**UTVÄRDERING AV TUNGMETALLUPPTAG I GRÄS ODLAT I SUBSTRAT MED INBLANDAD FLYGASKA FRÅN ÖRESUNDSKRAFTS KRAFTVÄRMEVERK I NV SKÅNE**

**Torleif Bramryd**

**Professor i Miljöstrategi**

**Lunds universitet**

**Campus Helsingborg**

**Box 882**

**251 08 Helsingborg**

**UTVÄRDERING AV TUNGMETALLUPPTAG I GRÄS ODLAT I SUBSTRAT MED INBLANDAD FLYGASKA FRÅN ÖRESUNDSKRAFTS KRAFTVÄRMEVERK I NV SKÅNE**

## Sammanfattning

Flygaska från avfallsförbränning klassas i de flesta länder som ”farligt avfall” med starka restriktioner vad gäller slutlig deponering som följd. I den här presenterade undersökningen har flygaska från Öresunskrafts avfallseldade Filborna-kraftvärmeverk jämförts med flygaska från det träpellets-eldade kraftvärmeverket Västhamnsverket i Helsingborg, och det träavfallseldade kraftvärmeverket i Ängelholm vad gäller upptag av tungmetaller och näringsämnen i vegetation. Som indikatorart har använts engelskt rajgräs (*Lolium perenne*). Syftet är att klarlägga hur stort upptag av olika tungmetaller och andra mineralämnen, som har skett i ovanjordiska delar av den odlade gräsbiomassan. Planteringsjord har härvid blandats upp med 12,5 % respektive 25 % flygaska innan sådd av engelskt rajgräs. Flygaskan från det avfallseldade Filbornaverket har även jämförts med slagg från samma anläggning.

Försöket har visat på en ökning av upptaget, jämfört med referens, av t ex kadmium, krom, nickel och bly efter inblandning av 25 % avfallsbaserad flygaska i planteringsjorden. För kadmium har en ca fyra gångers förhöjning av halterna noterats jämfört med referens. Med en inblandning av 12,5 % flygaska har en motsvarande förhöjning noterats för kadmium, medan övriga metaller inte visade på någon tydlig skillnad jämfört med referens bestående av enbart planteringsjord. I likhet med tidigare undersökningar har något klart linjärt samband med givans storlek inte uppmätts, och en dubbel askinblandning har således inte medfört ett fördubblat upptag. När det gäller slagg från avfallsförbränning har förhöjda halter främst uppmätts för koppar, molybden och zink samt till viss del för järn.

Även gräs odlat på flygaska från Ängelholms kraftvärmeverk visar på något förhöjda kadmium-, bly- och zink-halter jämfört med referens. Detta torde kunna förklaras med att avfallsträ och ”bränslekross” delvis använts som bränsle.

Gräs odlat i Västhamnsverkets flygaska, med träpellets som bränsle, uppvisar mycket låga upptag av alla undersökta tungmetaller, och det är i stort sett endast näringsämnet kalium som ökat i gräsbiomassa odlad på jord med flygask-inblandning från Västhamnsverket.

Det odlade gräset har överlevt i samtliga försöksenheter (12,5 % resp 25 % ask-inblandning). Gräsproduktionen, mätt som höjdtillväxt, har varit högst i referensenheterna med enbart planteringsjord, i enheterna med slagg från Filbornaverket samt vid låg tillsatsgrad av flygaska (12,5 %) inblandning. Vid en stor askinblandning på 25 % har höjdtillväxten varit lägre, sannolikt på grund av att en högre halt frigjorda salter har gett negativa osmotiska effekter (”salteffekter”). Detta har gällt för samtliga asktyper och någon skillnad har inte kunnat uppmätas mellan t.ex. avfallsförbränningsaska och vedaska.

## INLEDNING

I takt med uppförandet av alltfler avfallseldade värme- och kraftvärmeverk i världen uppkommer kraftigt ökande mängder aska och slagg som behöver hanteras. Slagg utnyttjas idag ofta som dräneringslager vid sluttäckning av deponier, som vägbyggnadsmaterial vid tillfälliga vägar inom t ex deponiområden eller som bärlager vid konstruktion av vägar och parkeringsplatser. Det finns således idag en relativt god avsättning för slagg ifall det uppfyller ställda kriterier på metallbelastning, etc.

Flygaskan däremot klassas i de flesta länder som ”farligt avfall” på grund av en hög tungmetallbelastning och ett högt innehåll av t ex klorider och sulfater. Detta innebär att flygaskan endast får deponeras efter stabilisering, eller inom speciellt säkrade deponier. Flygaskan från Skandinavien (Sverige, Norge, Danmark) transporteras idag i stor utsträckning till Langöya i Oslofjorden i Norge, där den efter viss stabilisering används för att fylla igen ett gammalt brott. Anläggningen på Langöya börjar dock uppnå sin kapacitetsgräns, och det behöver tas fram alternativa, framtida hanteringsmetoder för flygaska från avfallsförbränning.

Det är heller inte hållbart ut klimatsynvinkel att vara tvungen att transportera flygaskan genom långa landsvägstransporter till Norge, utan det vore en klar fördel om flygaskan kunde deponeras eller användas lokalt.

Ett av de huvudsakliga problemen kopplat till flygaska är, förutom det höga metall- och kloridinnehållet, även att den är relativt lättlakad. Detta gör att man från miljömyndigheternas sida har farhågor om en spridning i ekosystemen, t ex genom växtupptag och därpå transport in i näringskedjan via bete, o.s.v. Det är därför av stort värde att undersöka det egentliga upptaget av tungmetaller i vegetation som vuxit i flygask-inblandad jord.

Det finns relativt många undersökningar gjorda på egenskaperna av bottenaska (t.ex. Chimenos et al., 2000) och dess utlakningsegenskaper (Bouvet et al., 2007, Guimaraes et al., 2005, Johnson et al., 1996, Johnson et al., 1999, Lapa et al., 2002, Olsson et al., 2009) i olika tidsperspektiv (Lidelöw and Lagerkvist, 2007, Liu et al., 2008, Rosende et al., 2008) samt livscykelanalyser gjorda rörande användning av bottenaska i vägkonstruktioner (Birgisdóttir et al., 2007, Birgisdóttir et al., 2006, Carpenter et al., 2007, Chowdhury et al., 2010).

Undersökningar av flygaska är däremot betydligt färre, främst på grund av att flygaskan från avfallsförbränning normalt klassas som farligt avfall och inte är aktuell för användning. I den här presenterade undersökningen är målsättningen därför att klarlägga upptagningspotentialen för tungmetaller i gräs som vuxit på flygaskinblandad jord, för att på så vis kunna tjäna som underlag vid t ex bedömning av möjligheterna till deponering på specialutformade, lokala deponier, och därmed undvika långvägstransporter.

Projektets syfte har varit att klarlägga upptaget i engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) av de i sammanhanget mest aktuella tungmetallerna och övriga mineralämnen efter olika inblandningsgrad av flygaska (12,5 % respektive 25 %).

Vidare har gräsets överlevnad och höjdtillväxt mätts som ett mått på biomasseproduktionen och den eventuella osmotiska effekten av en lättlakad aska.

## 2. METODIK

**2.1 Odlingsförsök**

Odlingsförsöken utfördes av Lunds Universitet, Miljöstrategi, Campus Helsingborg, och gjordes utomhus för att efterlikna fältlika förhållanden.

### Försöksuppställning

De olika substratens effekter på närings- och tungmetallupptag studerades under fältlika förhållanden med hjälp av ett krukförsök med engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) (vanligt förekommande gräsart i gräsmattor). Härmed kunde relationen mellan substratets innehåll av mineralämnen och upptag, produktion och överlevnad hos gräset klarläggas. Engelskt rajgräs valdes även därför att det är en art, som är vanlig i fytotoxiska studier (Boularbah 2008, Macnicol 1985, Wong 1982) och för att gräs föreslagits som en standardart för att mäta bioackumulering från förorenade områden (Swartjes, 2007).

De använda asktyperna var:

1. Flygaska från Filbornaverket.

Filbornaverket förbränner huvudsakligen blandat hushålls- och lättare industriavfall och karaktäriseras som ett avfallseldat kraftvärmeverk. Flygaskan uppsamlas genom textila spärrfilter efter inblandning av kalk och aktivt kol.

1. Slagg från Filbornaverket

Slaggen vid Filbornaverket utgör den rest som blir kvar efter rostereldning, följt av magnetisk utsortering av metallskrot.

1. Flygaska från Växthamnsverket

Västhamnsverket använder huvudsakligen importerade träpellets som bränsle, och tungmetallkontamineringen kan förutsättas vara låg. Flygaskan uppsamlas genom elektrofilter med efterföljande slangfilter.

1. Flygaska från Ängelholms kraftvärmeverk

Kraftvärmeverket i Ängelholm förbränner huvudsakligen träbränslen uppblandade med rivningsvirke och utsorterade avfallsfraktioner. Flygaskan uppsamlas med ett spärrfilter.

Varje kruka med ca 2 l volym fylldes med de olika substraten (flygaska resp slagg från Filbornaverket, flygaska från Västhamnsverket samt flygaska från Ängelholms kraftvärmeverk), uppblandat med planteringsjord. Dessutom startades ett försöksled med enbart planteringsjord som referens. Uppblandningarna med planteringsjord utfördes på så sätt att två olika koncentrationer erhölls för varje flygask-substrat; 12,5 % respektive 25 % inblandning av flygaska i förhållande till enhetsjorden. För slaggen från Filbornaverket utfördes endast försök med 25 % inblandning av slagg i planteringsjorden. Samtliga undersökta blandningar upprepades i triplikat.

Krukorna var försedda med en spalt i botten för dränering. Efter ifyllandet av substraten trycktes innehållet i krukorna ihop lätt innan sådd. Gräsfröna såddes i krukorna och täcktes med ca 1 cm substrat. Den använda enhetsjorden hade relativt stort torvinnehåll, varför denna volymmässigt upptog en ganska stor andel av krukans innehåll, då invägningarna och den procentuella fördelningen gjordes på en viktsbasis. Efter sådden bevattnades krukorna med avjonat vatten så att de erhöll fältkapacitet.

Försökskrukorna placerades utomhus i väl skyddat område vid Ljunghems gård inom Filborna återvinningsanläggning i Helsingborg. Studien utfördes utomhus för att ge så realistiska, fältlika förhållanden som möjligt vad gäller till exempel nederbördstillförsel och evapotranspiration.

Bevattning skedde vid försöksstart, efter sådd, med avjonat vatten, tills fältkapacitet erhölls. Inget vatten dränerades av från krukorna vid dessa tillfällen, utan allt tillsatt vatten kvarhölls i materialet. Bevattning skedde sedan inte under försöksperioden, utan krukorna tillfördes endast naturligt regnvatten. Förfarandet innebär att stress kopplat till variationer i vattentillgång periodvis har förekommit, vilket i sin tur kan påverka både metallupptaget och tillväxten. Torr- och blötperioder förekommer emellertid även i verkligheten, så förfarandet, vilket avsåg att efterlikna fältlika förhållanden, utfördes så realistiskt som möjligt. Odlingsförsöket startades under sensommaren och fick sedan pågå under en tvåårs-period. Detta för att tillräcklig biomassa för analys skulle erhållas.

### Mätning och skörd

Efter ett år av odlingsförsöket mättes höjdtillväxt hos gräset i samtliga krukor. Mätningen utfördes med linjal. Försöket fick sedan pågå under ytterligare en vegetationsperiod för att erhålla tillräcklig mängd gräsbiomassa för analys. Med hjälp av sax klipptes gräset härvid ner cirka 5 mm ovanför rothalsarna på varje grässtrå för att möjliggöra en potentiell fortsatt biomasstillväxt under ytterligare vegetationsperioder.

Efter skörd lufttorkades gräset i rumstemperatur (cirka 23 oC) under en period längre än 14 dagar, varefter vikten av den skördade ovanjordiska biomassan bestämdes för varje kruka. Växtmaterialet från försöksleden analyserades vid LMI:s laboratorium (Lennart Månsson International) i Helsingborg.

**2.1.3 Kemisk analys av växtprover**

Vid analys av växtproverna uppslöts 0,5 g torkat växtmaterial plus 7 ml koncentrerad salpetersyra och 3 ml avjonat vatten med mikrovågsteknik i inerta teflonbehållare. Efteråt späddes proven med avjonat vatten till 50 ml och analyserades med ICP teknik.

Al, B, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S och Si analyserades med ICP-OES teknik. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb och Zn anlyserades med ICP-MS teknik. Innan invägning för analys torkades växtproverna i enlighet med SS-ISO 11465 vid 105±5˚C i 24 timmar.

* + 1. **Utvärdering av toxicitet**

Som ett mått på potentiell toxicitet hos odlat gräs för herbivorer, har använts begreppet TDI, dvs ”tolererbart dagligt intag” för betande djur. Om giftiga metaller tas upp och allokeras till betbara delar av växter kan de utgöra en risk för växtätande djur. För att erhålla en enkel bedömning av risken för betande djur, som konsumerar växter som etablerats i ask-inblandade jordar, har metallhalterna i de analyserade växterna relaterats till tolererbart dagligt intag för boskap (TDI). TDI är ett konservativt mått som anger den halt i foder som när det konsumeras dagligen, under en definierad tidsperiod, inte kommer att påverka djurets hälsa negativt (NRC 2005).

# RESULTAT OCH DISKUSSION

**3.1 Höjdtillväxt av gräs**

Generellt har en lägre inblandning av flygaska (12,5 %) inneburit en något större höjdtillväxt jämfört med en högre inblandning (25 %) av flygaska (tabell 1). Detta beror sannolikt på en högre halt av lättlösliga anjoner (klorider, sulfater, etc) i flygaskan vid den större givan, vilket ger en negativ osmotisk effekt på gräsrötterna (utsaltningseffekt). Någon större skillnad har dock inte erhållits i gräsproduktion vid jämförelse mellan de olika typerna av flygaska från Filbornaverket, Västhamnsverket och Ängelholm. Detta indikerar att det främst är halten lösliga salter i flygaskan som påverkar, och att en något högre tungmetallhalt i gräset som vuxit i avfalls-flygaskan från Filborna inte torde haft någon avgörande betydelse för tillväxten.

Den största höjdtillväxten har erhållits från referensmodulerna med planteringsjord, samt från modulerna med slagg från Filbornaverket (tabell 1). Slaggen har en högre sintringsgrad än flygaskan, varför halten tillgängliga joner är lägre, och därmed den osmotiska effekten på finrötter.

Någon toxisk effekt med starkt retarderad, eller utebliven grästillväxt har inte erhållits från någon av parcellerna.



**3.2 Upptag av tungmetaller i gräsvegetation**

Upptaget av kadmium (Cd) i det odlade gräset var ca 3-4 gånger högre efter en inblandning i odlingssubstratet med 25 % flygaska från Filbornaverket. Även en inblandning med 12,5 % flygaska från Filbornaverket gav förhöjda Cd halter i det skördade gräset (tabell 2).

Även halterna av krom (Cr) ökade i motsvarande grad (3-4 gånger) efter inblandning av 25 % avfallsflygaska, medan någon ökning inte noterades av halterna efter den lägre inblandningsgraden med 12,5 %. Även halterna av koppar (Cu), nickel (Ni) och kvicksilver (Hg) ökade i skördat gräs efter inblandning med 25 % flygaska, medan skillnaderna jämfört med referensen var liten vid den lägre inblandningen med 12,5 % flygaska (tabell 2). Koppar och krom har en relativt god komplexbindningsförmåga till organiskt material, och med en lägre inblandning med 12,5 % flygaska torde fastläggningen av koppar- och kromjoner i odlingssubstratet vara tillräckligt effektiv (Bramryd 1994, 2002; Tyler 1978).

Bly är en vanligt förekommande tungmetall i flygaskan från avfallsförbränning, och som förväntat uppmättes nära dubbelt så höga halter av Pb i gräset efter inblandning av 25 % flygaska. Å andra sidan blev det i stort sett inte några mätbara förhöjningar av halterna vid en inblandning av 12,5 % flygaska. Detta kan förklaras med att även bly har en god komplexbindningsförmåga till organiskt material, och därför fastlägges i odlingssubstratet om halterna inte är alltför höga, som vid den högre inblandningsgraden av flygaska, då gräsrötterna troligen kommer mera i direkt kontakt med flygaskan (Bramryd 1994,1995, 2001, 2002 ; Tyler 1978).

Engelskt rajgräs (*Lolium perenne*), som vuxit i en uppblandad flygaska från Ängelholms kraftvärmeverk uppvisar förhöjda halter av arsenik och kadmium, vilket tyder på att askan till viss del varit baserad på rivningsvirke, som kan t ex ha innehållit arsenikimpregnerat virke (tabell 2).



Gräs som vuxit i jord-blandningar med flygaska från Västhamnsverket, med övervägande träpellets som bränsle, uppvisar de klart lägsta halterna av tungmetaller, i vissa fall lägre än i gräsbiomassa från referensenheterna med enbart planteringsjord. De låga metallhalterna kan även förklaras med en större tillväxt i dessa enheter, vilket gör att metallerna späds i en större biomassa. Någon större skillnad mellan 25 % och 12,5 % inblandning har heller inte noterats (tabell 2).

Tungmetaller har generellt en god komplexbindningspotential till organiskt material. Detta gäller i synnerhet för bly och krom och till viss del koppar (Bramryd 1994, 2002). Detta innebär sannolikt att mycket av metallerna i den tillsatta askan har komplexbundits till den organogena planteringsjorden, och tillgängligheten för rotupptag har varit relativt begränsad. Detta kan även vara en förklaring till inhomogenitet i värdena mellan en hög och en lägre inblandning av flygaska. En aska med högre innehåll av tungmetaller, som askan från det avfallseldade Filbornaverket, innebär således inte med automatik att upptaget i växtfraktioner blir signifikant högre. Det är i regel tungmetaller med låg komplexbindningspotential och stor rörlighet i marken, som t ex zink och kadmium, som ökar mest i växter när halterna i marksubstratet ökar.

Detta styrks av resultaten i denna undersökning. Tillgängligheten styrs även till viss del av askans sintringsegenskap, dvs hur tillgängliga metallerna är för utlakning. Detta kan förklara ett lägre upptag av tungmetaller från slaggen från Filbornaverket.

Med ökad metallkoncentration i det medium gräset växer i ökar normalt upptaget av metaller, både i blad och i rötter (Greger, 1999). Upptaget ökar dock inte linjärt, utan planar ut med ökad koncentration i det yttre mediet. Ackumuleringsfaktorn är som störst vid låga koncentrationer i det yttre mediet då konkurrensen om upptagsställen i växtens rötter är liten, och det motsatta gäller vid höga koncentrationer i det yttre mediet (Greger, 1999). Detta kan förklara varför en högre inblandning med 25 % aska inte gett en linjär ökning jämfört med inblandning med halva givan på 12,5 % aska. Generellt innebär detta också att gräs odlat på extremt metallkontaminerade substrat inte kan förväntas ge linjärt stigande metallupptag i biomassan. Detta illustreras i Fig. 1.

|  |
| --- |
|  |

1. Upptag av metaller i växtvävnad i relation till yttre metallkoncentration. **A** avser metallinnehåll i växt, och **B** upptagseffektivitet (efter Greger (1999)).

 Metallers mobilitet och tillgänglighet i jord styrs bl.a. av pH, katjonbyteskapacitet (CEC), Fe- Mn- och Al-oxider, organiskt material och redoxpotential (Adriano, 1986). Vidare är de processer som styr metallupptag i växter komplexa, och beror bland annat på ämnets koncentration i porvattnet, förekomst av konkurrerande joner, och ackumuleringen i övre delar av växterna beror bland annat på translokationsvägar och -hastigheter, tillväxthastighet och växtens avgiftningssystem (Kochian, 1991; Hisinger, 1998; Greger, 1999, Gimmler et al., 2002). Växter har dessutom själva möjlighet att påverka upptaget av ämnen genom att låta rötterna växa ut mot gynnsamma områden i marsubstratet, och genom att utsöndra rotexudat. Växter kan avsöndra en mängd olika organiska föreningar och oorganiska joner för att förändra rotzonens kemi och biologi, vilket möjliggör anpassning till olika miljöer. Exudationen ökar ofta vid näringsbrist, förekomst av toxiska joner samt vid patogenattacker (Rengel, 2002).

Gränsvärdena för TDI, ”tolererbart dagligt intag” i foder eller gräs för betande djur ligger på följande värden för de undersökta tungmetallerna (NRC 2005):

Arsenik (As): 30 mg/kg

Kadmium (Cd): 10 mg/kg

Krom (Cr): 100 mg/kg

Koppar (Cu): 15 mg/kg

Nickel (Ni): 50 mg/kg

Bly (Pb): 10 mg/kg

Zink (Zn): 300 mg/kg

Upptaget i engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) i det här presenterade försöket ligger i de flesta fall betydligt under TDI gränsvärdena. Gränsvärdena för koppar överskrids dock något för koppar i gräs som vuxit med inblandning av 25 % slagg eller 25 % flygaska från avfallsförbränning vid Filbornaverket. Dessutom överskrids värdena i begränsad omfattning för bly och zink i gräs som vuxit i den högre graden av flygask-inblandning (25 %) från Filbornaverket.

**3.3 Upptag av näringsämnen i gräsvegetation**

Tillförsel av flygaska från avfallsförbränning har ökat halterna i gräset av kalium, kalcium och magnesium, men skillnaderna är relativt små i förhållande till referensenheterna (tabell 3). Det är inte heller någon större skillnad i näringsinnehåll i gräs som vuxit i slagginblandad planteringsjord, jämfört med referensenheterna med enbart planteringsjord. Även om markhalterna ökar, har växterna ändå en begränsad förmåga att kraftigt öka upptaget i biomassan.



Tillförsel av träpellets-aska från Västhamnsverket har, som väntat ökat halterna av kalium i det odlade gräset. Kalium är lättrörligt och tas lätt upp i överskott av växter. Vedaskan höjer normalt pH värdet i marken, vilket kan utläsas av att upptaget av aluminium är lägre i enheter med vedaska från träpellets än i referensen. Vid högre pH värden i jorden bindes aluminium huvudsakligen fast som aluminiumhydroxider, och halten växtupptagbara, fria aluminiumjoner blir låg. Denna effekt kan utläsas för alla tre undersökta flygask-typer (Filbornaverket, Västhamnsverket och Ängelholms kraftvärmeverk). Effekten är tydlig både för enheterna med 25 % askinblandning och med 12,5 % askinblandning (tabell 3).

Även upptaget av järn är lägre i enheterna med träpellets-aska från Västhamnsverket än i referensenheten. Vid ett högre pH-värde ligger järnet relativt hårt bundet i jorden som trevärda järnhydroxider. Motsvarande effekt kan utläsas även för flygaskorna från Filbornaverket och Ängelholm.

## Partikelkontaminering av växtprover

Kontaminering av växter med metaller från förorenad mark kan enligt Swartjes et al. (2007) ske via tre olika processer:

* Upptag från markens porvatten via roten och fördelning i olika delar av växten
* Kontaminering via jordpartiklar som skvätter upp och fastnar på växten i samband med regn (jordstänk)
* Atmosfärisk deposition på växten

För rötter föreligger även en uppenbar risk att jordpartiklar som fastnar på roten kontaminerar den. I föreliggande undersökning har dock bara biomassa från ovanjordiska delar analyserats.

Gräsodlingsförsöken har varit placerade på ett väl avgränsat och vindskyddat ställe inom Filborna-anläggningen och damning torde inte ha förekommit. Eftersom en heltäckande gräsvegetationen etablerades relativt snabbt i krukorna torde inte heller jordpartiklar skvätt upp på gräset under regn i någon större omfattning. En viss luftdeposition av tungmetaller kan ha skett från det närliggande, avfallseldade Filborna kraftvärmeverk, men på grund av en god rökgasrening torde inte heller en sådan luftdeposition ge mätbara effekter i försöket. Den närbelägna E6 motorvägen på ca 100-200 m avstånd avskärmas också effektivt av en skogsridå, och metallbärande partiklar torde inte nå fram till försökskrukorna.

Det finns modeller där man försöker ta hänsyn till olika faktorer för att förbättra prediktionen av halten i växten utifrån halten i odlingssubstratet. Man kan också använda sig av olika mildare extraktionsmetoder istället för totalhalten för att få ett bättre mått på hur växttillgänglig som metallen i jorden är (Swartjes et al. 2007)*.* Dessa metoder tar dock i allmänhet inte hänsyn till partikelkontaminering av växten via deposition eller jordstänk, utan förutsätter att upptag av metaller via roten är den huvudsakliga processen.

När det gäller upptag av organiska ämnen, som binder hårt till jorden, har det visat sig att modeller som inte tar hänsyn till partikelkontaminering underskattar halten av förorening i växter. I en sammanställning av risker med dioxinförorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b) refereras uppgifter om att mängden partiklar som fastnar på växten (mängd torr jord per mängd torr skördad växt) uppskattas ligga i intervallet 0,1-20% för gräs. Större partiklar bedöms som mindre viktiga än små eftersom stora partiklar inte virvlar upp lika lätt och fastnar på växten. Vilken föroreningsgrad olika storlekar av partiklar har kan därför vara viktigt för kontamineringen. I en holländsk modell för upptag av organiska ämnen antas en generell partikelkontaminering på 1 % (Swartjes et al., 2007) för att modellerade resultat skall stämma bättre med empiriska data*.*

Risken för partikelförorening beror på typ av växt (exponerad bladyta och marknära växtsätt) samt hur skörd och konsumtion av växten går till. Det finns idag ingen standard som beskriver hur man skall provta och analysera vegetation som växer på förorenad mark (Swartjes, 2007)men några generella rekommendationer ges:

* Växten bör skördas vid förhållanden som motsvarar det normala stadiet vid bete eller konsumtion. Skörd av alla individer bör ske på samma sätt (till exempel samma avstånd från jordytan).
* Växten bör rengöras från partiklar innan analys. Rengöringen bör efterlikna den normala processen vid skörd och konsumtion. En rengöring som är mer omfattande än normalt skall undvikas eftersom exponering för partiklar som fastnar på vegetation är en reell risk.
* Det skördade materialet ska torkas vid 105ºC innan analys.
* Provet ska sönderdelas och homogeniseras.

Ovanstående generella rekommendationer har i huvudsak följts i denna undersökning.

Undersökning av gräs har skett med syfte att bedöma om föroreningar i gräset kan påverka djur som betar av gräset. Skörd av gräset har skett sent på säsongen, och för att efterlikna betning har gräset skördats på en konstant höjd över jordytan och inga rengöringsåtgärder för att avlägsna partiklar har vidtagits. Proverna har lufttorkats vid rumstemperatur i papperspåsar. Halten har relaterats till TS vid 105 ºC.

På basis av den generella processbeskrivningen kan följande tre olika kontamineringsscenarier antas:

1. *Deposition från atmosfären är styrande*. Detta scenario kan gälla för träd och buskar som inte påverkas direkt av jordstänk och för ämnen där upptaget via rötter är litet. Sådana fall kan identifieras genom att jämföra halten i blad som växer i förorenad jord med halten i blad som växer på referensplatser (med lägre förorening i jorden). Skillnader mellan olika arter av träd och buskar bör vara relativt liten under förutsättningen att bladens struktur (förhållande mellan yta/volym) och exponering är likartad. Om halterna är likartade indikerar detta att upptaget via rötter har liten betydelse och kontaminering via atmosfärisk deposition stor betydelse
2. *Jordstänk är styrande.* Detta scenario kan gälla för gräs som lätt påverkas av jordstänk och för ämnen där upptaget via rötter är litet. Kontaminering av partiklar genom jordstänk bör vara ojämnt fördelat på olika växtindivider beroende på hur många partiklar som kontaminerat varje individ. En stor variation i kontamineringsgrad indikerar att jordstänk är en betydande exponeringsväg.
3. *Upptag via rötter är styrande.* Detta scenario kan gälla för både träd och buskar samt gräs, där upptaget via rötter är dominerande. Skillnader i upptag kan variera kraftigt mellan olika arter av växter. För upptag via rötter bör även data från en extraktion, som ger ett mått på tillgänglig halt, ge en bättre korrelation mellan halt i jorden och halt i växt än vid totalhaltsanalys efter syrauppslutning. Stor skillnad i upptag mellan olika växtarter och bättre korrelation till tillgänglig halt jämfört med totalhalt indikerar att upptag via rötter är en betydande exponeringsväg.

När det gäller upptag av organiska ämnen som binder hårt till jorden har det visat sig att modeller som inte tar hänsyn till partikelkontaminering underskattar halten av förorening i växter. I en sammanställning av risker med dioxinförorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b) refereras uppgifter om att mängden partiklar som fastnar på växten (mängd torr jord per mängd torr skördad växt) uppskattas ligga i intervallet 0,1-20% för gräs. Större partiklar bedöms som mindre viktiga än små, eftersom stora partiklar inte virvlar upp lika lätt och fastnar på växten. Vilken föroreningsgrad olika storlekar av partiklar har kan därför vara viktig för kontamineringen. I den holländska modellen för upptag av organiska ämnen ansätts en generell partikelkontaminering på 1 % (Swartjes et al., 2007) för att modellerade resultat skall stämma bättre med empiriska data*.*

1. **SLUTSATSER**
* Odling av Engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) i substrat bestående av planteringsjord inblandad med 25 % respektive 12,5 % flygaska har totalt sett gett relativt begränsad ökning av tungmetallhalter i den odlade gräsbiomassan.
* Gräsbiomassa odlad med inblandning av avfalls-flygaska i substratet uppvisade dock ca 3-4 gånger högre halter av kadmium jämfört med referens.
* En inblandning med 25 % avfalls-flygaska i substratet gav en fördubbling av blyhalterna i gräsbiomassan.
* Gräsbiomasa odlad i substrat med 25 % inblandning av slagg från avfallsförbränning innehöll ungefär dubbelt så höga kopparhalter jämfört med referens.
* Flygaskan från Västhamnsverket gav inte några entydigt förhöjda tungmetallhalter i odlat gräs jämfört med referens. Kadmiumhalterna var dock något förhöjda i gräsbiomassa som odlats i jord med tillsats av flygaska från Ängelholms kraftvärmeverk. Detta sannolikt på grund av viss inblandning av ”bränslekross” och rivningsavfall.
* Höjdtillväxten hos gräs blivit något lägre vid hög askinblandning i odlingssubstratet, troligen på grund av en salteffekt.
* Allt odlat gräs har överlevt i krukorna med inblandad flygaska, oavsett asktyp och inblandningsgrad.
1. **REFERENSER**

Adriano, D. C., 1986, Trace elements in the terrestrial environment, Spinger-Verlag New York,

Bouvet, M., Francois, D. & Schwartz, C. 2007. Road soil retention of Pb leached from MSWI bottom ash. Waste Management 27, 840-849.

Bramryd T 1994. Long-term effects on nutrient and heavy metal concentrations of sewage sludge application to acid pine (Pinus sylvestris, L.) forest soils. In : Effects on growth and nutrition of sewage sludge application in acid pine forests (Pinus sylvestris, L.) in a temperature gradient in Sweden. Doctoral dissertation, Department of Plant Ecology, University of Lund. 55 pp.

Bramryd T. 2001. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots pine stand (Pinus Sylvestris L.) in Central Sweden. Forest Ecology and Management 147, 197-216.

Bramryd T. 2002 Impact of sewage sludge application on the long-term nutrient balance in acid pine (Pinus sylvestris,L) forest soils. Water, Air & Soil Pollution 140, 381-399.

Bramryd T and Fransman B 1995. Vitalization with wood ashes - Effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (Pinus sylvestris, L) forest soil. Water, Air and Soil Pollution 85, 1039-1044.

Birgisdottir, H., Pihl, K. A., Bhander, G., Hausschild, M. Z. & Christensen, T. H. 2006. Environmental assessment of roads constructed with and without bottom ash from municipal solid waste incineration. Transportation Research Part D: Transport and Environment 11, 358-368.

BirgisdottirI, H., Bhander, G., Hauschild, M. Z. & Chistiansen, T. H. 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. Waste Management 27, 75-84.

Boularbah A, Morel J L, Bitton G, Mench M, 2008, A direct solid phase assay specific for heavy metal toxicity. II. Assessment of heavy metal immobilization in soils and bioavailability to plants. Journal of Soil Contamination 5 (4).

Carpenter, A. C., Gardner, K. H., Fopiano, J., Benson, C. H. & Edil, T. B. 2007. Life cycle based risk assessment of recycled materials in roadway construction. Waste Management 27, 1458-1464.

Chimenos, J. M., Fernandez, A. I., Nadal, R. & Espiell, F. 2000. Short-term natural weathering of MSWI bottom ash. Journal of Hazardous Materials 79, 287-299.

Chowdhury, R., Apulp, D. & Fry, T. 2010. A life cycle based environmental impacts assessment of construction materials used in road construction. Resources, Conservation and Recycling 54, 250-255.

Greger, M., 1999, Metal availability and bioconcentration in plants, I: Prasad, M.N.V., och Hagemeyer, J. (eds.), Heavy metal stress in plants, Springer Verlag, Berlin, pp 157-181

Gimmler, H., Cardang, J., Boots, A., Reisberg, E., och Woitke, M., 2002, Heavy metal content and distribution within woody plant during and after seven years continuous growth on municipal solid waste bottom slag rich in heavy metals, Journal of Applied Botany 76, 203-217

Guimaraes, A. L., Okuda, T., NishijimaI, W. & Okada, M. 2005. Chemical extraction of organic carbon to reduce the leaching potential risk from MSWI bottom ash. Journal of Hazardous Materials 125, 141-146.

Hisinger, P. 1998. How do plant roots aquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere, Advances Agronomy 64, 225-265,

Johnson, C. A., Kersten, M., Ziegler, F. & Moor, H. C. 1996. Leaching behaviour and solubility -- Controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. Waste Management 16, 129-134.

Johnson, C. A., Kaeppeli, M., Brandenburger, S., Ulrich, A. & Baumann, W. 1999. Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. Journal of Contaminant Hydrology 40, 239-259.

Kochian, L.V., 1991, Mechanisms of micronutrient uptake and translocation in plants. I: Monvedt, JJ (ed), Micronutrients in agriculture, Soil Science Society of America, Madison, 229-296

Lapa, N., Barbosa, R., Morais, J., Mendes, B., Méhu, J. & Santos Oliveira, J. F. 2002. Ecotoxicological assessment of leachates from MSWI bottom ashes. Waste Management 22, 583-593.

Lidelöw, S. & Lagerkvist, A. 2007. Evaluation of leachate emissions from crushed rock and municipal solid waste incineration bottom ash used in road construction. Waste Management 27, 1356-1365.

Liu, Y., Li, Y., Li, X. & Jiang, Y. 2008. Leaching behaviour of heavy metals and PAHs from MSWI bottom ash in a long-term static immersing experiment. Waste Management 28, 1126-1136.

Macnicol R. D., Beckett P. H. T., 1985, Critical tissue concentrations of potentially toxic elements,Plant and Soil 85 (1), 107-129,

NRC (National Research Council) 2005, Mineral tolerance of animals. National Academy of Sciences, Washington DC, USA.

Olsson, S., Gustafsson, J. P., Berggren Kleja, D., Bendz, D. & Persson, I. 2009. Metal leaching from MSWI bottom ash as affected by salt or dissolved organic matter. Waste Management 29, 506-512.

Rosende, M., MiróI, M. & Cerdá, V. 2008. The potential of downscaled dynamic column extraction for fast and reliable assessment of natural weathering effects of municipal solid waste incineration bottom ashes. Analytica Chimica Acta 619, 192-201.

Swartjes, FA. Dirven-van Breemen, E.M., Otte, P.F., van Beelen, P., Rikken, M.G.J., Tuinstra, J., Spijker, J., Lijzen, J.P.A., 2007, Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, RIVM report 711701040/2007, Bilthoven, Nederländerna

Rengel, Z., 2002, Genetic control of root exudation, Plant and soil 245, 59-70.

Tyler G 1978. Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. Water, Air and Soil Pollution 9, 137-148.

Wong M. H. and Bradshaw A. D.1982, A Comparison of the Toxicity of Heavy Metals, Using Root Elongation of Rye Grass, *Lolium perenne*. New Phytologist 91, (2), 255-261.