

Flygaska och rötslam som tätskikt vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering

Maria Greger, Clara Neuschütz och Karl-Erik Isaksson

**Flygaska och rötslam som tätskikt vid
efterbehandling av sandmagasin med
vegetationsetablering.**

**Sealing layer of fly ashes and sewage sludge and
vegetation establishment in treatment of mine
tailings impoundments**

Maria Greger¹, Clara Neuschütz¹ och Karl-Erik Isaksson²

¹Botaniska institutionen, Stockholms Universitet

²Boliden Mineral AB

Q4-244

Abstract

Rötslam är inte lämpligt att blanda med aska vid konstruktion av tätskikt på anrikningssand, eftersom det är problematiskt att lägga ut en sådan blandning på vintern när sanden bär. Dessutom ökar rötslamsinblandning risken för rotpenetration. Däremot bidrar rötslammets närvaro till att halterna av element i läckagevattnet från tätskikt av aska minskar. Vegetationsetablering i rötslam utförs säkrast genom fröspridning av växter. Rotpenetration förhindras mest effektivt av asktätskikt utan rötslam, med hög densitet, högt pH och alkalinitet samt innehåll av toxiska substanser.

Sammanfattning

Gruvindustrins anrikningsverk producerar årligen 25 Mton anrikningssand som deponeras i omfattande magasin i naturen. När denna sand, som innehåller mer eller mindre svavelrika mineraler, penetreras av syre och vatten sker vittring och ett mycket surt metallrikt lakvatten bildas. För att förhindra syrepenetration kan sanden täckas med ett tätskikt, täckt av ett skyddande täcksikt som möjliggör vegetationsetablering.

Föreliggande undersökning syftar till att ta reda på hur flygaska och rötslam fungerar som material i tätskikt på gruvavfallsmagasin med pyritrik anrikningssand. Särskild fokus har lagts på att studera vilken förmåga olika växter, som är lämpliga för etablering i dessa områden, har att penetrera tätskiktet med sina rötter och vilken inverkan de har på läckagevattnet. Detta har undersökts i fält- och växthusförsök med tätskiktblandningar av aska och rötat slam belagda med täcksikt av rötslam eller morän. Växtetablering har undersökts genom att i fält kartlägga de växter som etablerats naturligt på rötslamsdeponier i närområdet och genom att så ut och plantera ett urval av dessa samt några snabbväxande gräsarter och industrihampa på försöksytorna i fält och i växthusförsök. Praktiskt utlägg av aska, rötslam samt en aska-rötslamsblandning har utförts på tre stycken 0,3-1 ha stora försöksytor i fält. Läckage av näring och metaller från tätskikt har studerats i växthusförsök och i fält. Dessutom har växtrötters förmåga att penetrera tätskikt av olika aska och rötslamsblandningar undersökts i växthusförsök.

Undersökningen är ett samarbete mellan Stockholms universitet och Boliden Mineral AB, och fältförsöken har utförts på Bolidengruvans sandmagasin Gillervattnet i Boliden. Samarbete sker även med Skellefteå Kraft och Munksunds bruk, som producerat den aska som använts, samt med Stockholm Vatten AB, som producerat rötslammet.

De viktigaste slutsatserna från dessa undersökningar är att

- Det är praktiskt möjligt att lägga ut tätskikt av aska på anrikningssand och att etablera växter genom frösådd i ett täcksikt med rötslam. Plantering av redan rotade växter är däremot problematiskt.
- Inblandning av rötslam i tätskikt av aska visade sig ha flera nackdelar. Rötslam fryser och går därför inte att blanda med aska till ett tillfredställande tätskikt vintertid med den metod som testats i det här försöket. Därmed är det inte möjligt att lägga ut ett sådant tätskikt under vintern, vilket är den period då det produceras mycket aska och då anrikningssanden är tillräckligt hård att arbeta på. Inblandningen av rötslam i tätskikt ökar dessutom risken för rotpenetration och verkar inte ha så stor inverkan på permeabiliteten i tätskikt som tidigare har ansetts.
- Lakvatten från gruvavfall täckt med aska innehåller högre koncentrationer av många element jämfört med lakvatten från gruvavfall täckt med tät- och täcksikt innehållande rötslam. Därmed verkar rötslam ha en hämmande inverkan på metalläckaget från asktätskiktet.
- Tätskikt av aska har god motståndskraft mot rotpenetration p.g.a. en hög densitet samt hög packningsgrad. Dessutom har många askor en toxisk inverkan på växters rötter p.g.a. högt pH och alkalinitet samt höga halter av toxiska ämnen, som tungmetaller. Inblandning av rötslam ökar risken för penetration, genom att tillföra växtnäring, som kväve, samt minska tätskiktets densitet och eventuella toxicitet.

- Energigräset rörflen minskar generellt läckaget av näringsselement från rötslam och flygaska, både genom att minska mängden läckagevatten men också genom att förändra förhållandena i substratet, t.ex. pH och vattenmättnadsgrad (redoxpotential).
- Om alkaliniteten inte är för hög så har växternas rötter en förmåga att sänka pH i växtsubstratet.
- Olika växtarter har olika lätt att penetrera tätskikt. Rötter hos rörflen kan luckra upp ett tätskikt av aska, troligtvis genom att sänka pH och ta upp mycket vatten och på så sätt torka ut skiktet. Tussilago och björk hör till de arter som har svårare att penetrera tätskikt av aska.
- När askan åldras verkar den vara lättare för rötter att penetrera, troligtvis p.g.a. ett sänkt pH.

Den slutsats vi kan dra tillsvidare är att även om rötslammet inte kan och bör blandas med aska till tätskikt, då detta är praktiskt ohållbart för utlägg samt ökar risken för rotpenetration, så bidrar trots allt rötslammets närvaro till att halterna av ett flertal element i läckagevattnet minskar. Växtetablering utförs säkrast genom fröspridning av växter som inte så gärna penetrerar tätskikt av aska med rötterna. Rotpenetration förhindras lämpligast genom att packa askan så att densiteten blir så hög som möjligt samt genom att använda askor med högt pH och hög halt toxiska substanser.

Nyckelord:

Aska, anrikningssand, läckagevatten, rotpenetration, rötslam, tätskikt, växter.

Summary

Each year the Swedish mining industry produces 25 mega-tonnes of mine tailings that are disposed of in extensive natural impoundments. As this sand, containing more or less sulphide-rich minerals, is penetrated by oxygen and water, it starts weathering resulting in formation of acidic and metal-rich drainage water. To prevent oxygen penetration the mine tailings can be covered with a sealing layer covered with a protective cover that facilitates establishment of vegetation.

The aim of this study has been to examine the function of fly ash and sewage sludge in sealing layers at impoundments of pyrite rich mine tailings, and the ability of different plant species, which are suitable for establishment in these areas, to penetrate the sealing layer with their roots and what impact they have on the drainage water. Experiments have been performed in field and greenhouse environment, with sealing layers consisting of fly ash and sewage sludge mixtures, covered with protective covers of sewage sludge or till. Plant establishment has been studied in a survey of naturally established plants at sewage sludge disposal sites close to mining areas, and by sowing and planting of selected plants, for instance fast growing grass species and fibre hemp at the test plots in field and in greenhouse experiments. Large scale application of ashes, sewage sludge and an ash:sludge mixture have been performed in field at three test plots with the size of 0.3-1 ha. Leakage of nutrients and metals from sealing layers has been studied in field and greenhouse tests. In addition, the ability of plant roots to penetrate sealing layers made of different ash:sludge mixtures have been examined in greenhouse experiments.

This investigation is a co-operation between Stockholm University and Boliden Mineral AB, and the field experiments have been performed at the mine tailings impoundments at Gillervattnet, Boliden. Other collaborating participants are Skellefteå Kraft and Munksund, who have produced the ashes that have been used, and Stockholm Vatten AB, who has produced the sewage sludge.

The main conclusions from this study are:

- It is practically possible to construct a sealing layer of fly ash upon mine tailings, and to establish plants by sowing in a protective cover of sewage sludge. Transferral of plantlets into the sludge is, however, problematic.
- Addition of sewage sludge to ash-containing sealing layers has several drawbacks. When sewage sludge freezes it is not possible to mix with ashes and thereby form a satisfactory sealing layer, with the method used in this study. Such sealing layer can thus not be constructed wintertime, which is the time when large amounts of ashes are produced and the mine tailings are firm enough to work upon. Furthermore, addition of sewage sludge to sealing layers increases the risk of root penetration and do not seem to have as great impact on the sealing layer permeability as has earlier been considered.
- Concentrations of many elements are higher in drainage water from mine waste covered with fly ash compared to drainage water from mine waste covered with sludge or mixtures of ash and sludge. Sewage sludge thus seems to have a preventive effect on metal leakage caused by the ash.
- Sealing layers made of fly ash have good resistance to root penetration due to high density and high degree of packing. Moreover, many ashes are toxic to plant roots as a result of high pH and alkalinity, and high levels of toxic

substances, such as heavy metals. Addition of sewage sludge increases the risk of root penetration, since the sludge contains plant nutrients, for instance nitrogen, as well as it may decrease the density and possible toxicity of the ash sealing layer.

- The energy crop Reed Canary-grass generally reduces the leakage of nutrient elements from sewage sludge and fly ash, partly by decreasing the amount of drainage water, but also by changing the conditions in the substrate, for instance by changing the pH and redox potential.
- If the alkalinity is not too high the plant roots have an ability to decrease the pH in the plant substrate.
- Different plant species have varying ability to penetrate sealing layers. Roots of Reed Canary-grass may pulverize a hardened ash layer, probably by decreasing pH and taking up water and thereby desiccating the layer. Colt's-foot and birch are plant species with lower ability to penetrate ash-containing sealing layers.
- By time as the ashes become aged they seem to become penetrated by roots more easily, possibly due to a decreased pH.

The conclusion from this work so far is that even though sewage sludge should not be mixed with ash in the sealing layer, due to practical difficulties and increased risk of root penetration, the presence of sewage sludge has a decreasing effect on metal levels in the drainage water. Establishment of vegetation should be performed through sowing, and plant species with low ability to penetrate sealing layers of fly ash with their roots should be chosen. Root penetration is most efficiently prevented by thorough packing of the ash layer, which also results in a low permeability, and by using ashes with high pH and high levels of toxic substances.

Key words:

Leakage-water, mine tailings, plants, sealing layer, root penetration.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	12
1.1	BAKGRUND	12
1.2	UPPGIFTER OM DE ANVÄNDA RESTPRODUKTERNA	14
2	PROJEKTGENOMFÖRANDE	26
2.1	FÄLTUNDERSÖKNING	26
2.2	LABORATORIEEXPERIMENT	33
2.3	VÄXTHUSFÖRSÖK	34
3	RESULTAT	38
3.1	FÄLTUNDERSÖKNING	38
3.2	LABORATORIEEXPERIMENT	43
3.3	VÄXTHUSFÖRSÖK	47
4	DISKUSSION	63
4.1	UTLÄGGNING	63
4.2	HÄRDNING	63
4.3	LÄCKAGE	64
4.4	VÄXTETABLERING	64
4.5	ROTPENETRATION	65
5	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	66
6	FORTSATT FORSKNINGSPÅRBEJTE	67
7	REFERENSER	68

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I mer än 1000 år har gruvindustrin varit en av Sveriges viktigaste industrier och bidrar idag med 9,3 % till den nationella årliga exporten (SCB 2004). I Europa är Sverige ledande när det gäller utvinning av järnmalm och står även för en betydande del av Europas produktion av basmetallerna koppar, zink och bly samt ädelmetallerna guld och silver (MiMi 2001).

Dessvärre resulterar gruvbrytning och metallutvinning i produktion av en stor mängd restprodukter i form av finkornig anrikningssand. Varje år bildas 25 miljoner ton anrikningssand (Höglund och Herbert 2004), som deponeras i omfattande magasin i naturen, vilka kan uppnå flera km². Ofta består denna sand av mer eller mindre svavelinnehållande mineraler, som pyrit (FeS₂), som kan reagera med syre och vatten och bilda ett surt metallhaltigt läckagevatten. För att förhindra uppkomsten av ett sådant läckagevatten bör anrikningssanden täckas över med ett material som stänger ute syre. Även om sanden inte innehåller syrabildande mineral bör den täckas för att förhindra erosion och att sanden sprids med vinden till omgivande miljö.

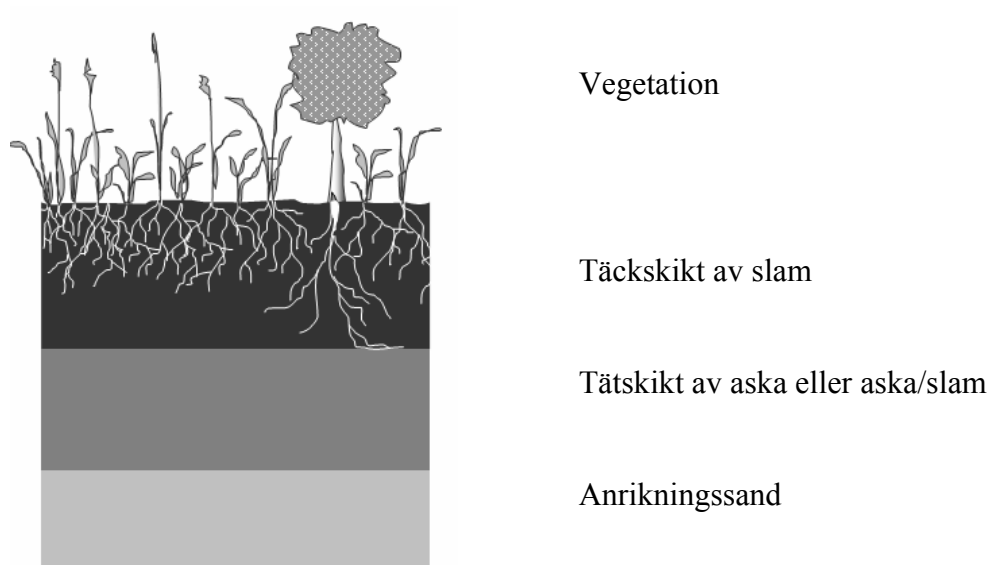
Två typer av täckningsmetoder används; våttäckning och torrtäckning. Vid våttäckning sätter man sanden under en vattenpelare som är tillräckligt hög för att förhindra resuspension av sanden, medan torrtäckning innebär att sanden täcks av ett 1,5-2 m tjockt moränskikt. Vid torrtäckning kan ett tätskikt av tätt packad finkornig morän, ca 50 cm tjockt, läggas under ett täckskikt av grövre morän, för att ytterligare minska syrepenetrationen. Både täckning med vatten och morän innebär omfattande kostnader och ingrepp i naturen. För att våttäckning ska fungera krävs dammar som är långsiktigt stabila, d.v.s. de skall med ett minimum av tillsyn efter avslutning vara stabila i ett tusenårsperspektiv. Torrtäckningen, vilket denna rapport behandlar, kräver å sin sida stora mängder morän, vilket orsakar rejäla hål i naturen samtidigt som materialtillgången inte är outtömlig. Det är därför av stor vikt att finna billigare metoder och nya materialresurser.

Två restprodukter som ständigt produceras är flygaska och rötslam. Flygaska har en stabiliserande, härdande förmåga med högt pH, och dess metallhalt överstiger inte den i gruvavfallssanden, varvid flygaskan borde fungera som material i tätskikt. Tätskiktet ska hindra genomträngning av syre, vatten och rötter till anrikningssanden, som annars kan vittra och orsaka frisättning av metaller samt sänkt pH. För att öka elasticiteten hos tätskiktet, och därmed motverka sprickbildning, kan rötslam blandas med askan innan kompaktering. Den höga halten organiskt material i slammet bidrar till att syre konsumeras och ytterligare förhindras att nå ned till anrikningssanden. Rötslam förväntas också kunna fungera bra som material i ett täckskikt, som läggs ovanpå tätskiktet och skyddar det mot exempelvis frost, torka och mekaniskt slitage. Slammet innehåller höga halter växtnäringsämnen som kväve och har en god vattenhållande förmåga, och utgör därför även en bra grund för etablering av vegetation. Ett vegetationsskikt har en stabiliserande effekt på torrtäckningen, genom att det förhindrar erosion och troligtvis även läckage av näringsämnen. Därför är en snabb etablering av växter önskvärd, vilket kan ske genom insådd eller naturlig spridning av frön från omgivande områden. Med tiden kommer även träd att spridas in på området. Frågan är vilken effekt träd och växter med djupgående rötter har på tätskiktet?

Föreliggande undersökning syftar till att studera hur flygaska och rötslam fungerar som material i tätskikt samt vilken förmåga olika växter som är lämpliga för etablering på dessa områden har att penetrera tätskiktet med sina rötter. Detta studeras i fält- och växthusförsök med tätskiktblandningar av aska och rötat slam. Undersökningen är ett samarbete mellan

Stockholms universitet och Boliden Mineral AB och har utförts på Bolidengruvans sandmagasin Gillervattnet i Boliden. Samarbete sker även med Skellefteå Kraft och Munksunds bruk, som producerat den aska som använts, samt med Stockholm Vatten AB, som producerat rötslammet.

Det framtida målet är att få fram ett fungerande tätskikt med aska och rötat slam som förhindrar rötter och syre från att komma i kontakt med anrikningssanden (Figur 1).



Figur 1. Schematisk bild av torr täckning bestående av aska och slam.

Figure 1. Schematic picture of a dry cover treatment containing fly ash and sewage sludge.

1.2 Uppgifter om de använda restprodukterna

1.2.1 Gillervattnets anrikningssandmagasin

Gillervattnet beläget i Boliden (65°52' N, 20°22' E) är den plats där anrikningssand från Bolidens anrikningsverk deponeras idag (Figur 2 och 3), och på platsen har 28,5 miljoner ton hittills deponerats. Detta är från början en sjö med en yta av 1,2 km² (SMHI 1999). År 1949 gav vattendomstolen Boliden Mineral AB tillstånd att deponera anrikningssand i Höbäcksdalen och Gillervattnet med en dämningnivå på +216,2 m. Sandmagasinet har därefter höjts i etapper genom anläggandet av nya dammar och påbyggnad av befintliga dammar. Det senaste tillståndet innebär en slutlig dämningnivå på +221,5 m och deponering av anrikningssand till maximalt 1 m över vattenytan d.v.s. +222,5 m.



Figur 2. Foto över Bolidenmagasinen, med en markering av området där försöksrutor lagts ut.

Figure 2. Photography of the mine tailing impoundments at Boliden, with the area marked where test squares have been constructed.



Figur 3. Deponi med anrikningssand vid Gillervattnet, Boliden, år 2005.

Figure 3. Mine tailings impoundment at Gillervattnet, Boliden, year 2005.

Mineral och kemisk sammansättning i sanden samt sandens storleksfördelning kan ses i tabell 1-3.

Tabell 1. Kemisk sammansättning i anrikningssand från Gillervattnet 2003. $n=4-6$, (Stoltz och Greger 2006). Svavelhalten ligger normalt på 20-25% enligt Boliden Mineral AB.

Table 1. Chemical composition of the mine tailings at Gillervattnet 2003, $n=4-6$ (Stoltz och Greger 2006). Sulphur content is according to Boliden Mineral AB normally 20-25%.

Element	Koncentration \pm SD		
(% TS \pm SD)			
SiO ₂	24,7	\pm	0,05
Al ₂ O ₃	4,33	\pm	0,005
CaO	2,11	\pm	0,005
Fe ₂ O ₃	39,3	\pm	0,05
K ₂ O	0,503	\pm	0,0005
MgO	4,00	\pm	0,005
MnO ₂	0,0724	\pm	0,00005
Na ₂ O	0,311	\pm	0,0005
P ₂ O ₅	0,0687	\pm	0,0006
TiO ₂	0,285	\pm	0,0005
S	30,6	\pm	0,03
(mg kg ⁻¹ TS \pm SE)			
As	1763	\pm	274
Cd	28	\pm	1
Cu	849	\pm	62
Fe *10 ³	284	\pm	7
Pb	1972	\pm	54
Zn	8361	\pm	340

Tabell 2. Mineralsammansättning i anrikningssand i Gillervattnet (röntgendiffraktionsanalys; Stoltz och Greger 2006)

Table 2. Mineral composition of the tailings used (X-ray diffraction; Stoltz och Greger 2006)

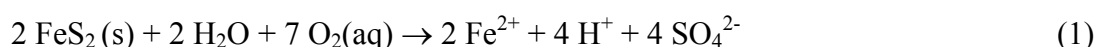
Dominerande	Mindre mängd	Spår av
klorit	glimmer	amfibol
talk	Na-rik plagioklas	kalkopyrit
kvarts	dolomit	
pyrit	sfalerit	

Tabell 3. Partikelstorleksfördelning i sand från Gillervattnet. (Stoltz och Greger 2006).

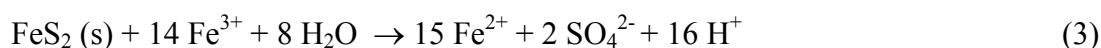
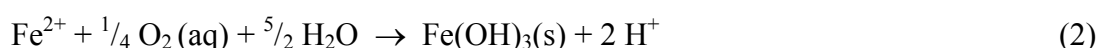
Table 3. The grain size distribution of the Gillervattnet tailings. (Stoltz and Greger 2006).

Partikelstorlek (mm)				
<0.063	0.063-0.125	0.125-0.25	0.25-0.5	>0.5
(%)				
30	34	26	9	1

Anrikningssanden i Gillervattnets magasin består till stor del av svavelrika mineral som pyrit (FeS_2). I kontakt med syre och vatten vittrar pyrit, varvid det bildas fria järnjoner och svavelsyra (Fe^{2+} , SO_4^{2-} och H^+) (reaktion 1), en reaktion som kan påskyndas av bakterier av släktet *Thiobacillus* (Ledin och Pedersen 1996):



Fortsatt oxidation av järnjonerna från tvåvärd till trevärd form (reaktion 2) orsakar ytterligare syrabbildning och vittring av pyrit (reaktion 3) (Strömberg 1997).



Dessa vittringsprocesser resulterar i ett surt avrinningsvatten med pH-värden ned till 2-3 (Stoltz och Greger 2002), i vilket metaller lätt löser sig. Även andra metaller än järn kan frisättas genom oxidation av olika metallsulfider (reaktion 4).



Det översta skiktet i en deponi med anrikningssand som inte täckts över kommer med tiden att oxidera. I detta skikt frigörs sulfidbundna tungmetaller, framförallt koppar, och rör sig nedåt tills de når ett djup med syrefria förhållanden, där de fälls ut och anrikas (Holmström m.fl. 1999). Om grundvattnet når upp till denna nivå kan läckaget av metaller bli omfattande. Läckagevatten från deponier med gruvavfall kan innehålla mycket höga metallhalter och ha stor negativ påverkan på omgivande vattendrag och ekosystem (Banks m.fl. 1997). Dessutom finns en risk att lakvattnet har förhöjda halter av ovanliga spårämnen, ämnen vilkas biologiska påverkan ofta är okänd (Protano och Riccobono 2002). Finkornigheten hos anrikningssand gör dessutom att den lätt sprids med vinden vid torr väderlek, om inte deponin täcks över (Figur 4).



Figur 4. Sandmoln över östra delen av anrikningssandmagasinet i Gillervattnet, 2004.

Figure 4. Cloud of sand at the eastern part of the mine tailings impoundment at Gillervattnet, 2004.

1.2.2 Flygaska

I denna undersökning har flygaskor använts från olika anläggningar (Tabell 4). Askor som använts i fältförsöket (Figur 5) är biobränsleflygaskor från förbränning i CFB (Circulating Fluidized Bed) pannor vid Skellefteå Krafts anläggningar i Hedensbyn och Lycksele samt Vattenfalls anläggning i Munksund. Askorna skiljer sig åt något med avseende på vilket material som har förbränts (se Tabell 4 och 5). En del av ovan nämnda askor har även ingått i laboratorieexperiment tillsammans med biobränsleaskor från bl.a. Hässelby och avfallsaskor från Högdalen P6 och Umeå Energi samt skogsindustriaska från Iggesund.



Figur 5. Utläggning av ett 0,5 m tjockt tätskikt av bioflygaska på Gillervattnets anrikningssandmagasin, 2003.

Figure 5. Application of a 0.5 m deep sealing layer of bio-fly ashes at the mine tailing impoundment at Gillervattnet, 2003.

Elementsammansättningen i flygaska varierar mycket beroende på vilket material som har förbränts och hur förbränningen har gått till. Flygaskor innehåller generellt höga halter av Si, Ca, Al, S samt ett antal tungmetaller (Steenari m.fl. 1999). Eftersom kvävet i askan

avgasas är askans kvävehalt mycket låg, och den eventuella ammoniakmängden som finns kvar efter tillsats för reduktion av NO_x förmodas bortgå till luften ur askan p. g. a. askans höga pH-värde. De risker som förknippas med deponering av flygaska är främst läckage av tungmetaller samt salter från alkalimetaller (Wiles 1996).

Tabell 4. Anläggningar från vilka de olika askorna kommer.

Table 4. Incineration facilities from which various fly ashes originates.

Anläggning	Plats	typ	panna	Bränsle
Hedensbyn, Skellefteå Kraft	Skellefteå	Biobränsle - förbrännin g	CFB*	80% biobränslen 20% torv
Skogsbacka, Skellefteå Kraft	Lycksele	Biobränsle - förbrännin g	CFB*	90% biobränslen 10% torv
Munksund, Vattenfall		Biobränsle - förbrännin g	CFB*	Biobränsle, fallande bark samt sågverksavfall (torv, flis, bark och spån), 30% returkartong (pappersfibrer och plast) motsvarar 6% av bränslemängden, 3% av bränslemängden är olja, under vintern bränns torv om 5-6% av månadsbalansen.
Hässelby	Stockholm	Biobränsle - förbrännin g	Pulverpanna Mix av alla tre pannor	Biobränsle; pellets, sågspån, GROT, ej impregnerat
Umeå Energi	Umeå	Avfalls- förbrännin g	Rosterpanna KVV P8	Hushållsavfall
Högdalen P6	Stockholm	Avfalls- förbrännin g	CFB* Panna 6	Byggavfall
Iggesund Paperboard	Iggesund	Skogs- industri	Rosterpanna	Bark

*Circulating Fluidized Bed

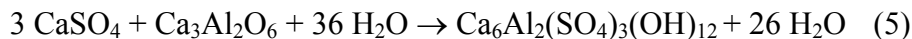
Tabell 5. Analys av flygaskor

Table 5. Analyses of fly ashes

	Munksund	Högdalen P6		Hässelby	Iggesund
pH	12,83				
(%)			(%)		
TS	-	99,6	TS	99,5	63,0
TOC	-	5,4	TOC	5,4	-
SiO ₂	35	29,0	Si	10,2	-
Al ₂ O ₃	9,38	14,7	Al	1,61	-
CaO	25,7	24,7	Ca	25,3	-
Fe ₂ O ₃	4,06	3,82	Fe	1,16	-
K ₂ O	5,47	2,02	K	25,3	-
MgO	3,85	2,86	Mg	3,12	-
MnO	1,73	0,198	Mn	1,58	0,92
Na ₂ O	1,96	2,44	Na	0,99	-
P ₂ O ₅	2,61	0,523	P	1,28	-
TiO ₂	0,30	2,69	Ti	0,08	-
(mg kg ⁻¹ TS)			(mg kg ⁻¹ TS)		
As	17,5	267	As	5	13
B	-		B	360	290
Ba	1930	2900	Ba	2700	-
Be	0,783	1,31	Be	-	-
Cd	14,8	38,9	Cd	11	7,8
Co	12,6	28,0	Co	-	11
Cr	74,7	733	Cr	95	56
Cs	0,1		Cs	-	-
Cu	247	6050	Cu	62	100
Hg	0,409	3,27	Hg	0,05	< 0,07
La	15,1	23,2	La	-	-
Mo	7,34	20,9	Mo	-	-
Nb	8,7	19,8	Nb	-	-
Ni	38	218	Ni	41	24
Pb	168	3200	Pb	41	35
S	10700	32700	S	-	-
Sc	4,48	4,49	Sc	-	-
Sn	20	260	Sn	< 5	-
Sr	763	451	Sr	-	-
U	1,3		U	-	-
V	34,6	66,3	V	19	27
W	60	< 60	W	-	-
Y	10,3	23,6	Y	-	-
Zn	1880	8500	Zn	2000	3200
Zr	104	262	Zr	-	-

Askan härdar när den blandas med vatten och den härdande egenskapen hos flygaskan beror på det höga innehållet av kalciumoxid (CaO) och kalciumsulfat (CaSO₄), och kan även påverkas av mängden reaktivt kisel (Sivapullaiiah m.fl. 1998, Roszczynialski 2002). Reaktionen liknar den som sker då betong härdar och medför bildning av kristallina strukturer som portlandit (Ca(OH)₂) och ettringit (Ca₆Al₂(SO₄)₃(OH)₁₂ · 26 H₂O) (Stenari m.fl. 1999). Det första steget i härdningsprocessen är bildning av portlandit, och är förhållandena rätt, med

ett pH över 10 samt tillgång till kalciumsulfat och kalciumaluminat, kan ettringit därefter bildas (reaktion 5) (Steenari m.fl. 1999):



Vid ett för lågt pH bildas i stället gips, vilket är en produkt som är mindre motståndskraftig mot läckage (NUTEK 1996). Härdningsprocessen har i laboratoriestudier visat sig ta omkring 24 timmar. Tillförsel av kalk ger en mer intensiv härdning, medan tillförsel av organiskt material, som rötslam, ökar denna tid (NUTEK 1996), troligtvis på grund av att detta material adsorberas till $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -fraktionen i askan, vilket förändrar strukturen. Den slutliga hårdheten hos den härdade flygaskan tycks bero på härdningstid, omgivande temperatur och vattenmängd, (Xie och Xi 2001) och gynnas av kompaktering av materialet (Steenari m.fl. 1999), troligtvis eftersom kompaktering leder till bildning av större sammansatta strukturer (NUTEK 1996). Sämre härdningsförmåga och högre tungmetallinnehåll har observerats hos askor som är ofullständigt förbrända och därmed har hög kolhalt (Greger m.fl. 1995). Ofullständig förbränning undviks genom att sörja för rätt uppehållstid, temperatur och turbulens i förbränningsutrymmet.

Användandet av flygaska i tätskikt försvåras av den skiftande kvaliteten hos olika askor som därmed kan skilja sig betydligt från varandra vad gäller förmåga att härda. Härdningsförmågan kan dock till viss del beräknas i förväg med hjälp av laboratorieförsök. Termisk analys eller termogravimetrisk bestämning av kalkhalten anses kunna ge ett bra mått på olika materials förmåga att härda (Roszczynialski 2002), och för att få en mer komplett analys bör även mängden reaktivt kisel i askan bestämmas (Sivapullaiah m.fl. 1998). Låga kalkhalter kan åtgärdas med tillsats av kalk, medan det däremot inte är möjligt att höja halten reaktivt kisel.

1.2.3 Röttslam

Rötat slam som använts i fältundersökningen (Figur 6) och laboratoriestudien kommer från Henriksdal-Sickla slamanläggning i Stockholm (Tabell 6). Upptagningsområdet är södra Stockholm i vilket ingår hushåll, industri, dagvatten m.m.



Figur 6. Täcksikt av rötslam (25 eller 50 cm tjockt) på ett tätskikt av bioflygaska vid Gillervattnet, 2005.

Figure 6. Protective cover of sewage sludge (25 or 50 cm deep) on a sealing layer of bio-fly ashes at Gillervattnet, 2005.

Tabell 6. Analys av rötslam från Sickla, Stockholm (2002).

Table 6. Analyses of sewage sludge from Sickla, Stockholm (2002)

Element	Sickla
(%)	
TS	27,9
Tot-P	3,8
(mg kg ⁻¹ TS)	
Fe	93000
Ag	13
B	14
Cd	1,2
Co	9,2
Cr	26
Cu	381
Hg	1,4
Mn	164
Mo	5,1
Ni	23
Pb	40
Zn	545

Tabell 7. Innehåll av näringsämnen och tungmetaller i rötslam och jord.

Table 7. Content of nutrient elements and trace elements in sewage sludge and soil.

Element	Medelvärden i rötslam från 48 svenska reningsverk år 2000 (Eriksson 2001)	Bakgrundsnivåer i svensk jord (alv) (Eriksson 2001)
(g kg⁻¹)		
Ca	28	15
Fe	49	39
K	4,4	29
Mg	3,4	8,9
N	20-60	
Na	3,5	17
P	27	0,78
S	9	0,27
Si	45	313
(mg kg⁻¹)		
Ag	7,4	0,088
As	4,7	4,1
B	61	7,1
Ba	310	653
Cd	1,4	0,12
Co	6,2	9,7
Cr	33	28
Cu	390	18
Hg	1,1	0,018
Mn	280	420
Mo	6,7	0,56
Ni	20	19
Pb	33	13
Zn	550	66

I Sverige produceras årligen ca 240 000 ton rötslam (TS) från 479 reningsverk (SCB 2002). Traditionellt har detta material ansetts vara en värdefull näringskälla inom jordbruket, men en ökad användning av kemikalier under 1900-talet har bidragit till en ökad kemikalienivå i slammet, vilket har lett till ett ifrågasättande av lämpligheten i att sprida denna restprodukt på mark avsedd för livsmedelsproduktion. Fördelen med att använda slam som gödselmedel är att dess innehåll av värdefulla näringsämnen, främst av fosfor, kväve och mikronäringsämnen, samt av organiskt material därmed tas tillvara. Nackdelen med att använda slam är bl.a. att det kan innehålla miljöfarliga tungmetaller och organiska miljöföroreningar. Dessutom är halterna av vissa näringsämnen låga, exempelvis av K, och näringsbalansen sned för växtodling.

Det råa slammet som producerats i reningsverket är fortfarande biologiskt aktivt och måste därför stabiliseras genom nedbrytning, för att undvika oönskade effekter och produkter. Detta sker i Sverige vanligtvis genom rötning, s.k. anaerob stabilisering, som ger rötslam och biogas. Slammet består av partiklar, sedimenterade substanser och patogener, som följt med avloppsvattnet, mikroorganismer från reningsprocessen samt metallhydroxider och metallfosfater från det kemiska fällningssteget och organiska nedbrytningsprodukter.

Sammansättningen av olika komponenter i slammet är mycket varierande och nivåerna av Cd, Zn, Cu, and Pb (Eriksson 2001) och organiska substanser (Nilsson 1996, Nylund m.fl. 2002) i rötslammet kan vara höga.

1.2.4 Tätskikt

En torrtäckning med ett tätskikt kan förhindra vittring av syrabildande gruvavfall. Modellberäkningar visar att vittring av avfallet kan reduceras med 90 % om tätskiktet har en permeabilitet på 1×10^{-7} m/s och med 99,5 % om permeabiliteten kan hållas så låg som 1×10^{-10} m/s (Naturvårdsverket 1993). Generellt ger en ökad vattenmättnadsgrad en bättre barriär mot gasdiffusion och ofta används material med kapillära egenskaper, som alltså har en god vattenhållande förmåga.

En rad olika material har använts i tätskikt, både naturliga och konstgjorda (Lundgren 1995, Carlsson och Nilsson 1999). Av dessa kan uppmärksammas flygaska och rötslam. Anledningen till att flygaska föreslagits som komponent i tätskikt är att den har en förmåga att härda och därmed bilda mycket hårda strukturer och ett skikt med en god bärighet. Härdningsförmågan varierar med olika askor och har visat sig vara särskilt stark hos CFB-askor (NUTEK 1996). Ett problem med att använda flygaska som enda komponent i tätskikt är att genomsläppligheten ofta blir för hög (Cokca och Yilmaz 2004), beroende bl. a. på sprickbildning (Palmer m.fl. 2000). En åtgärd för att minska genomsläppligheten (permeabiliteten) är att blanda in olika material som motverkar uppkomsten av sprickor, som t.ex. rötslam (SCC 2001b). Rötslam kan dessutom bidra till konsumtion av syre genom nedbrytningsprocesser. Permeabiliteten minskar med en ökad andel rötslam och kan i ett skikt bestående av enbart rötslam bli så låg som 7×10^{-11} m s⁻¹, vilket är näst intill helt ogenomträngligt för vatten ($< 10^{-12}$ m s⁻¹) (SCC 2001a). Särskilt låg permeabilitet får man i avvattnat rötslam, som genom hopprensning fått en minskad porstorlek och ökad densitet (SCC 2001b). Ett skikt enbart bestående av rötslam har dock en låg hållbarhet och beständighet, vilket kan orsaka t.ex. sättningar. Därför anses en blandning av rötslam och stabiliserande flygaska vara den bästa lösningen (Mácsik m.fl. 2003). En av de fåtal studier som utförts på tätskikt konstruerade av flygaska med inblandning av rötslam visar att andelen slam bör vara mellan 40-60 % för att kraven på permeabilitet, styrka och hållbarhet ska uppfyllas (Mácsik m.fl. 2003). En ökad tjocklek hos tätskiktet beräknas ge en ökad hållbarhet.

Eftersom ett tätskikt är till för att förhindra läckage av surt metallrikt vatten från gruvavfall så bör naturligtvis inte tätskiktet i sig föranleda läckage av metaller. I härdad aska har mängden metaller som är tillgängliga för läckage beräknats vara endast 10%, p.g.a. att metallerna är hårt bundna till kristallina strukturer (Wiles 1996). Inblandning av rötslam i flygaska tycks inte orsaka ökat läckage av metaller. Flygaskans pH-höjande förmåga förhindrar läckage av metaller från rötslammet eftersom lösligheten av många element minskar med ökande pH (Planquart m.fl. 1999). Dessutom minskar även läckage av metaller orsakat av bakterien *Thiobacillus* med ökande pH (Villar och Garcia 2002). Vid hög alkalinitet kan dock läckaget av metaller öka igen, på grund av att metallerna binder till organiskt material som löser upp sig vid högt pH, något som Xiao m.fl. (1999) observerat i blandningar av slam och aska från pappersbruk, med pH runt 12. Även kväve påverkas av pH och kan vid högt pH omvandlas till ammoniak och avgå till luften i gasform (Hargreaves 1998 och Stevens m.fl. 1998). Flygaska har i flera studier visat sig binda P effektivt då det blandats med slam (Fang m.fl. 1999). De ämnen som har hög läckagehastighet är Cl, SO₄-S, K, Na och C, medan Al, Fe, Mn och Se är hårt bundna i askan och därför lakas mycket långsamt (Eriksson 1996). Trots askans ofta höga pH kan den höga Ca-halten orsaka en kalkeffekt som initialt leder till minskat pH i läckagevattnet, som ett resultat av att salter från

askan ersätter vätejoner i en marks mårlager, som därmed frisätts. Klimatfaktorer, som frysning och upptining, kan ge ökat läckage från härdade askor (Stark 1979).

Fältförsök med tätskikt av flygaska har visat att en säsongs frostpåverkan inte ger någon ökad permeabilitet för vatten (Palmer m.fl. 2000). Istället minskade permeabiliteten, vilket tyder på att härdningsprocessen i tätskiktet fortfarande pågick under hela säsongen. Vid frost kan s.k. islinser bildas då vatten ansamlats i håligheter i tätskiktet (Lundgren 1995). Påverkan av frost på cementstabiliserad flygaska har visat sig minska ju högre hållfastheten är hos materialet, och är hållfastheten tillräckligt hög inträffar inga frostsador alls (Lundgren 1995).

Erfarenheter från hur aska och rötslam fungerar i tätskikt på deponier är än så länge begränsade, och grundar sig på resultat från ett fåtal projekt. Pågående projekt med aska och slam i tätskikt finns bl.a. i kommunerna Falun, Kristianstad, Södertälje och Ystad (Sundberg m.fl. 2003) samt studier inom Värmeforskprogrammet (Carling m.fl. 2006, Macsik m.fl. 2003). Från de observationer som har gjorts har det visat sig att permeabiliteten varit tillräckligt låg för att blandningarna ska fungera bra som tätskikt. I en del fall har det uppstått ett initialt läckage av näringsämnen och vid stor inblandning av aska även dålig lukt orsakad av ammoniakavgång (Sundberg m.fl. 2003). Växtetableringen har även i vissa fall påverkats negativt av askans höga pH. I Kristianstad har ett tätskikt konstruerats av 50 % rötslam, 25 % flyg- och bottenaska och 25 % s.k. gjutgrus (volymsprocent), med en permeabilitet så låg som $3-4 \times 10^{-11}$ m/s (Sundberg m.fl. 2003). En hög täthet har även observerats i det tätskikt i Falun som anlagts på anrikningssanden och består av 1/3 fiberslam och 2/3 flygaska (Lundgren 1995), där permeabiliteten har uppmätts vara ca 2×10^{-9} m/s (Sundberg m.fl. 2003). Studier av tätskiktet i Falun har visat att oxidationen av järn så gott som avstannat efter att sanden täcktes över, och halterna av metaller och sulfat i läckagevattnet har minskat kontinuerligt samtidigt som pH har stigit (Granhagen 1998). Däremot har bioslammet orsakat ökade halter av organiskt kol i läckagevattnet, vilket kan öka risken för metalläckage genom att metaller komplexbinds till organiska molekyler. Läckaget av organiskt material ger dessutom upphov till frågan om tätskiktets livslängd, något som skulle behöva utredas i långtidsstudier. Nedbrytningen av slammet har antagits ta lång tid p.g.a. hård packning och anaerob miljö efter erfarenheter av organiska anaeroba jordar där nedbrytningen skett mycket långsamt (SCC 2001b). Användande av starkt basisk aska på anrikningssand med höga halter av As bör undvikas, eftersom läckaget av As tycks öka vid förhöjt pH. Detta har observerats vid kontroller av läckagevattnet från en deponi med syrabildande anrikningssand på Ervallaområdet utanför Örebro, som under åren 1995-2002 täckts med ett 1-2 m tjockt asklager samt ett 2 dm tjockt skikt av aska blandat med slam (i proportionerna 20/80) för vegetationsetablering (Bäckström och Johansson 2003). I läckagevattnet har halterna av As, Ba, Cr och Cu ökat sedan övertäckningen, medan halterna av Fe, Ni, Co och Pb har minskat.

1.2.5 Rotpenetration

Etablering av vegetation i ett tätskikt ovan tätskiktet kan leda till att rötter tränger ner i det underliggande skiktet. Rötter kan på så sätt medverka till att syre diffunderar ner i anrikningssanden. Ett sätt att förhindra detta är att konstruera ett tillräckligt kompakt tätskikt eftersom rötters tillväxt snabbt minskar då tätheten i materialet ökar (Materechera m.fl. 1991, Clark m.fl. 1998).

Rotpenetrering är beroende av sprickor eller biopor från maskar eller nedbrutna rötter (Dexter 1986b, Nicoullaud m.fl. 1994). För att roten ska kunna växa ned i en spricka eller biopor måste utrymmet vara åtminstone lika stor som halva rotens diameter (Dexter 1986b). Finns inga sprickor eller porer kommer roten att ändra riktning och om detta inte är möjligt kommer rottillväxten att hämmas. Bildning och förlängning av celler minskas därmed,

samtidigt som cellerna, särskilt i cortex, ökar i bredd, vilket ger roten en ökad tjocklek (Bennie 1991). Responsen liknar även den som orsakas av syrebrist, d.v.s. eten bildas vilket bidrar till en ökad andel aerenkymatisk vävnad i roten (He m.fl. 1996).

En mekanisk resistans större än 2,0 MPa i odlingssubstratet anses vara problematisk för odling av gröda eftersom rötterna inte kan penetrera substratet (Materechera m.fl. 1991). Rotens förmåga att penetrera jord ökar med rottillväxttryck samt rot diameter (Misra m.fl. 1986, Bengough och MacKenzie 1994). Förmågan att växa ned i kompakt jord skiljer sig även mellan olika växtarter, exempelvis har tvåhjärtbladiga växter större förmåga att penetrera kompakt jord än vad enhjärtbladiga har, tack vare en större rot diameter och därigenom ett högre axiellt tillväxttryck (Materechera m.fl. 1993). Däremot saknar enhjärtbladiga växter primärrot och har fler sidorotsförgreningar per planta än vad de tvåhjärtbladiga har och därmed större möjlighet att finna sprickor och porer i kompakt jord (Dexter 1986a).

Uttorkning av tätskikt leder till en ökad risk för sprickbildning och därmed även möjligheter för rötter att växa ned. Det överliggande tätskiktet bör därför vara tjockt nog för att hålla fukten även under en längre tids torka. En starkt växande vegetation kan också bidra till att fukt suggs upp från tätskiktet som därmed riskerar att torkas ut.

2 Projektgenomförande

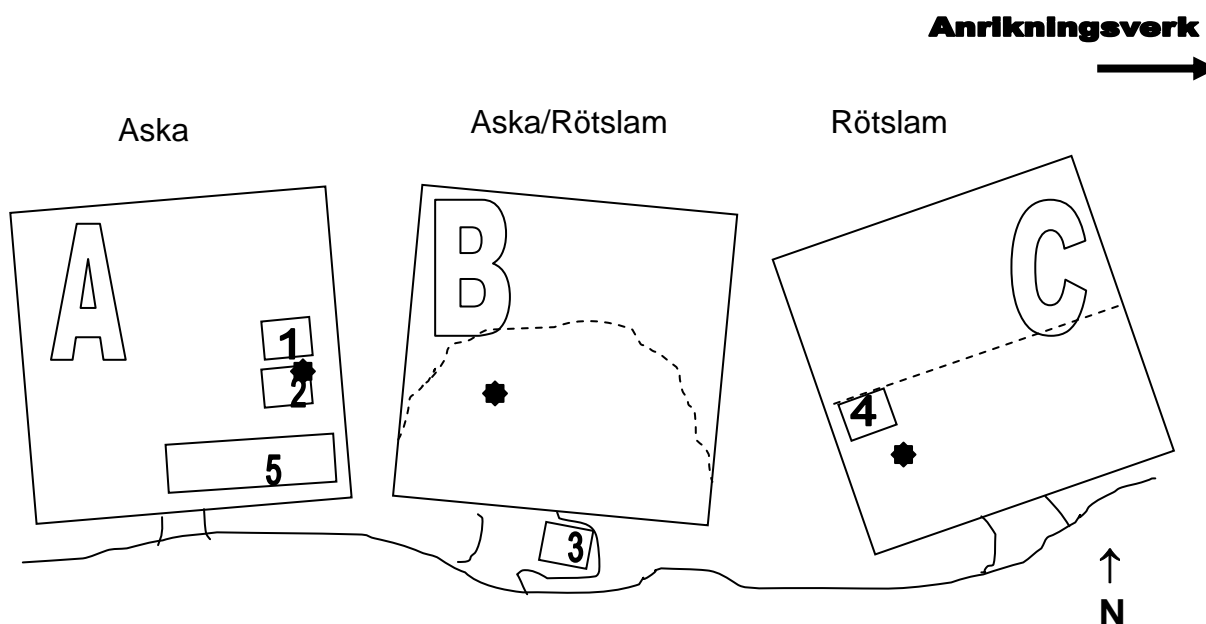
I detta projekt har vi studerat praktisk utläggning av tät- och täcksikt av flygaska och rötslam i fält, undersökt vilka växter som etablerar sig lätt i ett tätskikt av rötslam i ett kallt klimat och studerat vilka växter som med rötterna penetrerar tätskikt av olika aska-slam blandningar samt varför vissa skikt inte penetreras. Fältundersökningen har varit förlagd till anrikningssmagasinet i Gillervattnet, Boliden, där ny färsk anrikningssand hade lagts ut innan projektets start. De kontrollerade växthusstudierna förlades till Botaniska institutionen, Stockholms universitet.

2.1 Fältundersökning

2.1.1 Utlägg av tätskikt och täcksikt

Tät- och täcksikt har successivt lagts ut på tre ytor (Figur 7), under perioden 2003-2005 och som var planerade till 1 ha vardera på den del av Gillervattnet som vetter mot anrikningsverket i Boliden (Figur 3). Flygaskan har levererats från Munksund (7 080 ton) och Skellefteå Kraft (12 524 ton). En m³ motsvarar knappt 1 ton. Rötslammet har levererats från Henriksdalsverket i Stockholm. Utlägg har gjorts enligt följande:

- Yta A: Här har ett tätskikt lagts ut bestående av enbart flygaska till ytan som är utbyggd till ca 1 ha. Skiktet är 0,5 m djupt. Ovan på detta har rötslamsrutor lagts ut med ett djup av 0,5 m, enligt Figur 7. Ytan är inte helt sluttäckt med rötslam utan vissa delar har lämnats utan täckning för att underlätta provtagningen av tätskiktet.
- Yta B: Här har ett tätskikt lagts ut bestående av 70% flygaska och 30% rötslam. På grund av svårigheter med aska/slam blandningen är ytan endast utbyggd till ca 0,3 ha. Skiktet är 0,5 m djupt. Ovanpå detta har en rötslamsruta lagts ut med ett djup på 0,5 m enligt Figur 7. Utanför denna del av ytan (begränsat av den streckade linjen i figur 7) har ett 1,0 m tjockt tätskikt med enbart aska lagts ut, vilket gör att ytan i dagsläget utgör ca 1 ha. Ytan har inte påförts något slutligt täcksikt med rötslam.
- Yta C: Här har enbart ett rötslamstäcksikt lagts ut, med en tjocklek av 0,5 m. Denna yta uppgår till 0,5 ha.
- Omgivande anrikningssand används som kontroll.



Figur 7. Karta över området, ej skalenlig. Varje stor tätskiktsyta är 1 ha med en tjocklek av 0,5 m. Ca 0,3 ha av yta B består av en aska/slam-blandning (streckade linjen) och resterande 0,7 ha av enbart aska (1 m tjockt). Yta C är endast utlagd till hälften. De mindre rutorna 1-5 är försöksytor med täcksikt av rötslam (ruta 2 med inblandning av 50% barkflis), för etablering av vegetation (se avsnitt om växtetablering nedan). Ruta 1-4 lades ut våren 2004 och ruta 5 lades ut hösten 2003. Placeringen av ruta 3 beror på att den lades ut innan yta B börjat läggas ut, tätskiktet under består av aska/slam-blandning 70:30. Grundvattenrör och syresonder är placerade intill varandra vid de markerade stjärnorna.

Figure 7. Map of the area, not according to scale. Each large square (A-C) is 1 ha, with a depth of 0.5 m. About 0.3 ha of area B consist of an ash/sludge mixture (dotted line) and the other 0.7 ha of only ashes (1 m deep). The smaller squares 1-5 are test areas with protective covers of sewage sludge (square no 2 with 50% bark) for establishment of vegetation (see section about plant establishment further down). Square 1-4 were applied in spring 2004, and square 5 in autumn 2003. Since construction of area B was performed after the small squares were applied, the square 3 is placed beside B, but with the same mixture of material (ash:sludge 70:30) in the sealing layer as in area B. Ground water tubes and oxygen probes are placed where stars are marked

Askan lagrades torrt i silo i ca 3 dygn innan den fuktades och levererades eftersom tömning i anläggning endast skedde 2 ggr per vecka. Fuktning skedde direkt vid utmatning ur silon. Härdning skedde sedan redan efter ett dygn. Halten oförbränt material angavs i analysintyg till < 0,1%.

De första leveranserna av rötslam kom till platsen under sommaren 2003 och lades då i en hög på grusplanen bredvid innan användning. Eftersom slammet fryser ihop under vintern har utläggningen av täcksikt genomförts endast under sommarhalvåret.

Utläggningen av askan har skett med baklastare och detta har fungerat bra, det är normalt inga problem att gå på askan med maskinen. Tätskiktet packades genom att fordonet körde fram och tillbaka på ytan. På bilden (Figur 8) kan konstateras att vid låga temperaturer

sker en viss ångbildning i samband med utläggningen. I försöket med tätskikt av aska och slam har 1 dm slam och 2 dm aska blandats med stubbfräs och därefter lagts ut i ett 0,5 m tjockt skikt.



Figur 8. Utläggning av aska under februari månad år 2003

Figure 8. Supplementation of fly ash during February year 2003.

2.1.2 Undersökning av lakvatten och syregenomsläpplighet

Miljörör för grundvattenkontroll och syresonder sattes under hösten 2004 ut på samtliga ytor, placerade enligt Figur 7. Ett problem uppstod dock med syresonderna då grund/porvattenytan inställde sig direkt under tätskiktet varvid syresonderna hamnade under vatten och på så sätt blev utslagna. De finns dock fortfarande kvar och om vattennivån sjunker kan de komma till bruk igen. De första proverna från grund/porvattenrören togs i maj 2005. Därefter har prov tagits ut 27 oktober 2005. Analyserna har utförts av Analytica AB. Under hösten 2005 inleddes ett examensarbete av en studerande vid SLU, Umeå. Arbetet som omfattar 20 p har benämningen ”Bedömning av hydraulisk konduktivitet och homogenitet i tätskiktsprojektet på Gillervattnet”.

2.1.3 Växtetablering i fält

2.1.3.1 Inventering

För att få en förståelse för vilka växtarter som kan vara lämpliga i en växtetablering samt vilka som har förmåga att av sig själva etablera sig i avloppsslam i kallt klimat gjordes en florainventering av två ytor. Dels inventerades ett slamtäckt område vid Gillervattnet, en höjd söder om anrikningssandsdeponin, dels inventerades den nordvästra delen av Lilla Bredsjömagasinet, Garpenberg, som under en period av 30 år har täckts av ett tunt lager av slam från ortens reningsverk. Dessa båda inventeringar gjordes i juli 2002.

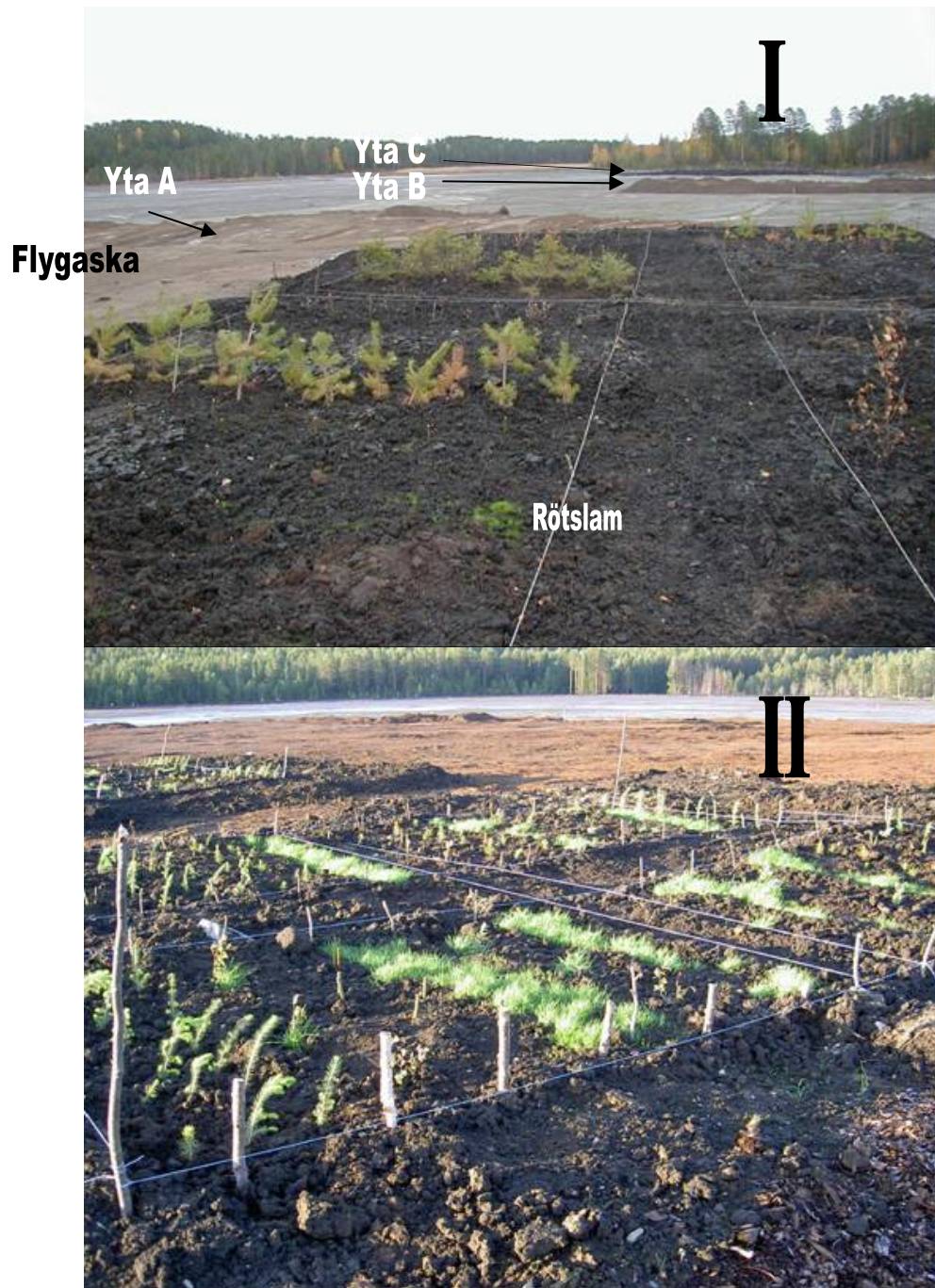
2.1.3.2 Etableringsförsök med olika arter

På försöksyta A, som har ett tätskikt av enbart flygaska, lades under sommaren 2003 en mindre ruta (10x30 m) med 30 cm rötslam ut (ruta 5 i Figur 7). För att få reda på vilka arter som har möjlighet att etablera sig i 100% rötslam i nordligt klimat såddes respektive planterades 15 olika växtarter 22 augusti 2003 enligt Tabell 8 (Figur 9).

Tabell 8. Växter satta i rötslamstäcksiktet på Gillervattnet i ruta 5 på försöksyta A

Table 8. Plant species used in vegetation establishment at Gillervattnet in trial 5 at square A

Arter från omgivningen, Boliden	Medförda arter från Botaniska institutionen, Stockholm	Inköpt frö från Svalöf Weibull
Gran (<i>Picea abies</i>), plantor	Blomsterlupin (<i>Lupinus polyphyllus</i>), frön	Rödven (<i>Agrostis capillaris</i> , var Boral)
Tussilago (<i>Tussilago farfara</i>), plantor	Korgvide (<i>Salix viminalis x schwerinii</i> klon Tora), skott	Rörflen (<i>Phalaris arundinacea</i> var Palaton)
Mjölkört (<i>Epilobium angustifolium</i>), frön samt rhizom	Svartvide (<i>Salix myrsinifolia</i> klon SWE1), skott	Vägsläntsblandning
Svartvide (<i>Salix myrsinifolia</i>), plantor	Vattenpil (<i>Salix dacyclados</i> klon 81090), skott	Ängsgröe (<i>Poa pratensis</i> var Sobra)
Sälg (<i>Salix caprea</i>), skott		Rödsvingel (<i>Festuca rubra rubra</i> var Kristina + Diego)
Tall (<i>Pinus sylvestris</i>), plantor		Turftimotej (<i>Phleum bertolonii</i> var Parant)
Vårtbjörk (<i>Betula pendula</i>), plantor		



Figur 9. Etableringsförsöket i fält. I) Yta A; tätskikt av flygaska, täcksikt av röttslam. Yta B; tätskikt av flygaska och röttslam (70:30), täcksikt av röttslam. Yta C; inget tätskikt, täcksikt av röttslam. II) Olika etablerade arter på ruta A

Figure 9. Plant establishment in field. I) Trial A; sealing layer of fly ashes, cover layer with sewage sludge. Trial B; sealing layer of fly ashes and sewage sludge (70:30), cover layer with sewage sludge. Trial C; cover layer with sewage sludge. II) Various established plant species at trial A

Då alla växter inte klarade sig sattes nya året därpå. Nya skott av korgvide, svartvide och vattenpil från Botaniska institutionen sattes invid de gamla döda skotten för att se om de klarar sig bättre om de sätts på försommaren. Plantor av gran och tall från Boliden Mineral AB sattes mellan de döda plantorna av respektive art.

För att testa några olika planteringsmaterial för etablering gjordes följande studie. I ena änden av ruta 5 (Figur 7) lades små rutor ut där vägsläntsblandning och rörflen såddes. Rutorna täcktes innan sådd av (från norr till söder): 1) barkflis, 2) kontroll, 3) sand från grusplanen.

Under juli månad 2005 prövades även att sätta snabbväxande industrihampa i rötslam samt rötslam blandat med bark i ruta 1 och 2 i ruta A (Figur 5).

2.1.3.3 Etablering av växter för rotpenetreringsförsök i fält.

Penetreringsförmågan genom tätskikt hos rötter i fält kommer att studeras, dock inte inom ramen för denna projektperiod, och för att kunna göra detta utfördes en plantering i mindre rutor av olika arter på de 3 rutorna.

I juni 2004 lades följande försöksrutor (Figur 7) ut:

- 1) Ruta 1. Rötslam, ett ca 30 cm tjockt skikt på 50 cm tjockt tätskikt av 100% bioflygaska (dvs. ruta A).
- 2) Ruta 2. Rötslam blandat med barkflis (50/50), ett 20-30 cm tjockt skikt på 50 cm tjockt tätskikt av bioflygaska (dvs. ruta A).
- 3) Ruta 3. Rötslam, ett 30 cm tjockt skikt på ca 50 cm tjockt tätskikt av bioflygaska blandat med rötslam (70/30) (dvs. ruta B)
- 4) Ruta 4. Rötslam, ett 20-30 cm tjockt skikt på ett 30-50 cm tjockt tätskikt av rötslam (dvs. ruta C)

I de fyra försöksrutorna planterades respektive såddes 7 olika arter (Tabell 9), valda efter erfarenheter från etableringsförsöket.

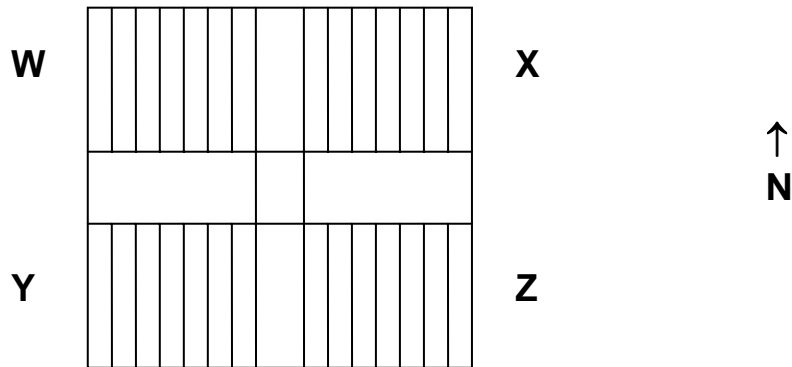
Tabell 9. Växtarter satta i tätskikt av rötslam på Gillervattnet för att studera rotpenetration av underliggande tätskikt.

Tabel 9. Plant species established in protective covers of sewage sludge at Gillervattnet for studies of root penetration of sealing layers.

Inköpt frö från Svalöf-Weibull 0,5 dl frö/rad	Plantor från Boliden Mineral AB, 1 år gamla, 12 plantor/rad	Arter från omgivningen, Boliden, 10-20 cm höga, 6 plantor/rad (3 av björk)
Rörflen, (<i>Phalaris arundinacea</i> var Bamse)	Gran (<i>Picea abies</i> var Björkebo samt Hissjö)	Glasbjörk (<i>Betula pubescens</i>)
Vägsläntsblandning	Tall (<i>Pinus sylvestris</i> var Skaholma)	Svartvide (<i>Salix myrsinifolia</i>)
		Sälg (<i>Salix caprea</i>), skott

2.1.3.3.1 Planteringsrutor

Försöksrutorna delades in i fyra avdelningar (W-Z) med de 7 arterna slumpvis fördelade i varje avdelning i rader (Figur 10). Varje planteringsrad är 2 x 0,45 m, yttermättet på hela rutan är 6,5 x 5 m och gångarna är 0,5 respektive 1 m breda.



Figur 10. Försöksruta för rotpenetreringsförsöket.

Figure 10. Test square for studies on root penetration.

2.2 Laboratorieexperiment

2.2.1 Hållfasthet- och permeabilitetstest av askor

För att få kunskap om genomläppligheten hos tätskikt av olika askor och blandningar av askor med vatten och rötslam, testades askornas och aska-slamblandningars hållfasthet och permeabilitet av Statens Geotekniska institut (SGI, Rapport 2-0305-0287). En slurry tillverkades av blandningarna så att provet fick en gjutbar konsistens. De askor som testades kom från Skellefteå Kraft och Umeå Energi. Till dessa askor tillsattes olika mängder vatten och/eller rötslam. Ingen härdning förelåg testen. Undersökningen gjordes i ett replikat.

2.2.2 Analys av extrakt från askor och slam

För att få en förståelse för askor och rötslams inverkan på växtrötter undersöktes extrakt från dessa restprodukter. En del restprodukt och 5 delar (vikt/vikt) vatten tillsattes en e-kolv, som förslöts. Detta skakades i rumstemperatur i 24 timmar och filtrerades därefter (0,45 µm filter). Extrakten skickades sedan till Analytica AB för elementanalys. I lösningarna mättes också pH, konduktivitet och salinitet. Undersökningen gjordes i ett replikat.

2.2.3 Fysikaliska test av olika härdade askblandningar

Flygaska från Högdalen P6 samt rötslam från Henriksdals avloppsreningsverk användes i denna studie. Färsk aska blandades med rötslam i proportionerna 100:0 (20% (på viktsbasis) vatten tillsattes), 60:40 och 10:90 och fick härda i mätrör. Skrymdensiteten och vatteninnehållet analyserades genom att blandningarna vägdes, torkades i 105°C under 48 timmar, varpå de vägdes igen och volymen avlästes.

I ett annat experiment undersöktes skrymdensiteten hos härdad aska med olika hårdhet som erhållits m.h.a. olika mängd tillsatt vatten vid härdning. Ju mindre vatten desto högre hårdhetsgrad. Torr aska blandades med destillerat vatten, i följande proportioner: 59, 63, 67, 71 och 77% aska (vikts-%). Skrymdensiteten undersöktes som ovan på blandningarna. Undersökningen gjordes i 3-4 replikat. Hårdheten i dessa blandningar analyserades m.h.a. enaxiella tryckförsök ur vilka tryckhållfastheten kunde beräknas. Askproverna var gjutna i cylindrar (ø 5 cm, höjd 10 cm), och urtagna ur dessa efter härdning i 2 (replikat 1-2) respektive 4 (replikat 3-4) veckor.

2.3 Växthusförsök

2.3.1 Växtetablering - Inblandning av andra material i rötslam.

I denna undersökning studerades olika materialblandningar att användas i växtetablering. Flygaskan var en biobränsle aska och kom från Hedensbyn. Granplantor (Ålbrunna, 1 år gamla) sattes i följande blandningar: a) planteringsjord, b) rötslam, c) rötslam/flygaska, d) rötslam/bark, e) rötslam/sand, f) rötslam/anrikningssand. Proportionen rötslam/övrigt material var i alla blandningar 2:1. Blandningen tillverkades genom att de olika materialen varvades i en plastkruka (volym 4 dl) och därefter blandades m.h.a. en sked. Efter 6 månader analyserades tillväxt, klorofyllhalt och stressenzymaktivitet hos plantorna för att se om de olika materialen påverkade växterna olika. Som tillväxtparameter användes torrsvikt hos barr, stam och rötter. Skottlängden mättes före och efter försöket. Barrrens klorofyllhalt mättes enligt Arnon (1949). För att få en uppfattning om hur substratet påverkat växterna mättes aktivitet av stressenzym i rötter och barr. De enzymer som valdes är markörer för allmän stress och var glukos-6-fosfat dehydrogenas (G-6-PDH) och guaiacolperoxidase (GPOD) vilka analyserades enligt Bergmeyer m.fl. (1974) och Van Assche m.fl. (1988). pH i substratet mättes genom att skaka 10 g lufttorkat substrat med 50 ml vatten i förslutna plastbägare 5 timmar på skakbord. Undersökningen utfördes i 5 replikat.

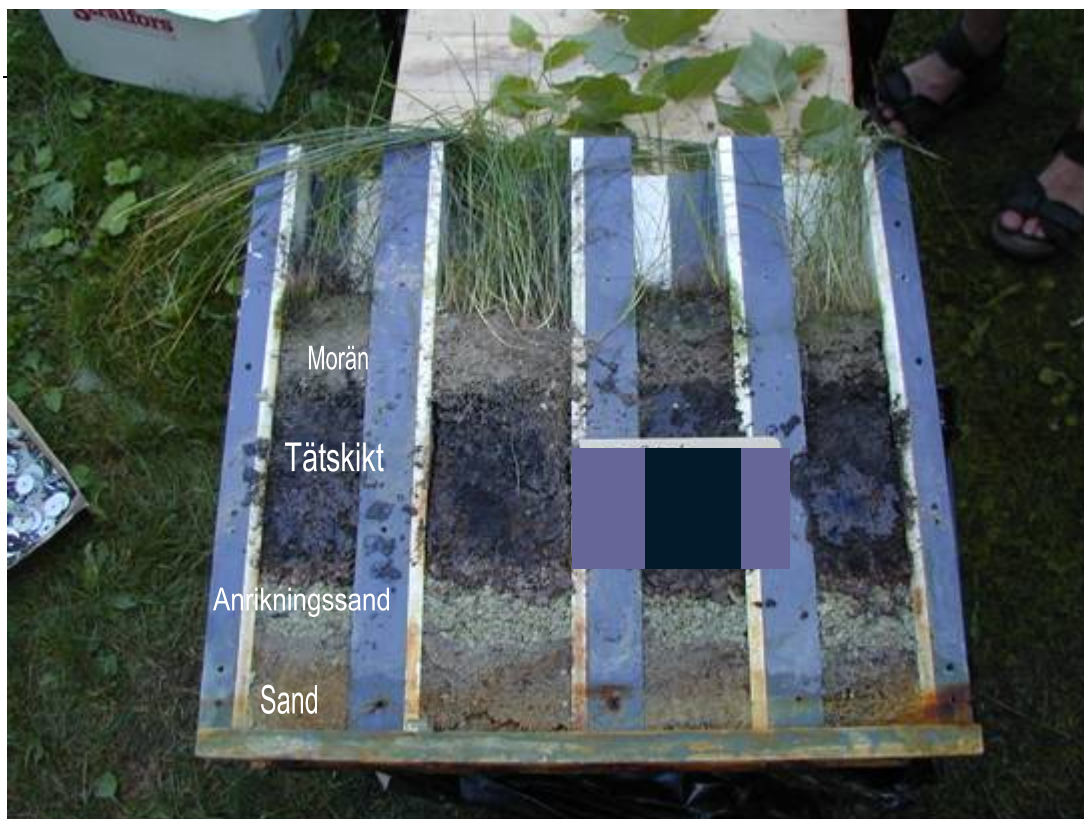
Även förmågan hos skott av svartvide (*Salix myrsinifolia*) att bilda rötter i de olika materialblandningarna undersöktes. I detta försök överlevde dock endast de plantor som stod i planteringsjorden.

2.3.2 Rotpenetreringsförsök

2.3.2.1 Rotpenetrationsförsök med morän som tätskikt

Rötters penetration genom tätskikt studerades i behållare av PVC med en innerdiameter på 50 x 11 x 6 cm (Figur 11). I botten på behållarna lades ett skikt av 5 cm sand därefter 5 cm anrikningssand, 15 cm tätskikt toppat av 10 cm morän. Anrikningssanden bestod av vittrad pyritrik sand från Kristinebergs anrikningssandsmagasin, Sverige (65° 04' N, 18° 44' E), från vilket också moränen insamlades. Tätskiktet bestod av blandningar av flygaska från Högdalen P6 och rötslam från Henriksdals reningsverk. Tre olika aska : rötslams blandningar användes i försöket: 100:0, 60:40 and 10:90, vilka hade en skrymdensitet på $1,14 \pm 0,04$, $0,51 \pm 0,01$ och $0,31 \pm 0,01 \text{ g cm}^{-3}$.

I moränskiktet planterades vårtbjörk (*Betula pendula*; 2 veckor gamla), tall (*Pinus sylvestris*; 1 år gamla), korgvide (*Salix viminalis* klon 78183; 15 cm stambitar) och ängsgröe (*Poa pratensis* var Amason; 1 g frön). Växterna odlades 6 månader i växthus under 18 timmar ljus/6 timmar mörker samt 19°C/17°C. Därefter öppnades behållarna och 75 cm³ prov togs ut med en spatel från följande lager: i botten på moränskiktet, toppen och botten på tätskiktet samt i anrikningssandsskiktet. Växtrötterna separerades bort och torkades i 105°C i 24 timmar och vägdes därefter. I jordproverna mättes pH. Undersökningen gjordes i 4 replikat.



Figur 11. Experimentuppsättning för rotpenetrationstudien.

Figure 11. Experimental set ups for the root-penetration experiment.

2.3.2.2 Rotpenetrationsförsök med rötslam som tätskikt

Detta försök är ett kompletterande försök till det föregående med fler arter samt 20 cm rötslam på toppen istället för morän. Tätskiktet var i detta fall en blandning av 60% flygaska och 40% rötslam eller 80% flygaska och 20% vatten och skiktet var i detta fall 10 cm. Växter som undersöktes var glasbjörk (*Betula pubescens*), gran (*Picea abies*), mjölkört (*Epilobium angustifolium*), rörflen (*Phalaris arundinacea* cv Palaton), svartvide (*Salix myrsinifolia*), tall (*Pinus silvestris*) och tussilago (*Tussilago farfara*). Björk, gran, tall, svartvide och tussilago sattes som 10-40 cm höga plantor och mjölkört sattes som frön, insamlade från Gillevattenområdet. Rörflen inköptes och sattes som frön. Försöket pågick i 12 månader och avslutades i juli 2004. Undersökningen utfördes i 4 replikat.

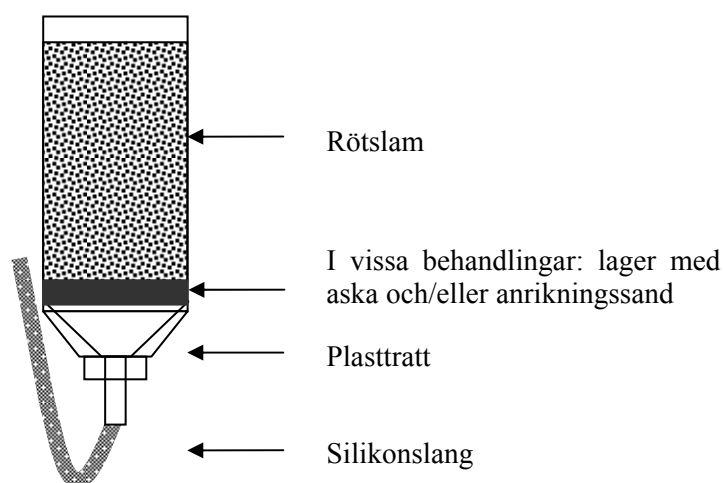
2.3.2.3 Rottillväxtförsök i olika hårda tätskikt

Detta tillväxttest med ärtor och rörflen i jord ovanpå härdad flygaska av olika hårdhetsgrad (olika mängd tillsatt vatten) utfördes för att se om det mekaniska motståndet är det främsta hindret för rötternas tillväxt. Flygaska (100g TS) från Högdalen P6s värmeverk blandades med 30, 40, 50, 60, och 70 ml vatten och hällades i 200 ml plastkärl. En större andel vatten ger ett porösare material efter härdningsprocessen. Dessutom gjordes två omgångar av askblandningar, den ena 1 vecka och den andra 10 månader innan försökets start, för att se om askan med tiden fick en minskad motståndskraft mot rotpenetrering. De lagrade askblandningarna förvarades i ett mörkt rum, och sköljdes även 3x1 timme med 150 ml vatten för att simulera påverkan av regn. Vid försökets start lades 100 g planteringsjord ovanpå askblandningarna och i detta såddes 1 g frön av rörflen (*Phalaris arundinacea* L. var Palaton) eller 5 frön av ärtor (*Pisum sativum* L. cv Faenomen). Kärl med jord och växter men utan

tätskikt utgjorde kontroller. Experimentet utfördes i klimatkammare och växterna vattnades med 50 ml vatten varannan dag. Efter tre veckor avslutades försöket och växterna skördades och separerades i rötter och skott innan de torkades i 105°C i 24 timmar. Jordens och asklagrets pH mättes.

2.3.3 Läckageförsök

För att se om växter har någon inverkan på läckaget av näring och tungmetaller från olika material så odlades rörflen (*Phalaris arundinacea* L. var Palaton sådda från frö) i lysimetrar (volym 1 L) med rötslam från Henriksdal-Sickla, Stockholm, under 11 veckor (Figur 12). Under slammet fanns i vissa lysimetrar även ett lager av härdad bioflygaska från Munksund, och/eller ovittrad anrikningssand från Gillervattnet, Boliden. För att underlätta vattengenomströmning mortlades och sållades (2 mm) den härdade askan innan iläggning. I lysimetrar med både aska och anrikningssand låg askan ovanpå anrikningssanden. Mängden material (TS) i lysimetrarna var: 100 g rötslam, 40 g aska och 70 g anrikningssand.



Figur 12. Lysimeter använd i läckageförsök.

Figure 12. Container used in the leakage experiment.

Försöket utfördes i växthus med 18 timmar ljus/6 timmar mörker samt 19°C/17°C dag/natt-temperatur. Tre gånger i veckan tillsattes 100 ml destillerat vatten som fick perkolera genom lysimetrarna. Efter 11 veckor togs vattenprover genom att 200 ml vatten läts stå i lysimetrarna under 60 minuter innan det släpptes ut genom slangen och tappades upp i plastflaskor. I vattenproverna analyserades kväve, fosfor, Pb, Zn, Cu och C, pH och konduktivitet. Kväve och fosfor analyserades spektrofotometriskt och metaller med atomabsorptionspektrofotometri (Varian SpectrAA). Metallhalter mättes även i rötter och skott av de växter som använts i försöket.

2.3.4 Toxicitetstester med lakvatten från avfalls- och bioflygaska

2.3.4.1 Toxicitetstest på ärta i lakvatten från 5 olika askor.

Detta försök gjordes för att få en förståelse för vad av det som lakats ut från askor som kan vara toxiskt för växten. Eftersom olika askor har olika pH, konduktivitet, alkalinitet samt

innehåll av olika element (Tabell 14 och 15) kan det vara av vikt att känna till vilka av dessa faktorer som påverkar växter. En negativ effekt på växter av aska kan vara fördelaktigt i ett tätskikt för att undvika rotpenetrering, samtidigt som det inte får förhindra att växter etablerar sig i täcksiktet ovanför. Toxicitetstestet utfördes med extrakt av bioflygaskor från Hässelby, Munksund och Hedensbyn, samt avfallsaskor från Högdalen P6 (byggavfall) och Umeå (hushållsavfall). Extrakten tillverkades genom att en del aska skakades med 5 delar vatten (vikt/vikt) i en försluten e-kolv i rumstemperatur under 24 timmar, och därefter filterades (0,45 µm). Två dygn gamla ärtplanter sattes i spädningsserier i 15 ml provrör med dessa extrakt, i triplikat, under 48 timmar. Före och efter försöket mättes pH i lösningarna samt ärtornas rotlängd, och en tillväxtkurva beroende på koncentration av askextrakt kunde konstrueras. Ur kurvorna avlästes EC₅₀ (effektiv koncentration med en tillväxthämning på 50% jämfört med kontroll), och dessa värden kunde därefter jämföras med de olika uppmätta parametrarna i askextrakten.

2.3.4.2 Stressrespons hos böna i lakvatten med hög och låg alkalinitet.

Denna studie utfördes för att studera tidig stress i växter av olika typer av askor. I försöket användes extrakt från den aska med högst alkalinitet (bioaska från Hässelby) samt den med lägst alkalinitet (avfallsaska från Umeå), men vid låga koncentrationer för att undvika den starka effekt som högt pH har. Bioflygaskan hade ett pH runt 12, men däremot relativt låga metallhalter, medan avfallsflygaskan hade ett pH runt 7 men ett något högre metallinnehåll. I detta försök användes böna (*Phaseolus vulgaris* cv. Limburgse vroege), som använts som standardväxt för test av förorenade jordar (Van Assche and Clijsters 1990). Fyra dagar gamla planter sattes i 1 L behållare, fyra planter i varje, med näringslösning (kontroll) eller näringslösning och askextrakt (0,5 eller 2% av vardera aska). Triplikat av varje behandling användes. Varje eftermiddag mättes pH i odlingsbehållarna. Efter 10 dygn i klimatkammare skördades växterna och analyserades för tillväxt samt enzymatisk aktivitet i rötter och skott. För mätning av enzymaktivitet frystes 1 g blad eller rot ned i flytande kväve, för att senare mixas med extraktionsbuffert, filteras och centrifugeras. Extraktet analyserades spektrofotometriskt enligt Bergmeyer m.fl. (1974) och Mocquot m.fl. (1996) för aktivitet av enzymerna malatoxidoreduktas (malic enzyme, ME), isocitrat dehydrogenas (ICDH), glukos-6-fosfat dehydrogenas (G-6-PDH) och guaiacol peroxidase (GPOD).

2.3.4.3 Växters förmåga att förändra pH i lakvatten från aska

I lösningar använda i toxicitetstesten sjönk pH under försökens gång. För att se om det var en effekt av växtaktivitet eller om det berodde på tillsats av koldioxid från luften gjordes ett försök med ärtor i extrakt från den aska med högst alkalinitet (Hässelby bioflygaska). Två dygn gamla planter sattes i 15 ml provrör (i triplikat) med 1, 5 eller 20% askextrakt, samt vatten som kontroll. Före och efter försöket som varade i 48 timmar mättes pH i lösningarna. En serie luftades med plastslangar (ø1 mm) medan en annan serie skyddades från luft genom att parafilm var spänd över provröret, som ärtans rot gick igenom.

3 Resultat

3.1 Fältundersökning

3.1.1 Utlägg av tätskikt och täckskikt

Utläggningen av yta A har kunnat ske kontinuerligt, dvs. utläggningen av enbart flygaska har fungerat som planerat. På yta B har material inte kunnat läggas ut under vintern på grund av hopfrysning av slammet, vilket gjort att inblandningen inte kunnat genomföras. Yta C lades ut efter det att tjälén kommit. Försök med utläggning under hösten måste avbrytas eftersom sanden inte bar pistmaskinen.

På grund av de svårigheter som uppstod vid utläggning av både material för yta B och även yta C kunde inte utsättning av grundvattenrör och syresonder genomföras enligt ursprunglig planering. Beslut togs därför att genomföra utsättningen då ytorna justerats efter tjällossningen 2004. Vid tjällossningen visade det sig att mindre fläckar inte hade härdat, den troliga orsaken är att snö kapslades in när askskiktet lades ut. Dessa områden hade senare samma hållfasthet som övriga partier.

Blandmaterialet som lades ut under senhösten härdade inte i önskad takt och blev därigenom svårt att lägga ut. Traktorn hade svårt att ta sig fram och ytan blev väldigt ojämn. Efter avjämning under våren hade den god bärighet. Utläggningen av material återupptogs när slammet hade tinat upp. Blandning av rötslam och flygaska genom hopfräsning går ej att genomföra under perioder då slammet är fruset

Utläggningen har skett med baklastare och detta fungerar bra, det är normalt inga problem att gå på askan med maskinen. Härdning sker redan efter ett dygn.

Problem med härdning och utläggning har förekommit vid de tillfällen då askan har haft för låg vatteninblandning. Problemet har diskuterats med representanter för Skellefteå Kraft och man enades om ett program för uppföljning av vattentillsatsen. Inblandningen av vatten vid Hedensbyanläggningen fungerar nu bra och tillsatsen är ca 20 %. Enligt uppgift från Skellefteå Kraft har inte vattenledningarna till askutmatningen i dag kapacitet för en ökad inblandning.

3.1.2 Undersökning av lakvatten och syregenomsläpplighet

Ett problem uppstod med syresonderna då de hamnade under grundvattenytan eftersom grundvattennivån ligger direkt under rötslamsskiktet.

Analys av grundvattnet under maj respektive oktober visar att halterna skiljer sig åt mellan provtagningstidpunkterna. Analysen i maj visar att i den ruta där tätskiktet bestod av enbart aska fanns den högsta halterna av Fe, K, Na, Al, Zn, As, Ba, Cu, Pb, Cd, Co, Cr och Hg i lakvattnet (Tabell 10). Halterna sjönk med ökad halt rötslam i tätskiktet och var lägst i ruta C där täckskiktet bestod av enbart rötslam. Tvärtom var fallet med Ca, Mg och N. I fallet med S och Mn verkade tätskiktet inte spela någon roll medan närvaro av tätskikt, oberoende innehåll, gav en hög halt Ni medan frånvaro av tätskikt (aska) gav en mycket låg Ni halt i grundvattenprovet. Generellt kunde samma trend ses vid oktober månads mättillfälle utom för Fe, Al, As, Ba, Pb och Ca. Dock var halterna ofta lägre, och för några element (Fe, Al, As, Cu, Hg och Pb) var halterna extremt mycket högre i maj än i oktober.

Konduktivitet och pH analyserades ej på vattnet i majproverna. I oktoberproverna var konduktiviteten högst och pH lägst i vattnet från ruta A, dvs. den med tätskikt av enbart aska.

Lägst konduktivitet och högst pH hade vattnet från ruta C insamlat under täckskiktet med slam.

Tabell 10. Koncentration av olika element i grundvattenprover tagna i maj och oktober i sanden 0 - 50 cm under tätskikt i ruta A (aska) och ruta B (aska/rötslam) samt under rötslams täckskikt i ruta C

Table 10. Content of various elements in ground water samples sampled in May and October in the tailings 0 - 50 cm under the sealing layer in trial A (ashes) and trial B (ash/sewage sludge) and under the cover layer of sewage sludge in trial C

Enhet	2005-05-30			2005-10-05		
Element	A	B	C	A	B	C
m.m.						
(mg L ⁻¹)						
Ca	345	483	535	489	393	427
Fe	134	8,4	3,75	0,043	4,6	6,09
K	2110	267	67,1	3540	157	81,9
Mg	30,3	103	158	55,2	8,9	196
Na	493	242	180	817	198	154
S	1270	778	1010	1850	490	1350
N	20	110	210	13	31	490
(µg L ⁻¹)						
Al	19200	903	31	<20	533	325
As	2740	172	84,9	87,4	307	377
Ba	556	42,4	51	84,1	123	64,2
Cd	10,3	1,39	<1	6,72	<5	<0,4
Co	41,4	14,2	0,806	31,5	4,02	0,435
Cr	55,5	1,99	<0,9	4,05	4,01	1,21
Cu	1310	166	1,08	70,1	64,9	3,53
Hg	11	0,545	<0,02	0,348	0,657	<0,02
Mn	2030	2620	1900	3260	60,7	1280
Ni	41,1	54,2	0,996	215	29,6	3,93
Pb	2650	130	3,11	9,42	188	9,32
Zn	6610	1850	20,9	5100	601	64,6
(mS cm ⁻¹)						
Konduktivitet				14,35	2,90	7,28
(pH)						
pH				7,16	9,27	8,50

3.1.3 Växtetablering i fält

3.1.3.1 Inventering av slamtäckta deponier

På den rötslamstäckta kullen invid Gillervattnet i Boliden var de dominerande arterna mjölkört, hästhov och svartvide (Tabell 11). På den slamtäckta delen av Lilla Bredsjömagasinet i Garpenberg dominerades ytan av björk, tall samt gräset rödven, och sammanlagt hittades där 72 olika arter.

Tabell 11. Dominerande växtarter på slamtäckta områden vid Gillervattnet, Boliden, och Lilla Bredsjömagasinet, Garpenberg

Table 11. Dominating plant species on sewage sludge covered sites at Gillervattnet, Boliden, and Lilla Bredsjömagasinet, Garpenberg

Gillervattnet		Lilla Bredsjömagasinet	
Svenskt namn	Latinskt namn	Svenskt namn	Latinskt namn
Mjölkört	<i>Epilobium angustifolium</i>	Rödven	<i>Agrostis capillaris</i>
Hästhov	<i>Tussilago farfara</i>	Vårtbjörk	<i>Betula pendula</i>
Svartvide	<i>Salix myrsinifolia</i>	Glasbjörk	<i>Betula pubescens</i>
Vårtbjörk	<i>Betula pendula</i>	Tall	<i>Pinus sylvestris</i>
Tall	<i>Pinus sylvestris</i>	Brunrör	<i>Calamagrostis purpurea</i>
Glasbjörk	<i>Betula pubescens</i>	Hallon	<i>Rubus idaeus</i>
Tuvtåtel	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Pipdån	<i>Galeopsis tetrahit</i>
		Kvickrot	<i>Elytrigia repens</i>
		Vass	<i>Phragmites australis</i>
		Svart vinbär	<i>Ribes nigrum</i>

3.1.3.2 Etableringsförsök med olika arter

En inventering av hur det hade gått för växtetableringen på Gillervattnet i rötslam på ruta A utfördes 13 juni 2004, 10 månader efter plantering och sådd. Följande noteringar kunde göras (Tabell 12).

Resultaten visar tydligt att det är lättare att etablera växter genom frösådd än genom utplantering. Alla gräsarter och lupin hade gott bra, speciellt turftimotej och ängsgröe. Av de växter som fanns i det omedelbara området hade endast mjölkört klarat överflyttningen i alla rutor. Endast ca 5% av granplantorna överlevde och ingen av tussilagoplantorna, tallplantorna eller björkplantorna. De olika videarterna visade låg överlevnadsfrekvens. Sälgt från området hade 20% överlevnad medan ingen av de övriga klarade vintern. Naturlig fröspridning av framförallt svartvide och mjölkört från omgivande områden skedde däremot i stor omfattning.

Spridning av bark eller sand på ytan av slammet medförde ingen skillnad i gröningsförmåga för rörflen eller vägsläntsblandning.

Etableringen av hampan gick även den bra (Figur 13). Den blev 2 meter hög under säsongen. och växte ungefär lika bra oavsett planteringsmaterial, dvs. rötslam och rötslam blandat med bark.



Figur 13. Olika arter, däribland industrihampa och mjölkört etablerade på ruta A.

Figure 13. Various species, among others industrial hemp and fireweed established at trial A.

Tabell 12. Etablering av olika arter i rötslam på ruta A under 10 månader

Table 12. Plant establishment in sewage sludge during 10 months at trial A

Ursprung Arter	Etableringsgrad
Plantor från omgivningen	
Gran (<i>Picea abies</i>)	endast 2 av 36 plantor hade överlevt
Tussilago (<i>Tussilago farfara</i>)	inga överlevande
Mjölkört (<i>Epilobium angustifolium</i>)	både överflyttade rötter och fröställningar hade börjat skicka upp skott
Svarvide (<i>Salix myrsinifolia</i>)	endast buskar där jord följt med rotklumpen hade överlevt
Sälg (<i>Salix caprea</i>)	ca 20% av plantorna var vid liv
Tall (<i>Pinus sylvestris</i>)	inga överlevande
Vårtbjörk (<i>Betula pendula</i>)	inga överlevande
Från Botaniska inst:	
Blomsterlupin (<i>Lupinus polyphyllus</i>) (frö)	bra groning
Korgvide (<i>Salix viminalis x schwerinii</i> klon Tora) (skott)	inga överlevande
Svartvide (<i>Salix myrsinifolia</i> klon SWE1) (skott)	inga överlevande
Vattenpil (<i>Salix dacyclados</i> klon 81090) (skott)	inga överlevande
Frön från Svalöf Weibull	
Rödven (<i>Agrostis capillaris</i> , var Boral)	bra groning
Vägläntsblandning	bra groning, mindre plantor än övriga gräs
Rörflen (<i>Phalaris arundinacea</i> var Palaton)	bra groning
Ängsgröe (<i>Poa pratensis</i> var Sobra)	mycket bra groning
Rödsvingel (<i>Festuca rubra rubra</i> var Kristina + Diego)	få frön hade grott
Turftimotej (<i>Phleum bertolonii</i> var Parant)	mycket bra groning (bättre än alla andra gräsarter) och stora tuvor

3.1.3.3 Etablering av växter för rotpenetreringsförsök i fält.

Etablering av rörflen, vägläntsblandning och svartvide fungerade bra, medan tall, gran, björk och sälg visade symptom på stress (kloros) hos överlevande plantor. En säsong efter sådd/plantering var överlevnaden för de olika arterna: Rörflen 65%, vägläntsblandning 60%, tall 59%, gran 49%, glasbjörk 63% och svartvide 96% och Salix-skott 9%. Siffrorna anger täckningsgrad i rutorna för gräsen, samt andel överlevande plantor för övriga växter. Etablering i nyutlagt slam visade sig svårare än då slammet legat på plats i några månader. Under år 2006 och 2007 ska rotutvecklingen hos växterna i dessa rutor undersökas.

3.2 Laboratorieexperiment

3.2.1 Hållfasthet- och permeabilitetstest hos askor

För att ett tätskikt ska vara acceptabelt skall permeabiliteten inte vara högre än 10^{-9} m/s. Försöken visar att det går att uppnå godtagbar permeabilitet med blandningar av flygaska och vatten (Tabell 13 och 14). Mängden vatten tycks dock vara mycket viktig för vilken permeabilitet blandningen får. Biobrännleaskan gav lägre permeabilitet än avfallsflygaskan, och tillsats av rötslam minskade permeabiliteten. Nämnas bör att detta är packade och ej härdade skikt.

Tabell 13. Sammanställning av laboratorieundersökningar av Skellefteå Krafts flygaskor gjorda av SGI). För detaljerad information se SGI:s rapport 2-0305-0287. För att passa som tätskikt önskas en permeabilitet av högst 10^{-9} m/s.

Tabell 13. Collation of data from the laboratory investigation on fly ashes from Skellefteå Kraft by SGI. For detailed information see SGI:s report 2-0305-0287. A sealing layer permeability of not more than 10^{-9} m/s is requested.

Material/ parametrar	Slurry aska + 56% vatten	Slurry aska + 45% vatten	Slurry aska + 30% vatten	Aska + 30% rötslam	Aska + 30% rötslam + 10% vatten
<i>Skellefteå Kraft aska</i>					
Tryckhållfasthet (kPa)	590	1470	818	123	173
Permeabilitet ($m s^{-1}$)	$4,84 \times 10^{-11}$	$4,07 \times 10^{-10}$	$3,83 \times 10^{-7}$	3×10^{-7}	$2,31 \times 10^{-6}$

Tabell 14. Sammanställning av laboratorieundersökningar av Umeå energis flygaskor gjorda av SGI. För detaljerad information se SGI:s rapport 2-0305-0287. För att passa som tätskikt önskas en permeabilitet av högst 10^{-9} m/s.

Tabell 14. Collation of data from the laboratory investigation on fly ashes from Umeå energi by SGI. For detailed information see SGI:s report 2-0305-0287. A sealing layer permeability of not more than 10^{-9} m/s is requested.

Material/ parametrar	Slurry aska + 53,3% vatten	Slurry aska + 42% vatten	Slurry aska + 30% vatten	Aska + 30% rötslam	Aska + 30% rötslam + 10% vatten
<i>Umeå energi aska</i>					
Tryckhållfasthet (kPa)	69	200	225	129	130
Permeabilitet ($m s^{-1}$)	$2,50 \times 10^{-7}$	$1,0 \times 10^{-7}$	$2,41 \times 10^{-6}$	$1,56 \times 10^{-5}$	$2,02 \times 10^{-5}$

3.2.2 Analys av vattenextrakt från askor och slam.

Vattenextrakten från de olika askorna samt från rötslam skiljde sig åt med avseende på innehåll av olika element (Tabell 15). Vattnet från slammet innehöll höga halter av Zn, Ni, Mn, Cu, Co, Mg, Fe men låga av Mo, Pb, Cr, Ba, Na, K jämfört med askorna. Jämför man avfallsaskor med biobränsleaskor så hade de senare lägre halter av Ca, Mg, Cd, Cu, Mo, Ni än avfallsaskorna. Noteras kan Iggesundaskans höga halter av Zn och K, Hässelbyaskans höga halt av K, Munksundsaskans höga halt av Ba och Al, Högdalen P6askans höga Cu halt och Umeå energiaskans höga Mg, Na, B och Cd-halter i vattnet.

Tabell 15. Analys av vattenextrakt från flygaska och rötslam.

Table 15. Analyses of water extracts from fly ashes and sewage sludge.

Enhet	Rötslam	Flygaska					Avfall	
		Biobränsle					Högdalen P6	Umeå Energi
Element	Sickla	Munksund	Iggesund	Skellefteå Kraft	Hässelby			
(mg L⁻¹)								
Ca	609	204	354	248	701	5120	1100	
Fe	0,36	0,005	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	
K	11,9	3480	12800	1580	9370	1000	4580	
Mg	101	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,2	5,22	32,8	
Na	25,7	1040	427	271	913	950	4750	
S	549	3,82	2620	332	2850	357	1090	
(µg L⁻¹)								
Al	458	672	< 2	64,1	30,9	173	159	
As	2,07	< 10	< 1	< 5	< 4	< 100	< 35	
B	519	< 20	447	34,0	281	102	4000	
Ba	19,2	11200	386	190	255	759	340	
Cd	3,06	0,24	0,27	1,33	0,84	9,56	55,5	
Co	59,1	< 0,05	< 0,05	0,14	0,16	0,06	0,12	
Cr	0,76	81,6	277	214	1710	1060	1090	
Cu	92,5	1,48	2,11	1,67	1,92	135	4,08	
Hg	0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,03	0,17	
Mn	1960	1,08	0,98	0,69	1,52	0,76	3,69	
Mo	0,87	174	489	616	503	1050	867	
Ni	157	0,55	< 0,5	0,60	0,55	1,56	0,70	
Pb	0,64	221	20	1,59	26,3	104	90,1	
Sn	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,74	
V	0,31	0,33	0,50	1,23	3,65	9,60	0,92	
Zn	3280	129	9280	7,63	909	236	81,6	

Extraktionsvattnen från slam och askor analyserades också med avseende på pH, konduktivitet samt salinitet (Tabell 16). Vattnet från rötslammet hade ett märkbart lägre pH, en låg salthalt samt en låg konduktivitet jämfört med de flesta askorna. Extraktionsvattnet från Umeå Energis aska hade ett lägre pH-värde (neutralt) jämfört med övriga askor, och extraktet av Skellefteå Krafts aska hade lägre konduktivitet och salinitet än övriga. I övrigt ligger askvattnens pH på ett basiskt värde (10,57-13,34), konduktiviteten är relativt hög (29,6-64,9 mS/cm) liksom saliniteten (18,2-42,9‰).

Tabell 16. pH, konduktivitet och salthalt i vattenextrakt från flygaska och rötslam.

Table 16. pH, conductivity and salinity in water extracts from fly ashes and sewage sludge.

Restprodukt Plats	pH	Konduktivitet (mS cm ⁻¹)	Salinitet, ‰
Rötslam			
Sickla	5,29	9,36	5,3
Skogsindustrieflygaska			
Iggesund	13,34	64,0	42,9
Biobränsleflygaska			
Munksund	13,04	29,6	18,2
Skellefteå Kraft	12,01	7,58	4,2
Hässelby	13,14	45,2	28,9
Avfallsflygaska			
Högdalen P6	10,57	30,1	18,5
Umeå Energi	7,08	39,4	24,9

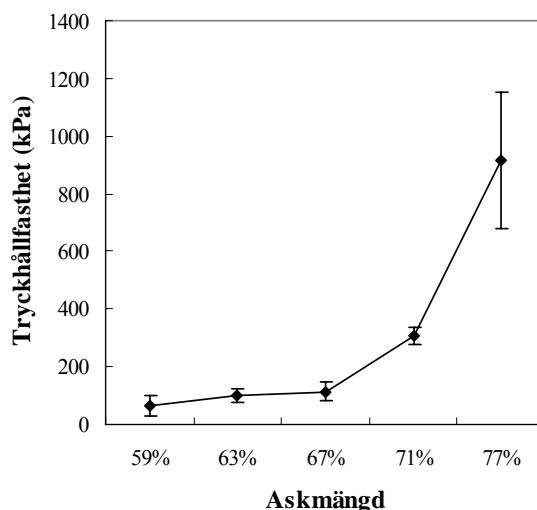
3.2.3 Fysikaliska test av olika härdade askblandningar

Tabell 17 och 18 visar skrymdensitet och vatteninnehåll i härdade askblandningar. Resultaten visar att ju mer aska desto högre skrymdensitet. En ökad mängd aska leder även till ökad hårdhet, här mätt som enaxiell tryckhållfasthet (Figur 14). Blandar man in rötslam så minskar man skrymdensiteten samt ökar vattenhalten (Tabell 18).

Tabell 17. Proportion samt skrymdensitet hos aska/vatten blandningar. ($n=3-4$, \pm SE).

Table 17. Proportion of ashes and bulk density of ash/water mixtures. ($n=3-4$, \pm SE).

Flygaskainnehåll (%)	Skrymdensitet (g TS cm^{-3})
59	$0,86 \pm 0,01$
63	$0,90 \pm 0,00$
67	$1,01 \pm 0,03$
71	$1,06 \pm 0,02$
77	$1,26 \pm 0,03$



Figur 14. Resultat från mätning av enaxiell tryckhållfasthet hos cylindrar av aska/vatten-blandningar härdade 2-4 veckor, ($n=4$, \pm SE).

Figure 14. Results from measurements of uniaxial compressive strength of cylinders made of ash/water mixtures, cured for 2-4 weeks ($n=4$, \pm SE)

Tabell 18. Skrymdensitet (torra prov) och gravimetriskt vatteninnehåll i aska/rötslamblandningar ($n=3$, \pm SE).

Table 18. Bulk density (dried samples) and gravimetric water content of ash:sludge mixtures.

Aska: rötslam	Skrymdensitet (g TS cm^{-3})	Vattenhalt (g g^{-1})
100:0	$1,14 \pm 0,04$	$0,34 \pm 0,01$
60:40	$0,51 \pm 0,01$	$0,78 \pm 0,03$
10:90	$0,31 \pm 0,01$	$1,66 \pm 0,09$

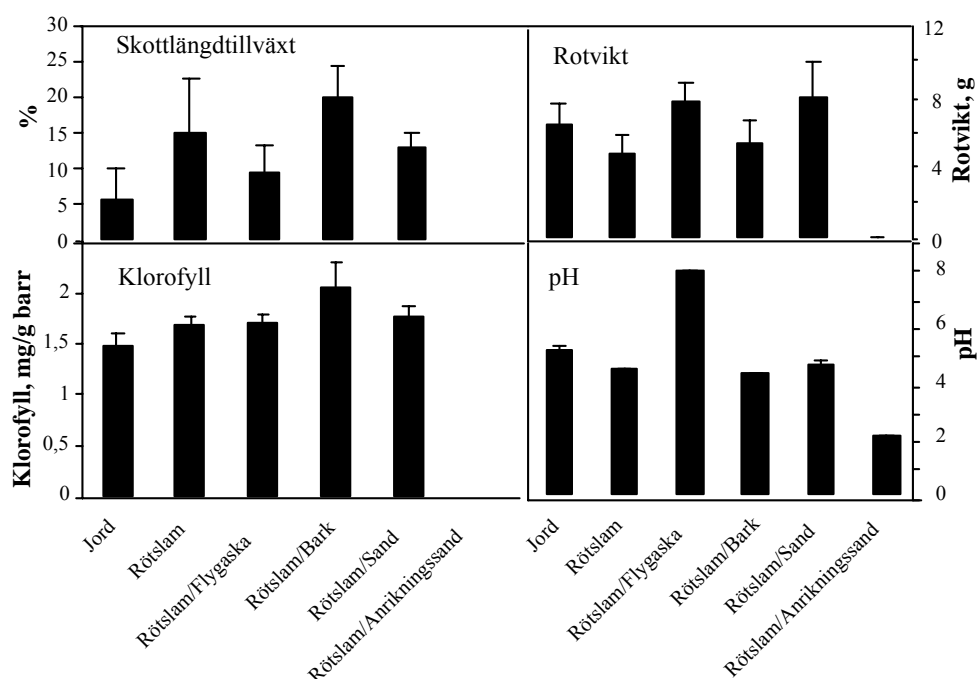
3.3 Växthusförsök

3.3.1 Växtetablering

3.3.1.1 Inblandning av andra material i rötslam.

Växtetableringsförsöket utfördes med två olika växtarter, gran (*Picea abies*) och svartvide (*Salix myrsinifolia*). Etableringsmaterialet var blandningar mellan rötslam och flygaska, bark, sand eller anrikningssand och som kontroll användes planteringsjord. Dessvärre klarade svartvide inte av att bilda rötter och växa i någon av rötslamsblandningarna, men växte bra i jord. Av denna orsak visas enbart granförsöken i Figur 15.

Granen klarade av att etablera sig i alla materialblandningar, utom den där anrikningssand ingick (Figur 15). Detta skulle kunna bero på det mycket låga pH:t i närvaro av anrikningssand. Förutom att inblandning av anrikningssand ledde till att alla plantor dog gick det inte att se någon signifikant skillnad i tillväxt eller stress mellan de olika inblandade materialen. Däremot tycktes rötslam ge bättre näringsförhållanden än planteringsjord; plantor i alla rötslamsblandningar (utom den med anrikningssand) tenderade att ha större skottlängdstillväxt och klorofyllhalt än de som växt i planteringsjord. Å andra sidan tycktes plantor, som växt i rötslam, vara mer stressade, då aktiviteten av stressrelaterade enzymer hade en viss tendens att vara högre i deras rötter, jämfört med i rötter hos plantor som växt i planteringsjord.



Figur 15. Skottlängdstillväxt, rotvikt samt klorofyllinnehåll hos barr hos plantor som etablerats och vuxit i olika etableringsmaterial. Etableringsmaterialets pH visas också. $n=5$, $\pm SE$.

Figure 15. Shoot length growth, root weight and chlorophyll content in needles on plants, which had been established and grown in various materials. The pH of the material is also included. $n=5$, $\pm SE$.

3.3.2 Rotpenetreringsförsök

3.3.2.1 Rotpenetrationsförsök med morän som tätskikt

Ingen av växterna hade klarat av att växa ned i tätskiktet som bestod av enbart flygaska, medan korgvide- och ängsgröerötter växte ned då 40% rötslam var tillsatt (Tabell 19). I tätskiktet bestående av 10% flygaska och 90% rötslam observerades rötter av korgvide och tall även i den nedre delen av tätskiktet. Inga rötter återfanns dock i anrikningssanden. Rotväxten hos björk var låg i alla behandlingarna

Tabell 19. Rotgenomträngning i olika profilsikt samt tätskikt av olika aska:rötslamsblandningar mätt som gram TS rötter per volym substrat. Provvolymer var 75 cm³. — = avsaknad av rötter. n=4, ±SE.

Table 19. Root growth (g roots (g soil)⁻¹) DW in different layers and with different mixtures of ash and sludge in the sealing layer. The volume of each sample was 75 cm³. — = no roots detected (n=4, ± SE).

Ask:Slam	Skikt	Björk	Korgvide	Tall	Ängsgröe
100:0	Morän	0,050 ± 0,02	0,06 ± 0,04	0,003 ± 0,001	0,140 ± 0,100
	Tätskikt, över	—	—	—	—
	Tätskikt, under	—	—	—	—
	Anrikningssand	—	—	—	—
60:40	Morän	0,001 ± 0,00	0,37 ± 0,10	0,210 ± 0,210	0,037 ± 0,029
	Tätskikt, över	—	0,35 ± 0,11	—	0,018 ± 0,012
	Tätskikt, under	—	—	—	—
	Anrikningssand	—	—	—	—
10:90	Morän	0,015 ± 0,00	1,00 ± 0,49	0,320 ± 0,059	0,088 ± 0,039
	Tätskikt, över	—	1,33 ± 0,42	0,310 ± 0,071	0,063 ± 0,060
	Tätskikt, under	—	0,57 ± 0,32	0,300 ± 0,096	—
	Anrikningssand	—	—	—	—

Inblandning av rötslam visade sig ha effekt även på pH i de olika skikten (Tabell 20). Med ökande halt aska ökade pH både i anrikningssanden, tätskiktet samt i täckskiktets morän.

Tabell 20. pH i olika lager med olika proportioner av aska och rötslam i tätskiktet (n=4, ± SE)

Table 20. pH in different layers and with different mixtures of ash and sludge in the sealing layer. (n=4, ± SE).

Ask:slam	Skikt	Björk	Korgvide	Tall	Ängsgröe
100:0	Morän	8,2 ± 0,9	9,7 ± 0,5	9,6 ± 0,2	9,9 ± 0,3
	Tätskikt, över	11,6 ± 0,1	11,7 ± 0,2	11,7 ± 0,1	11,7 ± 0,2
	Tätskikt, under	11,5 ± 0,2	11,5 ± 0,1	11,6 ± 0,1	11,3 ± 0,5
	Anrikningssand	5,5 ± 0,9	5,8 ± 1,6	5,5 ± 1,2	5,6 ± 0,8
60:40	Morän	8,1 ± 0,4	8,4 ± 0,1	8,2 ± 0,5	7,7 ± 0,4
	Tätskikt, över	9,4 ± 0,3	8,4 ± 0,1	9,4 ± 0,3	9,4 ± 0,4
	Tätskikt, under	7,9 ± 0,2	7,1 ± 0,2	7,9 ± 0,1	8,4 ± 0,1
	Anrikningssand	5,8 ± 0,8	2,8 ± 0,1	6,2 ± 0,3	6,3 ± 0,2
10:90	Morän	6,6 ± 0,2	5,4 ± 0,8	4,0 ± 0,1	6,7 ± 0,2
	Tätskikt, över	7,6 ± 0,1	7,0 ± 0,1	7,0 ± 0,1	7,7 ± 0,1
	Tätskikt, under	6,8 ± 0,2	3,6 ± 0,1	6,3 ± 0,3	6,6 ± 0,1
	Anrikningssand	2,8 ± 0,1	2,5 ± 0,0	2,5 ± 0,1	2,6 ± 0,1

3.3.2.2 Rotpenetrationsförsök med rötslam som täckskikt

Rötter av björk, gran och rörlfen hade växt ned i tätskiktet bestående av 100% flygaska, men endast någon cm ned (Tabell 21). I rörlfensodlingen hade rötter ansamlats, som en tät matta, i det översta lagret (ca 1 cm) av tätskiktet, och pulveriserat askan till skillnad från i resten av tätskiktet där askan var mycket hård. I tätskikt bestående av flygaska blandat med rötslam (60/40), hade rötter från alla växter, utom tussilago, växt ned i den övre delen av tätskiktet, medan rörlfen växt hela vägen ned till anrikningssanden.

Konduktivitet och pH mättes på olika djup i täck- och tätskikt samt i anrikningssanden. pH i täckskiktet (rötslammet) låg mellan 5-6 och skiljde sig inte mellan behandlingarna, medan det i tätskikten låg runt 9 i det med enbart flygaska och 7-8 i det med flygaska/rötslam. I anrikningssanden var pH nära 7. Ett undantag var anrikningssanden i behållare med rörlfen, som hade ett mycket lägre pH (3-5) och högre konduktivitet än övriga. Detta tyder på att sanden i dessa behållare hade vittrat, troligen beroende på den starka rotväxten hos rörlfen, som givit en torrare miljö så att syre lättare kunnat tränga ned på sidorna runt tätskiktet och bidra till oxidation av metallsulfider i anrikningssanden.

Resultaten från detta experiment visar att askan i sig har en starkt motverkande effekt på rottillväxt, men att inblandning av rötslam kan minska denna effekt, särskilt vid odling av snabbväxande gräs med djupgående rötter (som rörlfen). Denna typ av växt kan även ge en uttorkningseffekt på täckskiktet, som möjligtvis även kan påverka tätskiktet.

Tabell 21. Rottillväxt (mg TS cm⁻³ substrat) hos 7 växtarter odlade i ett täckskikt av 100% rötslam ovanpå ett tätskikt bestående av flygaska/rötslam (60/40) alternativt 100% flygaska, med ovittrad anrikningssand under (n=4, ± SE)

Table 21. Growth of roots (mg DW cm⁻³ substrate) of 7 plant species in a protective cover of 100% sewage sludge, upon a sealing layer consisting of a fly ash/sewage sludge mixture (60/40) or of 100% fly ashes, and under that unweathered mine tailings (n=4, ± SE).

Aska:slam	Vårtbjörk Mjölkört	Gran	Rörflen	Tall	Svartvide	Tussilago	
Skikt							
60:40							
Täckskikt, över	10,1 ±1,9	9,7 ±2,6	14,1 ±8,6	32,9 ±6,9	9,9 ±2,3	9,9 ±2,6	2,5 ±2,0
Täckskikt, under	0,9 ±0,4	9,1 ±3,0	3,8 ±2,9	3,4 ±0,6	1,3 ±0,5	3,5 ±1,7	0,9 ±0,5
Tätskikt, över	0,1 ±0,1	0,2 ±0,1	0,3 ±0,3	13,0 ±5,0	0,2 ±0,1	0,4 ±0,2	—
Tätskikt, under	—	—	—	1,2 ±0,8	—	—	—
Anrikningssand	—	—	—	0,3 ±0,2	—	—	—
100:0							
Täckskikt, över	15,9 ±5,3	9,0 ±2,7	16,7 ±3,1	32,5 ±7,3	8,5 ±2,2	7,1 ±1,3	2,3 ±1,1
Täckskikt, under	5,6 ±2,5	9,7 ±2,5	6,0 ±3,8	4,3 ±1,1	1,0 ±0,6	3,6 ±2,5	0,6 ±0,2
Tätskikt, över	0,4 ±0,3	—	0,3 ±0,2	6,9 ±2,3	—	—	—
Tätskikt, under	—	—	—	—	—	—	—
Anrikningssand	—	—	—	—	—	—	—

3.3.2.3 Rotpenetrering i olika hårda tätskikt

Växter odlade i jord ovanpå nyhärdad flygaska hade en signifikant lägre skottillväxt jämfört med dem odlade på åldrad aska (Tabell 23). De 10 månadernas lagring, samt sköljningen av askan, resulterade i ett lägre pH i den åldrade askan, jämfört med den nyhärdade, samt även något lägre i jordlagret ovanför askan (Tabell 22). Inga rötter växte ned i den nyhärdade askan, förutom ärta i den mest porösa blandningen, medan rötter av de båda arterna kunde växa ned i de tre porösaste blandningarna av åldrad aska (Tabell 23).

Tabell 22. Proportion samt skrymdensitet hos aska/vatten blandningar direkt efter blandning samt efter 1 vecka och 10 månaders odling. (n=3-4, ± SE).

Table 22. Proportion and bulk densitet of ash/water mixtures directly after mixing and after 1 week and 10 months, respectively (n=3-4, ± SE).

Flygaskainnehåll (%)	Skrymdensitet (g TS cm ⁻³)			
	Innan växtodling	Efter växtodling		Åldrad aska
		Nyhärdad aska		
59	0,86 ± 0,01	0,58 ± 0,01		0,56 ± 0,04
63	0,90 ± 0,00	0,65 ± 0,02		0,61 ± 0,08
67	1,01 ± 0,03	0,80 ± 0,08		0,91 ± 0,03
71	1,06 ± 0,02	1,10 ± 0,10		1,08 ± 0,03
77	1,26 ± 0,03	1,16 ± 0,14		1,40 ± 0,05

Under försökets gång minskade skrymdensiteten i de porösaste blandningarna, men lika mycket i både nyhärdad som åldrad aska (Tabell 22), varför det inte kan gälla som förklaring till den ökade rotpenetrationen i den åldrade askan. Detta test bör kompletteras med analys av ny och åldrad aska som legat utomhus i tjocka lager, för att få en mer exakt bild av askans egenskaper verkligen förändras med tiden.

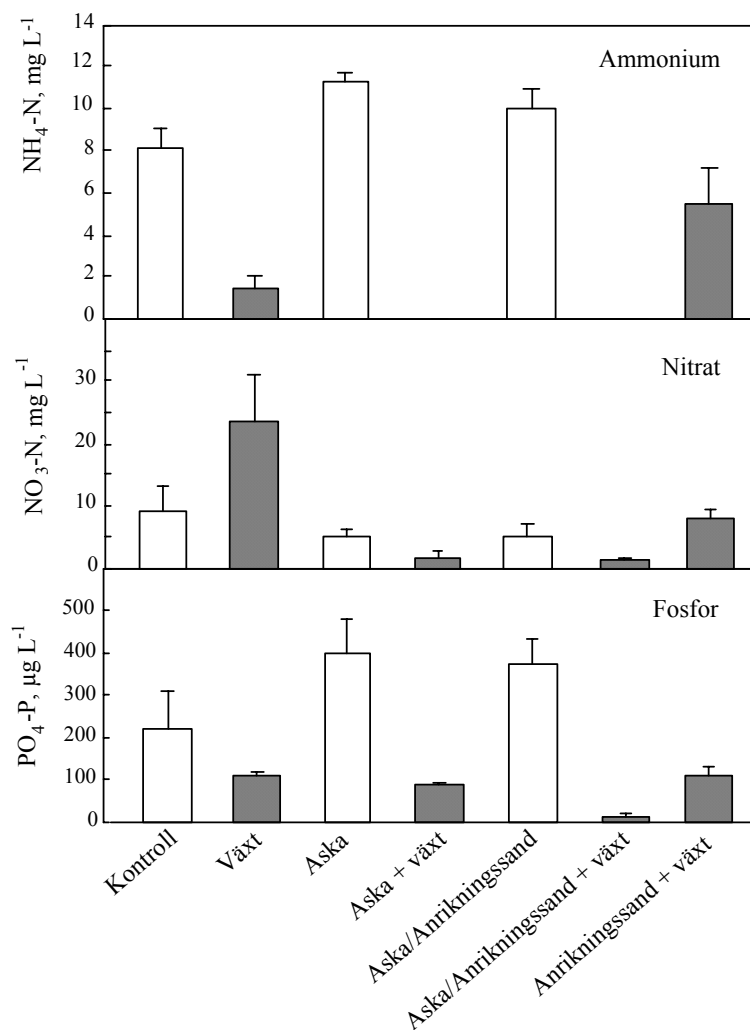
Tabell 23. Tillväxt av skott och rötter i asklagret av ärtor och rörflen, samt pH i jord och aska, efter odling i jord på nyhärdad eller åldrad aska, blandad med vatten i olika proportioner, (en låg andel aska ger en låg skrymdensitet, se Tabell 17). Kontrollkrukor innehåller enbart jord. (n=3, ± SE)

Table 23. Growth of shoots and roots into the ash layer of pea and reed Canary grass, and pH in soil and ashes, after cultivation in soil upon ash layers consisting of fly ash/water mixtures at different bulk densities (a low percentage of fly ashes represents a low bulk density, see Table 17). Control pots contain soil (n=3, ± SE).

Växt		Biomassa skott (mg TS)	Rötter i asklagret (mg TS)	pH i jordlagret	pH i asklagret
	% aska				
Ärtor					
Kontroll		614 ± 92		6,2 ± 0,1	
Åldrad aska					
	59	719 ± 5	32,0 ± 2,5	6,4 ± 0,0	8,1 ± 0,1
	63	714 ± 15	36,7 ± 8,2	6,2 ± 0,2	8,1 ± 0,0
	67	495 ± 118	0,1 ± 0,1	5,9 ± 0,2	8,4 ± 0,1
	71	694 ± 12	- -	5,7 ± 0,0	8,5 ± 0,1
	77	675 ± 68	- -	5,6 ± 0,1	8,5 ± 0,0
Nyhärdad aska					
	59	333 ± 38	0,1 ± 0,1	6,2 ± 0,1	9,4 ± 0,1
	63	281 ± 89	- -	6,3 ± 0,0	9,4 ± 0,0
	67	273 ± 145	- -	6,2 ± 0,4	9,4 ± 0,0
	71	128 ± 56	- -	6,1 ± 0,1	9,3 ± 0,1
	77	162 ± 147	- -	5,7 ± 0,1	9,1 ± 0,1
Rörflen					
Kontroll		318 ± 15		6,3 ± 0,1	
Åldrad aska					
	59	319 ± 26	4,6 ± 2,8	6,5 ± 0,4	8,2 ± 0,0
	63	299 ± 11	0,8 ± 0,5	6,2 ± 0,2	8,2 ± 0,0
	67	287 ± 9	0,3 ± 0,2	6,0 ± 0,1	8,3 ± 0,0
	71	269 ± 22	- -	5,8 ± 0,0	8,3 ± 0,0
	77	247 ± 13	- -	5,7 ± 0,0	8,4 ± 0,1
Nyhärdad aska					
	59	151 ± 41	- -	6,7 ± 0,0	9,2 ± 0,1
	63	111 ± 8	- -	6,5 ± 0,1	9,2 ± 0,0
	67	108 ± 24	- -	6,5 ± 0,0	9,2 ± 0,0
	71	37 ± 14	- -	5,8 ± 0,0	8,9 ± 0,1
	77	87 ± 49	- -	5,8 ± 0,2	9,0 ± 0,0

3.3.3 Läckageförsök

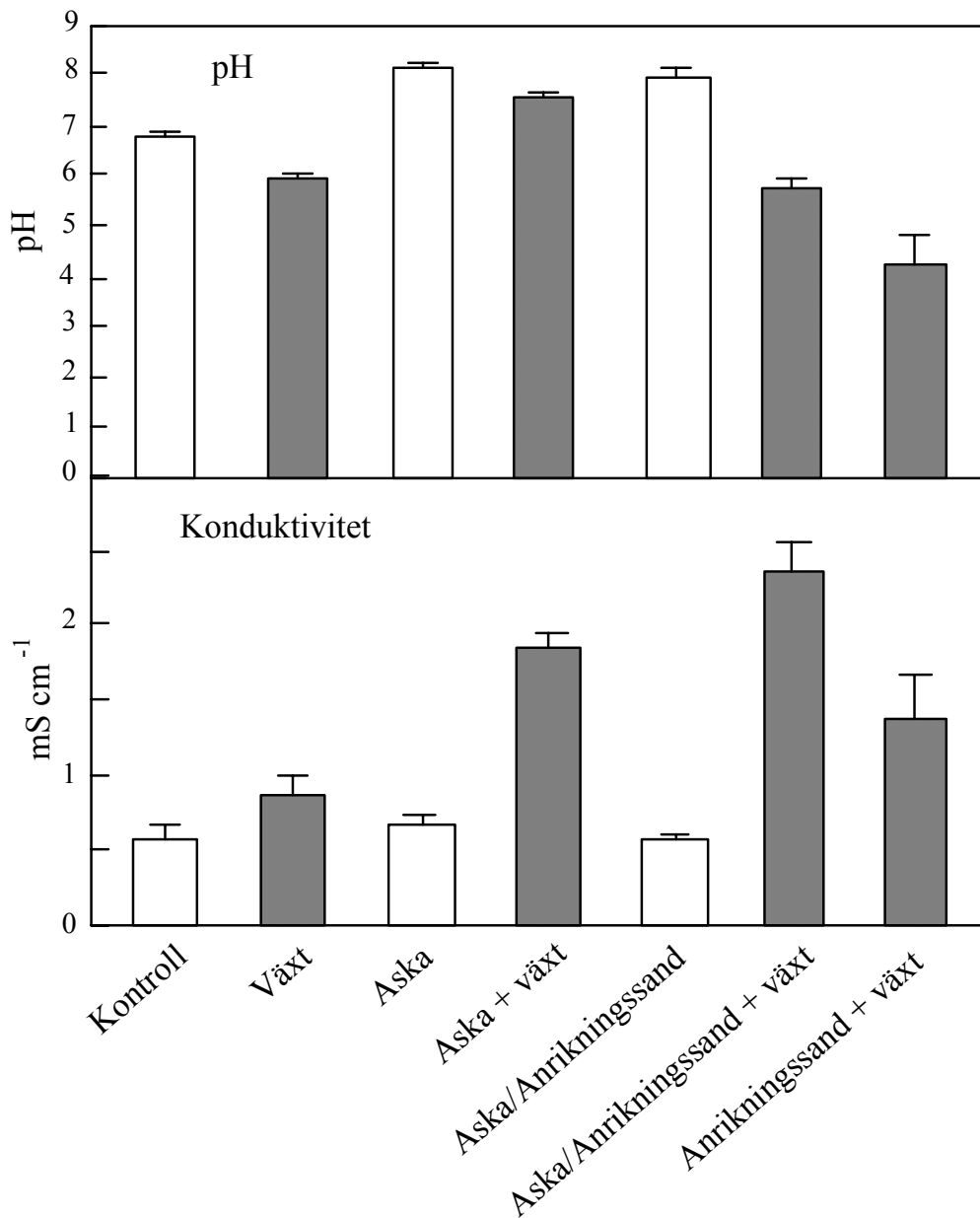
Läckaget av fosfat och ammonium minskade i närvaro av växter (Figur 16). Dessvärre kunde inte läckagevattnet från anrikningssanden utan växt analyseras eftersom vatten inte rann igenom. När det gäller läckaget av nitrat hade växter en minskande effekt i närvaro av aska. I frånvaro av växter erhöles det högsta läckaget av ammonium och fosfat i närvaro av aska, vilket ej var fallet med nitrat då askan sänkte nitrathalten i vattnet



Figur 16. Ammonium, nitrat och fosfat i lakvatten från lysimetrar packade med rötslam och under detta ett skikt med antingen aska, aska/anrikningssand eller enbart anrikningssand. I rötslammet hade röflän planterats i hälften av kärnen (grå staplar). Kontroll är ett kärl med enbart rötslam. $n = 7, \pm SE$.

Figure 16. Ammonium, nitrate and phosphate in leakage water from lysimeters packed with sewage sludge and beneath either ash, ash/tailings or tailings. In the sewage sludge of half the pots reed Canary grass had been planted (grey bars). Control is a pot with only sewage sludge. $n = 7, \pm SE$.

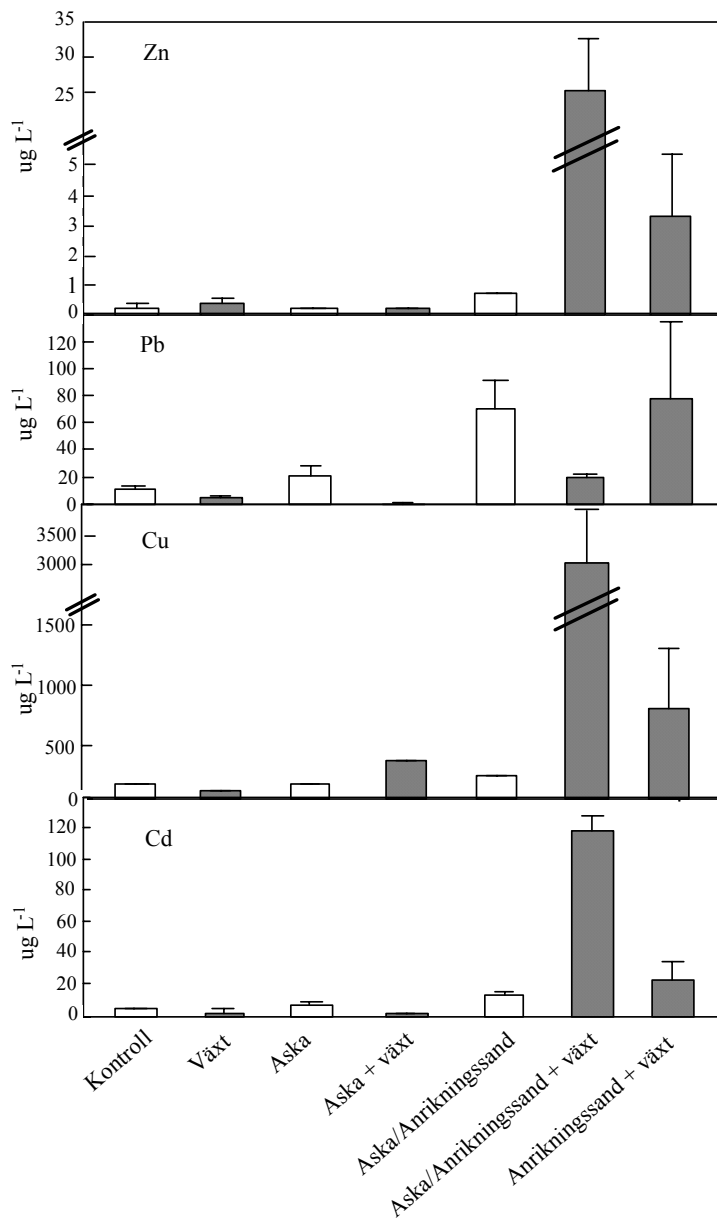
Växterna sänkte pH i läckagevattnet (Figur 17). Askan ökade pH medan anrikningssanden sänkte det. Konduktiviteten visade motsatta effekter, där växterna ökar konduktiviteten. Däremot verkar inte askan påverka konduktiviteten.



Figur 17. Konduktiviteten och pH i läckevatten från lysimetrar packade med rötslam och under detta ett skikt med antingen aska, aska/anrikningssand eller enbart anrikningssand. I rötslammet hade i hälften av källarna planterats rörlan (grå staplar). Kontroll är ett kärl med enbart rötslam. $n = 7$, \pm SE.

Figure 17. Conductivity and pH in leakage water from lysimeters packed with sewage sludge and beneath either ash, ash/tailings or tailings. In the sewage sludge of half the pots reed Canary grass had been planted (grey bars). Control is a pot with only sewage sludge. $n = 7$, \pm SE.

I närvaro av växter påverkas askan och anrikningssanden så att ett mycket stort läckage av Cd, Cu och Zn sker (Figur 18). Detta är inte fallet med Pb. När både anrikningssand och växter är närvarande ökar läckaget av alla testade metaller. Utan växter ökar askan läckaget av Pb och Cd, speciell i kombination med anrikningssand.

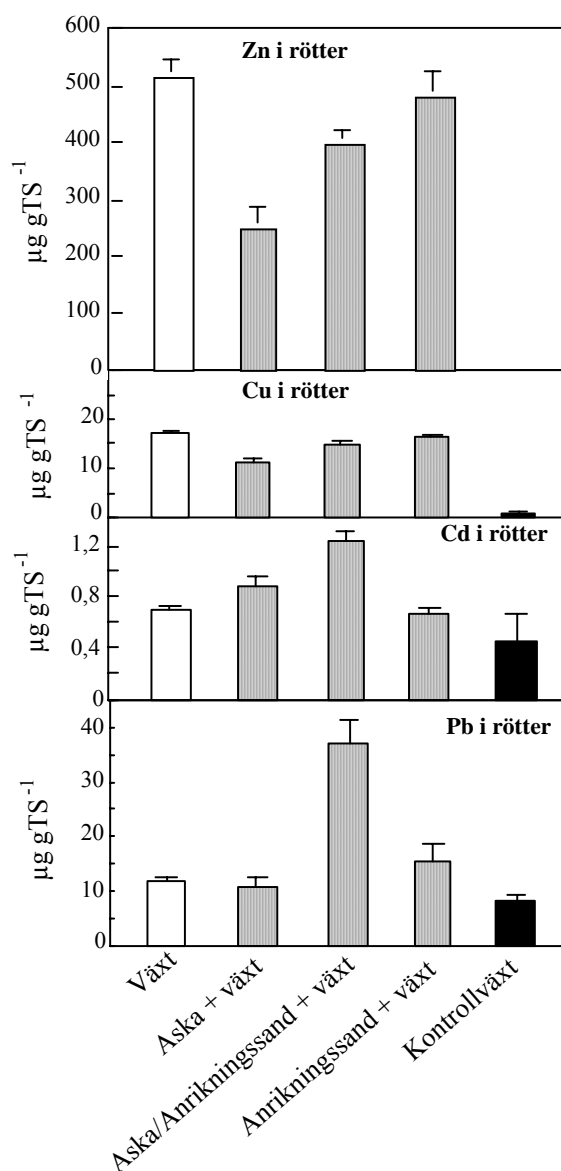


Figur 18. Metallhalten i lakvatten från lysimetrar packade med rötslam och under detta ett skikt med antingen aska, aska/anrikningssand eller enbart anrikningssand. I rötslammet hade i hälften av kärlen planterats rörfilen (grå staplar). Kontroll är ett kärl med enbart rötslam. $n = 7$, $\pm SE$.

Figure 18. Metal content in leakage water from lysimeters packed with sewage sludge and beneath either ash, ash/tailings or tailings. In the sewage sludge of half the pots reed Canary grass had been planted (grey bars). Control is a pot with only sewage sludge. $n = 7$, $\pm SE$.

Upptaget i växtrötter av metaller från rötslammet var högt av Zn och Cu, men negligerbart av Cd och Pb (Figur 19). Askasänkte upptaget av Zn och Cu, medan denna

sänkning uteblev då aska lagts ovanpå anrikningssand; istället ökade upptaget av Cd och Pb med denna kombination. Anrikningssanden i sig verkar dock inte påverka metallupptaget.



Figur 19. Metallhalten i rötterna hos rörlfen efter odling i lysimetrar packade med röt slam (enbart, vit stapel) och under detta ett skikt med antingen aska, aska/anrikningssand eller enbart anrikningssand. Växterna hade planterats i röt slammet. Kontrollväxter (svart stapel) har odlats i planteringsjord. $n = 7$, $\pm SE$.

Figure 19. Metal content in roots of reed Canary grass after cultivation in lysimeters packed with sewage sludge (solely, white bars) and beneath either ash, ash/tailings or tailings. Plants was grown in the sewage sludge. Control plants are cultivated in planting soil (black bars). $n = 7$, $\pm SE$.

3.3.4 Toxicitetstest med lakvatten från avfalls- och bioflygaskor

3.3.4.1 Toxicitetstest på ärtor i lakvatten från 5 olika askor.

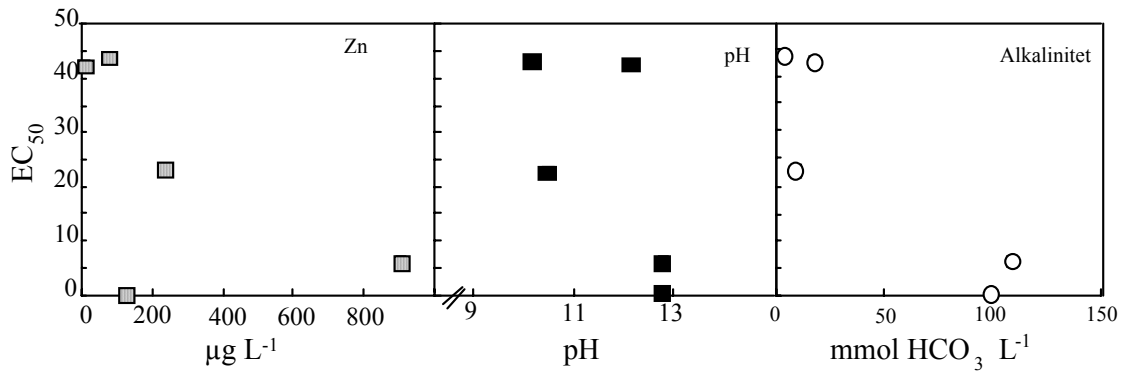
Resultaten från toxicitetstesterna visar att den mest toxiska effekten på ärtplantorna hade två av bioaskorna (Tabell 24). I extrakten från dessa askor kunde ärtorna överleva endast i de mest utspädda lösningarna (Figur 21). Mätning av pH före och efter försöket visar att pH sjönk ned mot 7 i lösningarna med överlevande plantor (Figur 21). En beräkning av alkaliniteten i de utspädda lösningarna visade att växterna hade en förmåga att sänka pH under 7 i de fall alkaliniteten var under 4 mmol HCO₃⁻ dm⁻³. Vilken spädning detta gällde var olika för de olika askextrakten, beroende på alkaliniteten i de utspädda extrakten.

Tabell 24. Karakterisering av olika flygaskor. EC₅₀-värdet bygger på rottillväxttest hos ärtor utfört i olika askextraktsskoncentrationer. Ett lågt EC₅₀-värde indikerar hög toxicitet.

Table 24. Characteristics of various fly ash extracts used in experiment III and IV. The EC₅₀ value represents the proportion of ash extract in an ash extract/water solution resulting in a 50% decreased root growth. A lower EC₅₀ value indicates a higher toxicity.

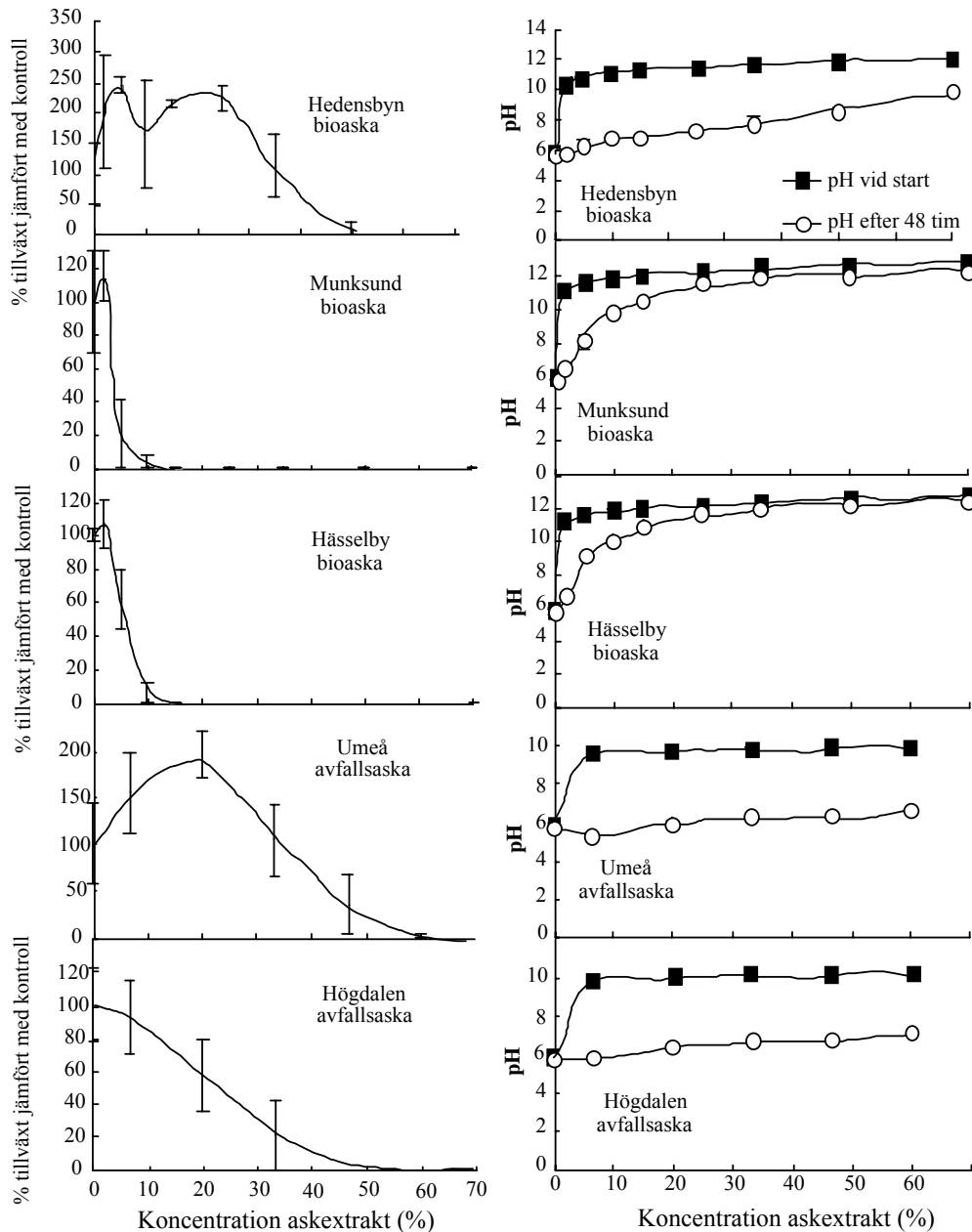
	Biobränsleaskor			Avfallsaskor	
	Hässelby	Munksund	Hedensbyn	Högdalen P6	Umeå
EC ₅₀ (% askextrakt)	6,1	4,0	42,5	22,7	43,5
pH	12,8	12,8	12,1	10,5	10,1
Konduktivitet (mS cm ⁻¹)	116,5	74,8	23,8	83,2	103,2
Alkalinitet (mmol HCO ₃ ⁻ dm ⁻³)	108,0	99,8	17,4	9,1	4,1
Element (µM)					
Na	39700	45200	11800	41300	207000
Al	1,14	24,9	2,4	6,4	5,9
B	26,0	<1,9	3,1	9,4	370
Cd	0,0075	0,0021	0,012	0,085	0,49
Cr	32,9	1,57	4,12	20,4	21,0
Cu	0,030	0,023	0,026	2,13	0,064
Hg	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,00013	0,00085
Mo	5,3	1,81	6,4	10,9	9,0
Pb	0,13	1,07	0,008	0,50	0,43
Sn	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	0,015
V	0,07	0,0065	0,024	0,19	0,018
Zn	13,9	1,97	0,12	3,61	1,25

Statistiskt signifikanta samband mellan olika parametrar och toxicitet i ärttestet gick inte att beräkna då antalet askor var för få. En del tendenser kunde dock skönjas (Figur 20). I vissa fall fanns tendens till negativa samband (korrelationskoefficient) mellan parametern och EC_{50} -värdet, vilket innebär att toxiciteten ökade med den uppmätta faktorn: Zn (-0,93689), alkalinitet (-0,83322), Cr (-0,78777), S (-0,72405), K (-0,62516), konduktivitet (-0,58207) samt pH (-0,50808). Positiva sambandstendenser erhöles med Cd (0,54604) och B (0,50900), dvs, dessa parametrar korrelerade med en minskad toxicitet.



Figur 20. Samband mellan EC_{50} och alkalinitet, pH eller Zn hos olika askextrakt.

Figure 20. Plot of alkalinity, pH or Zn against EC_{50} of extracts from five different fly ashes.



Figur 21. (Vänster) Toxicitetstest på ärtor gjord med 5 olika askor där olika koncentrationer av askextrakt använts (aska:vatten i proportion 1:5, skakat i 24 timmar och därefter filtrerat). Under toxicitetstestet odlades ärtplantor i lösningarna under 48 timmar. (Höger) pH i de olika askextraktion-koncentrationerna före och efter försöket. ($n=3$, \pm SE).

Figure 21. (Left) Pea toxicity test of 5 different fly ashes, using different concentrations of ash extracts (ash:water rate 1:5, shaken for 24 hours and thereafter filtered). The pea seedlings were cultivated in the dilutions for 48 hours. (Right.) pH in the different ash extracts dilutions before and after the experiment. ($n=3$, \pm SE)

3.3.4.2 Stressrespons hos böna i lakvatten med hög och låg alkalinitet.

Växter odlade i lakvatten från avfallsflygaska (Umeå) var mer stressade än de som växt i lakvatten från bioflygaska (Hässelby), vilket kunde mätas i en något lägre biomassa (Tabell 25) samt ökad enzymaktivitet i skotten (Tabell 26). Rötterna var däremot inte påverkade i samma grad. I toxicitetstestet (under 2 dygn) med ärtor hade den mer alkalina bioflygaskan tvärtom påverkat växterna mer negativt. I uppföljningsförsöket var lakvattnet mer utspädd samtidigt som försöket pågick under 2 veckor, vilket medförde att pH sjönk till runt 8 för bioflygaskan och runt 6 för avfallsflygaskan (Tabell 25). Slutsatsen är att en kraftig alkalinitet initialt är problematiskt för växter vid utläggning av flygaska, men att metallhalten i askan får en allt mer avgörande roll då pH sjunker.

Tabell 25. Biomassa hos bönor odlade under 10 dygn i lakvatten från bioflygaska från Hässelby samt avfallsflygaska från Umeå, samt pH i lösningarna vid start och avslut av experimentet. Lakvattnet var utspädd till 0,5 respektive 2%. Bokstäver markerar signifikanta skillnader ($p < 0,05$). $n=3 \pm SE$.

Table 25. Biomass of dwarf beans cultivated in extracts of bio fly ashes from Hässelby and MSW (municipal solid waste) fly ashes from Umeå, as well as pH of solutions at start and end of experiment Letters indicate significant ($p < 0.05$) differences between treatments. $n=3, \pm SE$.

Behandling	Färskvikt skott (g)	Färskvikt rötter (g)	pH i lösning	
			dag 1	dag 10
Kontroll	2,01 $\pm 0,21^a$	1,05 $\pm 0,13^a$	6,5 $\pm 0,06$	4,6 $\pm 0,02$
Hässelby				
0,5 %	2,14 $\pm 0,24^a$	1,46 $\pm 0,17^a$	9,1 $\pm 0,02$	6,8 $\pm 0,25$
2 %	1,84 $\pm 0,21^{ab}$	1,07 $\pm 0,12^a$	10,0 $\pm 0,06$	7,9 $\pm 0,03$
Umeå				
0,5 %	1,71 $\pm 0,14^{ab}$	1,19 $\pm 0,07^a$	6,0 $\pm 0,03$	5,1 $\pm 0,04$
2 %	1,22 $\pm 0,16^b$	1,08 $\pm 0,08^a$	6,2 $\pm 0,01$	5,6 $\pm 0,23$

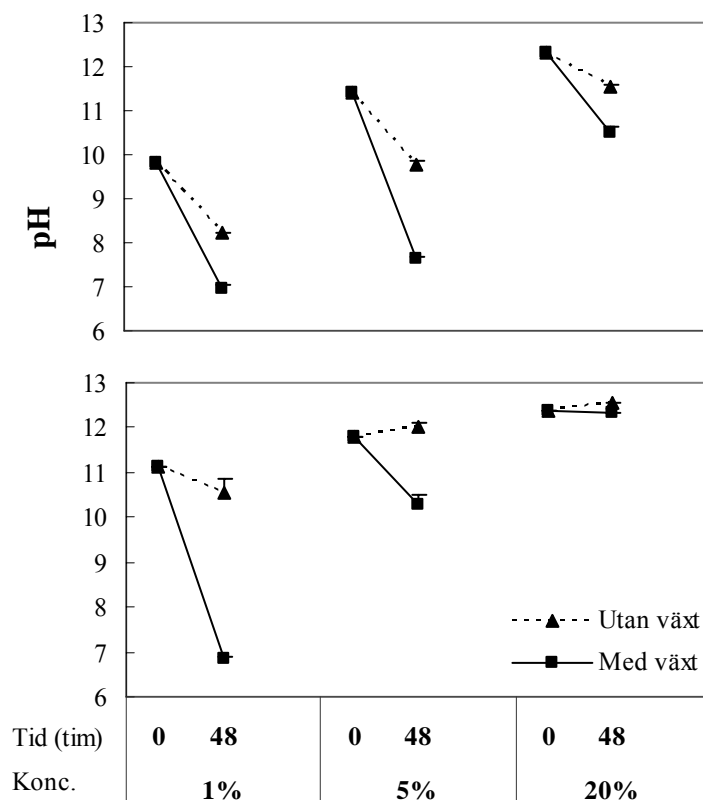
Tabell 26. Aktivitet hos enzymerna malat oxidoreduktas (ME), isocitrat dehydrogenas (ICDH), glukos-6-fosfat dehydrogenas (G-6-PDH) och guaiacol peroxidas (GPOD), uttryckt i mU (g färskvikt)⁻¹ i blad och rötter av böna. Växterna odlades 10 dygn i utspätt (0,5 respektive 2%) lakvatten från bioflygaska från Hässelby samt avfallsflygaska från Umeå. Bokstäver markerar signifikanta skillnader ($p < 0,05$), a-c för blad och x-z för rötter. $n=3 \pm SE$.

Table 26. Capacity of malic enzyme (ME), isocitrate dehydrogenase (ICDH), glucose-6-phosphate dehydrogenase (G-6-PDH), and guaiacol peroxidase (GPOD) expressed as mU (g FW)⁻¹ in primary leaves and roots of dwarf beans. The plants were cultivated 10 days in diluted (0.5 and 2%) extractions of fly ashes from incineration of bio fuel (Hässelby) and municipal solid waste (Umeå). Letters indicate significant differences ($p < 0.05$), a-c for leaves and x-z for roots. $n=3, \pm SE$.

	ME	ICDH	G-6-PDH	GPOD
Blad				
Kontroll	348 ±26 ab	378 ±14 ab	148 ±6 a	650 ±126 ab
Hässelby				
0,5%	275 ±15 b	306 ±10 b	101 ±11 a	377 ±24 ab
2,0%	278 ±21 b	304 ±20 b	121 ±11 a	255 ±66 b
Umeå				
0,5%	469 ±63 bc	386 ±22 ab	254 ±29 b	1004 ±300 ac
2,0%	428 ±23 c	422 ±23 ac	274 ±28 b	1560 ±110 c
Rötter				
Kontroll	598 ±32 x	398 ±31 x	413 ±35 x	40890 ±7420 x
Hässelby				
0,5%	472 ±22 xy	343 ±21 x	259 ±2 y	25180 ±3220 x
2,0%	423 ±40 y	359 ±28 x	322 ±30 x	19170 ±4590 x
Umeå				
0,5%	516 ±13 xy	304 ±31 x	284 ±40 x	38040 ±3610 x
2,0%	444 ±8 xy	263 ±28 x	262 ±10 y	31080 ±1550 x

3.3.4.3 Växters förmåga att förändra pH i lakvatten från aska

I toxicitetstestet med ärtor observerades en sänkning av pH i de provrör som innehöll överlevande växter (Figur 21). För att se om växterna orsakade denna pH-sänkning, eller om det berodde på ett utbyte med luftens koldioxid undersöktes växternas inverkan på pH i askextrakt från Hässelbyaska i närvaro och frånvaro av luftning. Försöket visade att både luftning och växternas närvaro sänker pH i lösningarna (Figur 22). Dock är effekten starkast i fallet med växter i låga askextraktskoncentrationer, med ett lägre start-pH.



Figur 22. pH vid start och efter 48 timmar i tre spädningar av lakvatten från bioflygaska från Hässelby, med och utan växt (ärtor). Resultat från luftade lösningar visas i det övre diagrammet, medan det nedre visar pH-förändringar i oluftade lösningar. Alkaliniteten i de olika lösningarna var: 1%= 1.1, 5%= 5.4 and 20%= 21.6 mmol $\text{HCO}_3^- \text{ dm}^{-3}$. $n=3$, \pm SE.

Figure 22. pH at start and after 48 hours in three dilutions of extract of bio ashes no. 1, with and without cultivation of pea. Results from aerated solutions are shown in the upper diagram, and non aerated in the lower. Alkalinity in the different dilutions were: 1%= 1.1, 5%= 5.4 and 20%= 21.6 mmoles $\text{HCO}_3^- \text{ dm}^{-3}$. $n=3$, \pm SE.

4 Diskussion

4.1 Utläggning

Utläggning av aska fungerar bra oavsett årstid på den kvicksandslika anrikningssanden. Orsaken är den snabba härdningen av askan som trots temperaturberoendet ändå sker med tillräcklig hastighet för att tätskiktet skall vara körbart inom ca ett dygn. Det förelåg inte några problem med hopfrysning av askan under transport. Slammet däremot verkar enbart kunna läggas ut under vinterhalvåret, eftersom inte anrikningssanden bär en pistmaskin och då inte en pistmaskin kan köra i slammet. Blandning av aska och slam kan däremot inte åstadkommas under vinterhalvåret eftersom det inte går att blanda aska med fruset rötslam. Blandningen av slam och aska har i projektet genomförts med traktordriven jordfräs på en plan blandningsyta där aska och rötslam lagts ut i två lager för att sedan blandas samman genom fräsning. För att detta förfarande skall fungera krävs att det är möjligt att lägga ut materialet i jämna skikt. Genom att slammet fryser ihop under vintern är det omöjligt att åstadkomma ett jämnt lager, och dessutom är det svårt att slå sönder de hopfrensna slamklumparna så att det sker en blandning.

Vid utläggning av aska under vintertid kunde mindre fläckar av ohärdad aska erhållas p. g. a. snö som kapslats in, vilket också gjorde att det blev gropar i tätskiktet när snön smälte. Dessa fläckar härdade senare när snön smälts och kompletterande material tillförts. Några hållfasthetsproblem hos tätskiktet har inte observerats med anledning av detta. Enligt Palmer m.fl. (2000) pågår härdningsprocessen under en relativt lång tid och kan vara orsaken till detta.

4.2 Härdning

Askan som kommer från Skellefteå Kraft har haft en inblandning av ca 20 viktsprocent vatten, medan askan från Munksund haft en inblandning av ca 25%. Enligt Tabell 13, 14 och 17 så skulle detta ge en högre tryckhållfasthet och skrymdensitet men högre permeabilitet än med mer vatten tillsatt. Ett mekaniskt motstånd ≥ 2 MPa är att sträva efter då detta motverkar rotpenetration (Materechera m.fl. 1991). I denna undersökning har vi kunna uppmäta tryckhållfastheter på uppemot 1,5 MPa (Tabell 13), dock var detta utfört på packad aska snarare än härdad aska, vilket betyder att tryckhållfasthet och permeabilitet kan ha varit högre om askan fått härda innan testet.

När rötslam blandas i askan så erhålls en högre vattenhalt och lägre skrymdensitet (Tabell 18), vilket kan innebära att förmågan att stå emot rotpenetration minskar. Dock verkar det som att slamblandning inte påverkar permeabiliteten hos bioflygaska från CFB panna, men däremot minskar den hos avfallsflygaska från rosterpanna (Tabell 13 och 14). Skrymdensiteten minskar med ökande vatteninnehåll, vilket är precis vad som händer när rötslam inblandas, dvs. att vatteninnehållet ökar. Avfallsflygaskan uppvisade en högre permeabilitet än bioflygaskan. Detta kan bero på att avfallsflygaskan kom från rosterpanna och bioflygaska från CFB panna, den senare panntypen brukar ge en aska med starkare härdningsförmåga (NUTEK 1996). Det bör åter nämnas att data i tabell 13 och 14 kommer från packade askor snarare än härdade askor.

4.3 Läckage

Vatten från grundvattenrör, taget strax under anrikningssanden, visade på en hög koncentration av element i det fallet tätskiktet bestod av enbart aska. Med ökad rötslamsandel minskade denna koncentration. Inblandning av rötslam i flygaska tycks inte orsaka ökat läckage av element utom Mg och N. Halterna var generellt sett också högre i maj månad än i oktober. Detta kan bero på vårfloden, men också på ett lägre pH i vattnet i tätskiktets begynnelse än senare under perioden då härdningsprocessen i detta ganska tjocka tätskikt får antas ha pågått under en längre period. Det är känt att den höga Ca-halten kan orsaka en kalkeffekt som initialt leder till minskat pH i läckagevattnet, som ett resultat av att salter från askan ersätter vätejoner i substratet, som därmed frisätts. I oktoberproverna kunde uppmätas ett lägre pH ju mer aska som funnits ovanpå anrikningssanden (Tabell 10). Ett lägre pH kan stimulera frisättningen av metaller från tät- och tätskikt samt anrikningssand. Orsaken till skillnaden mellan de olika materialen kan också vara att askan ger ifrån sig mer element än rötslammet. Dock anses att eftersom metaller är hårt bundna till kristallina strukturer, särskilt i härdad aska, är den mängd som är tillgänglig för läckage låg (Wiles 1996). Det anses också att askans pH-höjande förmåga motverkar läckage av metaller (Planquart m.fl. 1999), vilket inte kunde ses i föreliggande studie. Dock vet man att olika element frisätts olika fort från askan; Cl, SO₄-S, K, Na och C frisätts rätt omgående medan Al, Fe, Mn och Se är hårt bundna i askan och därför lakas mycket långsamt (Eriksson 1996).

Olika askor frisätter också olika element i olika hög grad (Tabell 15). Biobränsleaskor frisätter mindre mängd Ca, Mg, Cd, Cu, Mo och Ni än avfallsflygaskor. Panntyperna verkar inte ha någon direkt betydelse annat än för K, med lägre halter av K i aska från CFB-askor än i askor från pulver- och rosterpannor (Tabell 4 och 15). Inte heller tycks panntyperna påverka pH, konduktivitet eller salinitet hos lakvatten från aska (Tabell 4 och 16).

I växthusförsök ökade läckaget av ammonium och fosfor när aska var närvarande som tätskikt under ett tätskikt med rötslam än från enbart rötslam (Figur 16). Man vet att kväve vid alkalina pH kan omvandlas till ammoniak och avgå till luften i gasform (Hargreaves 1998 och Stevens m.fl. 1998) och antagligen även frisättas till vatten. Flygaska har i flera studier visat sig binda P effektivt då det blandats med slam jämfört med bara rötslam (Fang m.fl. 1999), vilket inte riktigt överensstämmer med föreliggande undersökning.

Närvaro av växter minskar läckaget av ammonium-kväve och fosfor (Figur 16). Dock är effekten av växter på nitratläckage oklar, samtidigt som växterna tycks kunna öka Zn-, Cd- och Cu-halterna drastiskt i närvaro av aska och anrikningssand. Detta kan bero på att växterna har en förmåga att sänka pH i substratet (Figur 17 och 22).

4.4 Växtetablering

Växtetablering i rötslam lyckas lättast med frösådd, där turftimotej och ängsgröe visat sig vara bra val (Tabell 12). Även inhemska arter, som mjölkört och svartvide, självsår sig väl i slammet. Inplantering av rotade plantor är däremot problematiskt, även om de kommer från området.

I växthusförsök visade sig skott av svartvide ha problem att etablera sig i rötslam, även då bark, flygaska eller sand var inblandat. Däremot rotade de sig bra i planteringsjord. Granar odlade under ett halvår i samma blandningar växte bättre i rötslamsblandningarna än i planteringsjorden, med stor sannolikhet beroende på det höga näringsinnehållet i rötslammet. Samtidigt uppvisade granarna odlade i rötslam en högre stressnivå än de som växt i jord, vilket kan bero på att närings- och saltinnehållet var så högt att det istället hade en toxisk effekt.

Om ytan lämnas för naturlig spridning av växter kommer troligtvis rötslams-täckskiktet domineras av olika videarter och mjölkört. Dessa arter växer frodigt på en intilliggande rötslamsdeponi som legat på området under ett flertal år. Videbuskarna kommer sannolikt att växa upp till en tät snårskog, som under många år hindrar många andra växter, som barrträd, att etablera sig på platsen. Med tiden är det dock oundvikligt att även större träd etablerar sig. Avgörande för vilka arter det blir och hur rotsystemen kommer att utvecklas är närings- och vattenmättnadsgraden i täckskiktet. En hög vattenmättnad, och alltså låg syretillgång, hindrar effektivt tillväxten av många växters rötter.

4.5 Rotpenetration

Rötter kan penetrera tätskikt bestående av aska med eller utan röt slam (Tabell 19, 21, 23). Det visar sig att ju högre andel aska i tätskiktet desto mindre blir rotpenetrationen. Om röt slam iblandas ökar istället rotpenetrationen. Anledningen kan vara lägre pH, högre andel näring och högre vattenhalt och lägre mekaniskt motstånd i ett skikt med röt slam inblandat. I fält fann Stoltz och Greger (2006b) att rötter från 10-12 år gamla träd kunde penetrera tätskikt speciellt om vatten och näringstillgången i täckskiktet var dålig.

Olika växtarter har olika förmåga att penetrera ask-innehållande tätskikt. Tussilago och björk hör till de arter vars rötter inte gärna växte ned i tätskiktet, medan korgvide- och rörflenrötter hade lättare för att penetrera (Tabell 19, 21). Rörflens penetrationsförmåga kan bero på att den luckrade upp askan, troligtvis genom att sänka pH kraftigt kring rötterna. Anrikningssanden under tätskiktet hade ett mycket lägre pH (3-5) i närvaro av rörflen än de andra arterna, vilket kan bero på att det snabbväxande gräset avlägsnade mycket vatten så att askan i tätskiktet torkade ut, krympte och därmed tillät luft att passera så att anrikningssanden kunde börja vittra.

Orsaken till att rotpenetrationen minskade med hög askandel undersöktes. Det visade sig att askan påverkade rötterna redan i täckskiktet, speciellt när detta bestod av morän (Tabell 19). Askans negativa inverkan kan bero på att pH ökade i moränen (Tabell 19) eller att halten av toxiska element ökade. Undersökningen visade att ett högt pH och en hög alkalinitet påverkar rötternas tillväxt och därmed penetreringsförmåga. Vidare visar det sig att detta är huvudorsaken hos en ny aska, men när askan åldras och pH sjunker så är det den toxiska effekten av element i askan som påverkar rötterna. Inblandning av det mer näringsrika röt slammet kan i sin tur ha påverkat växterna så att de blev mer motståndskraftiga mot askans toxiska inverkan. Att näring motverkar toxiska effekter har observerats i tidigare undersökningar (Göthberg m. fl. 2004).

5 Sammanfattning och slutsatser

De viktigaste slutsatserna från dessa undersökningar kan sammanfattas enligt följande:

- Det är praktiskt möjligt att lägga ut tätskikt med aska på anrikningssand och att etablera växter genom frösådd i ett tätskikt med rötslam.
- En inblandning av rötslam i tätskiktet med den metod som testats i det här försöket fungerar inte praktiskt eftersom man inte kan blanda in slammet under vintern då slammet fryser. Man måste i så fall avstå att lägga ut tätskikt under den period då det produceras mycket aska, och det dessutom är enklare att arbeta på anrikningssanden eftersom den då är tjälad. Vidare ökar inblandningen av rötslam rotpenetrationen samtidigt som slammet inte verkar ha så stor inverkan på permeabiliteten som tidigare ansetts.
- Det verkar som att lakvatten från gruvavfall täckt med aska innehåller högre koncentrationer av många element jämfört med lakvatten från gruvavfall täckt med tät- och tätskikt innehållande rötslam.
- Växter kan ha stor effekt på läckage av olika element från rötslam och flygaska, både genom att minska mängden läckagevatten, men också genom att förändra förhållandena i substratet, t.ex. genom att ändra pH och vattenmättnadsgrad (redoxpotential). Detta bör undersökas vidare.
- Tätskikt av aska har god motståndskraft mot rotpenetration, medan inblandning av rötslam ökar risken för penetration. Orsaken är att rötslammet dels innehåller mer växtnäring, som kväve, dels minskar tätskiktets densitet (hårdhet). Askan däremot har en toxisk inverkan på växters rötter p.g.a. högt pH och alkalinitet samt höga halter av toxiska ämnen. Dessutom ökar densiteten (hårdheten) med ökad andel aska. När askan åldras verkar den vara lättare för rötter att penetrera, troligtvis p.g.a. ett sänkt pH. Åldrade askor som står emot rotpenetration antas göra det p.g.a. höga halter toxiska ämnen vars motverkande effekt på växtrötter har ökat när pH-värdet har sjunkit.
- Om alkaliniteten inte är för hög så har växternas rötter en förmåga att sänka pH i växtsubstratet och även i ask-lakvatten.
- Olika arter har olika lätt att penetrera tätskikt. Rörlens rötter kan växa ned i tätskikt av enbart aska, genom att de luckrar upp den härdade askan, troligtvis genom att sänka pH och ta upp mycket vatten och på så sätt torka ut askan. Tussilago och björk hör till de arter som har svårare att penetrera tätskikt av aska.

Det tätskikt som lagts ut i fält är 0,5 m tjockt. Önskemålet är att skiktet är stabilt, inte bryts ner eller börjar spricka, samt att det motstår rotpenetration. De utförda studierna har gett kunskap om vilken metod som är lämplig vid utläggning, vilka växter som passar att etablera, samt vilken effekt inblandning av rötslam har på tätskiktets funktion. Ytterligare studier behövs för att klarlägga vad som händer på längre sikt, exempelvis vilken tjocklek och blandning i tätskiktet som krävs för en god hållbarhet, samt vilken effekt rötter från större träd har på tätskiktet.

6 Fortsatt forskningsarbete

- Eftersom rötslam tycks förhindra läckage av element från asktätskikt så planeras utlägg och studier av en täckning där slam ligger i botten, därefter aska ovanpå detta och slutligen ett tätskikt för växtetablering av slam överst. Detta möjliggör en hämning av eventuell rotpenetration eftersom rötslammet ej är inblandat i askan.
- Utlägg i fält av tätskikt av avfallsaska är planerad
- Fler geotekniska studier av tätskikt av olika tjocklek utlagda i fält är planerade för att ta reda på hydraulisk konduktivitet, packningsgrad och sprickbildning. På så sätt kan vi dra slutsatser av hur tätskiktets tjocklek påverkar sprickbildning och kompakterings-grad m.m. för att få fram ett värde på hur tjockt ett tätskikt bör vara.
- Vi kommer fortlöpande att ta porvattenprov under tätskikten för att få reda på inverkan av olika tätskikt på redoxpotential, metallhalter, pH samt syremättnad.
- Mer ingående studier av mekanismen bakom växters förmåga att penetrera tätskikt av aska med sina rötter. Speciellt intressant är rörflen, då denna växt visat förmåga att luckra upp härdad aska.
- Analys av vilka element i askklavatten från äldre härdad aska som påverkar växtrötter toxiskt.
- Studier i fält av rotpenetration av tätskikt.
- Lysimetrar placeras ut i fält för att studera växternas inverkan på läckagevattnets sammansättning. Fortsatta studier av växters och de olika tät- och tätskiktens inverkan på läckagevatten från anrikningssand i växthusförsök kommer att utföras.
- Provtagning av läckagevatten i fält för analys av näringsämnen, toxiska element samt hygieniska parametrar.
- En växt som kommit in under undersökningens slutfas är industrihampa, och då den visade sig växa mycket bra i fältförsöket är det värt att studera denna ettåriga växts rotpenetration samt bidrag till läckageminskning av element. I en förlängning skulle hampan kunna vara möjlig att odlas som energigröda på anrikningssandsmagasin och bli ett tillskott till energiproduktionen i närområdet.
- Dessutom vill vi se om vi kan nå ett målvärde för det mekaniska motståndet i tätskiktet på 2MPa för att förhindra rotpenetration och samtidigt minska metallhalten i läckagevattnet, samt ta reda på vad som måste göras för att nå detta mål. Vidare försöker vi med hjälp av våra resultat som utgångspunkt dra slutsatser om långsiktiga egenskaper hos tätskiktet inklusive växtsuccession, tätskiktets stabilitet, härdning samt årstidsvariation.

7 Referenser

- Arnon, D. I. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology* 24 (1): 1-15, 1949.
- Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R-T., Iversen, E. R. och Banks, S. B. Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology* 32: 157-174, 1997.
- Bengough, A.G. och Mackenzie, C.J. 1994. Simultaneous measurement of root force and elongation for seedling pea roots. *Journal of Experimental Botany* 45: 95-102.
- Bennie, A. T. P. Growth and Mechanical Impedance. I: (red) Waisel, Y. and Eshel, A. *Plant Roots – The Hidden Half*. Marcel Dekker Inc, New York, USA. s 393-416, 1991.
- Bergmeyer, H. U., Gawehn, K. och Grassl, M. 1974. Enzymes as biochemical reagents. I: *Methods in enzymatic analysis*, (red) H. U. Bergmeyer. New York, Academic Press.
- Bäckström, M. och Johansson, I. Askor och rötslam som täckskikt för gruvavfall. Miljöriktig användning av askor. Värmeforsk rapport Q4-146, Sverige, 2003.
- Carling, M., Ländell, M., Håkansson, K. och Myrhede, E. Täckning med aska och slam – erfarenheter från tre fältförsök. Värmeforsk rapport Q4-225, Sverige, 2006.
- Carlsson, B. och Nilsson, G. Tätskikt i mark. Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer. Svenska Geotekniska Föreningen Rapport 1:99, 1999.
- Clark, R. B., Alberts, E. E., Zobel, R. W., Sinclair, T. R., Miller, M. S., Kemper, W. D. och Foy, C. D. Eastern gamagrass (*Tripsacum dactyloides*) root penetration into and chemical properties of claypan soils. *Plant and Soil* 200: 33-45, 1998.
- Cokca, E. och Yilmaz, Z. Use of rubber and bentonite added fly ash as a liner material. *Waste Management* 24: 153-164, 2004.
- Dexter, A. R. Model experiments on the behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted sub-soil. II. Entry of pea and wheat roots into sub-soil cracks. *Plant and Soil* 95: 135-147, 1986a.
- Dexter, A. R. Model experiments on the behaviour of roots at the interface between a tilled seed-bed and a compacted sub-soil. III. Entry of pea and wheat roots into cylindrical biopores. *Plant and Soil* 95: 149-161.
- Eriksson, J. 2001. Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket rapport 5148, 1986b.
- Eriksson, J. Härdade vedaskors upplösning i skogsjord. Ramprogram askåterföring. Sydkraft, NUTEK, Vattenfall. Rapport 1996:50, Sverige, 1996.
- Fang, M., Wong, J. W. C., Ma, K. K. och Wong, M. H. Co-composting of sewage sludge and coal fly ash: nutrient transformations. *Bioresource Technology* 67: 19-24, 1999.
- Granhagen, J. A Fly-Ash/Biosludge Dry Cover for the Mitigation of Acid Mine Drainage. Naturvårdsverket, AFR-rapport 190. Stockholm, Sverige, 1998.
- Greger, M., Hamza, K. och Perttu, K. Recirculation of Waste Products from Forest Industry – A Prestudy. Svenska avfallsforskningsrådet. AFR-report 68, 1995.
- Göthberg, A., Greger, M., Holm, K. och Bengtsson, B.-E. Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach. —*Journal of Environmental Quality* 33: 1247-1255, 2004.
- Hargreaves, J. A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Review. *Aquaculture* 166: 181-212, 1998.
- He, C., Finlayson, S. A., Drew, M. C., Jordan, W. R. och Morgan, P. W. Ethylene Biosynthesis during Aerenchyma Formation in Roots of Maize Subjected to Mechanical Impedance and Hypoxia. *Plant Physiology* 112: 1679-1685, 1996.

- Holmström, H., Ljungberg, J., Ekström, M. och Öhlander, B. Secondary copper enrichment in tailings at the Laver mine, northern Sweden. *Environmental Geology* 38: 327-342, 1999.
- Höglund, L. O. och Herbert, R. (red), Lövgren, L., Öhlander, B., Neretnieks, I., Moreno, L., Malmström, M., Elander, P., Lindvall, M. och Lindström, B. MiMi - Performance Assessment - Main report. MiMi Rapport 2003:3, Sverige, 2004.
- Ledin, M. och Pedersen, K. The environmental impact of mine wastes – Roles of micro-organisms and their significance in treatment of mine wastes. *Earth-Science Reviews* 41: 67-108, 1996.
- Lundgren, T. Sluttäckning av avfallsupplag. Naturvårdsverket, rapport 4474. Stockholm, Sverige, 1995.
- Mácsik, J., Rogbeck, Y., Svedberg, B., Uhlander, O. och Mossakowska, A. Linermaterial med aska och rötslam – Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskiktmaterial. Värmeforsk rapport Q4:111, Sverige, 2003.
- Materechera, S. A., Dexter, A. R. och Alston, A. M. Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. *Plant and Soil* 135: 31-41, 1991.
- Materechera, S. A., Alston, A. M., Kirby, J. M. och Dexter, A. R. Field evaluation of laboratory techniques for predicting the ability of roots to penetrate strong soil and of the influence of roots on water sorptivity. *Plant and Soil* 149: 149-158, 1993.
- MiMi Åtgärder mot miljöproblem från gruvavfall. Årsrapport 2001 för MISTRA-programmet MiMi, Sverige, 2001.
- Misra, R. K., Dexter, A. R. och Alston, A. M. Maximum axial and radial growth pressures of plant roots. *Plant and Soil* 95: 315-326, 1986.
- Mocquot, B. J., Vangronsveld, H., Clijsters, and M. Mench. Copper toxicity in young maize (*Zea mays* L.) plants: effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and enzyme activities. *Plant Soil* 182:287-300, 1996.
- Naturvårdsverket. Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning – metaller och surt vatten på drift. Naturvårdsverket, rapport 4202. Stockholm, Sverige, 1993.
- Nicoulaud, B., King, D. och Tardieu, F. Vertical distribution of maize roots in relation to permanent soil characteristics. *Plant and Soil* 159: 245-254, 1994.
- Nilsson, C. Organiska miljöföroreningar i slam. Bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser. Naturvårdsverket, rapport 4673. Stockholm, Sverige, 1996.
- NUTEK Biobränsleaskors innehåll och hårdningsegenskaper. Ramprogram askåterföring. NUTEK, Vattenfall, Sydkraft. Rapport 1996:28. Sverige, 1996.
- Nylund, K., Haglund, M., Berggren, D., Kierkegaard, A., Allan, A., Asplund, L. och de Witt, C. Bromerade flamskyddsmedel i avloppsslam – analyser från 50 reningsverk i Sverige. Naturvårdsverket rapport 5188, Stockholm, Sverige, 2002.
- Palmer, B. G., Edil, T. G. och Benson, C. H. Liners for waste containment constructed with class F and C fly ashes. *Journal of Hazardous materials* 76: 193-216, 2000.
- Planquart, P., Bonin, G., Prone, A. och Massiani, C. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *The Science of the Total Environment* 241: 161-179, 1999.
- Protano, G. och Riccobono, F. High contents of rare earth elements (REEs) in stream waters of a Cu-Pb-Zn mining area. *Environmental Pollution* 117: 499-514, 2002.
- Roszczyński, W. Determination of pozzolanic activity of materials by thermal analysis. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* 70: 387-392, 2002..
- SCB Sveriges Statistiska Centralbyrå. 2002.
- SCB Sveriges Statistiska Centralbyrå. 2004.

- SCC Scandiaconsult Sverige AB. Slam i mark- och anläggningsbyggande. Avvattnat vattenverks- och avloppsslam. Rapport nr 1, Stockholm Vatten, Sverige, 2001a.
- SCC Scandiaconsult Sverige AB. Slam i mark- och anläggningsbyggande. Avvattnat vattenverks- och avloppsslam. Utredning: Tätskikt i deponier. Rapport nr 21, Stockholm Vatten, Sverige, 2001b.
- Sivapullaiah, P. V., Prashanth, J. P., Sridharan, A. och Narayana, B. V. Technical note: Reactive silica and strenght of fly ashes. *Geotechnical and Geological Engineering* 16: 239-250, 1998.
- SMHI Sjöregister – sjöareal och sjöhöjd. SMHI, Sverige, 1999.
- Stark, N. Plant ash as a natural fertilizer. *Environmental and Experimental Botany* 19: 59-68, 1979.
- Steenari, B-M., Schelander, S. och Lindqvist, O. Chemical and leaching characteristics of ash from combustion of coal, peat and wood in a 12 MW CBF – a comparative study. *Fuel* 78: 249-258, 1999.
- Stevens, R. J., Laughlin, R. J. och Malone, J P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1119-1126, 1998.
- Stockholm Vatten. 2002. Miljörapport. Grunddel 2001. MV-02100. Stockholm, Sverige
- Stoltz, E. och Greger, M. Cottongrass effects on trace elements in submersed mine tailings. *Journal of Environmental Quality* 31: 1477-1483, 2002b.
- Stoltz, E och Greger, M. Release of metals and As from various mine tailings by *Eriophorum angustifolium*. (In press *Applied Geochemistry*), 2006.
- Stoltz, E. och Greger, M. Root penetration through sealing layers at mine deposite sites. *Waste, Management and Research*, 2006b.
- Strömberg, B. Weathering kinetics of sulphidic mining waste: An assessment of geochemical processes in the Aitik mining waste rock deposits. AFR-rapport 159. Doktorsavhandling, Institutionen för kemi, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm Sverige, 1997.
- Sundberg, J., Carling, M., Ländell, M. och Svensson, B. Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska. Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper. VA-FORSK rapport 21, Sverige, 2003.
- Van Assche, F., Cardinaels, C. och Clisters, H. Induction of enzyme capacity in plants as a result of heavy metal toxicity: Dose-response relations in *Phaseolus vulgaris* L., treated with zinc and cadmium. *Environmental Pollution* 52: 103-115, 1988.
- Van Assche, F. och Clijsters, H. A biological test system for the evaluation of the phytotoxicity of metal-contaminated soils. *Environmental Pollution* 66: 157-172, 1990.
- Wiles, C. C. Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials* 47: 325-344, 1996.
- Villar, L. D. och Garcia Jr, O. Solubilization profiles of metal ions from bioleaching of sewage sludge as a function of pH. *Biotechnology Letters* 24: 611-614, 2002.
- Xiao, C., Ma, L.Q. och Sarigumba, T. Effects of soil on trace metal leachability from papermill ashes and sludge. *Journal of Environmental Quality* 28: 321-333, 1999.
- Xie, Z. och Xi, Y. Hardening mechanisms of an alkaline-activated class F fly ash. *Cement and Concrete Research* 31: 1245-1249, 2001.

RAPPORTFÖRTECKNING

Förteckning över tidigare publicerade rapporter, kan beställas hos Värmeforsk.

Telefax: 08-677 25 35

Telefon: 08-677 27 54

<http://www.varmeforsk.se>

Siffrorna inom parentes anger forskningsgrupp/program:

1 = Material- och kemiteknik

2 = Miljö- och förbränningsteknik

3 = Anläggningsteknik

8 = Skogsindustriella programmet

9 = Processtyrning

10 = Miljöriktig användning av askor

11 = Fukthaltsmätning

- 891 Rök-gaskondensering med värmepump
Fredrik Axby, Camilla Pettersson
november 2004 A4-316 (3)
- 892 Karaktärisering av gassensorer för
mätning av oförbrända ämnen i när-
värmecentraler
David Eskilsson och Marie Rönnbäck
Rönnbäck
november 2004 F4-316 (2)
- 893 Bästa möjliga övervakning av vatten-
kemin i anläggningar med ångturbin
Mats Hellman
november 2004 M4-322 (1)
- 894 Praktiska konsekvenser för för-
bränningsanläggningar vid införandet
av Vattendirektivet – Nya renings-
tekniker och förbättringsåtgärder vid
utsläpp till vatten
Fredrik Axby och Christina Hansson
november 2004 M4-324 (1)
- 895 Avancerad rening av rök-gaskondensat
Fredrik Axby, Östen Ekengren, Jan-Erik
Bjurhem
november 2004 M4-302 (1)
- 896 Tidig detektering av utmattningssprickor
genomoförstörande provning, OFP
Mattias Broddegård
december 2004 M4-305 (1)
- 897 Modellbaserade övervakningsfunktioner
för säkrare och effektivare drift av fjärr-
styrda anläggningar
Thomas Björklund och Martin Råberg
december 2004 P4-315 (3)
- 898 Produktionsplanering under osäkerhet
- Simulatorbaserad produktions-
planering av medelstora kraftvärme-
anläggningar
Daniel Häggståhl och Erik Dotzauer
december 2004 P4-311 (3)
- 899 Indikation av förbrännings-situationen
genom bildanalys av rostens eldstad
Anna Persson, Johan Helgesson
december 2004 P4-319 (3)
- 900 Småskalig kraftvärme med
parallellkopplade tandemturbiner
Pontus Steinwall, Urban Norström,
Camilla Pettersson och Erik Österlin
december 2004 A4-321 (3)
- 901 Fosfatkemiprocesser i panntuber
Magnus Nordling
december 2004 M4-309 (1)
- 902 Materialval vid rök-gaskondensering
Magnus Nordling, Gunnar Bergman,
Gustaf Bäck, Karin Jacobsson, Helen
Pahverk, Stefanie Römhild
december 2004 M4-303 (1)
- 903 Rosterövervakning med bildanalys
Elisabet Blom, Bengt Gustafsson,
Magnus Olsson
december 2004 P4-317 (3)
- 904 Biobränslebaserade energikombinat
med tillverkning av drivmedel
Barbara Goldschmidt
januari 2005 A4-406 (3)
- 905 Materialegenskaper hos turbinskovlar av
nickelbaslegeringen IN792 efter lång
drifttid
Fredrik Karlsson
januari 2005 M4-310 (1)

- 906 Observer-Based Fuel Control Using Oxygen Measurement - A study based on a first-principles model of a pulverized coal fired Benson Boiler
Palle Andersen, Jan Dimon Bendtsen, Jan Henrik Mortensen, Rene Just Nielsen, Tom Søndergaard Pedersen
januari 2005 P4-318 (3)
- 907 Betydelsen av jämnarebränslefördelning av fastbränsle till fluidbäddpanna
Johan Helgesson, Christer Andersson, Anna Helgesson, Marcus Svanberg
januari 2005 F4-335 (2)
- 908 Minskade utsläpp av CO och NOX genom dosering av ammoniumsulfat i förbränningsrummet
Håkan Kassman, Christer Andersson, Jonas Carlsson, Ulf Björklund, Birgitta Strömberg
februari 2005 F4-313 (2)
- 909 Membrane Distillation and Applications for Water Purification in Thermal Cogeneration – A Pre-study
Chuanfeng Liu and Andrew Martin
februari 2005 M4-401 (1)
- 910 Framtagande av en dynamisk torkmodell för enförbränningsrost
Henrik Brodén, Erik Ramström
februari 2005 P4-401 (3)
- 911 Bränslehandboken
Birgitta Strömberg
mars 2005 F4-324 (2)
- 912 Verifiering av verkningsgrad för Spiralfläkt
Bert Thuresson
mars 2005 S4-406 (8)
- 913 Evaluering av jordmånsbildande askbehandlingsprocess (EJA) – förstudie
Holger Ecke, Henrik Bjurström
mars 2005 Q4-233 (10)
- 914 Förbränning av askor i rosterpannor
Kristina Bergqvist, Åse Myringer, Daniel Nordgren, Stina Rydberg
mars 2005 F4-336 (2)
- 915 Produkter baserade på blandningar av flygaska och fiberslam (fiberaskor) för vägbyggande
Pentti Lahtinen, Aino Maijala och Josef Mácsik
mars 2005 Q4-228 (10)
- 916 Uppföljning av befintliga slaggrusprovvägar
Maria Arm
mars 2005 Q4-271 (10)
- 917 Förbränning av utsorterade avfallsfraktioner
Magnus Berg, Christer Andersson, Annika Ekvall, David Eskilsson, Sigrid de Geyter, Anna Helgesson, Åse Myringer, Karin Wikman och Marcus Öhman
mars 2005 F4-337-339 (2)
- 918 Flygaskor som bindemedel för stabilisering av grusmaterial
Pentti Lahtinen, Harri Jyrävä, Aino Maijala och Josef Mácsik
april 2005 Q4-275 (10)
- 919 Hållfasthet hos reparationer utförda med vakuumlödning
Leif Berglin
april 2005 M4-304 (1)
- 920 Skillnader i bäddagglomereringstendens mellan alternativa bäddmaterial och olika mineraler i natursand
Sigrid De Geyter, Morgan Eriksson, Marcus Öhman, Anders Nordin, Dan Boström, Magnus Berg
april 2005 F4-343 (2)
- 921 Ventilation i medelstora och större pannhus
Dan Grothérus och Tord Larsson
april 2005 A4-318 (3)
- 922 Tillgänglighets- och riskbedömning av system för hantering och beredning av biobränsle i förbränningsanläggningar
Helen Bigün, Gunnar Bodlund, Lars Dahllöf, Lars Pettersson
april 2005 A4-308 (3)
- 923 Measuring of carbon dioxide in water/steam cycle
Karol Daucik
april 2005 M4-319 (1)

- 924 Mekaniska egenskaper efter
värmepåverkan hos stålet 10 CrMo 9 10
Jan Storesund, Henrik Nilsson
april 2005 M4-318 (1)
- 925 Livslängdsbedömning och svets-
reparation av blandsvetsskarvar
Ettapp 1
Jan Storesund, Kjeld Borggreen
april 2005 M4-403 (1)
- 926 Samförbränning av klippta gummidäck
- Försök i biobränslpelletseldad roster-
panna
Barbara Goldschmidt
maj 2005 F4-327 (2)
- 927 Phase identification and internal stress
analysis of steamside oxides on superheater
tubes by means of X-ray diffraction
Karen Pantleon, Melanie Montgomery
maj 2005 M4-312 (1)
- 928 Minskad dioxinbildning med hjälp av
additiv vid sameldning av skogsbränsle och
returbränsle
Johanna Aurell, Åsa Kling, Åse Myringer,
Stellan Marklund
maj 2005 F4-303 (2)
- 929 Kartläggning och analys av
energianvändning inom skogsindustrin
inför ”Programmet för
energieffektivisering” (PFE)
Jonas Arvidsson, Ann-Mari Carlsson,
Nicklas Tarantino, Rolf Wiberg
maj 2005 S4-432 (8)
- 930 Askors materialtekniska funktion – VTIs
materialdatabas
Håkan Arvidsson, Karl-Johan Loorents
maj 2005 Q4-224 (10)
- 931 Selektiv mobilisering av kritiska element
hos energiaskor
Malin Svensson, Inga Herrmann, Holger
Ecke, Rolf Sjöblom
maj 2005 Q4-140 (10)
- 932 SCR vid sameldning av biobränslen och
returbränslen
Åsa Kling, Åse Myringer, David Eskilsson,
Johanna Aurell, Stellan Marklund
juni 2005 F4-220 (2)
- 933 Sammanställning av skadeorsaker och
skadeförlopp i tubvärmväxlare till
värmepumpar
Leif Kiessling, Lars-Erik Hägerstedt
juni 2005 M4-301 (1)
- 934 Trädbränsleförädling med flisnjure –
Utlakning av problemsubstanser
Birgit Backlund, Rune Rådeström
juni 2005 S4-404 (8)
- 935 Automatisk fukthaltsbestämning av
biobränslen med NIR-metoden
Magnus Berg, Sven Erik Wiklund, Mikael
Karlsson, Robert Tryzell
juli 2005 I4-403 (11)
- 936 Automatisk fukthaltsmätning på
biobränslen med NIR samt radiofrekvent
spektroskopi
Erik Dahlquist, Lars Axrup, Jenny
Nyström, Eva Thorin, Ana de la Paz
augusti 2005 I4-404 (11)
- 937 Värmeforsks Mäthandbok, utgåva 3
Lennart Gustavsson, Gunnar Nyquist
september 2005 F4-329 (2)
- 938 Turbulens och värmeöverföring i kondensat
i torkcylindrar vid höga g-krafter; fas 1
Stig Stenström, David Ingvarsson
september 2005 S4-402 (8)
- 939 Effekter av PFG för integrerade pappers-
bruk vid indunstning och förbränning av
bioslam i sodapannan
Johan Dahlbom, Rickard Wadsborn
september 2005 S4-418 (8)
- 940 Styrd utlakning ur bioaska som sprids i
skogsmark
Leif Fjällberg, Björn Lagerblad, Helena
Moosberg Bustnes, Henrik Bjurström
Oktober 2005 Q4-231 (10)
- 941 Askanvändning vid samförbränning av RT-
flis med olika biobränslen; Försöksprogram
i en 24 MW_{th} bubblande bädd
Henrik Bjurström, Karin Wikman
Oktober 2005 Q4-262 (10)
- 942 Pilotförsök med flygkastabiliserat
avloppsslam (FSA) som tätskikt
Josef Mácsik, Christian Maurice, Agnes
Mossakowska, Caroline Eklund

- Oktober 2005 Q4-237 (10)
- 943 Nedbrytningshastigheten för tätskikt uppbyggda av slam och liner
Karin Wikman, Magnus Berg, Malin Svensson, Holger Ecke
Oktober 2005 Q4-230 (10)
- 944 Hygroskopisk släckning av kalk med ånga eller fuktig luft; Ny energieffektiv teknik för släckning av mesakalk i sulfatmassa-industrin
Roland Lundqvist
December 2005 S4-425 (8)
- 945 Ringbildning i Mesaugnar II
Janice Dhak
December 2005 S4-417 (8)
- 946 Emissionerna av och sambandet mellan CO och TOC respektive olika kolväteföreningar från skogsindustrins fastbränsleeldade pannor
Henrik Bjurström, Claes Jonsson, Rickard Lundborg, Anders Taflin, Anna Öhrström
Januari 2006 S4-428 (8)
- 947 Demonstration av forskning genom miljöoptimering av panna 12 vid Iggesund bruk
Lars Wrangensten, Rickard Lundborg, Jürgen Jacoby
Januari 2006 S4-422 (8)
- 948 Täckning av deponier med aska och slam - erfarenheter från tre fältförsök
Maria Carling, Märta Ländell, Karsten Håkansson, Elke Myrhede
Januari 2006 Q4-225 (10)
- 949 Flygaska som förstärkningslager i grusväg
Josef Mácsik
Januari 2006 Q4-229 (10)
- 950 Lakning av antimon från energiaskor
Mattias Bäckström
Januari 2006 Q4-251 (10)
- 951 Vad är oförbränt?
Henrik Bjurström, Pascal Suér
Januari 2006 Q4-260 (10)
- 952 Kvalitetskriterier för bottenaskor till väg- och anläggningsbyggnad – etapp 2
Bo von Bahr, Karl-Johan Loorents, Annika Ekvall, Håkan Arvidsson
Januari 2006 Q4-282 (10)
- 953 Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggnad
Erik Kärrman, Susanna Olsson, Ylva Magnusson, Anna Peterson
Januari 2006 Q4-248 (10)
- 954 Handbok; Flygaska i mark- och vägbyggnad, Grusvägar
Hanna Munde, Bo Svedberg, Josef Mácsik, Aino Maijala, Pentti Lahtinen, Peter Ekdahl, Jens Nerén
Januari 2006 Q4-270 (10)
- 955 Öppen absorptionsvärmepump för uppgradering av spillvärme från skogsindustrin
Mats Westermark, Anna Vidlund
Januari 2006 S4-420 (8)
- 956 Turbulens och värmeöverföring i kondensat i torkcylindrar vid höga g-krafter; Fas 2
Stig Stenström, David Ingvarsson
Februari 2006 S4-402 (8)
- 957 Gasbildning i aska
Maria Arm, Johanna Lindeberg, Åsa Rodin, Anna Öhrström, Rainer Backman, Marcus Öhman, Dan Boström
Februari 2006 Q4-291 (10)
- 958 Handbok; Flygaska i mark- och vägbyggnad, Grusvägar
Hanna Munde, Bo Svedberg, Josef Mácsik, Aino Maijala, Pentti Lahtinen, Peter Ekdahl, Jens Nerén
Februari 2006 Q4-270 (10)
- 959 Flygaska och rötslam som tätskikt vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering
Maria Greger, Clara Neuschütz, Karl-Erik Isaksson
Februari 2006 Q4-244 (10)

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