



Miljöeffekter av alternativa system för behandling av hushållsavfall i Santiago, Chile – en jämförelse mellan deponering och förbränning med energiutvinning

Environmental impacts of Solid Waste Management, Region Metropolitana Santiago de Chile – A comparison between current system and incineration with energy recovery

Lisa Bengtsson
Hanna Paradis



Miljöeffekter av alternativa system för behandling av hushållsavfall i Santiago, Chile – en jämförelse mellan deponering och förbränning med energiutvinning

Environmental impacts of Solid Waste Management, Region Metropolitana Santiago de Chile – A comparison between current system and incineration with energy recovery

Lisa Bengtsson
Hanna Paradis

Abstract

This report was written by Lisa Bengtson and Hanna Paradis and describes the degree thesis “Environmental impacts of solid waste treatment in the Metropolitan Region, Santiago, Chile – a comparison between current system and incineration with energy recovery”. The purpose of this thesis was to investigate if incineration with energy recovery could be motivated through an environmental perspective as an alternative to landfilling of solid waste in Santiago, Chile. The study was performed with Life Cycle Analysis as a theoretical base.

In Santiago, situated in the thirteenth region of Chile, Región Metropolitana, lives 6,5 million inhabitants. The major part of the solid waste produced in the region is landfilled on three different sanitary controlled landfills situated outside the city center. In order to present different solutions to the present treatment, incentives have been taken to start a cooperation project between Chile and Sweden in which this report is a part.

After a short introduction to the project in Sweden the main part of the study was performed in Santiago. The inventory part of the study aimed to map the current system of solid waste management in Santiago and to find a suitable place to establish a pilot plant for waste incineration. A facility in the municipality of Quilicura was chosen and an incineration plant was dimensioned based on the energy need of the industry. In the study the environmental impacts of the industries’ current energy system plus the waste handling system was compared to the environmental performance of an alternative system with a waste incineration plant.

The results of this study show that the environmental impacts of the alternative system are lower for all the studied impact categories. The study also shows that, according to a rough economic analysis, the alternate system is profitable compared to energy production with fossil fuels. The quality of data in some areas is uncertain. In the categories of Acidification, Eutrophication and Air quality – dust, where the difference of the environmental performance between the systems are small, the results could be affected if different assumptions and data were chosen. The study also identifies that further investigation is needed about the local aspects of emissions referring to Santiago’s extreme geography and poor air quality.

Förord

Detta arbete är det sista momentet under vår utbildning till civilingenjörer inom Energisystemprogrammet vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Att få en möjlighet att göra sitt examensarbete utomlands är något som vi båda drömt om sedan vi började här i Uppsala. Att arbeta utanför Sverige har gett oss ovärderliga erfarenheter inför framtiden. Vi är mycket glada att vi tog chansen att åka till Chile även om uppgiften vissa gånger varit komplicerad, inte minst med tanke på att arbetet till mycket stor del utförts på spanska.

Vi vill rikta ett varmt tack till alla människor som gett oss ovärderlig hjälp på vägen och gjort detta arbete möjligt:

Vår handledare *Ronny Arnberg*, Borlänge Energi, en ständig källa till positivt tänkande och inspiration.

Vår ämnesgranskare *Per-Anders Hansson* för stöd angående upplägget av projektet.

Nicolas Audibert och hans medarbetare på svenska ambassaden i Santiago som bistått med information om Chile och förmedlat kontakter med de chilenska parterna i projektet.

Lars Fritz på ÅF och *Anders Åberg* på Borlänge Energi för ovärderlig teknisk rådgivning och funktion som bollplank.

Paula Lazcano på Ecueta Newen de Español för att ha tagit vår spanska till den nivå som krävdes för att klara av arbetet i Santiago.

Våra exjobbskamrater *Anna Risberg*, *Valeria Bracamonte* och *Renzo Valiente* för deras vänskap och sällskap.

Borlänge Energi, *IVL*, *Polyprojekt*, *Mercatus* och övriga medlemmar i nätverket *Swedish Environmental Technology* som bistått med ekonomiska medel.

Till sist vill tacka alla i Chile som delat med sig av sin kunskap och tid för att göra både vårt arbete och vår fritid i Santiago fantastisk.

Sammanfattning

I Santiago, som är beläget i Chiles trettonde region, Región Metropolitana, bor cirka 6,5 miljoner människor. Nästan allt hushållsavfall som produceras i regionen läggs på tre stora deponier belägna på platser en bit utanför stadskärnan. Det samarbetsprojekt mellan Sverige och Chile där detta arbete ingår som en del syftar till att hitta alternativa behandlingsmetoder för avfallet. Syftet med detta arbete var att utreda om avfallsförbränning med energiutvinning skulle kunna vara ett miljömässigt motiverat alternativ till deponering av avfall i Santiago, Chile. Studien genomfördes med livscykelanalys som teoretisk bas.

Efter en kort uppstart av projektet i Sverige med bland annat ett studiebesök hos Borlänge Energi så genomfördes största delen av arbetet med informationsinsamlingen på plats i Santiago. Genom studiebesök, intervjuer och litteraturstudier så kartlades Santiagos nuvarande system för behandling och omhändertagande av hushållsavfall. Samtidigt gjordes en översiktlig kartläggning över vilka industrier som är stora energiförbrukare och en industri valdes ut som lämplig för en eventuell pilotanläggning för avfallsförbränning. En förbränningsanläggning dimensionerades efter industrins värmebehov och ligger till grund för storleken på den funktionella enheten i rapporten. I studien så jämförs miljökonsekvenserna för industrins nuvarande energisystem plus systemet för den nuvarande avfallsbehandlingen med miljöpåverkan från den nya förbränningsanläggningen där både energiproduktion och avfallsbehandling slås ihop.

Denna rapport visar att det alternativa systemet har mindre miljöpåverkan för alla miljökategorierna som valts ut i studien. Datakvaliteten på vissa delar av informationen i rapporten är osäker och kompletterad med svenska värden. De miljökategorierna där skillnaden mellan systemen är så liten att resultatet lätt kan förändras är försurning, eutrofiering och luftkvalitet – stoft. Denna studie visar även att dessa typer av system enligt en grov kalkyl kan vara ekonomiskt lönsamma jämfört med förbränning av fossila bränslen.

Dock krävs ytterligare undersökningar för att mer specifikt bestämma lokal miljöpåverkan då Santiagos geografiska läge och svåra luftkvalitetsproblem är viktiga faktorer att betänka vid en investering.

Innehållsförteckning

1. Inledning	11
1.1 Problemformulering	11
1.2 Syfte och frågeställning	11
2. Studiens utformning	13
2.1 Val av teoretisk grund - LCA	13
2.2 Informationsinsamling	13
2.3 Avgränsningar	14
3. Teori	15
3.1 Livscykelanalys	15
3.2 Deponi	19
3.3 Förbränning	26
3.4 Miljöeffekter från emissioner	32
3.5 Använda modeller	37
4. Bakgrund	40
4.1 Chile – ekonomisk och demografisk översikt	40
4.2 Regionala miljöförutsättningar	42
4.3 Miljölagstiftning	45
4.4 Nuvarande energisystem	49
4.5 Nuvarande avfallshanteringsystem	50
5. Omfattning och avgränsningar	55
5.1 Funktionell enhet	55
5.2 Systemgränser	55
6. Systembeskrivning	60
6.1 Nuvarande system	60
6.2 Alternativt system	63
7. Beräkningar	66
7.1 Transporter	66
7.2 Nuvarande system	66
7.3 Alternativt system	68
7.4 Ekonomisk analys	69
8. Resultat - Jämförelse av studerade system	70
8.1 Energiförbrukning	70
8.2 Försurning	70
8.3 Eutrofiering	71
8.4 Påverkan på växthuseffekten	72
8.5 Bildning av fotooxidanter	72
8.6 Luftkvalitet	73
8.7 Toxicitet	76
9. Datakvalitet	79
10. Känslighetsanalys	81
10.1 Förändring av andel förbränd olja	81
10.2 Ökad insamling av deponigas	83
10.3 Förändrade emissionsfaktorer i alternativa systemet	84
11. Diskussion	87

11.1 Metodval	87
11.2 Behov av ytterligare studier	87
11.3 Resurshushållning	88
11.4 Resultat kopplat till miljölagstiftning	88
11.5 Utvecklingsmöjligheter	89
12. Slutsatser	91
13. Källförteckning	92
13.1 Källor – tryckta	92
13.2 Källor – internet	93
13.3 Källor – otryckta	95

Bilagor

1. Emissioner till luft och vatten
2. Inventeringsdata avfallsanalys
3. Inventeringsdata omräkningsfaktorer
4. Inventeringsdata transporter
5. Inventeringsdata nuvarande system
6. Inventeringsdata alternativt system
7. Emissionsfaktorer
8. Beräkningar dimensionering RDF-panna
9. Beräkningar RDF-sammansättning
10. Beräkningar energiförbrukning
11. Beräkningar lakvatten nuvarande system
12. Beräkningar deponigas nuvarande system
13. Beräkningar deponering aska alternativt system
14. Beräkningar ekonomisk analys
15. Resultat nuvarande system
16. Resultat alternativt system
17. Resultat i miljöpåverkanskategorier
18. Uppdelning mellan författare

1. Inledning

1.1 Problemformulering

Sydamerika brottas likt övriga delar av världen med stora avfallsproblem. Den huvudsakliga frågan är hur man i framtiden skall hantera de ökande avfallsmängder som kan relateras till ländernas utveckling och tillväxt på ett miljövänligt och hållbart sätt. Idag läggs nästan hundra procent av avfallet i Chile på deponi med undantag för enstaka regionala retursystem för glas, plast och metall. I de stora städerna blir avfallsproblemet speciellt tydligt. Under 1990-talet hade Chile en hög jämn tillväxttakt på ca 7 %. Chile har en mycket öppen och robust ekonomi och tillväxten har fortsatt in på 2000-talet. För Chile är tillgången på energi ett högst aktuellt problem och landets dåvarande president uttryckte vid sitt senaste Sverigebesök hur viktig tillgången på energi är för landets ekonomiska utveckling. Landet har relativt små inhemska energitillgångar undantaget vattenkraften. Man är till stor del beroende av naturgasimport från grannländerna, främst Argentina. Naturgasberoendet har varit problematiskt då Argentina vid flera tillfällen de senaste åren inte lyckats leverera kontrakterade volymer. Nu vill man finna andra energikällor som minskar behovet av Argentinsk gas. Bland annat finns planer på att nyinvestera i vattenkraft.

I Chiles huvudstad Santiago som ligger i Región Metropolitana, en av Chiles tretton regioner, bor 6,5 miljoner människor i 32 kommuner. Dagens avfall deponeras på tre stora deponier. Detta är problematiskt både ur miljösynpunkt och ur resurshushållningssynpunkt. Kan energiutvinning ur avfallsförbränning vara ett hållbart komplement till Chiles framtida behov av förnyelsebar energi?

Det projekt där examensarbetet genomförs som en liten del är ett samarbetsprojekt mellan Sverige och Chile. Projektet syftar till att ge ett svenskt förslag och alternativ till deponeringen och bygger på arbete inom ett antal strategiska områden, bland andra:

- Att höja allmänhetens medvetande och kunnande om hållbar avfallshantering
- Hållbart omhändertagande av gamla soptippar
- Återvinning av hushållsavfall
- Separation av farligt avfall från hushållsavfall
- Avfallsförbränning med energiutvinning

Examensarbetet genomförs som en del under den femte punkten, Avfallsförbränning med energiutvinning.

1.2 Syfte och frågeställning

Syftet med detta examensarbete är att utreda om avfallsförbränning är ett ur miljöperspektiv motiverat alternativ till deponering av avfall i Santiago, Chile.

Kan avfallsförbränning med energiutvinning motiveras som ett alternativ till dagens avfallshantering i Santiago ur ett miljöperspektiv? Avfallsförbränning och deponering påverkar den omgivande miljön på ett flertal sätt. I detta arbete undersöks hur det nuvarande energisystemets miljöpåverkan och resursförbrukning skulle kunna förändras genom uppförandet av en avfallsförbränningsanläggning med energiutvinning.

2. Studiens utformning

2.1 Val av teoretisk grund – LCA

De två systemen som ska jämföras har effekter på miljön under olika tidsperioder. Direkta emissioner sker vid förbränning av avfall respektive olja och naturgas. Emissioner sker på längre sikt från deponering av aska respektive avfall. För att kunna jämföra systemen krävs därmed en metodik som kan ta hänsyn till tidsaspekten och ge en rättvis jämförelse.

Den metodik som valts för att genomföra studien är livscykelanalys (LCA), som är en etablerad metod som ofta används vid denna typ av studier. I analysen kan emissioner jämföras ur olika tidsperspektiv. LCA som verktyg ger även möjlighet göra resultatet överblickbart genom indelning i ett antal olika miljöeffektkategorier. De miljöeffektkategorier som valts ut för denna studie är:

- Energiförbrukning
- Försurning
- Eutrofiering
- Påverkan på växthuseffekten
- Bildning av fotooxidanter
- Luftkvalitet
- Toxicitet

2.2 Informationsinsamling

För att kunna utvärdera det befintliga avfallssystemet krävs stora mängder information både om det nuvarande systemet och planerade förändringar. Uppgifterna är ofta av praktisk natur som t.ex. avfallsmängder, transportavstånd, elförbrukning och maskintyper. Denna typ av uppgifter finns inte samlade i litteraturkällor utan kräver informationsinsamling genom personliga möten med ansvariga inom olika delar av avfallshanteringskedjan. Därför kommer en del av arbetet med studien utförts på plats i Santiago, då personer både inom myndigheter, universitet och i intressanta företag har intervjuats, huvudsakligen vid ett personligt möte. Utöver detta krävs litteraturstudier för att täcka informationsluckor samt för att kunna analysera påverkan från systemet.

Avfallsförbränning finns idag inte som system för hushållsavfall i Santiago. Val av förbrännings- och reningsteknik sker därför efter litteraturstudie och i samråd med branschexperter. Litteraturstudier ger ökad insikt i de olika teknikernas för- och nackdelar samt hur de kan uppfylla industrins behov av energi samt hur de kan passa in i Santiagos avfallssystem. Möten med politiker och tjänstemän på plats bör dessutom ge en inblick i attityder gentemot och regler för förbränning av avfall.

2.3 Avgränsningar

Det samarbetsprojekt mellan Sverige och Chile, där studien genomförs som en liten del, syftar att ge alternativa lösningar till behandling för stora delar av det avfall som produceras i Santiago. Avgränsningar geografiskt har dock gjorts i denna studie för att göra arbetsbördan vad gäller informationsinsamling rimlig. Därmed avgränsas studien till Santiagos norra delsystem för insamling av avfall. Studien avgränsas till att förse en specifik industri med energi under ett år, antingen med hjälp av nuvarande teknik eller med hjälp av avfallsförbränning med energiutvinning.

3. Teori

3.1 Livscykelanalys

3.1.1 Inledning

Livscykelteorin har vuxit fram genom ett behov av att fokusera på helheten. Man vill se hur olika delar påverkar varandra istället för att betrakta systemets enskilda delar var för sig. En produkts livscykel sträcker sig från att råvaror och energi kopplade till produkten utvinns ur naturen via produktion, användning och resthantering tills att råvarorna återförs till naturen.¹

I en livscykelanalys (LCA) studeras en produkts miljöpåverkan genom hela dess livscykel från vaggan till grav. Vid jämförelse av olika produkter som uppfyller liknande funktioner så kan det vara mycket givande att titta på produktens hela livscykel för att få en mer heltäckande bild. LCA ger möjligheten att välja den produkt som ger den potentiellt lägsta belastningen på miljön i sin helhet.

3.1.2 LCA-metodik

I en LCA undersöks en produkts eller en funktions miljöpåverkan under alla stadier av dess livscykel. En LCAs arbetsprocess består enligt ISO-standard av fyra stycken faser eller delar. I mål och omfattning definieras syftet med livscykelanalysen och dess användningsområden. Den andra fasen är inventeringen, där alla fakta om inflöden och utflöden insamlas och kvantifieras. Kvaliteten på inventeringen har stor betydelse för det fortsatta arbetet. Tillgången på kvantitativa data om produktens livscykel bestämmer resultatets noggrannhet. Den efterföljande delen är miljöpåverkansbedömningen. Där förenklas resultaten från inventeringen för att kunna identifiera de stora miljöeffekterna från produktens livscykel. I den sista fasen tolkas resultatet.²

3.1.3 Mål och omfattning

Målet med en LCA skall mycket klart redovisas i denna del. Det skall också klart framgå för vem eller vilka studien görs och hur den skall användas. Målet bestämmer i sin tur studiens omfattning, vilka systemgränser som tillämpas och vilka fakta som behövs.³

3.1.3.1 Funktionell enhet

Är målet med studien att jämföra olika system så är det nödvändigt att införa en gemensam nämnare. Inom LCA-metodiken används begreppet funktionell enhet. Den kan beskrivas som en tjänst eller funktion som kan uppfyllas på olika sätt. Först bör man definiera enheten kvantitetsmässigt, till exempel 1 kWh energi eller transport en viss sträcka. Enheten bör även definieras kvalitetsmässigt. Exempel på detta kan till exempel vara hållbarhet eller pris.

¹ Rydh m.fl. 2002 s. 31

² Rydh m.fl. 2002 s. 37

³ Finnveden 2000 s. 13

3.1.3.2 Systemgränser

Det är omöjligt att studera alla aspekter som är sammankopplade med den produkt som skall analyseras. Det är nödvändigt att införa systemgränser så att studien blir överblickbar och genomförbar. Studien begränsas till de delar som bedöms vara relevanta med avseende på studiens framtida tillämpning. Avgränsningar görs på flera nivåer:

- mot natursystem
- mot andra produkters livscyklar
- geografiskt
- i tiden

Vid jämförande analyser måste systemens funktionella enhet vara lika och man måste redogöra och kompensera för de eventuella skillnader som finns mellan de två olika systemen. Denna problematik behandlas utförligare i avsnitt 3.1.8.2..

3.1.4 Datakvalitet

För att säkerställa kvaliteten av studien måste de indata som används stämma tillräckligt väl överens med verkligheten. För att kunna bedöma studiens relevans och inom vilka gränser som resultaten kan variera måste man ta hänsyn till indatakvaliteten. Vid inventeringen är det viktigt att bokföra vilken tidsrelaterad (hur gammalt är data?), geografisk (för vilket geografiskt område har data samlats in?) och teknologisk (vilken är den tekniska statusen på den teknik som valts?) täckning som indata har.⁴

3.1.5 Inventering

Inventeringen är den del av livscykelanalysen då data samlas in och beräkningar görs för att identifiera inflöden och utflöden genom systemgränserna.⁵

Först måste alla processer och material som ingår i produktens livscykel identifieras. Man konstruerar ett processträd för att få överblick över de olika processerna och materialflödena. Sen skall alla data från alla enhetsprocesser samlas in. Data skall med fördel vara kvantitativa, men vid brist på sådana data kan en kvalitativ bedömning göras.⁶

Sist skalas alla data om för att stämma överens med den funktionella enheten. För varje delprocess så räknas data om till olika datakategorier, till exempel emissioner till luft och mark och resursanvändning.⁷

3.1.6 Miljöpåverkansbedömning

Resultatet från inventeringen innebär en sammanställning av en mycket stor mängd data. Utifrån detta resultat är det svårt att snabbt göra en bedömning av

⁴ Rydh m.fl. 2002 s. 62

⁵ Finnveden 2000 s. 14

⁶ Finnveden 2000 s. 14

⁷ Finnveden 2000 s. 15

miljöpåverkan från produkten. Därför vill man minska komplexiteten och mängden av data genom att samla data i olika miljöeffektkategorier.⁸

Data från inventeringstabellen delas in i de miljöeffektkategorier man valt. Denna process kallas klassificering. Karakterisering innebär att man sedan multiplicerar data med en miljöpåverkansfaktor som är utformad för varje miljöeffektkategori. Miljöpåverkansfaktorerna är baserade på naturvetenskapliga samband och beskriver hur stor relativ effekt utsläpp av ett ämne har på ett specifikt miljöproblem.

Karakteriseringen kan vara det sista steget innan analys av resultatet i en LCA. Man kan även välja att genomföra en viktning som väger samman de olika kategorierna till ett enda tal som skall beskriva den totala miljöpåverkan från produkten. Viktning är dock en kontroversiell metod med ett stort inslag av subjektiv bedömning. Det finns en rad olika metoder som vanligen baseras på ekonomiska bedömningar.⁹ Viktning rekommenderas dock inte vid jämförande studier som skall användas externt eftersom det krävs stor kunskap för att kunna bedöma resultatet.¹⁰

3.1.7 Tolkning

Tolkningen av livscykelanalysen skall resultera i slutsatser och rekommendationer för användaren. Den skall även bedöma studiens begränsningar och avgöra om ytterligare arbete är nödvändigt. Tolkningsdelen innehåller också en analys utav datakvaliteten i studien. Om data inte uppfyller de ställda kraven krävs att man antingen sänker kraven på data, vilket innebär att tillförlitligheten för studien sänks. Man kan också gå tillbaka till inventeringsstadiet och samla in nya data för att upprätthålla kvaliteten på data.¹¹

3.1.8 LCA för avfallshantering

En rad metodologiska problem uppstår då man utför en LCA specifikt för hantering av avfall. Göran Finnveden har i sina två studier "Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste" och "Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems" diskuterat olika aspekter av LCA kopplat till avfallshantering. Detta är två av flera svenska utredningar som tar upp liknande problematik. I följande stycken tas delar av Finnvedens resonemang upp.

3.1.8.1 Uppströms och nedströms systemgränser

När man gör en LCA följs produkten från vaggan till graven, vilket betyder från att råvarorna extraheras ur biosfären tills att de återförs. Vid LCA för avfallshantering så görs inte detta. Produkten kommer in i systemet som sopor från hushållen. Denna förenkling kan göras så länge som inflödet av material är detsamma i alla jämförda system. Detta på grund av att man i en jämförande LCA kan bortse från de delar av systemet som är lika.

⁸ Rydh m.fl. 2002 s. 79

⁹ Rydh m.fl. 2002 s. 119

¹⁰ Finnveden 2000 s. 16

¹¹ Rydh m.fl. 2002 s. 85

3.1.8.2 Systemutvidgning

Vid till exempel en jämförelse mellan deponering och avfall med energiutvinning uppstår olikheter mellan systemen som man måste kompensera för. Ett alternativ är att utvidga systemgränserna för studien eller att exkludera den delen som skiljer sig mellan de två systemen. En systemutvidgning skulle kunna innebära att man i deponisystemet även inkluderade en alternativ energikälla som producerar energi motsvarande energiutvinningen från avfallsförbränningen. Självklart inkluderar man då också den extra miljöbelastningen. Alternativet är att göra tvärtom och exkludera energiutvinningen och dess miljöeffekter från avfallsförbränningen innan jämförelsen.

En nackdel med systemutvidgning är att modellerna tenderar att bli stora och komplicerade. Ett annat problem med denna metod är hur man på ett korrekt sätt ska välja den alternativa energikällan. Ofta antas ett snitt av landets energiproduktionsmix. Det finns en stor fördel med systemutvidgning och det är att man undviker ett mycket komplicerat allokeringssystem. Systemutvidgning rekommenderas i dessa fall före allokering av ISO-standarderna.

3.1.8.3 Tidsaspekter

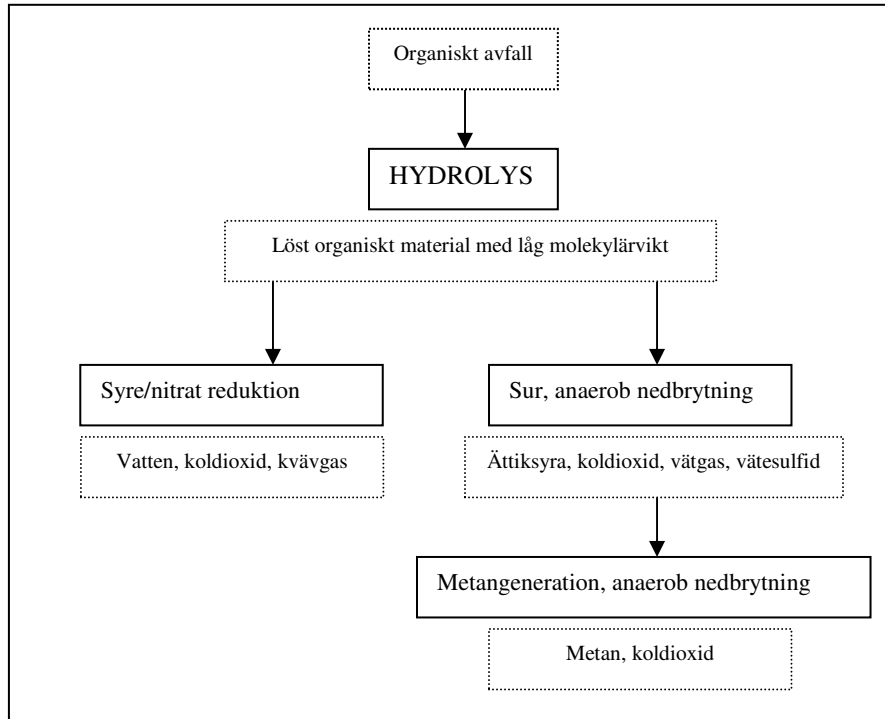
En viktig skillnad mellan deponering av avfall och andra aktiviteter som kan förekomma i en LCA är tidsaspekten. Deponier släpper ifrån sig miljöpåverkande ämnen under en mycket lång tid. För att ha möjlighet att jämföra utsläppen med de andra aktiviteterna i studien så måste man bestämma en tidsperiod under vilken utsläppen sker.

De undersökningar som använder sig av specifika tidsperioder mätta i år är alla relativt korta, 15 – 100 år. Den tidsperiod som läckage av till exempel metaller sker från deponien är betydligt längre. Andra tillvägagångssätt har föreslagits, som till exempel ”tills emissionerna nått bakgrundsvärden”, ”den period som deponin övervakas” eller helt enkelt ”för alltid”. I Anna Björklunds licenciatavhandling används två tidsperioder, dels en överblickbar tidsperiod (ST, Surveyable timeperiod) som räknas som de första hundra åren samt en resterande tidsperiod (RT, Remaining timeperiod) som varar tills ämnena i deponien till fullo förenat sig med omgivande jord. Här talar man med andra ord om en hypotetisk, mycket lång, tidsperiod. Det uppstår olika problem med alla de här valen av tidsperiod och det finns idag ingen bestämd lösning.

3.2 Deponi

3.2.1 Deponiens åldrande

Då en deponi åldras genomgår den flera faser, vilka tydligt visar sig i sammansättningen hos både lakvatten och deponigas. Faserna karakteriseras av de olika kemiska och biologiska processer som är dominerande vid denna period. En schematisk bild av de aktiva processerna vid nedbrytningen av organiskt material visas i figur 3.1 nedan.



Figur 3.1: Organiska nedbrytningsprocesser i deponi. Helt draget inramade rutor visar processer, prickigt inramade rutor visar produkter.¹²

3.2.1.1 Syre- och nitratreducerande fas

I den första fasen som en deponi genomgår bryts organiskt material ned genom hydrolys. Produkterna blir enklare organiska föreningar vilka sedan i närvaro av syre och nitrat kan omvandlas till vatten, koldioxid och kvävgas. På så sätt sänks syre- och nitrathalten i deponien. Denna fas kan vara i allt mellan några timmar och en vecka.¹³

3.2.1.2 Sur fas

När syret i deponien är förbrukat kan föreningarna istället brytas ned i en sur, anaerob miljö genom fermentation eller sulfatreduktion. Vid nedbrytningen bildas fettsyror och alkoholer som sedan bryts ned till ättiksyra, koldioxid och vätgas. Vid sulfatreduktion bildas även svavelväten, vilka bidrar till deponilukten. Den sura fasen kan vara i upp till några år.¹⁴

3.2.1.3 Metanproducerande fas

Fermentationsprodukterna i den sura fasen kan sedan i ett tredje steg användas av metanproducerande bakterier. Produkterna i denna fas är främst metan och

¹² Hogland 1997 s 130

¹³ RVF 2002 s. 12

¹⁴ Hogland 1997 s. 114

koldioxid. Produktionen kan fortgå i över 100 år¹⁵. I viss litteratur delas fasen upp i en kortare instabil metanproducerande del samt en längre stabil del.¹⁶

3.2.1.4 Humusbildande fas

Då allt biologiskt material är nedbrutet fortsätter omvandlingen av övrigt material genom vittring.¹⁷ I denna sista fas sjunker den mikrobiella aktiviteten och syre kan återigen tränga in i deponien. Denna humusbildade del av deponiens utveckling varar i minst tio år men kan vara i över 80 år.¹⁸

3.2.2 Lakvatten

3.2.2.1 Sammansättning

Föroreningarna i lakvatten består främst av organiskt material, kväve och tungmetaller men även en mängd andra föreningar. Vid deponering av hushållsavfall kan koncentrationerna av järn och mangan vara höga, men om deponien inte innehåller farligt avfall är koncentrationerna av mer farliga tungmetaller så som kvicksilver generellt låga.¹⁹

Sammansättningen av lakvattnet är beroende av ett flertal faktorer, varav den enskilt viktigaste är avfallets innehåll. Andra förhållanden som påverkar är skötsel av deponien och platspecifika faktorer så som klimat och vattentillförsel.²⁰

Sammansättningen av lakvattnet förändras även då deponien åldras och den biologiska delen av avfallet omvandlas. Under den sura fasen karaktäriseras lakvattnet bland annat av ett lågt pH-värde, hög koncentration av organiskt material, ammoniak och organiskt kväve. Under den metanproducerande fasen karaktäriseras det istället av neutralt pH-värde, låg andel organiskt material och hög koncentration av ammoniak.²¹

3.2.2.2 Kvantitet

Mängden producerat lakvatten beräknas med hjälp av vattenbalansen i deponien. Vattenbalansen definieras som differensen mellan in- och utflöden av vatten och anger vattentillgången i deponien under en viss period.

Det främsta inflödet sker genom nederbörd och det främsta utflödet genom lakvatten. Differensen mellan dessa absorberas i avfallet eller avrinner lateralt vid deponiens yta. De främsta faktorerna som bestämmer mängden producerat lakvatten är därmed nederbörd, absorption i avfallet samt lateral avrinning.²² I vissa mindre välkontrollerade deponier är även grund- och ytvattenströmningar viktiga

¹⁵ Hogland 1997 s 129

¹⁶ RVF 2002 s. 12

¹⁷ Hogland 1997 s 129

¹⁸ RVF 2002 s. 12

¹⁹ Hogland 1997 s 113

²⁰ Hjelman 2000 s. 7

²¹ Hogland 1997 s. 113

²² Hjelman 2000 s. 5

för vattenbalansen.²³ Kvantiteten lakvatten är därmed tätt sammanbunden med meteorologiska förutsättningar och typ av avfall. Ytterligare en faktor som påverkar är designen av deponien, där bland annat sluttäckning påverkar. Täckning av avfall under deponeringsperioden samt efter avslutad drift bidrar starkt till att minska vattenmängderna som tar sig in i deponien.

3.2.2.3 Uppsamling

För att lakvattnet inte ska rinna ut i omgivande jordar eller vatten är det nödvändigt att ha ett uppsamlingssystem. Det mest effektiva systemet är bottendränage. I detta system byggs en skyddande botten som hindrar att lakvattnet rinner ut. På denna placeras långsgående rör som så snabbt som möjligt ska föra bort lakvattnet för att kontrollera vattenmängden i deponien. Ett komplement till bottendränaget kan vara dikning runt deponien. Dikningen har i dessa fall syftet att föra bort ytvatten och lakvatten som rinner längs ytan.²⁴

Då en existerande deponi inte har bottendränage kan brunnar relativt enkelt installeras i och runt deponien, lakvattnet kan genom dessa pumpas upp och samlas in. Risken med denna teknik är att påverka grundvattnet som kan pumpas upp tillsammans med lakvattnet. Kvantiteterna vatten som måste renas ökar då dramatiskt, vilket ger både ekonomiska och ekologiska effekter.²⁵

3.2.2.4 Behandling

Syftet med behandling av lakvatten är att avskilja tungmetaller, organiskt material och kväve. Behandlingen kan ske både på plats vid deponien eller vid ett centralt reningsverk, och teknikerna för behandling är många. Metoderna kan delas in i grupperna biologisk rening, fysisk och kemisk behandling samt naturliga system.²⁶ De behandlingsmetoder för lakvatten som beskrivs nedan är de som är aktuella för deponien Loma Los Colorados i Santiago, men används generellt vid lakvattenhantering runt om i världen.

Anaerob och aerob biologisk rening

Biologisk rening kan ske under anaeroba eller aeroba förhållanden och innebär att en aktiv bakteriekultur bryter ned det organiska materialet i lakvattnet. Anaerob biologisk rening sker oftast av lakvatten med höga koncentrationer av organiskt material. Processen fungerar bäst vid 30°C, vilket innebär att upphettning krävs. Under behandlingen produceras biogas som kräver uppsamling. Kväveföreningar kan även omvandlas till nitrit av nitrifierande bakterier.²⁷

Aerob rening kan ske med hjälp av ett flertal olika tekniker, en enkel form är syresatta bassänger. Med denna teknik passerar lakvattnet olika zoner i en övertäckt syresatt bassäng. Zonindelningen är till för att ge vattnet tillräckligt lång

²³ Hogland 1997 s. 115

²⁴ Hogland 1997 s. 117

²⁵ Hogland 1997 s. 118

²⁶ Hogland 1997 s. 118

²⁷ Hogland 1997 s. 119

uppehållstid i systemet samt skapa möjligheter för sedimentering.²⁸ Metoden kräver ingen föruppvärmning men energiförbrukningen för syresättningen kan vara hög. Under den aeroba processen kan nitrit med hjälp av bakterier omvandlas till kvävgas som avges till luften.²⁹

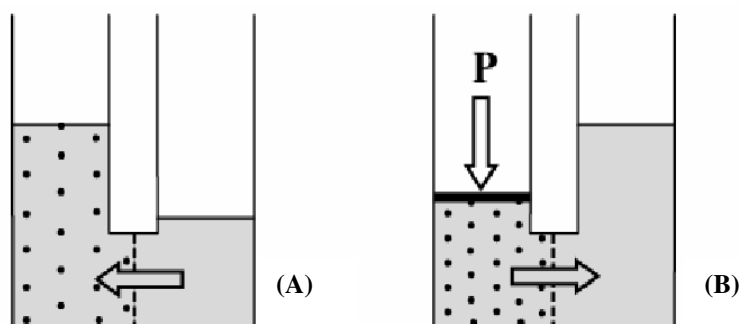
Den biologiska reningen kan vara mycket effektiv för lakvatten med relativt höga koncentrationer av organiskt material, vilket är fallet för lakvatten från unga deponier. För lakvatten med låga halter av organiskt material är reningsgraden, inte lika bra, sällan högre än 30 %.³⁰

Kol- och sandfilter

Filter av aktivt kol används för att genom adsorption till materialet i filtret rena bort spår av fasta partiklar i lakvattnet. I fallet Loma Los Colorados används sandfilter för att filtrera spår av alla fasta partiklar. Kolfiltret används för att filtrera bort spår av organiskt material samt klor.³¹

Omvänd osmos

Omvänd osmos är en teknik som med god avskiljningsgrad kan separera salter och kvarvarande organiskt material från lakvattnet. Metoden bygger på det naturliga fenomenet osmos som sker då två vätskor med olika salthalt avskiljs med ett semipermeabelt membran och illustreras i figur 3.2 nedan. Membranet släpper igenom vatten men inte salter. Osmokraften gör att vatten diffunderar till den sida med högre salthalt till dess att jämvikt i saltkoncentrationen nåtts. Genom att applicera ett högre tryck än osmostrycket kan processen omvändas och vatten pressas till kammaren med lägre salthalt. På så sätt separeras rent vatten från ett koncentrat av salter. Processen kan fortgå till dess att koncentratet är 10 % av den ursprungliga volymen.³²



Figur 3.2: Figur (A) visar osmos och figur (B) visar omvänd osmos med pålagt tryck.³³

²⁸ Hogland 1997 s. 122

²⁹ Hogland 1997 s. 119-120

³⁰ Hogland 1997 s. 119

³¹ KDM S.A 2005 s. 17

³² Hogland 1997 s.123

³³ Blennow 2005 s. 3

3.2.3 Deponigas

Deponigas produceras med varierande sammansättning och i olika mängder under hela deponiens livslängd. Gasen är en energiresurs, dock för den även med sig problem rörande lukt, växthuseffekten, hälsan för anställda samt explosionsrisker.³⁴

3.2.3.1 Sammansättning

Deponigas består till största delen av metan och koldioxid samt små mängder av väte, syre och kväve.³⁵ Förutom metan släpps även andra lättflyktiga organiska föreningar ut, dessa är i storleksordningen 0.1% av metanutsläppen.³⁶ Utöver dessa emitteras även föreningar så som kolmonoxid, kvicksilver och svavelväten. De volymmässigt största andelarna av deponigas redovisas i tabell 3.1 nedan.

Tabell 3.1: Huvudkomponenter i deponigas.³⁷

Ämne	Andel
Metan	45-55 %
Koldioxid	25-40 %
Vätgas	0-3 %
Kväve	5-15 %
Syre	0-2 %

3.2.3.2 Sammansättning över tid

Sammansättningen av deponigasen beror på många faktorer varav de viktigaste är nedbrytningsprocesserna för biologiskt avfall (se avsnitt 3.2.1) samt sammansättningen av avfallet.³⁸ Andra faktorer som påverkar sammansättningen är deponiens form, deponeringsmetod, grad av kompaktering, fukthalt, pH, temperatur och ålder.³⁹ Mest metan produceras i den stabila metanproducerande fasen, men vissa volymer produceras även i den instabila metanproducerande fasen och humusfasen.

3.2.3.3 Kvantitet

Teoretiskt är det möjligt att bestämma hur mycket gas som kommer att produceras under deponiens livslängd förutsatt att avfallets sammansättning är känd. Under deponiens livslängd finns en total potential för gasproduktion från hushållsavfall på 200-300 m³/ton⁴⁰ och beror endast på sammansättningen.⁴¹ Den årliga produktionen kan variera mellan en och 40 m³ gas per år och ton avfall⁴², vilket beror på faktorer så som fukthalt, pH och temperatur⁴³. Ett väl fungerande uppsamlingsystem kan samla in 50-75 % av den totala produktionen. Denna mängd kan ökas genom att

³⁴ Fischer 1999 s. 1

³⁵ RVF 2002 s. 13

³⁶ RVF 2002 s. 2

³⁷ RVF 2002 s. 13

³⁸ Hogland 1997 s. 131

³⁹ RVF 2002 s. 12

⁴⁰ Hogland 1997 s. 132

⁴¹ United States Environmental Protection Agency b2005 s. 17

⁴² Fischer 1999 s. 22

⁴³ United States Environmental Protection Agency b2005 s. 16

placera biologiskt avfall i separata sektioner av deponien. På så sätt kan ett mer effektivt uppsamlingsystem erhållas.⁴⁴

3.2.3.4 Kvantitet över tid

Att förutsäga i vilken takt deponigas kommer att produceras är svårt eftersom detta är beroende av ett antal faktorer varav många är platsspecifika. Dock finns modeller som mycket grovt kan uppskatta produktionen av gas över tid, dessa bygger i allmänhet på antaganden om halveringstider för inkommande avfall.⁴⁵

En vanlig modell är "Landfill Gas Emissions Model"⁴⁶, "LandGEM", utgiven och rekommenderad av det amerikanska naturvårdsverket. Syftet med modellen är att kunna beräkna mängd och hastighet på produktion av total deponigas, metan, koldioxid och NMVOC (Non Volatile Organic Compounds) från deponier med fast hushållsavfall. NMVOC står för non-methan VOC. Flyktiga organiska ämnen, förkortat VOC, är en stor grupp ämnen med vitt skilda egenskaper som bland annat innehåller aromatiska och halogenerade kolväten. I deponigas är metan det helt dominerande ämnet inom VOC, övriga ämnen i gruppen benämns därmed, eller NMVOC.⁴⁷ Modellen är uppbyggd i Microsoft Excel och finns att hämta på internet.⁴⁸ LandGEM kan användas genom att emissionerna uppskattas från standardvärden. Dessa medelvärden bygger på ett stort antal mätningar på deponier i USA. Brister i modellen är bland annat att den inte kan ta hänsyn till driftparametrar så som återföring av lakvatten eller komposition av avfall.⁴⁹

3.2.3.5 Uppsamling

Deponigas samlas upp genom vertikala eller horisontella brunnar. Horisontella brunnar är rör som installeras samtidigt som deponien fylls på ett bestämt avstånd. Med denna metod kan gasen samla upp direkt efter installationen även om deponien inte är fylld. En relevant nackdel är dock att uppsamlingssystemet inte kan lagas om problem uppstår.⁵⁰

Vertikala brunnar borrar eller hamras ned i deponien då den nått sin fulla höjd. Att borra innebär en större investering, men dessa brunnar får generellt mindre problem med att avfallet packas så tätt runt röret att det blockerar upptagningen⁵¹. Fördelen med vertikala brunnar jämfört med horisontella är att de är driftsäkrare, nackdelen är att man inte kan börja utnyttja gasen förrän en cell i deponien är full⁵².

⁴⁴ Hogeland 1997 s. 132

⁴⁵ Hogeland 1997 s. 132

⁴⁶ United States Environmental Protection Agency a2005

⁴⁷ RVF 2002 s. 2

⁴⁸ United States Environmental Protection Agency a2005

⁴⁹ RVF 2002 s. 24

⁵⁰ RVF 2002 s. 12

⁵¹ Hogland 1997 s. 133

⁵² RVF 2002 s. 12

3.2.3.6 Behandling och användning

Deponigas kan användas inom flera områden. Det vanligaste i Sverige är att gasen förbränns i ett värmeverk och att värmen utnyttjas i ett fjärrvärmesystem men gasen kan även förbrännas lokalt på deponien. I de fall gasen förbränns i ett värmekraftverk produceras både värme och el. Värmen kan även utnyttjas lokalt, internt för uppvärmning eller för industriella processer.⁵³

Deponigasen kan utnyttjas som fordonsbränsle förutsatt att den uppgraderas genom att koldioxid separeras från övrig gas. Gasen kan även vid behov renas från vätesulfid för att undvika korrosionsproblem i motorerna.⁵⁴

I de fall då gasen inte kan användas förbränns den vid deponien utan värmeåtervinning (facklas av). På detta sätt omvandlas metan till koldioxid, vilken ger mindre påverkan på växthuseffekten.⁵⁵

3.2.4 Deponibränder

Spontana bränder på deponier ger betydande utsläpp och är så pass frekventa att de kan ha betydelse för en LCA. Bränderna kan antingen ske på deponiens yta eller inuti den, så kallade djupa bränder. Statistiskt sett finns en sannolikhet att en deponi i Sverige ska brinna 0,5 – 1 gång per år. Brändernas omfattning är av den storleken att cirka 0,2 % av det årliga deponerade hushållsavfallet brinner upp. Avfallets kvalitet är avgörande för brändernas frekvens och för vilka mängder emissioner som genereras. Minst risk för bränder finns hos normalfördelat hushållsavfall.⁵⁶

Emissioner från deponibränder innehåller miljögifter så som dioxiner och PCB. Utöver dessa bildas en mängd andra ämnen så som kvävedioxider, kolmonoxid, svaveloxider och partiklar. Av de miljögifter som bildas vid en brand emitteras endast mellan 10 och 40 %, övrig andel fastnar på partiklar och återdeponeras.⁵⁷

3.3 Förbränning

Förbränning av avfall är en form av behandling där avfallets energiinnehåll utvinns och avfallets volym minskas drastiskt. Nedan beskrivs olika förbrännings- och reningstekniker för avfallsförbränning baserat på svenska erfarenheter.

3.3.1 Mottagning av avfall

Vid ankomsten till förbränningsanläggningen vägs avfallet och man kontrollerar att innehållet motsvarar de krav som anläggningen ställer på bränslet. Om bränslet godkänns så kan lastbilen tippa avfallet i en bunker som brukar rymma anläggningens behov för ett par dygn. Avfallet transporteras sedan antingen via ett transportband eller med hjälp av en gripskopa som sitter på en travers till

⁵³ Hogland 1997 s. 148

⁵⁴ Hogland 1997 s.147

⁵⁵ Hogland 1997 s. 148

⁵⁶ Sundqvist 1999 s. 85

⁵⁷ Sundqvist 1999, s. 4-5

förbränningsugnens matartratt. Innan avfallet når matartratten blandas det oftast om så att man skall få en så jämn bränslekvalitet som möjligt in i ugnen.

3.3.2 Förbränningsteknik

3.3.2.1 Anläggning med rosterteknik

En rost består av stavar som formar ett underlag för förbränningen och samtidigt tillåter förbränningsluft att passera genom bränslebädden⁵⁸. Bädden kan röra sig genom att de olika nivåerna rör sig i förhållande till varandra. Genom denna rörelse flyttas bränslet successivt framåt i ugnen under förbränningen. Rostens rörelser gör också att avfallet blandas och rörs om och förbränningen blir bättre. Det finns ett antal alternativa rostertekniker, där planrost och snedrost är mest förekommande. I en planrost förflyttas bränslet horisontellt framåt och i en snedrost förflyttas bränslet nedåt under förbränningsprocessen, som i en trappa. Vattenkylda rosterstavar blir allt vanligare för att hålla temperaturen så låg som möjligt på de rörliga delarna i ugnen, då dessa är känsligare för värme och slits mer. Rosteranläggningar är den vanligaste typen av förbränningsanläggningar både i Sverige och utomlands.⁵⁹

3.3.2.2 Anläggning med fluidiserad bädd (FB)

Vid förbränning med FB-teknik så förbränns det fasta bränslet, i denna studie hushållsavfall, i en bädd av inert material som till exempel sand. Den brännbara fraktionen utgör endast ett par procent utav bäddens volym och bränslepartiklar som förs in i bädden torkas och avgasas mycket snabbt på grund av bäddens höga värmeöverföring. Förbränningsluft tillförs genom öppningar i botten av bädden. Lufttillförseln gör att sandbädden ”lyfter” och partiklarna i bädden antar ett fluidliknande tillstånd⁶⁰. Det finns två typer av fluidiserade bäddar – bubblande och cirkulerande. Hastigheten på den tillförda luften bestämmer kategoriseringen då den antingen gör att bädden bubblar och beter sig som en vätska eller lyfter partiklar som cirkulerar runt i eldstaden. För att inte bäddmaterialet skall försvinna med ut i rökgasreningen så avskiljs sandpartiklarna i en cyklon och återförs.⁶¹

Förbränning i fluidiserade bäddar ställer stora krav på det bränsle som förs in då detta måste vara homogent och finfördelat⁶². Förbränning i fluidiserande bädd kräver också ett större fläktarbete för att upprätthålla en jämn god fluidisering⁶³. Det finns även fördelar med fluidiserade bäddar jämfört med rostereldade anläggningar. Till dessa räknas bränsleflexibilitet, goda förhållanden för kontroll av svaveldioxidemissioner, vilket tas upp senare och låg NO_x-bildning vid förbränning på grund av lägre förbränningstemperaturer⁶⁴.

⁵⁸ Wester, 2005 s. 84

⁵⁹ RVF, 2005 s. 37 pp

⁶⁰ Wester, 2005 s.93

⁶¹ RVF 2005 s. 38

⁶² RVF 2005 s. 38

⁶³ Wester 2005 s. 93

⁶⁴ Wester 2005 s. 92

3.3.2.3 Panna

I direkt anslutning till ugnen, oavsett om man väljer att arbeta med roster- eller FB-teknik, sitter pannan. I pannan tas största delen av energin från processen ut, se Energiproduktion. Pannans väggar är klädda med tuber där vatten cirkulerar och värms upp av de heta rökgaser som passerar. Energin förs sen vidare från pannan med vattnet som energibärare till antingen en generator för elproduktion, ett fjärrvärmenät eller ett nät för ångdistribution. Beroende på vad som är syftet med energiproduktionen kan en ångpanna eller en hetvattenpanna användas. Rökgaserna håller fortfarande en hög temperatur när de lämnar pannan, cirka 200 – 600 °C,⁶⁵ dock oftast i den lägre delen av temperaturskalan⁶⁶.

3.3.3 Reningsutrustning

Största delen av de föroreningar som måste renas bort efter avfallsförbränning beror på avfallets sammansättning. Detta gäller främst stoft, metaller och försurande ämnen som svavel, klorväten och fluorväten. Det existerar också föreningar som kan skapas vid själva förbränningen. Syftet med rökgasreningen är att så långt som möjligt koncentrera föroreningar till askor och rökgasrester som annars skulle ha släppts ut till luft. För detta ändamål har en rad olika typer av reningsutrustning utvecklats.⁶⁷ Faktauppgifter om reningstekniker har i huvudsak hämtats från Håkan Westas kursmaterial inom kursen Energitekniker II vid SLU.

3.3.3.1 Reningssystem stoffformiga föroreningar

Stoft beror dels på askhalten i bränslet, dels på den andel som inte lyckas förbrännas. Den senare kan påverkas genom hur förbränningen optimeras. Det finns i huvudsak fyra stycken tekniker som kan kombineras på olika sätt för en anpassad rening av stoft.

Cykloner

I cykloner så avskiljs partiklarna i rökgasen genom centrifugalkraft då rökgasen tvingas in i en roterande rörelse. Gasen, plus de partiklar som är för lätta för att påverkas av tyngdkraften fortsätter genom cyklonen. Reningsgraden för en cyklon är upp till 90 % för partiklar över 5 µm. För mindre partiklar har den en avsevärt mindre avskiljningsgrad.⁶⁸

Elfilter

I ett elektriskt filter tilldelas partiklarna en laddning av emissionselektroder. Den laddade partikeln fastnar sedan på uppsamlingsplåtar med motsatt laddning. Uppsamlingsplåtarna bankas alternativt spolade rena med jämna mellanrum och partiklarna samlas upp i botten och avlägsnas. Fördelen med elfilter är att reningsgraden är mycket hög, över 99,99 %. Nackdelen är att tekniken är mycket

⁶⁵ RVF 2005 s. 38

⁶⁶ Åberg, 2006

⁶⁷ RVF 2005 s. 39

⁶⁸ Westas 2004

känslig för driftförändringar, tar stor plats och är relativt dyr jämfört med andra reningsalternativ.⁶⁹

Spärrfilter

Textila spärrfilter, eller slangfilter, använder samma princip som en dammsugare. Rökgasen strömmar genom ett antal filter vilka kan liknas vid tygstrumpor av värmetåligt material. Efter hand byggs ett stoftskikt upp av rökgasrester på utsidan av filtret. Filterpåsen blåses eller skakas rent med jämna mellanrum så att stoftskiktet faller ned i botten på filterburken och avlägsnas. Avskiljningsförmågan för denna typ av filter är mycket hög, över 99,99 %. Utrustningen är dock utrymmeskrävande och tygstrumporna har en begränsad livslängd.⁷⁰

3.3.3.2 Reningsystem för gasformiga föroreningar

Torrt system

Rening med torr metod innebär att gasen reagerar med ett fast ämne. Det fasta ämnet kan injiceras antingen i eldstaden, i rökaskanalen eller både och. Det fasta ämnet som tillsätts vid rening av framförallt svavel, men även klor, är kalk- eller natriumbaserat. Metoden karakteriseras av låg investeringskostnad men relativt hög kemikalieåtgång och verkningsgraden är sällan högre än 50 %. Det är möjligt att höja verkningsgraden genom att låta rökgasen passera en cirkulerande svävbädd med släckt kalk i en reaktor. Vid förbränning i FB-pannor tillsätts kalk ofta direkt i eldstadens bäddmaterial och försurande ämnen destrueras därmed direkt. Avskiljningsgraden höjs då till 70 - 90 %.⁷¹

Andra adsorbenter kan också tillsättas till rökaskanalen för att ta hand om andra typer av föroreningar. Aktivt kol kan injiceras för att adsorbera dioxiner och andra gasformiga föroreningar. Tillsatserna som reagerar med föroreningarna renas sedan bort i stoftreningen, till exempel i textiltfiltret.⁷²

Vått system

I en våt reningsmetod så reagerar gasen med en vätska och en våt reaktionsprodukt bildas. Vätskan får reagera med gasen i ett eller flera skrubbertorn. Det är vanligt att ett vått reningsystem består av en störtkylare (quench) som kyler ned rökgaserna kraftigt så att föroreningarna övergår i vätskeform. Störtkylaren följs av en sur och en neutral skrubber. I den första skrubbern tvättas gasen med processvatten. Här avskiljs stoft, saltsyra, fluorvätesyra, kvicksilver och andra tungmetaller. Vattnet från det första skrubbertornet är mycket surt och innehåller mycket föroreningar som måste separeras i ett separat vattenreningsverk. I den andra skrubbern tillförs kalk som reagerar med svaveldioxiden i gaserna.⁷³ Resultatet blir en blandning av partiklar och vätska, en så kallad slurry, bestående av kalciumsulfid eller -sulfat.

⁶⁹ Westas 2004

⁷⁰ Westas 2004

⁷¹ Westas 2004

⁷² RVF 2005 s. 41

⁷³ RVF 2005 s. 42

Genom att oxidera slurryn fås kalciumsulfat (gips) som kan torkas. En avsvavlingsgrad på cirka 90 % är vanligt.⁷⁴

Våt-torr system för svavelrening

Ett alternativ till våta system där en kalklösning sprayas på rökgasen och reagerar med svaveldioxiden. Vattnet förångas i processen och en torr reaktionsprodukt erhålls som avskiljs i stoftreningen. Verkningsgraden ligger mellan 70 – 90 %.⁷⁵

3.3.3.3 Rening av kväveoxider

En gasformig emission som inte renas bort vid ovanstående rening utan kräver extra utrustning är kväveoxider. Utsläppen av kväveoxider kan främst reduceras genom att optimera drift, förbränning och de tekniska systemen.

SNCR och SCR

Det finns även två huvudsakliga tekniska metoder för att reducera utsläppen ytterligare utav kväveoxider från förbränning. Med SNCR (selektiv icke katalytisk reduktion) reduceras NO_x termiskt genom tillsats av kemikalier i eldstaden. Man kan välja att tillsätta antingen ammoniak eller urea som reaktionskemikalie.⁷⁶

Med den andra metoden SCR (selektiv katalytisk reduktion) renas NO_x bort i en stor katalysator i slutet av rökgasreningen. Innan katalysatorn tillsätts ammoniak till rökgaserna som sedan passerar katalysatorn som oftast är gjord av titaniumoxid och vanadin. Att den sitter sist beror på att gasen måste vara ren. Katalysatorn är mycket känslig för stoft. Nackdelarna med denna teknik är att man måste återuppvärma rökgaserna eftersom reaktionen i katalysatorn bör ske vid cirka 200°C.⁷⁷

Det har visat sig att katalysatorn även reducerar organiska ämnen som till exempel dioxiner eller andra organiska föreningar som inte förbränts.⁷⁸

3.3.3.4 Rökgaskondensering

Om man kyler ned rökgaserna så långt att vattenångan i gasen kondenserar kan man öka energiuttaget från förbränningen med 15 och 20 % genom att utnyttja ångbildningsvärmen. Rökgaskondenseringen fungerar även som ett reningssteg då den bildade vattendimman löser gasformiga föroreningar och tar med sig dessa till kondensatet. Väteklorid och kvicksilver övergår helt till kondensatet.⁷⁹ Det bör noteras att rökgaskondensering endast är ett lönsamt alternativ om man har avsättning för värmen i ett fjärrvärmenät som inte kräver ett medium med hög temperatur och högt tryck.

⁷⁴ Wester 2005 s. 165

⁷⁵ Westas 2004

⁷⁶ Westas 2004

⁷⁷ Westas 2004

⁷⁸ RVF 2001 s. 45

⁷⁹ RVF 2005 s. 42

3.3.3.5 Rening av kondensat

Vid val av ett vått system eller om man har rökgaskondensering så bildas en vätskefas som måste renas separat innan det kan avges till recipient. Detta görs i ett system som i praktiken är mycket likt det vid en reningsanläggning för kommunalt avloppsvatten. Det kvarblivna slammet kan utnyttjas på olika sätt beroende på dess kemiska sammansättning. Antingen så kan det återanvändas eller så måste deet deponeras⁸⁰. Systemen för vattenrening är mycket effektiva och praktiskt taget alla föroreningar hamnar i det slam som deponeras.⁸¹

3.3.4 Energiproduktion

3.3.4.1 Värme

I de tuber som finns i pannans väggar transporteras vatten som hettas upp till en lämplig temperatur som regleras genom flödet i tuberna. Vid en anläggning som endast producerar värme för till exempel uppvärmning av hus krävs endast 60 – 120 °C.⁸² Om anläggningen producerar processånga krävs högre temperaturer och högre tryck. Värmen växlas via värmeväxlare ut på exempelvis ett fjärrvärmenät. Vid ångproduktion skickas ångan ut på ett specifikt nät till respektive kund. Att ångan håller rätt temperatur och tryck är viktigt för leveranskvaliteten.

3.3.4.2 El

Vid produktion av el överförs värmen från förbränningen till ånga som uppnår hög temperatur och högt tryck. Detta gör det möjligt att producera både el och värme från förbränningen. Ångan går igenom en ångturbin som är kopplad till en generator som producerar el. Efter att ångan har passerat turbinen så finns det fortfarande stora mängder energi kvar i mediet. Denna energi kan man värmväxla mot till exempel ett fjärrvärmenät och därmed få ut den sista energin.⁸³

3.3.4.3 Kyla

Det finns flera sätt att producera kyla beroende på vilken typ av energi som används som utgångspunkt. Nedan tas två olika typer av kylmaskiner upp.

Kompressordriven kylmaskin

Kompressorer är maskiner avsedda att höja trycket i en gas via mekaniskt arbete. I en kylmaskin används kompressorn för att kunna reglera så att kylmediet i kylmaskinen kondenserar vid en högre temperatur än vad den kokar. Detta gör värmeöverföring mellan ett utrymme med lägre temperatur (det utrymme man vill kyla) och ett utrymme med högre temperatur är möjlig.⁸⁴

Absorptionsanläggning

Det är även möjligt att utföra samma uppgift som ovan men med värmeenergi tillförd utifrån. Det mekaniska kompressorarbetet kan då ersättas med

⁸⁰ Åberg 2006

⁸¹ RVF 2005 s. 43

⁸² RVF 2005 s. 37

⁸³ RVF 2005 s. 37

⁸⁴ Alvarez, 1990 s. 731

absorptionsteknik och processen drivs av en temperaturdifferens som skapas genom tillförd värmeenergi. Vanligt köld- och absorptionsmedium är ammoniak/vatten eller vatten/litiumbromid. Värmefaktorn, det vill säga förhållandet mellan andel producerad värme till andel åtgången elektricitet, är aldrig över 2 för denna typ av maskin.⁸⁵

3.3.5 Behandling av restprodukter

3.3.5.1 Bottenaska

Den bottenaska (slagg) som produceras vid förbränning på roster är viktmsigt 15 – 20 % av ursprunglig avfallsmängd. Den består av avfallets inerta fraktioner⁸⁶. FB-pannor avger en mindre mängd slagg än vid motsvarande förbränning på rost, främst på grund av finare och mer homogent bränsle⁸⁷. Bottenaskan kan i siktad och sorterad form (slaggrus) användas som en resurs. I EU:s direktiv om avfallsförbränning står tydligt att denna fraktion skall återanvändas till så stor del som möjligt. I vissa länder, där naturgrus och stenkross är bristvaror, används slaggrus mycket som ersättning vid vägbyggen och anläggningsarbeten. I Sverige används gruset mest som resurs vid deponier för till exempel invallning.⁸⁸

3.3.5.2 Flygaska

Flygaskor från avfallsförbränning innehåller mycket föroreningar och ska förvaras säkert på en deponi för farligt avfall. För att ytterligare säkra att föroreningar inte lakas ut från fraktionen kan man på olika sätt stabilisera askorna innan de läggs på deponi. De askor som kommer från anläggningar där någon typ av tillsatsmedel använts, som till exempel kalk eller aktivt kol producerar askor som har stora andelar av dessa ämnen. Askor som innehåller aktivt kol är mindre benägna att laka ut dioxiner och andra miljöförstörande ämnen.⁸⁹ Andelen flygaska (eller cyklon- och filteraska) från förbränning i FB-panna är större än vid förbränning på rost då en del bäddmaterial följer rökgasen ut⁹⁰.

3.4 Miljöeffekter från emissioner

Fakta om emissionerna har hämtas från Naturvårdsverkets hemsida där inga andra hänvisningar redovisas⁹¹. Detta gäller för hela avsnitt 3.4. För en detaljerad redovisning av hur nedanstående ämnen emitteras från deponering respektive avfallsförbränning se bilaga 1.

⁸⁵ Alvarez 1990 s. 776

⁸⁶ RVF 2005 s. 44

⁸⁷ RVF 2005 s. 38

⁸⁸ RVF 2005 s. 44

⁸⁹ RVF 2001 s. 105

⁹⁰ RVF 2005 s. 38

⁹¹ Naturvårdsverket 2006

3.4.1 Energiförbrukning

Energianvändning påverkar miljön genom att förbruka jordens naturresurser. Förnyelsebar energi påverkar inte resurshushållningen då energikällan inte utarmas av förbrukning. I denna kategori inkluderas dock all typ av energiförbrukning.

3.4.2 Försurning

Då syror kommer ut i atmosfären sönderdelas de i sina komponenter vilka så småningom återvänder till jorden tillsammans med nederbörd. Surheten hos nederbörden anges av koncentrationen vätejoner, som beror på mängden emitterad syra. Försurad nederbörd ger olika effekt beroende på markens buffringsförmåga. Då markmineraler vittrar kan syratillförseln neutraliseras, lättvittrade bergarter så som kalksten ger därmed ett större skydd mot försurad nederbörd. Kalkrika bergarter är särskilt lättvittrade.

Ett lägre pH innebär att vissa tungmetaller, så som kadmium, lättare lakas ut. Försurning kan på så sätt leda till högre metallkoncentrationer i vattendrag. Surt nedfall påverkar även byggnadsmaterial, så som plåt och kalksten, genom korrosion och för tidig vittring.

De emissioner som i denna studie inkluderas i kategorin är NO_x och N_2O som bildar salpetersyra och SO_x som bildar svavelsyra, samt syrorna HF och HCl. Även ammoniak inkluderas då emissioner i redan näringsmättade områden kan bidra till försurning.

Miljöpåverkan från olika ämnen i de två systemen viktas i denna kategori samman som SO_2 -ekvivalenter. Detta innebär att påverkan från SO_2 sätts som den norm övriga ämnens miljöpåverkan viktas mot.

3.4.3 Eutrofiering

Då övergödande ämnen släpps ut i sjöar och vattendrag ökar produktionen av alger och växtlighet. I ett något längre perspektiv bidrar denna ökade produktion till syrebrist och att sjöar växer igen. Växter behöver fosfor för tillväxt, men i sjöar och vattendrag är normalt fosfor ett bristämne. Detta innebär att emissioner av fosfor är ett mycket viktigt bidrag till eutrofieringen.

Ytterligare ett ämne som bidrar till övergödningen är kväve. Kväve kan emitteras till vatten som ammoniak eller NO_x samt till luft som ammoniak, NO_x eller N_2O . Då kväveföreningar emitteras till luft kan de bidra till övergödningen genom kvävenedfall från atmosfären genom att nederbörden kan ha ökade halter av nitrat och ammonium. För marker som tidigare varit näringsfattiga kan detta betyda att arter som är mer näringskrävande får en större ekologisk nisch och att jämvikten i ekosystemet förflyttas.

Övergödningen av sjöar och vattendrag påverkas även av emissioner av olika kolföreningar. Då emissioner av totalt organiskt kol bryts ned krävs syre, stora

mängder emissioner kan därmed leda till syrebrist. Halten totalt organiskt kol i emitterat vatten kan mätas som biologisk syreförbrukning (BOD) eller kemisk syreförbrukning (COD).

Miljöpåverkan från olika ämnen i de två systemen viktas i denna kategori samman som PO_4^{3-} -ekvivalenter.

3.4.4 Påverkan på växthuseffekten

Växthuseffekten är ett naturligt fenomen som innebär att infraröd strålning som emitteras från jordytan reflekteras av gaser i atmosfären och återvänder till jorden. Processen håller temperaturen uppe och är därmed mycket viktig för livet på jorden. Växthuseffekten påverkas av mänsklig aktivitet genom att växthusgaser emitteras till atmosfären. Gaserna förstärker det naturliga fenomenet och gör att mer infraröd strålning reflekteras. Den mänskliga påverkan på växthuseffekten innebär på lång sikt att temperaturen på jorden höjs. Effekten kan även innebära klimatpåverkan såsom förändrade mönster för havsströmmar och vindar och förändring av ekosystemen.

Växthusgaser kan vara direkta eller indirekta. Direkta växthusgaser reflekterar den infraröda strålningen och bidrar på så sätt direkt till växthuseffekten. De direkta gaser som studeras i denna jämförelse är CO_2 , CH_4 och N_2O . Indirekta växthusgaser påverkar inte växthuseffekten direkt, men att de finns i atmosfären påverkar ändå på olika sätt klimatet.⁹² De indirekta gaser som tas upp i denna studie är NO_x , CO och NMVOC.

Miljöpåverkan från olika ämnen i de två systemen viktas i denna kategori samman som CO_2 -ekvivalenter.

3.4.5 Bildning av fotooxidanter

Ozon är en växthusgas och har därmed global miljöpåverkan. Lokalt kan ozon påverka både människor, djur och växter då den är en mycket reaktiv gas. Marknära ozon försämrar tillväxten hos skog och grödor, vilket gör att emissioner av ozon är ett problem som påverkar de areella näringarna. Höga koncentrationer kan påverka människans hälsa genom att irritera slemhinnor och lungor vilket kan skapa eller förvärra andningsbesvär. Exponering av ozon påverkar även material så som gummi och plaster genom nedbrytning.

Marknära ozon bildas genom reaktioner mellan NO_x , VOC och CO i närvaro av solljus⁹³. Metan är den gas i VOC som är minst reaktiv med avseende på bildning av ozon, andra gaser är upp till 140 gånger mer reaktiva. Den vanligast förekommande NMVOC är mellan 20 och 40 ggr så reaktiva som CH_4 . Detta innebär att NMVOC har hög ozonbildade potential.⁹⁴

⁹² Benediktsson m.fl. 2005 s. 8

⁹³ Schmitz 2005

⁹⁴ RVF 2002 s. 32

NO_x har ozonbildningspotential men ingen viktningfaktor i kategorin, då ingen litteraturkälla har kunnat hittas. NO_x diskuteras istället separat i kategorin luftkvalitet. Miljöpåverkan för de två systemen från övriga ämnen viktas i denna kategori samman som C₂H₂-ekvivalenter.

3.4.6 Luftkvalitet

Luftkvaliteten påverkas starkt av mänskliga aktiviteter så som transport och energiförsörjning vilket blir extra tydligt i en storstad där dessa aktiviteter koncentreras. Problemen med luftkvalitet härstammar främst från partiklar samt marknära ozon, då båda dessa grupper kan ge hälsoeffekter. Ozon emitteras inte direkt från de studerade systemen utan bildas genom reaktioner mellan andra emitterade ämnen, en sammanvägning av dessa finns i kategorin "bildning av fotooxidanter".

Aerosolerna kan delas upp i primära och sekundära. De primära aerosolerna består främst av damm som rivs upp från marken samt sot från trafik och reagerar inte med andra ämnen då de släpps emitteras.⁹⁵

De sekundära aerosolerna bildas genom någon form av kemisk reaktion. De bildas av gaser som kondenserar på partiklar i luften. Fler och fler molekyler aggregeras på partikeln och ämnena reagerar med varandra och bildar en aerosol. Den här undergruppen delas upp i **oorganiska** och **organiska** aerosoler.⁹⁶

De oorganiska aerosolerna bildas genom reaktioner med sulfat (från tung industri, främst kopparsmältning och en liten del från trafik), ammonium (främst från agrara näringar) och nitrat (främst från trafik och fotokemisk omvandling). Dessa reagerar tillsammans och bildar olika typer av aerosoler beroende på sammansättningen mellan beståndsdelarna. Alla ämnen släpps ut i gasfas.⁹⁷

Organiska aerosoler bildas genom reaktioner med VOC. Fyrtio procent av utsläppen av VOC kommer från trafiken och 60 procent kommer från okända diffusa källor i Santiago. Exempel på dessa är bensinstationer och målerifirmor. Om VOC skall omskapas till aerosoler så krävs energi i form av sol och närvaro av NO_x.⁹⁸

Eftersom aerosoler och partiklar främst emitteras i storstadsområden är de största effekterna på människan, men även djur och växter påverkas. Exponering av höga koncentrationer av aerosoler kan ge direkta men övergående problem så som irritation i ögonen, huvudvärk samt yrsel. Långvarig exponering kan leda till kroniska problem såsom minskad lungkapacitet och lungcancer. Vilka typer av skador som skapas beror bland annat på storleken på partiklarna. Små partiklar är extra farliga då de kan penetrera lungsäckarna och på lång sikt ge upphov till

⁹⁵ Schmitz 2005

⁹⁶ Schmitz 2005

⁹⁷ Schmitz 2005

⁹⁸ Schmitz 2005

cancer. Grupper som är extra känsliga för förhöjda aerosolhalter är astmatiker och äldre.⁹⁹

De emissioner som studeras i denna påverkanskategori är de som finns med i Santiagos plan för luftkvalitetsförbättring. Emissionerna är partiklar, SO₂, O₃, CO och NO_x¹⁰⁰. SO₂ emissioner finns ej specificerade, emissionerna av SO_x jämförs istället. Ingen sammanvägning av emissionerna görs, istället görs en jämförelse ämne för ämne.

3.4.7 Toxicitet

Vissa ämnen är toxiska för växter, djur och människor. Till dessa hör åtskilliga metaller samt organiska miljögifter så som dioxiner och PCB. På vilket sätt de toxiska ämnena påverkar varierar och det är därför mycket svårt att väga samman effekterna av olika ämnen. De ämnen som inkluderas i kategorin jämförs därför separat.

I studien inkluderas vätesulfid, ett antal metaller samt dioxiner i miljöpåverkanskategorin. Av dessa är de två sistnämnda grupperna av extra vikt på grund av omfattningen av emissionerna. En mer detaljerad beskrivning av dioxiner samt metaller och deras miljöpåverkan följer därför nedan.

3.4.7.1 Dioxiner

Stabila, organiska miljögifter är en stor grupp ämnen som på grund av mänskliga aktiviteter anrikats i naturen. Inom denna grupp återfinns bland annat PCB, DDT och dioxiner. Inom hantering av hushållsavfall är det viktigast att diskutera dioxiner då de mest giftiga ämnena återfinns i denna grupp¹⁰¹ och att dessa ämnen finns i avfallet.

Dioxiner i luft kan spridas över stora områden, problemen är därmed både lokala och regionala. I vatten binds gifterna generellt till partiklar som sedimenteras med botten slam i sjöar och lugna vattendrag. Spridningen av organiska miljögifter i vatten är därmed mer begränsad.

Dioxiner är toxiska, men deras påverkan på levande organismer är inte helt klarlagd. Detta beror på mängden ämnen samt att kemiskt närbesläktade ämnen kan påverka på vitt skilda sätt. Olika arter har varierande känslighet för förgiftning och reagerar på skilda sätt, för vissa arter är dioxiner dödligt även i små doser. Metabolismen av dioxiner i kroppen kan leda till att för kroppen viktiga ämnen bryts ned, att omsättningen av hormoner rubbas samt ett flertal andra skadeverkningar. Ämnena ackumuleras i den biologiska näringskedjan och skador uppstår därmed i synnerlighet hos djur högt upp i näringskedjan.

⁹⁹ Schmitz 2005

¹⁰⁰ CONAMA 2003 s. 10

¹⁰¹ RVF 2001 s. 54

3.4.7.2 Metaller

Tungmetaller är de metaller som har en densitet över 5 gram per kubikcentimeter. Förutom tungmetaller har även järn inkluderats i studien, de metaller som studeras är: Arsenik (As), Kadmium (Cd), Krom (Cr), Järn (Fe), Kvicksilver (Hg), Nickel (Ni), Bly (Pb) och Zink (Zn). Dessa metaller är utvalda på grund av att de tas upp i flera olika litteraturkällor.

Utsläpp av tungmetaller innebär inget stort globalt problem då metallerna ofta är svårslösliga och ackumuleras i höga koncentrationer nära utsläppskällan. Problemen uppstår däremot regionalt eller lokalt beroende på hur lätt metallerna transporteras i mark och vatten. Vissa av tungmetallerna, t.ex. bly, transporteras mycket långsamt. Detta leder till att marker förgiftade med bly har en hög koncentration av ämnet under en mycket lång tid. Andra metaller, t.ex. kadmium, är mer lätttrörliga vilket innebär att de lättare lakas ut i omgivande vattendrag och utsläppen sprids över ett större område. Utlakningen av metaller sker i synnerlighet så då pH sjunker, vilket innebär att markförsurningen påverkar spridningen av tungmetaller.

Lokalt påverkas floran då tungmetaller ansamlas i höga koncentrationer. Runt förorenade vattendrag utarmas floran och ekosystemen förändras. Metallerna kan även hämma den mikrobiella nedbrytningen av växtrester, vilket leder till att färre näringsämnen frigörs.

Vissa former av tungmetaller kan ackumuleras i den biologiska näringskedjan. Detta gäller bl.a. för kvicksilver vilket är farligt på grund av dess toxiska egenskaper, höga koncentrationer i mat kan bland annat påverka nervsystemet. De koncentrationer kvicksilver som emitteras i gasform från deponier är mycket liten, vilket gör att gasen inte innebär en direkt hälsorisk för arbetarna.¹⁰²

3.4.8 Sammanfattning emissioner och dess påverkanskategorier

En sammanfattning av de studerade ämnenas karaktärisering i miljöpåverkanskategorier finns i tabell 3.2 nedan. För information om vilka omräkningsfaktorer som använts vid karaktäriseringen se bilaga 3. GWP står för Global Warming potential eller Påverkan på växthuseffekten, POCP för Photo Oxidant Chemical Production eller Bildning av fotooxidanter, AP står för Acidification Potential eller Försurning, EP står för Eutrophication Potential eller Eutrofiering.

¹⁰² Fischer 1999 s. 15

Tabell 3.2 Relevanta påverkanskategorier för studerade ämnen. För förklaringar av förkortningar och kemiska beteckningar, se ovanstående avsnitt samt bilaga 1.

Ämne	GWP	POCP	AP	EP	toxicitet	luftkvalitet	Kommentar
BOD				Ja			
CH4	Ja	Ja					
CO	Ja	Ja				Ja	
CO2		Ja					
NH3			Ja	Ja			
NMVOC	Ja	Ja				Ja	
NOX	Ja		Ja	Ja		Ja	NOX+solljus ger ozon, men har inget viktningstal i POCP
N2O	Ja		Ja	Ja			
PO43-				Ja			
SO2			Ja			Ja	
SOX			Ja			Ja	
stoff & aerosoler						Ja	
Dioxiner					Ja		
H2S					Ja		
HCl			Ja				
HF			Ja				
Metaller					Ja		

3.5 Använda modeller

3.5.1 KDM:s beräkningsmodell för produktion av deponigas

Företaget som äger och driver Loma Los Colorados har med hjälp av ett konsultföretag beräknat den teoretiska bildningen av deponigas fram till och med år 2045. Resultaten från rapporten finns ej bifogade till denna studie då de än är internt material¹⁰³. Syftet med undersökningen är dock att skapa underlag för handeln med utsläppsrättigheter enligt Kyotoavtalet, vilket innebär att resultaten kommer att bli officiella. Beräkningarna av produktion deponigas har genomförts med ett program uppbyggt på samma sätt som den av USA:s naturvårdsverk rekommenderade modellen LandGEM. Modellerna bygger på att produktionen av deponigas avklingar enligt en första ordningens exponentialekvation, se ekvation 1.

$$Q_{CH_4} = \sum k L_0 (M_i/10) e^{-kt(ij)} \quad (\text{ekv 1})$$

Där: Q_{CH_4} = årlig metangeneration för beräknings år [$m^3/\text{år}$]

i = 1 års tidsökning

n = (beräkningsår) - (öppningsår)

j = 0.1 års tidsökning

k = metangenereringshastighet [år^{-1}]

L_0 = metangenereringspotential [m^3/Mg]

¹⁰³ Keller 2005

M_i = massa deponerad det i :te året [Mg]
 t_{ij} = ålder hos den j :te sektionen av avfallsmassan M_i [år/10]

Den platsspecifika konstanten k anger den hastighet som metan genereras i deponien och bestäms av bland annat fukthalt, temperatur och pH. Även konstanten L_0 är platsspecifik och anger den totala potentialen för metangeneration. Denna potential bestäms uteslutande av avfallets sammansättning, högre andel cellulosa i avfallet ger högre L_0 .¹⁰⁴

3.5.2 RVF:s beräkningsmodell för bränslen och spårelement

Modellen är uppförd på uppdrag av Svenska Renhållningsverksföreningens (RVF) arbetsgrupp för avfallsförbränning av konsultfirman Öhrström och Bergström¹⁰⁵. Modellen är uppbyggd i Excel och materialet i databasen är uppdaterat och kompletterat år 2005. Modellen är uppdelad i två delar, bränsle och förbränningsmodeller.

Bränsle

Bränsleavdelningen är uppdelad i fyra stycken huvudkategorier där man på olika sätt, beroende på vilken information man har om bränslet kan definiera det avfall som ska förbrännas. I den första kategorin finns tjugofem stycken fördefinierade bränslekategorier som till exempel brännbart kommunalt avfall, brännbart verksamhetsavfall och papper.

Det är möjligt att definiera en egen avfallsfraktion på två sätt. Antingen kan man gå in i databasen, där man kan förändra en befintlig avfallsfraktion eller helt bygga en egen efter de uppgifter man har. Den andra möjligheten är att använda sig av "blandning av bränsle" och definiera en egen bränslekategori genom att blanda de befintliga på lämpligt vis. Det finns stora möjligheter att definiera den avfallsfraktion som man vill förbränna korrekt i modellen förutsatt att man har tillgång till tillräcklig och pålitlig information.

Förbränningsmodeller

Under Förbränningsmodeller kategoriserar man under vilka förhållanden som bränslet skall förbrännas. Modellen har inte någon koppling som reglerar driftparametrar, den är helt statisk. Modellens utsläppsvärden styrs istället av anrikningsfaktorer som kan ställas in av användaren för att passa den aktuella panna som skall modelleras. I denna modellering har defaultvärden till stora delar använts då det inte är någon specifik panna som existerar.

Det finns sju stycken olika förbränningssystem att välja mellan. I modelleringen används modell 4 som är en fluidiserad bädd med ett slangfilter som reningsteknik.

¹⁰⁴ KDM S.A 2005 s. 16

¹⁰⁵ Öhrström 2005

Resultat

Resultatet bygger på en statisk modellering utgående från fakta insamlat från olika källor i Sverige. Mest arbete har lagts ned på att få riktiga resultat för anrikning av tungmetaller i askan. Utsläpp till luft från anläggningen har legat mindre i fokus. Parametrarna är satta efter bästa förmåga men dataluckor eller osäkra siffror kan förekomma. Därför skall resultaten alltid ses över med kritiska ögon.¹⁰⁶ För att se vilka indata som använts i modellen, se bilaga 2.

3.5.3 NTM Calc Gods

Nätverket för Transporter och Miljön (NTM) har skapat beräkningsmodellen NTM CALC GODS som finns att tillgå på nätverkets hemsida¹⁰⁷. Modellen är ett datorprogram som möjliggör beräkningar av miljöbelastningen för en godstransport bestående av en eller flera deltransporter. Beräkningarna baseras på de miljödata för godstransporter som insamlats från olika svenska källor. Resultatet modellen presenterar är dels energiförbrukning och dels de emissioner som transporten resulterar i.

¹⁰⁶ Öhrström 2005

¹⁰⁷ NTM 2005

4. Bakgrund

4.1 Chile - ekonomisk och demografisk översikt

4.1.1 Geografi



Chile, beläget på Sydamerikas västra kant, utmärks främst genom sin längd på 432 mil, samt en medelbredd på 15 mil¹⁰⁸. I öster isoleras landet av Anderna som löper längs hela Chiles gräns mot grannländerna Peru, Bolivia och Argentina. Till Chile hör även Påskön och Juan Fernández-öarna i Stilla Havet. Dessutom gör man anspråk på en del av Antarktis. Landets längd medför en mycket stor både klimatologisk och ekologisk differentiering. Norra delen består främst av öken och stäpp, i de allra sydligaste delarna råder snarare ett fuktigt tempererat kustklimat. Floderna är varken stora eller vattenrika, men utmärker sig ändå genom hög fallhöjd. Detta kan märkas i Chiles relativt stora vattenkraftresurser.¹⁰⁹

Figur 4.1: Karta över Sydamerika.¹¹⁰

4.1.2 Demografi och politik

Den självständiga staten Chile utropades år 1818 sedan man frigjort sig från den spanska kolonialiseringen som startades år 1541 i samband med grundandet av Santiago. Chile består av tretton stycken olika regioner. Huvudstaden, Santiago de Chile, ligger i den trettonde och folkrikaste regionen i landet. Chiles 16,1 miljoner medborgare bor till största delen i städer. Varav Santiago med sina 6 miljoner invånare är klart dominerande. Demografiskt så liknar Chile mera ett europeiskt land än ett typiskt latinamerikanskt med en något äldre befolkning, relativt låg spädbarnsdödlighet och jämförelsevis hög medellivslängd. Indianerna utgör 2-3 % av den chilenska befolkningen. Resten av befolkningen, som huvudsakligen befolkar städerna består av spanska ättlingar och mestiser.¹¹¹

¹⁰⁸ Lindström 2005 s. 1

¹⁰⁹ Nationalencyklopedin 2006

¹¹⁰ Karta över Sydamerika 2006

¹¹¹ Nationalencyklopedin 2006

Både Chiles politiska och ekonomiska verksamhet har påverkats av tiden som militärdiktatur 1973 – 1989. Under tiden sedan diktaturen har stora ansträngningar gjorts för att reda ut förhållandena i skuldfrågan. För närvarande pågår över 400 rättsprocesser mot idag icke aktiva militärer, poliser och andra verksamma under diktaturens regim.¹¹² De partier som dominerar den politiska arenan är i huvudsak samma partier som innan diktaturen.¹¹³

4.1.3 Ekonomi

Chile utmärker sig som en jämfört med andra länder i Sydamerika stabil ekonomi. Efter militärdiktaturens fall 1989 fick landet mycket höga tillväxtnivåer. Den ekonomiska politiken bygger på en marknadsekonomisk grundsyn där fri konkurrens, avregleringar och frihandel spelar en viktig roll.¹¹⁴

Efter ett par år av moderat tillväxt har nu ekonomin återigen börjat gå på högvarv. Världsbankens prognos på en BNP-tillväxt för 2006 på 5,9 % skulle göra Chile till världens tredje snabbast växande ekonomi näst Kina och Indien. Detta beror främst på kraftigt höjda världsmarknadspriser på koppar och andra metaller som är Chiles klart dominerande exportvara samt ökade inhemska investeringar och privatkonsumtion. Koppar står idag för nästan hälften av Chiles exportintäkter. Andra viktiga exportvaror är frukt, vin och odlad lax. Chile är idag Sveriges största exportmarknad i Latinamerika räknat per capita.¹¹⁵

Ytterligare en stor anledning till Chiles framgångar på exportsidan är det flitiga arbetet med att skriva frihandelsavtal med andra delar av världen. Chiles tidigare president Ricardo Lagos har gjort sig internationellt känd som en stor frihandelsförespråkare och Chile har idag frihandelsavtal med mycket stora delar av världen.¹¹⁶

Trots de senaste årens starka ekonomiska utveckling har Chile stora problem med växande klyftor i samhället. Arbetslösheten ökade år 2004 till 8,8 %. Förklaringen till detta är bland annat att Chiles exportintäkter ofta kommer stora företag till godo, främst inom gruvindustrin. Gruvindustrin är inte en arbetsintensiv sektor och pengarna har istället investerats i ny teknologi för utvinning av mineraler. Överhuvudtaget har de små och medelstora företagen, där jobben oftast skapas, haft svårt att dra nytta av den kraftiga ekonomiska tillväxten.¹¹⁷ Enligt Världsbanken uppvisar Chile, trots framgångar i fattigdomsbekämpningen senare år, en utav världens mest ojämlika inkomstfördelningar. Endast 15 länder uppvisar en sämre situation.¹¹⁸

¹¹² Lindström 2005 s. 3

¹¹³ Nationalencyklopedin 2006

¹¹⁴ Lindström 2005 s. 1

¹¹⁵ Lindström 2005 s. 4

¹¹⁶ Lindström 2005 s. 5

¹¹⁷ Audibert 2005 s. 5

¹¹⁸ Lindström 2005 s. 4

4.2 Regionala miljöförutsättningar

4.2.1 Geologi

Santiago är beläget i den så kallade centrala dalen, mellan Anderna i öster och de betydligt mindre Kustbergen som löper längs med Chiles stillahavskust¹¹⁹. I de chilenska Anderna finns toppar på runt 5000 m.ö.h. Den topp som ligger närmast Santiago, Cerro Ramón, är ca. 3200 m.ö.h. Kustbergens högsta toppar ligger på runt 2000 m.ö.h..¹²⁰

Centrala dalen är uppbyggd av morän i botten med alluviala avlagringar (sedimentära avsättningar från floder) från bland annat Mapuchefloden, som rinner genom Santiago och Maipufleden. Santiagodalen breder ut sig ungefär 80 km i nord-sydlig riktning och 35 km i öst-västlig riktning.¹²¹

4.2.2 Hydrologi

Flera floder rinner genom Santiagodalen. Eftersom bergen ligger så nära är flödena små men fallhöjden relativt stor. Det finns nästan inga större sjöar i närheten av eller i Santiago. Grundvattennivån är varierande¹²², men vatten är en bristvara då Santiago har ett torrt klimat.

4.2.3 Seismisk aktivitet

Santiago ligger i ett vulkaniskt mycket aktivt område. Flera av topparna i Anderna är antingen gamla eller fortfarande aktiva vulkaner. Santiago har haft sex stycken jordbävningar som registrerats som över 8 på Richter-skalan, den senaste 1985. Jordbävningarnas epicenter har legat cirka 44 km från Santiago vid kusten. Jordbävningarna har orsakats av spänningar mellan Nazcaplattan och den Sydamerikanska kontinentalplattan. Det är troligt att även nästa stora jordbävning kommer att ha liknande karaktär. Påverkan från utbrotten ha dock sett annorlunda ut i olika delar av Santiago.¹²³

4.2.4 Luftkvalitet

Eftersom Santiago ligger i en dal omgivet av höga berg på praktiskt taget alla sidor så försvåras vindcirkulationen och därmed utbytet av luft i dalen. Utanför Sydamerikas västkust finns ofta ett lågtryck som skapar medurs cirkulerande vindar. Detta fenomen uppstår cirka en gång i veckan och är extra tydligt under vinterhalvåret. Vindarna passerar kusten utanför Santiago i riktning mot norr. Detta innebär att vindar dras ned från Anderna, över floddalen som Santiago är belägen i, mot havet.¹²⁴

¹¹⁹ Nationalencyklopedin 2006

¹²⁰ CONAMA RM 2003 s. 8

¹²¹ CONAMA RM 2003 s. 8

¹²² SERNAGEOMIN 2004

¹²³ SERNAGEOMIN 2004

¹²⁴ Schmitz 2005

När vindarna kommer ned från Anderna passerar de rakt över dalen och över nästa bergskedja på väg mot havet. Vindarna når aldrig dalens botten och luftcirkulationen i Santiago blir på så sätt mycket dålig. Detta är anledningen till att Santiago haft mycket svåra problem med luftkvalitet, en situation som under de senaste åren förbättrats avsevärt. Se mer om den lokala aktionsplanen i avsnittet om miljölagstiftning.¹²⁵



Bild 4.1: Smog över Santiago.¹²⁶

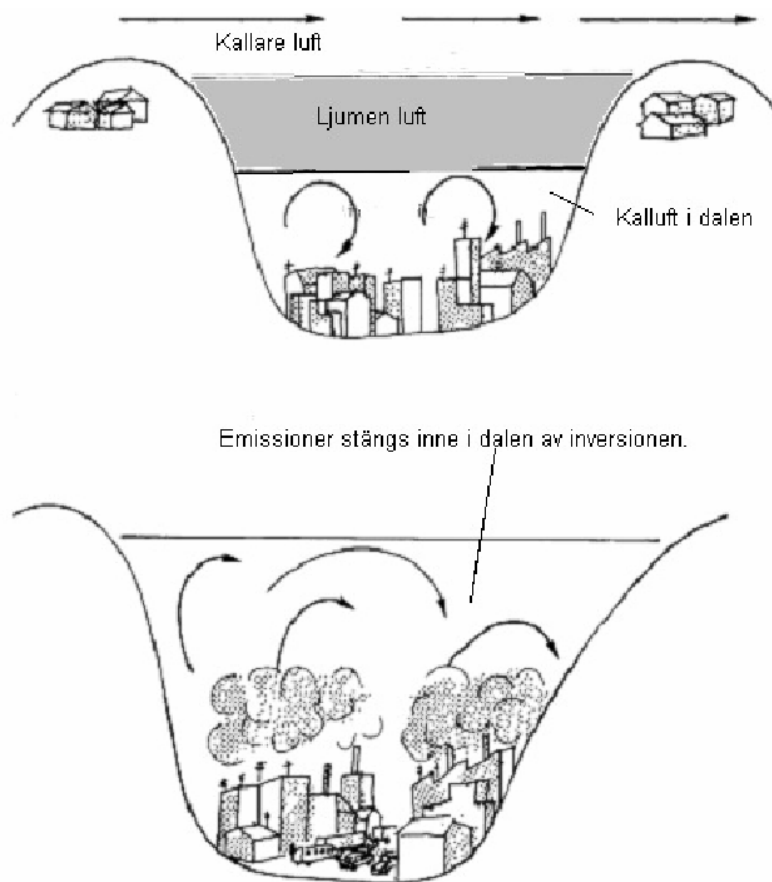
4.2.4.1 Inversion

När vindarna från bergen passerar över dalen komprimeras luften och det skapas därmed ett varmare luftskikt genom friktion. Klimatet i Santiago är generellt soligt och klart. På kalla vinternätter försvinner därför mycket av den infraröda värmestrålningen ut ur dalen och staden kyls ned. Temperaturskillnaden mellan staden och det uppvärmda luftskiktet blir stor med kraftig inversion och dålig cirkulation som följd. Att Santiago dessutom är beläget på 33:e breddgraden söder förstärker problemen med inversion.¹²⁷ Fenomenet illustreras i figur 4.2 nedan.

¹²⁵ Schmitz 2005

¹²⁶ Bild Santiago 2006

¹²⁷ Schmitz 2005



Figur 4.2: Inversion i Santiago.¹²⁸

4.2.4.2 Årstidsvariationer

Allmänt så kan man skilja på sommarsmog och vintersmog när man pratar om luftkvalitet i Santiago. På vintern är temperaturskillnaderna mellan de olika luftlagren stora och inversionen ofta kraftig. Den dominerande vindriktningen från bergen mot havet och luftcirkulationen är vid vissa tider obefintlig. Vintersmog orsakas främst av aerosoler (partiklar), i fast eller flytande form. För mer information om aerosolers sammansättning och bildning se avsnitt 3.4.¹²⁹

På sommaren skapar ozon de största luftkvalitetsproblemen. Då ökar det meteorologiska fenomen som ger vindar från dalen upp mot Andernas sluttningar. Lågtrycket utanför kusten, som nämndes ovan, är inte lika tydligt och temperaturskillnaderna mellan luftskikten är inte lika stor. Alla dessa faktorer gör tillsammans att cirkulationen av luft är bättre och därmed att problemen med smog minskar under sommarmånaderna.¹³⁰

¹²⁸ Saralegui Villegas 2005

¹²⁹ Schmitz 2005

¹³⁰ Schmitz 2005

Vindarna från kusten för med sig NO_x och VOC som bildas i staden upp i Anderna där sommarens solljus gör att man får reaktioner som bildar ozon. Man kan se på Santiagos luftkvalitetsmätningstationer att koncentrationen av ozon är högre vid de stationer som ligger närmare bergen. På en av stationerna så överträds ozongränsen 60 % av dagarna på året. Santiagos befolkning ser inte sommarsmogen som ett lika stort problem som vintersmogen då ozonföroreningar inte är lika visuellt uppenbara samt att problemen främst finns i bergsområdena.¹³¹

De viktigaste ämnena för Santiago att koncentrera sig på att minska utsläppen av är därmed NO_x, SO_x, VOC och NH₄, samt stoft.¹³²

4.3 Miljölagstiftning

4.3.1 Generella lagen för miljö

År 1994 röstades Chiles första riktiga miljölag igenom, "Bases Generales de Medioambiente". Den ligger till grund för allt miljöarbete. Lagen är en ramlag som sätter upp grundläggande krav och specificerar hur den mer detaljerade miljölagstiftningen skall se ut och genomföras. Här fastställs även målen med landets miljöarbete samt rätten att leva i en icke kontaminerad omgivning. Genom antagandet av lagen så startades Chiles naturvårdsverk, CONAMA, som idag har ansvar för tillståndsgivning och planering av statliga och regionala miljöprojekt.¹³³

Inom ramlagen har den mer detaljerade miljölagstiftningen byggts upp av ett antal instruktioner för hur miljöarbetet skall utformas. De förordningar som har betydelse i denna studie är främst förordningen som styr när en miljökonsekvensbeskrivning skall tillämpas och hur den skall utformas samt regelverk för kvalitativa och kvantitativa normer för luftkvalitet och emissioner.¹³⁴

4.3.1.1 Kvalitativa luftkvalitetsnormer

De kvalitativa normerna anger värden för hur bra luftkvaliteten skall vara i olika regioner. Normerna anger även kvantitativa gränser för vad som räknas som nödläge, det vill säga kritisk gräns för hälsofara. Om en region eller zon överträder luftkvalitetsnormerna under en längre tid så förklaras zonen mättad för det specifika ämnet och en aktionsplan utformas för att minska belastningen. Om utsläppen ligger mellan 80 – 100 % av normen så förklaras zonen "latent mättad" och planer för att utsläppen skall hålla sig under normen bör antas. Santiago är förklarat mättad zon för SO₂, O₃, PM10¹³⁵ och CO och latent mättad zon för NO_x.¹³⁶

¹³¹ Schmitz 2005

¹³² Schmitz 2005

¹³³ CONAMA RM a2005

¹³⁴ CONAMA RM a2005

¹³⁵ Partiklar med en diameter mindre är 10 µm

¹³⁶ CONAMA RM a2005

4.3.1.2 Kvantitativa emissionsnormer

Emissionsnormerna anger utsläppsgränser till olika recipienter. De viktigaste är till ytvatten (floder, sjöar, havsvatten och kustvatten), grundvatten och avloppsreningsverk.¹³⁷

4.3.1.3 Aktionsplaner

Lokala aktionsplaner för minskade utsläpp finns på flera ställen i landet men den som främst berör denna studie är ”Plan de prevención y descontaminación atmosférica de la Región Metropolitana” eller PPDA som den ofta förkortas.¹³⁸

PPDA är ett handlingsprogram som innehåller åtgärder för att minska utsläpp av stoft och gaser till atmosfären lokalt i Santiago. De medel som PPDA främst verkar genom är stränga krav för nyetablering av industrier och andra utsläppskällor samt restriktioner för etablerade utsläppskällor i de tider då luftcirkulationen i staden är mycket liten och koncentrationen av föroreningar hög. Man har tre definitioner på föroreningsgrad, ”varning”, ”potentiellt nödläge” och ”nödläge”.¹³⁹

Vid nyetablering av en utsläppskälla i Santiago skall den nya källan kompenseras för med:

- 100 % minskning vid någon annan utsläppskälla för upp till nivån för den ersatta verksamheten (om det finns en sådan)
- och 150 % för de utsläpp som inte ersätter någon annan källa eller om den nya källan har större utsläpp än den gamla.

Detta innebär att en helt ny energikälla, som till exempel en avfallsförbränningsanläggning skulle behöva minska utsläppen vid en annan utsläppskälla med motsvarande 150 % av sina utsläpp under förutsättning att den inte ersätter en annan utsläppskälla.¹⁴⁰

Höga koncentrationsnivåer av föroreningar i luften innebär restriktioner för både fordon och industrier. Vid nödläge och potentiellt nödläge så träder ett system i kraft där fordon med för dagen framlottade nummer på sin registrerings skylt inte får köra. Vissa industrier med stoftutsläpp över ett visst värde får vid dessa förhållanden stänga av sin anläggning.¹⁴¹

PPDA har gett initiativ till en rad förbättringar för miljön. TransSantiago, ett projekt där alla Santiagos lokalbussar kommer att bytas ut, är ett sådant exempel och så även förbättringarna av övervakningsstationerna för luftkvalitet.¹⁴²

De främsta nuvarande målen för PPDA är:

¹³⁷ CONAMA RM a2005

¹³⁸ CONAMA RM 2003

¹³⁹ República de Chile, 2000

¹⁴⁰ República de Chile, 2000

¹⁴¹ República de Chile, 2000

¹⁴² CONAMA RM 2003 s.37

- att från och med 2005 inte ha några dagar med luftkvalitet ”potentiellt nödläge”.
- att uppfylla de primära normerna för luftkvalitet till 2010.

Förhoppningen är att genom förnyelse av transportsystemet, nya och strängare normer för industrin, ytterligare förbättring av bränslekvalitet samt en plan för bonus för utsläppsminskningar och satsning på Santiagos grönområden fortsätta den positiva trenden och uppnå de utsatta målen.¹⁴³

4.3.2 Förbränningslagstiftning

I skrivande stund är endast specifika anläggningar för förbränning av farligt avfall som sjukhusavfall och anläggningar för samförbränning av olika bränslen tillåtna i Chile vad gäller förbränning av avfall och restprodukter. Under 2006 kommer en ny lag som reglerar emissioner från förbränning. Förbränning av avfall har varit förbjudet enligt lag sedan år 1976 i Chile. I och med att den nya lagen träder i kraft upphör förbudet av förbränning av avfall. Lagen ersätter också normer för förbränning av alla andra typer av avfall undantaget farligt industriavfall.¹⁴⁴

Arbetet med det nya regelverket har pågått sedan år 2000 främst på grund av att förbränning är en god behandlingsmetod för vissa typer av avfall vars giftighet och/eller mängd man vill reducera. Lagen är utformad i ett schweiziskt samarbete och har mycket gemensamt med lagstiftningen i EU. Den nya chilenska lagen ser förbränningsprocessen som en svart låda och tar inte hänsyn till bränsle eller verkningsgrad. Den reglerar endast vilka utsläpp som processen får generera. Lagstiftningen reglerar inte förbränning av farligt avfall, men sjukhusavfall regleras inom lagen.¹⁴⁵

Existerande anläggningar har tre år på sig att uppfylla de krav som ställs i den nya lagen. Nya anläggningar måste uppfylla normerna senast 6 månader efter att de tagits i drift. Om man inte uppfyller kraven kan man utsättas för sanktioner eller så kan anläggningen stängas till dess att felet är åtgärdat.¹⁴⁶

4.4 Nuvarande energisystem

4.4.1 Förnyelsebara energiresurser

Den viktigaste förnyelsebara energiresursen i Chile är vattenkraften som historiskt sett är den mest betydelsefulla energikällan för elproduktion¹⁴⁷. Med sin långa kust har Chile dessutom stor potential för vind- och vågkraft. Idag finns viss elproduktion från vindkraft i södra Chile, dock är andelen vindkraft mycket liten utslagen på landets totala energiproduktion.

¹⁴³ CONAMA RM 2003 s. 50

¹⁴⁴ Folch 2005

¹⁴⁵ Folch 2005

¹⁴⁶ Folch 2005

¹⁴⁷ Esser 2005 s. 6

Intresset för geotermisk energi har på senare år förstärkts i Chile och utredningar om möjlig potential har genomförts. Ett mindre verk som producerar värme för uppvärmning finns idag och 2005 togs ett beslut att starta elproduktion från geotermisk energi i södra Chile.¹⁴⁸

Ytterligare en resurs med möjlig potential är bioenergi då det finns skogsområden och pappersmassaindustri. Idag finns vissa biobränsleeldade kraftverk som tillsammans motsvarar ca 1 % av den installerade kapaciteten i elsystemet som täcker Región Metropolitana.¹⁴⁹

4.4.2 Fossila energiresurser

Chile har vissa, begränsade fyndigheter av olja och naturgas. Den inhemska produktionen av olja uppnår idag 9 % av konsumtionen, och produktionen av naturgas till 14 %. Produktionen av både olja och gas sjunker dock samtidigt som konsumtionen ökar vilket skapar ett kraftigt importberoende. Chile importerar främst olja från Argentina, men även från Colombia, Ecuador och Egypten. Befintliga pipelines för naturgas går endast till Argentina, nya system för import av flytande naturgas planeras dock.¹⁵⁰

Kolbrytningen i Chile motsvarade år 2003 11 % av konsumtionen. Konsumtionen av kol har dock fluktuerat kraftigt över åren då kol främst används som reservkraft för vattenkraften vid torrår.¹⁵¹

4.4.3 Elektricitet

4.4.2.1 Distributionssystem

Elektriciteten i Chile distribueras genom fyra separata nät: det norra nätet (SING), det centrala nätet (SIC), Aysén och Magallenes. SIC täcker Region Metropolitana samt fyra andra närbelägna regioner och distribuerar elektricitet till 93 % av Chiles befolkning.¹⁵²

4.4.2.2 Elproduktion i SIC

Inom det geografiska område som täcks av distributionssystemet SIC finns en installerad effekt på 7,9 GW¹⁵³. Den installerade effekten kommer till 40,2 % från termisk produktion med fossila bränslen. Resterande 59,8 % av installerad effekt är vattenkraft¹⁵⁴. Installerad effekt i SIC visas i tabell 4.1.

¹⁴⁸ Esser 2005 s. 7

¹⁴⁹ Sario 2005 s. 15

¹⁵⁰ Esser 2005 s. 2

¹⁵¹ Esser 2005 s. 4

¹⁵² Lynch 2002

¹⁵³ Sario 2005 s. 10

¹⁵⁴ Sario 2005 s. 19

Tabell 4.1: Installerad effekt i distributionssystem SIC.¹⁵⁵

Typ av generation	Installerad effekt [MW]	Installerad effekt [%]
Naturgas	1749,4	22,3
Kol	837,7	10,7
Olja	567,6	7,2
Vattenkraft	4695,3	59,8
Totalt:	7850	100,0

4.4.2.3 Elpris

Elpriset i Chile har de senaste åren varit relativt stabilt, elpriset för hushåll inklusive 19 % moms ligger med aktuell växlingskurs på motsvarande en krona per kWh¹⁵⁶. Priset varierar dock med årstiden och under vintern stiger kostnaderna med 40 %. Priset regleras centralt två gånger per år och baseras på marginalkostnaden av elproduktionen¹⁵⁷.

4.4.3 Energipolitik

Chiles energibehov har växt stadigt det senaste decenniet. Sedan 1992 har behovet i snitt stegrats med 7 % årligen. Den ökande energianvändningen kan främst spåras till större behov hos gruvindustrin samt stora urbana områden.¹⁵⁸ Utvecklingen har lett till att energiförsörjningen är ett allt mer aktuellt område i den chilenska politiken.

Mellan 1997 och 1999 inträffade en svår torka vilket skapade problem för vattenkraften med otillräcklig elproduktion och strömavbrott som följd. För att minska vattenkraftberoendet och få stabilitet i elsystemet gjordes ett försök att diversifiera elproduktionen i landet. Den omstrukturerings som följde ledde främst till att fler naturgaseldade kraftverk installerades.¹⁵⁹

För att täcka behovet av naturgas importerades 1997 för första gången naturgas från Argentina i stor skala. Importen ökade fram till 2003 i genomsnitt med 21,7 % årligen, då naturgasen stod för 23,7 % av den totala energikonsumtionen i landet.¹⁶⁰

I april 2004 införde Argentina restriktioner av naturgasexporten till Chile, vilket innebar att importen vissa dagar reducerades med upp till 50 % av kontraherade volymer. Problem med fluktuationer och dålig tillförlitlighet i systemet har medfört att huvudinriktningen av energipolitiken återigen har blivit att diversifiera energikällorna, denna gång med syfte att minska beroendet av argentinsk naturgas. En av lösningarna anses vara att bygga ut vattenkraften.¹⁶¹

¹⁵⁵ Centro Economico de Carga – Sistema Interconectado Central 2005 s. 11

¹⁵⁶ Audibert 2006

¹⁵⁷ Lynch 2002

¹⁵⁸ Lynch 2002

¹⁵⁹ Esser 2005 s. 6

¹⁶⁰ Esser 2005 s. 3

¹⁶¹ Esser 2005 s. 1

4.5 Nuvarande avfallshanteringssystem

4.5.1 Hushållsavfall i Santiago

I Región Metropolitana produceras dagligen cirka 7500 ton hushållsavfall. Kostnaden för att hantering av ett ton hushållsavfall är ca 200 kr. Av detta svarar insamling och transport för ca 120 kr och slutdeponeringen för ca 80 kr. Detta innebär att Santiago dagligen spenderar cirka 1,3 miljoner kronor på avfallshanteringen.¹⁶²

Mellan 1973 och 1991 har det genomförts sex olika studier av hushållsavfallens sammansättning i Santiago. Med dessa undersökningar som grund gjordes 1995 en uppskattning av hushållsavfallet år 2000¹⁶³. Dessa är de mest detaljerade och uppdaterade uppgifter som finns om sammansättningen av hushållsavfallet i Santiago. Uppskattningen av sammansättningen av Santiagos hushållsavfall samt motsvarande svenska värden visas i tabell 4.2.

Tabell 4.2. Hushållsavfallens sammansättning i Santiago.¹⁶⁴

Fraktion	Santiago [%]	Sverige [%]
Organiskt material	42,3	56,8
Papper och kartong	21,9	18,4
Plast	14,1	8,1
Läder, textil, gummi	5,0	2,1
Metall	2,5	2,6
Glas	2,1	2,2
Övrigt	12,1	9,8
<i>Totalt</i>	<i>100</i>	<i>100</i>

Inom fraktionen "Övrigt" återfinns fint material så som jord och aska samt avfall som inte passar in i specificerade kategorier. Exempel på sådant avfall är mixade material så som blöjor¹⁶⁵. Det finns ingen uppgift på andelen farligt avfall i Santiagos hushållsavfall. I Sverige finns 0,4 % farligt avfall och elektronikskrot¹⁶⁶, denna fraktion har i tabell 4.2 inkluderats i kategorin "Övrigt".

4.5.2 Viktiga organisationer och företag

Avfallshanteringen i Santiago administreras, implementeras och kontrolleras av ett antal olika organisationer och företag. Här följer en sammanställning av de viktigaste aktörerna och deras roll i avfallshanteringen.

¹⁶² CONAMA RM b2005

¹⁶³ Arelleno 1995 s. 32

¹⁶⁴ Arelleno 1995 s. 21 och RVF 2005 s. 27

¹⁶⁵ Arelleno 1995 s. 21

¹⁶⁶ RVF 2005 s. 27

4.5.2.1 EMERES och Cerros de Renca

Avfallshanteringen i Santiago är ett kommunalt ansvarsområde. Kommunerna har sammanslutit sig i två separata organisationer för att hantera avfallsfrågorna. De södra kommunerna samarbetar genom EMERES, och de norra genom Cerros de Renca. Dessa båda organisationer har getts ansvaret för slutdeponeringen av hushållsavfallet från dessa kommuner.

EMERES bildades år 1986 av fjorton av kommunerna i södra Santiago. Företagets främsta syfte är att ta hand om behovet av slutdeponering av hushållsavfall i området. Utformning och implementering av nuvarande och framtida alternativ för behandling av avfall är ytterligare en viktig uppgift. Fler kommuner har anslutit sig och företaget representerar idag 21 kommuner med en folkmängd på 3,2 miljoner.¹⁶⁷

24 av Santiagos norra kommuner har sammanslutit sig i organisationen Cerros de Renca, med samma syfte och mål som EMERES. Cerros de Renca har dock valt att lägga ut hanteringen av hushållsavfall på entreprenad. Nuvarande kontrakt innehas av företaget KDM inom företagsgruppen Urbaser Kiasa.

Ansvaret för insamling av avfall ligger kvar hos kommunerna och är inte del av de åtaganden som Cerros de Renca eller EMERES har. Majoriteten av kommunerna har valt att lägga ut denna verksamhet på entreprenad. Konkurrensen om insamlingen av hushållsavfall fungerar dock dåligt och idag innehar tre företag 70 % av marknaden.¹⁶⁸

4.5.2.2 CONAMA

Chiles nationella natur- och miljömyndighet heter ”Comisión National del Medio Ambiente” (CONAMA). CONAMA är en statlig myndighet med syfte att främja en miljömässigt uthållig utveckling samt att koordinera verksamheten för att genomföra statliga beslut och strategier inom miljöområdet. Det är dessutom myndighetens uppgift att inom miljöområdet sammanställa faktaunderlag till presidenten och ge förslag på miljöpolitisk inriktning.¹⁶⁹

Inom avfallssektorn fungerar CONAMA som tillståndsenhet. Projekt rörande hantering, behandling och elimination av avfall måste få tillstånd för sin verksamhet innan den påbörjas. I denna process måste det aktuella företaget eller organisationen lämna in en miljöpåverkansbedömning. Det ligger sedan i myndighetens antaganden att väga in samtliga miljökonsekvenser innan ett tillstånd ges.¹⁷⁰ Det är även CONAMAs uppgift att utdöma påföljder till de organisationer och företag som inte uppfyller villkoren i respektive tillstånd¹⁷¹.

¹⁶⁷ Emeres 2006 Hemsida

¹⁶⁸ CONAMA RM b2005

¹⁶⁹ CONAMA RM a2005

¹⁷⁰ CONAMA RM a2005

¹⁷¹ CONAMA RM b2005

4.5.2.3 SEREMI och SDD

Inom myndigheten som ansvarar för hälso- och sanitära frågor i huvudstadsregionen finns SEREMI. SEREMI är tillsynsmyndighet för hälso- och säkerhetsaspekter inom avfallshanteringen i Santiago. Instansen övervakar byggandet och skötseln av samtliga platser avsedda för behandling eller förvaring av avfall samt att befintliga normer efterföljs samt att ingen del av avfallshanteringen skapar hälsorisker eller säkerhetsproblem.¹⁷²

SEREMI utför fysisk kontroll på berörda företag cirka två gånger i månaden. Denna kontroll är visuell och kontrollerar bl.a. statusen på fordon, maskiner och anläggning. De kan t.ex. ålägga en deponi att laga läckande kärl eller dåligt fungerande maskiner. SEREMI kontrollerar även utsläppen av biogas och lakvatten från deponierna. Kontrollen genomförs genom att företagen själva rapporterar in emissioner månadsvis. Som ytterligare kontroll görs mätningar i grundvattnet runt deponierna ungefär varannan, var tredje månad. Denna verksamhet är essentiell då vatten är en mycket begränsad resurs i området.¹⁷³

Inom samma myndighet finns även en överintendent för hälsa (direktöversatt från Superintendencia de Salud, SDD). Det är denna myndighet som ålägger straff mot ett företag som levererar falska uppgifter om emissioner eller bryter mot utsläppsgränser. Straffet är böter och storleken varierar bland annat med företagets storlek. SDD kan även stoppa driften av t.ex. behandlingen av lakvatten på en deponi om något allvarligt fel uppstått. Företaget måste i sådana fall rätta till felet innan driften kan återupptas.¹⁷⁴

4.5.3 Uppsamlingssystem

Få av hushållen i Santiago har soptunna utan placeras istället avfallet vid vägrenen på bestämda upphämtningsdagar. Det finns dock även vissa system med soptunnor eller korgar för insamling. Hus med fler än fyra våningar måste ha ett gemensamt avfallssystem med plats för lagring och lämpliga kärl för upphämtning. Insamlingen sker i genomsnitt tre gånger i veckan. I vissa områden har automatiska sopbilar börjat användas, men det mest använda systemet är att soppåsarna samlas in manuellt från vägrenen. Sopbilarna transporterar sedan avfallet till en omlastningsstation, varifrån avfallet transporteras vidare till deponien med tåg eller lastbil.¹⁷⁵

Syftet med omlastningsstationerna är att minska transportererna med små lastbilar och därmed minska kostnaderna¹⁷⁶. Stationerna sköts av privata företag i uppdrag från kommunorganisationerna. EMERES omlastningsstation heter Puerta Sur och är belägen i kommunen San Bernardo. Omlastningsstationen för Cerros de Renca är belägen i kommunen Quilicura och drivs av företaget KDM.¹⁷⁷

¹⁷² CONAMA RM b2005

¹⁷³ Calderon 2005

¹⁷⁴ Calderon 2005

¹⁷⁵ CONAMA RM b2005

¹⁷⁶ CONAMA RM b2005

¹⁷⁷ Secretaría Nacional Ministerial de Salud Región Metropolitana 2006

4.5.4 Deponier samt illegala soptippar

Samtligt hushållsavfall deponeras på någon av de tre godkända deponier som finns i regionen. Dessa är byggda efter ett reglemente baserat på amerikansk standard, vilket innebär krav på underlag, permeabilitet, täckning, lakvattenrening etc.¹⁷⁸. Deponierna inom EMERES upptagningsområde är Santa Marta och Santiago Poinente. Inom Cerros de Renca finns deponien Loma Los Colorados.¹⁷⁹

- Santa Marta togs i drift 2002 och tar maximalt emot 2000 ton avfall per dag. Den beräknade livslängden är ytterligare 20 år.¹⁸⁰
- Santiago Poniente togs i bruk 2002 och tar maximalt emot 1400 ton/dag.¹⁸¹
- Loma Los Colorados togs i drift 1996 och tar maximalt emot 6000 ton/dag. Den totala beräknade kapaciteten är på 130 000 000 ton avfall och enligt företagets egna beräkningar kommer deponien att avslutas 2045.¹⁸²

I Santiago finns dessutom cirka 60 illegala soptippar av varierande storlek på vilka både privatpersoner och industrier dumpar avfall¹⁸³. Problemet med illegala soptippar har varit på den politiska dagordningen i ungefär sex år¹⁸⁴ och under denna tid har antalet illegala soptippar minskats till både antal och omfattning¹⁸⁵. Fortfarande är dock illegala soptippar definierade som ett av de största problemen med avfallshanteringen i Santiago idag¹⁸⁶.

4.5.5 Återvinning

Región Metropolitana har sedan 1995 arbetat med att öka återvinningen av hushållsavfall. Målet med arbetet är att minska produktionen av avfall samt öka andelen återvunnet material. Sedan arbetets start har ett trettiotal projekt genomförts på kommunal nivå. Projekten har bland annat behandlat teman såsom kompostering, separering av avfallsfraktioner, återvinning i skolor samt utbildning av allmänheten.¹⁸⁷

Återvinning sker av främst papper och kartong, men även i mindre omfattning av glasförpackningar och aluminiumburkar. Totalt återvinns 9 % av hushållsavfallet¹⁸⁸, vilket kan jämföras med 33,2 % i Sverige¹⁸⁹. Ett av problemen

¹⁷⁸ KDM 2005

¹⁷⁹ Secretaría Nacional Ministerial de Salud Región Metropolitana 2006

¹⁸⁰ Secretaría Nacional Ministerial de Salud Región Metropolitana 2006

¹⁸¹ Secretaría Nacional Ministerial de Salud Región Metropolitana 2006

¹⁸² www.kdm.cl

¹⁸³ Saitz 2005

¹⁸⁴ Saitz 2005

¹⁸⁵ CONAMA RM b2005

¹⁸⁶ Saitz 2005

¹⁸⁷ CONAMA RM b2005

¹⁸⁸ CONAMA RM b2005

¹⁸⁹ RVF 2006

som delvis hindrar högre återvinningsgrad är att det saknas ekonomiska incitament för hushållen att minska sina avfallsmängder¹⁹⁰.

Ingen aktiv utsortering av farligt avfall sker idag. Definition och lagstiftning för farligt avfall täcker dock endast industriavfall. Det finns ingen definition av farligt avfall i hushållsavfall och inga normer för separering från hushållsavfall.¹⁹¹

4.5.6 Förbränning av avfall

Under 60 och 70-talen förbrändes avfall från många stora byggnader i Santiago i brännare anslutna till huset. Denna typ av förbränning var relativt okontrollerad och saknade reningsutrustning¹⁹². För att få kontroll på de ökande problemen med luftkvaliteten infördes 1976 ett förbud mot förbränning av industri- och hushållsavfall. Undantaget från förbudet var avfall från sjukhus, kliniker och forskningslaboratorier.¹⁹³ Sjukhusavfallet förbrändes på ett trettiotal små, lokala anläggningar på sjukhus och kliniker. Idag är regleringen av utsläpp från förbränningen hårdare vilket har lett till att sjukhusavfall endast förbränns på fyra platser under väl kontrollerade former.¹⁹⁴

Ytterligare ett undantag från ovan nämnda förbud har varit cement- och kalkugnar vars huvudsyfte är att producera kommersiella produkter. I dessa fall har vissa typer av avfall kunnat sameldas med traditionella bränslen¹⁹⁵. I Región Metropolitana har detta bland annat utnyttjats av cementföretaget Melón som täcker delar av sitt värmebehov genom förbränning av däck¹⁹⁶.

¹⁹⁰ CONAMA RM b2005

¹⁹¹ CONAMA RM b2005

¹⁹² Izquierdo, 2005

¹⁹³ República de Chile, Ministerio Secretaria General de la Presidencia de la Republica 1978

¹⁹⁴ Izquierdo, 2005

¹⁹⁵ Folch, 2005

¹⁹⁶ Izquierdo, 2005

5. Metod och avgränsningar

5.1 Funktionell enhet

De två system som jämförs i denna studie är uppbyggda kring två alternativa energisystem för en stor industri. Den industri som studeras är belägen i norra Santiago. Den är utvald på grund av sitt stora behov av energi till produktionsprocesser. Det årliga energibehovet är 72,7 GWh i form av mättad ånga vid tryck 10 bar och temperatur 180°C. Företaget har dessutom en årlig elförbrukning på 24,7 GWh.

Det nuvarande systemet jämförs med ett system där industrin får sin energiförsörjning från en avfallsförbränningsanläggning på området. Den teknik som har valts i det alternativa systemet är en FB-panna med förbränning av visst utsorterat hushållsavfall. Fraktionerna som förbränns i pannan är papper, trä, plast och gummi, vilket brukar benämnas "refuse derived fuel" (RDF). Förbränningsanläggningen är dimensionerad för att i första hand tillfredsställa värmebehovet hos den aktuella industrin och kan då inte på samma gång producera den mängd elektricitet som industrin kräver.

För en rättvis jämförelse studeras de två systemen med hjälp av en funktionell enhet som täcker både sluthantering av RDF-fraktionen samt produktion av industrins totala behov av värme och den andel elektricitet som den valda pannan förmår producera. Konkret är den funktionella enheten:

- sluthantering av 22 000 ton RDF-avfall per år
- produktion av 72,7 GWh mättad ånga vid tryck 10 bar och temperatur 180 °C per år
- produktion av 13,1 GWh elektricitet per år

Antal ton RDF-avfall är valt för att genom avfallsförbränning kunna försörja industrin i det alternativa systemet med värme och el som anges i den funktionella enheten.

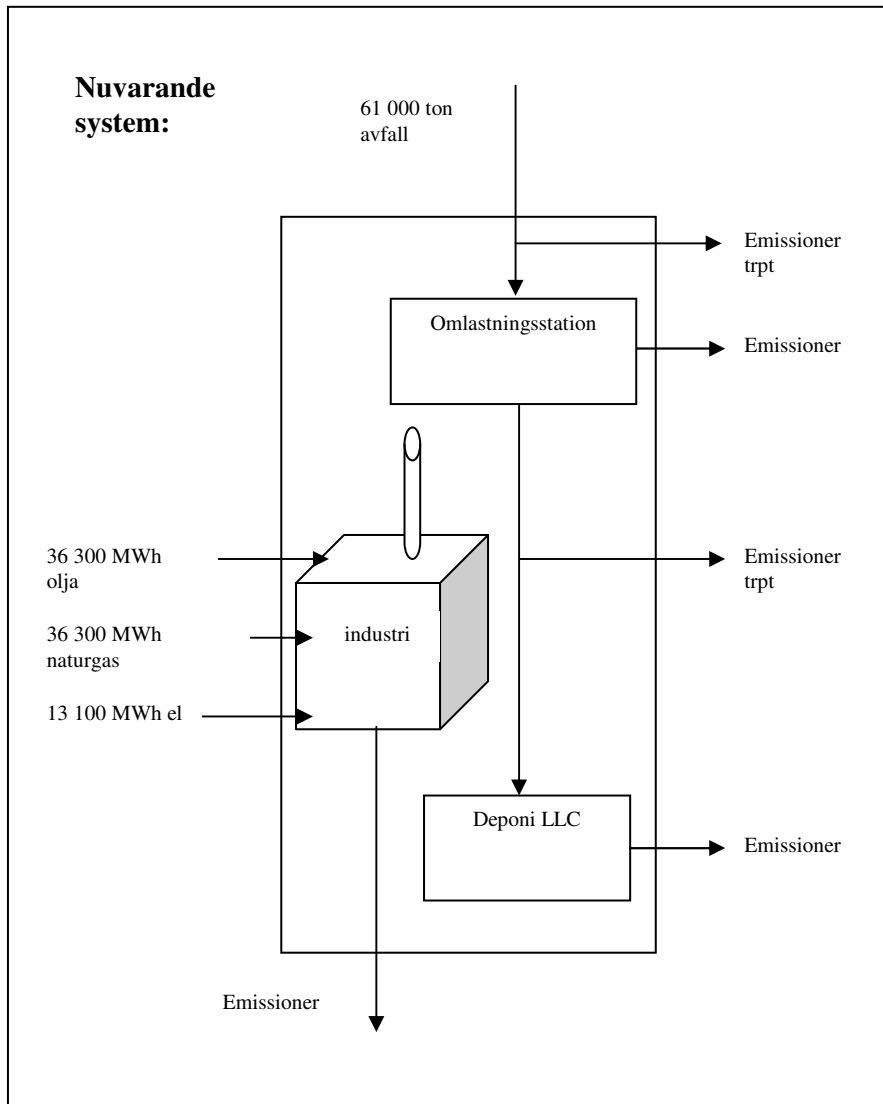
Systemen ska för att uppfylla den funktionella enheten även fullgöra vissa krav på kvalitet. För att klara industrins behov krävs att systemen ska kunna anpassas efter årstidsvariationer i produktionsbehov. Ingen ekonomisk lönsamhet inkluderas som kvalitetskrav, en mindre lönsamhetsstudie genomförs dock.

5.2 Systemgränser

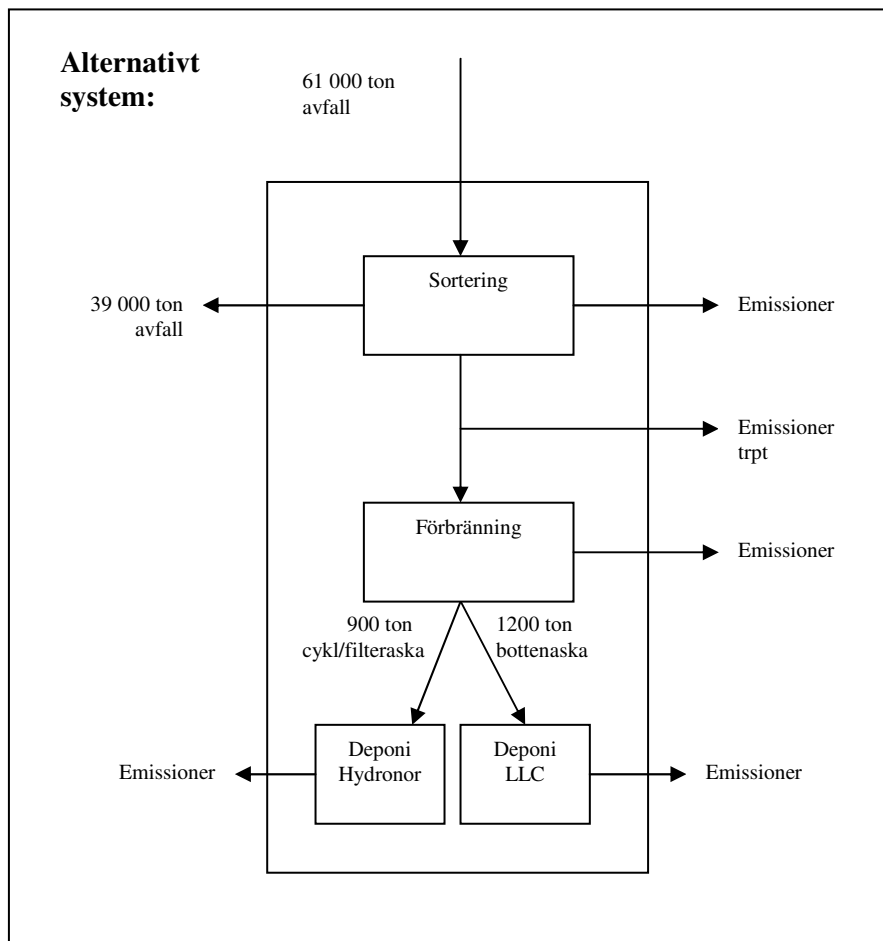
5.2.1 Processtråd

Det system som idag uppfyller industrins energibehov är en olje- och naturgaseldad värmepanna samt kommersiellt inköp av elektricitet. Sluthanteringen av allt avfall i det studerade området sker genom transport till en omlastningsstation i Quilicura och deponering på deponien Loma Los Colorados i kommunen Tiltit (se bild 5.1).

I det utformade alternativa systemet kombineras industrins energisystem med avfallshanteringen. Avfallet sluthanteras genom förbränning i ett kraftvärmeverk på industrins område i Quilicura. Den utvalda tekniken är en FB-panna med förbränning av pelleterat RDF-avfall, vilket innebär att RDF-fraktionen måste sorteras ut ur övrigt hushållsavfall. Sortering och pelletering sker på omlastningsstationen. De båda systemen visas schematiskt som processträd i figur 5.1 och 5.2 nedan samt beskrivs mer ingående i kapitel sex.



Figur 5.1 Processträd över det nuvarande systemet



Figur 5.2: Processträd över alternativt system.

5.2.2 Geografiska avgränsningar

Båda systemens uppsamlingsområden avgränsas geografiskt till Cerros de Rencas aktiva uppsamlingsområde, det vill säga 24 av Santiagos norra kommuner (se avsnitt 4.5.2). Miljökonsekvenserna studeras dels regionalt i den dalgång där Santiago är beläget samt på global nivå i båda systemen. För systemet viktiga platser markeras i kartan nedan.

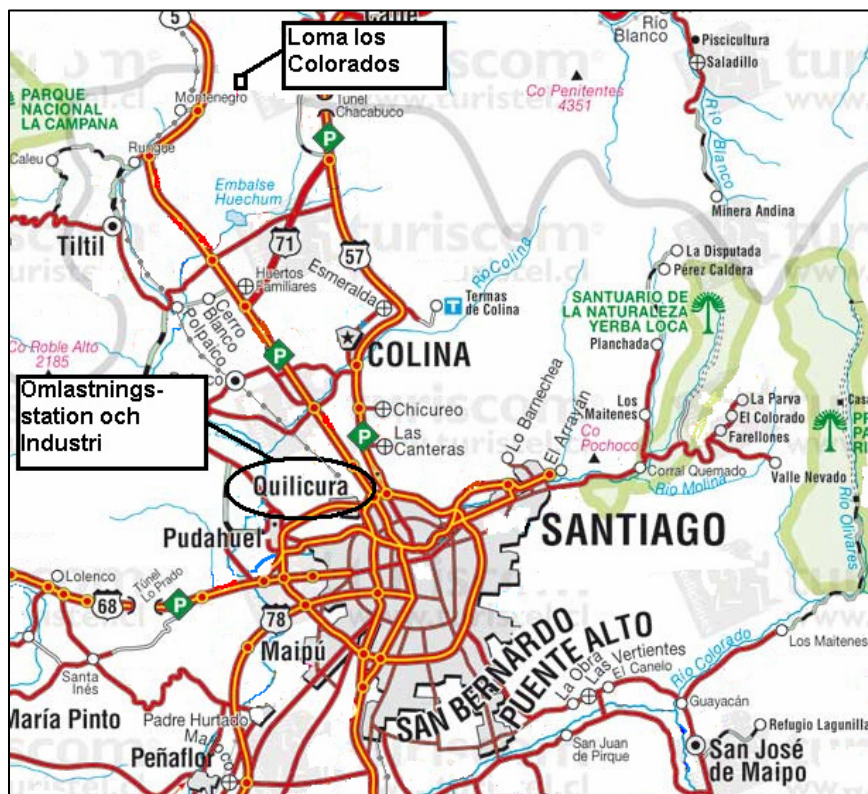


Bild 5.1. Karta över Santiagoområdet.¹⁹⁷

Omlastningstationen och industrin är belägna i kommunen Quilicura i norra utkanten av Santiago. Kommunen är den största industrikommunen i Chile med snabbt växande befolkning. Från Quilicura går avfallstransporter med tåg till deponien Loma los Colorados som ligger i kommunen Tiltill, cirka 7 mil norr om Santiago. Kommunen är väldigt stor till ytan men har relativt få invånare. Det är mycket torrt, detta gör att marken är olämplig för jordbruk.

5.2.3 Avgränsningar i tid

För att på ett rättvist och överblickbart sätt kunna studera de två systemen delas miljöpåverkan in i de två tidsperioderna ST och RT som beskrivs närmare under

¹⁹⁷ Karta över Región Metropolitana 2006

avsnitt 3.1.7. Bara nutida och framtida miljöpåverkan studeras, ingen hänsyn tas till det avfall som redan deponerats på deponien.

5.2.4 Flödesavgränsningar

5.2.4.1 Materialflöde

Systemens övre gräns sätts där avfallet samlas in vid hushållen i upptagningsområdet, det ingående flödet vid systemgränsen är därmed hushållsavfall. I det nuvarande avfallssystemet hanteras allt hushållsavfall utan utsortering. För att uppfylla den funktionella enheten är dock endast RDF-fraktionen intressant. Energiförbrukning och miljökonsekvenser från nuvarande avfallssystem allokeras därför till fraktionerna enligt procentuell vikt. I det alternativa systemet är flödet fram till och med omlastningsstationen osorterat hushållsavfall och därefter utsorterat RDF-avfall. Effekterna från utsorteringsanläggningen i det alternativa systemet allokeras helt till RDF-avfallet. Materialåtgång så som tillsatsmedel eller byggnadsmaterial inkluderas inte i studien av miljökonsekvenser.

Systemets utgående flöde är emissioner till luft och vatten av de ämnen som anges i tabell 3.1.

5.2.4.2 Energiflöde

Energiförbrukning i de två systemen är beräknade ur ett LCA-perspektiv från vaggan till graven. Detta innebär att emissioner från framställningen av el, olja och naturgas inkluderas i analysen. Systemgränsen för avfallet är dock definierad på ett sådant sätt att emissionerna från framställningen av avfallet inte inkluderas.

6. Systembeskrivning

6.1 Nuvarande system

6.1.1 Uppsamling

Uppsamlingen av avfall görs från Cerros de Rencas 24 kommuner i norra Santiago (se avsnitt 4.5.2). Rehållningsfordonen kör i snitt 98 km för att transportera avfall från hushållen till omlastningsstationen.

6.1.2 Omlastning och sortering

Omlastningsstationen för Cerros de Renca är belägen i kommunen Quilicura i nordvästra Santiago. Kommunen är en av huvudstadens största industrikommuner och har de senaste åren expanderat mycket snabbt befolkningsmässigt och fler industrier har etablerat sig i området. Enligt kartstudie så visar Quilicura måttlig känslighet både vad gäller förekomsten av känsliga akviferer och seismisk aktivitet.¹⁹⁸ Jordmånen består främst av alluviala avlagringar från Mapuche-floden¹⁹⁹.

Omlastningsstationen drivs av företaget KDM. Stationen tar emot cirka 800 lastbilar dagligen, vilket motsvarar 5500 ton avfall per dag. På stationen tippas avfallet i silos i vilka de kompakteras. Fyllda silos förflyttas till ett tåg för vidare transport till slutdeponeringen.²⁰⁰

Ingen kontroll eller sortering av hushållsavfallet sker vid omlastningsstationen. Visst skrymmande avfall, så som trädavfall, behandlas dock separat för att inte skada utrustningen.²⁰¹

6.1.3 Transport till sluthantering

Transporten av silos från omlastningsstationen till deponien sker med dieseldrivet tåg. Sträckan är 70 km enkel väg och efter avlastning vid deponien återvänder tåget tomt till omlastningsstationen.²⁰²

6.1.4 Sluthantering

RDF-avfallet sluthanteras genom att läggas på deponien Loma Los Colorados i kommunen Tiltill, 70 km norr om Santiagos centrum. Kommunen är stor till ytan men med liten befolkning, den närmaste byn, Montenegro, har cirka 3000 invånare och är belägen tre kilometer från deponien.²⁰³ Jordmånen där deponien ligger är ett

¹⁹⁸ SERNAGEOMIN 2004

¹⁹⁹ Wall, Sellés 1999

²⁰⁰ Krell Wainstein 2005

²⁰¹ Krell Wainstein 2005

²⁰² Krell Wainstein 2005

²⁰³ Sergio Garcia 2005

segment med både vulkaniska och sedimentära bergarter som är vanliga på den östra sidan utav kustbergkedjan.²⁰⁴

6.1.4.1 Transport på deponi

På deponien fraktas silos med lastbil från tåget ca en kilometer till den del av deponien som avfallet ska placeras. Där kompakteras avfallet ytterligare med hjälp av de traktorer som hanterar slutdeponeringen.²⁰⁵

6.1.4.2 Design av deponi

Deponien Loma Los Colorados togs i drift 1996 och är byggd enligt normer baserade på det amerikanska naturvårdsverkets standard²⁰⁶. Den totala beräknade kapaciteten är på 130 000 000 ton avfall vilket enligt företagets interna beräkningar innebär att deponien beräknas täcka deponeringsbehovet inom Cerros de Renca till 2045.²⁰⁷

Deponien är byggd så att underlaget sluttar för att på så sätt skapa naturlig avrinning. För att avgränsa deponien mot jorden och hindra att lakvatten emitteras till omgivande vattendrag finns ett understa skyddande lager. Denna barriär är uppbyggd av fyra skikt av låg permeabilitet samt två av stenmaterial som filtrerar lakvattnet.²⁰⁸

Deponien är uppbyggd av celler varav endast en i taget är aktiv. Avfall deponeras i cellen under dagen, vid dagskiftets slut täcks avfallet med ett jordlager. Cellen byggs på till dess att avfallet når en höjd av fem meter, var efter den får en mer omfattande täckning. Cellerna byggs ut ovan på varandra och en sektion av deponien är full och sluttäcks då den når 150 m.²⁰⁹

6.1.4.3 Deponigas

Deponigasen samlas in genom vertikala brunnar (se avsnitt 3.2.3)²¹⁰. Brunnarna borrar ned i avfallet och fylls med stenkross samt ett gasuppsamlingsrör i mitten. Från fyllda celler leds deponigas i ledningar till en brännare där gasen facklas²¹¹. Cirka 5 % av den producerade gasen samlas in och förbränns utan energiåtervinning²¹². Resten av den producerade deponigasen emitteras till omgivande luft.

Handeln med utsläppsrätter som instiftats i och med Kyoto-avtalet innebär nya ekonomiska incitament för att samla in deponigasen. Genom att samla in och förbränna gasen minskas antalet koldioxidekvivalenter som emitteras till

²⁰⁴ Wall, Sellés 1999

²⁰⁵ Garcia 2005

²⁰⁶ KDM 2005

²⁰⁷ Keller 2005

²⁰⁸ Garcia 2005

²⁰⁹ Garcia 2005

²¹⁰ Calderon 2005

²¹¹ Garcia 2005

²¹² Calderon 2005

atmosfären. Denna differens kan företaget sälja som utsläppsrätter till företag i industrivärlden. En planerad utbyggnad av insamlingssystemet för deponigas är därför planerad.²¹³ Insamlingen antas ligga kvar på nuvarande 5 % till år 2010 då systemet byggs ut till en insamlingsgrad på 45 %. Insamlingen antas fortgå till 2066 då den åter minskas till 5 %.

6.1.4.4 Lakvatten

Lakvattnet rinner ut ur deponien på grund av det sluttande lågpermeabla bottenskiktet. Vattnet samlas upp i långa öppna diken runt deponien och leds vidare till öppna lagringsbassänger²¹⁴. Lakvatten renas sedan i en anläggning i direkt anslutning till deponien. Lakvattnet genomgår anaerob och anaerob biologisk rening, filtrering i sand- och kolfilter samt omvänd osmos (se avsnitt 3.2.2).²¹⁵

KDM producerar ca 700 m³ lakvatten per dag men renar endast 400 m³/dag, differensen mellan dessa lagras i pooler vid deponien. Bristen i reningskapacitet är ett problem som måste lösas inom snar framtid.²¹⁶ I studien antas att problemet löses lokalt genom utbyggd reningskapacitet. I beräkningarna inkluderas endast rening av BOD, fosfor och kväve.

6.1.5 Industrins energisystem

6.1.5.1 Värme

Industrins behov av ånga produceras med hjälp av tre interna värmepannor installerade i början av 80-talet. Pannorna kan drivas med antingen naturgas eller olja. Det är ekonomiskt lönsamt att använda endast naturgas som bränsle, men på grund av problem med leveranserna från Argentina används allt mer olja. Pannorna drevs under 2005 till 50 % av olja.²¹⁷

Varje panna har en kapacitet på 20 ton ånga per timme, vilket innebär att endast en panna behövs under övervägande del av året. Två till tre perioder om året krävs dock att man startar en panna till då behovet kan uppgå till 21-22 ton ånga per timma. Produktionen är inte jämnt fördelat över året utan är störst under sommarmånaderna november till februari, vilket visas i diagram 6.1 nedan.²¹⁸

²¹³ Garcia 2005

²¹⁴ Garcia 2005

²¹⁵ KDM S.A. 2005 s. 11

²¹⁶ Calderon 2005

²¹⁷ Industriansvarig 2005

²¹⁸ Industriansvarig 2005

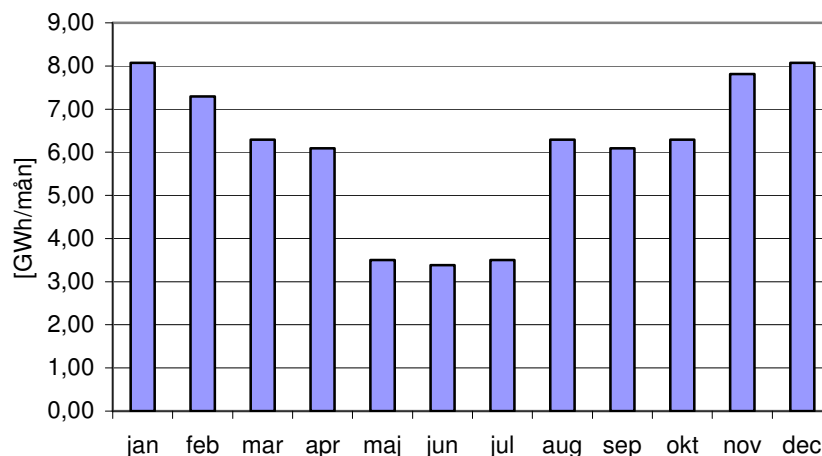


Diagram 6.1 Värmebehov nuvarande system.²¹⁹

6.1.5.2 El och kyla

Det behov av kyla som finns i processen täcks i den mån det är möjligt av värmeväxling, men stor del av kylningen sker med hjälp av eldrivna kompressorer. Elbehovet för kylning är 6,89 GWh årligen, vilket motsvarar ca 30 % av den totala elförbrukningen. El köps kommersiellt från elnätet.²²⁰

6.2 Alternativt system

6.2.1 Uppsamling

Uppsamlingsystemet antas vara samma som för det nuvarande systemet (se ovan).

6.2.2 Omlastning och sortering

I det alternativa systemet sker en utsortering av en RDF-fraktion vid omlastningsstationen. Huvuddelen av det avfall som kommer in till stationen tippas fortfarande i silos och fraktas till deponien. En mindre del av avfallet tippas istället i en betongficka vid sorteringsstationen som uppförts på området. Avfall lyfts med hjälp av en gripklo upp från fickan till en tratt som matar ut avfallet på ett rullband. Längs bandet sker manuell utsortering av RDF-fraktionen, som sedan pelleteras och fraktas till förbränning separat. Ingen torkning av bränslet sker då det inte bedöms vara motiverat vid en så kort transportsträcka som det är till förbränningsanläggningen från sorteringsstationen.

²¹⁹ Industriansvarig 2005

²²⁰ Industriansvarig 2005

6.2.3 Transport till sluthantering

Transporten mellan omlastningsstation och förbränningsanläggning är ca en kilometer. Man antar att det pelleterade RDF-avfallet förflyttas denna stäcka med lastbil.

6.2.4 Sluthantering

RDF-avfallet sluthanteras genom förbränning i en panna på industrins område i Quilicura. Förbränningen skapar aska som sluthanteras genom deponering. Cyklon- samt filteraska deponeras på en säker deponering hanterad av företaget Hydronor. Deponin är belägen fem kilometer från industrin i kommunen Quilicura. Transporten dit antas ske med lastbil. Bottenaska deponeras eller används som fyllningsmaterial på deponien Loma Los Colorados i kommunen Tiltit. Transporten av bottenaska antas först ske med lastbil till omlastningsstationen, sedan med tåg ut till deponien.

6.2.5 Industrins energisystem

Industrins behov av värme och delar av dess elbehov täcks av en FB-panna som drivs av utsorterat RDF-avfall. Valet av denna teknik är gjort baserat på litteraturstudier och i samråd med branschexperter och motiveras nedan.

RDF-avfall innehåller relativt sett mindre svavel och klor än osorterat hushållsavfall, vilket vid förbränning innebär mindre korrosionsproblem på pannans delar. Då RDF-fraktionen används som bränsle kan pannan därför styras för att producera ånga med tillräckligt högt tryck och temperatur för att kunna producera elektricitet med relativt hög verkningsgrad.²²¹

Vid förbränning med FB-teknik så kan lasten regleras lättare och snabbare än vid förbränning med rosterteknik. Pannan kan också gå ned till en lägre minlast jämfört med en rosterpanna, runt 40 %.²²² Dessa två egenskaper hos FB-tekniken passar industrisystemet då produktionen av värme och el ska kunna anpassas efter industrins varierande behov över året.

En FB-panna kräver ett relativt homogent bränsle vilket kan vara ett problem vid förbränning av hushållsavfall. RDF-fraktionen är dock utsorterad och pelleterad vilket gör att det passar väl som bränsle i en FB-panna.

För att emissionerna av diverse ämnen inte ska övergå de normer som kommer att införas vid implementeringen av den nya förbränningslagstiftningen (se avsnitt 4.3.2) används ett slangfilter med tillsats av kalk samt SNCR-teknik (se avsnitt 3.3.2). Tekniken bör enligt konsulterade experter uppnå ungefär samma reningsnivåer som vid svenska anläggningar.²²³

²²¹ Fritz 2006

²²² Åberg 2006

²²³ Fritz 2006

Det är mer komplicerat att reglera en avfallsförbränningsanläggning upp och ned i last på samma sätt som en gas- eller oljedriven värmepanna. Vid designen av pannan har därför antagits att produktionen vid industrin förändras så att den är utslagen på dygnets 24 timmar. Som resultat av detta drivs pannan 24 timmar om dygnet med olika last beroende på säsong, se diagram 6.2 nedan. Pannan antas vara avstängd för service en månad under vinter, produktionen under övriga vintermånader ökas för att täcka denna produktionslucka.

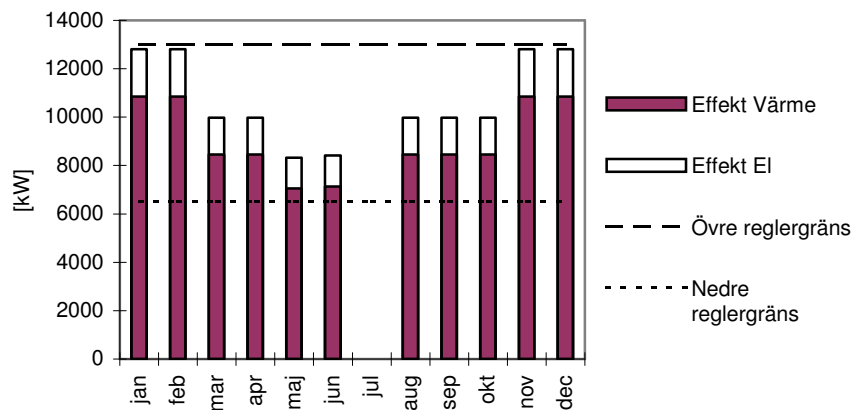


Diagram 6.2 Termisk effektreglering över året, Alternativt system.

I denna studie så dimensioneras pannan så att den skall klara alla industrins olika driftfall inom sitt reglerområde. Industrins minimala effektbehov för värme är ca 7 MW och det maximala är ca 11 MW. Detta ger att pannan väljs till 15 MW installerad effekt och ger ungefär 13 MW termisk effekt. Reglerområdet visas i diagram 6.2 ovan.

Industrin behöver mättad processånga vid ett tryck på 10 bar. Detta innebär att man har möjlighet att installera en turbin på 2 MW. Turbinen kommer att leverera 13,1 GWh under ett års drift enligt rådande driftförhållanden. Detta motsvarar ungefär hälften av industrins totala energibehov. Resterande behov kommer även i fortsättningen att köpas kommersiellt. Elproduktionen visas i diagram 6.2 ovan. För mer detaljerad dimensionering se bilaga 8.

7. Beräkningar

Stora mängder information om det nuvarande systemet har samlats in under inventeringen. Delar av den befintliga informationen kan dock inte användas för att göra beräkningar ur livscykelperspektiv, då uppskattningar över längre tidsperspektiv saknas. De informationsluckor som materialet från Santiago lämnar har fyllts med svenska värden och uppskattningar från svenska utredningar.

Det alternativa systemet har ingen motsvarighet i Chile idag. Beräkningarna är därför baserade på antaganden samt svenska värden.

I detta avsnitt redovisas de centrala informationskällorna för beräkningarna samt i vilken form resultatet redovisas. För detaljerad information om beräkningar se bilagorna 8 - 14. Resultatet av beräkningarna beskrivna nedan finns sammanfattade i bilagorna 15 - 17. I dessa redogörs för emissionerna av respektive ämne i de två systemen. Det finns även en procentuell uppdelning över vilka olika delar av de respektive systemen som bidrar till emissionerna.

7.1 Transporter

Alla chilenska transporter har ungefär samma miljöprestanda som genomsnittliga svenska transporter, bland annat på grund av liknande miljökrav på diesel. Detta gör att beräkningsmodellen NTM CALC som beskrivs under avsnitt 3.5.3 kan användas för att beräkna emissioner från alla transporter. För att se använda indata till modellen se bilaga 4.

De enda transporter som inte använder sig av NTM CALC är interna transporter på deponien. Dessa antas vara samma som på deponien Santa Marta och emissionerna beräknas sedan med hjälp av emissionsfaktorer från Miljöfaktabok för bränslen, se bilaga 7.

De resulterande emissionerna från transporter finns inte redovisade separat för det nuvarande systemet, utan är inkluderade i kolumnen "Emissioner deponi ST" i bilaga 15. För det alternativa systemet finns transportererna redovisade som procentuell andel av de totala emissionerna i bilaga 16.

7.2 Nuvarande system

7.2.1 Emissioner energisystem

Emissionerna från det nuvarande energisystemet beräknas med hjälp av emissionsfaktorer ur Miljöfaktabok för bränslen (se bilaga 7) samt industrins energibehov (se bilaga 5).

7.2.2 Emissioner deponi

Emissionerna från deponi är i resultatet uppdelat i ST och RT av skäl som tidigare diskuterats. Resultaten redovisas som procentuell andel av totala emissionerna från

det nuvarande systemet i bilaga 15. I detta resultat inkluderas flera olika delområden, vilka diskuteras separat nedan.

7.2.2.1 Transport och omlastning

Transporterna diskuteras under avsnitt 7.1 ovan. Från omlastningsstationen inkluderas elförbrukningen från kompakteringen i beräkningarna. Förbrukningen från använda traverser försummas eftersom de är likartade i de två systemen samt av begränsad storlek.

7.2.2.2 Deponigas

KDM:s kalkylerade värden för deponigasproduktion används i beräkningarna (se bilaga 12). För att kunna använda värdena ur LCA-perspektiv extrapolerades värdena enligt en exponentiell avtagande kurva i Excel. Genom denna beräkning finns värden på deponigasproduktion fram till och med 2136, vilket visas i diagram 7.1 nedan.

Den producerade gasen är beräknad på deponiens hela organiska innehåll, det vill säga 64 % av avfallet. För att beräkna den mängd deponigas som produceras av RDF-fraktionen divideras den biologiska andelen av RDF-avfallet med den biologiska delen av det totala avfallet. Resultatet är att endast 35 % av den producerade gasen härstammar från RDF-avfall.

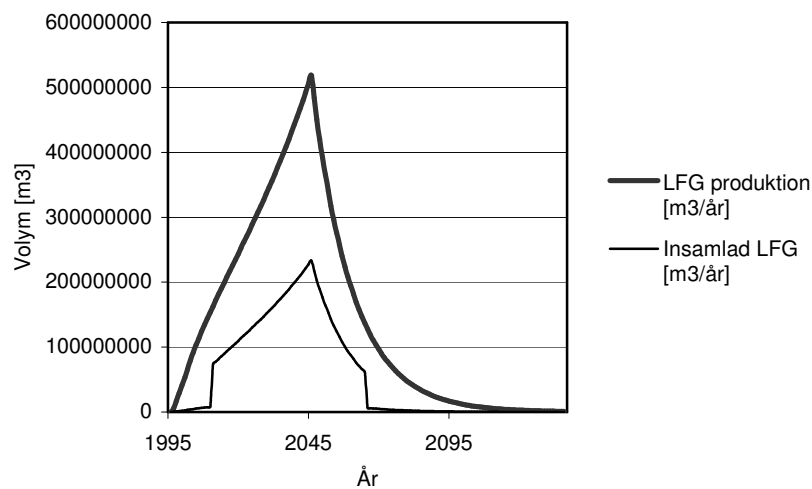


Diagram 7.1 Produktion av deponigas, Loma Los Colorados.

Utsläppen från deponigas emitteras dels direkt och dels vid förbränning av den insamlade gasen. I båda fallen används emissionsfaktorer från Anna Björklunds licentiatavhandling för att beräkna emissionerna, se bilaga 7. Antaganden och beräkningar finns redovisade i bilaga 12.

7.2.2.3 Deponibränder

Det finns mycket varierande uppgifter på hur ofta och i vilken utsträckning deponien Loma Los Colorados brinner. På grund av denna osäkerhet används svenska värden (se bilaga 5). Av utsläppen från deponibränder beräknas endast dioxinmissionerna, då dessa är de enskilt farligaste ämnesgruppen.

7.2.2.4 Lakvatten

Emissionerna till vatten ur ett livscykelperspektiv kan inte beräknas endast med hjälp av nuvarande sammansättning och mängd lakvatten, eftersom båda dessa faktorer varierar med tiden (se avsnitt 3.2.2). Emissionerna beräknas istället genom att RDF-avfallets innehåll av studerade ämnen multipliceras med emissionsfaktorer för deponering av hushållsavfall från Anna Björklunds licentiatavhandling. Dessa faktorer finns redovisade i bilaga 7. Ämnens koncentration i RDF-avfallet ges av avfallets elementaranalys, mängd spårelement och asksammansättning som beräknas med hjälp av RVF:s beräkningsmodell för bränsle och spårämnen (se bilaga 9). Asksammansättningen räknas om för att ange föreningarnas procentuella fördelning i ickeoxiderad form.

Lakvattenrening antas innebära att BOD, kväve och fosfor delvis renas bort under ST. De organiska föreningarna samt fosfor återdeponeras dock och emitteras i ett senare skede. Resultatet av lakvattenberäkningarna redovisas i bilaga 11.

7.3 Alternativt system

7.3.1 Sortering och transport till sluthantering

För sorteringens energiförbrukning har emissionsfaktorer från Miljöfaktabok för bränslen använts, se bilaga 7. Endast energiförbrukning för maskinernas dagliga drift har inkluderats, se bilaga 6 och 10. Påverkan från traversen i sorteringsanläggningen har utslutits då traversarbetet i de båda systemen anses likartade och av begränsad storlek.

7.3.2 Sluthantering – Förbränning

Emissionerna från förbränning beräknas med hjälp av emissionsfaktorer kommer från fyra olika källor (bilaga 7). Som grunddata har utsläppsvärden från RVF:s utsläppsstatistik använts. Dessa har sedan kompletterats med utsläppsvärden för CO₂ och CO från avfallsförbränningen vid Vattenfall Värme i Uppsala samt utsläppsvärden för NMVOC och HF från Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning²²⁴. Utsläppsvärdena av metaller i NFS har ersatts med modellerade värden från RVF Beräkningsmodell för bränslen och spårelement (se avsnitt 3.5.2) eftersom metallinnehållet i RDF-bränsle är mycket mindre än de utsläppsvärden som anges för avfallsförbränning enligt Naturvårdsverkets rekommendationer.

224 Naturvårdsverkets Författningssamling, 2003

7.3.3 Askbehandling

Innehållet av olika ämnen i askan har beräknats med hjälp av RVF:s beräkningsmodell. För detaljerade uppgifter se bilaga 13. Komponenterna multipliceras sedan med olika emissionsfaktorer för cyklon- och filteraska respektive bottenaska (se bilaga 7).

Cyklon- och filteraskan deponeras i systemet på en för ändamålet godkänd deponi. I beräkningarna tas inte hänsyn till detta faktum. Mängderna botten- respektive cyklon- och filteraska ifrån modellen har inte använts utan ersatts med verkliga värden från en FB-panna i Lidköping (bilaga 6).

7.4 Ekonomisk analys

För att det alternativa systemet ska vara genomförbart krävs att det finns ekonomisk lönsamhet för de inblandade företagen. En grov ekonomisk analys genomförs därför i detta avsnitt. Lönsamheten beräknas med hjälp av pay-offprincipen för KDM som ansvarar för sortering och pelletering samt för den aktuella industrin som byter energisystem.

KDM tar ut en avgift på 90 kr/ton hushållsavfall av kommunerna för att sluthantera avfallet²²⁵. I det alternativa systemet säljer de pelleterat RDF-avfall till en kostnad av US\$ 10 per ton, vilket i dagsläget motsvarar 80 kr/ton²²⁶. För att kunna genomföra systemet krävs investeringar i anläggningen som till exempel byggnad av en grop och inköp av band och pelleteringsutrustning. Dessutom tillkommer driftskostnader för elektricitet och personal.

Med de antagna kostnaderna för investeringar och drift som visas i bilaga 14 är systemet mycket lönsamt för KDM. Pay-off tiden för investeringen är 2,3 år.

För industrin kommer det alternativa systemet innebära en bränslekostnad på 80 kr/ton, utöver detta tillkommer drift- och personalkostnader. Investeringskostnader för systemet inkluderar bland annat panna, turbin och rökgasrening.

Med de antagna kostnaderna som redovisas i bilaga 14 är pay-offtiden för investeringarna 2,6 år.

²²⁵ Krell Wainstein 2006

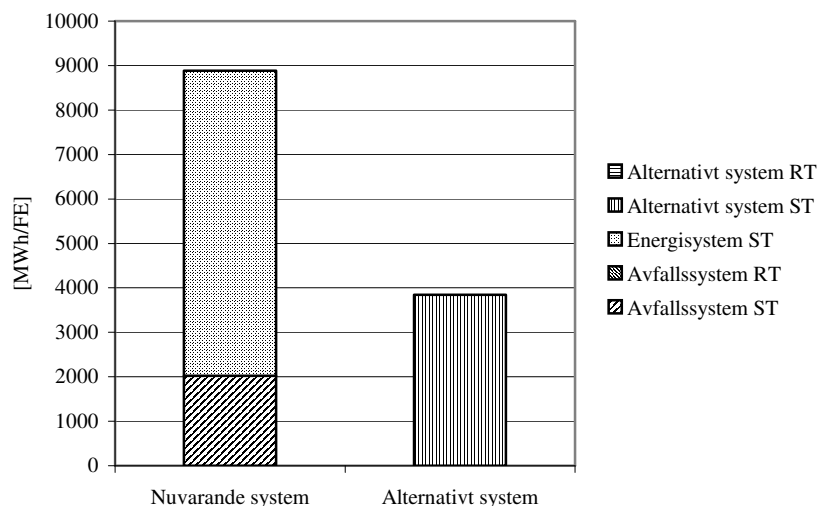
²²⁶ Fritz 2006

8. Resultat - Jämförelse av studerade system

I detta avsnitt jämförs påverkan från de två systemen i respektive miljöpåverkanskategori och parametrar med stor inverkan på resultatet identifieras.

8.1 Energiförbrukning

Då systemens energiförbrukning jämförs finner man att nuvarande system har drygt dubbelt så stor förbrukning, vilket visas i figur 8.1. Energiförbrukningen mäts i MWh per funktionell enhet (FE), det vill säga förbrukad energi i de två systemen under ett år då de uppfyller den funktioner som är definierade i FE (se kapitel 5.1).



Figur 8.1 Energiförbrukning. Källa: Bilaga 15 och 16.

I det nuvarande systemet förbrukas största delen av energin vid produktion och förbränning av fossila bränslen. I avfallssystemet förbrukas mest energi på transport från hushållen till slutdeponeringen.

I det alternativa systemet förbrukas cirka 45 % av energin vid förbränningsprocessen samt cirka 30 % vid transport till sluthantering. Den resterande energin förbrukas främst vid pelletering och transport av aska till deponering.

8.2 Försurning

Då systemen jämförs i miljöpåverkanskategorin försurning finner man att det nuvarande systemet har större miljöpåverkan, vilket visas i diagram 8.2 nedan. Även om endast de två energisystemen jämförs bidrar det nuvarande systemet till större miljöpåverkan under de hundra första åren.

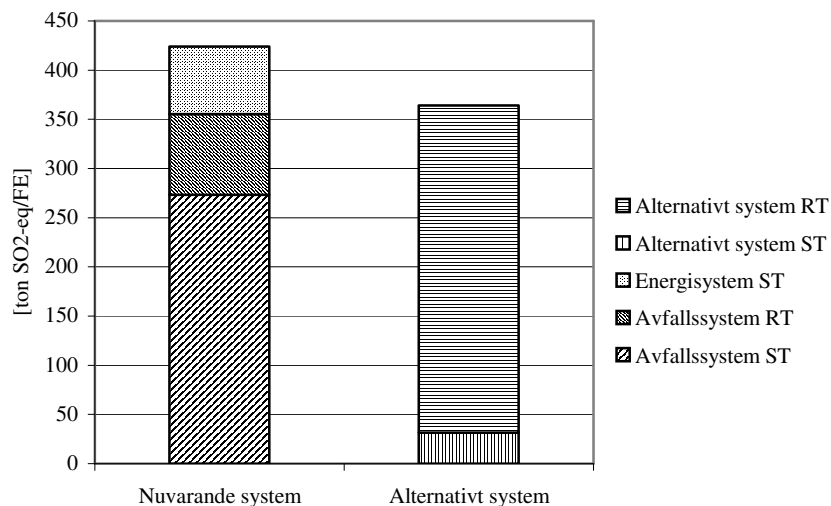


Diagram 8.2 Försurning. Källa: Bilaga 17.

Påverkan från förbränning i båda energisystemen kommer övervägande från emissioner av NO_x och SO_x . Vid deponering kommer största påverkan från läckage av klorföreningar, men även från svavelföreningar.

8.3 Eutrofiering

Båda systemen påverkar miljön genom eutrofiering, nuvarande system har en påverkan inom kategorin som är något högre, se diagram 8.3.

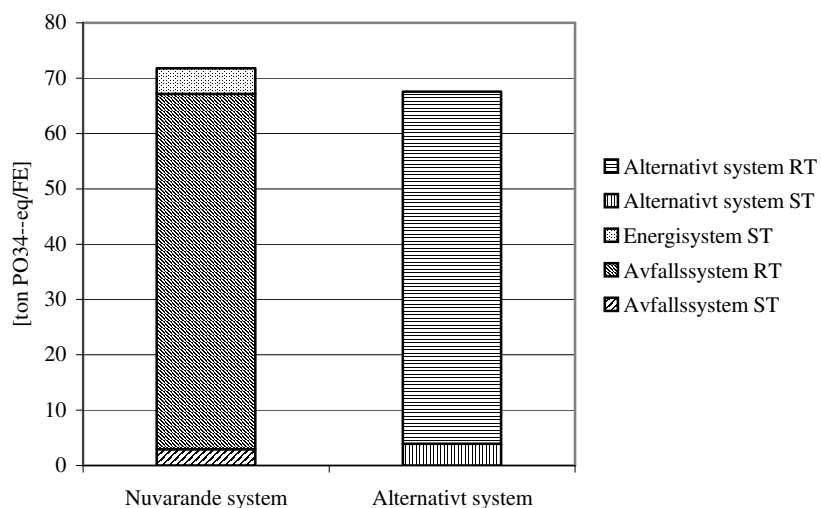


Diagram 8.3 Eutrofiering. Källa: Bilaga 17.

Under de första hundra åren påverkar emissioner av NO_x från förbränning samt NH₄ och BOD från deponering av RDF-avfall. Den dominerade påverkan på eutrofieringen sker från emissioner av fosfor från deponerat material under den resterande tidsperioden. Dessa emissioner är likartade i båda systemen.

8.4 Påverkan på växthuseffekten

Båda systemen har väsentlig påverkan på växthuseffekten, det nuvarande systemet har dock klart störst påverkan, se diagram 8.4. Även om endast de två energisystemen jämförs har det nuvarande systemet större påverkan.

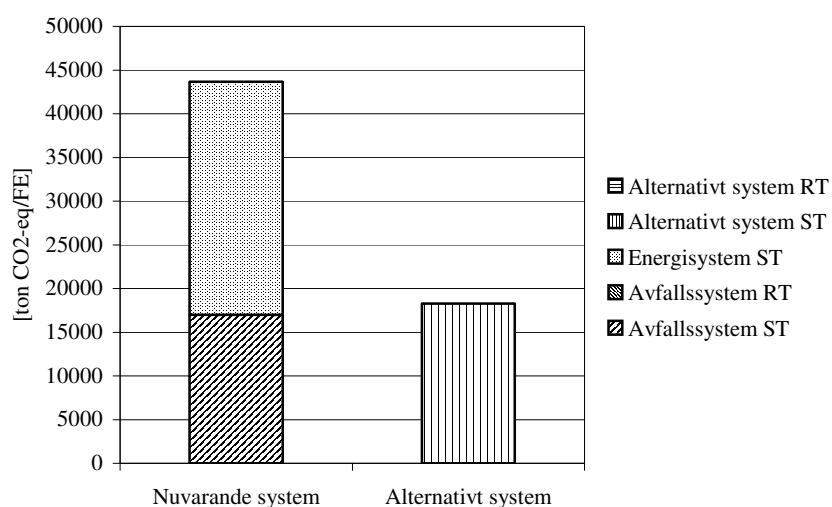


Diagram 8.4 Påverkan på växthuseffekten. Källa: Bilaga 17

Påverkan på växthuseffekten från båda system sker uteslutande i ST, vilket diagram 8.4 visar. De i särklass största bidragen till det nuvarande avfallssystemets påverkan kommer från emissioner av CH₄ och CO₂. Påverkan från nuvarande energisystem samt alternativt system kommer främst från emissioner av CO₂.

8.5 Bildning av fotooxidanter

Bildningen av marknära ozon påverkas av båda systemen, påverkan från nuvarande system är dock helt övervägande, vilket visas i tabell 8.5.

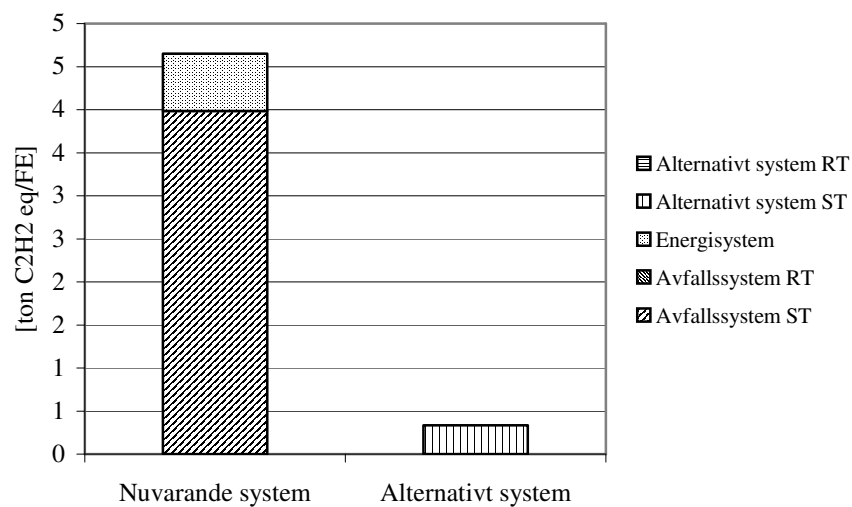


Diagram 8.5 Bildning av fotooxidanter. Källa: Bilaga 17

Påverkan från nuvarande system kommer främst från metanemissioner på deponien. Från båda energisystemen påverkar främst emissioner av CO och NMVOC.

8.6 Luftkvalitet

Ämnena inkluderade i kategorin luftkvalitet räknas in i andra kategorier, men redovisas här separat på grund av den rådande luftkvalitetsituationen i Santiago.

8.6.1 Kolmonoxid, CO

Det nuvarande systemet emitterar mer kolmonoxid än det alternativa systemet, se diagram 8.6. Även om bara energisystemen beaktas emitterar nuvarande system mer.

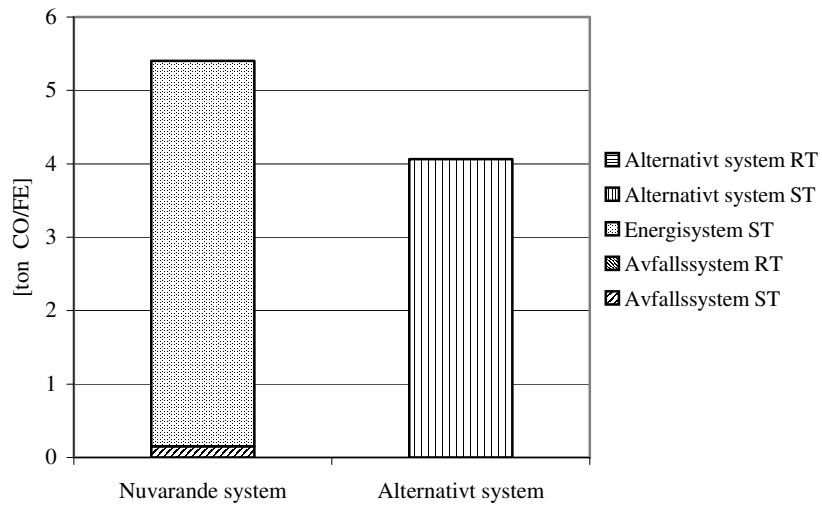


Diagram 8.6 Luftkvalitet, CO-emissioner. Källa: Bilaga 15 och 16.

Emissionerna i det nuvarande systemet kommer huvudsakligen från förbränningen av fossila bränslen i energisystemet. Emissionerna i det alternativa systemet kommer främst från förbränningen av avfall, men även till viss del av transporter.

8.6.2 Kväveföreningar, NO_x

Det nuvarande systemet emitterar mer NO_x än det alternativa systemet, se diagram 8.7. Även om bara energisystemen beaktas emitterar nuvarande system mer.

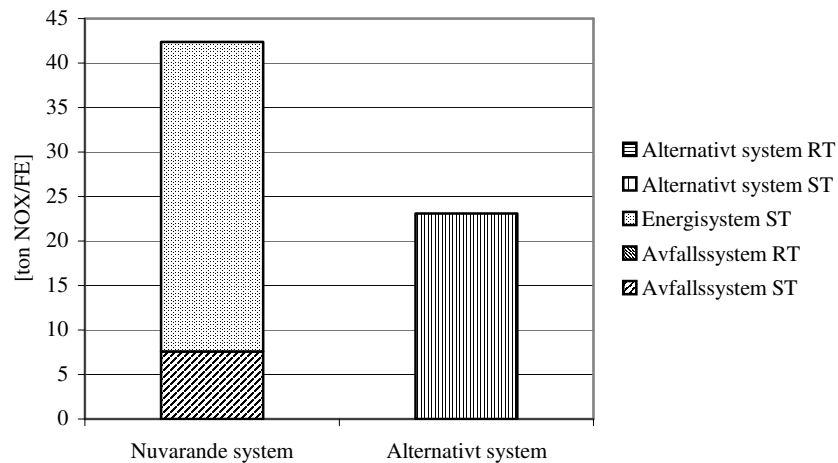


Diagram 8.7 Luftkvalitet, NO_x -emissioner. Källa: Bilaga 15 och 16.

I det nuvarande systemet emitteras NO_x främst från energisystemet, emissionerna från avfallssystemet härrör i princip helt från transporter. Emissionerna av NO_x från det alternativa systemet härstammar till ca två tredjedelar från förbränning av avfall och resterande från transporter.

8.6.3 Ozon, O_3

Ozon ingår i gruppen fotooxidanter och redovisas därför inte separat. Bildningen av fotooxidanter i de två systemen sammanfattas under avsnitt 8.5. Beräkningarna visar att det nuvarande systemet har väsentligt högre påverkan.

8.6.4 Svavelföreningar, SO_x

Det nuvarande systemet emitterar mer SO_x än det alternativa systemet, se diagram 8.8. Även om bara energisystemen beaktas emitterar nuvarande system mer.

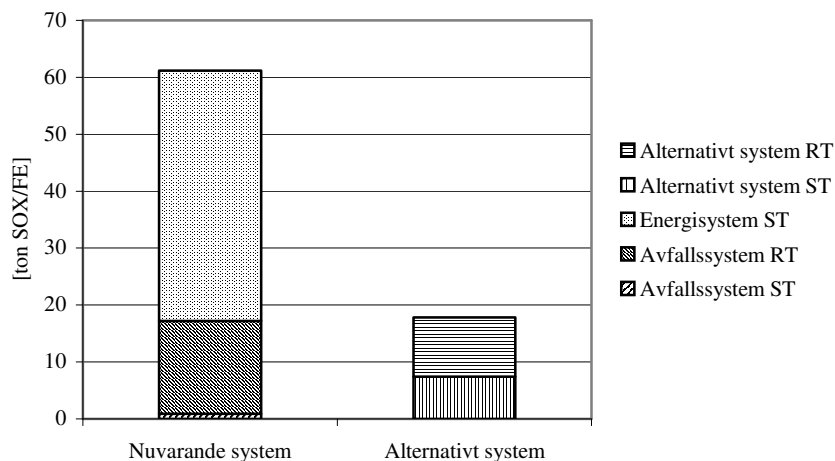


Diagram 8.8 Luftkvalitet, SO_x -emissioner. Källa: Bilaga 15 och 16.

Under de första hundra åren emitteras SO_x främst från energiproduktionen i det nuvarande systemet och från förbränningen av avfall i det alternativa systemet. Under den resterande tidsperioden emitteras svavelföreningar med lakvattnet från deponeringen av avfall respektive aska.

8.6.5 Stoft och aerosoler

De direkta emissionerna av stoft och aerosoler är något högre från det nuvarande systemet än från det alternativa systemet, se diagram 8.9. Om endast energisystemen beaktas är emissionerna från det alternativa systemet högre.

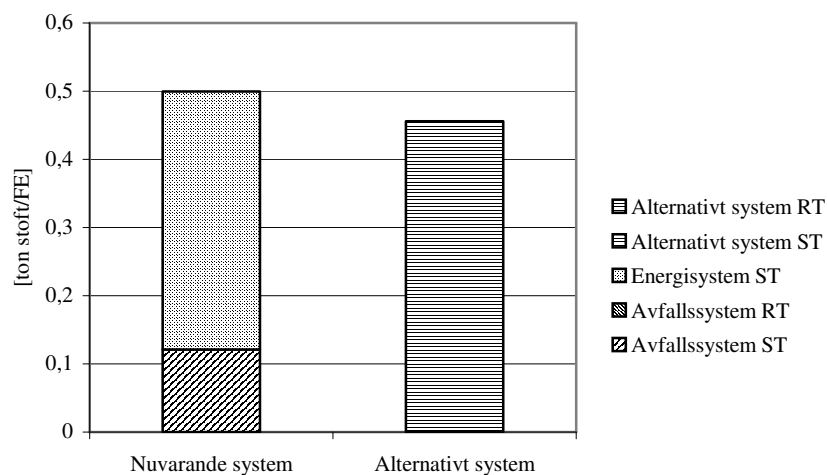


Diagram 8.9 Luftkvalitet, emissioner stoft och aerosoler. Källa: Bilaga 15 och 16.

Emissionerna i det nuvarande systemet härrör främst från energisystemet men även till viss del från processer på deponien och transporter. Stoft och aerosoler från det alternativa systemet emitteras främst vid förbränningen men även till viss del vid transporter.

8.7 Toxicitet

8.7.1 Dioxiner

Emissionerna av dioxiner från det nuvarande systemet omges av stor osäkerhet. Endast emissioner från deponibränder inkluderas och värden på dessa är mycket olika i studerade litteraturkällor. Enligt RVF:s rapport om dioxiner²²⁷ kan en undre och en övre gräns för dioxinmissioner från deponibränder antas. I diagram 8.10 används dessa gränser för det nuvarande systemet. Jämförelsen visar att den lägsta gränsen ligger i nivå med emissionerna från det alternativa systemet.

227 RVF 2001

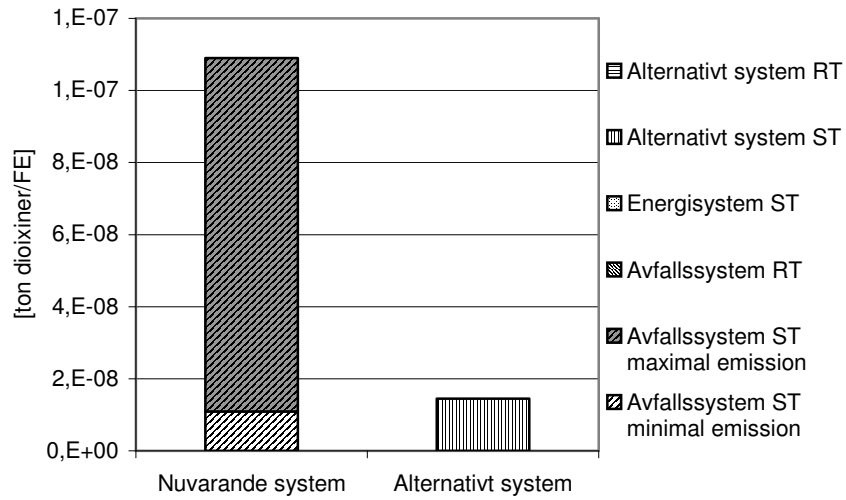


Diagram 8.10 Toxicitet, dioxiner. Källa: Bilaga 15 och 16.

8.7.2 Metaller

Emissionerna av metaller är i ett oändligt tidsperspektiv samma för de två studerade systemen. Det ingående avfallsflödet är lika och dess halt metaller specifik. I det alternativa systemet emitteras en mycket liten del av emissionerna till luft under förbränning, men de största mängderna samlas upp i askan och deponeras. I båda systemen deponeras därmed den största delen av metallerna och de lakas ut till vatten främst i RT. Att systemen är mycket lika kan ses av emissionerna av bly som visas i diagram 8.11.

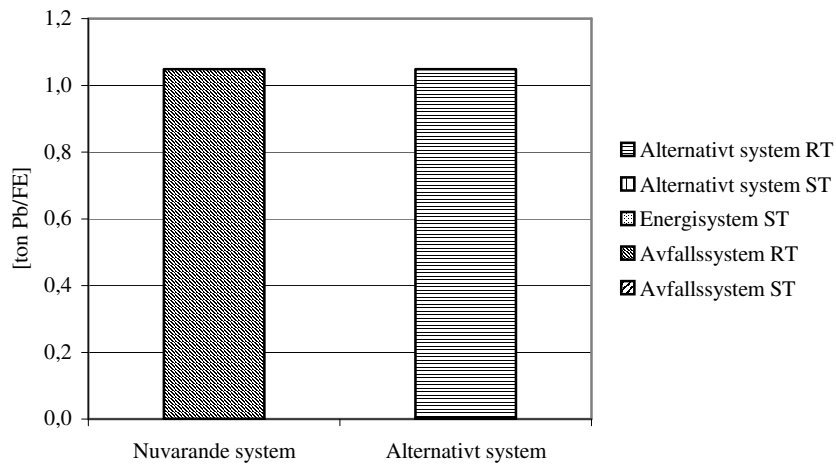


Diagram 8.11 Toxicitet, Pb-emissioner. Källa: 15 och 16

Samtliga studerade metaller visar samma samband som bly, övriga metaller redovisas därför ej i detta avsnitt. För kvantifierade emissioner av metaller se bilaga 15 och 16.

8.7.3 Svavelföreningar, H_2S

Emissioner av H_2S sker i nuvarande system vid deponien, den emitteras inte alls från det alternativa systemet, vilket visas i diagram 8.12. Emissioner av H_2S på deponier kan vara ett problem på grund av dess toxicitet och luktproblem. Problemet som emissioner av H_2S för med sig är till största del lokala.²²⁸

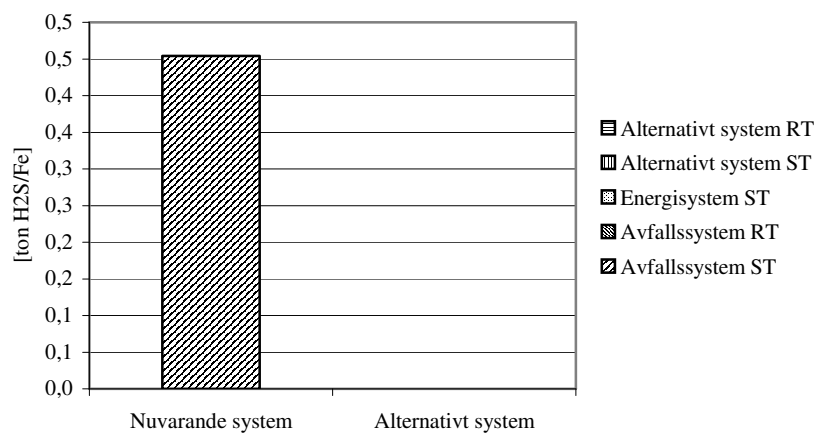


Diagram 8.12 Toxicitet, H_2S -emissioner. Källa: 15 och 16.

²²⁸ Fischer 1999 s. 13

9. Datakvalitet

I en livscykelanalys är kvaliteten på de data som insamlas under inventeringen den del som kanske har störst betydelse vid bedömning av studiens resultat, noggrannhet och slutliga användningsområden. Under arbetet med denna studie har datakvaliteten inom olika områden varit högst varierande. Nedan tas ett antal punkter upp där insamlade data haft tveksamt ursprung eller bristen på data har varit så betydande att det kan ha haft påverkan på resultatet.

- Emissionsfaktorerna för utlakning av ämnen från deponier är helt utarbetade efter svenska förhållanden. Data är inte kopplade till klimatologiska förhållanden i Chile.
- Emissionsfaktorerna för utlakning är inte heller kopplade till de specifika reningsmekanismer som är installerade vid deponien Loma los Colorados. Hänsyn tas till rening av kväve, organiskt material (BOD) och fosfor. Läckaget innehåller även en relativt stor andel tungmetaller. Ingen hänsyn tas till rening av dessa utsläpp. Dock så konstaterades i samband med litteraturstudien att tidigare rapporter inom området sällan tar någon hänsyn till lakvattenrening och både det nuvarande och det alternativa systemets metallutsläpp behandlas på samma sätt.
- Emissionsfaktorer för förbränning är hämtade från fyra olika källor. De tre kompletterande källornas siffror är omräknade till rätt sort med hjälp av antagna värden på rökgasmängd och värmevärde. Källorna var för sig räknas som tillförlitliga men sammantagna så kan skillnader dem emellan påverka resultatet.
- Den största osäkerheten gällande emissioner av tungmetaller finns i samband med emissioner till luft från det alternativa systemet. Utsläppsvärden har för dessa ämnen tagits från RVF modellberäkning för bränslen och spårelement. Värden på luftutsläpp därifrån har enligt modellförfattaren låg trovärdighet eftersom modellen inte är utformad för att i första hand modellera korrekta utsläpp till luft, utan är inriktad på att bestämma koncentrationer av spårämnen i aska från förbränning. Vid jämförelse med annan litteratur så kan man se att europeiska utsläppsgränsvärden till luft för avfallsförbränning ligger högre. Dock har dessa gränsvärden ej kunnat användas då det inte funnits lika mycket metaller i avfallet som gränsvärdena säger att man få släppa ut.
- Från deponibränder inkluderas endast emissioner av dioxiner. Även emissioner av stoft och aerosoler skulle kunna påverka resultaten.
- Den ekonomiska kalkyl som gjorts i samband med studien innehåller uppskattningar av både drifts- och investeringskostnader på en approximativ nivå. Kalkylen har dock som enda mål att på ett grovt plan

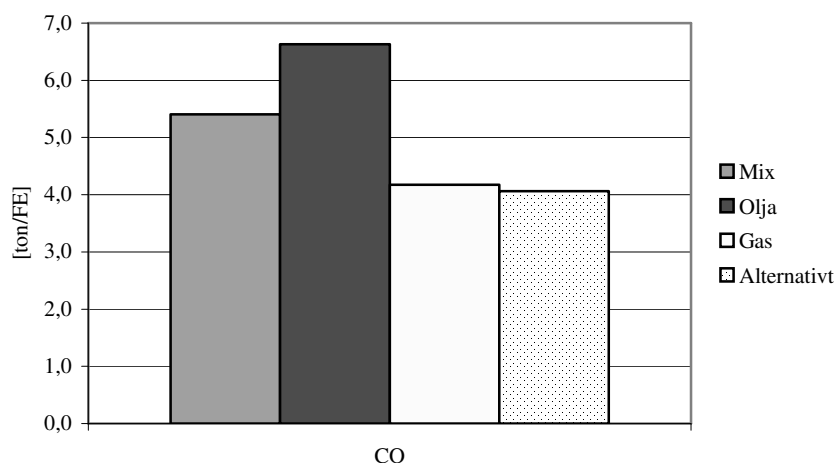
visa att dessa typer av investeringar skulle kunna vara lönsamma för flera parter inom det chilenska avfallshanteringssystemet. Vidare studier är dock nödvändiga för att mer exakt bestämma lönsamhet och möjliga investeringsnivåer.

10. Känslighetsanalys

10.1 Förändring av andel förbränd olja

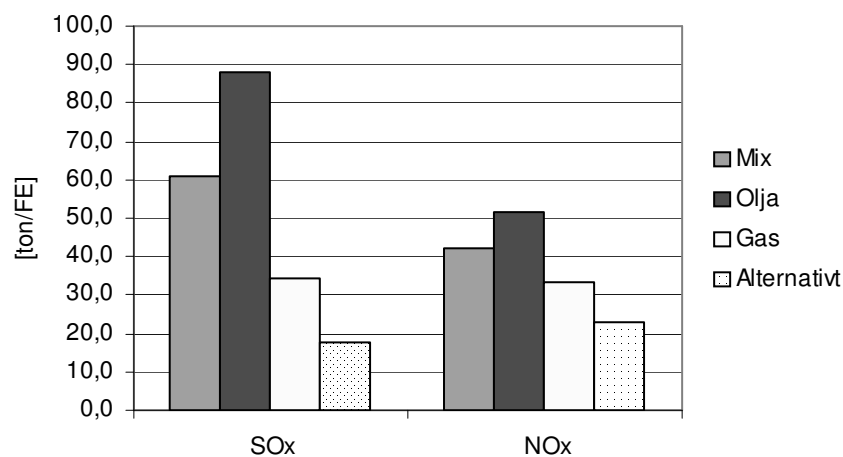
I det nuvarande systemet antas hälften av värmeproduktionen komma från förbränning av olja och resterande del från förbränning av naturgas. För att undersöka hur detta antagande påverkar analysen genomfördes en känslighetsanalys för kategorin luftkvalitet. Nuvarande antagande jämfördes med 100 % oljeförbränning, 100 % naturgasförbränning samt det alternativa systemet som ej ändras.

Emissionerna av CO varierar kraftigt med bränsle i det nuvarande systemet, vilket visas i figur 10.2. För samtliga tre olika bränslen är dock emissionerna av CO högre för det nuvarande systemet jämfört med det alternativa. Då endast naturgas förbränns är skillnaden mellan det nuvarande och alternativa systemet mycket liten och måste betecknas som osäker.



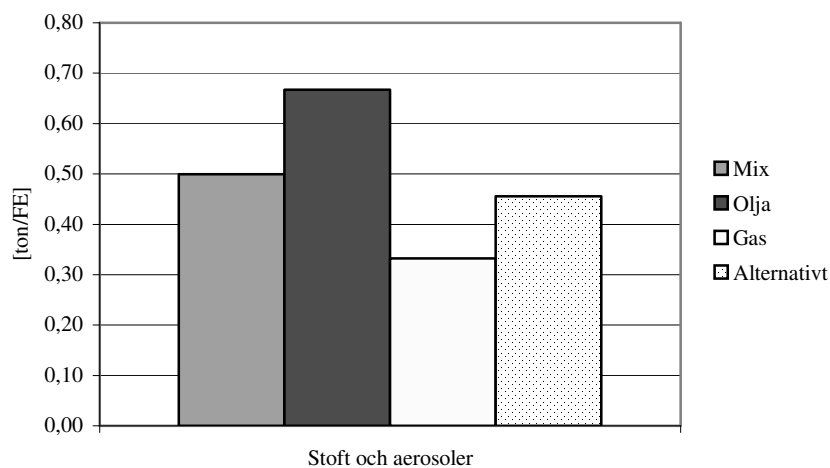
Figur 10.2 Emissioner av CO beroende på bränsle i nuvarande system.

Emissionerna av NO_x och SO_x visade sig vara starkt beroende av vilket bränsle som används, vilket visas i figur 10.1 nedan. För samtliga tre olika bränslen är dock emissionerna av NO_x och SO_x högre för det nuvarande systemet jämfört med det alternativa.



Figur 10.1 Emissioner av SO_x och NO_x beroende på bränsle i nuvarande system.

Stoft är den enda emission där en av bränslekategorierna leder till att det alternativa systemet är sämre än det nuvarande, vilket kan ses i figur 10.3 nedan. Då endast naturgas förbränns är emissionerna från det alternativa systemet 37 % högre än det nuvarande.



Figur 10.3 Emissioner av stoft och aerosoler beroende på bränsle i nuvarande system.

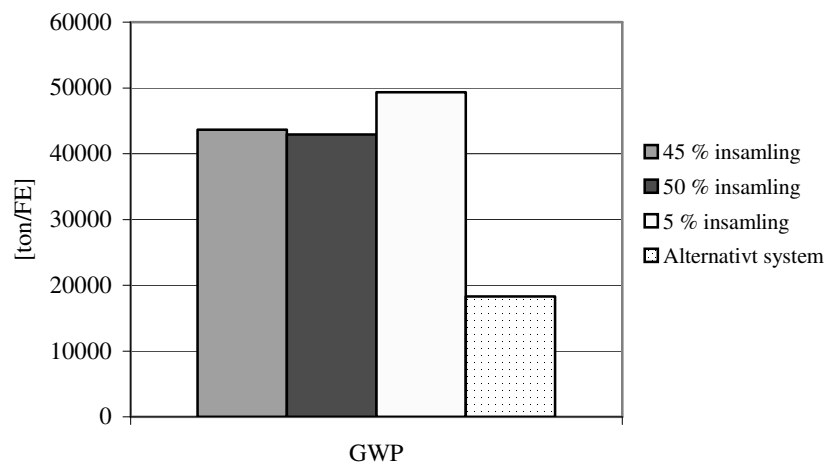
Känslighetsanalysen visar att valt bränsle i det nuvarande energisystemet starkt påverkar emissionerna av de ämnen som inkluderats i kategorin luftkvalitet. Antagandet att hälften av värmen producerad från förbränning av olja och hälften från förbränning av naturgas är den faktiska situationen i företaget år 2005. Det är mer lönsamt för företaget att använda naturgas som bränsle och andelen bestäms

därmed av tillgången. Naturgasimporten från Argentina beror på många faktorer, var av de flesta är politiska och svåra att bedöma. Importen är därmed otillförlitlig och författarna kan inte göra någon bedömning av hur situationen kommer att utvecklas. Förändringar och fluktuationer av andelen förbränd olja kan dock på grund av den osäkra politiska situationen förväntas.

10.2 Ökad insamling av deponigas

Resultaten i kategorierna påverkan på växthuseffekten samt bildning av fotooxidanter kommer att variera med andelen insamlad och förbränd deponigas. Dagens insamlingsgrad är 5 %, men det ansvariga företaget planerar en utbyggnad av systemet så att 50 % av gasen kan samlas in. I det nuvarande systemet används en insamlingsgrad under den aktiva insamlingsperioden på 45 %. För att studera hur känsliga resultaten är för förändringar i insamlingsgrad jämfördes nuvarande beräkningar med en insamlingsgrad på 50 % under den aktiva perioden, det vill säga samma som företags målsättning. För att ge ytterligare perspektiv åt analysen inkluderas även ett scenario då företaget inte bygger ut insamlingsystemet utan har kvar 5 % insamlingsgrad.

Analysen visar att förändringen av insamlingsgrad till företags uppsatta mål endast har en liten inverkan på resultaten för påverkan på växthuseffekten. Om insamlingsystemet inte byggs ut påverkas systemet i högre grad, vilket visas i figur 10.4 nedan.



Figur 10.4 GWP's beroende av insamlingsgrad för deponigas

Ytterligare beräkningar visar att även bildning av fotooxidanter påverkas i relativt liten grad av den förändrade insamlingsgraden för deponigas.

Känslighetsanalysen visar att insamlingsgraden för deponigas i det nuvarande systemet har begränsad påverkan på resultatet. Om insamlingssystemet inte byggs ut blir det alternativa systemet mer fördelaktigt jämfört med det redovisade resultatet i kategorierna påverkan på växthuseffekten samt bildning av fotooxidanter. Den relativt begränsade påverkan av förändringarna beror främst på att det nuvarande energisystemet emitterar lika mycket CO₂ oberoende av förändringarna på deponien.

10.3 Förändrade emissionsfaktorer i alternativa systemet

De emissionsfaktorer som använts för avfallsförbränningen är medelvärden från Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF) över alla Sveriges avfallsförbränningsanläggningar. Utsläppen varierar starkt mellan olika anläggningar men ett medelvärde ger en relativt god bild över utsläppssituationen. Generellt ligger anläggningarna lägre än det lagstadgade gränsvärdet för luftutsläpp för förbränning. Genom känslighetsanalys studeras hur utsläppsbilden skulle se ut om alternativa emissionsfaktorer används. Nuvarande resultat jämförs med resultat då Naturvårdsverkets föreskrifter för avfallsförbränning används²²⁹.

I figurerna 10.5-10.8 nedan redovisas skillnaderna i utsläpp för de olika emissionerna i kategorin luftutsläpp, CO, NO_x, SO_x samt stoft. Denna kategori har valt dels för att de kritiska resultaten finns i denna kategori, dels för att kategorin är viktig för diskussionen lokalt i Santiago.

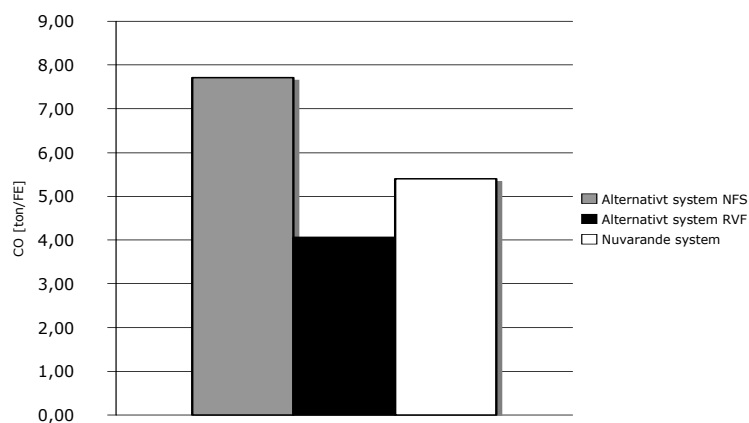


Diagram 10.5 Emissioner av CO beroende av använda emissionsfaktorer

²²⁹ Naturvårdsverket 2003

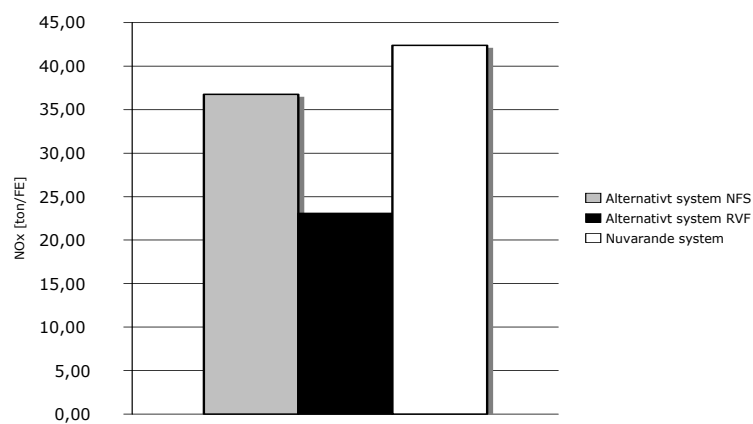


Diagram 10.6 Emissioner av NO_x beroende av använda emissionsfaktorer

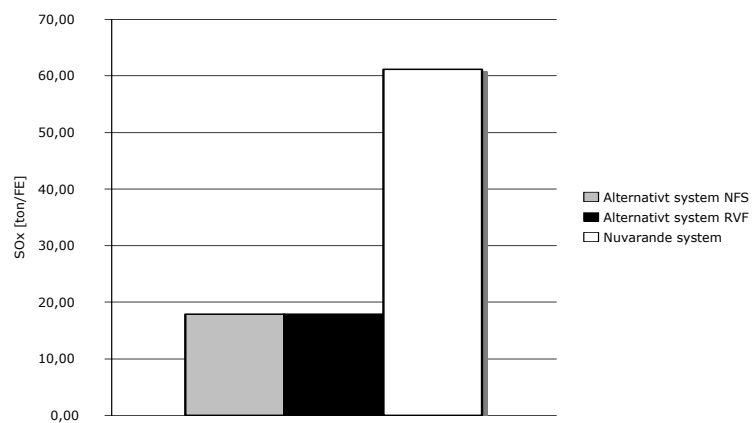


Diagram 10.7 Emissioner av SO_x beroende av använda emissionsfaktorer

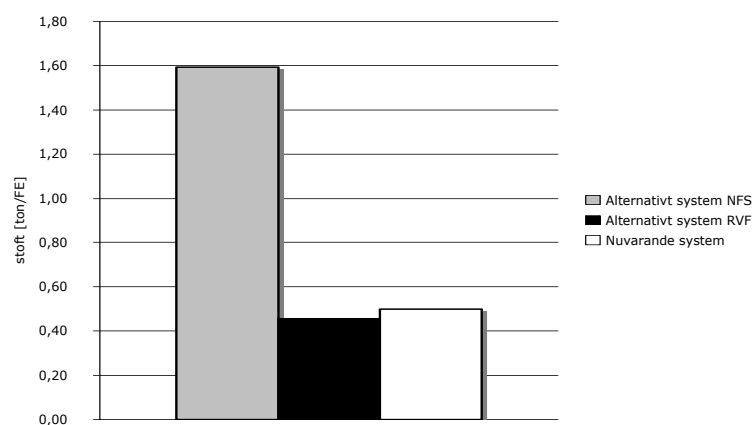


Diagram 10.8 Emissioner av stof beroende av använda emissionsfaktorer

För stoft såväl som CO så blir emissionerna högre än i det nuvarande systemet om man använder Naturvårdsverkets gränsvärden. Vad gäller kväveoxiderna så ökar utsläppen betydligt, men når ändå inte upp till det nuvarande systemets nivåer. För svaveloxiderna så förblir emissionerna praktiskt taget desamma.

De fyra ovanstående kategorierna är de emissioner som har allra störst betydelse om man skulle söka ett godkännande för en avfallsförbränningsanläggning i Santiago. Visserligen så visar jämförelsen med NFS siffror att förbränningen, trots att emissionerna är under den lagliga gränsen, kan medföra ett ökat utsläpp av CO och stoft. Däremot så visar medelutsläppsvärdena från RVF att det definitivt är tekniskt möjligt att minska dessa utsläpp till ett minimum om det finns initiativ för detta. Det ersättningskrav för ökade utsläpp av ovanstående ämnen som PPDA (för beskrivning se avsnitt 4.3.1) medför kan räknas som ett sådant initiativ. Med andra ord borde man med rätt teknikval kunna uppnå låga utsläppsnivåer av ovanstående ämnen.

11. Diskussion

11.1 Metodval

Denna studie är den första av sitt slag som genomförs i Santiago. Inga tidigare utredningar angående avfallssystemet miljökonsekvenser ur ett livscykelperspektiv har kunnat hittas. Detta är ett faktum leder till dataluckor och brist på tillförlitligt material, vilket gör att är omöjligt att uppnå de krav som ställs på en fullständig LCA.

Valet av metod (LCA) är gjort för att möjliggöra en rättvis jämförelse mellan de två systemen. Resultaten är beroende av de antaganden som görs, men så länge dessa antaganden är genomgående för de två systemen påverkas inte jämförelsen. Alla antaganden gör det dock svårt att rent kvantitativt jämföra emissioner av specifika ämnen med samma emissioner i andra livscykelanalyser för avfall.

De miljöpåverkanskategorier som används i denna studie är de vanligast förekommande inom LCA, men ytterligare kategorier hade kunnat studeras. En kategori som ofta används är påverkan på ozonlagret. De ämnen som klassificeras till denna kategori är främst olika kylmedier, då dessa är särskilt aggressiva vid nedbrytningen av ozon i atmosfären. I studien har inga utsläpp av kylmedier från de två systemen kunnat påvisas och kategorin har därför inte tagits med.

Klassificering av ämnen i kategorierna toxicitet och luftkvalitet är specifikt utformade för denna studie. Vilka ämnen som inkluderas i luftkvalitet baseras på Santiagos PPDA, men definition av vilka ämnen som inkluderas i toxicitet saknas. Då specifikation av detta saknas skulle flera ämnen kunna passa in i kategorin. Till exempel är kolmonoxid en för människan giftig gas och koldioxid inverkar förgiftande på växter då dess koncentration i mark är för hög. Kategorin bör alltså inte ses som heltäckande för alla toxiska ämnen utan är inkluderar för studien intressanta toxiska ämnen som inte har en väsentlig påverkan i de andra kategorierna.

11.2 Behov av ytterligare studier

I känslighetsanalysen i avsnitt 10 studerades hur några antaganden påverkar resultatet av studien. För att få en heltäckande bild av hur känsliga systemen är för förändringar bör ytterligare några faktorer studeras. Emissionerna av NO_x och stoft från transporterna i det alternativa systemet ger ett beaktansvärt bidrag till resultatet. En vidare undersökning som kan genomföras är därmed att förändra scenariot och göra transporterna mellan pelletering och förbränning lägre. Detta har inte inkluderats i studien utan endast det verkliga avståndet mellan företagen har använts.

Avfallsets sammansättning och värmevärde är av väsentlig vikt för studien. Dess påverkan har inte studerats i känslighetsanalysen i avsnitt 10, på grund av

omfattningen av en sådan undersökning. I en utökad studie av systemen vore det dock intressant att studera hur förbränning av olika avfallsfraktioner påverkar resultaten.

De lokala geografiska skillnaderna mellan Quilicura och Tilttil kan påverka konsekvenserna av emissionerna från de två systemen. Emissioner till vatten skulle kunna antas påverka på liknande sätt i de två områdena då vatten är en begränsad och värdefull resurs i hela Santiagodalen. Emissioner till luft av ämnen som kan bilda aerosoler och ozon kan dock påverka de två områdena olika. Aerosoler och ozon bildas lokalt och sprids till viss del av vindar. Emissionerna som inkluderas i kategorierna bildande av fotooxidanter samt luftkvalitet skulle därmed kunna ha olika påverkan i Quilicura respektive Tilttil. Ett rimligt antagande är att emissionerna från det alternativa systemet skulle påverka mer då förbränningen är belägen i Quilicura som är ett urbant område. För att kunna dra underbyggda slutsatser krävs dock mer detaljerade studier som inkluderar lokala skillnader i till exempel vindförhållanden.

11.3 Resurshushållning

Deponering av hushållsavfall är inte enbart en typ av avfallshantering med stor påverkan på miljön, det är även en metod som helt förbiser den resurs som avfall har visat sig vara. En korrekt bedömning av miljövinsten inom resurshushållning vid en förändring av Santiagos avfallssystem skulle kräva mer tid och fler undersökningar på plats. I denna studie kan endast konstateras att besparingen genom förbränning av avfall blir betydande på grund av den minskade förbrukningen av olja och gas som är globala bristvaror med snabbt ökande världsmarknadspris.

I Sverige står avfallsförbränning för en stor andel av värmen i våra hus. Produkter av återvunnet material har en hög utnyttjandegrad och endast nio procent av avfallet deponeras. Bortsett från beundransvärda och väl genomförda lokala projekt nyttjar Santiago idag inte denna potential.

Ett alternativt sätt att ta till vara på avfall som resurs är genom återvinning. Återvinning har börjat diskuteras i Santiago, och återvinningsgraden kommer antagligen sakta öka. Genom en förbränningsanläggning kan dock resursen börja tas till vara inom en snar framtid utan att kräva insatser från hushållen. På längre sikt kan avfallsförbränning och återvinning komplettera varandra.

11.4 Resultat kopplat till miljölagstiftning

Den här studien visar att miljöpåverkan i samtliga kategorier från det alternativa systemet är mindre än från det nuvarande systemet. Vid en tillståndsprovning i Santiago är det de ämnen som anges i kategorin luftkvalitet som anses kritiska (se avsnitt 4.3.1). Om tillståndsmyndigheten bedömer miljöeffekterna av investeringen ur ett helhetsperspektiv på samma sätt som denna studie, visar samtliga utsläpp en förbättring gentemot det nuvarande systemet. Om utsläppen från det alternativa

systemet istället jämförs enbart med ersatt energiproduktion så är samtliga värden utom stoft fördelaktiga för investeringen. Industrin kommer i detta fall att få kompensera det ökade stoftutsläppet med 150 % minskning av stoft vid en annan utsläppskälla. Stoft är ett av de resultat där skillnaden mellan systemen är liten. Resonemanget bör inte ses som definitivt då delar av den information och de antaganden som används medför osäkerheter som kan påverka resultaten betydligt.

11.5 Utvecklingsmöjligheter

Det system som föreslås i studien är ett småskaligt alternativ utformat för en industri. Det finns flera möjligheter att utveckla detta system. Sorteringsstationens kapacitet kan med den valda tekniken ökas något. Om avsättning för större produktion av RDF-pellets finns kan man investera i ytterligare en sorteringslinje. Vid tillverkning av större mängder RDF-pellets till industrier på längre transportavstånd bör dock alternativet att torka pellets innan transport tänkas över. Detta har inte ansetts nödvändigt då transportavståndet i det alternativa systemet inte är mer än 1 km.

I ett längre perspektiv kommer fler återvinningsprojekt antagligen genomföras i Santiago. Systemmässigt kan källsortering och RDF-förbränning kombineras genom att hushållen sorterar ut en brännbar fraktion som pelletteras vid sorteringsanläggningen.

I det alternativa systemet klarar inte den valda pannan att producera industrins behov av elektricitet. Mer elektricitet skulle kunna produceras genom en förändring av industrins energisystem. Idag står industrins kylbehov för cirka en tredjedel av industrins elförbrukning. Genom en investering i en absorptionsvärmepump kan kyla produceras med ånga som drivkraft. Det ökade ångbehovet ger möjlighet till installation av en större panna vilken kan producera mer el. Då elbehovet samtidigt sänks med en tredjedel skulle pannan kunna täcka hela industrins behov av både värme, kyla och elektricitet.

Det finns även en möjlighet att bygga en anläggning som är optimerad för att producera enbart elektricitet. Då säljer man en mindre del av värmen som man kan sälja och kyler bort överskottet och elproduktionen bär kostnaden för anläggningen ensam. Detta finns på flera ställen i världen och Sverige och skulle kunna vara ett alternativ, speciellt vid ett fortsatt ökande elpris.

I denna studie har vi tittat på ett specifikt alternativ för avfallsbehandling och energiförsörjning. Det finns naturligtvis flera lösningar och alternativa vägar att gå, några av dessa diskuteras närmare nedan.

Kommunen Quilicura är inte bara Santiagos, utan även Chiles största industrikommun. Förutom den industri som denna studie inkluderar finns även ett antal andra industrier med stor energiförbrukning. Om man skulle få avsättning för värmen eller ånga till flera intressenter inom kommunen skulle till exempel avfallsbehandlingsbolaget KDM kunna starta en avfallsförbränning i större skala i

Quilicura. Ur en ekonomisk synvinkel är detta alternativ totalt beroende av hur stor andel av värmen som man får avsättning för hos de omgivande industrierna. Möjligtvis skulle problematiken kunna lösas genom produktion av fjärrkyla i kylmaskiner. Den elektricitet som produceras finns det alltid avsättning för förutsatt att man får tillgång till elnätet till en rimlig kostnad. Miljömässigt så gäller samma förutsättningar för en större panna som den mindre som föreslagits i studien. Problematiken ligger först och främst i att visa vilken produktion man ersätter med den nya pannan. Detta är viktigt ekonomiskt då man enligt PPDA (se avsnitt 4.3.1) måste kompensera nya utsläppskällor med att minska utsläpp vid någon annan källa i regionen med 150 %.

Vid produktionen hos den industri som studerats så genereras det stora mängder biologiskt baserade restprodukter som just nu inte utnyttjas resursmässigt. Ett alternativt sätt att försörja industrin med energi vore att upprätta en rötningsanläggning för de biologiska resterna och utvinna biogas. Denna kan sedan fungera som ett komplement till den existerande energiförsörjningen. Detta alternativ är svårt för författarna att analysera eftersom uppgifter om mängder biologiska rester saknas. Mängderna uppskattas dock vara så stora att de skulle kunna ge ett signifikant bidrag till energiförsörjningen vid upprättandet av en biogasanläggning på området. Vidare utredning skulle dock behövas för att utreda detta alternativ, både ur miljömässig och ur ekonomisk synvinkel.

12. Slutsatser

- Enligt denna studie är förbränning med energiutvinning med avseende på miljö och resurshushållning en metod för avfallsbehandling som Santiago bör överväga.
- Energiförbrukningen är ungefär dubbelt så stor för det nuvarande systemet som för det alternativa systemet.
- Kategorierna för påverkan på växthuseffekten och bildande av fotooxidanter uppvisar mindre påverkan i det alternativa systemet jämfört med det nuvarande.
- Inom kategorierna försurning och eutrofiering visar de båda systemen liknande resultat.
- Inom kategorin luftkvalitet (CO, NO_x, SO_x, och stoft) är utsläppen större för alla ämnen i det nuvarande systemet. Utsläppen av stoft är i samma storleksordning i de båda systemen. Reningsteknik bör väljas så att stoftemissionerna minimeras.
- Utsläppen av metaller i de båda systemen är likartade. Detta beror till största delen på val av systemgränser längs tidsaxeln eftersom metallerna till allra största delen deponeras i båda systemen.
- Emissionerna av dioxiner omgärdas med mycket stor osäkerhet. Utsläppen från det alternativa systemet ligger i nivå med den nedre gränsen för utsläpp av dioxiner från deponibränder som använts i studien.
- Utökade studier krävs för att utreda konsekvenserna av placering kopplat till lokal miljöpåverkan. Santiagos geografi och vindförhållanden gör att utsläpp av vissa ämnen kommer att ha olika påverkan beroende på var anläggningen placeras.
- Investering i en förbränningsanläggning för RDF-avfall är enligt en grov kalkylering mycket lönsam. Denna slutsats gör tekniken till ett intressant alternativ för företag i regionen.
- En investering i regionen kommer till stor del att vara beroende av den politiska viljan och möjligheten att uppfylla de miljökrav som ställs lokalt.

13. Källförteckning

13.1 Källor - tryckta

Arelleno J. 1995. *Estudio de composición y proyección de residuos sólidos domiciliarios en la providencia de Santiago*. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Audibert N. 2005. *Chile – ekonomisk och handelspolitisk rapport 2005*. Promemoria, Sveriges Ambassad, Santiago, Chile

Björklund A. 1998. *Environmental systems analysis of waste management – With emphasis on substance flows and environmental impact*. Lic., Kungliga Tekniska Högskolan, ISSN 1402-7615

CONAMA RM. 2003. *Evolución de la Calidad del Aire en Santiago 1997 – 2003*. Ansvarig utgivare: CONAMA RM

Finnveden G. 1998. *Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems*. Resources, Conservation and Recycling 26 1999 pp. 173.

Finnveden G, Johansson J, Lind P, Moberg Å. 2000. *Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste*. Eskilstuna. Statens Energimyndighet. AVF-rapport nr. AVF 00/2, ISBN: 91-7056-103-6

Fischer C. 1999. *Gas Emissions from Landfills – An overview of issues and research needs – Survey*. Stockholm. Swedish environmental protection agency. AFR-report 264

Hjelman O, Andersen L. 2000. *Leachate Emissions from Landfills – Final Report*. Stockholm. Swedish environmental protection agency. AFR report 265

Hogland W. 1997. *Kompendium – Landfilling*. Stockholm. Lund Institute of Technology. AFR-kompendium 6

Lindström M. 2005. *Chile – Landöversikt sep. 2005*. UD Dnr. 3. Sveriges Ambassad. Santiago, Chile.

República de Chile, Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. 1978. *Resolucion N°7077*. Santiago, Chile. (Lagtext)

RVF. 2005. *Avfall blir värme och el – En rapport om avfallsförbränning*. Malmö. RVF rapport 2005:02

RVF. 2002. *Emissioner över deponier - Etapp 1, Litteraturstudie*. Malmö, RVF Utveckling 02:04, ISSN 1103-4092

RVF. 2001. *Förbränning av avfall - En kunskapssammanställning om dioxiner*. Malmö. RVF rapport 01:13. ISSN 1103-4092

Rydh CJ, Lindahl M, Tingström J. 2002. *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Lund. Studentlitteratur. ISBN: 91-44-02447-9

SERNAGEOMIN. 2004. *Geologia para el ordenamiento territorial de la Región Metropolitana de Santiago*. Servicio Nacional de Geología y Minería (Chile). Informe Registrado IR-04-24, 68 p, 3 mapas escala 1:250 000. Santiago, Chile.

Sundqvist J-O. 1999. *Life cycles assessments and solid waste– Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA*. Stockholm. Swedish Environmental Research Institute, AFR-report 279, ISSN 1102-6944

Wall R. Sellés D. Gana, P. 1999. *Area Til-Til – Santiago, Región Metropolitana*. Servicio Nacional de Geología y Minería (Chile). Mapas Geológicos No 11, 1 mapa escala 1:100 000, 1 anexo, Santiago, Chile.

Westas H. 2004. *Miljöteknik: Miljöaspekter och reningsmetoder*. Föreläsninganteckningar 2004-02-24 i kursen Energitekniker del II, Förbränning. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Wester L. 2005. *Förbrännings- och rökgasreningsteknik*. Kursmaterial Förbrännings- och rökgasteknik vid Mälardalens högskola. Västerås.

13.2 Källor internet

Benediktsson G. Feldhusen K. Mjureke D. Pettersson S. Alopeaus Sandberg T. Staaf H. Svensson U. Österberg K. 2005. *Sweden's National Inventory Report 2005 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change*. [online] Tillgänglig: www.naturvardsverket.se [2006-02-21]

Bild Santiago. 2005. [online] Tillgänglig: http://encarta.msn.com/media_461559392_761577952_-1_1/Smog_over_Santiago.html [2006-03-08]

Blennow K. 2005. *Återvinning av näringsämnen från hushållspillvatten med omvänd osmos*. [online] Tillgänglig: www.w-program.nu/exjobbspdf/kristina_blennow.pdf [2006-04-05]

Centro Economico de carga – Sistema Interconectado Central. 2005. *Estadísticas de operación 1995 – 2004*. [online] Tillgänglig: www.cdec-sic.cl/datos/anuario2005.pdf [2005-12-08]

CONAMA RM.

- a2005 Hemsida. [online] Tillgänglig: www.conamarm.cl [2005-12-03]
- b2005 Área de ordamiento terretorial y recursos naturales. *Residuos solidos Domicilarios*. [online] Tillgänglig: www.conamarm.cl/article-28333.html [2005-10-01]

Emeres. 2006. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.emeres.cl [2006-02-22]

Esser C. 2005. *Country analysis brief: Chile*. [online]. Tillgänglig: www.eia.doe.gov/emen/cabs/Chile/pdf.pdf [2005-11-03]

KDM. 2005. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.kdm.cl [2006-02-22]

KDM S.A. 2005. *Declaracion de Impacto Ambiental: Mejorar al sistema de tratamiento riles relleno sanitario Loma Los Colorados y desarrollo alternative del tratamiento terciario*. [online]. Tillgänglig: www.e-seia.cl [2006-02-22]

Karta över Región Metropolitana. 2006. [online] Tillgänglig: http://www.turistel.cl/mapas_ruteros/rut_e_1.htm [2006-03-12]

Karta över Sydamerika. 2006. [online] Tillgänglig: <http://www.languageschools-abroad.com/site/spanish/chile/> [2006-04-05]

Lynch R. 2002. *An energy overview of Chile*. [online], U.S. Department of Energy, Office of Fossil Energy. Tillgänglig: www.geni.org/globalenergy/library/national_energy_grid/chile/EnergyOverwievofChile.shtm, [2005-11-03]

Nationalencyklopedin. 2006. Hemsida. [online] Tillgäng: www.ne.se [2006-02-27]

Naturvårdsverket. 2006. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.naturvardsverket.se [2006-02-14]

Naturvårdsverkets Författningssamling. 2003. [online] *Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning*. NFS 2002:28 Tillgänglig: www.naturvardsverket.se [2006-04-06]

NTM. 2005. Hemsida [online] Tillgänglig: www.ntm-a.se [2005-11-23]

Nyman M. Simonson C. 2005. *Life cycle assesment of residential ventilation units in a cold climate*. Building and environment [online], no. 40 2005 s.15-27. Tillgänglig: www.sciencedirerct.com [2006-02-21]

República de Chile, Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República. 2000. *Decreto no. 20*. Santiago, Chile [online] Tillgänglig: <http://www.conamarm.cl/article-932.html> [2005-11-22] (Lagtext)

RVF. 2006. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.rvf.se [2006-01-28]

Saralegui Villegas J_A. 2005. *Modelo de simulación de los efectos en salud producidos por la contaminación atmosférica en la region metropolitana*. [online] Universidad de Santiago de Chile, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Industrial. Tillgänglig: www.gobiernosantiago.cl/universitario/download/tesis/salud/simulacion_efectos_salud.pdf [2005-10-23]

Sariego Rivera M. 2005. *Anuario Estadístico Sector Electrico 2004*. Instituto Nacional de Estadísticas [online] Tillgänglig: www.ine.cl/ine/canales/chile_estadistico/estadisticas_economicas/energia/anuarios_estadisticos/pdf/energia04.pdf [2005-10-06]

Secretaría Regional Ministerial de Salud Región Metropolitana. 2006. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.asrm.cl/sitio/pag/residuos/Indexjs3residuosd003.asp [2006-02-06]

Svenska Renhållningsverksföreningen. Hemsida. [online] Tillgänglig: www.rvf.se [2006-02-03]

United States Environmental Protection Agency. a2005. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02*. [online]. Tillgänglig: www.epa.gov/ttn/catc/products.html#software [2006-02-22]

United States Environmental Protection Agency. b2005. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. [online]. Tillgänglig: www.epa.gov [2006-02-22]

13.3 Källor – otryckta

Audibert, Nicolas. Andre sekreterare Handelsavdelningen, Svenska ambassaden i Chile, Santiago, E-postkonversation, Svenska, 2006-02-09

Calderon, Christian. Handläggare, SEREMI, Santiago, Möte, Spanska, 2005-11-21

Folch, Walter. Utredare, Hälsoministeriets miljöavdelning, Santiago, Möte, Spanska, 2005-12-13

Fritz, Lars. Konsult avfallsfrågor ÅF. Stockholm, Möte, Svenska, 2006-01-23

Garcia, Sergio. Chefsingenjör Loma Los Colorados, KDM. Til-Til, Möte, Spanska, 2005-11-08

Industriansvarig. Vice VD, Ansvarig för materialutveckling samt miljöfrågor. Quilicura, Möte, Spanska, 2005-11-29

Izquierda, Jose Luis. VD, Procesan. Quilicura, Möte, Spanska, 2005-11-10

Keller, Alejandro. Projektingenjör, KDM. Quilicura, Möte, Spanska, 2005-11-29

Krell Wainstain, Arturo. VD omlastningsstation, KDM. Quilicura, Möte, Spanska, 2005-11-08

Saitz Subiabre, Pedro. Rådgivare, Regional regering. Santiago, Möte, Spanska, 2005-10-23

Schmitz, Rainer. Doktor i kemisk ingenjörsvetenskap, Universidad de Chile. Santiago, Möte, Spanska, 2005-10-19

Åberg, Anders. Sektionschef, Borlänge Energi. Stockholm, Möte, Svenska, 2006-01-23

Öhrström, Tomas. Bergström och Öhrström, Nyköping. Telefon, Svenska, 2005-08-20, E-postkonversation, Svenska, 2005-2006.

Bilaga 1. Emissioner till luft och vatten

Emissioner till luft och vatten

Här följer en sammanställning av studerade ämnen och hur de emitteras från deponering respektive förbränning.

Dioxiner

Dioxiner är en grupp med 210 stycken olika klorerade dibenso – p – dioxiner och dibensofuraner. Det finns även bromerade dioxiner men eftersom dessa inte kunnat påvisas i rester från avfallsförbränning diskuteras de inte mer i denna uppsats.²³⁰

Då dioxiner i avfall deponeras indikerar vissa studier att cirka hälften omvandlas genom kemiska reaktioner till andra ämnen och cirka hälften emitteras till vatten.²³¹ Dioxiner är en av de viktigaste emissionerna vid deponibränder. De binds vid bränder ofta till sotpartiklar som virvlar upp från deponiens yta, men som sedan till största delen åter deponeras nära källan. En stor del av emissionerna återvänder således till deponien.²³²

Vid förbränning destrueras majoriteten av de dioxiner som finns i avfallet till CO₂, vatten och klorväten vid de höga temperaturerna i pannorna. Endast en mycket liten del fastnar på partiklar och följer med bottenaskan ut. Det finns dock risk för att dioxiner återbildas vid nedkylningen av rökgaserna senare i processen. Det finns tre förutsättningar som måste uppfyllas för att dioxiner skall återbildas efter förbränning²³³:

- Det måste finnas tillräckligt mycket klor i rökgaserna.
- I rökgaserna måste metaller, vanligen koppar, finnas för att kunna fungera som en katalysator för reaktionen.
- Rökgastemperaturen skall befinna sig inom det kritiska temperaturintervallet 200° C till 600°C.

Fosfor

Cirka två procent av avfallets fosforhalt läcker ut med lakvattnet under ST²³⁴. Detta kan till över 80 % separeras i reningen och sedan återföras till deponien²³⁵. Under den resterande tidsperioden emitteras allt fosfor till lakvattnet²³⁶.

Vid förbränning samlas fosfor i askan som sedan deponeras.

Klor- och Fluorväten

Litteratur anger att cirka 80 % av klorinnehållet i avfallet emitteras till lakvatten under de första 100 åren.²³⁷ Studerad litteratur anger dock inte i vilken form klor

²³⁰ RVF, 2001, s16

²³¹ Björklund, 1998, s. C-4

²³² Sundqvist 1999, s. 87

²³³ RVF, 2001, s.64

²³⁴ Sundqvist, 1999, s. 75

²³⁵ Björklund, 1998, s. C-1

²³⁶ Sundqvist, 1999, s. 75

²³⁷ Björklund, 1998, s. C-3

emitteras. Klor används även i lakvattenreningen och kan i viss mån även emitteras från denna process.²³⁸ Vätefluorid nämns inte bland emissioner från deponier i studerad litteratur. Vid förbränning bildas klor- och fluorväten ur bränslets innehåll av klor och fluor.

Koldioxid, CO₂

I en deponi produceras koldioxid från den anaeroba nedbrytningen av organiskt material²³⁹. Gasen är en av de två viktigaste beståndsdelarna i deponigas och emitteras i stora volymer. Förhöjda halter av koldioxid är vanligt i marken runt en deponi på grund av reducering av metan i ytskiktet.

Koldioxid bildas vid alla typer av förbränning. Det praktiskt taget omöjligt att påverka utsläppen av koldioxid. Den andel kol som finns i avfallet kommer att släppas ut som CO₂, förutsatt att fullständig förbränning sker. De åtgärder som kan göras är att effektivisera förbränningsprocessen och att införa en större del förnyelsebara energikällor i energimixen.²⁴⁰ Enligt RVF bör dock cirka 85 % av hushållsavfallet räknas som biologiskt avfall. Därmed anser de att 85 % av koldioxiden ingår i det naturliga kretsloppet för kol och inte skall medräknas i utsläppen för CO₂. Endast det kol från fossila källor som innebär ett tillskott till det atmosfäriska kolet bör tas hänsyn till, vilket är en vanlig beräkningsmetod.

Kolmonoxid, CO

Deponigas innehåller normalt 0,001 % kolmonoxid. Halten kan dock variera mellan noll och tre procent. Högre halter tyder på att ofullständig förbränning sker i deponien.²⁴¹

Vid förbränning finns en viss andel kol som inte förbränns fullständigt, vilken till stor del släpps ut som CO. CO-halten i rökgaserna är en bra värdemätare på hur bra förbränning man har i sin process.

Kväveföreningar

Ammoniak och andra kväveföreningar bildas i deponien vid nedbrytning av proteiner. Ammoniak kan emitteras direkt till luft men avges främst till lakvatten²⁴². Vid lakvattenbehandlingen kan ammoniak emitteras²⁴³, största delen av kvävet i lakvattnet blir dock konverterat till N₂ som emitteras till atmosfären²⁴⁴.

²³⁸ KDM, DIA, 2005 s. 12

²³⁹ Hogland, 1997, s.131

²⁴⁰ Westas, 2004

²⁴¹ Fischer, 1999, s. 14

²⁴² Björklund, 1998, s. C-2

²⁴³ Fisher, 1999, s 14

²⁴⁴ Björklund, 1998, s. C-2

NO_x är oönskade produkter från förbränning. De emitteras från förbränning av biogas samt från bränder på deponi. NO_x kan även bildas vid mikrob oxidation av ammoniak i en deponi²⁴⁵.

NO_x bildas i huvudsak på tre olika sätt vid förbränning. Man talar om termisk, bränsle och prompt NO_x-bildning. Den största delen av NO_x -utsläppen kommer från oxidation av bränslets kväveinnehåll. Termisk NO_x bildas ur luftens kväve vid höga temperaturer. Prompt NO_x bildas i flamman av luftens kväve och flyktiga kolväten som frigörs ur bränslet. Prompt NO_x-bildning står för en mycket liten del av de totala NO_x -utsläppen och försummas oftast.²⁴⁶

Metan, CH₄

Metan produceras i deponien från den anaeroba nedbrytningen av organiskt material.²⁴⁷ Gasen är den näst största komponenten deponigas och emitteras i stora volymer. Viss andel av metanet oxideras med hjälp av bakterier till koldioxid på dess väg upp genom ytskiktet. Cirka 15 % av metanet oxideras på detta sätt.²⁴⁸ Uppskattningsvis motsvarar utsläppen av metan från deponier cirka 5 % av de globala metanemissionerna.²⁴⁹ Metan är en brännbar gas och emitteras inte från förbränning.

NMVOC

NMVOC släpps ut i små mängder ut till luft från deponierna. Gruppen kan uppgå till 1 % av gasen och bestå av mellan 100 och 200 föreningar. Föreningarna kan dels vara biprodukter av biologiska eller kemiska processer i avfallet. Dels kan de vara mänskligt skapade föreningar i avfallet. Koncentrationerna av dessa ämnen varierar kraftigt mellan olika deponier, de beror bl.a. på avfallets sammansättning och meteorologiska förutsättningar.²⁵⁰ NMVOC emitteras till viss del till luft vid förbränning.

Stoft och aerosoler

Stoft och aerosoler emitteras till luft från aktiviteter så som transport och bearbetning av avfall och täckmaterial. Partiklar emitteras även vid deponibränder.²⁵¹

Vid förbränning kan stoft i rökgasen antingen komma från bränslets aska eller från ofullständigt förbrända partiklar. Ofullständigt förbrända partiklar kan ha många orsaker, bland annat för låg förbränningstemperatur, felaktig tillförsel av sekundär/tertiärluft och bränslets sammansättning.²⁵²

²⁴⁵ Fischer, 1999, s 14

²⁴⁶ Wester, 2005, s. 168

²⁴⁷ Hogland, 1997, s. 131

²⁴⁸ Sundqvist, 1999, s. 75

²⁴⁹ RVF, 2002, s. 9

²⁵⁰ Fischer, 1999, s. 9-10

²⁵¹ Sundqvist, 1999, s. 87

²⁵² Wester, 2005, s. 154

Svavelföreningar

Svavelväten kan finnas i deponigas i en koncentration runt 0-100ppm, dessa föreningar är en av dem som bidrar mest till gasens lukt. Vanligast är att svavelvätet produceras vid nedbrytning av proteiner som finns i matavfall. Koncentrationen är som högst då avfallet just deponerats och avtar sedan snabbt då de enkelt nedbrytbara ämnena försvinner.²⁵³ Andelen bildade svaveloxider vid förbränning beror till helt och hållet på bränslets svavelhalt.

Organiskt material

Organiskt material är en av de största emissionerna till lakvatten. Mycket lite information finns om de separata ämnena inom denna grupp och vanligtvis analyseras innehållet med hjälp av begrepp så som BOD, COD eller TOC.²⁵⁴ Organiska föreningar kan både finnas i avfallet från början och bildas vid ofullständig förbränning av bränslet.

Metaller

Metaller som deponeras emitteras främst till lakvatten, kvicksilver emitteras dock även till luft. Tungmetaller lakas ut under deponiens hela livslängd, dock emitteras endast en liten andel under de första 100 åren.²⁵⁵ Halten metaller i en deponi bestäms helt och hållet av avfallets innehåll. I ett väl fungerande avfallssystem kan mängder av särskilt farliga metaller så som kvicksilver minimeras genom separering av högriskprodukter, såsom batterier och termometrar²⁵⁶. Från förbränning kan metaller förekomma som främst stoffformiga, men även gasformiga utsläpp. Metallutsläppen beror till stor del på innehållet av metaller i bränslet.

²⁵³ Fischer, 1999, s. 13

²⁵⁴ Hogland, 1997, s. 113

²⁵⁵ Sundqvist, 1999, s. 85

²⁵⁶ Fischer, 1999, s 15

Bilaga 2. Inventeringsdata avfallsanalys

Inventeringsdata avfallsanalys

Avfallsanalys för konvertering till modell

<i>Chile</i>	[%]	<i>Modell</i>	[%]	<i>Antaganden</i>
Organiskt material	42,29	Matavfall	22,84	1
		Trädgårdsavfall	19,43	
		Trä	0,39	2
		Trä CCA-imp.	0,034	
Papper och kartong	21,85	Papper	21,85	3
Jord, frön, askor, porslin	5,07	Trädgårdsavfall	2,5	4
		Glas	2,57	
Plast	14,09	Plast CH	11,63	5
		Plast PVC	1,12	
		Polyuretan	1,12	
		Plast flamskydd	0,19	
Textiler och läder	5,04	Textil natur	2,4	6
		Läder	2,4	
		Textil flamskydd	0,24	
Metall	2,46	Metall	2,46	
Glas	2,12	Glas	2,12	
Ben	0,17	Matavfall	0,17	7
Övrigt	6,54	Sanitetsprodukter	2,9	8
		Elskrot	0,1	
		Brännbart verksamhetsavfall	3,54	
Summa	100		100	

Summa

100

100

Källor:

Arelleno, 1995, s. 32

RVF beräkningsmodell, 2002

RVF utveckling 2002:05, s. 27

Antaganden:

1 Allokering enligt hushållsavfall i modellen

2 1% av sv. org. avf. är trä, RVF 2002:05

3 Den enda kategorin som stämmer är papper

4 Antagande om hälften brännbart, hälften inert

5 Allokering enligt hushållsavfall i modellen

6 Allokering enligt hushållsavfall i modellen

7 Ben existerar ej i mod, ersätts med matavfall

8 Chiles sopinventering, 3,5 % blandat material.

Översättning till RDF-fraktion för modellering:

RDF:	Allt papper, plast och trä i fraktionen.	
	[% avfall]	[% RDF]
Papper	21,85	60,09
Plast CH	11,63	31,77
Plast PVC	1,12	3,10
Polyuretan	1,12	3,10
Plast flamskydd	0,19	0,77
Trä	0,39	1,07
Trä CCA-imp.	0,034	0,09
Summa	36,334	100,00

Bilaga 3. Inventeringsdata omräkningsfaktorer

Inventeringsdata omräkningsfaktorer

Omräkningsfaktorer påverkanskategorier

Ämne	GWP-100 [g CO2eq/g]	AP [g SO2-eq/g]	EP [g PO43--eq/g]	POCP [g C2H2-eq/g]	Källa/Antagande
BOD			0,022		Rydh m.fl., 2002
CH4	21			0,007	Rydh m.fl., 2002
CO	3			0,032	Rydh m.fl., 2002
CO2	1				Rydh m.fl., 2002
NH3		1,88	0,349		Rydh m.fl., 2002
NMVOC	21			0,14	Antagande: GWP samma som CH4, POCP 20 ggr CH4
NOX	7	0,696	0,13		Rydh m.fl., 2002
N2O	7	0,696	0,13		Antagande: samma som NOX
PO43-			1		Rydh m.fl., 2002
SOX		1			Rydh m.fl., 2002
HCl		0,88			Nyman m.fl, 2004
HF		1,66			Nyman m.fl, 2004

Bilaga 4. Inventeringsdata transporter

Inventeringsdata transporter

Transporter, nuvarande och alternativt system

Alla transporter har räknats ut med hjälp av NTM Calc, www.ntm.a.se

Där data inte kommenteras används programmets defaultdata.

Transportberäkningar för deponin beräknas ej här, utan i deponidelen.

Lastbilstransporter:

	Uppsamling	Transport pellets	Transport bottenaska	Transport cykl- och filteraska	Källa:	Kommentar:
Fordonstyp:	Medeltung lastbil, regionaltrafik	Medeltung lastbil, regionaltrafik	Medeltung lastbil, regionaltrafik	Medeltung lastbil, regionaltrafik		Antagande sopbil = medeltung lastbil
Motortyp:	Euro 0	Euro 0	Euro 0	Euro 0	<i>PPDA, 2003, s. 37</i>	
Bränsletyp:	Mk 1	Mk 1	Mk 1	Mk 1	<i>PPDA, 2003, s. 37</i>	
Sträcka [km]:	98	2	2	10		Antagande dubbel sträcka, tom återresa.
Varav i tätort:	98	2				Antagande
Fyllnadsgrad [%]:	50	50	50	50		Dubbel sträcka, tom återresa.

Tågtransporter:

	Transport avfall nuvarande system, bottenaska alt. system	Transport avfall nuvarande system, bottenaska alt. system	Källa:	Kommentar:
Fordonstyp:	T-44 (tungt diesellok)	T-44 (tungt diesellok)	<i>Pers. konv. Wainstein, 2005</i>	Samma trptsätt för avfall och bottenaska.
Bränsletyp:	Diesel Mk 1	Diesel Mk 1	<i>PPDA, 2003, s. 37</i>	
Sträcka [km]:	70	70	<i>Pers. konv. Wainstein, 2005</i>	
Varav i tätort:	0	0		
Tågets nettolast [ton]:	750	100	<i>Pers. konv. Wainstein, 2005</i>	
Bränsleförbrukning [l/10 km]:	3,5	3		Antagande

Bilaga 5. Inventeringsdata nuvarande system
Inventeringsdata nuvarande system

Avfallsmängder deponi			
Avfallsintag, RSSM	2000	ton/dag	www.sesma.cl , 2005-10-21
Avfallsintag 2004, RSLLC	6050	ton/dag	www.asrm.cl , 2005-12-06
Avfallsintag 1996-2055	se källa	ton/år	KDM,CDM PPD, s. 37
Energiförbrukning deponi			
Elbehov, RSLLC	0,8	MW	KDM, Proyecto de biogas
Hantering av avfall & täckmaterial, RSSM	1910	m3 diesel/år	EIA RSSM, 5.2-21, s. 21
Transport, RSSM	580	m3 diesel/år	EIA RSSM, 5.2-21, s. 21
Förflyttning av silos, RSSM	864	m3 diesel/år	EIA RSSM, 5.2-21, s. 21
Stödutrustning samt hjälp arbeten, RSSM	196	m3 diesel/år	EIA RSSM, 5.2-21, s. 21
Värmevärde, diesel	35900	MJ/m3	STEM, Energiläget i siffror 2004, 2004, s. 38
Täckning			
Sandförbrukning, nuvarande	0,18	m3/ton avfall	KDM, Informe final, s 41
Deponigas			
Halt CH4, RSLLC	50	%	Pers. konv. Keller, 2005
Halt CO2, RSLLC	50	%	Pers. konv. Keller, 2005
Halt NMVOC, andel av CH4	0,1	%	RVF Utveckling 02:04, s. 2
Deponigasproduktion 1996-2055			KDM,CDM PPD, s. 37
Andel insamlad deponigas, nuvarande	5	%	Pers. konv. Christian Calderon, SEREMI
Värmevärde deponigas	50,1	MJ/kg CH4	Björklund, 1998, app. C-3
Deponibränder			
Minimal nivå emission av dioxiner totalt Sv	3	g/år	RVF 01:13, s
Maximal nivå emission av dioxiner totalt SV	30	g/år	RVF 01:13, s

Alternativt system

	Värde:	Sort:	Källa:
Avfall			
Totalt behandlat avfall på RSLLC under en dag:	5500	ton	Pers. konv. Wainstein, 2005
Fossil andel avfall	15	%	RVF 2004:15, s. 4
Fossil andel i RDF-fraktion	39	%	Arelleno, 1995, s. 32
Sorteringsanläggning			
Motor banddrift			
Typ	antagande		Antagande som komprimator
Antal	1	st	

Bilaga 6. Inventeringsdata alternativt system

Inventeringsdata alternativt system

Alternativt system	Värde:	Sort:	Källa:
Avfall			
Totalt behandlat avfall på RSLLC under en dag:	5500	ton	<i>Pers. konv. Wainstein, 2005</i>
Fossil andel avfall	15	%	<i>RVF 2004:15, s. 4</i>
Fossil andel i RDF-fraktion	39	%	<i>Arelleno, 1995, s. 32</i>
Sorteringsanläggning			
Motor bändrift			Antagande som komprimator
Typ	antagande		
Antal	1	st	
Förbrukad effekt (ca.)	20	kW	
Pelletering			
Typ	Brini Pelleterare 200		www.sita.se/666.epibrw , 2006-02-06
Kapacitet	6	ton, maximalt	www.sita.se/666.epibrw , 2006-02-06
Antal	2	st	<i>Pers. konv. Damström, 2006</i>
Förbrukad effekt (ca.)	55	kW	www.sita.se/666.epibrw , 2006-02-06
Motortyp	Standard 3-fas		
Kompressor, tryckluft			
Typ	Premium 200		<i>Pers. konv. Olsson, 2006</i>
Antal	1		
Installerad effekt	24	W	
Tryck	7	bar	
Flöde	141	l/min	
Förbränning, material			
Förbrukning kalk förbränning i fluidbedpanna	0,010526316	ton/ton avfall	<i>Pers. konv. Andersson, 2006</i>
Avskiljd metall före förbränning i fluidbedpanna	0,018557895	ton/ton avfall	<i>Pers. konv. Andersson, 2006</i>
Produktion cyklon- och filteraska i fluidbedpanna	0,04115319	ton/ton avfall	<i>Pers. konv. Andersson, 2006</i>
Produktion bottenaska i fluidbedpanna	0,053814473	ton/ton avfall	<i>Pers. konv. Andersson, 2006</i>
Rökgasproduktion förbränning	0,5	m ³ n/MJ	<i>Pers. konv. Zetterberg, 2005</i>
Energi:			
Energiinnehåll pelleterad RDF (refuse derived fuel)	17000	MJ/ton	www.sita.se/brini , <i>Pers. konv. Lars Fritz, 2006</i>
Energiåtgång ur LCA-perspektiv vid förbränning av avfall	280	MJ/ton	<i>Finnveden, 2000, s.</i>
Energiåtgång produktion 1 MJ el i oljekraftverk	0,13	MJ	<i>Uppenberg m.fl, 2001, s. 15</i>
Energiåtgång produktion 1 MJ värme i gasvärmeverk	0,064	MJ	<i>Uppenberg m.fl, 2001, s. 13</i>
Energiåtgång produktion 1 MJ värme i oljevärmeverk	0,078	MJ	<i>Uppenberg m.fl, 2001, s. 13</i>

Bilaga 7. Emissionsfaktorer

Emissionsfaktorer

Deponering av hushållsavfall, ST

Ämne	Total emission [kg/kg deponerat ämne]	Andel till lakvatten	Andel till LFG	Källa
Ctot-b	S loss of C-comp	0,01	0,99	Björklund, 1998 C-4
BOD [kg/kg Ctot in leachate]		0,75		Björklund, 1998 C-4
NM VOC [vol%/vol%CH4]	0,001		1	RVF Utv. 02:04
Ntot	1	1	0	Antagande
Stot	0,06	0,286	0,714	Björklund, 1998 C-4
Ptot	0,02	1	0	Björklund, 1998 C-4
Cltot	0,8	1	0	Björklund, 1998 C-4
Ftot	0,8	1	0	Antagande
K	0,8	1	0	Björklund, 1998 C-4
Ca	0,7	1	0	Björklund, 1998 C-4
As	0,0001	1		Sundkvist, 1999, s. 84
Cd	0,001	1	0	Björklund, 1998 C-4
Cr	0,003	1	0	Björklund, 1998 C-4
Cu	0,003	1	0	Björklund, 1998 C-4
Fe	0,002	1		Sundkvist, 1999, s. 84
Hg	0,002	0,5	0,5	Björklund, 1998 C-4
Ni	0,003	1	0	Björklund, 1998 C-4
Pb	0,001	1	0	Björklund, 1998 C-4
Zn	0,003	1	0	Björklund, 1998 C-4

Emissionsfaktorer, markoxidation av deponigas

Ämne	Emission från markoxidation [kg/kg i gas]	Källa
CO2	1+0,15*44/16	Björklund, 1998 C-4
CH4	0,85	Björklund, 1998 C-4
NM VOC	0,85	Björklund, 1998 C-4

Emissionsfaktorer, förbränning av deponigas i stationär gasbrännare

Ämne	Emission från markoxidation [kg/kg i gas]	Källa
CO2	1+44/16	Antagande
CH4	0	Antagande
NM VOC	0	Antagande
CO	2,00E-04	Björklund, 1998 C-4
NOX	2,00E-04	Björklund, 1998 C-4
N2O	2,00E-05	Björklund, 1998 C-4
SOX	1	Björklund, 1998 C-4
Hg	1	Björklund, 1998 C-4

Forts. bilaga 7.

Förbränning av avfall

	<i>RVF utsläppstatistik Sverige 1999 - 2003</i> [g/ton förbränt avfall]	<i>Vattenfall Värme, Uppsala</i> [g/MJ fossilt innehåll]	<i>Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning, NFS 75 % av utsläppsgrensen, [mg/m3 rökgas]</i>	<i>RVF beräkningsmodell för bränslen</i> [microg/m3n rökgas]	Sammanställt per ton avfall g/ton RDF	Kommentarer
stoft & aerosoler	12,04				63,75	
BOD						
CH4						
CO		9			153	
CO2		18			795600	Kompensera för olika fossilt innehåll i bränslena. Biologisk del undantas.
HC						
Dioxiner	0,00000066				6,60E-07	
H2S						
HCl	66,89				66,89	
HF			0,75		6,375	
HBr						
NH3						
NMVOG			7,5		63,75	
NOX	653,25				653,25	
N2O						
PO43-						
SOX	281,33				281,33	
As						De metaller som inte finns med finns inte i
Cr				1	0,0085	
Cu				2	0,017	
Fe						
Hg				1	0,0085	
Ni				155	1,3175	
Pb				12	0,102	
Cd						
Zn				119	1,0115	
K						
Ca						

	Electricitet	Värme, ånga		Källa:
	LCA, hela bränslecykeln, elproduktion olja i kraftverk, [mg/MJ]	LCA, hela bränslecykeln, produktion i värmeverk från gas, [mg/MJ]	LCA, hela bränslecykeln, produktion i värmeverk från olja, [mg/MJ]	
NOx	180	135	66	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-15
SOx	340	210	3,2	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-16
CO	32	19	9,6	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-17
NMVOG	27	13	3,5	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-18
CO2	146000	90000	58000	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-19
N2O	0,95	0,6	0,58	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-20
CH4	0,97	4,3	12	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-21
Partiklar	2,7	1,6	0,32	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-22
NH3	2	0,66	0	Uppenberg m.fl, 2001 s. 13-23

Deponering: Cyklon- och Bottenaska
filteraska

Ämne	Total förlust, ST [kg/kg deponerat ämne]	Total förlust, ST [kg/kg deponerat ämne]	Källa:	Kommentar:
PO43-	0,02	0,01	Björklund, 1998, C-6-7	
As	0,002	0,002	Sundkvist, 1999, s. 84	Värde existerar endast för ST.
Cr	0,075	0,003	Björklund, 1998, C-6-7	
Cu	0,0015	0,0025	Björklund, 1998, C-6-7	

Beräkningar dimensionering RDF-panna

Värmebehov industripanna

Månad	Värmebehov	Sort	Källa
jan	8075486	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
feb	7293988	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
mar	6292150	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
apr	6089177	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
maj	3499377	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
jun	3386494	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
jul	3499377	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
aug	6292150	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
sep	6089177	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
okt	6292150	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
nov	7814987	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
dec	8075486	kWh/mån	Industriansvaring, 2005
totalt	72700000	kWh/år	Industriansvaring, 2005

Beräkningar FB-panna

Indata FB-panna	Värde	Sort	Källa	Kommentar
Termisk effekt	13000	kW	vald	
Entalpi (efter panna)	3215	kJ/kg	tabell	400 grader C, 40 bar
Entalpi (retur)	500	kJ/kg	Lars Fritz, ÅF, 2006	
Enatalpi (efter turbin)	2778	kJ/kg	tabell	180 grader C, 10 bar
Verkningsgrad (panna)	0,85		Lars Fritz, ÅF, 2006	
Verkningsgrad (turbin)	0,95		Lars Fritz, ÅF, 2006	
Värmevärde RDF	17 000	MJ/ton	Lars Fritz, ÅF, 2006	

Beräkningar	Värde	Sort	Kommentar
Flöde	4,8	kg/s	
Effekt el (vid full last)	1987,8	kW	
Alfavärde	0,15		Konstant

Lastfördelning FB-panna

Månad	Effekt (värme) [kW]	Effekt (el) [kW]	Effekt (installerad) [kW]	Producerad el [kWh/mån]
jan	10854	1959	15075	1457720
feb	10854	1959	15075	1316651
mar	8457	1527	11746	1135807
apr	8457	1527	11746	1099168
maj	7055	1274	9799	947518
jun	7134	1288	9907	927141
jul	0	0	0	0
aug	8457	1527	11746	1135807
sep	8457	1527	11746	1099168
okt	8457	1527	11746	1135807
nov	10854	1959	15075	1410697
dec	10854	1959	15075	1457720
totalt [kWh/år]:				13123206

Bränsleförbrukning FB-panna

Förbrukning	Värde	Enhet	Kommentar
RDF-avfall	22000	ton/år	Beräknad mängd

Bilaga 9. Beräkningar RDF-sammansättning
Beräkningar RDF-sammansättning

Sammansättning RDF enligt RVF-modellering

Antaganden:	Bränsle:	RDF	
	Modellval:	Nr. 4	
	Bränsleflöde	8	ton/h
	Drifttid	8000	h/år
	Verkningsgrad	94	%
	Kalk	10	kg/ton bränsle

Modelleringen har använts till att bestämma innehållet i askan.

Askhalten har inte använts utan där har praktiska data från Lidköping använts, (Andersson, 2006)

Modellen har använts till att bestämma utsläpp till luft.

Då data inte kommenteras används defaultdata.

Huvudkomponenter

Fukthalt	vikt-%	0,091
Askhalt	vikt-% ts	3,579
Elementaranalys		
Kol	vikt-% daf	62,660
Väte	vikt-% daf	8,934
Syre	vikt-% daf	26,452
Kväve	vikt-% daf	0,416
Svavel	vikt-% daf	0,083
Halogener		
Klor	vikt-% daf	1,528
Fluor	g/t ts	1430,918
Brom	g/t ts	252,088

Spårelement

Antimon (Sb)	g/t ts	0,000
Arsenik (As)	g/t ts	2,865
Bly (Pb)	g/t ts	57,513
Kadmium (Cd)	g/t ts	2,447
Kobolt (Co)	g/t ts	0,000
Koppar (Cu)	g/t ts	7,011
Krom (Cr)	g/t ts	10,210
Kvicksilver (Hg)	g/t ts	0,041
Mangan (Mn)	g/t ts	0,000
Nickel (Ni)	g/t ts	689,229
Tallium (Tl)	g/t ts	0,000
Vanadin (V)	g/t ts	0,000
Zink (Zn)	g/t ts	785,417

Asksammansättning

Na ₂ O	vikt-% ts C-free	0,586
K ₂ O	vikt-% ts C-free	1,253
CaO	vikt-% ts C-free	52,174
MgO	vikt-% ts C-free	9,432
SiO ₂	vikt-% ts C-free	19,984
Al ₂ O ₃	vikt-% ts C-free	12,071
Fe ₂ O ₃	vikt-% ts C-free	0,293
TiO ₂	vikt-% ts C-free	0,666
MnO	vikt-% ts C-free	0,304
BaO	vikt-% ts C-free	0,145
SnO	vikt-% ts C-free	2,943
P ₂ O ₅	vikt-% ts C-free	0,147

Bilaga 10. Beräkningar energiförbrukning

Beräkningar energiförbrukning

Nuvarande system - energiförbrukning

Energiförbrukning avfallssystem	Värde:	Sort:	Kommentar:
Energiförbr, uppsamling & transport till deponi	281	MJ/ton RDF	Modellering i NTM Calc
Dieselförbr, hantering av avfall och trprt av jord	93,9	MJ/ton RDF	RSLLC har samma behov per ton avfall som RSSM. All bränsleförbr påRSSM är diesel.
Dieselförbr, transport på deponi	28,5	MJ/ton RDF	RSLLC har samma behov per ton avfall som RSSM.
Diesselförbr, förflyttning av silos på deponi	42,5	MJ/ton RDF	RSLLC har samma behov per ton avfall som RSSM.
Dieselförbr, stödutrustning samt hjälparbeten	9,6	MJ/ton RDF	RSLLC har samma behov per ton avfall som RSSM.
Elförbr, kompressor vid omlastning	0,3	MJ/ton RDF	
Elförbr, travers vid omlastning	0	MJ/ton RDF	Försummas, samma i båda systemen.
Elförbr, deponi	11,4	MJ/ton RDF	
Energiförbr, prod av diesel	18,0	MJ/ton RDF	
Energiförbr, prod av el	1,5	MJ/ton RDF	
Energiförbr, tot avfallssystem	486,7	MJ/ton RDF	
Energiförbr, tot avfallssystem	7275887	MJ/FE	El- och bränsleförbrukning allokeras till avfallsfraktioner enligt vikt%.

Energiförbrukning energisystem	Värde:	Sort:	Kommentar:
Energiförbr, prod av olja	10202923,3	MJ/FE	
Energiförbr, prod av naturgas	8371629,3	MJ/FE	
Energiförbr, prod av el	6141660,3	MJ/FE	
Energiförbr, tot energisystem	24716213	MJ/FE	

Total energiförbrukning nuvarande system

Total energiförbrukning nuvarande system	31992100	MJ/FE	
---	-----------------	--------------	--

Alternativt system - energiförbrukning

Energiförbrukning sortering	Värde:	Sort:	Kommentar:
Elförbr, pelletering	46,7	MJ/ton RDF	Pelleterare och tryckluftskompressor
Elförbr, sorteringsband	4,07	MJ/ton RDF	
Elförbrukning travers	0	MJ/ton RDF	Försummas, endast 5% tyngre lyft i alternativt system.

Energiförbrukning förbränning

Energiförbr, förbränning av avfall	280	MJ/ton RDF	LCA-beräkning för förbränning av avfall.
------------------------------------	-----	------------	--

Transporter

Energiförbr, transport uppsamling + pellets	193,7	MJ/ton RDF	Modellering i NTM Clac
Energiförbr, transport bottenaska	94,7	MJ/ton RDF	Modellering i NTM Clac
Energiförbr, transport cyklon + filteraska	9,4	MJ/ton RDF	Modellering i NTM Clac

Total energiförbrukning alternativt system

Total energiförbrukning alternativt system	13828205	MJ/FE	
---	-----------------	--------------	--

Bilaga 11. Beräkningar lakvatten nuvarande system

Beräkningar lakvatten nuvarande system

Nuvarande system - lakvatten

Ämne	Innehåll [ton ämne/ton avfall]	Emission ST [ton/ton deponerat avfall]	Emission ST [ton/FE]	Emission RT [ton/ton deponerat avfall]	Emission RT [ton/FE]	Emission tot [ton/FE]	Antaganden
BOD		1,6E-03	34,9	0	0	1585,0	95% renas under ST, materialet återdeponeras och emitteras till luft. (KDM, Mejorar trat)
CH4		0	0	0	0	0	
CO		0	0	0	0	0	
CO2		0	0	0	0	0	
NH3		1,2E-04	2,7	0	0	123,9	Samtligt N emitteras som NH3 till vatten under ST. (Sundqvist, 1999, s 75).) 90% av N renas under ST, materialet emitteras som N2 och påverkar ej analysen. (Björklund, appendix C-1)
NMVOC		0	0	0	0	0	
NOX		0	0	0	0	0	
N2O		0	0	0	0	0	
PO43-	2,9E-03	1,2E-05	2,6E-01	2,9E-03	64,2	64,4	Samtligt P som emitteras till vatten gör det som PO43-. 80% av P renas under ST, materialet återdeponeras och emitteras under RT. (Björklund, appendix C-1)
SOX		1,4E-05	3,0E-01	7,4E-04	16,3	16,6	Samtligt S som emitteras till vatten gör det som SO2 vilket inkl i SOX
stoff & aerosoler		0	0	0	0	0	Under RT emitteras samtligt S till vatten. (Björklund, appendix, C-5)
Dioxiner							Dioxiner inkl endast från förbränning.
H2S		0	0	0	0	0	
HCl		4,3E-03	95,0	1,1E-03	23,8	118,8	Samtligt Cl emitteras till vatten i form av HCl.
HF		3,3E-04	7,3	8,3E-05	1,8	9,2	Samtligt F emitteras till vatten som HF och har samma emissionsfaktorer som Cl.
As	2,6E-06	5,3E-09	1,2E-04	2,6E-06	5,8E-02	5,8E-02	
Cd	2,0E-06	2,0E-09	4,5E-05	2,0E-06	4,5E-02	4,5E-02	
Cr	8,7E-06	2,6E-08	5,7E-04	8,7E-06	1,9E-01	1,9E-01	
Cu	6,1E-06	1,8E-08	4,0E-04	6,1E-06	1,3E-01	1,3E-01	
Fe	1,0E-02	1,0E-06	2,3E-02	1,0E-02	2,3E+02	2,3E+02	
Hg	3,6E-08	7,2E-11	1,6E-06	3,6E-08	7,9E-04	7,9E-04	
Ni	5,7E-04	1,7E-06	3,8E-02	5,7E-04	1,2E+01	1,3E+01	
Pb	4,8E-05	4,8E-08	1,0E-03	4,8E-05	1,0E+00	1,0E+00	
Zn	6,5E-04	1,9E-06	4,3E-02	6,5E-04	1,4E+01	1,4E+01	

Bilaga 12. Beräkningar deponigas nuvarande system

Beräkningar deponigas nuvarande system

Avfall

Andel hushållsavfall som bidrar till LFG	64,14	%
Andel RDF av avfall som bidrar till LFG	22,8	%
Andel LFG som allokeras till RDF	34,74	%

Deponigas

Produktion LFG	20118579553	m3
Produktion LFG från RDF	6989402812	m3
Uppsamlingsgrad	39	%

Ämne	Emissioner tot [ton]	Förbränning [%]	Direkta emissioner [%]	Emissioner från RDF-avfall [ton]	Emissioner per ton RDF [ton/ton avfall]	Emissioner från RDF-avfall [ton/FE]	Antaganden
BOD	0			0	0	0	
CH4	3480746,5	0	100	1209247,4	2,5E-02	559,80	Samtligt förbränt CH4 omvandlas till CO2
CO	26,2	100	0	9,1	5,5E-07	1,2E-02	Emitteras ej direkt
CO2	27269976,6	52,6	47,4	9473872,2	2,0E-01	4385,8	
NH3	0,0						
NMVOC	12,5	0	100	4,3	9,1E-08	2,0E-03	Samtl. förbränt NMVOC omvandlas till CO2
NOX	26,2	100	0	9,1	5,5E-07	1,2E-02	Emitteras ej direkt
N2O	26,2	100	0	9,1	5,5E-07	1,2E-02	Emitteras ej direkt
PO43-	0						
SOX	ej beräkn	100	0	627,1267139	1,3E-05	2,9E-01	Emitteras ej direkt
stoff & aerosoler	inkl ej						
Dioxiner	inkl ej						(Se deponibänder)
H2S	ej beräkn	0	100	980,9	2,1E-05	4,5E-01	Samtligt ej insamlat S emitteras som H2S.
HCl	0			0	0	0	
HF	0			0	0	0	
As	0			0	0	0	
Cd	0			0	0	0	
Cr	0			0	0	0	
Cu	0			0	0	0	
Fe	0			0	0	0	
Hg	0			0	0	0	Samtligt emitteras till vatten
Ni	0			0	0	0	
Pb	0			0	0	0	
Zn	0			0	0	0	
K	0			0	0	0	
Ca	0			0	0	0	

Bilaga 13. Beräkningar deponering aska alternativt system

Beräkningar deponering aska, alternativt system

Antaganden: Ämnen som behandlas baserade på innehållet i askan om förbräns samt vilka ämnen som anses viktiga i litteraturen.
80 % av P renas i lakvattenrening och läggs tillbaks på deponin, denna andel P släpps ut i RT istället för ST.

Kommentarer:

- 1 Från modellering i RVF modellberäkning för bränslen.
- 2 Användning av emissionsfaktorer Björklund och Sundkvist.

Ämne	Innehåll flygaska [ton ämne/ton avfall], (1)	Innehåll bottenaska [ton ämne/ton avfall], (1)	Luftutsläpp [ton ämne/ton avfall] (1)	Utsläpp från deponering flygaska ST, [ton utsläpp/ton avfall], (2)	Utsläpp från deponering flygaska ST, [ton utsläpp/FE], (2)	Utsläpp från deponering flygaska RT, [ton utsläpp/ton avfall], (2)	Utsläpp från deponering flygaska RT, [ton utsläpp/FE], (2)	Utsläpp från deponering bottenaska ST [ton utsläpp/ton avfall], (2)	Utsläpp från deponering bottenaska ST [ton utsläpp/FE], (2)	Utsläpp från deponering bottenaska RT, [ton utsläpp/ton avfall], (2)	Utsläpp från deponering bottenaska RT, [ton utsläpp/FE], (2)	Totalt utsläpp i ST, [ton/FE]
stoft & aerosoler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BOD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CH4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CO2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dioxiner	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cltot	1,49E-02	0	6,69E-05	2,97E-04	6,53E+00	1,45E-02	3,20E+02	0	0	0	0	6,53E+00
Ftot	1,15E-03	0	6,38E-06	2,28E-05	5,01E-01	1,12E-03	2,46E+01	0	0	0	0	5,01E-01
HBr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NH3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NMVOC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NOX	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PQ43-	1,27E-03	1,66E-03	0	2,54E-05	5,59E-01	1,25E-03	2,74E+01	1,66E-05	3,66E-01	1,65E-03	3,62E+01	9,25E-01
Stot	7,90E-04	0	2,81E-04	3,56E-05	7,83E-01	4,73E-04	1,04E+01	0	0	0	0	7,83E-01
As	1,14E-06	1,49E-06	0	2,28E-09	5,01E-05	1,14E-06	2,50E-02	2,98E-09	6,55E-05	1,49E-06	3,27E-02	1,16E-04
Cr	3,76E-06	4,92E-06	8,50E-09	2,82E-07	6,19E-03	3,47E-06	7,64E-02	1,48E-08	3,25E-04	4,91E-06	1,08E-01	6,52E-03
Cu	2,66E-06	3,47E-06	1,70E-08	3,96E-08	8,71E-04	2,60E-06	5,72E-02	8,68E-09	1,91E-04	3,46E-06	7,62E-02	1,06E-03
Fe	4,49E-03	5,87E-03	0	4,49E-07	9,88E-03	4,49E-03	9,88E+01	5,87E-07	1,29E-02	5,87E-03	1,29E+02	2,28E-02
Hg	1,56E-08	2,04E-08	8,50E-09	1,42E-12	3,13E-08	7,12E-09	1,57E-04	5,11E-10	1,12E-05	1,99E-08	4,38E-04	1,13E-05
Ni	2,47E-04	3,23E-04	1,32E-06	6,13E-06	1,35E-01	2,39E-04	5,26E+00	6,45E-07	1,42E-02	3,22E-04	7,08E+00	1,49E-01
Pb	2,07E-05	2,70E-05	1,02E-07	6,17E-08	1,36E-03	2,05E-05	4,51E-01	2,70E-08	5,94E-04	2,70E-05	5,94E-01	1,95E-03
Cd	8,79E-07	1,15E-06	0	1,10E-07	2,42E-03	7,69E-07	1,69E-02	3,45E-09	7,59E-05	1,15E-06	2,52E-02	2,49E-03
Zn	2,82E-04	3,68E-04	1,01E-06	2,81E-05	6,17E-01	2,53E-04	5,56E+00	1,10E-06	2,43E-02	3,67E-04	8,08E+00	6,42E-01
K	2,28E-02	2,98E-02	0	1,59E-02	3,50E+02	6,83E-03	1,50E+02	7,44E-03	1,64E+02	2,23E-02	4,91E+02	5,14E+02
Ca	1,45E+00	1,89E+00	0	2,17E-01	4,77E+03	1,23E+00	2,70E+04	9,45E-02	2,08E+03	1,80E+00	3,95E+04	6,85E+03

Bilaga 14. Beräkningar ekonomisk analys

Beräkningar ekonomisk analys

Ekonomiska förutsättningar KDM

Indata	Värde	Sort	Källa	Kommentar
Inkomst avfall	6000	CLP/ton	Krell Wainstein, KDM, 2006	
Kostnad avfall	5000	CLP/ton	Krell Wainstein, KDM, 2007	
Pris RDF-pellets	10	USD/ton	Lars Fritz, AF, 2006	
Investering anläggning	10000000	kr	Lars Fritz, AF, 2006	Pris i Sv. för grop, vägar etc

Nuvarande system	Inkomst [kr/år]	Kostnad [kr/år]
Avgift avfall	1848000	
Kostnad avfall		1540000

Alternativt system	Inkomst [kr/år]	Kostnad [kr/år]
Avgift avfall	1848000	
RDF avfallshanteringssystem	1709400	

Investeringskostnad RDF-system	Inkomst [kr]	Kostnad [kr]	Kommentar/Källa	Kommentar
anläggning		2500000		26 % av svenskt pris
band		1000000		Antagande
travers med gripklo		1000000		Antagande
pelletspress		3000000	Damström, BRINI, 2006	
tryckluftskompressor		6700	Olsson, Kaeser, 2006	

Pay-offtid KDM	2,3	år
----------------	-----	----

Ekonomiska förutsättningar CCU

Indata	Värde	Sort	Källa	Kommentar
Pris: elektricitet	0,55	kr/kWh	Industriansvarig	
Pris: naturgas	0,17	kr/kWh	Industriansvarig	
Pris: olja	0,46	kr/kWh	Industriansvarig	
Produktion: elektricitet	13123206	kWh/år	Beräkning	Se dimensionering
Produktion: värme från gas	36350000	kWh/år	Industriansvarig	
Produktion: värme från olja	36350000	kWh/år	Industriansvarig	
Kostnad: investering elteknik	5000	kr/kW	Lars Fritz, AF, 2006	
Effekt turbin	2000	kW	Vald	Se dimensionering
Månadslön arbetare	5900	kr/mån person	Esteves, 2003	
Antal arbetare per skift	2	st	Antagande	
Kostnad: askdeponering	6000	CLP/ton	Krell Wainstein, KDM, 2006	
Kostnad: drift (andel av investering)	0,03		Valeria Bracamonte, 2006	

Nuvarande system	Inkomst [kr/år]	Utgift [kr/år]
Naturgas		6081746
Olja		16657624
Elektricitet		7236923

Alternativ värmesystem	Inkomst [kr/år]	Utgift [kr/år]
Bränsle, RDF		1709400
Arbetskostnad		377600
Driftskostnad		1995000
Askdeponering		461087

Investeringskostnad värmesystem	Inkomst [kr]	Utgift [kr]
Panna		62000000
Slangfilter		4500000

Investeringskostnad elsystem	Inkomst [kr]	Utgift [kr]
teknik		10000000

Pay-offtid CCU	Värde	Sort
Värmesystem	3,7	år
Elsystem	1,4	år
Totalt system	2,6	år

Bilaga 15. Resultat nuvarande system
Resultat nuvarande system

Emissioner:

Ämne	Emissioner totalt [ton/FE]	Emissioner värmeprod [%]	Emissioner elprod [%]	Emissioner deponi ST [%]	Emissioner deponi RT [%]	Kommentar
BOD	34,87	0,0	0,0	100,00	0	
CH4	561,98	0,4	0,0	99,61	0	
CO	5,40	69,2	28,0	2,79	0	
CO2	31452,00	61,6	21,9	16,52	0	
Dioxiner, låg	1,09E-08	0,0	0,0	100,0	0,0	Endast från deponibränder
Dioxiner, hög	1,09E-07	0,0	0,0	100,0	0,0	
H2S	0,45	0,0	0,0	100,0	0,0	
HCl	326,68	0,0	0,0	80,0	20,0	
HF	25,19	0,0	0,0	80,0	20,0	
N2O	0,24	63,9	18,6	17,6	0	
NH3	2,91	3,0	3,3	93,8	0	
NM VOC	3,88	55,6	32,8	11,6	0	
NOX	42,37	62,1	20,1	17,9	0	
PO43-	64,44	0,0	0,0	0,4	99,6	
SOX	61,17	45,6	26,3	1,4	26,7	
stoff & aerosoler	0,50	50,3	25,5	24,2	0,0	
As	0,06	0,0	0,0	0,2	99,8	
Cd	0,04	0,0	0,0	0,1	99,9	
Cr	0,19	0,0	0,0	0,3	99,7	
Cu	0,13	0,0	0,0	0,3	99,7	
Fe	227,65	0,0	0,0	0,0	100,0	
Hg	8,28E-04	0,0	0,0	4,4	95,6	
Ni	12,52	0,0	0,0	0,3	99,7	
Pb	1,05	0,0	0,0	0,1	99,9	
Zn	14,30	0,0	0,0	0,3	99,7	
K	1153,18	0,0	0,0	80,0	20,0	
Ca	73283,57	0,0	0,0	70,0	30,0	

Energiförbrukning:

	Förbrukning [MWh/FE]	Förbrukning [%]
Prod el	1706,0	17,4
Prod värme	5159,6	52,5
Avfallssystem	2961,8	30,1
Totalt	9827,4	100,0

Bilaga 16. Resultat alternativt system
Resultat alternativt system

Emissioner:

Ämne	Totala emissioner, alternativt system, [ton/FE]	Emissioner transporter [%]	Emissioner sortering [%]	Emissioner förbränning [%]	Emissioner deponering aska, ST [%]	Emissioner deponering aska, RT [%]
BOD	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CH4	9,64E-04	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
CO	4,06	16,4	0,8	82,9	0,0	0,0
CO2	1,81E+04	2,5	0,8	96,7	0,0	0,0
Dioxiner	1,45E-08	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
H2S	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCl	327,80	0,0	0,0	0,4	2,0	97,6
HF	25,19	0,0	0,0	0,6	2,0	97,5
N2O	9,61E-04	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
NH3	2,00E-03	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
NM VOC	1,43	0,0	1,9	98,1	0,0	0,0
NOX	23,10	37,0	0,8	62,2	0,0	0,0
PO43-	64,55	0,0	0,0	0,0	1,4	98,6
SOX	17,84	0,7	1,9	34,7	4,4	58,3
stoff & aerosoler	0,46	41,3	0,6	58,1	0,0	0,0
As	0,06	0,0	0,0	0,0	0,2	99,8
Cd	0,04	0,0	0,0	0,0	5,6	94,4
Cr	0,19	0,0	0,0	0,0	3,4	96,6
Cu	0,13	0,0	0,0	0,0	0,8	99,2
Fe	228,06	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
Hg	6,06E-04	0,0	0,0	0,0	1,9	98,1
Ni	12,49	0,0	0,0	0,0	1,2	98,8
Pb	1,05	0,0	0,0	0,0	0,2	99,8
Zn	14,27	0,0	0,0	0,0	4,5	95,5
K	1155,22	0,0	0,0	0,0	44,5	55,5
Ca	73413,18	0,0	0,0	0,0	9,3	90,7

Energiförbrukning:

Förbrukning:
[MWh/FE]

Totalt: 3841,2

Bilaga 17. Resultat miljöpåverkanskategorier

Resultat i miljöpåverkanskategorier

Eutrofiering - EP **Nuvarande system:**

Alt system:

Ämne	Emissioner energisystem [ton PO34- eq/FE]	Emissioner avfallssystem ST [ton PO34- eq/FE]	Emissioner avfallssystem RT [ton PO34- eq/FE]	Emissioner nuvarande system [ton PO34- eq/FE]	Emissioner alternativt system ST [ton PO34- eq/FE]	Emissioner alternativt system RT [ton PO34- eq/FE]	Emissioner alternativt system [ton PO34- eq/FE]
BOD	0,00	0,77	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00
CH4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CO2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NH3	0,06	0,95	0,00	1,01	0,00	0,00	0,00
NMVOC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NOX	4,52	0,98	0,00	5,51	3,00	0,00	3,00
N2O	0,03	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
PO43-	0,00	0,26	64,18	64,44	0,93	63,63	64,55
SOX	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Summa	4,61	2,97	64,18	71,76	3,93	63,63	67,56

Acidifiering - AP **Nuvarande system:**

Alt system:

Ämne	Emissioner energisystem [ton SO2 eq/FE]	Emissioner avfallssystem ST [ton SO2 eq/FE]	Emissioner avfallssystem RT [ton SO2 eq/FE]	Emissioner nuvarande system [ton SO2 eq/FE]	Emissioner alternativt system ST [ton SO2 eq/FE]	Emissioner alternativt system RT [ton SO2 eq/FE]	Emissioner alternativt system [ton SO2 eq/FE]
BOD	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CH4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CO2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NH3	0,34	5,13	0,00	5,47	0,00	0,00	0,00
NMVOC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NOX	24,22	5,13	0,00	29,34	16,08	0,00	16,08
N2O	0,14	0,03	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00
PO43-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SOX	43,95	0,89	16,33	61,17	7,43	10,41	17,84
HCl	0,00	229,99	57,50	287,48	7,04	281,43	288,46
HF	0,00	32,25	8,06	40,31	1,06	40,76	41,82
Summa	68,65	273,40	81,89	423,94	31,61	332,59	364,20

Forts. bilaga 17

Påverkan på växthuseffekten - GWP

Ämne	Nuvarande system:		Alt system:	
	Emissioner energisystem [ton CO2 eq/FE]	Emissioner avfallssystem [ton CO2 eq/FE]	Emissioner nuvarande system [ton CO2 eq/FE]	Emissioner alternativt system [ton CO2 eq/FE]
BOD	0,00	0,00	0,00	0,00
CH4	45,74	11755,83	11801,57	0,02
CO	15,76	0,45	16,21	12,19
CO2	26256,95	5195,05	31452,00	18104,00
NH3	0,00	0,00	0,00	0,00
NM VOC	72,11	9,45	81,56	30,02
NOX	243,57	53,03	296,60	161,68
N2O	1,39	0,30	1,69	0,01
PO43-	0,00	0,00	0,00	0,00
SOX	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl	0,00	0,00	0,00	0,00
HF	0,00	0,0	0,00	0,00
Summa	<i>26635,5</i>	<i>17014,1</i>	<i>43649,6</i>	<i>18307,9</i>

Bildning av fotooxidanter - POCP

Ämne	Nuvarande system:		Alt system:	
	Emissioner energisystem [ton C2H2 eq/FE]	Emissioner avfallssystem [ton C2H2 eq/FE]	Emissioner nuvarande system [ton C2H2 eq/FE]	Emissioner alternativt system [ton C2H2 eq/FE]
BOD	0,00	0,00	0,00	0,00
CH4	0,02	3,92	3,93	0,00
CO	0,17	0,00	0,17	0,13
CO2	0,00	0,00	0,00	0,00
NH3	0,00	0,00	0,00	0,00
NM VOC	0,48	0,06	0,54	0,20
NOX	0,00	0,00	0,00	0,00
N2O	0,00	0,00	0,00	0,00
PO43-	0,00	0,00	0,00	0,00
SOX	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl	0,00	0,00	0,00	0,00
HF	0,00	0,00	0,00	0,00
Summa	<i>0,7</i>	<i>4,0</i>	<i>4,7</i>	<i>0,3</i>

Bilaga 18. Uppdelning mellan författare

Uppdelning mellan författare

Här anges vilken av författarna som har skrivit vilken del av texten.

LB = Lisa Bengtson

HP = Hanna Paradis

G = gemensamt

Abstract	(G)
Förord	(G)
Sammanfattning	(G)
1. Inledning	(G)
2. Studiens omfattning	(G)
3. Teoretisk överblick	
3.1 Livscykelanalys	(HP)
3.2 Deponi	(LB)
3.3 Förbränning	(HP)
3.4 Miljöeffekter från emissioner	(LB)
3.5 Använda modeller	(G)
4. Bakgrund	
4.1 Chile – ekonomisk och demografisk översikt	(HP)
4.2 Regionala miljöförutsättningar	(HP)
4.3 Miljölagstiftning	(HP)
4.4 Nuvarande energisystem	(LB)
4.5 Nuvarande avfallshanteringssystem	(LB)
5. Omfattning och avgränsningar	(G)
6. Systembeskrivning	
6.1 Nuvarande system	(LB)
6.2 Alternativt system	(HP)
7. Beräkningar	
7.1 Transporter	(HP)
7.2 Nuvarande system	(LB)
7.3 Alternativt system	(HP)
7.4 Ekonomisk analys	(LB)
8. Jämförelse av studerade system	(G)
9. Datakvalitet	(G)
10. Känslighetsanalys	(G)
11. Diskussion	(G)
12. Slutsatser	(G)
13. Källförteckning	(G)

Denna meddelandeserie som utges av Institutionen för biometri och teknik, SLU, innehåller, examensarbeten samt övriga uppsatser som anses lämpliga att publicera i denna form. Tidigare nummer redovisas på de sista sidorna och kan i mån av tillgång anskaffas från institutionen.

This series is published by the Department of Biometry and Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. It contains master thesis as well as other reports or papers considered suitable for publication in this form. Earlier issues are listed on the last pages and can be obtained - if still available - upon application to the department.

DISTRIBUTION:

SLU

Institutionen för biometri och teknik

Box 7032

750 07 UPPSALA

Tel. 018-67 10 00

pdf.fil: www.bt.slu.se

SLU

Department of Biometry and Engineering

Box 7032

S-750 07 UPPSALA

SWEDEN

Phone +46 18 671000
