

Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande

Erik Kärrman, Susanna Olsson, Ylva Magnusson, Anna Peterson

**Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i
anläggningsbyggande**

**Environmental systems analysis for the beneficial
use of ashes in constructions**

Erik Kärrman
Susanna Olsson
Ylva Magnusson
Anna Peterson

Q4-248

Abstract

En metod har utvecklats för miljöbedömning av askanvändning i anläggningsbyggande. Metoden som bygger på metodik från miljösystemanalys utgår från ett regionalt perspektiv. Givet att en viss mängd aska uppkommer i regionen genomförs miljöbedömning av att askan nyttiggörs eller deponeras. Bedömningen omfattar såväl påverkan på miljön till följd av emissioner som hushållning med naturresurser och energi. Användningen av metoden demonstreras med två fallstudier i Uppsala län: användning av bottenaska från avfallsförbränning och användning av torvflygaska.

Sammanfattning

Alla material påverkar miljön, traditionella såväl som återvunna. Återvunna material klassas som avfall och användandet av dessa är därför belagt med restriktioner. Att användning av återvunna material har en potential att spara naturresurser och energi tas sällan i beaktande. Syftet med detta projekt var att utveckla en metod för miljöbedömning av askanvändning i anläggningsbyggande. Metoden skulle bygga vidare på redan utvecklad metodik för miljösystemanalys inom anläggningsbyggande. Kravet på metoden var att givet att en viss mängd aska uppkommer i en region så skulle en miljöbedömning göras för nyttiggörande eller deponering av askan. Bedömningen skulle omfatta såväl påverkan på miljön till följd av emissioner som hushållning med naturresurser och energi. Användningen av metoden har demonstrerats med två fallstudier i Uppsala län: användning av bottenaska från avfallsförbränning och användning av torvflygaska. Det ingående normaliseringsmomentet visar att de viktigaste miljöaspekterna är utlakning av metaller, användning av sand och krossat berg och energianvändning, vilket gällde både för fallstudien om bottenaskor från avfallsförbränning och för fallstudien med torvflygaska.

I fallstudie 1 jämfördes olika scenarier där bottenaskan 1) används till dräneringslager vid deponitäckning, 2) används till vägbyggnad och 3) deponeras. Resultatet blev att utnyttjandet av bottenaskor från avfallsförbränning till vägbyggnad är mest fördelaktigt ur materialhushållnings- och energianvändningssynpunkt (vid transportavstånd upp till 100 km). Detta alternativ är också relativt gynnsamt vad gäller utlakning av metaller, med undantag av att scenario 1 har mindre utlakning av arsenik och zink och att scenario 3 har mindre utlakning av koppar. I fallstudie 2 jämfördes olika scenarier där torvflygaska 1) används till grusvägar, 2) används blandat med avloppsslam som tätskikt på deponi och 3) deponeras. Resultatet blev att användning av torvflygaskor i grusvägar innebar störst användning av krossat berg men var samtidigt mest fördelaktigt ur utlakningssynpunkt. Ur energisynpunkt (inom max 60 km transportavstånd för askan) är användningen av torvflygaska blandat med avloppsslam i tätskikt mest fördelaktigt. Resultaten från fallstudierna är platsberoende.

Den utvecklade metoden för miljösystemanalys ger en unik möjlighet att miljöbedöma nyttiggörandet av aska inom en region. Vid länsstyrelserna utförs materialförsörjningsplaner där tillgången och efterfrågan på ballastmaterial sammanställs. Miljösystemanalys är en logisk fortsättning på materialförsörjningsplaner för att analysera miljöpåverkan för olika scenarier för ballastanvändningen i regionen och utifrån detta ta fram en policy för hur olika material (jungfruliga material och restprodukter) bör användas på ett miljövänligt sätt. Metoden kan också användas i kommunal planering. Vidare är metoden användbar vid MKB för anläggningsprojekt där användning av restprodukter som ett byggmaterial är en möjlighet. Metodens svagheter ligger framförallt i avsaknaden av vissa indata. Data från fullskaleförsök skulle ge bättre underlag för att bedöma hela konstruktioners emissioner till vatten än lakförsök som studierna i denna rapport till stor del är baserade på. Fullskaleförsök är tyvärr få och data från dem måste användas med försiktighet eftersom lokala förhållanden påverkar mycket.

Nyckelord: miljösystemanalys, miljöpåverkan, resurshushållning, avfallsbottenaska, torvflygaska

Summary

All building materials have an impact on the environment, conventional materials as well as recycled materials. But, since recycled materials are classified as waste, the use of them is more strongly restricted. The potential of saving natural materials and energy by the use of recycling materials are rarely considered. This report presents a method for environmental systems analysis considering the use of recycled materials in a wide perspective. Various scenarios for beneficial use or disposal of the residuals that occur in a region (province, county or municipality) are analysed. The method considers emissions to air and water as well as conservation of natural resources and energy. Two case studies have been carried out for the Uppsala County in Sweden. Case study 1 dealt with municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash, where scenarios for beneficial use of ashes in 1) drainage layers in covering of landfills and 2) road construction were compared. Also a third scenario was included as a reference where the MSWI bottom ash was landfilled. The result of case study 1 showed that the use of ashes in road construction was the most beneficial alternative in terms of conservation of natural resources and energy, and also in terms leakage of several metals. The leakage of Arsenic and Zink were however more favourable in scenario 1 and the leakage of copper was more favourable in scenario 3. The second alternative where the ashes were used in drainage layer did not save as much natural resources and caused more emissions of heavy metals to water compared to the road construction application. In case study 2 the beneficial use of fly ash from peat combustion was analysed, including 1) the use of peat ash as a construction material in small county roads, 2) the use of peat ash mixed with sewage sludge as a covering material on landfills. Also this case study included a reference scenario in which the peat ash, generated in Uppsala County, was landfilled. The result from case study 2 indicated that the use of fly ash for county roads had on the one hand the largest use of crushed rocks but was on the second hand the most beneficial alternative regarding leakage of metals. From an energy point of view the alternative with covering of landfills was the most beneficial alternative up to a transport distance of 60 km for the ashes. All results are site-specific.

From the synthesis of the whole project it was concluded that the developed method for environmental systems analysis has a potential to be a tool for strategic environmental assessments in regional natural resources plans, municipal planning and EIA. A weakness with this study is that water emissions are mostly based on laboratory leachate tests while data from full-scale studies would have been more relevant. Full-scale tests are however rare and must be used with carefulness since they are very dependant on local conditions.

Key words: environmental systems analysis, environmental impacts, natural resources, MSWI bottom ash, fly ash, peat combustion

Förord

Denna rapport slutrapporterar Värmeforsksprojektet Q4-248 *Metodik för avvägning mellan resurshushållning och emissioner vid användning av askor i anläggningsbyggande*. Projektägare har varit Ramböll Sverige AB med Denis Van Moeffaert som administrativ uppdragsledare. Arbetsgruppen bestod av Erik Kärrman, Ecoloop (operativ uppdragsledare), Susanna Olsson, KTH samt Ylva Magnusson och Anna Peterson KTH/Ramböll/Ecoloop.

En referensgrupp har följt arbetet bestående av: Lars Arell, SGU, Per Hansson, Regionplane- och trafikkontoret i Stockholms läns landsting, Anders Kihl, Ragn-Sells, Johan Ericson, Vattenfall, Pascal Suer, SGI och Liselott Roth, Linköpings Universitet.

På referensgruppsmötena har även Claes Ribbing, koordinator för askprogrammet och Bernt Forsberg, handläggare på miljökontoret i Uppsala varit adjungerade.

Projektgruppen vill passa på att rikta ett varmt tack till referensgruppen för dess engagemang och stöd under projektet.

Författarna

Stockholm i november 2005

Innehållsförteckning

1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE	2
2 METOD	3
2.1 MILJÖSYSTEMANALYS	3
2.2 TILLÄMPNINGAR INOM ANLÄGGNINGSBYGGANDE	4
2.3 EN METOD FÖR MILJÖBEDÖMNING.....	4
3 INTRODUKTION TILL FALLSTUDIER I UPPSALA LÄN	8
3.1 ASKPRODUKTION I UPPSALA LÄN.....	8
3.2 ANVÄNDNING AV ASKOR I UPPSALA LÄN.....	9
3.3 VAL AV FALLSTUDIER.....	12
3.4 ANVÄNDA DATA.....	13
4 FALLSTUDIE 1: OMHÄNDERTAGANDE AV BOTTENASKA FRÅN AVFALLSFÖRBRÄNNING	14
4.1 MÅLFORMULERING.....	14
4.2 SYSTEMGRÄNSER	14
4.3 INVENTERING.....	17
4.4 RESULTAT	19
5 FALLSTUDIE 2: OMHÄNDERTAGANDE AV FLYGASKA FRÅN FÖRBRÄNNING AV TORV	26
5.1 MÅLFORMULERING.....	26
5.2 SYSTEMGRÄNSER	26
5.3 INVENTERING.....	28
5.4 RESULTAT	29
6 DISKUSSION	34
ALLMÄNT OM DEN ANPASSADE METODEN	34
RESULTATEN	34
KÄNSLIGHET	35
7 SLUTSATSER	37
8 REKOMMENDATIONER	38
9 FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSPÅRBEJDE	39
9 REFERENSLISTA	40

Bilagor

BILAGA 1: INVENTORY FOR CASE STUDY 1 AND 2

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I stor utsträckning läggs genererad förbränningsaska på deponi i dagsläget. Eftersom samhället strävar mot att minska deponeringen finns intresse att nyttiggöra askan, exempelvis som konstruktionsmaterial. En viktig aspekt är dock att nyttiggörandet sker på ett acceptabelt sätt ur miljösynpunkt. Samtidigt skall man inte glömma bort att nyttiggörande av aska kan leda till ökad hushållning med naturmaterial. Det senare är något som man sällan tar hänsyn till i miljöbedömningar, vilka främst fokuserar på emissioner till följd av lakning (Olsson, 2005). För att göra rättvisa miljöbedömningar av olika alternativ för omhändertagande/nyttiggörande av aska behövs beslutsunderlag som inkluderar såväl miljöpåverkan till följd av emissioner som miljövinster till följd av ökad hushållning med naturresurser.

Varken användningen av restmaterial eller jungfruliga naturliga material är utan konsekvens för miljön. Eftersom restmaterialen klassas som avfall fokuseras uppmärksamheten i ett byggärende på innehållet i restprodukterna och den förväntade utlakningen från materialen. Rent principiellt bör naturmaterialen granskas på samma sätt som restmaterialen, men vanligtvis betraktas naturmaterialen som om de inte gav upphov till några emissioner alls. Detta är på grund av en lång tradition av användning. Syftet med regelverket för restmaterial och med provningar som föreskrivs är att hindra att olämpliga material kommer till användning. Hittills har systemgränserna dragits snävt när miljöbedömningar gjorts (Olsson, 2005). Detta har resulterat i att man oftast endast har beaktat den miljöpåverkan som beror på utlakning av miljöstörande ämnen från konstruktion. Resurshushållning och andra emissioner exempelvis från transport av materialen, som ligger utanför denna systemgräns, har därmed inte beaktats vid miljöbedömningen av materialen. En studie av förutsättningarna i sex EU-länder för att askor kommer till användning i vägar (Kärrman et al, 2004) visade att även i de länder där användningen är utbredd anförs inte idéer om hushållning med resurser som ett motiv till användningen. I samma studie identifierades problemen med att visa och kvantifiera fördelarna med ökad återanvändning som ett av de stora hindren för nyttiggörande av aska i Sverige.

I Sverige pågår flera projekt om bedömning av risker till följd av emissioner. Framförallt genom Naturvårdsverkets översyn av förordningen för miljöfarlig verksamhet och miljöskydd (FMH) och SGIs Värmeforskprojekt ”Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande (Bendz et al, 2005). Detta projekt kompletterar ovanstående aktiviteter, som hanterar i första hand emissioner, genom att lyfta fram Miljöbalkens hänsynsregel om ”hushållning med naturresurser”.

För att skapa ett underlag för beslut som beaktar såväl resurshushållning som olika typer av emissioner har ett miljösystemanalytiskt angreppssätt använts i detta projekt. Metodutveckling för miljösystemanalys av askanvändning i vägar pågår i doktorandprojektet ”Uthålligt nyttjande av sekundära ballastmaterial – förbättrade bedömningar av miljöpåverkan” vid KTH (Olsson, 2005).

1.2 Syfte

Syftet med detta projekt var att anpassa metodik för miljösystemanalys för miljöbedömning av askanvändning i anläggningsbyggande. Miljöbedömningen beskriver miljöpåverkan som kan förväntas vid olika alternativ för omhändertagande/nyttiggörande av en given mängd aska ur ett livscykelperspektiv. Metoden tillämpas i två fallstudier där bottenaska från avfallsförbränning samt torvflygaska i Uppsala län studeras. Angreppssättet innebär att såväl påverkan på miljön till följd av emissioner som hushållning med naturresurser och energi beaktas.

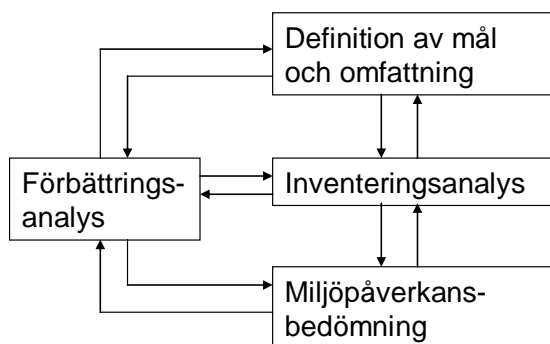
2 Metod

2.1 Miljösystemanalys

Systemanalys beskrivs av Beck (1997) som proceduren och metodiken att ta fram underlag och vägledning med hjälp av systematisk analys i beslutssammanhang. Ofta innehåller systemanalys utvecklandet av matematiska modeller och sökandet av optimala lösningar på problem. Miser och Quade (1985) beskriver systemanalys som ett mångdisciplinärt angreppssätt utvecklat för att hantera komplexa problem som uppstår såväl i samhället som inom företag och organisationer. Miljösystemanalys är den typen av systemanalys som används för att jämföra olika alternativ för att uppnå en definierad funktion ur miljösynpunkt. Miljösystemanalys kan minska suboptimeringar vid beslut och även visa var i ett system miljöpåverkan i huvudsak uppstår.

En välkänd metod för miljösystemanalys är livscykelanalys (LCA). LCA är en metod att analysera och värdera miljöpåverkan av en produkt, ett material eller en tjänst under dess hela livscykel, ”från vaggan till graven”. Analyser kan utföras på flera olika sätt inom regelverket för LCA, och resultatet påverkas av vilka metodval som görs. Centralt är dock att ett livsryckelperspektiv används, att ett system definieras och att systemets resursanvändning och emissioner till luft och vatten kvantifieras. Resultatet kan både användas till att jämföra olika alternativ att producera samma funktion samt till att identifiera var i systemet som den huvudsakliga miljöpåverkan sker.

Arbetsprocessen för en LCA inkluderar fyra steg, målbeskrivning och omfattning, inventering av miljödata, miljöpåverkansbedömning samt förbättringsanalys, se Figur 1. Detaljerade rekommendationer för varje steg finns beskrivna av Nordiska ministerrådet (Nordiska ministerrådet, 1995). Tillvägagångssättet finns även standardiserat i ISO 14040-43. Ramverket kan ge intrycket av att LCA är en linjär process där man går från komponent till komponent. Det är dock snarare en iterativ process, där tidigare steg omformas vartefter ny kunskap inhämtas under studiens gång. Efter en första initial LCA kan en känslighetsanalys göras för att identifiera de viktigaste delarna av livsryckeln och utifrån dessa kan sedan mer detaljerade analyser göras.



Figur 1: Steg i livscykelanalys.

Figure 1: Elements of a life cycle assessment.

2.2 Tillämpningar inom anläggningsbyggande

Miljösystemanalys har använts inom VA- och avfallsområdena för att ta fram beslutsunderlag för val av lösningar i olika skalor. Oftast har metodiken använts som stöd i kommunal planering t ex i Uppsala och Stockholm (Sundqvist et al, 1999 a,b,c), på nationell nivå för att ta fram underlag till formulering av etappmål till de nationella miljömålen (Naturvårdsverket, 2002) eller utvärdering av statliga bidrag inom det lokala investeringsprogrammet (LIP) (Naturvårdsverket, 2005). I dessa studier har återvinning och utnyttjandet av restprodukter varit centrala teman. Inom bygg- och anläggningssektorn har det hittills varit mindre aktivitet inom miljösystemanalys. Ett pionjärarbete var dock Livscykelanalys av väg (Stripple, 2001) där en livscykelinventering (LCI) genomfördes för ett stort antal vägbyggnadsmaterial. Detta arbete tog dock inte upp återvunna material vilket istället gjordes för första gången i en finsk studie (Mroueh et al, 2001). På senare tid har det utvecklats metodik för miljösystemanalys för utnyttjandet av bottenaskor från avfallsförbränning som vägbyggnadsmaterial i Sverige (Olsson et al, 2004) och i Danmark (Birgisdottir et al, 2003).

2.3 En metod för miljöbedömning

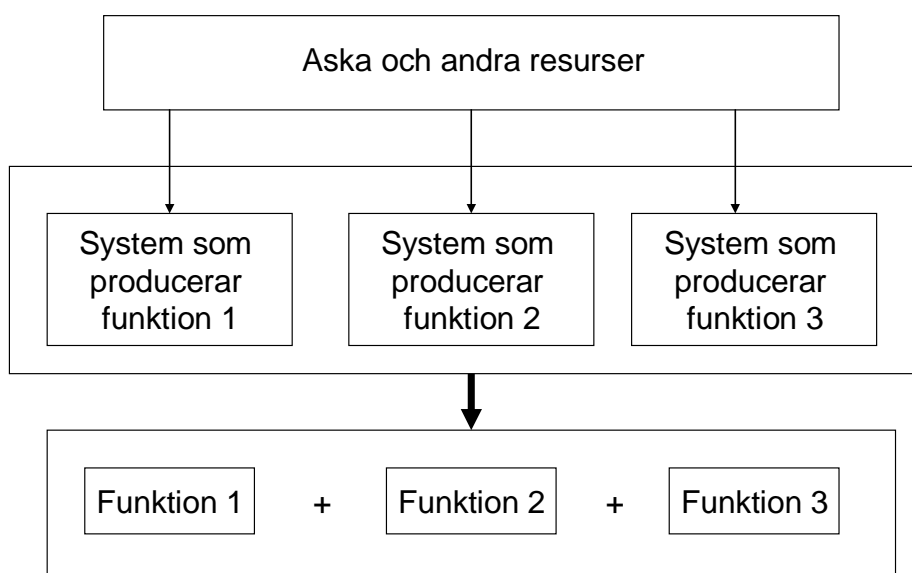
Detta projekt syftar till att anpassa och använda miljösystemanalys för att bedöma miljöpåverkan från olika hanteringsalternativ av restmaterial. Utgångspunkten är att en viss mängd restmaterial produceras inom ett geografiskt område och att olika alternativ för omhändertagande finns tillgängliga. Dessa alternativ kan vara olika typer av nyttiggörande eller deponering av materialet. För att kunna jämföra miljöpåverkan från olika alternativ att hantera en restprodukt krävs att miljöpåverkan kvantifieras och relateras till en eller flera funktioner. Jämförelsen förväntas kunna utgöra ett värdefullt stöd vid en bedömning av vilken typ av användning av askan som är lämpligast ur miljösynpunkt. Metoden som beskrivs i detta projekt bygger på den arbetsgång och det förhållningssätt som används i LCA. Anledningen till att begreppet miljösystemanalys används och inte LCA beror på att ett avsteg görs från viktiga LCA-egenskaper enligt ISO14040: *LCA-studier bör på ett systematiskt och lämpligt sätt rikta sig mot miljöaspekterna hos produktsystem från och med råmaterialuttag till och med slutlig kvittblivning*. Denna studies alternativ innehåller komponenter som vägar och lager för deponitäckning. Data och erfarenheter från dessa "produktsystems" avvecklingsfaser saknas och den slutliga kvittblivningen av anläggningarna läggs av det skälet utanför studiens systemgräns. Tillvägagångssättet beskrivs i detta kapitel i generella termer, för att sedan demonstreras med två fallstudier i Uppsala län: användning av bottenaska från avfallsförbränning och användning av torvflygaska. Analysen genomfördes stegvis, med målbeskrivning, inventering, miljöpåverkansbedömning och förbättringsanalys.

Målbeskrivning och omfattning

För att kunna göra en rättvis jämförelse krävs att miljöpåverkan relateras till samma funktion eller nytta i varje alternativ. Alla de funktioner som kan produceras av restmaterialet inkluderas därför i systemet. Detta leder till att den funktionella enheten består dels av omhändertagande av en viss mängd restmaterial i en region

och dels av de produkter/funktioner som restmaterialet kan användas till. Ett antal scenarier har formulerats där restmaterialet omhändertas enligt olika alternativ. I projektets två fallstudier innebär scenario 1 att restmaterialet nyttiggörs i en konstruktion (A), scenario 2 att restmaterialet nyttiggörs i en annan typ av konstruktion (B) och scenario 3 att restmaterialet deponeras.

De tre funktionerna som ingår är omhändertagande av aska, konstruktionstyp A och konstruktionstyp B. Naturmaterial måste användas för den eller de konstruktioner som restmaterialet inte används till. Framtagandet och förädlandet av naturmaterial belastar därmed de scenarier som inte nyttiggör restmaterialet effektivt och på så sätt möjliggörs beaktandet av resurshushållning vid jämförelsen mellan de olika scenarierna. Scenarierna kan illustreras i en konceptuell modell där den funktionella enheten samt de komponenter som inkluderas i systemet framgår. Principiellt upplägg visas i Figur 2. Denna figur kan jämföras med Figur 5 och 15 där fallstudiernas systemgränser beskrivs specifikt. Studerade scenarier innehåller data från dokumenterade objekt med beprövad teknik. Urvalet av de alternativ som studerats grundades på teknisk genomförbarhet, datatillgänglighet och förväntad miljöpåverkan.

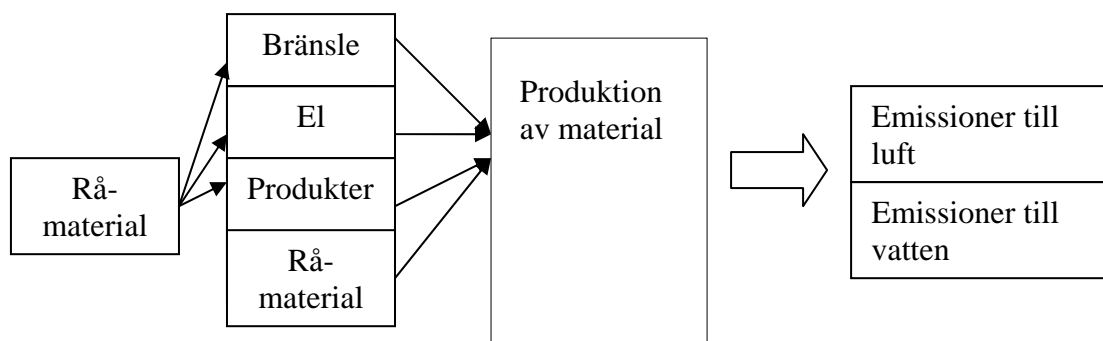


Figur 2: Konceptuell modell för miljösystemanalys för ett system som innehåller fler än en funktion.

Figure 2: Conceptual model for multi-functional environmental systems analysis.

Systemgränserna inkluderar alla steg i de olika produkternas livscykler som är viktiga för jämförelsen. Detta inkluderar deponins olika livscykelfaser eftersom deponering av det studerade materialet här är ett alternativ. För både en deponi och olika typer av konstruktioner är det svårt att definiera en slutfas med rivning och slutligt omhändertagande. I praktiken togs därför inte denna slutfas med i jämförelsen. Detta ledde till att ett antagande måste göras för konstruktionens brukningstid. Antagandet om brukningstiden påverkar storleken på den miljöpåverkan som sker under brukningstiden och en känslighetsanalys bör alltid göras för olika alternativa antaganden. Ett evighetsperspektiv och ett kortare

tidsperspektiv (t ex 100 år) föreslås för deponier (Finnveden et al, 1995) och användes även här. Livscyklar för olika produkter som används i systemet (exempelvis bränsle eller maskiner) inkluderades i begränsad omfattning, se *Figur 3*.



Figur 3: Systemgränser för resurser och emissioner för ett livscykelsteg, här exemplifierat med livscykelsteget "produktion av material".

Figure 3: System boundaries in terms of resources and emissions for a life cycle stage, exemplified with the life cycle stage "production of material".

Inventering av miljödata

Vid inventeringen kvantifierades de resurser som systemet använder och de emissioner som systemet ger upphov till för de olika studerade scenarierna. Endast de flöden av resurser eller emissioner som har potential att påverka miljön i någon av de former som beskrivs av SETAC-Europe (1999) inventerades. Andra kriterier för val av flöden att kvantifiera var att det skulle finnas tillgängliga data så att kvantifiering var möjlig samt att flödena skulle vara signifikanta för studiens resultat. I inventeringssteget lades fokus på det som skiljer de olika alternativen åt. Flöden som är irrelevanta för en jämförelse mellan alternativen uteslöts. En sådan avgränsning ger arbetsbesparing och ökar fokus på skillnaderna mellan alternativen. Detta främjar studiens syfte, som är att jämföra alternativ snarare än att uppskatta total miljöpåverkan från ett system.

Framförallt inhämtades data från erfarenheter från praktiska exempel. Platsspecifika faktorer såsom transportavstånd och utlakningsförhållanden har antagits men känslighetsanalyser har också genomförts. För övrigt valdes i första hand regionsspecifika data samt så nya data som möjligt.

Miljöpåverkansbedömning och förbättringsanalys

Det finns ett flertal olika metoder för att tolka resultatet från livscykelanalyser genom att vikta olika typer av miljöpåverkan. I den här studien normaliserades varje enskilt flöde för att tydliggöra de olika flödenas inbördes betydelse för systemets totala miljöbelastning. Varje flöde av materia eller energi relaterades till samma slags flöde på en nationell bas (att ett nationellt perspektiv användes beror framförallt på datatillgänglighet). Exempelvis dividerades emissioner av koldioxid från systemet med utsläpp av koldioxid per person och år i Sverige. Normalisering har tidigare använts på liknande sätt för att bedöma storleksordningar på olika typer av miljöpåverkan från avloppssystem (Kärman och Jönsson, 2001). Normalisering har fördelen att det ofta går att skilja ut vad som är stort och smått av olika

miljöpåverkan från systemet. En nackdel är dock att osäkerheten i resultaten ökar eftersom data om samhällets totala utsläpp innehåller osäkerheter. Det finns också andra värderingsmetoder t ex EPS, Environmental themes och ECO-scarcity. Alla dessa metoder innebär dock att informationen aggregeras. Transparensen riskerar därmed att minska och osäkerheten för slutsatserna ökar.

Känslighetsanalyser genomfördes kontinuerligt för de flöden som visade sig vara signifikanta för resultatet. Genom ytterligare inventering ökades noggrannheten.

3 Introduktion till fallstudier i Uppsala län

3.1 Askproduktion i Uppsala län

Enligt SGI (2003) är askor en av de restprodukter som har stor potential att ersätta konventionellt material som till exempel naturgrus eller bergkross i anläggningsbyggande. För att få en bild av hur mycket av dessa potentiella askor som finns i Uppsala län gjordes en inventering över askmängder i länet. Inventeringen begränsades dock till de producenter som har en totalproduktion (flyg- och bottenaska) på mer än 1000 ton/år (*Tabell 1*).

Tabell 1 Askproducenter och asktyper i Uppsala län. Tabellen visar endast de producenter som har en totalproduktion (flyg och bottenaska) på mer än 1000 ton/år.

Table 1: Ash production in Uppsala County. The ashes included in the investigation were those produced in quantities of more than 1000 tonnes/year.

Producent	Bränsle och panntyp	Flygaska [ton/år] och vattenhalt [% H ₂ O]	Bottenaska [ton/år] och vattenhalt [% H ₂ O]
Vattenfall Värme Uppsala AB Fjärrvärmeverk	Hushåll och industriavfall Rosterpanna	5749, 36	37 830, 20 ¹
Vattenfall Värme Uppsala AB Kraftvärmeverk	Kol och torvpulver Pulverpanna	26 838, 20	9616, 55 ¹
Vattenfall AB Värme Norden Små och Medelstora Anläggningar, Knivsta Fjärrvärmeverk	Biobränsle: träflis och bark Rosterpanna	485, 46	728, 46 ²
ENA Kraft AB, Enköping Fjärrvärmeverk	Biobränsle: träflis (85 %) och Salix (15 %) Rosterpanna och pulverpanna	915, 50	1410 , 25 ³

- 1) Miljörapport Uppsala 2003, Vattenfall Värme Uppsala AB och Ericson, personlig kommunikation.
- 2) Miljörapport Knivstaverket 2003, Vattenfall AB Värme Norden Små och Medelstora Anläggningar 2003 och Strömbäck, personlig kommunikation.
- 3) Eklund och Johansson, personlig kommunikation.

Den resterande askan som produceras i länet kommer huvudsakligen ifrån mindre biobränsleanläggningar. Ett exempel är Skutskärsbruk, som har en årlig produktion på 960 ton, är därmed den femte största producenten i länet (Bjurström, personlig kommunikation). Det ska noteras att Vattenfall Värme Uppsala AB just nu är i en utbyggnadsfas av avfallsförbränningsanläggningen vilket kommer att innebära att deras produktion av bottenaska från avfallsförbränning kommer att öka till ca 60 000 ton per år och till 9500 ton flygaska per år (Ericson, personlig kommunikation).

Fjärrvärmeverket i Knivsta är konstruerat så att flygaska och bottenaska blandas efter förbränning och det är därför svårt att uppskatta hur mycket flygaska respektive bottenaska som fraktionen innehåller. Beräkningen har baserats på att ca 40 % är

flygaska och 60 % är bottenaska av den årliga produktionen på 1212 ton (Strömbäck, personlig kommunikation).

3.2 Användning av askor i Uppsala län

Olika typer av askor har mycket varierande materialtekniska och miljömässiga egenskaper beroende på vilket bränsleslag och förbränningspanna som har använts samt vilken typ av rökgasrening som är installerad. Detta innebär att askan kan användas för olika ändamål beroende på hur askan är producerad. Nedan följer en generell beskrivning av användningsområden för olika asktyper samt exempel på hur man använt sig av de respektive askorna i Uppsala län.

Aska från kol och torvförbränning

Bottenaskan från både kol och torvförbränning beskrivs av SGI (2003) som en relativ grovkorning och förglasad produkt med en kornstorlek motsvarande grusig sand till grus. Flygaskan däremot består av små partiklar och är jämförbar med silt. Kol och torvbottenaskor har ofta relativt bra lakegenskaper i förhållande till andra restprodukter. För både bottenaska och flygaskan från kol och torvförbränning är det största användningsområdet konstruktionsmaterial i olika typer av anläggningskonstruktioner. Flygaskan härdar snabbt och har en mycket god hållfasthet och passar därför utmärkt för konstruktioner som utsätts för tung belastning, till exempel vägar. Bottenaska däremot passar bra för andra typer av konstruktioner, exempelvis som fyllnadsmaterial i ledningsgravar. Här är det en fördel att askan inte blir hård eftersom det underlättar grävarbetet vid eventuell reparation. Både kol och torvaska har använts flitigt i Uppsala län och nedan följer några exempel.

Librobäck återvinningsstation, Uppsala

Librobäck återvinningsstation i Uppsala (Figur 4) byggdes under vintern 2001 av 6000 ton flygaska från kol- och torvförbränning. Återvinningsstationen är belägen på lermark vilket innebär att marken hade behövts stabiliseras med cementpelare om ett tungt material som till exempel krossat berg hade använts. Flygaska väger ungefär hälften så mycket som krossat berg vilket gav en betydande fördel eftersom man inte behövde stabilisera marken och man kunde därmed reducera kostnaderna. För att tidigt upptäcka eventuell lakning från konstruktionen tas regelbundna vattenprover i närområdet. Ägaren till återvinningsstationen, Uppsala Teknik och Service, är mycket nöjda med de tekniska egenskaperna hos stationen.



Figur 4: Librobäck återvinningsstation, Uppsala
Figure 4: Librobäck recycling station, Uppsala

Danmarks fotbollsplan, Uppsala

Strax utanför Uppsala ligger Danmarks fotbollsplan som är byggd av både bottenaska och flygaska från kol- och torvförbränning. Under byggnationen visade det sig att det fanns fin matjord i området som kunde skiktas och säljas, vilket medförde att det behövdes mer aska än beräknat. Totalt användes 8000 ton aska där man traditionellt skulle ha använt grus och krossat berg. Fotbollsplanen är byggd av aska från Vattenfall Värme Uppsala, som även är ansvariga för konstruktionen (Munde, personlig kommunikation).

Börje askvägar, Uppsala

Mindre skogsvägar är ett stort användningsområde för kol och torvaska. Ett exempel är i Börje-området utanför Uppsala där flera mindre vägar byggts av flygaska från kol och torvförbränning. Mängden aska som krävs för att konstruera en mindre skogsväg är ca 1500 m³ per kilometer. Ansvaret för vägarna har alltid ägaren vilket ofta är en privat person och hittills har ägarna i Börje-området varit mycket positiva till resultatet (Munde, personlig kommunikation).

Stabilisering av sulfidjordar, Uppsala

Sulfidjordar har dålig bärighet vilket innebär att de vanligtvis schaktas bort vid anläggningsarbete. Ett problem är dock att om sulfidjorden kommer i kontakt med luft orsakas försurning vilket kan resultera i en utlakning av sulfider och järn (Mácsik, personlig kommunikation). Ett samarbete mellan JM, Bjerking och Vattenfall Värme Uppsala resulterade i ett pilotförsök där man stabiliserade uppschaktade sulfidjordar med bottenaska från torvförbränning. Försöket innebar att man kapslade in jorden i aska. Först placerades ett lager bottenaska på marken. Detta täcktes sedan med en blandning av sulfidjord och bottenaska och slutligen täcktes även högen med ett lager bottenaska. Efter en vecka startade man en omblandningsprocess för att infiltrera syre i högen. Askans höga pH medför en ökning av pH hos den sura sulfidjorden och på så vis minskas risken för utlakning. Totalt användes 200-300 ton torvbottenaska.

Deponitäckning, Dragmossen, Älvkarleby

Några kilometer söder om Älvkarleby ligger deponin Dragmossen som sluttäcktes under 2004. Under sluttäckningen gjordes ett pilotförsök med att använda olika askor som täckmaterial. Bland annat bestod tätskiktet av en mix av avloppsslam och

flygaska från Mälarenergi och Vattenfall Värme Uppsala. Askorna har genererats från olika typer av bränsle, torv respektive spillprodukter från skogsavverkning. Även i avjämningskiktet användes flygaska, men då endast från Mälarenergi. Totalt användes 250 ton flygaska från Vattenfall Värme Uppsala och 300 ton flygaska från Mälarenergi. Som dräneringsmaterial vid deponitäckningen användes sorterad bottenaska från Söder Energi. Traditionellt används sand i dränerings- och avjämningskiktet och som tätskikt används ofta bentonitmattor (Mácsik, personlig kommunikation).

Aska från avfallsförbränning

Bottenaskan påminner om mörkgrått sandigt grus och består av hopsmälta eller oförbrända rester t ex. glas, keramik och metall (SGI, 2003). Metallerna och det oförbrända materialet sorteras vanligtvis ut innan användning av askan. Bottenaskans tekniska och kemiska egenskaper är beroende av vilket sorts avfall som bränns, förbränningsprocessen och hur väl askan är sorterad. Flygaskan från avfallsförbränningen har ofta ett högt innehåll av tungmetaller och nyttiggörs inte idag, dock finns det enligt Bjurström och Steenari (2003) flera behandlingsmetoder som minskar lakbarheten och som gör att man kan deponera askan under mindre kostsamma former. Försök har också gjorts med hydrometallisk utvinning men metallhalterna är ofta för låga för att det ska vara intressant om det inte finns skrot med som kan avskiljas mekaniskt. Risken för miljöpåverkan vid användning av askan skall i första hand kopplas till utlakning av föroreningar, främst salter och metaller enligt RVF (2002). Allmänt rekommenderas att bottenaska ska lagras före användning eftersom detta ökar både de miljömässiga och de tekniska egenskaperna med askan, se Arm (2003). Bottenaskan från avfallsförbränning används främst som konstruktionsmaterial, till exempel som förstärkningslager vid vägbyggnation. Nedan följer några exempel där man använt aska från avfallsförbränningen i Uppsala län.

Provväg och yta för kompostering, Hovgården, Uppsala

Hovgårdens avfallsanläggning nordost om Uppsala ägs och förvaltas av Tekniska Kontoret i Uppsala Kommun. Enligt RVF (2002) användes sorterat och stabiliserat slaggrus som byggnadsmaterial vid anläggandet av en provväg vid Hovgårdens avfallsanläggning. Syftet med provvägen var att undersöka slaggrusets egenskaper som vägbyggnadsmaterial och granska materialets utlakningsegenskaper. För att kunna jämföra utlakningen från slaggruset med referensvärden användes naturgrus på ena vägshalvan och slaggrus på den andra. Inte bara en provväg har byggts utan också en 20 000 m² stor yta för kompostering. Till skillnad från provvägen användes osorterad bottenaska till komposteringsytan. Totalt användes 30 000 ton bottenaska (Kjällman, personlig kommunikation).

Aska från biobränsleförbränning

I den här rapporten används begreppet biobränsle för trämaterial såsom exempelvis bark, träflis och Salix. Enligt Ek och Westling (2003) är askans innehåll och form väldigt olika beroende på vilken panna man har och på bränslet som använts. En typisk skillnad mellan bottenaska och flygaska från biobränsleförbränning är den större partikelstorleken hos bottenaskan. Både flygaskan och bottenaskan kan siktas

till lämplig storlek för att ge rätt hastighet för till exempel utläckage av salter vid återföring av näring till skogsmark. Bottenaskan kan även användas som konstruktionsmaterial, i synnerhet i vägar. Ett problem med askan från biobränsleförbränning är att den kan innehålla en del oförbränt material vilket kan påverka granulering och hållfasthet på sikt. Därför byggs främst mindre skogsvägar av askan. Dock passar askan utmärkt för konstruktioner som inte kräver extrem hållfasthet, till exempel fyllnadsmaterial i ledningsgravar (Eriksson, 2001).

Econova-metoden

Econova-metoden baseras enligt Ek och Westling (2003) på torkning av aska på stora ytor med hjälp av sol och vind. Torkningen är ett försteg till förbränning eller jordförbättringsmedel, beroende på askhalt och bränslevärde. Askan placeras på ett plant underlag som håller att köra på och allteftersom materialet torkar vänds det genom harvning. Oftast torkar materialet inom ett år. I Uppsala län omhändertas aska från det biobränsleeldade fjärrvärmeverket i Knivsta genom Econova-metoden.

Spridning på Salixodlingar, Enköping

ENA Kraft i Enköping förbränner en mix av 15 % Salix och 85 % träflis. Bottenaskan som bildas blandas med röttslam från det kommunala avloppsreningsverket och denna blandning kan sedan användas som gödningsmedel. Mixen bottenaska/slam sprids direkt på Salixodlingarna med en traditionell gödselspridare. Spridningen av askan kommer att pågå under en tioårig försöksperiod och hittills har de lantbrukarna som odlar Salixen varit positiva till experimentet (Johansson, personlig kommunikation).

3.3 Val av fallstudier

Valet av askor som skulle studeras djupare i en miljösystemanalys baserades på fyra kriterier:

- Mängd producerad aska
- Förväntad miljöpåverkan
- Dokumenterade användningsområden
- Datatillgänglighet

Dokumenterade användningsområden och datatillgänglighet var grundförutsättningarna för urvalet. Likaså att miljöaspekter begränsar möjligheten till nyttiggörande. Om dessa förutsättningar uppfylls avgör kriteriet ”mängd producerad aska” valet.

Bottenaska från avfallsförbränningen och flygaska från kol och torvförbränningen är de asktyper som det produceras mest av i länet. Dessa askor har också använts i olika regionala projekt och därmed är tillgängligheten på regionspecifika data god. Högst förväntad miljöpåverkan har flygaskan från avfallsförbränningen men den har dock inga dokumenterade användningsområden. Detta ledde till att bottenaska från avfallsförbränning och flygaska från torvförbränning valdes för att studeras i två fallstudier med den utarbetade metoden för miljösystemanalys.

3.4 Använda data

Data om brytning av råvaror och framställning av produkter från jungfruligt material baseras till stor del på tidigare genomförda livscykelanalyser, framförallt *Livscykelanalys av väg* (Stripple, 2001). Denna referens har även bidragit med data om energianvändning och dess emissioner vid byggande av väg och transporter. Information om tekniska utföranden av askvägar har hämtats från aktörers erfarenheter (byggerrar, konsulter och entreprenörer) samt vetenskapliga arbeten, t ex Arm (2003).

Data om emissioner från bergkross har hämtats från (Tossavainen och Håkansson 1999), medan emissioner från sand har hämtats från (Mroueh m fl 2001), Data från lakning av bottenaska har hämtats från (RVF, 2002). Data om lakning från torvflygaska har erhållits från lakförsök som genomförts av SGI på uppdrag av Vattenfall. Samtliga av dessa referenser baseras på lakförsök på lab. Undantaget är data för emissioner från blandning av avloppsslam och torvflygaska som har hämtats från uppföljningsförsök i fullskala för deponitäckning (Mácsik m fl 2005).

Data från samhällets totala miljöpåverkan har hämtats från rapporter från Statens Energimyndighet (Andersson m fl 2003), Naturvårdsverket (Feldhusen m fl 2004; Hammarskjöld m fl 2004). Data om användning av naturgrus har hämtats från SGU (2003).

4 Fallstudie 1: omhändertagande av bottenaska från avfallsförbränning

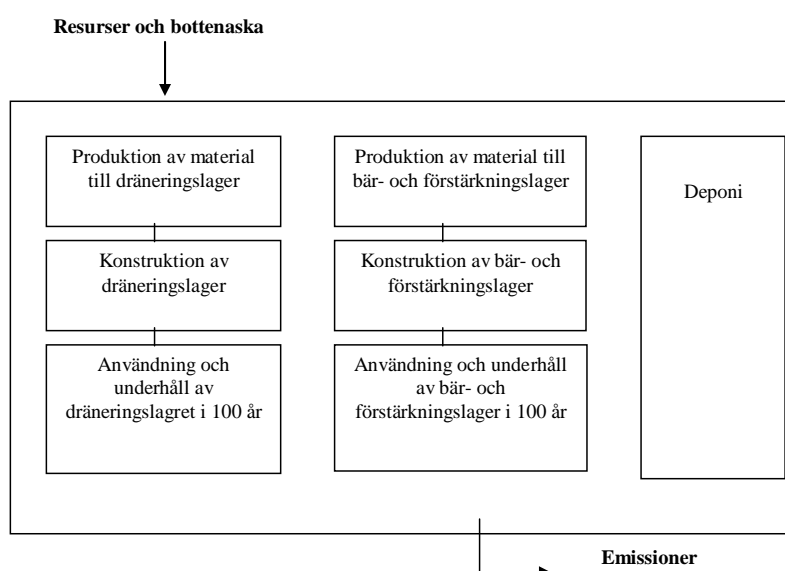
4.1 Målformulering

Syftet med fallstudien är att beskriva skillnaden i miljöpåverkan som kan förväntas om bottenaska från avfallsförbränningen ersätter konventionellt material vid anläggningsbyggande. Det mer detaljerade målet är att utföra en miljösystemanalys för:

- *Scenario 1:* Nyttjandet av 1 ton bottenaska från avfallsförbränningen som dräneringsmaterial vid sluttäckning av deponi. Askan ersätter sand.
- *Scenario 2:* Nyttjandet av 1 ton bottenaska från avfallsförbränningen som material i förstärkningslager vid vägbyggnation. Askan ersätter krossat berg.
- *Scenario 3:* Deponering av 1 ton bottenaska från avfallsförbränningen.

4.2 Systemgränser

Systemgränserna definierades enligt den tidigare beskrivna metoden för miljösystemanalys. De delar i systemet som är lika i alla scenarierna uteslöts för att öka fokus på skillnaderna mellan scenarierna. Systemet innehåller livscykelstegen produktion av material, anläggande av konstruktion och slutligen användning och underhåll av konstruktion i 100 år (*Figur 5*). Eventuell framtida skrotning av konstruktionerna inkluderades inte i systemet. Inflöden till systemet är aska från avfallsförbränning och andra resurser, som till exempel energi. Produktion av bottenaska ligger utanför systemet och därför går det inte att från denna studie dra några slutsatser om eventuella miljöeffekter vid förbränning av avfall.



Figur 5: Systemgränser för fallstudie 1.
Figure 5: System boundaries for case study 1.

Metoden föreskriver att den funktionella enheten ska innehålla både omhändertagande av en viss mängd restmaterial i en region samt de konstruktioner som restmaterialet kan användas till. I fallstudien förutsätts att 1 ton aska omhändertas, efter sortering återstår 0,8 ton aska. Eftersom omhändertagandet av den bortsorterade askan antas ske på samma sätt i alla tre scenarierna utgår denna aktivitet ur systemet i enlighet med metodbeskrivningen i kapitel 2.3. Askans densitet är 1,4 ton/m³ (icke packad) vilket medför att man kan bygga 0,6 m³ dräneringslager. Vägen har antagits vara 7 meter bred och ha ett 0,465 tjockt förstärkningslager och densiteten på packad aska ligger på 1,6 ton/m³, vilket ger att av 0,8 ton aska kan man producera 0,2 meter väg. Sammanfattningsvis resulterade detta i följande funktionella enhet för fallstudie 1:

- Omhändertagande av 1 ton bottenaska från avfallsförbränning
- Produktion av 0,6 m³ dräneringslager
- Produktion av 0,2 m väg

Systemet förutsätter också att alla konstruktioner alltid genomförs. Det innebär till exempel om man bygger ett dräneringslager av 1 ton aska så måste förstärkningslagret i väg byggas av det konventionella materialet. Tabell 2 sammanfattar funktionerna samt vilka inflöden av material som ingår i respektive scenario. Se detaljerad beskrivning av de tre olika scenarierna nedan.

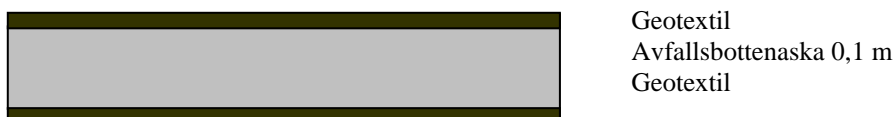
Tabell 2: Sammanställning av inflöden av material till scenarierna.

Table 2: Compilation of inflows of material in the scenarios.

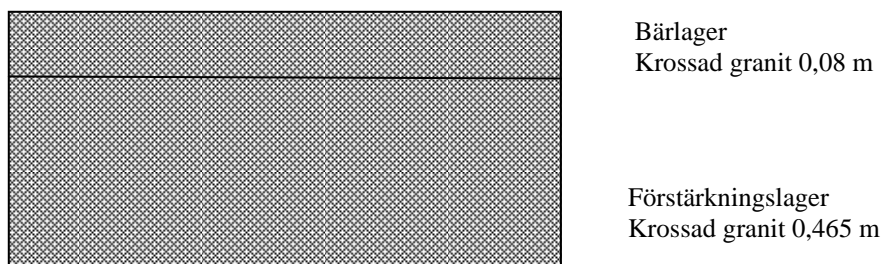
	Dräneringsmaterial	Väg	Deponering av aska
Scenario 1	Avfallsbottenaska	Krossat berg	-
Scenario 2	Sand	Avfallsbottenaska	-
Scenario 3	Sand	Krossat berg	Avfallsbottenaska

Scenario 1

Den sorterade avfallsbottenaskan (0,8 ton) ersätter sand som dräneringsmaterial vid deponitäckning och dräneringslagret byggs enligt dimensionerna i *Figur 6*. Geotextil används som ett materialavskiljande lager både på ovan- och undersidan av askan. Bär- och förstärkningslagret i väg byggs av krossat granit enligt dimensionerna i *Figur 7*. Ingen deponering av aska sker inom systemgränsen.



Figur 6: Dräneringslager av avfallsbottenaska vid deponitäckning.
Figure 6: Cross-section of drainage layer of MSWI- bottom ash.

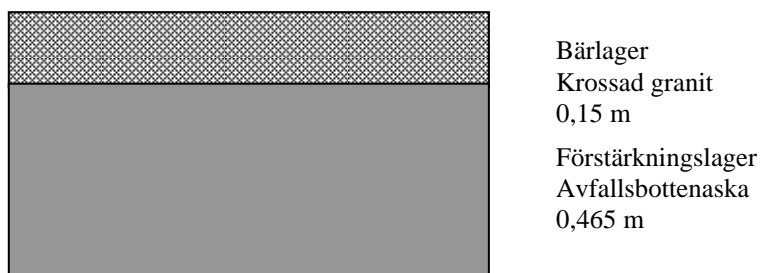


Figur 7: Väg, förstärkningslager och bärlager av krossad granit.

Figure 7: Cross-section of the road, base-course and sub-base layer of crushed granite.

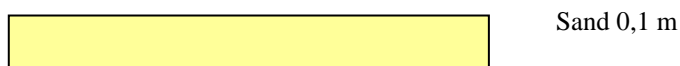
Scenario 2

Den sorterade avfallsbottenaska (0,8 ton) ersätter krossad granit och används i förstärkningslagret vid vägbyggnation (Figur 8). Förstärkningslagret av avfallsbottenaska kräver dock ett mäktigare bärlager än vad det konventionella materialet kräver. Därför har även bärlaget inkluderats i studien. Dräneringslagret vid deponitäckning byggs av sand (Figur 9), ingen geotextil behövs. Ingen deponering av avfallsbottenaska sker inom systemgränsen.



Figur 8: Förstärkningslager av avfallsbottenaska kräver ett lite mäktigare bärlager än det konventionella materialet.

Figure 8: Cross-section of a road with a sub-base layer of bottom ash.



Figur 9: Dräneringslager av sand vid deponitäckning,

Figure 9: Cross-section of drainage layer of sand.

Scenario 3

I detta scenario deponeras den sorterade avfallsbottenaskan (0,8 ton). Vid deponering ingår även sluttäckning av deponin med dimensionerna enligt Figur 10. Dräneringslagret vid deponitäckning byggs av sand (Figur 9) och bär- och förstärkningslagret i vägen byggs av krossad granit (

Figur 7). Som en konsekvens av att askan deponeras i scenario 3 så går det åt något mera sand till dräneringslager i detta scenario. Dels skall funktionen dräneringslager uppfyllas enligt systemgränserna och dels skall den deponerade askan sluttäckas vilket kräver ett dräneringslager, som även det förutsätts vara utfört av sand. Den

extra mängd sand som används för att täcka den deponerade askan är dock bara ca 5 % av sanden som används för att uppfylla funktionen dräneringslager och ger därför inte utslag i resultatredovisningen (Tabell 3). För beräknade mängder sand och andra resurser se bilaga 1.2.1.



Växtskikt, jord 1,35 m
 Skyddsskikt, schaktmassor 0,5 m
 Dräneringslager, sand 0,1 m
 Tätskikt, bentonitmattor 0,1 m
 Avjämningskikt, sand 0,2 m

Figur 10: Sluttäckning av deponi.

Figur 10: Covering structures for the landfill.

4.3 Inventering

Avfallsbottenaska

Alla parametrar kopplade till askans tekniska egenskaper, till exempel densitet, hämtades ifrån Vattenfall Värme Uppsala AB. Data för utlakning från askan baserades på skakförsök enligt CEN-metoden EN12457-3 och hämtades från RVF (2002). En L/S kvot på 10 användes för den ingående askan i scenario 1 och en kvot på 2 för den ingående askan i scenario 2 och 3. L/S är kvoten mellan den mängd vatten (L) som varit i kontakt med en viss mängd material (S). Att olika kvoter användes i de olika scenarierna beror på att en större mängd vatten är i kontakt med askan i ett dräneringslager än i de resterade scenarierna (Bilaga 1: tabell 1.11 resp. tabell 1.2).

Geotextil

Geotextilen i studien antogs vara producerad av Naue Fasertechnik i Tyskland varifrån transportererna av geotextil beräknades. Emissionsfaktorer för produktion av geotextil har tagits ifrån Svingby och Båtelsson (1999). Enligt Gävle Vägtrummor AB beräknas geotextilen ha en livslängd på över 100 år. Därför inkluderades ingen utlakning från geotextilen (Bilaga 1: tabellerna 1.11 och 1.1.2 resp 1.2).

Sand

Parametrar kopplade till hantering av sand såsom utvinning, lastning och transport baserades på uppgifter från Jenaders Grus AB. Utlakning från sand baserades på data från Mroueh et al (2001) där skakförsök gjorts enligt CEN-metoden pr 12457 (Bilaga 1: tabellerna 1.1.1, 1.1.4 samt 1.2).

Krossad granit

Bergkrossmaterialet antogs vara uttaget ur bergtäkt och resursförbrukning och emissioner från produktion av bergkross hämtades från Stripple (2001). Utlakning från materialet baserades på data från Tossavainen och Håkansson (1999) (Bilaga 1: tabellerna 1.1.4, 1.2 och 1.2.2).

Byggnation av väg

Data kopplade till byggnation av väg baserades på både intervjuer med personer i vägsektorn och från Stripple (2001) (Bilaga 1: tabellerna 1.2.1 samt 1.2.2).

Byggnation av dräneringslager

För konstruktion av dräneringslagret av sand eller aska användes parametrar kopplade till grävskopa av modell Volvo EC240. Grävskopan antogs arbeta 50 % av tiden med fylld skopa och 50 % av tiden med tom skopa. För geotextilen som ingår i scenario 1 antogs att den placerades ut manuellt (Bilaga 1: tabellerna 1.2.1 och 1.2.2).

Sluttäckning av deponi

Lakvattenrening antogs pågå de första 20 åren efter sluttäckningen vilket innebär att kemikalierna järnklorid och natriumhydroxid som åtgår vid reningen inkluderades i studien. Ingen utlakning antogs ske från jordmaterialen eftersom utlakning ansågs vara den samma om materialen ligger på deponi eller i naturen. Efter diskussion med Gävle Vägtrummor AB antogs inte heller någon utlakning ske från bentonitmattorna eftersom bentonitmattor har en längre livslängd än 100 år. Det var svårt att hitta tillförlitlig information om produktion av bentonitmattor, framförallt resursåtgång och emissioner som uppstår under bentonitbrytning. Därför gjordes två beräkningar, en där bentonitmattorna uteslöts helt ur fallstudien och en där brytning av bentonit substituerades med värden för brytning av magnetit. Infiltration genom deponin antogs vara 50 l/m² och år, vilket är det högsta tillåtna mängd vatten som får gå igenom en deponi med icke farligt avfall. (Bilaga 1: tabellerna 1.2.1, 1.2.2 samt 1.2.3).

Transporter

Fordonstyp har antagits varit en lastbil med trailer, som kan ta en maxlast på 35 ton, för alla transporter i studien. Beräkningarna gjordes också med antagandet att lastbilen hade full last under distributionen men var tom på återvägen.

Askan sorteras oavsett vilken typ av omhändertagande som väntar. Därför har transporter till sorteringsplats inte inkluderas. Enligt Länsstyrelsen Uppsala län (2004) finns det två deponier i Uppsala län som inte kommer drivas vidare efter 2008 och som därför kommer ha behov av sluttäckningsmaterial. Medelavståndet från produktion av aska till dessa deponier är 55 km. Det finns gott om sand och bergmaterial i regionen. Utifrån data rapporterade från SGU (2003) beräknades ett medeltransportavstånd på 6,5 km för sand och 20 km för bergkrossmaterial (Bilaga 1: tabellerna 1.1.1, 1.1.2 samt 1.2.3).

Elproduktion

Emissionsfaktorer för elproduktion togs ifrån Stripple (2001). I dessa värden inkluderas endast produktion och råvara. Inga effekter från utvinning av råmaterial och transporter är inkluderade. (Bilaga 1: tabellerna 1.1.1, 1.1.2 och 1.2.3).

4.4 Resultat

Alla resultat som redovisas är relaterade till de funktionella enheterna och anges per scenario.

Resultaten visar vilka sorts flöden de olika scenarierna kan förväntas ge upphov till och ger även en kvantitativ uppskattning av skillnaden mellan scenarierna (Tabell 3). För att få en indikation på vilka flöden och miljöaspekter som kan anses ha större betydelse än andra, normaliserades flödena genom att divideras med motsvarande nationellt värde per person och år och multipliceras med faktor på 1000. Nationella värden har använts eftersom regionala data om Uppsala läns totala miljöpåverkan inte finns framtaget.

Tabell 3: Flödena från varje scenario och deras normaliseringsvärde. Vid normaliseringen har flödena från de olika scenarierna dividerats med nationella värden per person och år och sedan multiplicerats med en faktor på 1000. Scenario 1, askan används som dräneringsmaterial. Scenario 2, askan i vägkonstruktion. Scenario 3, askan deponeras.

Table 3: Flows from the three different scenarios and their normalized value. The data on the flows were normalized by division with the Swedish national flow per person and year and multiplied with 1000. Scenario 1, MSWI-bottom ash used as a drainage material in a covering structure in a landfill. Scenario 2, MSWI-bottom ash used as sub-base material in road. Scenario 3, disposal of MSWI-bottom ash.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Nationella värden per person	Normaliserade värden scenario 1	Normaliserade värden scenario 2	Normaliserade värden scenario 3
Resurs förbrukning^A							
Energi	270 MJ	80 MJ	140 MJ	250000 MJ	1,1	0,3	0,6
Sand	0 ton	0,9 ton	0,9 ton	2,5 ton	0	360	360
Krossat berg	1,2 ton	0,3 ton	1,2 ton	4,4 ton	266	73	266
Emissioner till luft^B							
SO ₂	6 g	2 g	3 g	6450 g	0,9	0,4	0,5
NO _x	91 g	36 g	48 g	26900 g	3,4	1,3	1,8
CO	14 g	5,6 g	7,2 g	85900 g	0,2	0,1	0,1
CO ₂	12000 g	4600 g	6000 g	6180000 g	1,9	0,7	1,0
CH ₄	0,01 g	0,004 g	0,007 g	634000 g	0,00002	0,000006	0,00001
VOC (VOC+NMVOC)	0,04 g	0,008 g	0,03 g	667000	0,00005	0,00001	0,00004
HC	5,9 g	2,4 g	3,2 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
N ₂ O	0,2 g	0,09 g	0,1 g	930000	0,0003	0,0001	0,0001
Partiklar	2,0 g	0,8 g	1,3 g	9700	0,2	0,1	0,1
Emissioner till vatten^C							
COD	0,2 g	0,07 g	0,09 g	56000 g	0,003	0,001	0,002
N _{tot}	0,03 g	0,01 g	0,02 g	2800 g	0,01	0,004	0,005
Oil	0,06 g	0,02 g	0,03 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
Fenol	0,08 g	0,03 g	0,04 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
As	0,1 g	0,4 g	0,4 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
Cd	0,04 g	0,01 g	0,01 g	0,07 g	596	190	175
Cr	0,5 g	0,2 g	0,2 g	1,4 g	335	173	167
Cu	43 g	2,0 g	0,2 g	20 g	2127	98	10
Ni	0,8 g	0,3 g	0,3 g	1,4 g	558	185	177
Pb	0,3 g	0,2 g	0,2 g	4,3 g	71	56	55
Zn	1,8 g	2,4 g	2,4 g	49 g	37	49	49

A) Nationella värden baseras på statistik från år 2003 och 2002 hämtade från SGU (2003) och Andersson (2003). Värdena har dividerats med Sveriges folkmängd år 2003.

B) Nationella värden baseras på statistik för emissioner till luft för år 2002 från Feldhusen (2004) och Hammarskjöld (2004). Dessa värden har dividerats med folkmängden i Sverige år 2003.

C) Nationella värden baseras på statistik från år 2000 för emissioner från kommunala reningsverk, pappers industrin samt andra kustnära industrier i Sverige (Brånvall och Widell, 2002).

Olika typer av miljöpåverkan dominerade i de olika scenarierna. Vilket omhändertagande av askan som är att föredra beror därför på hur olika miljömål prioriteras. De normaliserade flödena visar att utlakning av metaller till vatten är den relativt största miljöpåverkan från systemet. Andra aspekter som har relativt stor påverkan är användningen av krossat berg och sand. Det får därför anses vara rimligt att även ta hänsyn till användning av sand och krossat berg vid framtida miljöbedömningar av restmaterial. Även energianvändningen kan anses vara ett relevant flöde eftersom luftemissioner till stor del är kopplade till energianvändningen. Scenario 1, där askan används som dräneringsmaterial, fick de högsta normaliserade värdena för nästan alla flöden. Bottenaskan är det material där flera metaller lakas ut som mest. I scenario 1 används bottenaskan som dräneringslager i deponitäckning. I denna applikation exponeras bottenaskan som mest för vatten vilket leder till relativt hög utlakning av kadmium, krom, koppar, nickel och bly (se Figur 11). Anledningen till den stora användningen av krossat berg är framförallt åtgången på krossat berg till vägen. Att krossa berg är en energikrävande process och energianvändningen för i sin tur med sig emissioner till luft och i viss mån även emissioner till vatten. Scenario 2, där askan används i förstärkningslager, är det mest fördelaktiga scenariot ur energisynpunkt och är likvärdigt med Scenario 3 där bottenaskan deponerades ur utlakningssynpunkt. Ett undantag är dock utlakning av koppar som är betydligt högre än i Scenario 3.

I resultaten i Tabell 3 har inte produktion av de olika maskinerna som används varit inkluderade. Miljöpåverkan från produktion av maskinerna studerades dock för en del av systemet. Det visade sig att produktionen av maskiner inte hade någon signifikant påverkan på resultat, förutom för en parameter: partiklar. Emissionerna av partiklar ökade med 20 % om produktion av maskiner inkluderades. Orsaken är att maskinerna antogs vara gjorda av stål och ståltillverkning genererar mycket luftemissioner i form av partiklar. Om framtida studier väljer att fokusera mer på hälsoaspekter rekommenderas att produktion av maskiner, inkluderas som ett livscykelsteg.

Tätskiktet för sluttäckning av deponi uteslöts på grund av dålig tillgång på data. För att få en bild av hur mycket uteslutandet av tätskiktet påverkar det slutliga resultatet substituerades värden för bentonitbrytning med värden för magnetitbrytning. Det visade sig att uteslutandet av bentonitmattor hade försumbar effekt på det slutliga resultatet.

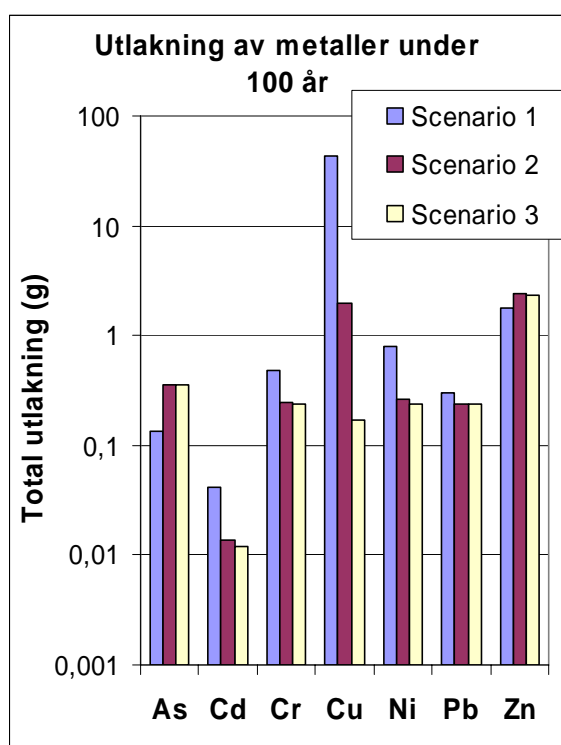
Användning av naturresurser

De normaliserade värdena visar att miljökategori *Uttag av naturresurser* kan klassificeras som den viktigaste i scenario 2 och 3. Att kategorin är dominerade visar hur viktigt det är att man tar hänsyn till det minskade naturresursuttaget vid bedömning av omhändertagande av bottenaska. Störst mängd naturresurser åtgår vid deponering av aska, eftersom aska här inte ersätter något konventionellt material.

Utlakning av metaller

Som tidigare nämnts är utlakning av metaller en viktig parameter. Storleken på utlakningen är dock osäker, eftersom den påverkas av många olika faktorer. Enligt Nyhlén (2004) kan inte standardiserade test reflektera alla påverkande faktorer utan ger endast information om medelkoncentrationen i utlakningsvattnet och inte variationen över tid. En viktig fråga för framtida studier blir därför att ta fram information om lakningen över tid.

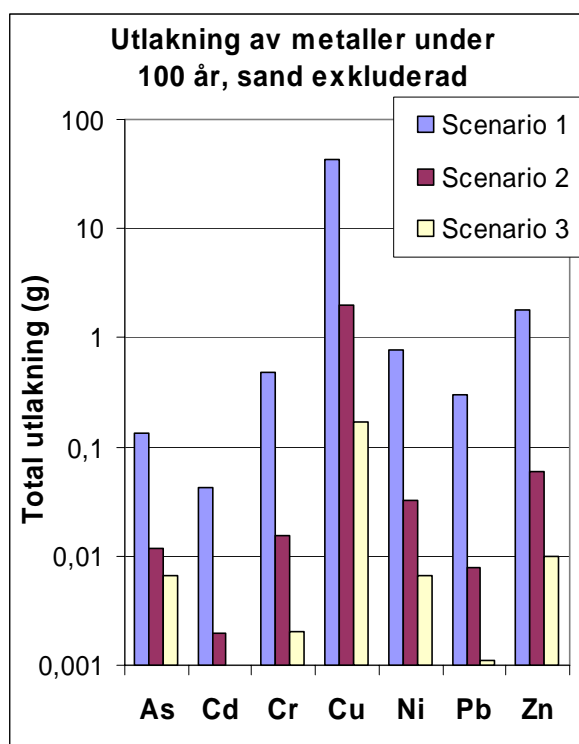
Utlakningen från systemet de nästkommande 100 åren visas i Figur 11. I Figuren redovisas utlakningen av metaller från hela scenariot som redovisas, dock ingår endast de livscykelstadier som har betydelse för jämförelsen.



Figur 11 Utlakning av metaller under 100 år.
Figure 11: The leaching from the system during 100 years.

Vid användning av aska som dräneringsmaterial exponeras askan för mer vatten än om askan deponeras eller nyttjas i en vägkonstruktion. Det är detta som orsakar den förhöjda utlakningen av flertalet tungmetaller i scenario 1. Man bör därför noga överväga om man skall använda bottenaska som dräneringslager eftersom utlakningen då för t ex kadmium är fyra gånger så stor som om man använder sand. I scenario 3, där askan deponeras, antogs ett "worst case" vad gäller infiltration, d.v.s. den maximala tillåtna mängden vatten som får infiltrera genom en sluttäckt deponi användes. Detta resulterade i hög utlakning för scenario 3. Delar av metallutlakningen kommer även från de naturliga materialen, sand och krossat berg, och det kan argumenteras för att utlakningen från sand är den samma som i naturligt tillstånd och därför skulle ha varit uteslutet ur systemet. Utlakningen från systemet när sand är uteslutet visas i *Figur 12* och det kan i denna figur noteras att

skillnaderna mellan de olika scenarierna blir större och de scenarier som innehåller sand (scenario 1 och 2) har en stor minskning i utlakad mängd.

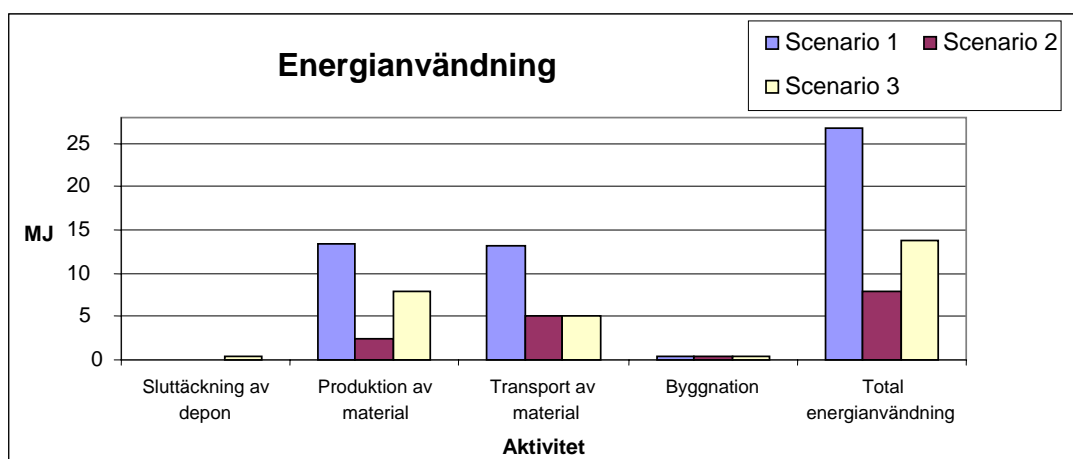


Figur 12: Utlakning av metaller under 100 år när sand är uteslutet ur systemet.
 Figure 12: Leaching from the system during 100 years, sand excluded.

För de flesta metallerna gäller att dräneringslagret och vägmaterialet står för den största delen av den totala utlakningen och bottenaskan lakar för metallerna koppar, kadmium, krom och nickel mycket mer än sanden. Om utlakningen från sand försummas får alternativ 2 ändå en viss utlakning från bottenaskan i väg. I scenario 3 blir dock utlakningen nästan 0 eftersom det inte finns någon annan stor utlakningspost än sanden i dräneringslagret som försummas. Utlakningen från deponin utgör en i sammanhanget mkt liten post.

Energianvändning

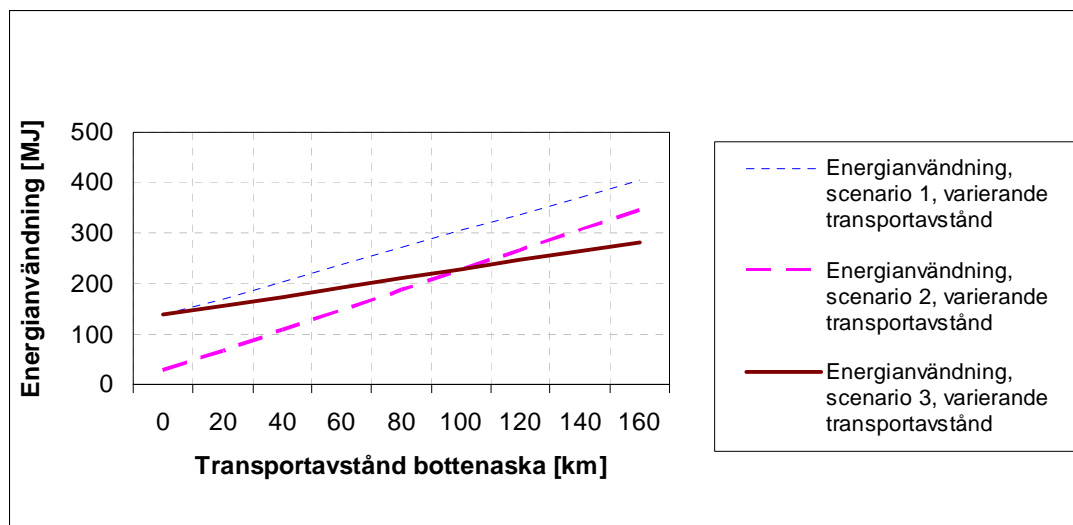
I *Figur 13* redovisas skillnaden i energianvändning mellan de studerade scenarierna. De betydande aktiviteterna för energianvändningen är framförallt produktion av material och transporter.



Figur 13: Skillnaden i energianvändning mellan de olika livscykelstegen scenarierna.
 Figure 13: Use of energy by each life cycle stages in the system.

Den lägsta energianvändningen sker i scenario 2 där askan används som förstärkningslager i väg. Detta beror framförallt på att man undviker produktion och transport av konventionella material (bergkross). I scenario 1, där bottenaska används som dräneringsskikt på deponi, krävs ett materialavskiljande lager i form av en geotextil. Tillverkningen och transporten av geotextilen ger ett betydande bidrag till energianvändningen vilket är den viktigaste förklaringen till att scenario 1 har högst energianvändning. En annan faktor som är till nackdel för dräneringsskiktsalternativet är att bara två deponier i Uppsala län kommer att behöva sluttäckas innan år 2008 vilket leder till relativt långa transportavstånd för bottenaskan. Det är god tillgång på sand och bergmaterial i länet, vilket betyder att transporter av sand och bergkross inte blir särskilt långa.

Eftersom transportavstånden är en av de parametrar som är väldigt regionspecifik utfördes en känslighetsanalys för transport av avfallsbottenaska (se Figur 14). Känslighetsanalysen utfördes genom att transportavståndet för bottenaskan varierade medan alla andra transportavstånd hölls konstanta. Analysen visade att även om ingen transport av aska skulle ske i scenario 1 skulle detta scenario fortfarande ha högst total energianvändning. Scenario 2, att använda askan i förstärkningslager, är det mest fördelaktiga när transportavståndet ligger under 100 km.



Figur 14: Påverkan på energianvändning med avseende på askans transportavstånd.

Figure 14: Energy consumption at varying distance for ash transportation.

5 Fallstudie 2: omhändertagande av flygaska från förbränning av torv

5.1 Målformulering

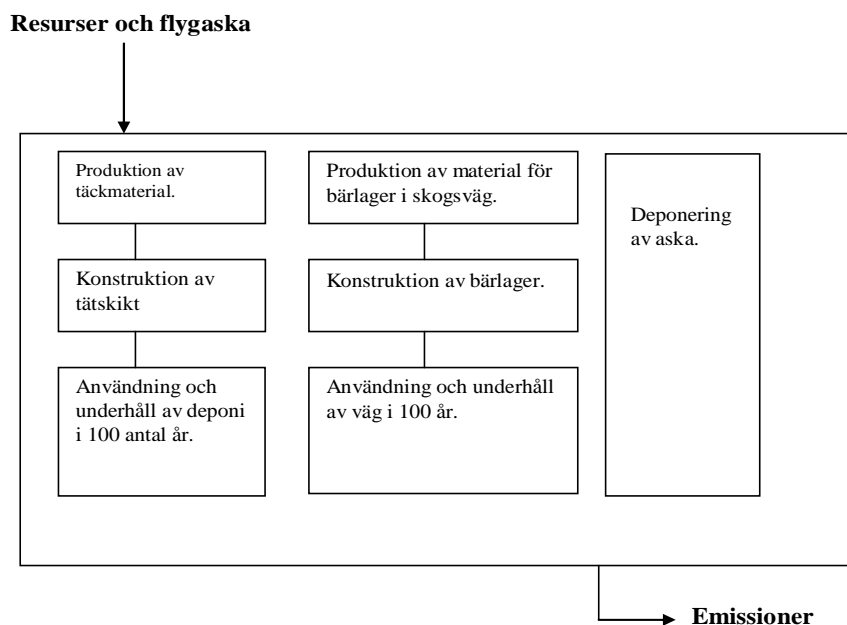
Syftet med fallstudien är att beskriva skillnaden i miljöpåverkan som kan förväntas om flygaska från torvförbränning ersätter konventionellt material vid anläggningsbyggande. Det mer detaljerade målet är:

Att utföra en miljösystemanalys för:

- *Scenario T1*: Nyttjandet av 1 ton flygaska från torvförbränning som tätskiktmaterial vid sluttäckning av deponi. Askan ersätter bentonitmatta.
- *Scenario T2*: Nyttjandet av 1 ton flygaska från torvförbränning som konstruktionsmaterial i skogsvägar. Askan ersätter krossat berg.
- *Scenario T3*: Deponering av 1 ton flygaska från torvförbränning.

5.2 Systemgränser

I likhet med fallstudie 1 uteslöts alla delar i fallstudien som är lika i scenarierna för att öka fokus på skillnaderna mellan scenarierna. Livscykelstegen i systemet är produktion av material, byggnation av funktion och användning och underhåll av funktion i 100 år (Figur 15). Eventuell skrotning av material eller funktion inkluderades inte i analysen. Inflödena till systemet i form av resurser är exempelvis aska från torvförbränning och energi. Produktion av aska ligger utanför systemet och studien omfattar därmed inte miljöeffekter från förbränning av torv.



Figur 15: Systemgränser för fallstudie 2.
Figure 15: System boundaries for case study 2.

Metoden föreskriver att den funktionella enheten ska innehålla både omhändertagande av en viss mängd restmaterial i en region samt av de funktioner som restmaterialet kan användas till. I fallstudien förutsätts att 1 ton torvflygaska omändertas. Torvflygaskans densitet är $1,1 \text{ ton/m}^3$ (icke packad). Denna mängd aska kan användas för att producera $5,8 \text{ m}^3$ tätskikt till deponi eller $0,98$ grusväg. Tätskiktet består av blandning mellan torvflygaska och avloppsslam med lagertjocklek på $0,5 \text{ m}$. I grusvägen blandas torvflygaska med krossat berg. Lagertjockleken är $0,4 \text{ m}$. Ovan detta lager läggs ett bärlager på $0,1 \text{ m}$ och ett slitlager om $0,05 \text{ m}$. Båda är utförda av krossat berg. Detta resulterade i följande funktionella enhet för fallstudie 2:

- Omhändertagande av 1 ton flygaska från torvförbränning.
- Produktion av $5,8 \text{ m}^3$ tätskikt.
- Produktion av $0,98 \text{ m}$ väg.

Systemet förutsätter också att alla funktioner alltid genomförs. Det innebär att om tätskiktet byggs av 1 ton aska så måste förstärkningslagret i väg byggas av det konventionella materialet. Se detaljerad beskrivning av de tre olika scenarierna nedan.

I *Tabell 4* sammanfattas vad varje scenario innebär.

Tabell 4: Inflöden av material i scenarierna.

Table 4: The inflow of material in the scenarios.

	Tätskikt	Grusväg	Deponering av aska
Scenario T1	Torvflygaska + avloppsslam (FSA)	Krossat berg	-
Scenario T2	Bentonitmatta	Torvflygaska	-
Scenario T3	Bentonitmatta	Krossat berg	Torvflygaska

Scenario T1

Flygaska ersätter bentonitmatta som tätskiktmaterial vid sluttäckning av deponi (*Figur 16*). Skogsvägar byggs med krossat berg (*Figur 17*). Ingen deponering av aska sker. Flygaskan blandas med avloppsslam till en så kallad FSA-blandning. FSA är en förkortning av flygaska stabiliserat avloppsslam.



Tätskikt av FSA $0,5 \text{ m}$

Figur 16: Tvärsnitt av Tätskikt vid deponitäckning.

Figure 16: Cross-section of barrier layer.



Slitlager, krossat berg $0,05 \text{ m}$
Bärlager, krossat berg $0,1 \text{ m}$
Förstärkningslager, krossat berg $0,15 \text{ m}$

Figur 17: Tvärsnitt av grusväg.

Figure 17: Cross-section of road with gravel.

Scenario T2

Flygaska används i förstärkningslagret i skogsvägar (*Figur 18*) som konventionellt byggs med krossat berg. Askas blandas med lika stor mängd grus. Till tätskikt på deponi används bentonitmatta (*Figur 19*).



Figur 18: Väg, förstärkningslager av flygaska.
Figure 18: Cross-section of a road with a base-course of fly ash.

Slitlager, krossat berg 0,05 m
Bärlager, krossat berg 0,1 m.
Förstärkningslager, aska +
krossat berg 0,4 m (50/50)



Tätskikt av bentonitmatta.

Figur 19: Tätskikt av bentonitmatta vid sluttäckning av deponi.

Figure 19: Barrier layer of geosynthetic clay liner.

Scenario T3

Flygaska deponeras. Sluttäckningen av deponin antogs ske enligt *Figur 20*. Tätskikt på deponi byggs av bentonitmatta och skogsvägar byggs av grus.



Växtskikt, jord 1,35 m

Skyddsskikt, schaktmassor 0,5 m
Dräneringslager, sand 0,1 m
Tätskikt, bentonitmatta 0,1 m
Avjämningskikt, sand 0,2 m

Figur 20: Sluttäckning av deponin
Figure 20: Covering structures for the landfill

5.3 Inventering

För parametrar kopplade till geotextil, sand, krossad granit, grävskopa, transporter, elproduktion samt parametrar kopplade till sluttäckning av deponi användes samma antaganden och referenser som i fallstudie 1.

Flygaskan

Tekniska egenskaper för flygaskan hämtades från Mácsik et al (2005). Utlakningsdata från askan kommer från deponin Dragmossen där man har använt sig av FSA (flygkastabiliserat avloppsslam) som tätskiktmaterial (Mácsik et al, 2005).

Byggnation av tätskikt

Information om utförande av tätskikt med flygaska hämtades från Mácsik et al (2005). Flygaskan har blandats med avloppsslam i förhållandet 40/60. FSA-blandningen, flygkastabiliserat avloppsslam blandas med en tvångsblandare.

Byggnation av väg

Data kopplande till byggnation av väg baserades på både intervjuer med personer i vägsektorn.

5.4 Resultat

Alla resultat som redovisas är relaterade till den funktionella enheten och anges per scenario.

Tabell 5 ger en kvantitativ uppskattning av skillnaden i miljöpåverkan mellan de olika scenarierna. Vilket omhändertagande av askan som är att föredra beror därför på hur olika miljömål prioriteras.

Tabell 5: Flödena från varje scenario och deras normaliseringsvärde. Vid normaliseringen har flödena från de olika scenarierna dividerats med de nationella värden per person och år och sedan multiplicerats med en faktor på 1000.

Table 5: Flows from the three different scenarios and their normalized value. The data on the flows were normalized by division with the Swedish national flow per person and year.

Resurser ¹	Scenario T1	Scenario T2	Scenario T3	Nationellt värde per person	Normaliserade värden scenario T1	Normaliserade värden scenario T2	Normaliserade värden scenario T3
Energi	480 MJ	420 MJ	450 MJ	250000 MJ	1,92	1,69	1,81
Sand	0 ton	0 ton	0,020 ton	2,5 ton	0	0	7,49
Krossat berg	1,50 ton	1,75 ton	1,50 ton	4,4 ton	342	398	343
Emissioner till luft²							
SO ₂	14 g	7,9 g	9,4 g	6500 g	2,22	1,23	1,45
NO _x	230 g	120 g	150 g	27000 g	8,51	4,61	5,46
CO	36 g	19 g	23 g	86000 g	0,417	0,225	0,270
CO ₂	29000 g	1600 g	1900 g	6200000 g	4,72	2,57	3,06
CH ₄	0,023 g	0,019 g	0,020 g	630000 g	0,00004	0,00003	0,00003
VOC (=VOC+NM VOC)	0,035 g	0,070 g	0,065 g	670000 g	0,00005	0,0001	0,00009
HC	15 g	8,1 g	9,5 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
N ₂ O	0,60 g	0,34 g	0,40 g	930000 g	0,00064	0,00037	0,00043
Partiklar	5,0 g	2,7 g	3,1 g	9730 g	0,52	0,28	0,32
Emissioner till vatten³							
COD	0,44 g	0,24 g	0,28 g	56000 g	0,008	0,0046	0,00509
N-tot	0,070 g	0,038 g	0,045 g	2800 g	0,025	0,0136	0,0162
Olja	0,15 g	0,08 g	0,095 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
Fenol	0,21 g	0,20 g	0,14 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
As	1,9 g	0,17 g	1,8 g	Inga data	Inga data	Inga data	Inga data
Cd	0,044 g	0,007 g	0,056 g	0,07 g	623	94,2	772
Cu	2,0 g	0,25 g	1,7 g	20 g	101	12,7	86,8
Cr	0,16 g	0,36 g	0,51 g	1,4 g	1426	248	357
Pb	0,12 g	0,11 g	0,45 g	4,3 g	29	25,3	105
Ni	2,0 g	0,12 g	1,2 g	1,4 g	1426	81,2	840
Zn	1,3 g	0,14 g	4,50 g	50 g	27	2,94	92,7
P	9,4 g	0 g	0 g	180 g	52	0	0

1) Nationella värden baseras på statistik från år 2003 och 2002 hämtade från SGU (2003) och Andersson (2003). Värdena har dividerats med Sveriges folkmängd år 2003.

2) Nationella värden baseras på statistik för emissioner till luft för år 2002 från Feldhusen (2004) och Hammarskjöld (2004). Dessa värden har dividerats med folkmängden i Sverige år 2003.

3) Nationella värden baseras på statistik från år 2000 för emissioner från kommunala reningsverk, pappers industrin samt andra kustnära industrier i Sverige (Brånvall och Widell, 2002).

Normaliseringen ger en indikation på vilka flöden som kan anses ha större betydelse än andra. De flöden som är av högst betydelse är användningen av krossat berg och

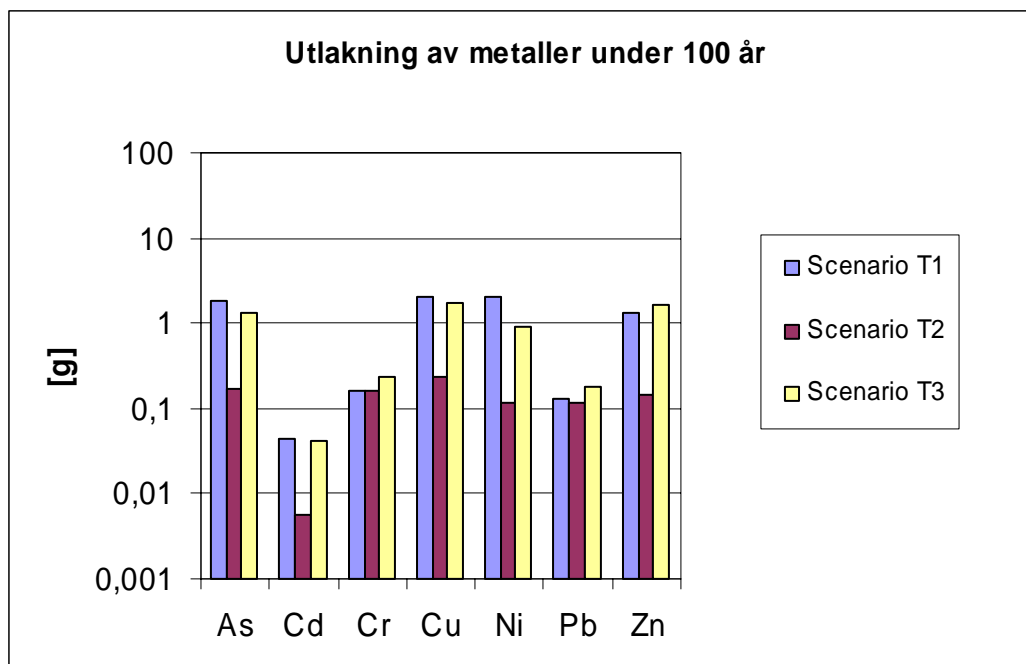
utlakning av metaller. Värt att notera är att scenario T2, där flygaska ska ersätta krossat berg i skogsvägen har det största flödet av bergkross. Detta beror på att vägen har en kraftigare konstruktion än om ett konventionellt material skulle användas och därmed ökar användningen av bergkross. Anledningen till att Scenario T2 innebär lägre utlakning av metaller än övriga två scenarier är att förstärkningslagret med en mix av torvflygaska och krossat berg är mindre genomsläppligt för vatten än grusvägar med enbart krossat berg. Mindre exponering av vatten innebär mindre utlakning från det aktuella materialet.

I resultaten i Tabell 5 har inte produktion av de olika maskinerna som används varit inkluderade. Miljöpåverkan från produktion av maskinerna studerades dock i fallstudie 1 och valdes att uteslutas eftersom det inte hade någon signifikant betydelse.

Utlakning av metaller

Utlakningen av metaller från systemet de nästkommande 100 åren kan ses i Figur 21. Den största utlakningen av metaller kommer från scenario T1 och T3. Utlakningsdata avseende fall där flygaska används som tätskikt är hämtade från verkliga provtagningar och analyser från Dragmossen, där metallanalys gjordes på vattenprover från lysimetrar installerade under tätskiktet (Mácsik m fl 2005). Vattenproverna togs ett år efter konstruktion av tätskiktet. Eftersom det bara gått ett år sedan tätskiktet konstruerades är det fortfarande porvatten som pressas ut från materialet och alltså inte normalt lakvatten. Dessa data har ändå antagits vara mer verklighetstroga än laborierdata. Dessa data är alltså inte framtagna på laboratorienivå utan från ett verkligt fall. Utlakningsdata för de resterande materialen är hämtade från ackrediterade laboratorier. Skillnaden i utlakning mellan scenario T1 och T3 gentemot scenario T2 är att utlakning från sand inte ingår i scenario T2.

Diagrammet visar också att höga halter av koppar lakas ut i scenario T1. I detta scenario blandas flygaskan med avloppsslam. Koppar binds då till det lösta organiska materialet med en så kallad kelatbindning, vilket leder till att det lakas ut lättare. Även bly kelatbinder till organiska material och lakas därför ut i relativt stor mängd (Stumm, 1992), se Figur 21. Även relativt stora mängder nickel lakas ut, bl a från FSA-materialet i scenario T1. Orsaken till detta är dock inte känd.

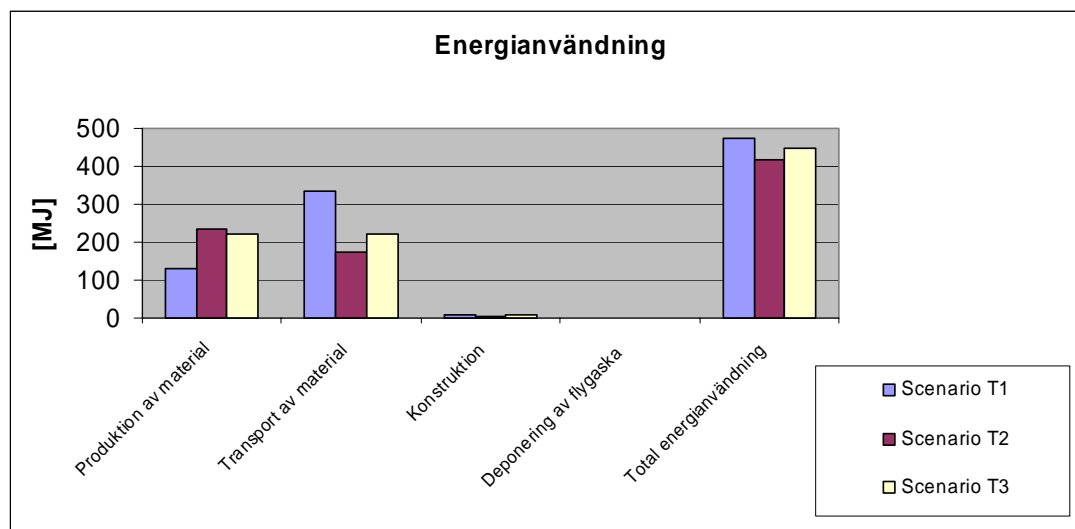


*Figur 21: Utlakning av metaller under 100 år.
Figure 21: Leaching from the system during 100 years.*

I scenario T3, där flygaskan deponeras, har ”worst case infiltration” antagits, det vill säga den maximala tillåtna mängden vatten som får infiltrera i deponin har använts vilket resulterar i relativt höga utlakningssiffror för det scenariot.

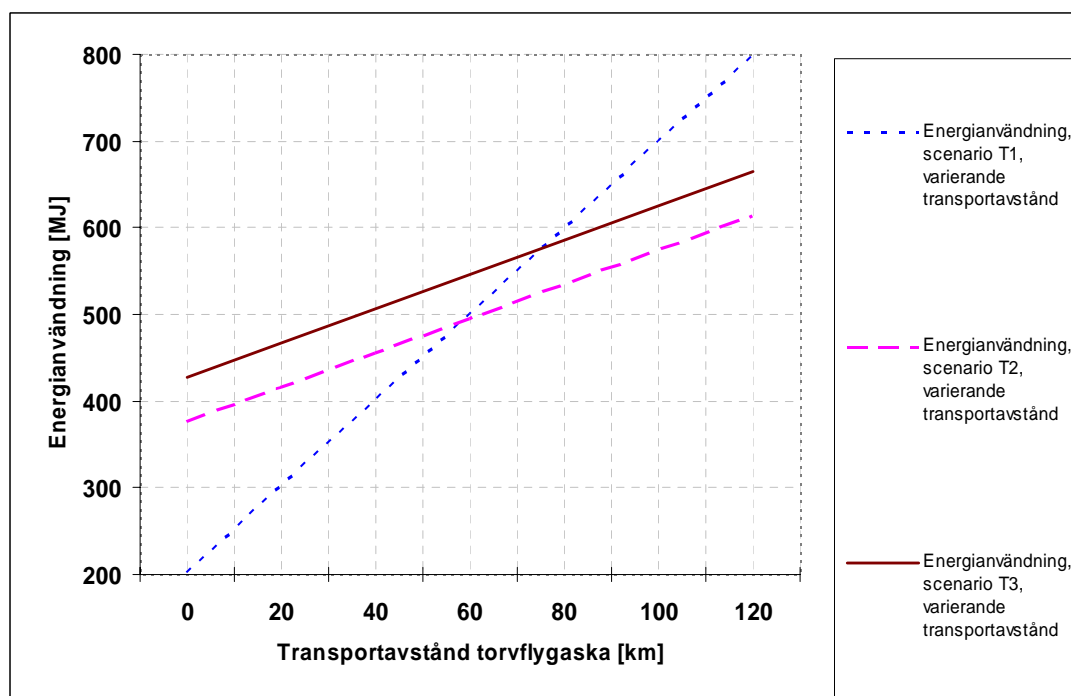
Energianvändning

Högst energianvändning, se *Figur 22*, har scenario T1, där askan används i tätskikt. Det beror på transportavståndet mellan torvförbränningen och den deponi som ska sluttäckas. En faktor som är till nackdel för scenario T1 är att bara två deponier i Uppsala län kommer att behöva sluttäckas innan år 2008 vilket leder till relativt långa transportavstånd för flygaskan, något som även nämns i fallstudie 1. Det är god tillgång på sand och bergmaterial i länet, vilket betyder att transporter av sand och bergkross inte blir särskilt långa. Att använda bentonitmatta istället för FSA-blandning som tätskikt ger längre transportavstånd men mängden material som ska transporteras är betydligt mindre. Det scenario som har högst energianvändning uppvisar också de högsta emissionerna till luft.



Figur 22: Skillnaden i energianvändning mellan de olika scenarierna.
 Figure 22: The differences in the use of energy

En känslighetsanalys utfördes för transportavståndet för torvflygaskan (Figur 23). Känslighetsanalysen utfördes genom att transportavståndet för flygaskan varierade medan alla andra transportavstånd hölls konstanta. Analysen visade att det ur ett energiperspektiv är mest fördelaktigt att använda flygaskan som tätskiktsmaterial om transportavståndet är mindre än 60 km. Att använda flygaskan i grusväg är, oavsett transportavståndet för askan, mer fördelaktigt än att deponera den.



Figur 23: Påverkan på energianvändning beroende på askans transportavstånd.
 Figure 23: Energy consumption at a varying distance.

6 Diskussion

Allmänt om den anpassade metoden

Den utvecklade metoden för regional miljösystemanalys innebär att flera olika funktioner inkluderas i det studerade systemet vilket leder till att allokering undviks och att resultatens osäkerhet minskar. Det traditionella sättet att göra livscykelanalyser är annars att fokusera på en enda funktion, t ex den funktion som en väg utgör och hantera angränsande funktioner genom allokering. Den anpassade metoden möjliggör en jämförelse mellan flera olika alternativ att använda askan. Fallstudie 1 ger t ex beslutsunderlag om miljöpåverkan av att avfallsbottenaskan används som vägbyggnadsmaterial, som dräneringslager vid deponitäckning eller om askan inte nyttiggörs, d.v.s. deponeras. Eftersom samtliga dessa funktioner finns med i det studerade scenarierna kan en unik jämförelse genomföras som har många praktiska tillämpningsområden t ex vid regionala materialförsörjningsplaner, kommunal planering eller MKB.

Valet att använda länsgränserna som geografisk avgränsning har gjorts för att länsstyrelserna är uppmanade att upprätta materialförsörjningsplaner på länsnivå. Nyttiggörande av aska som uppkommit i Uppsala används i andra kommuner i länet, vilket gjorde att den länsvisa indelningen passade bra i detta projekt. I andra regioner kan den länsvisa indelningen bli ett hinder om askorna enklast nyttiggörs i ett annat län (t ex om askan uppkommer nära en länsgräns).

Resultaten

Det ingående momentet med att normalisera resultaten mot samhällets totala miljöpåverkan är en användbar metod för prioritering av vad som är ”stort och smått” av de olika miljöaspekterna. I båda fallstudierna resulterade normaliseringen i att utlakning av metaller, användning av sand och krossat berg samt energianvändningen var miljöaspekter som systemen bidrog relativt mycket till. I fallstudie 1 visade resultatet att alternativet att använda avfallsbottenaskan vid vägbyggnation är att föredra i jämförelse med att använda askan som dräneringsmaterial vid deponitäckning.

I fallstudie 1 dominerade metallutlakning för scenario 1 och användningen av sand i scenario 2 och 3. I fallstudie 2 dominerar metallutlakning i scenario 1 och 3 och användningen av krossat berg i scenario 2. I fallstudie 2 visade sig utlakningen av metaller vara störst i alternativet med tätskikt av flygkastabiliserat avloppsslam (FSA). Detta resultat baserades på fältstudier från Dragmossens deponi där tekniken har använts i blott ett år. Troligen ger de första åren högre mängder av metaller i lakvattnet beroende på att porvatten pressas ut. Hypotesen är att resultat från nästkommande år kommer att visa på minskad utlakning. Eftersom det endast finns tillgång på data efter ett år har dessa använts i denna studie. Resultatet slår förmodligen något orättvist mot FSA-scenariet. Nya provtagningar visar att vattenflödet genom tätskiktet minskar kraftigt med tiden vilket tyder på att även

mängden utlakade metaller också minskar (Mácsik, personligt meddelande). Ur energisynpunkt är de tre alternativen likvärdiga för givna antaganden, men då känsligheten för transportavstånden studerades visade sig FSA-alternativet vara fördelaktigast ur energisynpunkt upp till ca 60 km transportavstånd för askan. För längre transportavstånd blev alternativet där askan nyttjas i grusvägar mest fördelaktigt.

I båda fallstudierna visade sig skilda typer av miljöpåverkan dominera i de studerade scenarierna. Utlakning av metaller är relevant för miljömålet Giftfri miljö och användning av naturgrus, krossat berg och energi är relevant för miljömålet God bebyggd miljö. I fallstudie 1 visade sig scenario 2, där den sorterade bottenaskan används i väg, vara mest fördelaktigt med avseende på hushållning med krossat berg, sand och energi och också mest fördelaktigt vad gäller utlakning av de flesta metaller. Undantagen är utlakning av arsenik och zink där scenario 1 beräknas laka ut mindre mängder. Vilket omhändertagande av askan i fallstudie 2 som är att föredra ur miljösynpunkt beror på hur olika miljömål prioriteras. För att öka förutsättningarna för en miljömässigt optimerad hantering av askor är det därför viktigt med beslutsunderlag som inkluderar alla de olika typer av miljöpåverkan som kan förväntas vid omhändertagandet av materialen. Eftersom olika flöden visade sig förekomma i olika delar av funktionernas livscyklar är detta bara möjligt om ett livscykelperspektiv används. Metoden för miljösystemanalys som redovisas i detta projekt kan användas och vidareutvecklas för att ta fram sådana beslutsunderlag.

Känslighet

Studier av komplexa system är alltid förknippade med en viss grad av osäkerhet. Därför bör resultaten och slutsatserna tolkas mot bakgrund av de systemgränser och antaganden som använts. Ett sätt att minimera osäkerheterna är att tydligt redovisa de avgränsningar och antaganden som gjorts och deras betydelse för resultatet. I detta projekt gjordes exempelvis känslighetsanalyser för transportavstånd eftersom det visade sig vara en viktig faktor för systemens energianvändning. Ett ökat transportavstånd för askan visade sig kunna förändra utfallet av en jämförelse mellan scenarierna i båda fallstudierna. Jämförelsen mellan alternativa scenarier visade sig också vara beroende av antaganden om utlakning från de använda materialen. Dessa antaganden kan med stor sannolikhet förfinas vartefter mer kunskap om utlakningsmekanismer och föroreningstransport blir tillgänglig. När det gällde andra antaganden, såsom brytning av bentonit, gjordes förenklade beräkningar som visade att dessa endast påverkade resultatet för de studerade flödena i liten utsträckning.

Miljöpåverkan från produktion av maskinerna studerades för en del av systemet. Det visade sig att produktionen av maskiner inte hade någon signifikant påverkan på resultat, förutom för en parameter: partiklar. Emissionerna av partiklar ökade med 20 % om produktion av maskiner inkluderades. Orsaken är att maskinerna antogs vara gjorda av stål och ståltillverkning genererar mycket partiklar. Om vidare studier väljer att fokusera mer på hälsoaspekter rekommenderas att produktion av maskiner, inkluderas som ett livscykelsteg.

Kvaliteten på resultaten från miljösystemanalyser beror i hög grad på kvaliteten på indata. Vad gäller data för utlakning har i hög utsträckning resultat från labförsök använts. Jämförelser mellan labförsök och lysimeterförsök i fält visar på stora skillnader och lakförsök i lab kan endast användas för att få en uppskattning av lakningen (Nyhlén, 2005). I studien används dessutom lakdata som emissionsvärden. Ingen hänsyn tas till att metaller kan fastläggas i omgivande material om den aktuella konstruktionen. För framtida studier skulle mer korrekta resultat kunna fås om empiriska data från fullskaleförsök användes eller resultat från modelleringar som beskriver påverkan på ett utvalt skyddsobjekt (t ex grund- eller ytvatten).

I denna studie normaliserades resultaten genom att de divideras med samhällets totala påverkan uttryckt i personekvivalenter. En annan möjlighet hade varit att relatera miljöpåverkan till landyta. Detta valdes inte eftersom inte miljöpåverkan uppstår jämnt utspritt över landytan utan uppstår där människor finns. Ett annat sätt vore att relatera miljöpåverkan till en teknisk sektor. Frågan är dock vilken sektor som skulle vara lämplig. Eftersom såväl byggfasen som användningsfasen är inkluderade i studien finns det argument för att relatera till såväl byggsektorn, transportsektorn som avfallssektorn. Samtidigt täcker ingen av dessa sektorer in hela systemens livscykel varvid det normaliserade resultatet blir av begränsat intresse.

De data som användes för normaliseringen i studien byggde på svenska genomsnittsvärden. Det är eftersträvänsvärt att använda regionala data men det var tyvärr inte möjligt eftersom de inte finns framtagna för Uppsala län.

7 Slutsatser

Slutsatserna av projektet är att den utvecklade metoden för regional miljösystemanalys genom att använda ett livscykelperspektiv ger möjlighet att studera för- och nackdelarna ur miljösynpunkt från att nyttiggöra eller deponera askor. Metoden är unik i sin bredd genom att ett antal möjliga funktioner för askan studeras i samma miljösystemanalys. På detta sätt undviks risken för suboptimeringar som lätt uppstår om endast en funktion av askanvändning studeras.

Normaliseringen visade att de viktigaste miljöaspekterna är utlakning av metaller, användningen av sand och krossat berg samt energianvändning, vilket gällde både för fallstudien av bottenaskor från avfallsförbränning och för fallstudien av torvflygaska.

I fallstudie 1 visade sig utnyttjandet av bottenaskor från avfallsförbränning till vägbyggnad vara mest fördelaktigt ur materialhushållnings- och energianvändningssynpunkt. Scenariot föll också väl ut i jämförelsen ur utlakningssynpunkt, undantaget en förhöjd utlakning av koppar jämfört med alternativet att deponera askorna.

I fallstudie 2 visade sig användning av torvflygaskor i grusvägar vara mest fördelaktigt ur utlakningssynpunkt. Ur energisynpunkt (inom max 60 km transportavstånd för askan) är användningen av torvflygaska blandat med avloppsslam i tätskikt mest fördelaktigt. Ur materialhushållningssynpunkt är studerade scenarier likvärdiga även om det bör noteras att användning av torvflygaska i grusväg innebär 17 % större användning av krossat berg än för traditionella grusvägar.

Resultatet visar att det finns miljöpotential att nyttiggöra askor i Uppsala län under de förutsättningar som nämnts ovan. Det bör poängteras att resultaten från fallstudierna är platsberoende och bör därför inte antas gälla generellt utan vidare analys.

8 Rekommendationer

Den utvecklade metoden för regional miljösystemanalys ger en möjlighet att miljöbedöma nyttiggörandet av aska inom en region. Vid länsstyrelserna utförs materialförsörjningsplaner där tillgången och efterfrågan på ballastmaterial sammanställs. Regional miljösystemanalys är en logisk fortsättning på materialförsörjningsplaner för att analysera miljöpåverkan för olika scenarier för ballastanvändningen i regionen och utifrån detta ta fram en policy för hur olika material (jungfruliga material och restprodukter) bör användas på ett miljövänligt sätt.

Metoden kan också användas i kommunal planering, t ex som ett verktyg inom fördjupade översiktsplaner för att beskriva och konsekvensbedöma olika alternativa scenarier för utbyggnaden av ett område. Vidare är metoden användbar i MKB-sammanhang t ex vid lokalisering av bergtäkter eller vid MKB för anläggningsprojekt där användning av restprodukter som ett byggmaterial är en möjlighet.

9 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Detta arbete har visat att regionala miljösystemanalyser är en fungerande metodik som skulle kunna användas i andra sammanhang än för de fallstudier som redovisats i denna rapport. Metodiken är utvecklad generellt för materialanvändning och den beräknas kunna användas för all form av utnyttjande av restprodukter i anläggningsbyggande. Ett första steg skulle kunna vara att använda metodiken för en annan typ av aska t ex för bioaskor där askåterföring till skog jämförs med användning av bioaskor som ett tekniskt byggmaterial i olika applikationer.

Regionala materialförsörjningsplaner, kommunal planering och MKB har identifierats som möjliga användningsområden för den utvecklade metoden. En lämplig fortsatt forskningsuppgift är att testa och anpassa metoden för dessa applikationer, så att metoden levererar resultat på ett önskvärt sätt med avseende på lagar och praxis.

Erfarenheterna från projektet visar också vikten av det kommer fram bra underlagsdata. För de flesta av användningsområdena för askor saknas tillförlitliga data från uppföljningar av fullskaleprojekt, vilket gör att laboratorieförsök ofta har använts som ingångsdata, t ex för utlakning av metaller. Med andra ord efterfrågas systematiska uppföljningar av fullskaleprojekt med användning av askor med en fastlagd metodik som gör olika uppföljningar jämförbara med varandra.

9 Referenslista

Andersson, A., Andersson, G., Andréasson, J., López, E.C., Filipsson, E., Grundéus, P., Jakobsson, T., Jönsson, A., Karlsson, G., Karlsson, T., Larsson, M., Normand, M., Sommer, C., Westin, P. (2003). "Energiläget 2003". Statens Energimyndighet, 2003:ET20:2003, Eskilstuna.

Arm, M. (2003). "Mechanical Properties of Residues as Unbound Road Materials - experimental tests on MSWI bottom ash, crushed concrete and blast furnace slag". Doctoral Thesis, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Beck, M. B. (1997). Applying systems analysis in managing the water environment : towards a new agenda. *Water, Science and Technology*. 36 (5), 1-17.

Bendz, D., Håkansson, K., Wik, O. (2004). Miljöriktlinjer för askanvändning - etapp 2, Underlagsrapport 1: Generella principer. (Manus).

Birgisdottir, H., Christensen, T. H. and Hauschild, M. (2003). "Life cycle assessment of the reuse of waste incineration residues in road construction". In: G. Ortiz de Urbina and H. Goumans (Ed.), *Fifth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, WASCON*, 4-6 June 2003, San Sebastián. ISCOWA. pp. 23-26.).

Bjurström, H. och Steenari, B.M. (2003). "Våtrensning av askor, metodöversikt". Värmeforsk Q4-129, Stockholm.

Brånvall, G. och Widell, A. (2002). "Utsläpp till vatten och slamproduktion 2000-Kommunala reningsverk och viss kustindustri". Naturvårdsverket och SCB, 2002: Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden MI22, SM 0101.

Ek, M. och Westling, O. (2003). "Dagsläget beträffande skogsindustrins avfall". IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Eriksson M., 2001. "Alternativa fyllningsmaterial till ledningsgravar för VA – en jämförelse mellan nya och traditionella material". Examensarbete, KTH, Stockholm.

Feldhusen, K., Hammarskjöld, G., Mjureke, D., Pettersson, S., Sandberg, T.A., Staaf, H., Svensson, U., Österberg, K., Berrospi, J.L., Gustafsson, T., Ivarsson, A.K., Kanlén, F., Lidén, M., Skårman, T., Boström, C.Å., Danilsson, H., Kindblom, K., Kumlin, A.S., Adofsson, R., Petersson, H., Szudy, M., Persson, C. (2004). "Sweden's National Inventory Report 2004 – Submitted under the United Nation Framework Convention on Climate Change". Naturvårdsverket.

Finnveden, G., Albertsson, A.C., Berendson, J., Eriksson, E., Höglund, O., Karlsson, S., Sundqvist J.O. (1995). "Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment". *J. Cleaner Prod.* Vol 3, No 4.

-
- Hammarskjöld, G., Staaf, H., Adolfsson, R., Danell, S., Gustafsson, T., Ivarsson, A.K., Kanlén, F., Lidén, M., Strömberg, S., Boström, C.Å., Danielsson, H., Kindbom, K., Kumlin, A.S., Skårman, T. (2004). "Emission Data Report 2004 – Submitted under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution". Naturvårdsverket.
- Kärman, E., Jönsson, H. (2001). "Normalising impacts in a systems analysis of wastewater systems", *Water Science and Technology*, 43 (5) 293-300.
- Kärman, E., Moeffaert, D., Bjurström, H., Berg, M., Svedberg, B. (2004). "Förutsättningar för att askor kommer till användningen i vägar" *Värmeforsk Q4-207*.
- Länsstyrelsen Uppsala län (2004). "Avfallshantering i Uppsala län – Behandlingsbehov och behandlingskapacitet år 2002 och 2009". Länsstyrelsens meddelandeserie 2004:2, Uppsala.
- Mácsik, J., Maurice, C., Mossakowska, A., Eklund, C. (2005). "Pilotförsök med flygstabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt" *Värmeforsk Q4-237*, Stockholm.
- Miser, H. J., Quade, E. S. (1985). "Handbook of systems analysis. Volume 1: Overview of uses, procedures, applications and practice", John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore (ISBN 0-47-90743-X)
- Mroueh, U., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J. (2001). "Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction". *Waste Management* 21,271-277.
- Nordiska ministerrådet (1995). *Nordic guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, Köpenhamn, Danmark.
- Nyhlén, E. (2004). "Lakteter för riskbedömning av förorenad mark" Examensarbete, SLU, Uppsala.
- Olsson, S., Kärman, E., Gustafsson, J. P. (2004). Environmental systems analysis of the use bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. Proceedings from the Solid Waste Conference, March 22-24, 2004, Philadelphia, USA.
- Olsson, S. (2005). Environmental Assessment of municipal solid waste incinerator bottom ash in road constructions. Licentiate thesis, KTH Architecture and the Built Environment, the Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- RVF-utveckling (2002). "Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall". Svenska Renhållningsverksföreningen, Rapport 02:10, Malmö.

SETAC-Europe (1999). Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Assessment of Road. *Int.J.LCA* 1999;4(3):167-174.

SIG (2003). "Inventering av restprodukter som kan ersätta ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande". Statens Geotekniska institut, Linköping.

SGU (2003). "Grus, sand och krossberg – Produktion och tillgångar 2002". Sveriges geologiska undersökning, rapport 2003:4, Uppsala.

Stripple, H. (2001). "Livscykelanalys av väg – En modellstudie för inventering". IVL Svenska Miljöinstitutet, Göteborg.

Stumm, W., (1994). "Chemistry of the solid water- interface. Processes at the mineral –water and particle water interface in natural systems", A Wiley-Interscience Publication, Zurich.

Sundqvist, J-O., Baky, A, Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B., Granath, J. och Thyselius, L. (1999a). "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi". Översiktsrapport, IVL rapport 1379, Stockholm

Sundqvist, J-O., Baky, A, Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B., Granath, J. och Thyselius, L. (1999b). Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Stockholm, IVL rapport 1380, Stockholm

Sundqvist, J-O., Baky, A, Björklund, A., Carlsson, M., Eriksson, O., Frostell, B., Granath, J. och Thyselius, L. (1999c). "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Uppsala", IVL rapport 1381, Stockholm

Svingby, M., och Båtelsson, O. (1999). "LCA av lättfyllnadsmaterial för vägbankar". Vägverket, rapport 1999:67, Borlänge.

Tossavainen, M., och Håkansson, K. (1999). "Reference data of leaching of natural materials and effects on its leaching properties of ageing". Naturvårdsverket, 1999:AFR-Report 254, Stockholm.

Vattenfall AB Värme Norden (2004). "Små och Medelstora anläggningar", "Miljörapport Knivstaverket 2003". Rapport 895:1.

Vattenfall Värme Uppsala AB., 2004. "Miljörapport Uppsala 2003". Rapport 894:1.

Personlig kommunikation

Bjurström Henrik, ÅF, Stockholm

Eklund Urban, ENA Kraft AB, Enköping

Ericson Johan, Vattenfall Värme Uppsala AB, Uppsala

Johansson Eddie, ENA Kraft AB, Enköping

Kjällman Magnus, VA och Avfallskontoret, Uppsala Kommun, Uppsala

Mácsik Josef, EcoLoop, Stockholm

Munde Hanna, Vattenfall Värme Uppsala AB, Uppsala

Strömbäck Niklas, Vattenfall AB Värme Norden Små och Medelstora Anläggningar,
Knivsta

Bilaga 1: Inventory for case study 1 and 2

1.1 Inventory for case study 1 and 2

1.1.1 General data for case study 1 and 2

Material	Value	Unit	Reference
Density of crushed rock (non-packed)	1,62	tonnes/m3	Stripple, 2001
Density of crushed rock (packed in sub base or base-course layer of a road)	2,0	tonns/m3	Olsson et al, 2003
Density of MSWI BA generally, (packed)	1,6	tonnes/m3	RVF, 2002
Density of MSWI-BA from Vattenfall, (packed)	1,6	tonnes/m3	Vattenfall Värme Uppsala AB
Density of MSWI-BA from Vattenfall, (non-packed)	1,4	tonnes/m3	Vattenfall Värme Uppsala AB
Density of sand (Stallmon)	1,6	tonnes/m3	Jehanders Grus AB
Density of excavated soil	1,42	tonnes/m3	Stripple, 2001
Density of soil	1,68	tonnes/m3	Stripple, 2001
Weight of geofabric (in geosynthetic clay liner)	110	g/m2	www.naue.com 2003
Weight of bentonite (in geosynthetic clay liner)	4600	g/m2	www.naue.com 2003
Percentage of bentonite in geosynthetic clay liner	95	%	Gävle Vägtrummor AB
Percentage of geofabric in geosynthetic clay liners	5	%	Gävle Vägtrummor AB
Weight of geofabric	150	g/m2	www.naue.com 2004
Density of geofabric	83,333333	kg/m3	www.naue.com 2004
Density of geofabric (in geosynthetic clay liner)	366,66667	kg/m3	www.naue.com 2003
Density of bentonite (in geosynthetic clay liner)	807,01754	kg/m3	www.naue.com 2003
Density of flyash (non-packed 18 % water content)	1,1	ton/m3	Josef Mácsik
Density of flyash (packed 18 % water content)	1,68	ton/m3	Josef Mácsik
Density of FSA	1,2	ton/m3	Mácsik, 2004
Density of sludge	1,1	ton/m3	Josef Mácsik
Density of crushed rock packed (grus 0-16, 0-32 och 0-63)	1,7	ton/m3	Bo Svedberg
Energy	Value	Unit	Reference
Energy content in diesel	35,1	MJ/l	Stripple, 2001
Pre-combustion diesel	0,1	MJ/MJ oil or diesel	Stripple, 2001
Energy consumption during loading, (light density)	1,72	MJ/m3 loaded material	Stripple, 2001
Energy consumption during loading, (high density)	3	MJ/m3 loaded material	Stripple, 2001
Diesel use by transporting lorry (max load 35 tonnes, halfway full and halfway empty assumed)	0,45	l/km	Jehanders Grus AB
Use of diesel during excavating of material with excavator (material density 1.4-1.6 tonnes/m3) (Volvo EC240)	10,75	l/h	Swecon Anläggningsmaskiner AB
Use of diesel during excavating sand with loading shovel (Volvo L180E)	21,25	l/h	Jehanders Grus AB

Use of diesel by sifting machine	1,0416667	l/tonne MSWI BA	Slag Recycling AB
Use of electricity per tonne sifted MSWI BA	2,006	kWh/tonne sifted MSWI BA	SYSAV, Malmö
Use of diesel by crushing rock	0,484	l/tonne crushed rock	Stripple, 2001
Use of electricity for crushing rock	21,19	MJ/tonne crushed rock	Stripple, 2001
Energy use for road production	7,02	MJ/ton	Stripple, 2001
Energy use for road production	0,083333	l/tonne material	Värmdö schaktmaskiner AB, Järfälla
Diesel use for vält	12	l/h	Stripple, 2001
Work capacity of tvångsblandare	73	m ³ /h	Torbjörn Jonsson
Diesel use tvångsblandare	25	l/h	Torbjörn Jonsson
Working capacity of vält	791	m ² /h	Stripple, 2001
Precipitation and infiltration	Value	Unit	Reference
Precipitation in Uppsala per year	509	l/m ²	Uppsala Kommun VA- och Avfallskontoret, 2003
Infiltration on landfill top layer	40	% of precipitation	Assumption
Infiltration through cross rock layer in a road	0,06	ton/m ²	Calculated
Landfill parameters	Value	Unit	Reference
Thickness of drainage layer (both with sand and MSWI BA)	0,1	m	Ecoloop
Thickness of vegetation (soil) layer	1,35	m	Ecoloop
Thickness of surface layer	0,5	m	Ecoloop
Thickness of drainage layer	0,1	m	Ecoloop
Thickness of geofabric	0,0018	m	www.naue.com 2004
Thickness of barrier layer, geosynthetic clay liner	0,006	m	www.naue.com 2003
Thickness of geofabric, in geosynthetic clay liner	0,0003	m	www.naue.com 2003
Thickness of bentonite, in geosynthetic clay liner	0,0057	m	www.naue.com 2003
Thickness of pre-covering layer	0,2	m	Ecoloop
Thickness of the landfill	15	m	Ecoloop
Max water going through the landfill	50	l/m ² and yr	Ecoloop
Amount of cleaned leachate water per year	67274	tonnes/yr	Uppsala Kommun VA- och Avfallskontoret, 2003
Use of NaOH for water treatment	10	tonnes/year	Uppsala Kommun VA- och Avfallskontoret, 2003
Use of iron chloride (PIX-111) for water treatment	22	tonnes/year	Uppsala Kommun VA- och Avfallskontoret, 2003
Landfill parameters FSA	Value	Unit	
Thickness of pre-covering layer	0,5	m	Mácsik, 2004
Thickness of barrier layer (FSA)	0,5	m	Mácsik, 2004
Thickness of drainage layer (sand and bottom ash)	0,2	m	Mácsik, 2004
Thickness of the landfill (with FSA)	3,2	m	Mácsik, 2004
Thickness of the landfill (with bentonit)	2,7	m	Mácsik, 2004

1.1.2 Factors for resources use for case study 1 and 2

Processes	Reference	Oil (MJ)	Bio-fuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)	Iron (g)	Crude oil (g)	Water (g)	Waste (g)
Combustion of 1 MJ diesel in working machine	Stripple, 2001	1										
Combustion of 1 MJ diesel during transport	Stripple, 2001	1										
Pre-combustion of 1MJ diesel	Stripple, 2001	0,1										
Production of 1 MJ electricity	Stripple, 2001	0,06	0,05	0,005	0,04	0,009	1,6	0,47				0,07
Combustion of 1MJ diesel in loading shovel (Volvo L180)	Stripple, 2001	1,1										
Combustion of 1 MJ diesel in excavator	Stripple, 2001	1,1										
Production of 1 kg geofabric	Svingby and Båtelsson, 1999	11,2	0,189	0,02	11,1	0,039	6,7	1,974		1100		0,29
Production of 1 kg steel	Stripple, 2001	3,6			15,3	1,8			1000			
Production of 1kg NaOH	Wallén,	0,15	0,0788	0,008	0,07	0,016	2,8	0,8225			784	0,12
Production of 1 kg Iron chloride (PIX-111)	Almemark et al, 2003	0,13	0,002	0,0002	0,002	0,28	0,07	0,0204				0,006
Production of 1 kg bentonite (mining of 1 kg magnetite ore)	Almemark et al, 2003	0,043	0,013	0,001	0,01	0,003	0,48	0,140				0,02

1.1.3 Factors for emission to air for case study 1 and 2

Process	Reference	SO2 (g) (air)	CO2 (g) (air)	Nox (g) (air)	CO (g) (air)	HC (g) (air)	CH4 (g) (air)	N2O (g) (air)	VOC (g) (air)	Particles (g) (air)	COD (g) (aq)	N-tot (g) (aq)	Oil (g) (aq)	Phenols (g) (aq)
Combustion of 1 MJ diesel in working machine	Stripple, 2001	0,02	75	0,7	0,09	0,04	0,0001	0,002		0,03				
Combustion of 1 MJ diesel during transport	Stripple, 2001	0,02	75	0,6	0,1	0,03	0,0001	0,002		0,01				
Pre-combustion of 1MJ diesel	Stripple, 2001	0,01	4	0,004	0,0001	0,01				0,0005	0,0012	0,0002	0,0004	0,0006
Production of 1 MJ electricity	Stripple, 2001	0,007	3,8	0,009	0,002		0,0001	0,0004	0,001	0,00007				
Combustion of 1MJ diesel in loading shovel (Volvo L180)	Stripple, 2001	0,04	79	0,7	0,09	0,05	0,0001	0,002		0,03	0,0012	0,0002	0,0004	0,0006
Combustion of 1 MJ diesel in excavator	Stripple, 2001	0,04	79	0,7	0,09	0,05	0,0001	0,002		0,03	0,0012	0,0002	0,0004	0,0006
Production of 1 kg geofabric	Svingby and Båtelsson, 1999	0,028	16	0,04	0,01		0,0006	0,0018	0,005	0,0003				
Production of 1 kg steel	Stripple, 2001	7,34	2200	4,86	1		9,1	0,03	1,2	39	0,009	0,007		
Production of 1 kg NaOH	Wallén, 1999	0,013	9,38	0,04	0,0066	0,02	0,0002	0,0008	0,0019	0,001				
Production of 1 kg Iron chloride (PIX-111)	Almemark et al, 2003	0,0003	0,17	0,0004	9,13E-05		6,09E-06	1,83E-05	4,78E-05	3,04E-06				

1.1.4 Factors for emissions to water for case study1 and 2

Process	Reference	Cl (g) (aq)	SO4 (g) (aq)	As (g) (aq)	Cd (g) (aq)	Cr (g) (aq)	Cu (g) (aq)	Ni (g) (aq)	Pb (g) (aq)	Zn (g) (aq)
Potential leaching (all available) from MSWI BA (Nordtest NT ENVIR 003)	RVF, 2002	3375	1617	0,4	3,5	2,2	1086	68,8	207	1766
Lechate from 1 tonne MSWI BA (L/S 2) CEN-method	RVF, 2002	1617	3375	0,007	0,002	0,02	2,4	0,04	0,009	0,067
Lechate from 1 tonne MSWI BA (L/S 10) CEN-method	RVF, 2002	1856	7518	0,01	0,004	0,04	3,7	0,07	0,03	0,15
Lechate from 1 tonne sand (L/S 2), method CEN prEN 12457	Mroueh et al, 2001			0,006	0,0002	0,004		0,004	0,004	0,04
Lechate from 1 tonne sand (L/S 10), method CEN prEN 12457	Mroueh et al, 2001			0,03	0,001	0,02		0,02	0,02	0,2
Potential leaching (all available) from crushed rock (Nordtest NT ENVIR 003 with some modification)	Tossavainen and Håkansson, 1999			0,2	0,04	0,3	0,16	1,5	0,35	2,8
Lechate from 1 tonne crushed rock (L/S 2) (CEN 8361), fresh material	Tossavainen and Håkansson 1999			0,008	0,0002	0,001	0,01	0,005	0,0006	0,007
Potential leaching (all available) from sand (NT ENVIR 003)	Gustafsson et al, 2003			1,7	0,03	0,2	0,46	1,2		
Lechate from 1 tonne fly-ash(L/S 2), method CEN /TC292/WG2	SGI	280	260	0,001	0,0002	0,0374	0,0029	0,0005	0,0107	0,001
Lechate from 1 tonne fly-ash (L/S 10), method CEN /TC292/WG2?	SGI	521	508	0,005	0,0004	0,0787	0,0055	0,0025	0,0565	0,005
Lechate from fly-ash in Dragmossen (g/l water)	Josef Mácsik			0,00005	0,00001	0,00001	0,00117	0,000041	0,00005	0,0000288

1.2 Calculations for case study 1

Data	Value	Unit	Note
Amount of water that infiltrates in drainage layer	0,20	tonnes/m2	Assume 60% evaporation
Distance from MSWI BA production site to landfill	55	km	www.viamichelin.com . Average distance from Uppsala to landfill that need drainage material
Amount of water that is contact with the MSWI BA in the drainage layer per year	1,45	tonnes water/ tonne MSWI BA	All MSWI BA assumed to have contact with infiltrated water and assumed area is 1m2.
Amount of water that is contact with the MSWI BA in the landfill	0,002	tonne water/ tonne disposed ash	All MSWI BA assumed to have contact with infiltrated water
Corresponding time to reach L/S 2 for MSWI BA drainage layer	1,38	years	
Corresponding time to reach L/S 10 for MSWI BA drainage layer	6,88	years	
Corresponding time to reach L/S 2 for MSWI BA in landfill	960	years	
Corresponding time to reach L/S 10 for MSWI BA in landfill	4800	years	
Distance from sand production site to landfill	6	km	SGU, 2003. Average distance from Uppsala to sand pit
Amount of water that is contact with the sand in drainage layer per year	1,27	tonnes water/ tonne sand	All sand assumed to have contact with infiltrated water and assumed area are 1m2
Corresponding time to reach L/S 2 (sand) in landfill drainage layer	1,57	years	
Corresponding time to reach L/S 10 (sand) in landfill drainage layer	7,86	years	
Amount of water that is in contact with the sand in pre-covering layer	0,16	tonnes water/ tonne	All material assumed to have contact with infiltrated water

		sand	
Corresponding time to reach L/S 2 (sand) in landfill pre-covering layer	12,8	years	
Corresponding time to reach L/S 10 (sand) in landfill pre-covering layer	64	years	
Distance from MSWI BA production site to road	20	km	
Distance from crushed rock production site to road	20	km	
Distance from production site of geofabric and geosynthetic clay liner	1225	km	www.viamichelin.com
MSWI BA road: Amount of water that is contact with the MSWI BA per year	0,02	tonne water/ tonne MSWI BA	All material assumed to have contact with the infiltrated water
MSWI BA road: Time to reach L/S 2 for sub base with MSWI BA	99,2	years	
MSWI BA road: Time to reach L/S 10 or sub base with MSWI BA	496	years	
MSWI BA road: Amount of water that is in contact with the crushed rock in base course per year	5,0E-02	years	Assumed that all water that infiltrates will reach the material
MSWI BA road: time to reach L/S 2 for base course with crushed rock	4,0E+01	years	
MSWI BA road: time to reach L/S 10 base course with crushed rock	2,0E+02	years	
Crushed rock road: Amount of water that is contact with the crushed rock per year	1,38E-02	tonne water/ tonne crushed rock	Assumed that all water that infiltrates will reach the material
Crushed rock road: time to reach L/S 2	1,5E+02	years	
Crushed rock road: time to reach L/S 10	7,3E+02	years	

1.2.1 Dimensions for the case study 1

Data	Value	Unit
Use of MSWI-bottom ash	1	tonne
Factor for amount of MSWI BA left after sifting 1 tonne	0,8	tonnes
Volume drainage layer on a landfill that can be produced per tonne MSWI BA	0,571428571	m ³
Area of drainage layer	5,714285714	m ²
Use of geofabric, drainage layer	1,714285714	kg/unit drainage layer
Use of sand for drainage layer	0,914285714	tonnes sand/unit drainage layer
Use of soil for vegetation layer in landfill	0,0756	tonnes/tonne disposed MSWI BA
Use of excavated soil for surface layer in landfill	0,023666667	tonnes/tonne disposed MSWI BA
Use of sand for drainage layer per tonne disposed ash	0,005333333	tonnes/tonne disposed MSWI BA
Use of clay for barrier layer	4,285714286	tonnes/unit drainage layer
Use of geofabric barrier layer (in geosynthetic clay liner)	1,257142857	kg/unit drainage layer
Use of bentonite, barrier layer (in geosynthetic clay liner)	26,28571429	kg/unit drainage layer
Use of sand for pre-covering layer per tonne disposed ash	0,010666667	tonnes/tonne disposed MSWI BA
Length of road that can be produced per tonne MSWI BA	0,153609831	m
Use of crushed rock for MSWI BA road	0,322580645	tonnes
Use of crushed rock for crushed rock road	1,172043011	tonnes / unit road
Use of geofabric, barrier layer (in geosynthetic clay liner) per tonne disposed MSWI BA	0,003666667	kg/tonne disposed MSWI-BA
Use of bentonite, barrier layer (in geosynthetic clay liner) per tonne disposed MSWI BA	0,153333333	kg/tonne disposed MSWI-BA

1.2.2 Energy use for case study 1

Activity	Value	Unit	Oil (MJ)	Bio fuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)
Production of drainage material from MSWI-BA									
Use of diesel during loading of sifted MSWI-BA, alt A	0,8196	MJ/tonne MSWI BA	0,983						
Use of diesel during loading of sifted MSWI-BA, alt B	0,9829	MJ/tonne MSWI BA	1,081						
Use of geofabric	1,714	kg /tonnes MSWI BA	19,23	0,32	0,032	19,059	0,067	11,52	3,384
Transport of MSWI BA from production site to landfill (truck maxload 35 tonnes)									
Diesel use, transport of MSWI-BA	79,426	MJ/tonne MSWI BA	87,369						
Diesel use, transport of geofabric	3,7908	MJ/tonne MSWI BA	4,1698						
Construction of drainage layer of MSWI BA									
Use of diesel by excavator	0,7187	MJ/tonnes MSWI BA	0,8625						
Production of drainage material from sand (per unit drainage layer produced with 1 tonne MSWI BA)									
Activity	Value	Unit	Oil (MJ)	Bio fuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)
Use of diesel for excavating sand with loading shovel (Volvo L180E) (includes loading)	0,8196	MJ/unit drainage layer	0,9836						
Transport of sand from production site to landfill (per unit drainage layer that may be produced with 1 tonne MSWI BA) (truck maxload 35 tonnes)									
Diesel use, transport of sand	9,902	MJ/unit drainage layer	10,89						
Construction of drainage layer of sand									
Use of diesel by excavator	0,7187	MJ/unit drainage layer	0,862						
Disposal of one tonne MSWI-bottom ash									
Diesel use during production of material to vegetation layer	0,0566	MJ/tonne MSWI BA disposed	0,068						
Use of diesel during construction of vegetation layer	0,0566	MJ/tonne MSWI BA disposed	0,0679						
Diesel use for transport of soil to vegetation layer	2,729	MJ/tonne MSWI BA disposed	3,0023						
Diesel use for construction of surface layer	0,021	MJ/tonne disposed	0,025						

		MSWI BA							
Diesel use for production of sand to drainage layer	0,0048	MJ/tonne disposed MSWI BA	0,0057						
Diesel use for construction of drainage layer	0,0042	MJ/tonne disposed MSWI BA	0,0050						
Use of diesel for transport of sand for drainage layer	0,0578	MJ/ disposed MSWI BA	0,0635						
Use of diesel for production of material to pre-covering layer	0,00956	MJ/tonne disposed MSWI BA	0,011475						
Use of diesel for construction of pre-covering layer	0,008	MJ/tonne disposed MSWI BA	0,01						
Transport of sand for pre-covering layer	0,1155	MJ/tonne disposed MSWI BA	0,127						
Use of NaOH for cleaning of leachate water in 20 years	0,006	kg NaOH/tonne disposed MSWI BA	0,0009	0,0005	4,9E-05	0,0004	0,0001	0,0173	0,005
Use of PIX-111 (iron chloride) for cleaning of leachate water in 20 years	0,0136	kg PIX-111 /tonne disposed MSWI BA	0,0018	3E-05	2,7E-06	2,4E-05	0,0038	0,0009	0,0003
Production of crushed rock to MSWI BA road									
Use of diesel	5,48	MJ/unit road	6,03						
Use of electricity	6,8354	MJ/unit road	0,437	0,3076	0,0308	0,2734	0,0636	10,937	3,2127
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt A	3E-01	MJ/unit road	3,43E-01						
Activity	Value	Unit	Oil (MJ)	Bio fuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt B	0,597	MJ/unit road	0,7168						
Transport of MSWI BA from production site to road (maxload 35 tonnes)									
Diesel use	36,10	MJ/tonne MSWI BA	39,713						
Construction of road of MSWI ash									
Use of diesel for construction of sub base layer	2,33999064	MJ/tonne MSWI BA	2,5739						
Use of diesel for construction of base course layer	0,9435	MJ/unit road	1,0379						
Production of crushed rock to road with crushed rock									
Use of diesel	19,911	MJ/unit road	21,902						

Use of electricity	24,83	MJ/unit road	1,589	1,1176	0,111	0,9934	0,23	39,73	11,67
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt A	1,04	MJ/unit road	1,14						
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt B	2,17	MJ/unit road	2,39						
Transport of crushed rock from production site to road	36,1	MJ/tonne MSWI BA	39,713						
Use of diesel for road construction	3,4282	MJ/unit road	3,771						

1.2.3 Emissions to air for case study 1

Activity	SO2 (g) (air)	CO2 (g) (air)	NOx (g) (air)	CO (g) (air)	HC (g) (air)	CH4 (g) (air)	N2O (g) (air)	VOC (g) (air)	H2S (g) (air)	PAH (g) (air)	Particles (g) (air)
Production of drainage material from MSWI-BA											
Use of diesel during loading of sifted MSWI-BA, alt A	0,0426	68,03	0,585	0,0698	0,0487	4,1E-05	0,0013				0,023
Use of diesel during loading of sifted MSWI-BA, alt B	0,0373	77,65	0,70	0,08	0,0505	4,91-05	0,0016				0,02799
Use of geofabric	0,048	27,36	0,066	0,015		0,001	0,003	0,01			0,000504
Transport of MSWI BA from production site to landfill (truck maxload 35 tonnes)											
Diesel use, transport of MSWI-BA	3,0182	6274,7	47,98	7,953	3,05	0,00397	0,127				0,832
Diesel use , transport of geofabric	0,144	299,47	2,29	0,3796	0,1456	0,00019	0,006				0,0397
Construction of drainage layer of MSWI BA											
Use of diesel by excavator	0,037	59,65	0,513	0,061	0,04	3,6E-05	0,0011				0,02
Production of drainage material from sand (per unit drainage layer produced with 1 tonne MSWI BA)											
Use of diesel for excavating sand with loading shovel (Volvo L180E) (includes loading)	0,04269	68,03	0,585	0,0698	0,0487	4,1E-05	0,0013				0,023
Transport of sand from production site to landfill (per unit drainage layer that may be produced with 1 tonne MSWI BA) (truck maxload 35 tonnes)											
Diesel use, transport of sand	0,376	782,3	5,98	0,99	0,380	0,0005	0,0158				

											0,0104
Construction of drainage layer of sand											
Use of diesel by excavator	0,03737	59,653	0,513	0,061	0,04	3,59E-05	0,0011				0,02
Disposal of one tonne MSWI-bottom ash											
Diesel use during production of vegetation layer	0,0029	4,6977	0,0404	0,0048	0,003	2,84E-06	0,0001				0,0016
Use of diesel during construction of vegetation layer	0,0029	4,698	0,0404	0,0048	0,003	2,8E-06	0,0001				0,0016
Diesel use for transport of soil for construction of vegetation layer	215,6	1,6488	0,273	0,1048	0,0001	0,004	215,62				0,0286
Diesel use for construction of surface layer	0,001	1,7	0,01	0,00178	0,0012	1,0E-06	0,00003				0,0006
Diesel use for production of sand for drainage layer	0,0002	0,39684	0,0034	0,0004	0,00028	2,39E-07	0,000008				0,0001
Diesel use for construction of drainage layer	0,0002	0,35	0,00299	0,00036	0,0002	2,0E-07	0,000007				0,00012
Use of diesel for transport of sand for drainage layer	0,002	4,56	0,03	0,0058	0,0022	2,89E-06	9,2E-05				0,0006
Use of diesel during production of material to pre-covering layer	0,0005	0,79	0,0068	0,0008	0,0006	4,78E-07	0,00002				0,00027
	SO2 (g) (air)	CO2 (g) (air)	NOx (g) (air)	CO (g) (air)	HC (g) (air)	CH4 (g) (air)	N2O (g) (air)	VOC (g) (air)	H2S (g) (air)	PAH (g) (air)	Particles (g) (air)
Diesel use for construction of pre-covering layer	0,0004	0,696	0,00599	0,0007	0,0005	4,2E-07	0,00001				0,0002
Transport of sand to landfill for pre-covering layer	0,004	9,1268	0,06979	0,01	0,0044	5,8E-06	0,0002				0,001
Use of NaOH for cleaning of leachate water in 20 years	8,1E-05	0,058	0,00025	4,1E-05	1,09E-05	1,5E-06	4,895E-06	1,2E-05			6,759E-06
Use of PIX-111 (iron chloride) for cleaning of leachate water in 20 years	3,97E-06	0,002	5,45E-06	1,2E-06	0	8,3E-08	2,5E-07	6,5E-07			4,1E-08
MSWI BA road											
Use of diesel, production of crushed rock	2,08E-01	4,3E+02	3,9E+00	4,7E-01	2,8E-01	2,7E-04	8,8E-03				1,6E-01
Use of electricity, production of crushed rock	0,05	25,97	0,06	0,01		0,00096	0,00287	0,0075			0,0005
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt A	1,49E-02	237	2,04E-01	2,4E-02	1,70E-02	1,43E-05	4,57E-04				8,1E-03
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt B	0,031	49,58	0,43	0,051	0,035	2,99E-05	0,001				0,017

Diesel use, transport of MSWI BA from production site	1,37	2852,1	21,8	3,6	1,386	0,0018	0,058			0,378
Use of diesel for construction of sub base layer	0,0889	184,88	1,67	0,199	0,120	0,0001	0,0037			0,0666
Use of diesel for construction of base course layer	0,036	74,54	0,674	0,08	0,048	4,7E-05	0,0015			0,02687
Crushed rock road										
Use of diesel, production of crushed rock	0,7566	1572,98	14,2	1,695	1,023	0,000996	0,03			0,567
Use of electricity, production of crushed rock	0,166	94,375	0,228	0,05		0,003	0,010	0,027		0,0017
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt A	3,9E-02	8,2E+01	7,4E-01	8,8E-02	5,3E-02	5,2E-05	1,66E-03			2,96E-02
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt B	8,3E-02	1,7E+02	1,55	1,85E-01	1,1E-01	1,09E-04	3,5E-03			6,18E-02
Transport of crushed rock from production site to road	1,37	2852,1	21,8	3,61	1,386	0,0018	0,0578			0,378
Use of diesel for road construction	0,13	270,8	2,448	0,29	0,176	0,00017	0,005			0,098

1.2.4 Emissions to water for case study 1

Use and maintenance of drainage layer of MSWI-BA	As (g) (aq)	Hg (g) (aq)	Cd (g) (aq)	Cr (g) (aq)	Cu (g) (aq)	Ni (g) (aq)	Pb (g) (aq)	Zn (g) (aq)
Leachate from drainage layer MSWI-BA, 100 yr (based on L/S 2)	0,40	0	0,128	1,04	141,0	2,059	0,523	3,961
Leachate from drainage layer MSWI-BA, 100yr (based on L/S 10)	0,12	0	0,04	0,476	42,50	0,78	0,30	1,782
Leachate from drainage layer MSWI-BA, 50yr (based on L/S 2)	0,20	0	0,06	0,52	70,50	1,0	0,26	1,98
Leachate from drainage layer MSWI-BA, 50 yr (based on L/S 10)	0,06	0	0,02	0,2379	21,25	0,39	0,15	0,891
Leachate from drainage layer MSWI-BA, infinity	0,33	0	2,78	1,75	868,8	55,04	165,6	1412,8
Use and maintenance of drainage layer of sand								
Leachate from drainage layer sand, 100 yr (based on L/S 2)	0,349	0	0,01	0,23	0	0,23	0,23	2,3
Leachate from drainage layer sand, 100 yr (based on L/S 10)	0,349	0	0,01	0,23	0	0,23	0,23	2,3
Leachate from drainage layer sand, 50 yr (based on L/S 2)	0,17	0	0,0058	0,116	0	0,116	0,116	1,16
Leachate from drainage layer sand, 50 yr (based on L/S 10)	0,17	0	0,0058	0,116	0	0,116	0,116	1,16
Leachate from drainage layer sand, infinity	1,54	0	0,02	0,197	0,42	1,097	0,8	4,75
Use and maintenance of drainage layer (disposal of ash)								
Leachate from drainage layer sand, 100 yr (based on L/S 2)	0,002	0	6,79E-05	0,001	0	0,001	0,001	0,01
Leachate from drainage layer sand, 100 yr (based on L/S 10)	0,0016	0	5,43E-05	0,001	0	0,001	0,001	0,01
Leachate from drainage layer sand, 50 yr (based on L/S 2)	0,0006	0	2,0E-05	0,0004	0	0,0004	0,0004	0,004
Leachate from drainage layer sand, 50 yr (based on L/S 10)	0,0006	0	2,0E-05	0,0004	0	0,0004	0,0004	0,004
Leachate from drainage layer sand, infinity								

Use and maintenance of pre-covering layer								
Leachate from pre-covering layer, 100 yr (based on L/S 2)	0,0004	0	1,3E-05	0,000267	0	0,000267	0,00027	0,0027
Leachate from pre-covering layer sand, 100 yr (based on L/S 10)	0,0004	0	1,3E-05	0,000267	0	0,000267	0,00027	0,0027
Leachate from pre-covering layer sand, 50 yr (based on L/S 2)	0,0002	0	0,000005	0,0001	0	0,0001	0,0001	0,001
Leachate from pre-covering layer sand, 50 yr (based on L/S 10)	0,0002	0	0,000005	0,0001	0	0,0001	0,0001	0,001
Leachate from pre-covering layer sand, infinity	0,01797	0	0,000267	0,002	0,004907	0,01	0,00987	0,055
Use and maintenance of the landfill								
Leachate from MSWI-BA in landfill,100yr (based on L/S2)	0,00046	0	0,0001	0,001	0,16	0,002	0,0006	0,00454
Leachate from MSWI-BA in landfill, 100 yr (based on L/S 10)	0,00046	0	0,0001	0,001	0,16	0,002	0,0006	0,00454
Leachate from MSWI-BA in landfill, 50 yr (based on L/S 2)	0,00017	0	0,000055	0,0004	0,06	0,000885	0,0002	0,0017
Leachate from MSWI-BA in landfill, 50 yr (based on L/S 10)	5,45E-05	0	0,000018	0,000205	0,018267	0,0003	0,0001305	0,000766
Leachate from MSWI-BA in landfill, infinity	0,4	0	3,48	2,19	1086	68,8	207	1766
Use and maintenance of MSWI BA road								
Leachate from sub base with MSWI-ash, 100yr (based on L/S 2)	0,005568	0	0,001774	0,014435	1,954758	0,028548	0,007258	0,054919
Leachate from sub base with MSWI-ash, 100yr (based on L/S 10)	0,001759	0	0,000581	0,006597	0,589258	0,010823	0,0042	0,0247
Leachate from sub base with MSWI-ash, 50yr (based on L/S 2)	0,002784	0	0,000887	0,007218	0,977379	0,014274	0,0036	0,027
Leachate from sub base with MSWI-ash, 50yr (based on L/S 10)	0,000879	0	0,00029	0,003298	0,294629	0,005411	0,0021	0,01235
	As (g) (aq)	Hg (g) (aq)	Cd (g) (aq)	Cr (g) (aq)	Cu (g) (aq)	Ni (g) (aq)	Pb (g) (aq)	Zn (g) (aq)
Leachate from sub base with MSWI-ash, infinity	0,33408	0	2,784	1,752	868,8	55,04	165,6	1412,8
Leachate from base course with crushed rock, 100 yr (based on L/S 2)	6,27E-03	0,00E+00	1,94E-04	8,06E-04	8,90E-03	4,37E-03	5,08E-04	5,24E-03
Leachate from base course with crushed rock, 50 yr (based on L/S 2)	3,14E-03	0,00E+00	9,68E-05	4,03E-04	4,45E-03	2,19E-03	2,54E-04	2,62E-03
Leachate from base course with crushed rock, infinity	6,13E-02	0,00E+00	1,29E-02	9,35E-02	5,16E-02	4,84E-01	1,13E-01	9,03E-01
Use and maintenance of crushed rock road								
Leachate from sub base and base course with crushed rock, 100 yr (based on L/S 2)	0,02	0	0,0007	0,002	0,03	0,01588	0,0018	0,0190
Leachate from sub base and base course with crushed rock, 50 yr (based on L/S 2)	0,011	0	0,00035	0,001	0,016	0,0079	0,00092	0,0095
Leachate from sub base and base course with crushed rock, infinity	0,22	0	0,04688	0,33989	0,1875	1,758	0,4102	3,2817

1.3 Calculations for case study 2

Calculations for case study 2		Unit
Use of bottom-ash for drainage layer per tonne fly-ash	1,166667	tonne/tonn fly-ash
Distance from fly-ash production to desposal	10	km
Distance from fly-ash production to landfill	55	km

Distance from sludge production to landfill	55	km
Volume of barrier layer on a landfill that can be produced per tonne fly-ash	5,813953	m ³ /tonne fly-ash
Area of barrier layer	11,62791	m ² /tonne fly-ash
Use of geofabric barrier layer (in geosynthetic clay liner)	2,55814	kg/tonne fly-ash
Use of bentonite, barrier layer(in geosynthetic clay liner)	53,48837	kg/tonne fly-ash
Distance from production site of geofabric and geosynthetic clay liner	1225	km
Amount of water that is contact with the sand in pre-covering layer	0,2545	tonne water/tonne fly-ash
Corresponding time to reach L/S 2 (sand) in landfill pre-covering layer	7,858546	years
Corresponding time to reach L/S 10 (sand) in landfill pre-covering layer	39,29273	years
Amount of water that is contact with the fly-ash in pre-covering layer	0,370182	tonne water/tonne fly-ash
Corresponding time to reach L/S 2 (fly-ash) in landfill precovering layer	5,40275	years
Corresponding time to reach L/S 10(flyash) in landfill pre-covering layer	27,01375	years
Amount of water that is in contact with the bottomash in drainage layer	0,727143	tonne water/tonne fly-ash
Corresponding time to reach L/S 2 (bottom-ash) in landfill drainage layer	2,750491	years
Corresponding time to reach L/S 10(bottom-ash) in landfill drainage layer	13,75246	years
Amount of water that is in contact with the sand in drainage layer	0,63625	tonne water/tonne fly-ash
Corresponding time to reach L/S 2 (sand) in landfill drainage layer	3,143418	years
Corresponding time to reach L/S 10(sand) in landfill drainage layer	15,71709	years
Amount of water through the landfill (per år)(Dragmossen)	5	l/m ² , år
Amount water through the lanfill (100 years)	5813,953	l/tonne fly-ash and 100 year
Dimensions for fly-ash road		
Sub base (fly-ash)	0,4	m
Base course (fly-ash)	0,05	m
Surface layer (fly-ash)	0,1	m
Sub base	0,15	m
Base course	0,1	m
Surface layer	0,05	m
Road width	3	m

Amount ash-crushed rock per tonne fly-ash	2	tonne/ tonne fly-ash
Use of crushed rock for fly-ash road, subbase	1	tonne crushed rock/tonne fly-ash
Use of crushed rock for fly-ash road, base course	0,251479	tonne/tonne fly-ash
Use of crushed rock for fly-ash road, surface layer	0,502959	tonne/tonne fly-ash
Use of crushed rock for road (all layers)	1,508876	tonne/tonne fly-ash
Distance from production of fly-ash to road	20	km
Distance from production of crushed rock to road	20	km
Area of road with fly-ash	2,95858	m ² /tonne fly-ash
Fly-ash road: Amount of water that is contact with the fly-ash per year (assumed that all water that infiltrates will reach the material)	0,178571	tonne water/tonne fly-ash
Fly-ash road: Amount of water that is contact with the crossed rock per year (assumed that all water that infiltrates will reach the material)	0,176471	tonne water/tonne crushed rock
Fly-ash road: Amount of water that is contact with the crossed rock per year (assumed that all water that infiltrates will reach the material)	0,235294	tonne water/tonne crushed rock
Crushed rock road: Amount of water that is contact with the crossed rock per year (assumed that all water that infiltrates will reach the material)	0,117647	tonne water/tonne crushed rock
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 2 in subbase (fly-ash)	11,2	years
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 10 in subbase (fly-ash)	56	years
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 2 in subbase (crossed rock)	11,33333	years
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 10 in subbase (crossed rock)	56,66667	years
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 2 in base course and surface layer (crossed rock)	8,5	years
Fly-ash road: Correspondning time to reach L/S 10 in base course and syrface layer (crossed rock)	42,5	years
Crushed rock road: Correspondning time to reach L/S 2 (all layers) (crossed rock)	17	years
Crushed rock road: Correspondning time to reach L/S 10 (all layers) (crossed rock)	85	years

1.3.1 Resources use for disposal of fly-ash, case study 2

Activity	Unit	Oil (MJ)	Biofuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)	Iron (g)	Crude oil (g)	Water (g)	NaCl (g)
Disposal of one tonne fly-ash												
Use of fly-ash	1 tonne											
Vegetation layer												

<i>Production of material to vegetation (soil) layer</i>												
Use of soil	0,09	tonnes/tonne desposed ash										
Disel use	0,067379	MJ/tonne desposed ash	0,080855357									
<i>Construction of vegation (soil) layer</i>												
Use of diesel during construction of vegetationlayer, excavator (Volvo EC240)	0,067379	MJ/tonne desposed ash	0,080855357									
<i>Transport of soil (for counstruction of vegetation layer)</i>												
Disel use	3,249257	MJ/tonne desposed material	3,574182857									
Surface layer												
<i>Production of materal to surface layer</i>												
Use of schaktmassor	0,028175	tonnes/tonne desposed ash										
<i>Construction of surface layer</i>												
Disel use during construction of surface layer, excavator (volvo EC	0,024955	MJ/tonne desposed ash	0,029946429									
<i>Drainage layer- sand</i>												
<i>Production of materal to drainage layer</i>												
Use of sand	0,006349	tonnes/tonne desposed ash										
Use of diesel	0,005692	MJ/tonne desposed ash	0,006830357									
<i>Counstruction of drainage layer</i>												

Use of diesel	0,005692	MJ/tonne desposed ash	0,006 83035 7															
Transport of sand to landfill for drainage layer (lorry maxload 35 tonnes)																		
Use of diesel	0,068767	MJ/ desposed ash	0,075 64408 2															
Pre-covering layer- sand																		
<i>Production of material to drainage layer</i>																		
Use of sand, pre-covering layer	0,012698	tonnes/tonne deposit ash																
Use of diesel	0,011384	MJ/tonne desposed ash	0,01 3660 714															
<i>Counstruction of pre-covering layer</i>																		
Use of diesel	0,009982	MJ/tonne desposed ash	0,01 1978 571															
<i>Transport of sand to landfill for pre-covering layer (lorry maxload 35 tonnes)</i>																		
Use of diesel	0,137535	MJ/tonne desposed ash	0,15 1288 163															
Production of fly-ash to landfill																		
Use of diesel for loading shovel	1,303977	MJ/tonne fly- ash	1,56 4772 727															
Transport of fly-ash to landfill																		
Use of diesel	18,05143	MJ/tonne fly- ash	19,8 5657 143															
Use and maintenance of the landfill																		

Use of NaOH for cleaning of leachate water in 20 years (obs ej beräknat på att andra material finns i deponin)	0,090088	kg NaOH/tonne desposed ash	0,01 3518 663	0,0070 94	0,000 709	0,006 306	0,001 466	0,2522 47	0,0740 98		23,15 272	70,62 929	
Use of PIX-C (järnoxid) for cleaning of leachate water (assume clening in 20yr and that the value is for a landfill with all kind of wastes	0,198194	kg PIX-111 /tonne ash	0,02 6752 913	0,0003 88	3,88E -05	0,000 345	0,055 758	0,0137 9	0,0040 51				

1.3.2 Resources use for barrier layer with fly-ash, case study 2

			Oil (MJ)	Biofuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)	Iron (g)	Crude oil (g)	Water (g)	NaCl (g)
Production of fly-ash for FSA													
Use of diesel for excavating with loading shovel (Volvo L180E)	1,303977	MJ/tonne fly-ash	1,564 7727 27										
Production of sludge													
Use of diesel for excavating with loading shovel (Volvo L180E)	1,955966	MJ/tonne fly-ash	2,347 1590 91										
Production of barrier layer 0,5 m FSA-blandning													
Mixing with tvångsblanadare													
Use of diesel	25,04281	tonne/tonne fly-ash	27,54 7089 04										
Transport of fly-ash from production site to landfill													
Use of diesel	99,28286	MJ/tonne flyash	109,2 1114 29										
Transport of sludge from production site to landfill													
Use of diesel	148,9243	MJ/tonne fly-ash	163,8 1671 43										

Construction of barrier layer with FSA													
Use of FSA	2,5	tonne/tonne fly-ash											
Use of diesel	2,620313	MJ/tonne fly-ash	3,144 375										
Production of material to barrier layer													
Use of geotextil (production)	2,55814	kg/tonne fly-ash	28,69 9255 81	0,4834 88	0,048 349	28,44 14	0,099 921	17,190 7	5,0497 67		2813,9 53		
Use of bentonit(production)	53,48837	kg/tonne fly-ash	2,305 5433 67	0,7184 7	0,071 847	0,638 64	0,148 484	25,545 6	7,5040 21				
Transport of geosynthetic clay liners (lorry maxload 35 tonnes)													
Use of diesel	123,9357	MJ/tonne fly-ash	136,3 2921 63										

1.3.3 Resources use for fly-ash road, case study 2

			Oil (MJ)	Biofuel (MJ)	Peat (MJ)	Coal (MJ)	Natural gas (MJ)	Uranium (MJ)	Water power (MJ)	Iron (g)	Crude oil (g)	Water (g)	NaCl (g)
Production of crushed rock to fly-ash road													
Use of crushed rock	1,754438	tonne/tonne fly-ash											
Use of diesel	29,80509	MJ/tonne fly-ash	32,78560154										
Use of electricity	37,17654	MJ/tonne fly-ash	2,379298462	1,672944	0,167294	1,487062	0,345742	59,48246	17,47297				
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt A	1,480307	MJ/tonne fly-ash	1,776368343										
Transport of fly-ash from production site to road (maxload 35 tonnes)													

Diesel use	36,10286	MJ/tonne fly-ash	39,71314286																
Construction of road of fly-ash																			
Use of diesel for construction of sub base layer endast utläggning	0,84375	MJ/tonne fly-ash	1,0125																
Use of diesel for construction of base course layer, utläggning	0,212186	MJ/tonne fly-ash	0,445589867																
Use of diesel for construction of base course layer, vältning	1,575416	MJ/tonne fly-ash	1,732957308																
Use of diesel for construction of surface layer, utläggning	0,424371	MJ/tonne fly-ash	0,509245562																
Use of diesel for construction of surface layer, vältning	1,575416	MJ/tonne fly-ash	1,732957308																
Production of crushed rock to road with crushed rock																			
Use of crushed rock	1,508876	tonne /tonne fly-ash																	
Use of diesel	25,63338	MJ/tonne flyash	28,19672308																
Use of electricity	31,97308	MJ/tonne flyash	2,046276923	1,438788	0,143879	1,278923	0,29735	51,15692	15,02735										
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt A	1,273114	MJ/tonne fly-ash	1,527736686																
Transport of crushed rock from production site to road (maxload 35 tonnes)																			
Diesel use	54,47473	MJ/tonne fly-ash	59,9221978																
Construction of road with crushed rock																			
Use of diesel for road construction utläggning	1,273114	MJ/tonne fly-ash	1,527736686																
Use of diesel for road construction vältning	4,726247	MJ/tonne fly-ash	5,198871925																

1.3.4 Disposal of fly-ash, emissions to air, case study 2

Activity	Unit	SO2	CO2 (g)	Nox	CO	HC	CH4 (g)	N2O (g)	NMV	VOC	H2S	PAH	Partic
----------	------	-----	---------	-----	----	----	---------	---------	-----	-----	-----	-----	--------

			(g) (air)	(air)	(g) (air)	(g) (air)	(g) (air)	(air)	(air)	OC (g) (air)	(g) (air)	(g) (air)	(g) (air)	les (g) (air)
Disposal of one tonne fly-ash														
Use of fly-ash	1	tonne												
Vegetation layer														
<i>Production of material to vegetation (soil) layer</i>														
Use of soil	0,09	tonnes/tonne desposed ash												
Disel use	0,067379	MJ/tonne desposed ash	0,003 504	5,5924 96	0,048 116	0,005 736	0,004 002	3,37E- 06	0,0001 08					0,001 919
<i>Construction of vegation (soil) layer</i>														
Use of diesel during construction of vegetationlayer, excavator (Volvo EC240)	0,067379	MJ/tonne desposed ash	0,003 504	5,5924 96	0,048 116	0,005 736	0,004 002	3,37E- 06	0,0001 08					0,001 919
Transport of soil (for counstruction of vegetation layer)														
Diesel use	3,249257	MJ/tonne desposed material	0,123 472	256,69 13	1,962 876	0,325 348	0,124 771	0,0001 62	0,0051 99					0,034 052
Production of material to surface layer														
Use of schaktmassor	0,028175	tonnes/tonne desposed ash												
Construction of surface layer														
Diesel use during construction of surface layer, excavator (volvo EC	0,024955	MJ/tonne desposed ash	0,001 298	2,0712 95	0,017 821	0,002 124	0,001 482	1,25E- 06	3,99E- 05					0,000 711
Drainage layer- sand														
<i>Production of materal to drainage layer</i>														
Use of sand	0,006349	tonnes/tonne desposed ash												

Use of diesel	0,005692	MJ/tonne desposed ash	0,000 296	0,4724 33	0,004 065	0,000 485	0,000 338	2,85E-07	9,11E-06					0,000 162
<i>Counstruction of drainage layer</i>														
Use of diesel	0,005692	MJ/tonne desposed ash	0,000 296	0,4724 33	0,004 065	0,000 485	0,000 338	2,85E-07	9,11E-06					0,000 162
Transport of sand to landfill for drainage layer (lorry maxload 35 tonnes)														
Use of diesel	0,068767	MJ/ desposed ash	0,002 613	5,4326 2	0,041 542	0,006 886	0,002 641	3,44E-06	0,0001 1					0,000 721
Pre-covering layer- sand														
<i>Production of material to drainage layer</i>														
Use of sand, pre-covering layer	0,012698	tonnes/tonne deposit ash												
Use of diesel	0,011384	MJ/tonne desposed ash	0,000 592	0,9448 66	0,008 129	0,000 969	0,000 676	5,69E-07	1,82E-05					0,000 324
<i>Counstruction of pre-covering layer</i>														
Use of diesel	0,009982	MJ/tonne desposed ash	0,000 519	0,8285 18	0,007 128	0,000 85	0,000 593	4,99E-07	1,6E-05					0,000 284
<i>Transport of sand to landfill for pre-covering layer (lorry maxload 35 tonnes)</i>														
Use of diesel	0,137535	MJ/tonne desposed ash	0,005 226	10,865 24	0,083 085	0,013 771	0,005 281	6,88E-06	0,0002 2					0,001 441
Production of fly-ash to landfill														
Use of diesel for loading shovel	1,303977	MJ/tonne fly-ash	0,049 551	103,01 42	0,931 17	0,111 008	0,067 024	6,52E-05	0,0020 86					0,037 137
Transport of fly-ash to landfill														
Use of diesel	18,05143	MJ/tonne fly-ash	0,685 954	1426,0 63	10,90 487	1,807 49	0,693 175	0,0009 03	0,0288 82					0,189 179
Use and maintenance of the landfill														
Use of NaOH for cleaning of leachate water in 20 years (obs ej beräknat på att andra material finns i deponin)	0,090088	kg NaOH/tonne desposed ash	0,001 175	0,8453 35	0,003 664	0,000 596	0,000 159	2,22E-05	7,12E-05	0,000 173				9,83E -05

Use of PIX-C (järnoxid) for cleaning of leachate water (assume ckening in 20yr and that the value is for a landfill with all kind of wastes	0,198194	kg PIX-111 /tonne ash	5,77E-05	0,032752	7,93E-05	1,81E-05		1,21E-06	3,62E-06		9,48E-06			6,03E-07
---	----------	-----------------------	----------	----------	----------	----------	--	----------	----------	--	----------	--	--	----------

1.3.5 Barrierlayer with fly-ash, emissions to air, case study 2

			SO2 (g) (air)	CO2 (g) (air)	Nox (g) (air)	CO (g) (air)	HC (g) (air)	CH4 (g) (air)	N2O (g) (air)	NM VOC (g) (air)	VOC (g) (air)	H2S (g) (air)	PAH (g) (air)	Particles (g) (air)
Production of fly-ash for FSA														
Use of diesel for excavating with loading shovel (Volvo L180E)	1,303977	MJ/tonne fly-ash	0,049551	103,0142	0,93117	0,111008	0,067024	6,52E-05	0,002086					0,037137
Production of sludge														
Use of diesel for excavating with loading shovel (Volvo L180E)	1,955966	MJ/tonne fly-ash	0,074327	154,5213	1,396755	0,166511	0,100537	9,78E-05	0,00313					0,055706
Production of barrier layer 0,5 m FSA-blandning														
Mixing with tvångsblanadare														
Use of diesel	25,04281	tonne/tonne fly-ash	0,951627	1978,382	17,88307	2,131894	1,2872	0,001252	0,040068					0,713219
Transport of fly-ash from production site to landfill														
Use of diesel	99,28286	MJ/tonne flyash	3,772749	7843,346	59,97677	9,941192	3,812462	0,004964	0,158853					1,040484
Transport of sludge from production site to landfill														
Use of diesel	148,9243	MJ/tonne fly-ash	5,659123	11765,02	89,96516	14,91179	5,718693	0,007446	0,238279					1,560727
Construction of barrier layer with FSA														
Use of FSA	2,5	tonne/tonne fly-ash												
Use of diesel	2,620313	MJ/tonne fly-ash	0,099572	207,0047	1,871165	0,223067	0,134684	0,000131	0,004193					0,074627
Production of material to barrier layer														

Use of geotextil (production)	2,55814	kg/tonne fly-ash	0,071986	40,82791	0,098847	0,022563		0,001504	0,004513		0,011819			0,000752
Use of bentonit(production)	53,48837	kg/tonne fly-ash	0,137781	156,9498	1,058328	0,142645	0,0552	0,002299	0,00876		0,017563			0,037062
Transport of geosynthetic clay liners (lorry maxload 35 tonnes)														
Use of diesel	123,9357	MJ/tonne fly-ash	4,709555	9790,916	74,86953	12,40968	4,759129	0,006197	0,198297					1,298846

1.3.6 Fly-ash road, emissions to air, case study 2

			SO2 (g) (air)	CO2 (g) (air)	Nox (g) (air)	CO (g) (air)	HC (g) (air)	CH4 (g) (air)	N2O (g) (air)	NMVO C (g) (air)	VOC (g) (air)	H2S (g) (air)	PAH (g) (air)	Particles (g) (air)
Production of crushed rock to fly-ash road														
Use of crushed rock	1,754438	tonne/tonne fly-ash												
Use of diesel	29,80509	MJ/tonne fly-ash	1,132594	2354,602	21,28382	2,537308	1,531982	0,00149	0,047688					0,848849
Use of electricity	37,17654	MJ/tonne fly-ash	0,249083	141,2708	0,342024	0,078071		0,005205	0,015614		0,040894			0,002602
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), alt A	1,480307	MJ/tonne fly-ash	0,076976	122,8655	1,057087	0,126019	0,08793	7,4E-05	0,002368					0,042159
Transport of fly-ash from production site to road (maxload 35 tonnes)														
Diesel use	36,10286	MJ/tonne fly-ash	1,371909	2852,126	21,80974	3,614979	1,38635	0,001805	0,057765					0,378358
Construction of road of fly-ash														
Use of diesel for construction of sub base layer endast utläggning	0,84375	MJ/tonne fly-ash	0,043875	70,03125	0,602522	0,071828	0,050119	4,22E-05	0,00135					0,02403
Use of diesel for construction of base course layer, utläggning	0,212186	MJ/tonne fly-ash	0,008063	16,76267	0,151522	0,018063	0,010906	1,06E-05	0,000339					0,006043

Use of diesel for construction of base course layer, vältning	1,575416	MJ/tonne fly-ash	0,059866	124,4578	1,125004	0,134115	0,080976	7,88E-05	0,002521									0,044868
Use of diesel for construction of surface layer, utläggning	0,424371	MJ/tonne fly-ash	0,008063	16,76267	0,151522	0,018063	0,010906	1,06E-05	0,000339									0,000339
Use of diesel for construction of surface layer, vältning	1,575416	MJ/tonne fly-ash	0,059866	124,4578	1,125004	0,134115	0,080976	7,88E-05	0,002521									0,044868
Production of crushed rock to road with crushed rock																		
Use of crushed rock	1,508876	tonne /tonne fly-ash																
Use of diesel	25,63338	MJ/tonne flyash	0,974069	2025,037	18,3048	2,18217	1,317556	0,001282	0,041013									0,730039
Use of electricity	31,97308	MJ/tonne flyash	0,21422	121,4977	0,294152	0,067143		0,004476	0,013429		0,03517							0,002238
Use of diesel for loading crushed rock with loading shovel (Volvo L180E), Alt A	1,273114	MJ/tonne fly-ash	0,066202	105,6685	0,909131	0,10838	0,075623	6,37E-05	0,002037									0,036258
Transport of crushed rock from production site to road (maxload 35 tonnes)																		
Diesel use	54,47473	MJ/tonne fly-ash	2,07004	4303,503	32,90818	5,454554	2,091829	0,002724	0,08716									0,08716
Construction of road with crushed rock																		
Use of diesel for road construction utläggning	1,273114	MJ/tonne fly-ash	0,066202	105,6685	0,909131	0,10838	0,075623	6,37E-05	0,002037									0,036258
Use of diesel for road construction vältning	4,726247	MJ/tonne fly-ash	0,179597	373,3735	3,375013	0,402345	0,242929	0,000236	0,007562									0,134604

1.3.7 Emissions to water, case-study2

Activity	COD (g) (aq)	N-tot (g)	Oil (g) (aq)	Phenols (g)	Cl (g) (aq)	SO4 (g)	As (g) (aq)	Hg (g) (aq)	Cd (g) (aq)	Cr (g) (aq)	Cu (g)	Ni (g) (aq)	Pb (g)	Zn (g) (aq)	Mn	V	Mo
----------	--------------	-----------	--------------	-------------	-------------	---------	-------------	-------------	-------------	-------------	--------	-------------	--------	-------------	----	---	----

		(aq)		(aq)		(aq)					(aq)		(aq)		(g) (aq)	(g) (aq)	(g) (aq)
Desposal of fly-ash																	
Leachate from pre-covering layer, 100yr (based on L/S 2)						0,046 875		0,0015 63	0,031 25		0,031 25	0,031 25	0,312 5	0,281 25	0,078 125	0,156 25	
Leachate from pre-covering layer sand, 100yr (based on L/S 10)						0,381 75		0,0127 25	0,254 5		0,254 5	0,254 5	2,545	1,450 65	0,636 25	1,272 5	
Leachate from pre-covering layer, 100yr (based on L/S 2)						0,046 875		0,0015 63	0,031 25		0,031 25	0,031 25	0,312 5	0,281 25	0,078 125	0,156 25	
Leachate from pre-covering layer sand, 100yr (based on L/S 10)						0,046 875		0,0015 63	0,031 25		0,031 25	0,031 25	0,312 5	0,178 125	0,078 125	0,156 25	
Leachate from fly-ash in landfill,100yr (based on L/S2)			0,0121 21	339,3 939	315,1 515	0,001 212	2,42E- 05	0,0002 42	0,045 333	0,003 515	0,000 606	0,012 97	0,001 212	0,000 242	0,000 21	0,143 03	
Leachate from fly-ash in landfill, 100 yr (based on L/S 10)			0,0136 97	126,3 03	123,1 515	0,001 212	2,42E- 05	9,7E-05	0,019 079	0,001 333	0,000 606	0,013 697	0,001 212	0,000 242	6,06E -05	0,067 152	
Barrier layer with fly-ash																	
Lechate from barrier layer with FSA g/tonne fly-ash						0,290 698		0,0581 4	0,058 14	6,802 326	0,237 209	0,290 698	0,167 442	0,029 07	0,113 372		
Road with fly-ash																	
Leachate from sub base with fly-ash, 100yr (based on L/S 2)			0,0892 86	2500	2321, 429	0,008 929	0,0001 79	0,0017 86	0,333 929	0,025 893	0,004 464	0,095 536	0,008 929	0,001 786	0,001 545	1,053 571	
Leachate from sub base with fly-ash, 100yr (based on L/S 10)			0,1008 93	930,3 571	907,1 429	0,008 929	0,0001 79	0,0007 14	0,140 536	0,009 821	0,004 464	0,100 893	0,008 929	0,001 786	0,000 446	0,494 643	
Leachate from sub base crossed rock 100yr (based on L/S 2)						0,068 647		0,0021 18	0,008 824	0,097 412	0,047 824	0,005 559	0,057 353				
Leachate from base course and surface layer with crushed rock, 100yr (based on L/S 2)						0,091 529		0,0028 24	0,011 765	0,129 882	0,063 765	0,007 412	0,076 471				
Leachate from sub base, base course and						1,222		0,0377	0,157	1,735	0,851	0,099	1,021				

surface layer with crushed rock, 100yr (based on L/S 2)							79		21	171	167	866	018	611			
---	--	--	--	--	--	--	----	--	----	-----	-----	-----	-----	-----	--	--	--

1.4 Reference - appendix 1

Literature

Almemark, M, Carlsson, AS, Palm, A. (2003) Jämförande miljöbedömning av tre fällningskemikalier PIX-111, PIX-110 och PIX-118. Swedish Environmental Research Institute (IVL), (In Swedish).

Gustafsson, M., von Bahr, B., Carlson-Ekval, A., Johansson, P., Reuterhage, Å., Wallman, S. (2003) *Inledande laboratorieförsök, projekt AIS32, delrapport 1*. Swedish Agency for Innovation Systems (Vinnova), Göteborg.

Mroueh, U., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., (2001): *Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction*. Waste Management 21, 271-277.

Olsson, S., Kärrman, E., Gustafsson, J.P. (2004) *Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction*. Proceedings of the 19th International Conference on Solid Waste Technology and Management, March 21-24, 2004, Philadelphia, PA USA.

RVF (The Swedish Association of Waste Management). (2002) *Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall*. RVF 02:10, (In Swedish).

SGU (Geological Survey of Sweden). (2003) *Aggregates –production and resources 2002*. SGU 2003:4, Uppsala, (In Swedish, with an English summary).

Stripple, H. (2001) *Livscykelanalys av väg - En modellstudie för inventering*. Swedish Environmental Research Institute (IVL), Göteborg, (In Swedish with an English summary).

Svingby, M., Båtelsson, O. (1999) *LCA av lättfyllnadsmaterial för vägbankar*. National Road Administration, Vägverket1999:67, Borlänge, (In Swedish).

Tossavainen, M., Håkansson, K. (1999) *Reference data of leaching of natural materials and effects on its leaching properties of ageing*. Swedish Environmental Protection Agency, 1999: AFR-Report 254. Stockholm.

Uppsala Kommun VA-och Avfallskontoret. (2004) *Miljörapport 2003 – Hovgårdens avfallsanläggning*. Uppsala (In Swedish)

Wallén, E. (1999) *Livscykelanalys av dricksvatten – en studie av ett vattenverk i Göteborg*. Degree thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg, (In Swedish).

Internet

Naue Fasertechnik GmbH &Co. KG. (2003) *Fibre-reinforced geosynthetic clay liner*. Available: www.naue.com [2004, September 18]

Naue Fasertechnik GmbH &Co. KG. (2004) *Geotextiles for road construction Secutex GRK*. Available: www.naue.com [2004, September 18]

ViaMichelin. (No date): *Route planner*. Available: www.viamichelin.com

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk 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 ENERGI MYNDIGHET

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