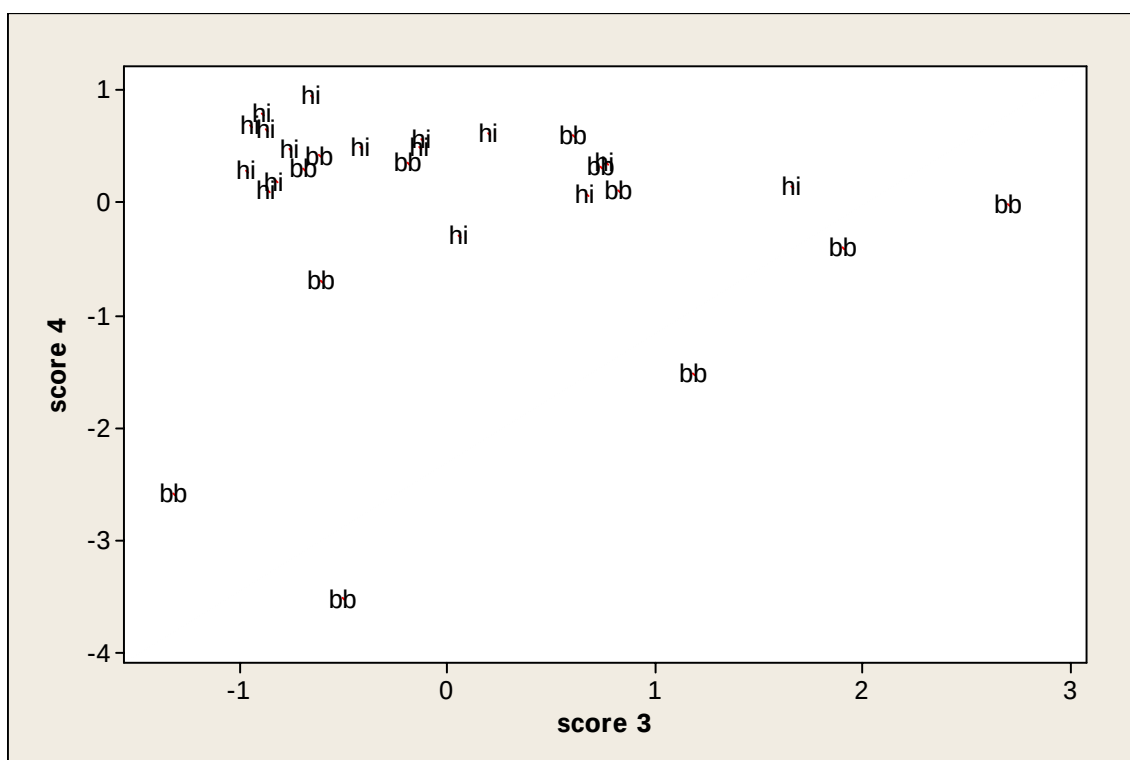
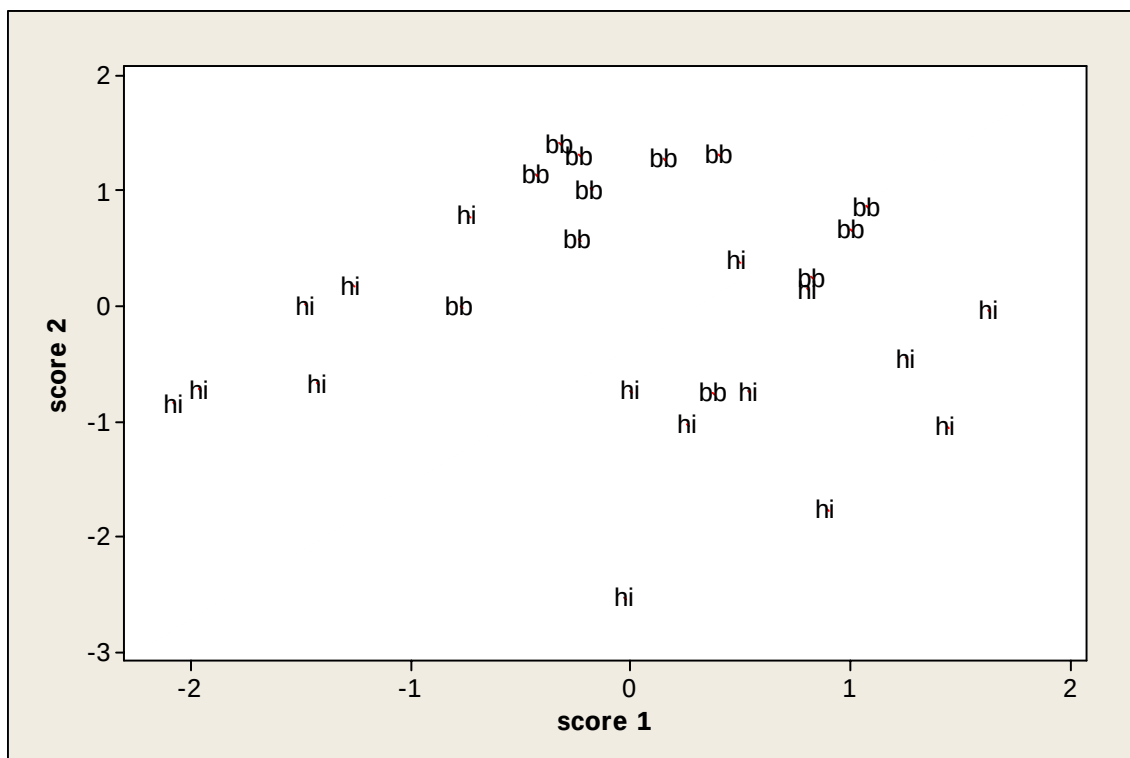




D:B.4 Observationer (utan p13 och p14): L/S 2 eller L/S 10

D:B.5 Observationer (utan p13 och p14): färsk eller lagrad

D:B.6 Observationer (utan p13 och p14): bränsle: hi: hushålls-, industri- och verksamhetsavfall. bb: biobränsle. p13: biobränsle och gummi



E Antimon i askor; källor , lakning och möjliga åtgärder

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

BAKGRUND	1
ANTIMON ÄR ETT PROBLEM I ASKOR	1
KÄLLOR TILL ANTIMON I ASKOR	2
ANTIMON I FÖRBRÄNNINGSUGNEN	2
LAKNING AV ANTIMON.....	4
JÄMFÖRELSE AV LAKVATTEN FRÅN ASKOR MED ANDRA VATTEN.	5
ANTIMONS HUMANTOXICITET	6
ANTIMONS EKOTOXICITET	7
SLUTSATSER	7
DISKUSSION	8
REFERENSER	8

Bakgrund

Antimon har blivit uppmärksammat vid miljöbedömningar där EU-rådets kriterier för mottagning vid deponier (European Council, 2002) har använts. Lakning av antimon i vissa askor är hög i jämförelse med EU:s kriterier och kan lägga hinder i vägen för användning av aska som restprodukt.

Med anledning av detta har SGI gjort en begränsad litteraturstudie om antimon i askor i bottenaskor, s k pannsander från fluidbedpannor i anslutning till ett projekt i Värmeforsks Askprogram, som sammanfattas här. Resultaten från Askprogrammets projekt planeras bli tillgängliga i början på nästa år. I den mån resultaten har använts här refereras de som Pettersson m fl (2003), eftersom det är i den rapporten som data kommer att kunna återfinnas.

Antimon är ett problem i askor

Lakningen av antimon var hög¹ i samtliga pannsander från förbränning av hushålls- och verksamhetsavfall eller industri- och byggavfall i fluid bed pannor. Lakningen var också något hög för anläggningen som eldades med kombinerad RT-flis och skogsflis. Antimonlakning har inte visats vara ett problem för fluid bed pannor som eldas med skogsflis, gummiflis, torv, biobränsle, eller fiberslam.

Vid test av färska pannsander överskred lakningen av antimon vid L/S 10 EU:s gränsvärden för inert deponering för ett antal askor. Gränsvärdet vid L/S 2 överskred endast i ett fall.

¹ Hög i relation till EU:s kriterier för mottagning vid deponi för inert avfall (European Council, 2002). I brist på bättre lämpade bedömningsgrunder används dessa värden som en första uppskattning av miljöpåverkan.

Några andra ämnen överskred också EU:s gränsvärden för utlakning från inert avfall, dock inte lika mycket (Pettersson m fl, 2003). Problemet i svenska bottenaskor är alltså inte begränsat till antimon, men antimon är ett av de ämnen som oftast visar förhöjd utlakning.

Också i utländska bottenaskor från avfallsförbränning utgör lakning av antimon ett problem. I tillgängliga nederländska data på bottenaskor från rosterpanna och fluid bed panna rapporteras oftast problem med lakning av koppar och molybden, och i mindre omfattning med lakning av antimon (Wilde m fl., 2002).

Källor till antimon i askor

Det största bidraget av antimon till hushållsavfall kommer från användningen av antimon tillsammans med halogenerade flamskyddsmedel (Paoletti, 2002). Till exempel kan mängden antimon i plast och textil uppgå till 25% (Sternbeck m fl., 2002). Antimon kommer alltså till exempel från gardiner och lakan.

För japansk hushållsavfall kom ca 30 % av tillförd antimon från gardiner, 20 % från hushållstextil, 16 % från plast, 10 % från metall och 8 % från sängkläder. Tändsticksaskar hade en mycket hög koncentration antimon, men bidrog med endast 0,1 % av den totala mängden antimon (Nakamura m fl., 1996).

I industriavfall kom 45 % av antimonet från olika plaster, till exempel innehöll plast från en TV 31000 mg/kg antimon. Glas och textil bidrog med ca 15 % vardera, och trä och bambu med tillsammans 9 % (Nakamura m fl., 1996).

Antimon återfinns också i pigment, metallegeringar (ofta blylegeringar), glas och keramik, gummi, fyrverkerier, batterier, ammunition och halvledare, samt i termoelektrisk och elektronisk (optisk) utrustning. Dessa bidrar också till antimon i avfall, men i mindre utsträckning (Paoletti, 2002).

Totalhalter av antimon i hushållsavfall på mellan 4 och 60 mg/kg har uppmätts (mätt genom att mäta på askorna och sedan räkna tillbaka) (Paoletti, 2002).

Antimon i förbränningsugnen

Antimon finns i avfallet som förbränns, i stor utsträckning från flamskyddsmedel. Eftersom ämnet finns spritt över många avfallsslag är det svårt att sortera ut antimon och bränna antimonhaltigt avfall separat. Om antimon skulle kunna ersättas i flamskyddsmedel skulle askans kvalitet förbättras.

Antimon brukar fördela sig med ca 50 % i flygaska och 50 % i bottenaska i svenska avfallsförbränningsaskor (Sternbeck m fl., 2002). Om antimon skulle kunna koncentreras i flygaskan skulle kvalitén på bottenaskan förbättras. Processen som gör

att antimon hamnar i bottenaska är också intressant eftersom den påverkar lakningen av antimon från askorna.

När antimon kommer in i förbränningen är det förmodligen som antimonoxid (från flamskyddsmedel) eller som en del i en metallegering. Teoretiska beräkningar av energin tyder på att antimonklorid skulle kunna bildas under förbränningen. Antimonklorid är flyktig och borde göra att antimon återfinns främst i flygaska. Dock hittas nästan 50 % av ingående antimon i bottenaska, och därför måste andra processer spela roll (Paoletti m fl., 2000).

Det flyktiga antimonet som avgår från avfall skulle kunna vara knutet till avgång av flyktiga halogenerade kolväten (Paoletti, 2002). Tillsats av klorerade plaster eller ökning av temperaturen under förbränningen har visats öka halterna av antimon i flygaska och minska halten antimon i bottenaska (Paoletti m fl., 2000). Att tillsätta extra klorider för att göra antimon mer flyktig är dock inte önskvärt av tekniska skäl. Eftersom risken ökar för bildning av klororganiska föreningar är åtgärden även miljömässigt tveksam.

Antimon skulle kunna hamna i bottenaskan genom att termisk stabila antimonater bildas, t ex genom reaktion av antimonoxid med kalciumoxid. Detta är känt för arsenik, vilken har kemiska egenskaper som liknar antimon. Data för antimonater finns inte tillgängliga (Paoletti m fl., 2000). Laboratorieexperiment med endast antimonoxid, kalciumoxid och luft visade dock följande effekt av syre och kalcium:

- Antimonoxid (Sb_2O_3) avgick vid 550°C och all antimon hade avgått vid 870°C när antimonoxid värmdes utan syre tillgängligt.
- Antimonoxid (Sb_2O_3) bildade antimonantimonat ($\text{Sb}_2\text{O}_3 * \text{Sb}_2\text{O}_5$, också kallad Sb_2O_4 , som inte var flyktigt) vid uppvärmning med syre närvarande ($400\text{-}650^\circ\text{C}$). Vid 900°C bildades Sb_2O_3 igen, som avgick.
- När antimonoxid hettades upp tillsammans med kalciumoxid (CaO) utan syre tillgängligt var antimonoxiden mycket mindre flyktig, endast 2% avgick.
- Om det fanns både antimonoxid, kalciumoxid och syre i systemet bildades Sb_2O_4 (upp till 600°C). Sedan bildades något annat, termisk mycket stabilt, kanske kalciumantimonat (Sb(V)) ($800 - 1400^\circ\text{C}$). I materialet som bildades identifierades $\text{Ca}_5\text{Sb}_5\text{O}_{17}$ och $\text{Ca}(\text{SbO}_3)_2$ (Paoletti, 2002).

En alternativ förklaring till att antimon delvis återfinns i bottenaskan är att antimon innesluts i mineral som bildas, som t ex ettringit (Meima och Comans, 1998). Ettringit har påvisats agera värd för diverse metaller, speciellt för oxyanjoner som t ex antimonat, och har identifierats i bottenaska från avfallsförbränning (se ref i Paoletti (2002)). Ettringit har indikerats som löslighetskontrollerande vid lakning från bottenaska (Johnson m fl., 1999).

Fördelningen av antimon mellan flyg- och bottenaska från förbränning i en rosterugn påverkades i första hand av lufttillförseln (Paoletti, 2002). Vid hög lufttillförsel återfanns mer antimon i bottenaskan. För detta kan finnas två förklaringar: 1 - vid mer lufttillförsel finns mer syre tillgänglig för antimonatbildning, som är stabil och 2 - vid mer lufttillförsel ökade temperaturen i rosten snabbare och föll också snabbare. Det

gjorde uppehållstiden för avfallet vid hög temperatur kortare, så att mindre tid fanns för avgång av flyktiga ämnen (Paoletti, 2002).

Lakning av antimon

Om antimon har kommit in i askan är lakningen av antimon svår att åtgärda. För många metaller gäller att lakningen minskar när askan lagras. För antimon ökar dock lakningen vid lagring. Detta beror främst på pH. pH i lakvatten från färsk aska är ca 11-12. Vid lagring karbonatiseras askan och pH i lakvattnet sjunker. Vid fullständig karbonatisering är pH i lakvattnet ca 8.

Antimonlakning från aska är generellt som lägst vid höga pH, 11-12. Lakningen ökar när pH sjunker, och är som högst vid pH 7-8 (Meima och Comans, 1998; Osako m fl., 1996; Paoletti, 2002). Detta lakningsbeteende har också hittats för arsenik i bottenaska (Paoletti, 2002). Under lagringen av bottenaska ökar alltså lakningen av antimon (i motsats till lakning av många andra metaller).

Det är inte troligt att antimonmineral begränsar lakningen, eftersom de generellt är lösliga. Om antimon finns innesluten i andra mineral lakas det ut när dessa löses upp. Till exempel ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26 \text{H}_2\text{O}$) löses upp när pH sjunker från 11-12 till 8-10, och kan då släppa antimon till lakvattnet (Meima och Comans, 1998). Det är inte troligt att upplösningen av ettringit eller liknande mineral skulle gå att förhindra, utan åtgärder mot lakning skulle i så fall koncentreras på att ta bort antimon från lakvattnet.

Om pH sänks under 7 blir lakningen av antimon gradvis lägre (Meima och Comans, 1998; Paoletti, 2002). Vid pH under 8 verkar lakningen av antimon kunna begränsas av sorption till järn- och aluminium(hydr)oxider. En stark association av antimon till järn(hydr)oxider har hittats i förorenad jord (Bäckström, 2002). Tillsats av fasta material som innehöll mycket järn- och aluminium(hydr)oxider hade dock inte stor inflytande på lakningen av antimon från aska (Meima och Comans, 1998). Tillsats av salter av trevärd järn eller aluminium minskade lakningen vid pH 7,5-8,5. Salterna orsakade förmodligen utfällning av hydroxider in situ i askan, och antimon antingen sorberades till hydroxiderna eller fälldes ut tillsammans med dem (coprecipitation) (Meima och Comans, 1998).

Att ta bort antimon från vatten genom att tillsätta polyaluminiumklorid eller järnklorid fungerade dåligt (metoden fungerar för arsenik). Antimonhalten gick inte ner från 6 g/l till under 2 g/l, inte ens när pH var 5 vilket var optimal för processen (Kang m fl., 2003).

Antimonförorening har bland annat uppstått vid skjutbanor. Små mängder antimon som lakats från kulor visats associera till järn- och aluminium hydroxider, och möjligen till sekundära sulfider eller organisk material (pH 6-7). Adsorption till organiskt material betraktas som mindre troligt, men har hittats i jord. Samtidigt finns möjlighet att

Sb(OH)_3 eller SbO_2 var löslighetsbegränsande för antimonkoncentrationer i vattnet (Bäckström, 2002).

Antimon läggs också fast i sjöars bottensediment (också här pH nära neutral). Antimon mobiliserades från förorenad sediment i huvudsak genom oxidation. Orsaken kan vara att antimon(V) reduceras till antimon(III), som fälls ut som Sb(OH)_3 . Ett alternativ är utfällning som antimonoxid (Sb_2O_3). Antimon var mindre rörlig i reducerande miljö (förmodligen Sb(V)) än i oxiderande miljö (förmodligen Sb(III)) (Bäckström, 2002).

Jämförelse av lakvatten från askor med andra vatten

Några halter på antimon i vatten sammanfattas i tabell 1. WHO:s värde för dricksvatten har satts med en stor säkerhetsmarginal, säkerhetsfaktor 1000, eftersom det inte finns data för människor. Veenstra m fl.(1998) uppskattar den säkra dricksvattennivån för människor till 20 mg/l om inga säkerhetsmarginaler tillämpas.

I lakvatten från bottenaskor från förbränning av hushålls-, verksamhets-, och industriavfall var antimonhalten i första lakvattnet mellan 2 och 5 µg/l, förutom ett värde på 35 µg/l. I övriga lakvatten var antimonhalten upp till 70 µg/l, förutom ett värde på 214 µg/l (Pettersson m fl, 2003). Det första lakvattnet från bottenaskorna uppfyller EU:s gränsvärde för mottagning vid inert deponi, medan den ackumulerade lakningen av antimon vid högre vattenmängder överskrider gränsvärdena.

Halterna av antimon i naturliga vatten är låga (tabell 1).

Tabell 1. Antimonhalter i några vatten

Table 1. Concentration of antimony in some waters

Vattentyp	Sb (µg/l)	Källa
Nederbörd i Sverige	0-0,15	(Sternbeck m fl., 2002)
Medianhalt svenska sjöar	0,06	(Naturvårdsverket, 1999)
Internationella grund- och ytvatten	0,1-0,2	(WHO, 2003)
Lakvatten från kommunala reningsverk utan textilindustri	< 1	(Sternbeck m fl., 2002)
Internationell dricksvatten	< 5	(WHO, 2003)
Lakvatten från deponi med hushållsavfall	0,8-1,7	(Sternbeck m fl., 2002)
Bottenaska från hushållsavfallsförbränning, första lakvattnet	2-5 (35)	(Pettersson m fl, 2003).
Kanadensiskt gränsvärde för dricksvatten	6	(CCME, 1999 (update 2002))
WHO riktvärde för dricksvatten	18	(WHO, 2003)
Bottenaska från hushållsavfallsförbränning, övriga lakvatten	0-70 (214)	(Pettersson m fl, 2003).
EU:s gränsvärde inert deponi, första lakvattnet	100	(European Council, 2002)

Antimons humantoxicitet

Inandning av antimon skulle kunna vara cancerogen och leder till irritation av andningsvägarna, hjärtbesvär och leverskador. Det finns ett antal gränsvärden för antimon i luft i arbetsmiljön. För askor är dock inte inandning ett stort problem, eftersom totalhalten av antimon i askan är förhållandevis låg i jämförelse med halterna i lakvattnet. Problemet är snarare den höga rörligheten hos antimon, som gör att halterna i lakvatten blir relativt höga. Därför fokuserar detta avsnitt på antimon i vatten.

Världshälsoorganisationen har gjort en genomgång av toxicitetsstudier för antimon för att justera sitt dricksvattenkriterium (WHO, 2003). Det som står nedan är till stor del hämtad från denna genomgång.

Antimon bioackumulerar inte vilket innebär att exponering via mat är mycket litet. Den biologiska halveringstiden för trevärd antimon i människor är 94 timmar, och för femvärd antimon 24 timmar (WHO, 2003).

Antimon har använts en del som medicin. APT, antimony potassium tartrate, har använts för att behandla en parasitinfektion. Från den användningen finns en del data om vad som händer i människor vid höga doser av antimon. Höga engångsdoser av lösliga antimonsalter (som antimonklorid) kan framkalla kräkningar, bukkramper, diarré och hjärtbesvär hos människor. Höga kroniska doser (oral) gav ögonskador och huvudvärk, hostning, sömnsvårigheter och yrsel (WHO, 2003).

Många toxicitetsstudier av antimon har gjorts på APT ($\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$). Studier på råttor visade "no observable adverse effect" vid 50 mg Sb (APT) per liter vatten. Vid 500 mg Sb/liter minskade hanrättornas tillväxt (WHO, 2003).

APT är giftigare än antimontrioxid (Sb_2O_3), förmodligen för att APT är mer biotillgänglig (WHO, 2003). APT är inte den antimonformen som normalt förekommer i naturen. Utifrån termodynamiska data är antimon i lakvatten från askor i huvudsak SbO_3^- , och i andra hand som $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$. Antimon är femvärd i båda dessa ämnen. Femvärd antimon är mindre toxisk än trevärd antimon, och är den vanliga förekomstformen av antimon i vatten. Femvärd antimon reduceras förmodligen inte till trevärd i kroppen.

För trevärd antimon finns en del toxikologiska studier på antimontrioxid (Sb_2O_3). 2 % antimon i maten till råttor gav inga signifikanta toxikologiska effekter. Om dricksvatten med antimon skulle kunna vara cancerogen är inte klarlagt. Antimontrioxid är förmodligen inte genotoxisk. Dock verkar ATP och antimonklorid (både SbCl_3 (trevärd) och SbCl_5 (femvärd)) vara genotoxisk. Antimonklorid är mer löslig än antimontrioxid. Genotoxiciteten verkade vara ungefär en tiondel av arsenik(III):s genotoxicitet (WHO, 2003).

Formen av antimon i vatten är en nyckelparameter för toxiciteten. Antimon finns vanligen som en femvärd antimonoxyanjon, och denna form är mindre toxisk än de former vars toxicitet har undersökts. Dricksvattensriktvärdet sattes till 18 µg/l med en

säkerhetsfaktor 1000 (bland annat för att studierna har gjorts på råttor) (WHO, 2003). Nivån där antimon förväntas bli skadlig för människor är alltså ca 20 000 µg/l (Veenstra m fl., 1998).

Antimons ekotoxicitet

Antimons påverkan på markbiologi är dåligt känd. USEPA:s ECOTOX-databas innehöll endast data om gnagare (råtta, mus, sork), liknande de som refererades av WHO. För koncentrationer i vatten finns mer data. I ECOTOX-databasen rapporteras effekter för djur i vatten vid halter i mg/l området. Fisk (*tilapia mossambica*) överlevde mer än 10 mg/l antimon som antimontriklorid. Ett encelligt djur (*ciliate*) visade effekter från ca 6 mg/l antimon som antimontriklorid. För nematoder dog hälften vid 20 mg/l (USEPA, 2002, data senare än 1990).

Det nederländska värdet för maximal acceptabel koncentration i jord har beräknats på basis av en säkerhetsfaktor 1000, och akuttoxicitet i vatten enligt utvalda experiment som fanns tillgänglig 1992. Den maximalt tillåtna koncentrationen beräknades till 6,2 µg/l vatten och 3,5 mg/kg jord (Crommentuijn m fl., 1997).

Kemikalieinspektionen arbetar med en rapport om antimon som väntas bli klar i december 2003.

Slutsatser

Antimon i bottenaska är ett problem som försvårar användning av bottenaska från avfallsförbränning. När antimonhaltigt material bränns hamnar runt hälften av antimon i bottenaskan och kan laka ut därifrån.

Den huvudsakliga källan till antimon i avfallsförbränningsaska är flamskyddsmedel i avfall. Textilier i form av gardiner, lakan och dylikt är förmodligen en stor källa av antimon för hushållsavfall, medan flamskyddad plast är en stor källa för både hushållsavfall och industriavfall.

När antimonet har kommit till avfallsförbränningen är det svårt att hindra antimon från att hamna i bottenaskan. Kalcium spelar antagligen en viktig roll för fastläggningen i bottenaska. Möjligen skulle en minskad mängd kalcium vid förbränning kunna påverka fördelningen av antimon mellan flyg- och bottenaska. Alternativt skulle antimon i bottenaska kunna minska om kalciummineral skulle kunna styras i högre grad till flygaskan. Litet är känt om rollen av magnesium för antimons beteende i förbränningen.

När antimon har hamnat i bottenaskan är lakning av antimon svår att förebygga. Försök med sorption till aluminium eller järn har inte lyckats bra. Lagring av askan minskar inte heller lakningen av antimon.

Gränsvärdet för antimon bygger på ett underlag av få toxicitetsstudier. Därför har också en hög säkerhetsfaktor använts när gränsvärden för dricksvatten har räknats fram. Med

ett bättre underlag av toxicitetsstudier skulle kanske gränsvärden för antimon i dricksvatten kunna höjas utan att äventyra människors och ekosystemets hälsa.

Diskussion

Antimonjonernas höga mobilitet gör att lakning av antimon till vatten är det dominerande miljöproblemet med hänsyn till antimon. EU:s gränsvärden för utlakning av antimon vid klassning av avfall för deponering är låga, pga stora säkerhetsmarginaler i dricksvattenkriterier.

Utlakning av antimon kommer att innebära problem vid deponering av askor från avfallsförbränning. Om liknande gränsvärden kommer att sättas vid användning av avfall och produkter så kommer antimonutlakningen också att bli ett problem för dessa askors användning. Man skulle kunna diskutera högre nivåer på gränsvärdena, bland annat på grund av att antimon är måttligt giftigt och att det inte ackumuleras i biovävnader.

För att kunna öka användning av askor behövs bättre kunskap om antimons toxicitet, och hur toxiciteten beror på antimonformerna och specieringen. För att minska lakning från askor behöver rollen av kalcium och magnesium vid antimonfastläggning tydliggöras.

Referenser

- Bäckström, M., 2002. On the chemical state and mobility of lead and other trace elements at the biogeosphere/technosphere interface. Ph.D. thesis, Örebro University.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999 (update 2002). Canadian environmental quality guidelines.
- Crommentuijn, T., Polder, M.D. och Plassche, E.v.d., 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. 601501001, RIVM.
- European Council, 2002. Council Decision of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to directive 1999/31/EC (2003/33/EC), Official Journal of the European Communities, pp. L 11/27-L 11/49.
- Johnson, C.A., Kaeppli, M., Brandenberger, S., Ulrich, A. och Baumann, W., 1999. Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *Journal of Contaminant Hydrology*, 40: 239-259.
- Kang, M., Kamei, T. och Magara, Y., 2003. Comparing polyaluminum chloride and ferric chloride for antimony removal. *Water Research*, 37(17): 4171-4179.
- Meima, J.A. och Comans, R.N.J., 1998. Reducing Sb-leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash by addition of sorbent minerals. *Journal of Geochemical Exploration*, 62: 299-304.
- Nakamura, K., Kinoshita, S. och Takatsuki, H., 1996. The origin and behavior of lead, cadmium and antimony in MSW incinerator. *Waste Management*, 16(5/6): 509-517.

- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag - bakgrundsrapport 1: kemiska och fysikaliska parametrar. 4920, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Osako, M., Machida, N. och Tanaka, M., 1996. Risk management measures against antimony in residue after incineration of municipal waste. *Waste Management*, 16(5/6): 519-526.
- Paoletti, F., 2002. Behavior of oxyanions forming heavy metals in municipal solid waste incineration. Dr.-Ing. Thesis, Forschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, Tyskland.
- Paoletti, F., Seifert, H., Vehlow, J. och Sirini, P., 2000. Oxyanions forming elements in waste combustion - partitioning of antimony. *Waste Management and Research*, 18: 141-150.
- Pettersson, R. m fl., 2003. Pannsand som kringfyllning i rörgravar för fjärrvärmerör. Manuskript, Värmeforsk.
- Sternbeck, J., Palm, A. och Kaj, L., 2002. Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan. B1473, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- USEPA, 2002. ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 3.0. Available: <http://www.epa.gov/ecotox/>. <http://www.epa.gov/ecotox/> accessed 22 okt 2003
- Veenstra, G.E., Deyo, J. och Penman, M., 1998. Risk assessment for the exposure to antimony compounds. *Toxicology Letters*, 95(Supplement 1): 136.
- WHO, 2003. Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2003 - Draft documents on chemicals - Antimony.
- Wilde, P.G.M.de., Peekel, A.F. och Buykx, S.E.J., 2002. Monitoring milieuhygienische kwaliteit van bouwstoffen. 771402028, RIVM.

F Inputfile till jämviktsmodellering

Modelleringen har gjorts med PHREEQC for Windows, Version 1.5.11, by D.L Parkhurst and C.A.J. Appelo.

TITLE Stora Enso, lagrad, L/S 2

SOLUTION_MASTER_SPECIES

Mo MoO4-2 0.0 95.94 95.94

#Molybden saknas i Minteq databasen som följer med Phreeqc.
#därför behöver den läggas till

Solution_species

MoO4-2 = MoO4-2

log_k 0.0

MoO4-2 + 2H+ + 2 H2O = MoO3(H2O)3

log_k -7.923

8 MoO4-2 + 12H+ = Mo8O26-4 + 6H2O

log_k -74.38

7 MoO4-2 + 8 H+ - 4 H2O = Mo7O24-6

log_k -52.86

MoO4-2 + H+ = HMoO4-

log_k -3.879

7 MoO4-2 + 9 H+ - 4 H2O = HMo7O24-5

log_k -58.58

8 MoO4-2 + 11 H+ - 4 H2O = H3Mo8O28-5

log_k -69.74

6 MoO4-2 + 8 H+ - 3 H2O = H2Mo6O21-4

log_k = -51.17

#Mo data för komplex tagen från Visual Minteq databas

SOLUTION

pH 11.0

pe 5.0

pe = Eh/0,059

units ug/l

Ca 65800

Fe 10.0

K 60400.

Mg 460.0

Na 94700.

S 92200 as S

Al 365

As 2.8

Ba 60.6

Cr(3) 6.55

Cu 1.16

Mn 1.69

Mo 75.8

Ni .760

#Pb 3.75

Sb 2.90

V 21.4

Cl 4300

#Cr(3) ser till att Cr inte räknas om till Cr(6)

PHASES

BaMoO4

$$\text{BaMoO4} = \text{MoO4-2} + \text{Ba+2}$$

log_k -6.9603
delta_h 10.96 kJ/mol

CaMoO4

$$\text{CaMoO4} = \text{MoO4-2} + \text{Ca+2}$$

log_k -7.95
delta_h -2 kJ/mol

H2MoO4

$$\text{H2MoO4} = \text{MoO4-2} + 2\text{H+1}$$

log_k -12.8765
delta_h 49 kJ/mol

MoO3

$$\text{MoO3} = \text{MoO4-2} + 2\text{H+1} - \text{H2O}$$

log_k -8

#Mo fasta ämnen data tagen från Visual Minteq databas,
#som i sin tur har den från NIST46,4 eller Bard85

G Beräknade löslighetsindices

Sorterade efter värde, så att ämnet som är mest övermättad hamnar först.

Sundsvall A		p14		Sundsvall 1		Sundsvall B		Fortum		Söderenergi		Enso	
Ba3(AsO4)2	13,56	Hematite	14,14	Ba3(AsO4)2	14,33	Ba3(AsO4)2	15,1	Ba3(AsO4)2	16,85	Ba3(AsO4)2	18,07	Ba3(AsO4)2	13,75
Hematite	13,06	Ba3(AsO4)2	13,12	Hausmannite	11,46	Hausmannite	10,92	Hematite	12,89	Hausmannite	12,01	Hausmannite	11,91
CupricFerrite	9,5	CupricFerrite	10,61	Bixbyite	8,73	Bixbyite	8,23	CupricFerrite	9,25	Hematite	11,06	Hematite	11,62
Mg-Ferrite	8,72	Mg-Ferrite	9,28	MgCr2O4	7,84	MgCr2O4	7,14	Hausmannite	8,96	Bixbyite	9,3	Bixbyite	9,23
Magnetite	7,88	Magnetite	8,69	Cr2O3	6,21	Cr2O3	5,47	Mg-Ferrite	8,91	Mg-Ferrite	7,23	Mg-Ferrite	7,83
CuprousFerrite	7,49	CuprousFerrite	7,27	Hematite	4,41	Manganite	4,05	Bixbyite	7,13	CupricFerrite	7,21	CupricFerrite	7,67
Hausmannite	4,73	MgCr2O4	6,56	Manganite	4,3	Pyrolusite	3,45	Magnetite	6,81	MgCr2O4	5,86	CuprousFerrite	5,39
Goethite	4,03	Cr2O3	6,12	Pyrolusite	3,9	Nsutite	1,81	CuprousFerrite	6,53	CuprousFerrite	5,2	Magnetite	4,72
Fe(OH)2,7Cl0,3	3,78	FeCr2O4	5,93	Nsutite	2,25	Cr(OH)3(A)	1,79	MgCr2O4	5,36	Manganite	4,58	Manganite	4,55
Bixbyite	3,77	Fe(OH)2,7Cl0,3	4,62	CuprousFerrite	2,22	Birnessite	1,22	Cr2O3	4,04	Pyrolusite	4,48	Pyrolusite	4,45
Lepidocrocite	3,16	Goethite	4,57	Cr(OH)3(A)	2,16	Barite	0,77	Goethite	3,94	Cr2O3	4,4	MgCr2O4	4,01
Maghemite	2,67	Hausmannite	3,77	Birnessite	1,67	Brucite	0,35	Fe(OH)2,7Cl0,3	3,64	Magnetite	3,88	Goethite	3,31
Manganite	1,82	Maghemite	3,75	FeCr2O4	1,25	Diaspore	0,18	Manganite	3,5	Goethite	3,03	Nsutite	2,81
Barite	0,73	Lepidocrocite	3,7	Mg-Ferrite	0,74	Ni(OH)2	-0,19	FeCr2O4	3,22	Nsutite	2,84	Cr2O3	2,5
Pyrolusite	0,72	Bixbyite	3,67	Barite	0,65	Cr(OH)3(C)	-0,66	Pyrolusite	3,2	FeCr2O4	2,46	Lepidocrocite	2,44
Diaspore	0,27	Cr(OH)3(A)	2,11	CupricFerrite	0,6	Gypsum	-0,67	Lepidocrocite	3,07	Fe(OH)2,7Cl0,3	2,39	Fe(OH)2,7Cl0,3	2,36
Brucite	-0,36	Manganite	1,77	Brucite	0,31	Anhydrite	-0,88	Maghemite	2,49	Birnessite	2,25	Birnessite	2,22
Ferrihydrite	-0,36	Pyrolusite	1,47	Diaspore	0,2	CaMoO4	-0,92	Nsutite	1,56	Lepidocrocite	2,16	Maghemite	1,23
Gypsum	-0,56	Diaspore	1,22	Cr(OH)3(C)	-0,29	Pyrocroite	-1,27	Cr(OH)3(A)	1,07	Cr(OH)3(A)	1,25	FeCr2O4	0,85
Anhydrite	-0,77	Barite	1,06	Goethite	-0,3	Tenorite	-1,52	Barite	1,04	Barite	1,14	Barite	0,65
Nsutite	-0,92	Pb(OH)2(C)	0,25	Ni(OH)2	-0,3	Boehmite	-1,53	Birnessite	0,97	Maghemite	0,67	Cr(OH)3(A)	0,3
CaMoO4	-0,97	Gypsum	0,22	CaMoO4	-0,6	Gibbsite(C)	-1,72	Ni(OH)2	0,59	Pb(OH)2(C)	0,59	Diaspore	0,21
Tenorite	-1,3	Ferrihydrite	0,17	Gypsum	-0,76	Bunsenite	-1,84	Pb(OH)2(C)	0,59	Brucite	0,15	Brucite	0,19
Boehmite	-1,43	Anhydrite	0,01	Pb(OH)2(C)	-0,77	Cu(OH)2	-2,54	Brucite	0	Diaspore	-0,08	Ni(OH)2	-0,02
Birnessite	-1,51	Ni(OH)2	-0,08	Fe(OH)2,7Cl0,3	-0,91	Cd(OH)2(C)	-2,64	Diaspore	-0,29	Ni(OH)2	-0,22	Gypsum	-0,99
Gibbsite(C)	-1,63	Nsutite	-0,18	Anhydrite	-0,97	Ca2V2O7	-2,66	Ferrihydrite	-0,45	Gypsum	-0,48	Ferrihydrite	-1,08
Zincite	-1,88	CaMoO4	-0,3	Lepidocrocite	-1,17	Cd(OH)2(A)	-2,72	Gypsum	-0,45	Anhydrite	-0,69	Anhydrite	-1,2

H Produktblad

PANNSAND FRÅN SUNDSVALL ENERGI AB

PRODUKTBLAD

År-Månad-Dag



1. Beskrivning av panna sand

Panna sand är en produkt som framställs ur den bottenaska som fås vid förbränning av sorterat avfall vid Sundsvall Energis avfallsförbränningsanläggning vid Korsta.

Vid framställning av panna sand sker följande steg:

- (Magnetavskiljning)
- Siktning varvid större partiklar än 32 mm tas bort
- Lagring under sex månader för stabilisering av panna sanden

2. Användningsområden

Pannsand används främst som:

- Kringfyllnadsmaterial i ledningsgravar

men kan även användas som:

- Fyllningsmaterial vid anläggande av planer

3. Hantering och lagring

Lagring får endast ske inom avsett utfyllnadsområde. Produkten får ej användas utanför tillståndsgivet område. Överblivet material skall återföras till Sundsvall Energi.

Transport får ske med öppen lastbil.

4. Kemiska egenskaper

Pannsandens har analyserats med avseende på

- Totalhalt
- Total lakbarhet
- Lakningsbenägenhet, L/S 2 och L/10 (skaktest och kolonnstest)
- Organiska föreningar

Tabell 1 Totalhalt

Förening (3 prov)	Totalhalt (% av torrsubstans)
SiO ₂	65,5
Al ₂ O ₃	7,7
CaO	12,0
Fe ₂ O ₃	2,4
K ₂ O	2,2
MgO	2,3
MnO ₂	0,14
Na ₂ O	4,7
P ₂ O ₅	0,50
TiO ₂	0,76

pH-värde: Efter 6 månaders lagring <10

Halt oförbränt: < 0,1 %

4.1 Tungmetallinnehåll

Analyserna på innehåll av tungmetaller baseras på projektet ”Pannsand som fyllnadsmaterial i rörgravar”, Värmeforsk Q4-220, och är medelhalter av tre prov från Sundsvall Energis fastbränslepanna.

Tabell 2 Tungmetallinnehåll

(3 prov)	Cd (mg/kg TS)	Cr (mg/kg TS)	Cu (mg/kg TS)	Ni (mg/kg TS)	Pb (mg/kg TS)	Zn (mg/kg TS)
Totalhalt	2,2	321	3967	118	981	4530
Tillgängligt lakbart	0,17	1,84	672,6	10,26	2,53	753,6
Utlakat L/S 2	0,0004	0,16	1,07	<0,002	0,60	0,36
Utlakat L/S 10	<0,0015	0,67	0,93	<0,006	0,59	0,41

4.2 Organiska föreningar

Analyser på organiska föreningar har utförts på tre pannsandsprov och resultaten baseras på medelvärden från analyser på dessa tre prov.

Tabell 3 Organiska analyser (totalhalter)

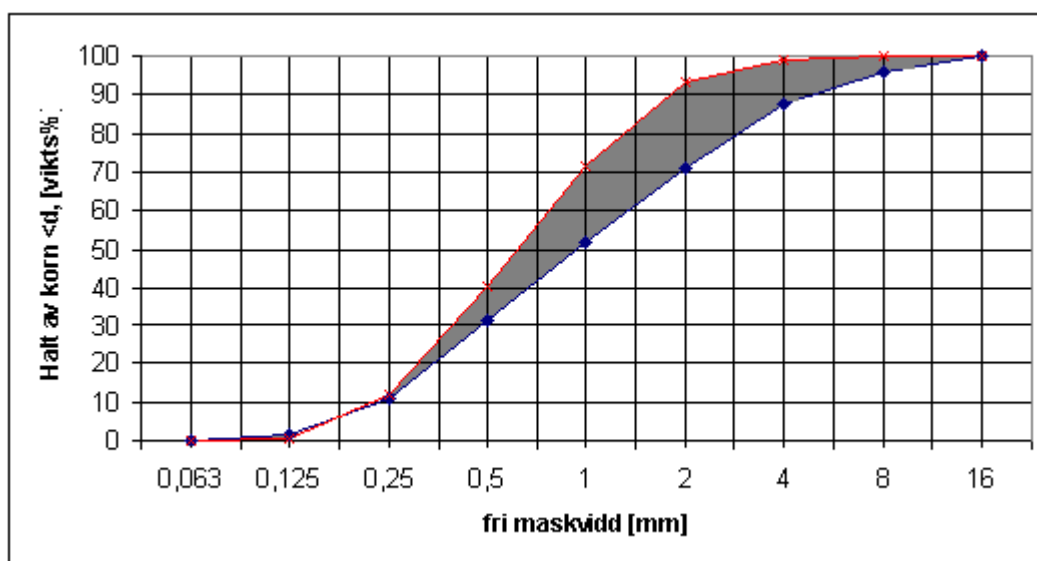
Förening/analys (3 prov)	Resultat
TOC	<0,010 % av TS
EOX	<1,0 mg/kg TS
Fenol	<0,20 mg/kg TS
PAH (16 st)	UD*
Dioxin (17 st)	UD*
Mikrotox	Otoxiskt – måttlig toxicitet

UD = Under Detektionsgränsen

5. Tekniska egenskaper

5.1 Kornstorleksfördelning

Pannsand från Sundsvall Energi har en kornstorleksfördelning inom det markerade området i figur 1. Materialet ligger över den lägre av gränserna för kornstorlek enligt AMA 2000.



Figur 1 Kornstorleksfördelning

5.2 Vattenkvot

Materialet uppnår ingen synbar optimal vattenkvot.

5.3 Densitet

Pannsandens torrdensitet uppgår till ca $1,5 \text{ t/m}^3$.

5.4 Packningsegenskaper

Packningsegenskaper bestämda med lätt laboratoriestampning anger att torrdensiteten varierar mellan ca $1,4$ - $1,5 \text{ t/m}^3$. Materialets packningsegenskaper är relativt oberoende av vattenkvoten.

5.5 Hållfasthetsegenskaper

Ej undersökt.

5.6 Tjälfarlighet

Materialet anses vara icke tjälfarligt.

6. Användande

Användning av pannsand i rörgravsapplikationer utförs enligt AMA2000.

7. Kvalitetssäkring och kvalitetskrav

De krav som ställs på materialet för användande är

- 6 månaders lagring (avfallsbränslebaserade pannsander)
- Metallavskiljning
- pH < 10
- Halten oförbränt < 1 %

Dessutom ställs krav på total lakbarhet enligt tabell 3 nedan.

Tabell 4 Riktvärden för total lakbarhet för pannsand

Ämne	Riktvärde [mg/kg TS]	Medelhalt på Sundsvall Energi's pannsand (3 prov)
Cd		0,17
Cr		1,85
Cu		672,6
Ni		10,26
Pb		2,53
Zn		753,6

Inför varje projekt där pannsand kan komma att nyttjas ges ett förslag till efterföljande kontrollprogram vars omfattning är beroende av bl a nyttjad mängd, omgivande markförhållanden mm.

8. Bestämmelser gällande användning av pannsand

Idag finns inget regelverk som styr användningen av pannsand. Pannsand får däremot inte användas fritt som naturmaterial. Därför måste en anmälan ske till lokala miljömyndigheter samt ett nära samarbete upprättas för att underlätta hanteringen av ärenden som gäller nyttjande av pannsand.

9. Leverantör

Sundsvall Energi AB
Box 823
851 23 Sundsvall
Besöksadress: Norra Järnvägsgatan 1
Tel. 060-19 22 00
www.sundsvallenergi.com

Kontaktperson:
Roger Pettersson
060-19 15 61
070- 251 70 60
roger.pettersson@serva.se

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35