



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Lavteknologisk genanvendelse af ressource i deponeret shredderaffald via størrelsesfraktionering

Miljøprojekt nr. 1440, 2012

Titel:

Lavteknologisk genanvendelse af ressource i
deponeret shredderaffald via
størrelsesfraktionering

Redaktion:

Jette Bjerre Hansen og Jiri Hyks fra DHI
Nassera Ahmed og Henrik Wenzel fra Syddansk Universitet
Per Wellendorph og Jonas Nedenskov fra AV Miljø
Finn Andersen og Jan Thrane fra Odense Renovation
Morten Therkildsen fra Reno Djurs I/S

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2012

ISBN nr.

978-87-92903-44-0

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND	15
1.2 FORMÅL	15
2 SHREDDERAFFALD	16
2.1 OVERVEJELSER VEDR. DEPONERING AF SHREDDERAFFALD	16
2.2 DEPONERINGSANLÆG FOR SHREDDERAFFALD	17
2.3 SHREDDERAFFALD TILGÆNGELIGT FOR RESSOURCEUDNYTTELSE	18
3 OPSTILLING AF BEHANDLINGSKONCEPT	20
3.1 INDLEDENDE VURDERING AF RESSOURCEPOTENTIALET I SHREDDERAFFALD	20
3.2 STØRRELSSEFRAKTIONERING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD	20
4 MATERIALER OG METODER	22
4.1 OPGRAVNING OG SORTERING AF SHREDDERAFFALD	22
4.2 MATERIALEGENVINDING AF STØRRELSSEFRAKTIONERET SHREDDERAFFALD	24
4.3 HÅNDBTERING AF PRØVER I LABORATORIET	24
4.4 KEMISK ANALYSE AF FRAKTIONERET SHREDDERAFFALD	26
4.5 UDVASKNINGSFORSØG UDFØRT PÅ FRAKTIONEN MINDRE END 5 MM	27
5 RESULTATER	29
5.1 STØRRELSSEFRAKTIONERING AF SHREDDERAFFALD	29
5.2 RESULTATER AF KEMISK ANALYSE	30
5.3 VURDERING AF RESSOURCEPOTENTIALE I SHREDDERAFFALD	33
5.4 RESSOURCEVÆRDIER GENVUNDET FRA FRAKTIONERET SHREDDERAFFALD	40
5.4.1 Resultater af håndsorteringsforsøg	40
5.4.2 Metal	43
5.4.3 Plast	45
5.4.4 Energi	45
5.5 BEHANDLINGSREST (FRAKTION < 5 MM)	49
6 VURDERING AF BARRIERER FOR IMPLEMENTERING AF BEHANDLINGSMETODEN	53
6.1 TEKNISK VURDERING – OPGRAVNING OG SORTERING	53
6.2 ØKONOMISKE KONSEKVENSER	54
6.2.1 Grundlag for økonomisk vurdering	54
6.2.2 Costs og benefits ved ”landfill mining”	54
6.2.3 Eksempler på cost-benefit beregninger for landfill mining	60
6.3 MILJØMÆSSIGE KONSEKVENSER	61
6.3.1 Miljømæssig vurderingsmetode	62
6.3.2 Resultater og diskussion	69
6.4 LOVGIVNINGSMÆSSIGE BARRIERER FOR IMPLEMENTERING AF BEHANDLINGSMETODEN	72

6.4.1	<i>Anlægs-mæssige forhold</i>	73
6.4.2	<i>Forhold omkring gendeposering</i>	73
7	KONKLUSIONER	74
8	LITTERATURHENVISNINGER	76

Bilag A	Assessment of resource potential in shredder waste
Bilag B	Behandlingskoncept - Forsøgsplaner
Bilag C	Resultater af kemisk analyser og brændværdibestemmelser
Bilag D	Kolonneudvaskningsforsøg – Akkrediterede Testrapporter
Bilag E	Detaljerede resultater fra genvinding af materialefraktioner fra shredderaffald fra Odense Nord Miljøcenter
Bilag F	LCA unit processes inventories
Bilag G	LCA marginal processes inventories
Bilag H	Resultater for beregning af drivhuseffektbidrag

Forord

Projektet ”**Lavteknologisk genanvendelse af ressourcer i deponeret shredder-affald via størrelsesfraktionering**” er støttet af Miljøstyrelsens pulje for Miljø-effektiv teknologi 2010.

Projektet er udført af:

Jette Bjerre Hansen og Jiri Hyks fra DHI
Nassera Ahmed og Henrik Wenzel fra Syddansk Universitet
Per Wellendorph og Jonas Nedenskov fra AV Miljø
Finn Andersen og Jan Thrane fra Odense Renovation
Morten Therkildsen fra Reno Djurs I/S

Ole Hjelmar (DHI) har udført kvalitetskontrol af rapporten.

Endvidere har STENA Recycling A/S samt H.J. Hansen Genvindingsindustri A/S ydet et værdifuldt bidrag til projektet i forbindelse med vurdering af ressourceværdien i størrelsesfraktioneret shredderaffald.

Projektet, som er gennemført i perioden november 2010 til januar 2012, er blevet fulgt af Trine Leth Kølby og Lotte Kau Andersen fra Miljøstyrelsen.

Sammenfatning og konklusioner

Introduktion

Shredderaffald er i Danmark klassificeret som farligt affald og har frem til 1. januar 2012 kunnet deponeres uden statsafgift. Det anslås, at der ligger mere end 1,5 millioner tons shredderaffald i specialdeponier, som ville kunne opgraves og genanvendes.

Med henblik på at genvinde og udnytte potentielle ressourcer fra deponeret shredderaffald blev der opstillet og afprøvet et behandlingskoncept baseret på simpel partikelstørrelsesfraktionering. Konceptet blev defineret dels på baggrund af en indledende vurdering af ressourcepotentialet i forskellige størrelsesfraktioner i shredderaffald baseret på resultater opnået af Ahmed et al. (2012a,b), dels ud fra mulighederne for i praksis at gennemføre processen med tilstrækkelig god effektivitet.

Fra hvert af deponeringsanlæggene Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø blev der opgravet omkring 100 tons deponeret shredderaffald med forskellig alder, således at både 10 år gammelt affald og relativt nyt affald var repræsenteret i de 100 tons.

Størrelsesfraktionering af shredderaffald

På Odense Nord Miljøcenter blev det opgravede shredderaffald fra begge deponeringsanlæg ved sigtning opdelt i fire størrelsesfraktioner; > 45 mm, 45-10 mm, 10-5 mm og mindre end 5 mm, der udgjorde hhv. 11-13%, 34-40%, 28-30% og 18-24% af den opgravede mængde shredderaffald. Ved sammenligning med resultater opnået af Ahmed et al. (2012a) blev det fundet, at sigtningen af det opgravede shredderaffald ikke var tilstrækkelig effektiv til at frasortere især den fine fraktion på mindre end 5 mm. Kun omkring halvdelen af finfraktionen blev sorteret fra i mindre end 5 mm fraktionen.

Klassificering af størrelsesfraktioneret shredderaffald

Resultater af kemiske analyser udført på de enkelte fraktioner indikerede, at det sandsynligvis ikke vil være muligt at om-klassificere en eller flere af de opnåede fraktioner af shredderaffaldet fra farligt affald til ikke-farligt affald. Indholdet af olie (C16-C35) i alle fraktionerne overskred kriteriet for klassificering som farligt affald. For en enkelt prøve var indholdet af PCB over kriteriet for klassificering som farligt affald. Endvidere overskred indholdet af Cu, Pb, og Zn miljøfarekriterierne for de enkelte metaller. Klassificering af alle fraktioner som farligt affald vil medføre, at genvinding af ressourcerne vil skulle ske på anlæg godkendt til håndtering af farligt affald, med mindre de enkelte fraktioner oparbejdes yderligere med henblik på at reducere metal og olieindhold.

Ressourceværdi i opgravet shredderaffald

Kemiske analyser viste, at metalindholdet i de enkelte fraktioner lå på mellem 28% og 37% (baseret på tørstofvægt). Ved opstilling af massebalancer for de enkelte størrelsesfraktioner blev resultaternes pålidelighed eftervist. Massebalancerne blev baseret på resultater af de gennemførte analyser i kombination med antagelser om metallernes oxideringsgrad og forekomst som karbonater og sulfater. Iltindholdet blev estimeret ud fra en integreret masse- og energiba-

lance. Især for prøverne fra Odense Nord Miljøcenter stemte massebalancerne godt, hvilket indikerede, at antagelser om metallernes oxidationsgrad og kemiske form vil kunne anvendes som indikator for, hvordan metallerne forekommer i de enkelte fraktioner. For prøver fra AV Miljø stemte massebalancerne mindre godt, og selv med antagelse af 100% oxidering af metallerne manglede op til 20% for fraktionen 45-10 mm at blive redegjort for.

Resultaterne viste endvidere, at de mindre størrelsesfraktioner som forventet i stigende grad bestod af mineraler i form af sand, jord og støv, hvilket et stigende indhold af silicium i de mindste størrelsesfraktioner understøttede. Indholdet af jern, som ikke kunne frasorteret ved manuel sortering, steg med faldende partikelstørrelse, og gennem massebalancebetragtninger blev det sandsynliggjort, at jernet i de mindste størrelsesfraktioner i stigende grad vil forekomme som jernoxider.

Samlet set vurderes det, at metallerne findes med omkring halvdelen som rene metaller og halvdelen som oxider i størrelsesfraktionerne større end 5 mm, mens oxidationsgraden er større i den mindste fraktion (< 5 mm).

Ved håndsortering af størrelsesfraktionerne > 45 mm og 45-10 mm blev hhv. 11% og 10% sorteret fra som "metal". Ved behandling i et metalsorteringsanlæg hos STENA blev der genvundet 17% metal fra fraktionen > 45 mm og 6% fra fraktionen 45-10, hvilket indikerede, at der ved genbehandling af disse størrelsesfraktioner vil kunne genvindes betydelige metalressourcer. Samme resultat blev opnået hos HJ. Hansen, hvor der blev genvundet 12-15% som metal fra fraktionerne større end 5 mm, svarende til ca. 9% udvundet af den samlede opgravede mængde.

Det må konkluderes, at det er muligt at udsortere en betydelig andel af potentialet af frie metaller ved behandling af opgravet shredderaffald i shredder anlæggenes metalsorteringsanlæg: Potentialet af frie metaller blev ved massebalancebetragtninger anslået til mellem 13 og 18% i fraktionerne større end 5 mm (50% af metalindholdet). Ved behandling i shredder anlæggenes lykkedes at genvinde mellem 10-15% af materialet som metal. Genvindingen var klart størst fra fraktionerne > 45 mm og mindst for 10-5 mm fraktionen. Det anslås, at der således stadig vil være et potentiale for metalgenvinding efter genbehandling i shredder anlæggenes metalsorteringsanlæg. Dette vil især gælde for de mindste størrelsesfraktioner.

Kulstofindholdet var faldende med faldende størrelsesfraktion, hvilket indikerede, at plast forekom som større partikler i affaldet. Samtidig viste massebalancerne, at kulstof i de mindste størrelsesfraktioner forekom i form af træmasse, pap og papir.

Ved håndsortering blev der frasorteret 18-22% plast fra størrelsesfraktionerne større end 10 mm. Ved mekanisk sortering blev der genvundet ca. 13% genanvendeligt plast fra fraktionerne større end 5 mm, som formentlig vil kunne afsætte til genanvendelse.

Potentialet for energiudnyttelse af opgravet shredderaffald steg med stigende partikelstørrelsesfraktion. Efter frasortering af plast blev brændværdierne for fraktionerne > 10 mm bestemt til mellem 7 og 17 MJ/kg. Brændværdier inklusiv plast blev for fraktionerne > 45 mm og fraktionerne 45-10 mm estimeret til mellem 14 og 27 MJ/kg – størst for fraktionerne > 45 mm. Brændværdierne

bestemt for fraktionen 10-5 mm var lavere end ventet, hvilket kunne skyldes for dårlig fraseparation af finfraktionen.

Finfraktionen (mindre end 5 mm) havde med et højt aske- og metalindhold samt en lav brændværdi ikke noget potentiale for energiudnyttelse. Derimod burde denne fraktion frasorteres fra det øvrige materiale inden energiudnyttelse. Det blev fundet, at fraktionerne < 5 mm kunne overholde grænseværdierne for deponering på en enhed for farligt affald for så vidt hvad angår stofudvaskning.

Teknisk vurdering

Teknisk set gav opgravning af deponeret shredderaffald ikke problemer, men tidligere gennemførte opgravninger har vist, at der kan opstå støvproblemer, som ville skulle afværges. Partikelstørrelsesfraktionering ved brug af en tromlesigte viste sig ikke at være hensigtsmæssig ved etablering af fuldskala-anlæg. Det vurderedes, at det ikke var muligt at afstemme sigtehastighed og – effektivitet med den anvendte type af sigter. Samtidig blev det fundet, at affaldets fugtighed var afgørende i forhold til at opnå en tilfredsstillende partikelseparation, da høj fugtighed viste at give for dårlig adskillelseeffektivitet. Den tekniske udfordring vil derfor være at finde sigter, der er tilstrækkelig effektive, og hvor sigtning af relativt tørt shredderaffald ikke giver anledning til støvproblemer.

Økonomisk vurdering

En indledende vurdering af det økonomiske grundlag for at opgrave og genvinde potentielle ressourcer viste for det første, at de stedsspecifikke omstændigheder er afgørende for resultatet af analysen – for eksempel varierede den anslåede værdien af frigjort deponeringsvolumen fra mellem 20 kr./ton til 290 kr./ton fraført materiale. Variationen i den anslåede værdi skyldtes primært beliggenhed af deponeringsanlægget samt tilgængelig deponeringskapacitet i området. For det andet vil statsafgiften på især energiudnyttelse give anledning til en betydelig udgift, når denne i 2015 bliver indfasat, og energiudnyttelsen har i sig selv ikke en direkte positiv økonomisk værdi for deponeringsanlæggene. Opstilling af to forskellige scenarier for at opgrave og udnytte ressourcer i deponeret shredderaffald viste, at der i det ene scenarie kunne tjenes 239 kr./ton og i det andet scenarie ville det koste 415 kr./ton. Det var således ikke muligt entydigt at konkludere, om der generelt vil være økonomisk grundlag for at opgrave og udnytte ressourcerne i deponeret shredderaffald.

Miljømæssig konsekvensvurdering

Der blev opstillet 3 scenarier – et referencescenarie og to alternative scenarier. Referencescenariet var fortsat deponering af shredderaffald og de to alternative scenarier var;

- A1. Genvinding af materialer og energi med magnetisk sortering, eddy current, sensorer og air classifier,
- A2. Genvinding af materialer og energi med magnetisk sortering, eddy current og sensorer (uden air classifier)

Scenarierne blev underkastet en sammenlignende vurdering ved hjælp af livscyklusanalyse, LCA. De vurderede alternativer til deponering af shredderaffaldet medførte begge betydeligt mindre udslip af drivhusgasser end referencescenariet. Som det fremgik, betød shredderaffaldets energiindhold mest for drivhuseffektregnskabet, og det var meget afgørende for regnskabet, at dette energiindhold kan genvindes og nyttiggøres til el og fjernvarme. Endvidere betød den undgåede emission af drivhusgasser fra deponeringsanlægget me-

get. Dernæst stod genvindingen af jern, aluminium og rustfrit stål og den tilsvarende fortrængning af jomfruelige materialer for de mest betydende reduktioner af drivhusgasudledningen. Selve separations- og genvindingsprocesserne betød næsten ingenting i det samlede regnskab over drivhusgasudledning, det var den undgåede produktion af el, varme og jomfruelige materialer, der var altafgørende.

Alternativ 2 sås at bidrage mindst til drivhuseffekten sammenlignet med referencen og det andet alternativ – uanset hvilken fjernvarmemarginal, der blev antaget. Det skyldtes, at residualfraktionen fra air classifien forsats indeholdt lidt brændbart materiale og lidt bionedbrydeligt materiale, hvorved der i drivhusgasregnestykket både var en lille gevinst ved at genvinde energien og ved at undgå emissioner fra deponering. Selvom disse fordele var små, fordi både brændværdi og indhold af bionedbrydeligt materiale var små, var de altså større end ulemperne ved at lade denne del gå gennem forbrænding, rent miljømæssigt. Hermed ikke vurderet, om det også rent teknisk og økonomisk ville være hensigtsmæssigt.

Alternativerne var begge ressourcemæssigt meget fordelagtige i forhold til referencen, og de var samtidig ens hvad angik trækket på metalressourcer, idet de to alternativer indebar samme grad af metalgenvinding. Der var en lille forskel på trækket på fossile brændsler grundet forskellen i energigenvinding mellem de to alternativer. Ressourcebesparelsen vægtede højest for det genvundne metalindhold i forhold til den genvundne energi/fossile brændsler i det vægtede billede, hvor ressourcerne var vægtet i personreserver efter deres sparsomhed.

Hvor energigenvindingen betyder mest for miljøeffekterne, er det således omvendt for ressourcetrækket, hvor metalgenvindingen betyder mest.

Samlet set kan det konkluderes, at deponeret shredderaffald indeholder en betydelig ressource i form af materialer og energi. Det er muligt ved simpel størrelsesfraktionering og efterfølgende genbehandling af fraktionerne at reducere mængderne af shredderaffald, deponeret særskilt på de danske deponeringsanlæg med 60-70%. Finfraktionen forventes at skulle gendeponeres (indtil videre). Teknisk vil der være behov for at optimere fraktioneringsprocessen. Miljømæssigt er det fordelagtigt at opgrave og genanvende ressourcerne i form af materialer og energi. Økonomisk vil det afhænge af den konkrete situation, om indtægter fra salg af materialer og værdi i frigjort deponeringsvolumen vil kunne opveje omkostningerne til opgravning, behandling og energiuudnyttelse. Der blev ikke identificeret egentlige lovgivningsmæssige barrierer for at opgrave og genanvende ressourcer i shredderaffald.

Summary and conclusions

Introduction

In Denmark shredder waste is classified as hazardous waste, and it has as such until the 1st of January 2012 been exempted from tax when disposed of in landfill sites for hazardous waste. It is estimated that more than 1.5 million tonnes of shredder waste has been deposited in mono landfills in Denmark.

In order to recover and exploit potential resources from landfilled shredder waste a treatment concept based on simple size fractionation was established. The concept was defined partly on the basis of results obtained by Ahmed et al. (2012a, b), partly on practical and technical considerations regarding the sorting efficiency.

From each of the landfills Odense Nord Miljøcenter and AV Miljø, about 100 tonnes of landfilled shredder waste was excavated, representing waste of different ages.

Size fractionation of the shredder waste

Excavated shredder waste from each of the two landfill sites was treated at Odense Nord Miljøcenter. By means of sieving the waste were divided into four particle size fractions, > 45 mm, 45-10 mm, 10-5 mm and less than 5 mm, which represented 11-13%, 34-40%, 28-30% and 18-24% of the excavated volume of shredder waste, respectively. By comparison with results obtained by Ahmed et al. (2012a), it was found that the particle size fractionation by sieving of the shredder waste was not sufficiently efficient to separate the fine fraction of less than 5 mm from the rest of the material. Only about half of the fine fraction was separated out in the fractions less than 5 mm.

Classification of the size fractionated shredder waste

Results of chemical analyses performed on each of the particle size fractions indicated that it probably will not be possible to re-classify any of the fractions obtained from the treatment process from hazardous waste to non-hazardous waste. The content of oil (C16-C35) exceeded for all particle size fractions the criterion for classification as hazardous waste. One sample also showed a PCB-content above the criterion for classification as hazardous waste. In addition the content of Cu, Pb, and Zn exceeded the criteria for hazardous to aquatic environment.

Classification of all fractions of as hazardous waste will imply that recovery of resources from fractionated shredder waste will have to be undertaken in facilities approved for the management of hazardous wastes, unless the individual fractions are further processed in order to reduce the metal and oil content.

Assessment of resources in excavated shredder waste

Chemical analyses showed that the metal content of each fraction was between 28% and 37% (based on dry weight). By establishing mass balances for individual size fractions the reliability of the results were confirmed. Mass balances were based on results of the analyses in combination with assumptions regarding the degree of oxidation of the metals and the occurrence of carbonates and sulfates. The oxygen content was estimated from an integrated

mass and energy balance. The mass balances did fit very well especially for the samples from Odense Nord Miljøcenter, indicating that assumptions regarding the degree of oxidation of metal and chemical speciation could be used as an indicator of how the metals occur in the individual fractions. For samples from AV Miljø the mass balances did not fit quite as well, and even when assuming 100% oxidation of the metals up to 20% of the mass was unexplained.

The results also showed that the smaller size fractions, as expected, were increasingly composed of minerals (sand, soil and dust), which was supported by an increasing content of silicon in the smallest size fractions. The content of iron increased with decreasing particle size but based on the mass balance considerations, it seems likely that the iron in the smallest size fractions will increasingly occur as iron oxides.

Overall, it is estimated that for particle size fractions larger than 5 mm, about 50% of the metals are present as pure metals and 50% as metal oxides. The degree of oxidation is increasing for metal present in fractions with smaller particle size (<5 mm).

By handsorting of the fractions > 45 mm and 45-10 mm 11% and 10%, respectively, were sorted out as "metals". At STENA's mechanical metal separation facility 17% were recovered as metals from the fraction > 45 mm and 6% from the fraction 45-10 mm. Similar results were achieved by H.J. Hansen, who recovered 12-15% of the material as metals from shredder waste with particle sizes larger than 5 mm. This corresponded to approximately 9% of the total extracted quantity of excavated shredder waste.

It can be concluded that it is possible to recover a significant part of the potential of pure metals in excavated and size fractionated shredder waste by re-treating the largest size fractions in existing mechanical separation facilities: the potential of pure metals were, based on mass balance considerations, estimated at between 13 and 18% of the fractions larger than 5 mm (assuming 50% of metal content is pure metals). By mechanical treatment in existing facilities up to 15% of the materials were recovered as metals. The recovery rate was significantly highest from the fractions > 45 mm and a lowest from the fractions 10-5 mm. It was estimated that there still will be a potential for metal recovery after re-treatment of the shredder waste in the existing metal separation facilities. This will particularly apply to the smallest size fractions.

The carbon content was decreasing with decreasing size fraction, indicating that the plastic was present as larger particles in the shredder waste. At the same time mass balances showed that the carbon in the smallest size fractions appeared in the form of wood, cardboard and paper.

By handsorting, fractions larger than 10 mm, 18-22% of plastics were sorted out, and by mechanical sorting approximately 13% of recyclable plastics were recovered from the fractions larger than 5 mm.

The potential for energy recovery from landfilled shredder waste increased with increasing particle size fraction. For fractions of shredder waste > 10 mm the calorific values were between 7 and 17 MJ/kg after plastics were removed. Including plastics, estimates gave calorific values for the > 10 mm fractions between 14 and 27 MJ/kg, highest for the fractions > 45 mm. Calorific values

determined for the fraction 10-5 mm were lower than expected, possibly because of poor separation of the fine fraction.

The fines (less than 5 mm) had a high ash and metal content and a low calorific value and were not suitable for energy recovery. Fines should thus be separated from the rest of the shredder waste before energy recovery. It was found that the fractions less than 5 mm complied with the leaching limit values for landfilling of waste at a unit for hazardous waste.

Technical assessment

Excavation of landfilled shredder waste did not give rise to any technical problems, but previously conducted excavations have shown that there may be dust problems that may need to be averted. Particle size fractionation using a drum sieve was found to be unsuitable for a full-scale plant. It was not possible to balance the speed of the equipment and the sieving efficiency for this type of equipment. At the same time, it was found that the humidity of the waste is critical with respect to particle size separation, since the high humidity was shown to provide a poor separation efficiency. The technical challenge will be to find equipment that is effective enough and at the same time prevent potential dust problems.

Economy assessment

A preliminary assessment of the financial basis for excavating landfilled shredder waste and recovery of potential resources showed firstly that the site-specific circumstances is crucial for the outcome of the analysis - for example, the estimated value of landfill volume varied between 20 kr./ton to 290 kr./ton of material removed from the landfill. Secondly, the environmental taxes, especially on energy recovery, gave rise to substantial financial uncertainty. Energy recovery did not have a direct positive impact on the economy. Two different scenarios were defined for resource recovery from landfilled shredder waste. In the first scenario it was estimated that 239 kr./ton of shredder waste can be earned when excavated and resources recovered, but the second scenario showed that it would cost 415 kr./ton, mainly due to differences in assumed environmental taxes. It was not possible in general to unambiguously conclude whether there will be economical basis excavating and recovering of resources from shredder waste that has been landfilled.

Environmental assessment

Three scenarios were defined – a reference scenario and two alternative scenarios. The reference scenario was continued landfilling of shredder and the two alternative scenarios were;

- A1. Recycling of materials by magnetic sorting, eddy current, sensors and air classifier and energy recovery,
- A2. Recycling of materials by magnetic separation, eddy current and sensors (without air Classifier) and energy recovery

The scenarios were assessed by comparative assessment using life cycle analysis, LCA. The assessed alternatives to landfilling of shredder waste caused significantly less greenhouse gases than the reference scenario. As it appeared, energy recovery from shredder waste contributed significantly to the greenhouse accounting, and it was very important for the accounts that this energy can be recovered and utilized for electricity and district heating. Furthermore the avoided emission of greenhouse gases from the landfill turned out to be important. Also the recovery and recycling of iron, aluminum and stainless steel and the corresponding displacement of virgin material contributed signif-

icantly to reductions in greenhouse gas emissions. The separation and recycling processes meant almost nothing in the accounts for all greenhouse gas emissions, it was the avoided production of electricity, heat and virgin materials that was crucial.

Alternative A2 was seen to contribute least to greenhouse gas emissions compared to the reference and the first alternative - whatever heating marginal that was assumed. This was mainly due to the residuals from the air classifier that still contained some combustible material and some biodegradable material, which in the greenhouse accounting gave small advantages to alternative A2 without air classifier because of a small gain in regaining energy and by avoiding gas emissions from the air classifier residual. From an environmental point of view the benefits from not using an air classifier were larger (although they were small) than the disadvantages of letting this part of the waste go to incineration. It is, however, not assessed whether this also would be economical and technical feasible.

The alternatives were both in terms of resources very advantageous compared to the reference (landfilling), and they were similar with respect to consumption of metal resources since both alternatives were based on same degree of metal recovery. There was a slight difference in the consumption of fossil fuels due to the difference in energy recovery between the two alternatives. Resource savings weighted highest for the recycled metal content compared to the recovered energy/fossil fuels in the weighted image, where resources were weighted in person reserves based on scarcity.

Where energy recovery was most important to environmental impacts, it was vice versa for resource consumption where recovery of metals mattered most.

Overall, it can be concluded that the landfilled shredder waste provides a significant resource in terms of materials and energy. It is possible by simple size fractionation to reduce the amounts of the shredder waste, deposited of at Danish landfill sites by up to 70% (based on weight). The fine fraction of the waste (less than 5 mm) will for the time being have to be redeposited (so far). Technically it will be necessary to optimize fractionation process. Environmentally, it is advantageous to excavate and recover the resources in terms of materials and energy. Financially it depends on the specific situation and circumstances if revenues from sales of materials and value of regained landfill volume could cover the cost for excavation, treatment, recovery and taxes. No regulatory barriers were identified hindering the recovery of resources from landfilled shredder waste.

1 Indledning

1.1 BAGGRUND

Der er i dag stigende fokus på nødvendigheden af at genanvende og udnytte potentielle ressourcer i restprodukter og affald (KOM 2011, Affaldsstrategi '10, Handlingsplan for Miljøteknologi 2010-2011). Dette har naturligt henledt opmærksomheden på shredderaffald, som er den største affaldsfraktion i Danmark, der deponeres. Shredderaffald er et restprodukt, som fremkommer ved mekanisk neddeling af metalholdigt skrot f.eks. biler, genbrugsmetal og hårde hvidevarer. Til trods for betydelig materiale genvinding i selve shredderprocessen, forventes affaldsstrømmen at have et betydeligt potentiale for yderligere indvinding og genanvendelse af ressourcer i form af materiale som f.eks. metal- og plastfraktioner samt energi.

I Danmark klassificeres shredderaffald som farligt affald, og det har derfor hidtil været fritaget for statsafgift ved deponering. Dette har været medvirkende årsag til, at det igennem de sidste 10-15 år udelukkende er blevet bortskaffet ved deponering på enheder for farligt affald. Der ligger således store mængder deponeret shredderaffald med en betydelig ressourceværdi på de danske deponeringsanlæg, primært placeret på tre store anlæg hos AV Miljø, Odense Renovation A/S (ved Odense Nord Miljøcenter) og Reno Djurs I/S (ved Glatved). En udnyttelse af ressourceværdierne i det deponerede shredderaffald vil ikke alene betyde en ressourcemæssig gevinst, men samtidig vil der kunne opnås gevinster i form af frigørelse af deponeringskapacitet og reduktion af omkostningerne til efterbehandling af nedlukkede deponeringsenheder med shredderaffald. Der er således et betydeligt incitament til at undersøge mulighederne for at genvinde og udnytte de deponerede ressourcer og samtidig genoverveje dagens praksis for håndtering af de ca. 150.000 tons shredderaffald, som hvert år fortsat deponeres i Danmark.

På den baggrund har AV Miljø, Odense Renovation og Reno Djurs derfor i samarbejde med DHI og Syddansk Universitet (SDU) gennemført et projekt med støtte fra Miljøstyrelsen via den Miljøteknologiske Handlingsplan. Den grundlæggende idé i projektet har været, at shredderaffald pga. sin store heterogenitet med fordel og med simpel teknologi kan opdeles i fraktioner efter partikelstørrelse, hvorved det vil være muligt at opnå en mere optimal udnyttelse af ressourcerne, uden at det får miljømæssige konsekvenser i andre sammenhænge.

1.2 FORMÅL

Formålet med projektet har været at opstille og afprøve et teknologisk simpelt behandlingskoncept baseret på partikelstørrelsesfraktionering af shredderaffald med henblik på at kunne opgrave og genanvende ressourceværdier i deponeret shredderaffald. Det er endvidere målet, at mængden af shredderaffald til gendeposering reduceres betydeligt, og at den fraktion af affaldet har forbedrede deponeringsegenskaber.

2 Shredderaffald

2.1 OVERVEJELSER VEDR. DEPONERING AF SHREDDERAFFALD

Deponering af shredderaffald foregik tidligere sammen med andet industriaffald men er nu gennem en årrække sket på separate deponeringsenheder for farligt affald. Omkring 2001 blev shredderaffald første gang klassificeret som farligt affald i Danmark, og omkring 2003 blev klassificeringen som farligt affald generelt anvendt for den type af affald, dog med mulighed for omklassificering til ikke-farligt affald, såfremt der var dokumentation for dette. Det har betydet, at shredderaffald indtil nu har kunnet deponeres, uden at producenterne har skullet betale statsafgift, og deponering har derfor været en billig måde at bortskaffe affaldet på. Mængderne af shredderaffald til deponering steg markant efter 2001, og der har således ikke været noget økonomisk incitament til at udvikle andre håndterings- eller behandlingsteknologier for denne type affald. Tilsvarende har der heller ikke været et incitament til at udvikle teknologi til at øge ressourcegenanvendelsen fra shredderaffald, selv om man igennem årene har været opmærksom på de tilbageværende ressourcer i denne affaldsfraktion (MST, 1997, DAKOFA 2008). I den seneste tid er der igen kommet fokus på deponering af shredderaffald, og årsagerne hertil er flere:

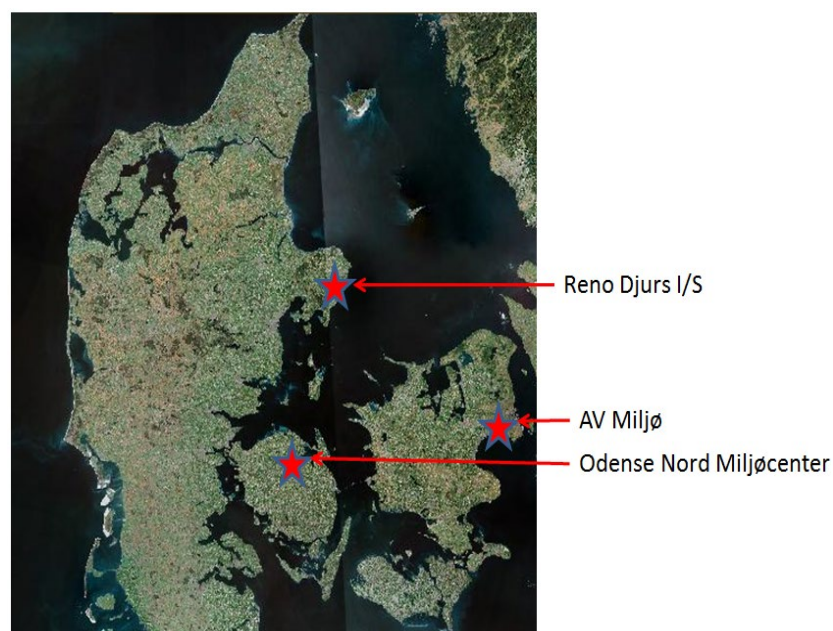
- Miljøstyrelsen har i Affaldsstrategi '10 og den Miljøteknologiske Handlingsplan 2010/11 sat fokus på øget genanvendelse af potentielle ressourcer i affaldsmaterialer, herunder shredderaffald. I den forbindelse er der etableret et partnerskab for genanvendelse af ressourcer i shredderaffald. Et af målene for partnerskabet er at identificere muligheder for at opstille myndighedskrav til behandling af shredderaffald, som skal sikre en øget genanvendelse af ressourcerne. Partnerskabet vil om muligt inddrage allerede deponeret shredderaffald i arbejdet.
- Shredderaffald kan generelt ikke overholde TOC og DOC-kriterierne for modtagelse af affald til deponering på deponeringsenheder for farligt affald i henhold til BEK 719:2011 om deponeringsanlæg (Hansen et al. 2011). Det betyder, at shredderaffald i sin nuværende form fremadrettet ikke vil kunne deponeres, med mindre det behandles, eller grænseværdierne for deponering revideres.
- I 2009 besluttede den daværende regering at ophæve afgiftsfritagelsen på deponering af farligt affald. Afgiften indføres gradvist fra 01.01.12 med 160 kr./ton og vil i 2015 være fuldt indført med 475 kr./ton. Det betyder, at det fremover bliver betragteligt dyrere for producenterne at afhænde shredderaffaldet til deponering.

Disse tre forhold er alle medvirkende til, at der fremover vil være væsentlige incitamenter for branchen til at reducere mængderne af shredderaffald til deponering og i højere grad finde mere egnede håndteringsformer, som forhåbentlig fokuserer på udnyttelse af de potentielle ressourcer, som affaldet indeholder.

For shredderaffald, der allerede er deponeret, er situationen anderledes, idet de to sidstnævnte forhold, som måske er de største drivers for producenterne, ikke vil få betydning. Samtidig er det deponeringsanlæggene, der har ansvaret for det shredderaffald, der allerede ligger på anlæggene. For deponeringsanlæggene vil incitamenterne til at genoverveje, om denne type af affald fremover skal være at finde på de danske deponeringsanlæg dels være et ønske om en bedre udnyttelse af potentielle ressourcer i deponeret shredderaffald, dels et behov for at få frigjort deponeringskapacitet. Samtidig sætter deponeringsanlæggene spørgsmålstegn ved, om denne type af affald er deponeringsegnethed, dvs. om affaldet inden for en overskuelig tid kan bringes i en tilstand, hvor affaldet ikke påvirker det omkringliggende miljø i uacceptabel grad efter nedlukning og afsluttet efterbehandling. Undersøgelser gennemført for Reno Djurs I/S har vist, at dette er en reel problemstilling, som bør inddrages i overvejelser om, hvorvidt shredderaffald fortsat skal ligge på de danske deponeringsanlæg (DHI, 2011).

2.2 DEPONERINGSANLÆG FOR SHREDDERAFFALD

Langt den største del af det shredderaffald, der er deponeret i Danmark, findes på følgende tre store deponeringsanlæg: AV Miljø, Odense Nord Miljøcenter og Reno Djurs' anlæg ved Glatved strand. Anlæggenes geografiske placering er vist i Figur 2-1. Igennem tiden har også andre mindre deponeringsanlæg modtaget små mængder af shredderaffald, f.eks. H.J. Hansens deponeringsanlæg ved Hadsund, Skiveegnens Renovationsselskabs deponeringsanlæg og Miljøanlæg Hedeland Losseplads. Det er vanskeligt at opnå et nøjagtigt billede af, hvor og under hvilke omstændigheder shredderaffaldet igennem tiden er deponeret i Danmark, idet indrapporteringer om shredderaffald til ISAG er sket dels som shredderaffald, dels som andet farligt affald.



FIGUR 2-1 DEPONERINGSANLÆG I DANMARK, SOM GENNEM DE SIDSTE 20 ÅR HAR MODTAGET SHREDDERAFFALD

AV Miljø (AVM), som er placeret på Avedøre Holme tæt ved København, har siden 1992 modtaget shredderaffald primært fra Stena Recycling, men i perioder også fra andre mindre shreddervirksomheder. På AV Miljø er alt shredderaffald deponeret særskilt i 4 forskellige deponeringsceller, som tilsammen indeholder 439.447 tons affald (opgjort ved udgangen af 2011). Den

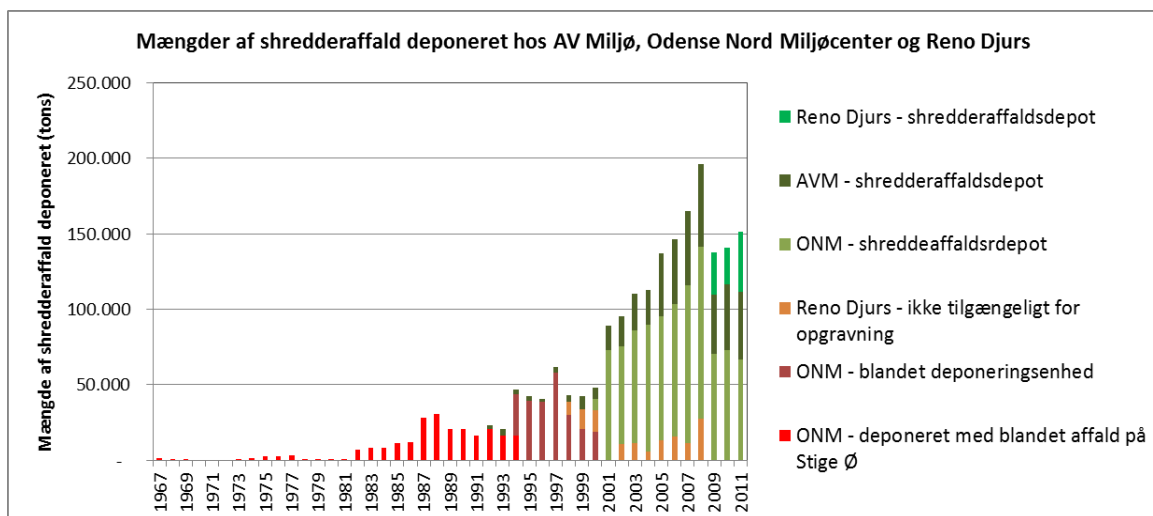
gennemsnitlige fyldhøjde af det deponerede affald er 6 til 7 meter. Når shredderaffaldet blev modtaget og læsset af på AV Miljø, blev der, for at undgå støvproblemer, vandet. Affaldet blev kompakteret. I slutningen af 2011 ophørte AV Miljø med at modtage shredderaffald, da deponeringskapaciteten var opbrugt.

Odense Nord Miljøcenter (ONM) er placeret umiddelbart nord for Odense ved Stige tæt på Odense Fjord. Anlægget har siden 1967 modtaget shredderaffald primært fra H.J. Hansen. Frem til 1994 blev shredderaffaldet deponeret på Stige Ø sammen med andet industriaffald og herefter frem til 2001 i en deponeringscelle for blandet affald. Fra 2001 blev shredderaffaldet deponeret i en særskilt deponeringscelle, som i dag har en fyldhøjde på op til 22 meter. Ved udgangen af 2011 er der på særskilte deponeringsenheder deponeret i alt 903.133 tons shredderaffald. Ved aflæsning blev shredderaffaldet kompakteret.

Reno Djurs I/S modtager shredderaffald primært fra Stena Recycling i Grenå (ejet af Uniscrap A/S indtil midten af 2011), til deponering på anlægget ved Glatved. Reno Djurs har siden 1998 modtaget shredderaffald til deponering. I begyndelsen af 2009 tog man en ny etape af deponeringsanlægget i brug, og nye deponeringsceller til shredderaffald blev åbnet. Shredderaffald deponeret frem til 2009 vurderes ikke at være tilgængelig for udgravning. Ved udgangen af 2011 er mængderne på de nye enheder opgjort til 91.450 tons. Shredderaffaldet er ikke kompakteret ved aflæsning. Dagligt spredes der vand med gyllespreder over shredderaffaldet i de nyeste celler for at forcere stofudvaskningsforløbet med henblik på at mindske miljøpåvirkningen.

2.3 SHREDDERAFFALD TILGÆNGELIGT FOR RESSOURCEUDNYTTELSE

Figur 2-2 viser en opgørelse af mængderne af shredderaffald, der over årene er modtaget til deponering på de tre deponeringsanlæg. Som nævnt i foregående afsnit er shredderaffaldet, som er modtaget til deponering på de tre anlæg, deponeret på forskellig vis, og udvinding af potentielle ressourcer fra shredderaffaldet vil formentlig kun kunne ske fra de mængder af affaldet, som er deponeret i særskilte deponeringsenheder og dermed ikke blandet med andet industriaffald. På baggrund af oplysninger fra de tre deponeringsanlæg anslås det, at der på de tre anlæg tilsammen er deponeret **1.434.000 tons** shredderaffald, hvorfra det vil være muligt at udvinde potentielle ressourcer.



FIGUR 2-2 MÆNGDER AF SHREDDERAFFALD MODTAGET OG DEPONERET HOS DE TRE DEPONERINGSANLÆG (AV MILJØ, ODENSE NORD MILJØCENTER OG RENO DJURS). MÆNGDER ANGIVET MED RØDT

ER DE MÆNGDER AF SHREDDERAFFALD, SOM ER DEPONERET SAMMEN MED ANDET INDUSTRIAFFALD.
DE GRØNNE SØJLER VISER MÆNGDERNE AF SHREDDERAFFALD SOM ER DEPONERET I SÆRSKILTE
DEPONERINGS Enheder, OG SOM POTENTIelt ER TILGÆNGELIG FOR RESSOURCEUDNYTTELSE.

3 Opstilling af behandlingskoncept

3.1 INDLEDENDE VURDERING AF RESSOURCEPOTENTIALET I SHREDDERAFFALD

Der blev indledningsvis gennemført en vurdering af eksisterende information om ressourcepotentialet i shredderaffald relateret til forskellige partikelstørrelses-fraktioner af affaldet. Vurderingen byggede i høj grad på et arbejde, der er udført i forbindelse med et Ph.D.-projekt under forskerskolen 3R i et samarbejde mellem SDU og DHI. Bilag A beskriver resultaterne af de indledende vurderinger.

De indhentede resultater tyder på, at shredderaffald med partikelstørrelse over 1 mm indeholder et betydeligt ressourcepotential i form af genanvendelige materialer samt potentiale for energiudnyttelse. Resultaterne indikerede, at såvel materialegenanvendelsespotentialet og energipotentialet var knyttet til alle størrelsesfraktioner over 1 mm. Brændværdien af materialet var klart højest i de største størrelsesfraktioner. Ud fra resultaterne af bestemmelser af brændværdi og askeindhold vurderes det, at der formentlig vil være god grund til frasortering af finfraktionen inden udnyttelse af energipotentialet.

3.2 STØRRELSESFRAKTIONERING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD

På baggrund af de indledende vurderinger blev det besluttet at opgrave deponeret shredderaffald og afprøve et størrelsesfraktioneringskoncept i stor skala. Opstillingen af behandlingskonceptet for deponeret shredderaffald er ikke alene baseret på viden om affaldets ressourcepotential, men også på en række praktiske overvejelser og hensyn. Udstyr til størrelsesfraktionering (sigtetyper og soldets net-størrelse) blev derfor valgt dels ud fra, hvad der i praksis kunne forventes at fungere med tilstrækkelig effektivitet på opgravet shredderaffald, dels ud fra hvad det var muligt at rekvirere til projektet.

Behandlingskonceptet er skitseret i Figur 3-1. Det blev valgt at gennemføre størrelsesfraktioneringen med tre forskellige partikelafskæringsdiametre; 45 mm, 10 mm og 5 mm for i praksis at opnå en tilstrækkelig god sorteringseffektivitet. Med dozere blev omkring 100 tons deponeret shredderaffald gravet op. Affaldet blev på deponeringsanlægget sigtet med tromlesigte igennem et sold med en net-størrelse på 45 mm. Materialet under 45 mm blev herefter sigtet igennem et sold med en net-størrelse på 10 mm. Afslutningsvis blev materialet under 10 mm sigtet igen igennem et sold med en net-størrelse på 5 mm.

Behandling ved den valgte størrelsesfraktionering frembragte 4 fraktioner af shredderaffaldet med forskellig partikelstørrelse.

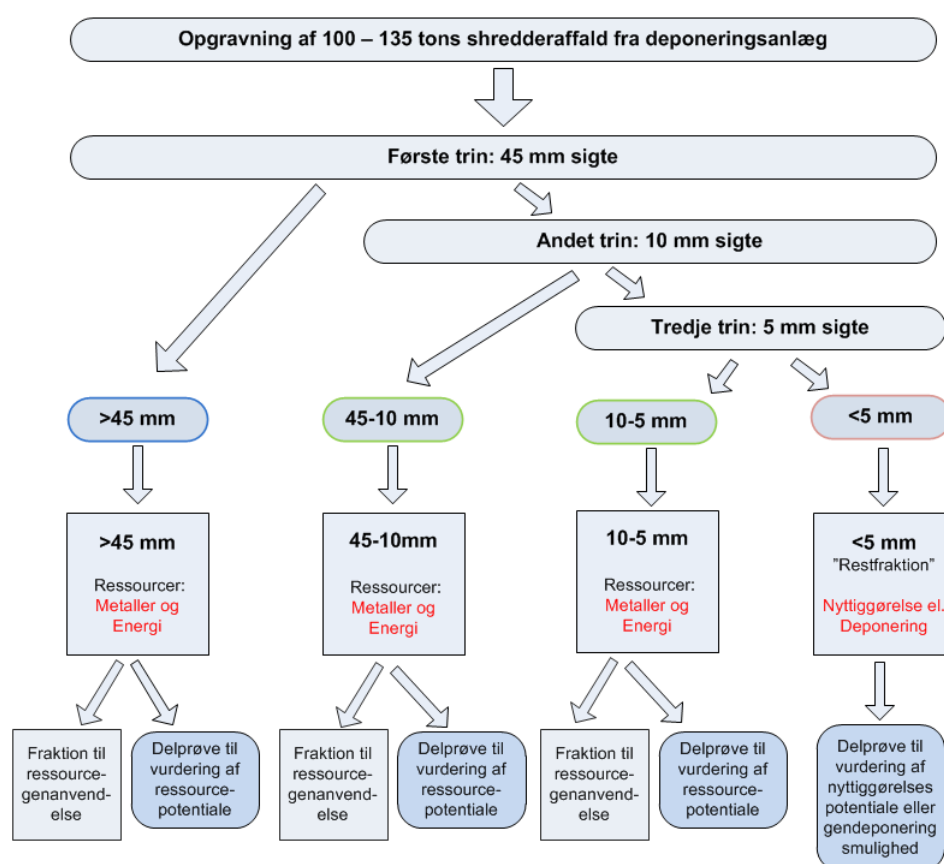
- > 45 mm fraktion
- 45-10 mm fraktion
- 10-5 mm fraktion
- < 5 mm fraktion

Det forventedes, at de tre største partikelstørrelsesfraktioner ville have et potentiale for ressourcegenanvendelse i form af materialer (især metal og måske plast og glas). Samtidig ville disse fraktioner pga. et betydeligt indhold af skum, tekstiler, træ og andre brændbare materialer have et betydeligt potentiale for energiudnyttelse. Den fjerde fraktion, som er fraktionen med partikler

mindre end 5 mm (finfraktionen), forventedes at have et vist indhold af metal, som muligvis ville kunne genvindes, men det forventedes umiddelbart, at potentialet for energiudnyttelse ville være relativt lavt. Det skulle derfor også vurderes, om finfraktionen ville kunne nyttiggøres på anden vis, eller om den i givet fald ville kunne gendeponeres.

Efter størrelsesfraktionering blev der fra hver fraktion udtaget delprøver (100 – 200 kg), som blev sendt til DHI's laboratorium. Her blev fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm underkastet håndsortering, og metaller og plastmaterialer blev sorteret fra. Der blev herefter udtaget delprøver af alle størrelsesfraktioner til testning og ke-misk analysering samt brændværdibestemmelse.

På deponeringsanlægget blev den resterende mængde af de størrelsessorterede fraktioner (> 45 mm, 45-10 mm og 10-5 mm) læsset i containere og sendt til materialeudvinding hos shreddervirksomhederne. Den fineste partikelstørrelsesfraktion (< 5 mm) blev gendeponeret. Figur 3-1 viser en skitse af processen.



FIGUR 3-1 KONCEPT FOR STØRRELSESFRAKTIONERING AF SHREDDERAFFALD

4 Materialer og metoder

4.1 OPGRAVNING OG SORTERING AF SHREDDERAFFALD

Opgravning af shredderaffald blev foretaget med en gravemaskine på hhv. Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø. Detaljerede rapporter fra opgravning og sortering af shredderaffaldet findes for hvert anlæg i bilag B.

På Odense Nord Miljøcenter blev shredderaffaldet udgravet fra tre steder;

- Sted 1: 2001-2002 – opgravet i alt 37 tons
- Sted 2: 2006-2008 – opgravet i alt 36 tons
- Sted 3: 2009-2010 – opgravet i alt 34 tons

Der blev i alt opgravet 107 tons. Shredderaffaldet fra de tre steder blev efterfølgende blandet sammen ved partikelstørrelsessorteringen. Målet var, at det shredderaffald, der indgik i forsøgene, skulle være repræsentativt for shredderaffaldet i den deponeringscelle, hvorfra prøvetagning foregik. Af praktiske og sikkerhedsmæssige hensyn var det ikke muligt at grave materiale op fra en dybde større end 8 meter.

På AV Miljø blev shredderaffaldet udgravet fra tre forskellige deponeringsceller, hvor affaldet har forskellig alder;

- Celle 1.5.1: 1989-2000 - opgravet i alt 45,72 tons
- Celle 2.1.4: 2000-2005 - opgravet i alt 45,68 tons
- Celle 2.1: 2005-2009 – opgravet i alt 43,6 tons

Shredderaffaldet fra de enkelte celler blev holdt adskilt under og efter partikelstørrelsessorteringen. Af økonomiske årsager er kemiske analyser og brændværdibestemmelser udført på blandprøver, hvor materiale fra alle tre prøvetagningssteder er sammenstukket.

Størrelsesfraktioneringen af shredderaffaldet fra begge deponeringsanlæg gennemførtes på Odense Nord Miljøcenter. Figur 4-1 viser et billede af sorteringsanlægget. Sorteringen af shredderaffald blev foretaget med mobile sorteringsanlæg af mærket Doppstadt 618. Anlæggene blev sat op i forlængelse af hinanden. I det første sorteringsanlæg blev der isat et 45 mm sold, i det andet anlæg et 10 mm sold. Sorteringsanlæggene var sat i forlængelse af hinanden, for at minimere det spild, der kan opstå, når en gummihjulsælser skal have fat i affaldet flere gange. Efterfølgende blev det ene sorteringsanlæg påmonteret et 5 mm sold for den sidste sortering ned til mindre end 5 mm. I Figur 4-2 ses et billede af hver af de fire størrelsesfraktioner af shredderaffaldet, som fremkom ved fraktioneringsprocessen.

Under sorteringen blev der, som beskrevet i bilag B, udtaget delprøver af de sorterede fraktioner, som sendtes til DHI for nærmere analyse. De resterende mængder af de sorterede fraktioner blev læsset på biler og kørt til hhv. STENA Recycling i Roskilde og H.J. Hansen i Odense til videre forarbejdning.



FIGUR 4-1 ANLÆG TIL STØRRELSSEFRAKTIONERING AF SHREDDERAFFALD OPSAT PÅ ODENSE NORD MILJØCENTER



FIGUR 4-2 STØRRELSSEFRAKTIONERET SHREDDERAFFALD SIGTET IGENNEM TRE SIGTER MED AF-SKÆRINGSDIAMETRE PÅ HHV. 45 MM, 10 MM OG 5 MM.

4.2 MATERIALEGENVINDING AF STØRRELSESFRAKTIONERET SHREDDERAFFALD

For at kunne vurdere, om det vil være muligt at genvinde materialefraktioner fra opgravet shredderaffald med den teknologi, som shreddervirksomhederne i dag har til rådighed i deres anlæg, blev det størrelsesfraktionerede materiale overført til hhv. H.J. Hansen i Odense og STENA Recycling i Roskilde. Mængder af de enkelte fraktioner, der blev sendt til oparbejdning og materialelegenvinding er angivet i Tabel 4-1. Af praktiske hensyn i forbindelse med transport af materialet blev ikke alt fraktioneret shredderaffald overført til shreddervirksomhederne.

TABEL 4-1 OVERSIGT OVER MÆNGDER AF SHREDDERAFFALD OVERFØRT TIL SHREDDERVIRKSOMHEDER TIL MATERIALEGENVINDING

Fraktion	Modtager	Mængde shredderaffald modtaget (tons)
AV Miljø		
AVM > 45 mm	STENA	10,79
AVM 45-10 mm	STENA	0,4*
AVM 10 – 5 mm	STENA	15,74
AVM < 5 mm	STENA	11,10**
Odense Nord Miljøcenter		
ONM > 45 mm	H.J. Hansen	} 60,72
ONM 45-10 mm	H.J. Hansen	
ONM 10-5 mm	H.J. Hansen	
ONM < 5 mm	Gendeponeres på ONM	

* Denne fraktion blev ved en fejl leveret til AV Miljø og ikke som planlagt til STENA. Derfor modtog STENA kun en mindre mængde, som blev tilovers fra laboratorieforsøgene.

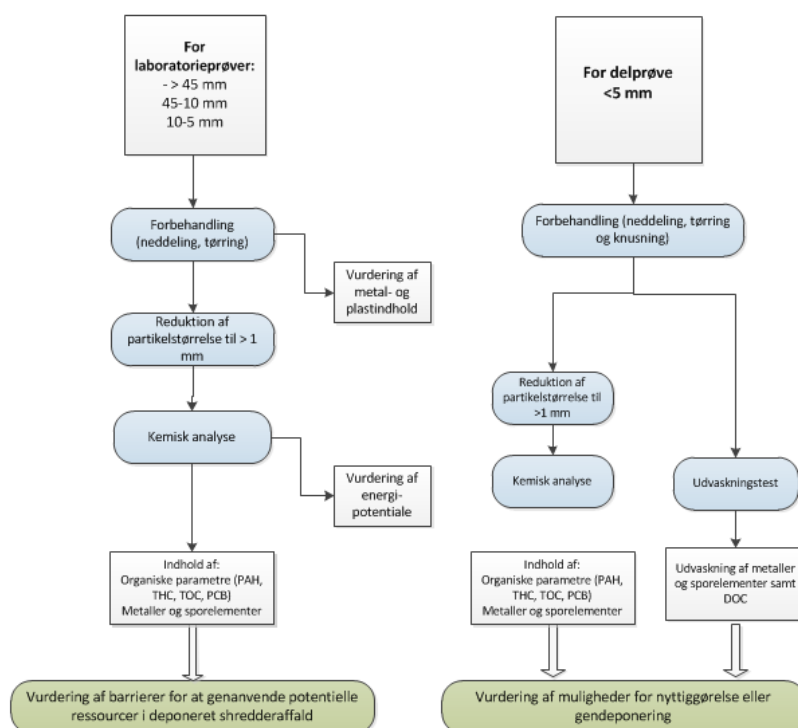
** Denne fraktion blev leveret til STENA og ikke som planlagt til AV Miljø, hvor denne fraktion skulle gendeponeres.

I forbindelse med forsendelse af fraktioneret shredderaffald til STENA Recycling opstod der en fejl, idet fraktionen AVM 45-10 mm blev leveret til gendeponering hos AV Miljø og ikke som planlagt til oparbejdning hos STENA. Desværre blev materialet lagt ud i en deponeringsenhed, inden fejlen blev opdaget, og det var ikke muligt at genindsamle fraktionen. Derimod modtog STENA fraktionen AVM < 5 mm, som skulle have været sendt til gendeponering hos AV Miljø. Det blev derfor besluttet at sende det overskydende materiale fra laboratorieprøven af fraktionen AVM 45-10 mm til STENA til oparbejdning og materialelegenvinding. Derudover tilbød STENA yderligere at vurdere mulighederne for genvinding af metal fra finfraktionen AVM < 5 mm i deres metalsorteringsanlæg.

Af hensyn til oparbejdnings- og genvindingsprocessen hos H.J. Hansen blev materialefraktionerne ONM > 45 mm, ONM 45-10 mm og ONM 10-5 mm blandet sammen til én prøve, inden de blev leveret til H.J. Hansen. H.J. Hansen modtog i alt 60,72 tons shredderaffald fra opgravet fra Odense Nord Miljøcenter.

4.3 HÅNDTERING AF PRØVER I LABORATORIET

Ressourcepotentialer i opgravet shredderaffald er vurderet på baggrund af en række laboratorieundersøgelser, som har omfattet håndsortering, testning og kemisk analyse af de enkelte størrelsesfraktioner. Konceptet er skitseret i Figur 4-3.



FIGUR 4-3 KONCEPT FOR VURDERING AF RESSOURCEPOTENTIALE I OPGRAVET SHREDDERAFFALD

DHI modtog fra Odense Nord Miljøcenter delprøver af de enkelte størrelsesfraktioner fremkommet efter størrelsesfraktionering. Tabel 4-2 giver en oversigt over prøver modtaget på DHI. Efter modtagelsen blev prøvemængderne yderligere neddelte vha. mileprincippet, som vist i Figur 4-4. Prøvemængder udtaget ved hhv. første og anden neddeling er vist i Tabel 4-2. I forbindelse med neddeling af prøver fra AV Miljø blev der endvidere udtaget delprøver af fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm for hver deponeringscelle, som blev sendt til håndsortering hos AV Miljø.

TABEL 4-2 OVERSIGT OVER PRØVER AF FRAKTIONERET SHREDDERAFFALD, SOM ER MODTAGET PÅ DHI. ENDVIDERE ER MÆNGDERNE AF MATERIALE EFTER NEDDELING I TO OMGANGE OPGIVET.

Prøver modtaget på Laboratoriet	Lab-nummer	Prøve modtaget	Første neddeling	Anden neddeling	Blanding, neddeling
AV Miljø		kg	kg	kg	kg
AVM > 45 mm Celle 2.1	R-057-11	73	19,22	8,09	
AVM > 45 mm Celle 1.5.1	R-058-11	71	30,48	12,52	9,09
AVM > 45 mm Celle 2.1.4	R-069-11	110	32,52	9,93	
AVM 45-10 mm Celle 2.1.4	R-060-11	148		7,11	
AVM 45-10 mm Celle 2.1	R-061-11	120	25,74	8,43	13,075
AVM 45-10 mm Celle 1.5.1	R-068-11	150	30,09	9,03	
AVM 10-5 mm Celle 2.1.4	R-062-11	190	41,94	10,84	
AVM 10-5 mm Celle 1.5.1	R-063-11	150	41,95	9,92	14,64
AVM 10-5 mm Celle 2.1	R-064-11	175	47,34	11,21	
AVM < 5 mm Celle 1.5.1	R-065-11	195			
AVM < 5 mm Celle 2.1	R-066-11	195	55,75	12,73	10,53
AVM < 5 mm Celle 2.1.4	R-067-11	196	54,39	11,21	
Odense Nord Miljøcenter		kg	kg	kg	kg
ONM > 45 mm	R-053-11	97	32,82	11,35	-
ONM 45-10 mm	R-054-11	126	26,86	10,44	-
ONM 10-5 mm	R-055-11	200	45,17	10,78	-
ONM < 5 mm	R-056-11	221	97,52	37,83	-



FIGUR 4-4 NEDDELING AF PRØVER AF SHREDDERAFFALD MODTAGET FRA ODENSE NORD MILJØ-CENTER VHA. MILEPRINCIPPET.

Delprøver af hver størrelsesfraktion til kemisk analyse og brændværdibestemmelse blev yderligere forbehandlet som beskrevet i Tabel 4-3.

TABEL 4-3 FORBEHANDLING AF PRØVER TIL KEMISK ANALYSE

Prøver	Beskrivelse af forbehandling af prøver
Prøver: > 45 mm og Prøver: 45-10 mm	Ved håndsortering blev metal og plast frasorteret, og vægten af materialerne bestemt. Ikke frasorteret materiale blev nedknust og klippet ned til en partikelstørrelse på < 10 mm og mængden blev reduceret ved riffelneddeling til 1-2 kg. Denne mængde blev yderligere nedknust til < 4 mm og der blev udtaget delprøver til kemiske analyser.
Prøver: 10-5 mm og prøver: < 5 mm	Prøvemængden blev riffelneddelt til 1,5 – 2 kg, og denne mængde blev nedknust til < 4 mm. Der blev udtaget delprøver til kemisk analyse.

4.4 KEMISK ANALYSE AF FRAKTIONERET SHREDDERAFFALD

Efter forbehandling blev der fra alle størrelsesfraktioner udtaget delprøver, som blev sendt til kemisk analyse. I Tabel 4-4 ses en oversigt over analyseprogrammet, og de anvendte analysemetoder er kort beskrevet. Bestemmelse af prøvernes brændværdi, indhold af Br, Cl, I, C, H og N er udført af FLSmidth. De øvrige kemiske analyser er udført af ALS i Sverige.

TABEL 4-4 OVERSIGT OVER KEMISK ANALYSEPROGRAM OG – METODER.

Parameter	Analysemetoder
Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Ba, Be, Cr, Mo, Nb, S, Sb, Sc, Sn, Sr, V, W, Y, Zr, Br, Cl, I	50-100 g prøve blev forasket ved 550°C. Asken blev formalet ned til < 50 µm og efterfølgende homogeniseret. Omkring 100 mg af asken blev opløst ved en lithiummetaborat-smeltning (1.000°C) og oplukket i fortyndet salpetersyre. Alle koncentrationer, der er opgivet, er omregnet og rapporteret som koncentrationer (mg/kg) af den oprindelige prøve
Al, Ca, K, Mg, Na, Ti, Nb, S, Sc, Sn, W, Zr, Y	Prøverne indeholdt metalstykker, som blev fundet på fri form i shredderaffaldet og frasorteret inden oplukning ved lithiummetaborat-smeltning. Metalstykkerne blev analyseret ved hjælp af ICP-AES efter oplukning med HNO ₃ /HF/HCl af hele metalstykker. Resultaterne blev omregnet og rapporteret som koncentrationer (mg/kg) af de oprindelige prøver
As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Omkring 20 g af prøverne (< 1 mm) blev formalet ved hjælp af en cryogenisk centrifugemølle til < 200 µm før udtagning af 0,5 g til analyse. 0,5 g af prøverne blev derefter oplukket i mikroovn med en blanding af HNO ₃ /HF/HCl i lukkede teflonbeholdere
PAH-16 EPA,	Analysen er foretaget i henhold til EPA 8270, ekstraktion med n-hexan/acetone (1:1) og kvantificering med GC-MS
PCB,	Analysen er foretaget i henhold til DIN 38407 part 2 - ekstraktion med acetone/hexan (1:1) og kvantificering med GC-MS
Kulbrinter,	Prøven er ekstraheret med pentan og kvantificering er foretaget med GC-FID
TOC	Analysen er foretaget i henhold til EN 13137
Br, Cl, I	Parametrene blev analyseret prøvemateriale < 200 µm (formalet ved hjælp af en cryogenisk centrifugemølle). 0,5 g prøve blev brændt af ved 550°C og sintret med Zn + NaCO ₃). Materialet blev opløst i demineraliseret vand, ionbyttet og bestemt ved ICP-SFMS
C, H og N	Analyse af CHN analyse foretages på et Elementar VarioMAX CHN instrument. Mængden af C, N og H i brændselsprøverne bestemmes ved oxiderende forbrænding af prøverne. Dette sker i forbrændingsrøret, der er pakket med CuO (kobberoxid) og korund-kugler. Her oxideres til CO ₂ , H ₂ O, NO _x , SO ₂ , SO ₃ samt andre flygtige gasser. Efterforbrændingsrøret indeholder CuO, der fungerer som katalysator, og dermed sikres det, at alle C-komponenter på gasform, såsom CH ₄ og CO, ligeledes oxideres til CO ₂ . I reduktionsrøret reduceres NO _x til N ₂ og alle uønskede gasser absorberes. Ved hjælp af en varmeledningsevnedetektor (thermal conductivity detector, TCD) måles mængden af N ₂ , CO ₂ og H ₂ O, der bliver ført til detektoren via bæregassen, He. Detektoren kan ikke skelne mellem komponenterne. Derfor adsorberes CO ₂ og H ₂ O på kolonner mens N ₂ føres igennem systemet fra reduktionsrøret til detektoren. Derefter opvarmes kolonnerne med hhv. CO ₂ og H ₂ O, og disse komponenter frigives til detektoren, hvor mængde C og H dermed også bliver målt. Prøvens indhold af komponenterne C, N og H bestemmes som % w/w af prøven.
Brændværdi	Brændværdianalysen foretages på et IKA C5000 Control kalorimeter, hvor kalorieværdien af et brændsel udtrykker den varmemængde, som udvikles af materialet (pr. vægt enhed), når materialet forbrændes fuldstændigt i en lukket beholder fyldt med oxygen. Analysebeholderen er termisk isoleret. Prøvens energiudvikling under forbrændingen bestemmes J/g af prøven.

Resultaterne af de gennemførte analyser er vedlagt i bilag C.

4.5 UDVASKNINGSFORSØG UDFØRT PÅ FRAKTIONEN MINDRE END 5 MM

For prøverne af størrelsesfraktionerne mindre end 5 mm fra de to deponeeringsanlæg blev der, ud over det i afsnit 4.4 nævnte analyseprogram, udført kolonneudvaskningsforsøg i henhold til DS/CEN/TS 14405. Forsøgene blev

udført med henblik på indledningsvis at vurdere muligheder for nyttiggørelses og gendeponering for fraktionerne mindre end 5 mm

Kolonneforsøgene blev udført i plexiglas-kolonner (10 cm i diameter, 35 cm længde), som blev pakket med 3200-3350 g materiale. Materialet var forbehandlet til en partikelstørrelse mindre end 4 mm. Kolonnernes fyldhøjde var 30 cm (se Figur 4-5). Destilleret vand blev tilført kolonnerne i en up-flow retning, og syv eluaterfraktioner blev opsamlet fra hvert system svarende til væske/faststofforhold (L/S) på: 0,1 l/kg, 0,2 l/kg, 0,5 l/kg, 1,0 l/kg, 2,0 l/kg, 5,0 l/kg og 10 l/kg. pH, ledningsevne og redoxpotentiale blev målt i eluaterne inden filtrering (0,45 µm filtre) og konservering. Eluaterne blev analyseret for Cl, SO₄, F, opløst organisk kulstof (NVOC), Ca, Mg, K, Na, Fe, Si, Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V og Zn. Analyse af eluaterne udført af Eurofins A/S. Akkrediterede testrapporter findes i bilag D.



FIGUR 4-5 KOLONNEUDVASKNINGSTEST UDFØRT PÅ FRAKTIONER AF SHREDDERAFFALD, SOM ER MINDRE END 5 MM.

5 Resultater

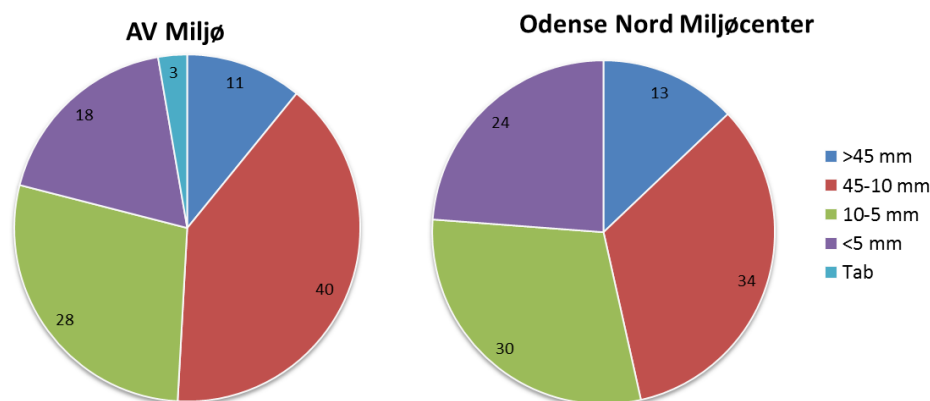
5.1 STØRRELSESFRAKTIONERING AF SHREDDERAFFALD

Tabel 5-1 viser en oversigt over mængderne af shredderaffald, som er opgravet og behandlet ved størrelsesfraktionering på Odense Nord Miljøcenter.

TABEL 5-1 OVERSIGT OVER MÆNGDER AF SHREDDERAFFALD OPGRAVET OG BEHANDLET VED STØRRELSESFRAKTIONERING PÅ ODENSE NORD MILJØCENTER

AV Miljø				
Opgravet mængde (kg)	135.000			
Fraktioneret mængde (kg)	91.130			
Fraktioner	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
Mængde fraktioner (kg)	9.904	36.468	25.615	16.681
Genfundet efter fraktionering I alt (kg)	88.668			
Balance (%)	97			
Odense Nord Miljøcenter				
Opgravet mængde (kg)	107.000			
Fraktioneret mængde (kg)	107.000			
Fraktioner	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
Mængde fraktioner (kg)	13.947	36.176	32.050	25.771
Genfundet efter fraktionering I alt (kg)	107.944			
Balance (%)	101			

De angivne mængder skal dog anvendes med en vis forsigtighed, idet shredderaffaldet fra opgravning og til størrelsesfraktionering lå i bunker på deponeeringsanlæggene, hvor det i den periode var udsat for en del regn. For shredderaffaldet fra Odense Nord Miljøcenter ses da også, at massebalancen efter fraktionering af materialet overstiger 100% (w/w), hvilket givetvis hænger sammen med, at affaldets vægt er forøget efter opgravning pga. af regnvand. Figur 5-1 viser den opnåede procentuelle vægtfordeling ved størrelsesfraktionering af shredderaffald fra hhv. AV Miljø og Odense Nord Miljøcenter



FIGUR 5-1 PROCENTUEL FORDELING (W/W %) AF DE ENKELTE STØRRELSESFRAKTIONER EFTER STØRRELSESFRAKTIONERING PÅ ODENSE NORD MILJØCENTER. FORDELINGEN ER BEREGNET PÅ BAGGRUND AF OPGRAVET MÆNGDE SHREDDERAFFALD.

Sammenlignes disse resultater med størrelsesfordelinger bestemt ved laboratorieforsøg af Ahmed et al. (2012a) ses, at finfraktionen (< 5 mm) i nærværende forsøg udgør en væsentlig mindre andel (18 – 24 %) end bestemt af Ahmed et al. (2012a), der fandt, at fraktionen < 4 mm udgjorde mellem 41 og 53%. Resultaterne, som er rapporteret af Ahmed et al. (2012a), er opnået på shredderaffald fra hhv. AV Miljø og Odense Nord Miljøcenter, og sammenligningsgrundlaget er derfor ideelt. Sammenlignes resultaterne for fraktionen 10–5 mm med resultater fra Ahmed et al. (2012a) ses også for den fraktion en vis afvigelse. I nærværende projekt blev det fundet, at fraktionen 10-5 mm udgjorde mellem 28 og 30% af den opgravede mængde, mens Ahmed et al. (2012a) fandt 14 – 17% i fraktionen 10 – 4 mm. For fraktioner over 10 mm fandt Ahmed et al. (2012a), at hhv. 32% og 42% udgjorde denne fraktion, hvor det i nærværende projekt blev fundet, at fraktionen udgjorde mellem 47 og 51%.

Resultaterne tyder på, at sigteprocessen, som er anvendt til fraktionering af det opgravede shredderaffald, ikke har været tilstrækkelig effektiv til at frasortere især den fine fraktion fra de øvrige størrelsesfraktioner. En af hovedårsagerne til dette er formentlig, at det opgravede shredderaffald var relativt vådt af regnvand, da det blev sigtet, og det er sandsynligt, at de fine partikler klæbede til de øvrige materialer. Dette blev endvidere understreget af, at der imod forventning ikke var støvproblemer i forbindelse med sigtningen.

5.2 RESULTATER AF KEMISK ANALYSE

Resultaterne af de kemiske analyser, som er udført på de enkelte størrelsesfraktioner, fremgår af Tabel 5-2 og Tabel 5-3.

Resultaterne tillader indledningsvis en vurdering af, om de enkelte størrelsesfraktioner af opgravet shredderaffald eventuelt ville kunne om-klassificeres fra farligt affald til ikke-farligt affald. Datagrundlaget er dog begrænset, idet der kun foreligger to resultater for hver størrelsesfraktion, og vurderingen bør derfor kun ses som en første indikation af en klassificering af de enkelte størrelsesfraktioner.

Sammenlignes indholdet af de enkelte stoffer med grænseværdier for indhold (også kaldet farlighedskriterium), som er bestemt ud fra de enkelte stoffers klassificering, ses, at indholdet af oliekomponenter med kulstofkædelængde fra C16 til C35 overstiger for samtlige prøver kriteriet for olie (smøreolie) på 0,1% (se Tabel 5-3). Det gælder under antagelse af, at det indhold af olie, som påvises ved analyse, er af samme type som smøreolie, for hvilken kriteriet på 0,1% er gældende.

Af Tabel 5-2 ses det endvidere, at for to af prøverne fra Odense Nord Miljøcenter overskrider indholdet af Pb farlighedskriteriet for indhold af *metallisk Pb*. Det skal dog nævnes, at Pb højest sandsynligt ikke udelukkende vil forekomme på metallisk form men også til en vis grad som oxider i disse materialer. Tages miljøfarekriterierne i betragtning vil indholdet af tungmetallerne Cu, Pb og Zn medføre en klassificering som farligt affald – se Tabel 5-2, hvor tal med rødt overskrider farlighedskriterierne og tal med blått overskrider miljøfarekriterierne for de enkelte stoffer.

For en enkelt prøve overskrider kriteriet for PCB på 50 mg/kg, når summen af PCB(7) multipliceres med en faktor 5 (MST 2011).

TABEL 5-2 INDHOLD AF UORGANISKE STOFFER I STØRRELSESFRAKTIONERET SHREDDERAFFALD
OPGRAVET FRA ODENSE NORD MILJØCENTER OG AV MILJØ.

ELEMENT	SAMPLE	Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
		R-053-11	R-054-11	R-055-11	R-056-11	R-108-11	R-109-11	R-106-11	R-107-11
TS	%	94,9	91,5	97,1	98	97	98	94	98
Aska 550°C	% TS	34,2	62	76	83	45	55	75	80
As	mg/kg TS	26,7	29	19	32	15	26	21	26
Ba	mg/kg TS	2480	4380	2750	2570	5940	4020	4790	4630
Be	mg/kg TS	0,47	0,47	0,59	0,684	0,30	0,36	0,73	0,61
Cd	mg/kg TS	9,47	14	11	14	18	43	38	42
Co	mg/kg TS	26	162	22	35	22	51	51	55
Cr	mg/kg TS	1190	1960	1970	2100	616	1290	1710	3240
Cu	mg/kg TS	8200	7600	9640	11200	9110	5510	56300	4580
Hg	mg/kg TS	2,35	3,61	1,7	2,3	2,6	4,88	4,2	3,3
Mo	mg/kg TS	51	176	129	172	37	77	145	234
Nb	mg/kg TS	6,5	10	10	14	5,5	72	11	12
Ni	mg/kg TS	178	262	233	342	437	460	538	529
Pb	mg/kg TS	1420	3620	7420	7040	1590	2940	2420	3380
Sc	mg/kg TS	0,79	1,7	2,2	1,9	1,2	1,5	2,2	2,3
Sn	mg/kg TS	57	140	70	116	45	161	325	248
Sr	mg/kg TS	180	356	314	114	441	550	692	748
V	mg/kg TS	42	64	88	65	31	50	90	73
W	mg/kg TS	20	80	40	40	31	30	40	40
Y	mg/kg TS	2,6	6,3	6,4	6,8	4,3	4,9	8,3	7,5
Zn	mg/kg TS	12300	17700	17500	22100	9570	17600	17900	17000
Zr	mg/kg TS	47	163	145	210	155	201	417	368
Br	mg/kg TS	95	218	186	71	72	66	108	128
I	mg/kg TS	2,6	2	1,5	1,8	1	1,8	1,4	1,2

TABEL 5-3 INDHOLD AF UDVALGTE ORGANISKE STOFFER I STØRRELSESFRAKTIONERET SHREDDER-AFFALD

ELEMENT	SAMPLE	Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
		R-053-11	R-054-11	R-055-11	R-056-11	R-108-11	R-109-11	R-106-11	R-107-11
TS_105°C	%	98	95,5	98,6	98,8	98,4	98,8	95,9	99,2
PCB 28	mg/kg TS	1,56	0,984	1,28	0,0048	5,09	1,92	0,989	1,02
PCB 52	mg/kg TS	1,19	0,951	1,16	0,0048	3,47	1,46	0,888	1,01
PCB 101	mg/kg TS	0,827	1,03	0,996	0,0043	1,68	0,94	0,655	0,856
PCB 118	mg/kg TS	0,614	0,965	0,864	0,0031	1,21	0,746	0,541	0,704
PCB 138	mg/kg TS	0,607	1,4	1,03	0,0043	1,13	0,787	0,588	0,826
PCB 153	mg/kg TS	0,378	0,769	0,582	0,0028	0,671	0,475	0,342	0,509
PCB 180	mg/kg TS	0,0906	0,226	0,213	0,002	0,224	0,174	0,199	0,198
PCB, summa 7	mg/kg TS	5,3	6,3	6,1	0,024	13	6,5	4,2	5,1
naftalen	mg/kg TS	0,922	0,34	0,578	0,131	0,5	0,348	0,477	0,291
fluoranten	mg/kg TS	6,11	3,81	3,68	0,787	14,6	1,11	1,12	1,19
pyren	mg/kg TS	7,55	4,5	4,34	1,07	16,6	1,33	1,38	1,47
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	1,76	1,43	1,52	0,977	6,73	1,17	1,16	1,45
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	1,48	0,811	1,03	0,456	3,91	0,37	0,504	0,734
bens(a)pyren	mg/kg TS	1,68	2,24	2,4	0,675	5,79	0,642	0,831	1,04
dibens(ah)antracen	mg/kg TS	0,248	0,179	0,263	0,14	0,699	0,111	0,123	0,232
benso(ghi)perylene	mg/kg TS	2,74	0,751	0,84	0,57	5,07	0,591	0,541	0,823
indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	1,03	0,635	0,908	0,619	3,79	0,538	0,534	0,771
PAH, summa 16	mg/kg TS	41	20	21	7,4	87	8,5	9,1	11
fraktion >C6-C10	mg/kg TS	35,5	37	22,2	16,7	219	28,4	33,6	21,7
fraktion >C10-C12	mg/kg TS	84,8	31,6	13,3	10,6	40,8	19	20,2	17
fraktion >C12-C16	mg/kg TS	727	260	165	42	319	99	119	66
fraktion >C6-C16	mg/kg TS	847	329	200	69,3	579	146	173	105
fraktion >C16-C35	mg/kg TS	28300	12700	3940	2240	38700	5450	6570	3640
Fraktion C6-C35	mg/kg TS	29147	13029	4140	2309	39279	5596	6743	3745
fraktion >C35-C40	mg/kg TS	8650	1830	743	476	5300	948	1030	812
TOC	% av TS	42,1	18,5	11,3	7,83	53,8	9,86	10,1	10,4

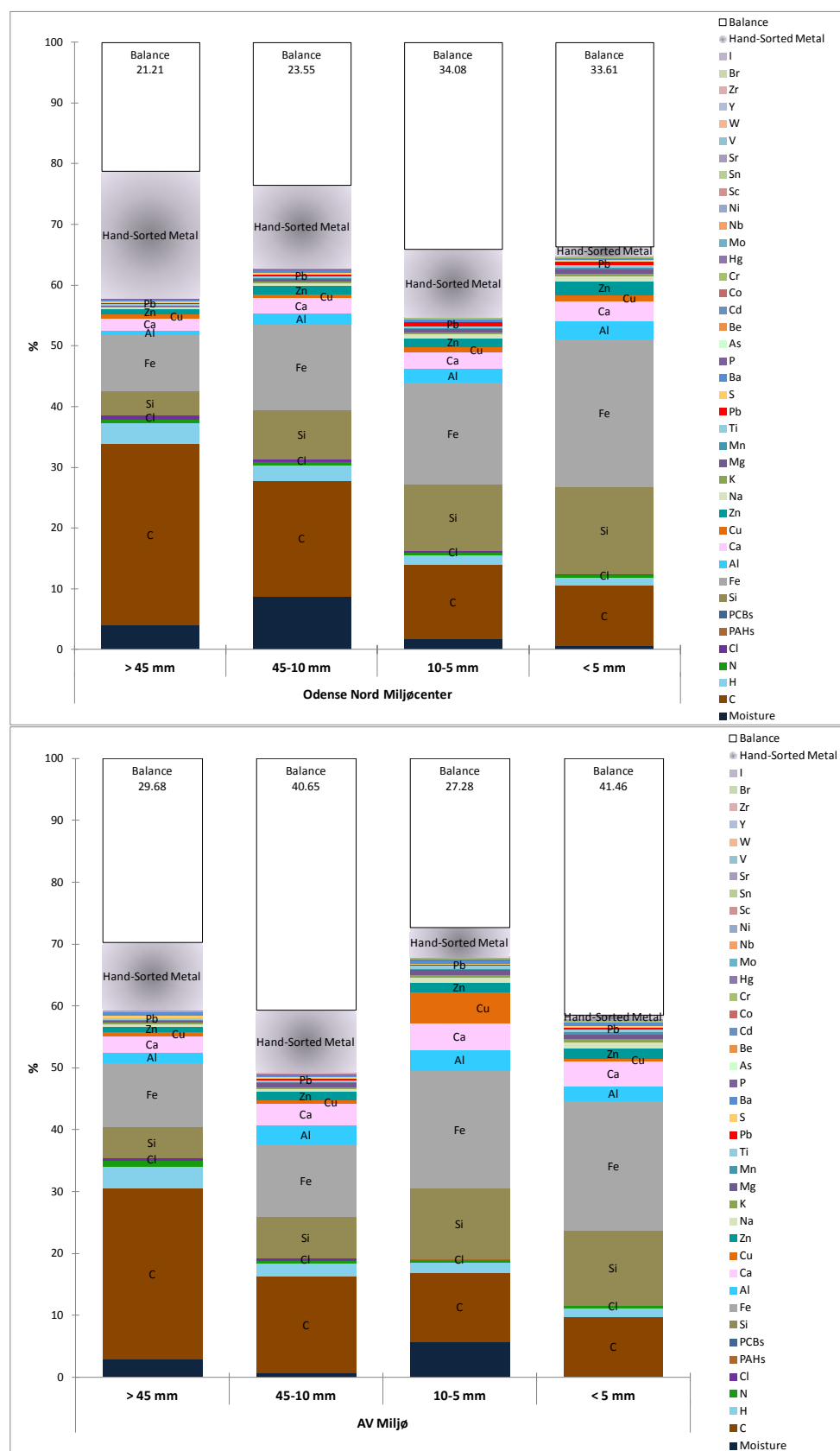
Resultaterne af de gennemførte analyser indikerer, at der sandsynligvis ikke er grundlag for at omklassificere en eller flere af fraktionerne af det opgravede shredderaffald. Den videre håndtering og behandling af de enkelte størrelsesfraktioner må derfor også ske under hensyn til, at fraktionerne sandsynligvis er klassificeret som farligt affald - med mindre, at de enkelte fraktioner behandles yderligere for at nedbringe især indholdet af olie.

En egentlig vurdering af klassificeringen af de enkelte fraktioner bør dog foretages på et bedre datagrundlag for det enkelte deponeringsanlæg, der måtte ønske at opgrave og behandle deponeret shredderaffald.

5.3 VURDERING AF RESSOURCEPOTENTIALE I SHREDDERAFFALD

Resultaterne af de kemiske analyser er vist i Figur 5-2, idet massebalancen, dvs. hvor stor en del af det samlede indhold det enkelte stof udgør udtrykt i vægtprocent, er vist. Inden analyserne er metal fraseret de enkelte fraktio-

ner (vist som ”handsorted metal”), og de kemiske analyser er udført på det resterende materiale.



FIGUR 5-2 MASSEBALANCEN FOR DE KEMISKE ANALYSER FOR DE FIRE STØRRELSESFRAKTIONER AF PRØVERNE FRA ODENSE NORD MILJØCENTER (ØVERST) OG AV MILJØ (NEDERST)

Figur 5-2 viser, at indholdet af kulstof falder med faldende størrelsesfraktion – dette stemmer overens med forventningen, idet indholdet af plast forventeligt findes som større partikler, mens de mindste partikler – støv – typisk udgøres af mineraler som 'sand', 'jord', glasstøv mm. Dette bekræftes endvidere af siliciumindholdet (typisk siliciumoxider fra sand), der stiger med faldende partikelstørrelse. Det fremgår endvidere, at jernindholdet stiger med faldende partikelstørrelse, men det må forventes, at jernet i højere grad er oxideret (rust) for de mindste partikelstørrelser, idet det store overflade/vægt-forhold for de mindste partikler fører til større grad af oxidation. Det eneste mængdemæssigt væsentlige stof, der ikke indgår i analyserne, er ilt, og det forventes, at iltindholdet i de kemiske forbindelser i prøverne udgør den manglende genfindning i massebalancen, Figur 5-2. Det ses, at den manglende genfindning stiger med faldende partikelstørrelse (mest udtalt for (Odense Nord Miljøcenter), hvilket bekræfter antagelsen om, at iltningensgraden er størst for de små partikelstørrelser. En yderligere forklaringsmulighed er, at vægtforholdet mellem 'cellulose' (papir, pap og træ) og plast i den organiske del af kulstoffet er større (relativt mere cellulose) for de mindste partikelstørrelser, fordi træmasse, pap og papir lettere bliver til små partikler/'støv', end plast gør. Denne antagelse er bekræftet af de tilsvarende analyser på et tidligere sæt prøver i Ahmed et al. (2012a).

Iltindholdet i de kemiske forbindelser findes forventeligt i uorganiske forbindelser som metaloxider, karbonater og sulfater samt i organiske forbindelser, altovervejende cellulose fra træ, pap og papir samt i mindre grad også lignin fra træ.

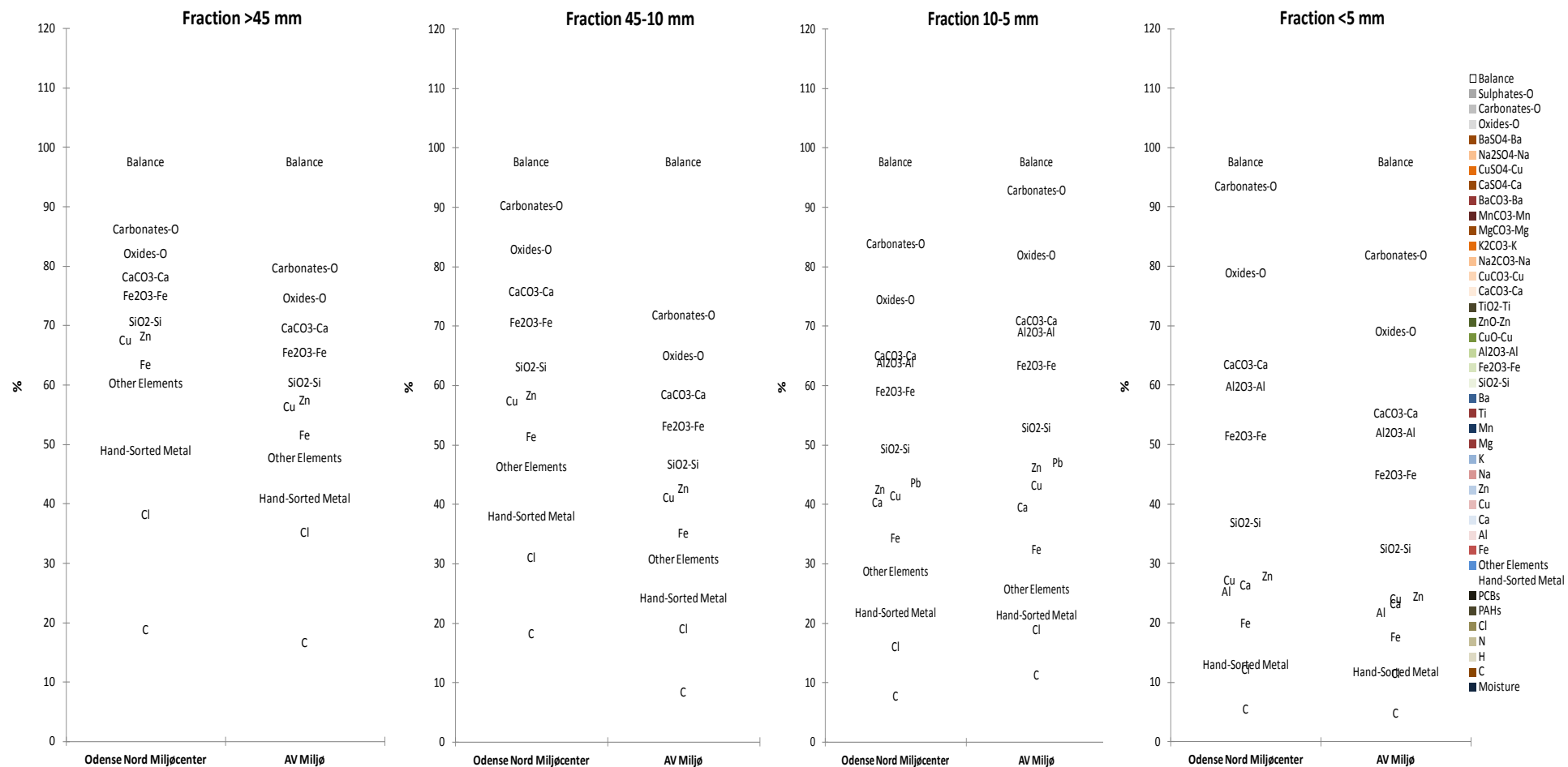
Baseret på erfaring fra branchens aktører (især H.J. Hansen) og på det tidligere studie af tilsvarende prøver (Ahmed et al., 2012a) har vi indledningsvis antaget en oxideringsgrad af metallerne i de forskellige størrelsesfraktioner, dvs. antaget i hvilken grad et givent metal findes som dets metaloxid eller som rent metal. Desuden har vi antaget, at svovlindholdet altovervejende findes som sulfat. Endelig har vi antaget, at en del af calcium (Ca), natrium (Na), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), kobber (Cu) og barium (Ba) findes som deres karbonater. Disse antagelser anvendes indledningsvis for at se, hvordan de dermed antagne forekomster af karbonat og sulfat vil influere på massebalancen. Tabel 5-4 viser antagelserne.

På grundlag af disse antagelser kan massebalancen nu opstilles, idet indholdet af ilt i metaloxider, karbonater og sulfater under disse antagelser fremgår af balancen, se Figur 5-3. Som figuren viser, udgør iltindholdet i de uorganiske forbindelser med disse antagelser en væsentlig del af shredderaffaldet, men massebalancen stemmer fortsat ikke helt, der refterer stadig en uforklaret delmængde af indholdet. Dette vil forventeligt udgøres af iltindholdet i organiske stoffer, især cellulose fra træ, pap og papir og i mindre grad også lignin fra træ. Dette iltindhold er herefter estimeret ud fra en integreret masse- og energibalance og vist i Figur 5-4. For nemhed skyld er hele det organiske iltindhold antaget at findes som cellulose, dette vil kun indebære en ubetydelig forskel i forhold til lignin-delen.

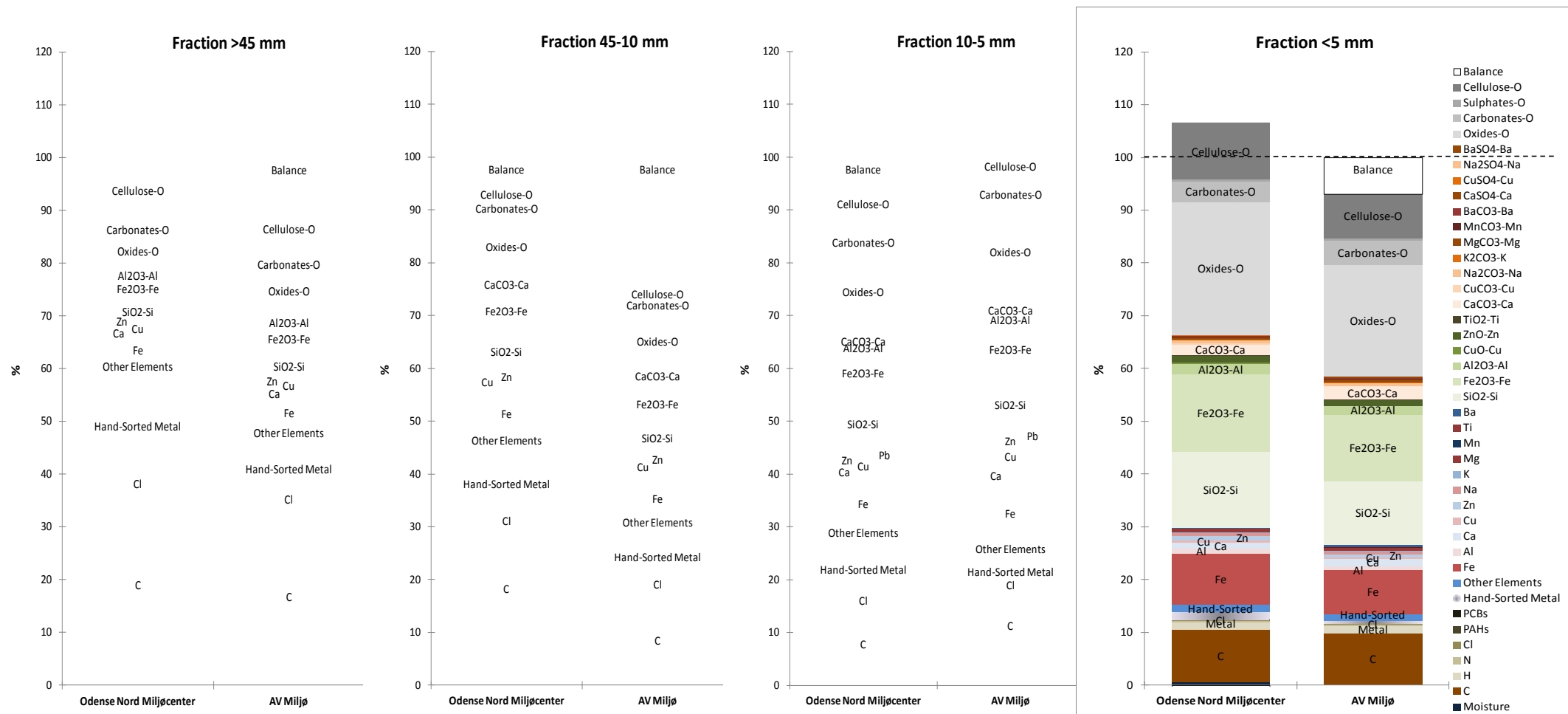
TABEL 5-4 ANTAGELSER OM METALLERS OXIDERINGSGRAD SAMT FOREKOMSTEN AF KARBONATER OG SULFATER

Fraktion	Element/ Forbindelse	Enhed	Si	Fe	Al	Ca	Cu	Zn	Na	K	Mg	Mn	Ti	Ba
>45 mm*	Oxid*	%	100	50	50									
	Karbonat*	%				50								
	Sulfat*	%												
45-10 mm	Oxid	%	100	50	50									
	Karbonat	%				50								
	Sulfat	%												
10-5 mm	Oxid	%	100	50	50									
	Karbonat	%				50	10							
	Sulfat	%					3							
<5 mm	Oxid	%	100	60	70		20	60					40	
	Karbonat	%				60	30		50	50	50	50		50
	Sulfat	%				5	5		5					5

*Antagelserne om fraktionerne større end 10mm gælder den resterende del efter fjernelse af det håndsorterede indhold



FIGUR 5-3 MASSEBALANCER FOR ALLE STØRRELSESFRAKTIONER FOR BÅDE ODENSE NORD MILJØ OG AV MILJØ. METALINDHOLDET ER NU OPDELT PÅ RENE METALLER, FX Fe, Al, Cu, Zn, OG METALDELEN AF METAL-OXIDER, FX Fe₂O₃-Fe, SOM ANGIVER FE-DELEN AF Fe₂O₃ (RUST). LIGELEDES ER ILTINDHOLDET I METALOXIDER VIST (OXIDES-O) OG I KARBONATER (CARBONATE-O) OG SULFATER (SULPHATE-O)



FIGUR 5-4 MASSEBALANCE FOR ALLE STØRRELSESFRAKTIONER FOR BÅDE ODENSE NORD MILJØCENTER OG AV MILJØ INKLUSIV ILTINDHOLD I BÅDE UORGANISKE STOFFER OG ORGANISKE STOFFER.

Den integrerede masse- og energibalance benytter dels viden om de forskellige fraktioners brændværdi, dels kulstofanalyserne og viden om plasts og celluloses brændværdi. Den opstilles som følger:

Den målte nedre brændværdi, LHV antages at stamme altovervejende fra organiske forbindelser, og alle andre forbindelser antages at bidrage uvæsentligt til den målte brændværdi. Som en yderligere forenkling antages organisk kulstof at findes enten som plast (kulbrinter) uden iltindhold eller som cellulose. Med denne forenkling kan en overordnet energibalance for prøven opstilles som:

$$Q_{\text{total}} \cdot \text{LHV}_{\text{analyseret}} = Q_{\text{plast}} \cdot \text{LHV}_{\text{plast}} + Q_{\text{cellulose}} \cdot \text{LHV}_{\text{cellulose}} \quad (1)$$

hvor Q_{total} , Q_{plast} og $Q_{\text{cellulose}}$ indikerer massen af den samlede prøve hhv. plastfraktionen hhv. cellulose fraktionen, og hvor $\text{LHV}_{\text{plast}}$ antages at være 42 MJ/kg mens $\text{LHV}_{\text{cellulose}}$ antages at være 18 MJ/kg.

Den overordnede kulstofbalance udtrykkes, med en forenkling, som:

$$C_{\text{analyseret, total}} = C_{\text{cellulose}} + C_{\text{plast}} + C_{\text{karbonat}} \quad (2)$$

Med de tidligere viste estimater af karbonatindhold og analyserne af total kulstof kan C_{plast} udtrykkes som en funktion af $C_{\text{cellulose}}$, og idet den støkiometriske sammensætning af cellulose og plast antages at være $[\text{C}_6(\text{H}_2\text{O})_5]_n$ hhv. $[\text{C}_n\text{H}_{2n}]$, kan mængderne af cellulose og plast findes fra det tilsvarende kulstofindhold i cellulose og plast. Fra den støkiometriske sammensætning af cellulose kan iltindholdet i cellulose dernæst findes.

Figur 5-4 viser de hermed estimerede indhold af ilt i cellulose, og det fremgår, at dette i de fleste tilfælde udgør en væsentlig del af massebalancen. Det fremgår også, at denne sidste inkludering af iltindholdet i cellulose for mange prøver medfører, at massebalancen kommer til at stemme relativt godt. Med de usikkerheder, der er på de kemiske analyser, må balancen for især prøverne fra Odense Nord Miljøcenter siges at stemme særdeles godt, og en implikation af dette er, at estimaterne af metallernes oxideringsgrad i nogen grad er eftervist af denne massebalance. Dette giver både estimaterne og analyserne som sådan en høj grad af troværdighed. For prøverne fra AV Miljø er der i alle tilfælde en væsentlig manglende genfinding. Dette kan dels skyldes usikkerhed på analyser (både de kemiske analyser og brændværdi) eller, at antagelserne om oxideringsgrad af metallerne ikke er god for disse prøver. Sidstnævnte er imidlertid ikke den mest sandsynlige forklaring på den manglende genfinding, for selv hvis vi antager 100 % oxidering af metallerne, vil der fortsat være en manglende forklaringsgrad i massebalancen, jfr. Tabel 5-5. Denne tabel viser de antagelser af oxideringsgrad, der for hver enkelt størrelsesfraktion, vil give den bedste overensstemmelse af massebalancen.

TABEL 5-5 JUSTERING AF ANTAGELSERNE OM METALLERNES OXIDERINGSGRAD MED HENBLIK PÅ AT OPNÅ BEDST MULIG OVERENSSTEMMELSE AF MASSEBALANCEN

Prøve			Størrelsesfraktion			
			> 45 mm	45 – 10 mm	10 – 5 mm	< 5 mm
Odense Nord Miljøcenter	Fe oxidering	%	40	100	75	10
	Al oxidering		40	100	75	20
Odense Nord Miljøcenter	Opnået forklaringsgrad	%	99.97	98.70	99.87	99.89
AV Miljø	Fe oxidering	%	100	100	30	100
	Al oxidering		100	100	30	100
AV Miljø	Opnået forklaringsgrad	%	95.39	79.11	99.73	97.29

Tabellen viser som nævnt, hvilken antagelse om metallernes oxideringsgrad, der ville give den bedste forklaringsgrad af massebalancen. Men dataene skal ikke fortolkes sådan, at denne oxideringsgrad dermed er den 'rigtige' eller mest sandsynlige. Dertil er usikkerheder ved prøvetagning og analyse for større, og viden om metallernes oxidering fra de håndsorterede prøver viser, at en fuld oxidering ikke er den rigtige antagelse, der er væsentlige mængder rent metal i alle prøver. Hvad tabellen derimod viser er, at uoverensstemmelsen af massebalancen for AV Miljø prøverne ikke alene kan forklares ved forkerte antagelser om oxideringsgrad. Det er ikke muligt på det foreliggende grundlag at afgøre nærmere, hvad der er årsag til uoverensstemmelsen af massebalancen.

Samlet set vurderes det, at jern og aluminium findes med omkring halvdelen som rene metaller og halvdelen som oxider i størrelsesfraktionerne større end 5 mm, mens de øvrige metaller formentlig primært forekommer som rene metaller. Oxideringsgraden af alle metaller er større i den mindste fraktion (< 5 mm).

5.4 RESSOURCEVÆRDIER GENVUNDET FRA FRAKTIONERET SHREDDERAFFALD

5.4.1 Resultater af håndsorteringsforsøg

Tabel 5-6 viser en oversigt over de gennemførte håndsorteringsforsøg, som primært havde til formål at udsortere metal og plast. Håndsorteringsforsøgene blev gennemført på delprøver af fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm, idet det kun er muligt for meget trænede personer at frasortere metal med partikelstørrelse mindre end 10 mm. Håndsorteringen blev gennemført af DHI og AV Miljø. Hos AV Miljø blev delprøver fra de tre prøvetagningssteder, som repræsenterer forskellige tidsperioder, håndsorteret. Hos DHI blev blandprøver, som repræsenterer alle prøvetagningssteder for hhv. Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø håndsorteret. Figur 5-5 viser billeder af de håndsorterede materialefraktioner fra et af forsøgene på AV Miljø.



FIGUR 5-5 BILLEDER AF HÅNSORTERET MATERIALE FRA SHREDDERAFFALD – PARTIKELSTØRRELSEN ER 45-10 MM (CELLE 1.5.1, R-168-11)

TABEL 5-6 RESULTATER AF HÅNDSORTERINGSFORSØG MED SHREDDERAFFALDSPRØVER (> 45 mm, 45-10 mm). ALLE VÆRDIER ER OPGIVET I % (w/w).

	Odense Nord Miljøcenter		AV Miljø							
DHI nr.	R-053-11 ¹	R-054-11 ¹	R-058-11 ³	R-069-11 ³	R-057-11 ³	R-108-11 ²	R-068-11 ³	R-60-11 ³	R-061-11 ³	R-109-11 ²
Størrelsesfraktion (mm)	> 45 mm	45-10 mm	> 45 mm	> 45 mm	> 45 mm	> 45 mm	45-10 mm	45-10 mm	45-10 mm	45-10 mm
Tidsperiode	2001-2010	2001-2010	1989-2000	2000-2004	2005-2009	1989-2009	1989-2000	2000-2004	2005-2009	1989-2009
Metal	20	13	11,4	10,2	11,4	11	4,2	6,9	8,8	10
Metal, der hænger sammen med andet materiale	-	-	2,3	23,3	6,9	-	2,9	4,6	9,9	-
Ledninger	-	-	0,8	1,1	1,3	-	1,2	1,7	2,5	-
Plast	26	21	28,2	25,9	38,2	22	13,7	19,1	22,5	17
Rest	-	-	57,3	39,5	42,2	-	78,1-	67,6	56,3	-

¹Fraktioneret shredderaffald, sammensatte prøver, der repræsenterer perioden 2001-2010. Prøverne blev håndsorteret på DHI; ²Blandprøver af delprøver fra de tre tidsperioder. Prøverne er håndsorteret på DHI; ³Prøverne er håndsorteret af AV Miljø

5.4.2 Metal

Metalgenvinding fra håndsorteringsforsøg

For shredderaffald fra Odense Nord Miljøcenter blev hhv. ca. 20% og 13% af fraktionerne >45 mm og 45-10 mm sorteret fra som "metal" (se Tabel 5-6). Disse tal svarer tilsammen til 15% af fraktionerne >10 mm eller 7% af det opgravede shredderaffald. Tilsvarende blev hhv. 11% og 10% frasorteret som "metal" i fraktionerne >45 mm og 45-10 mm fra AV Miljø, svarende til 12% af fraktionerne >10 mm eller ca. 6% af det opgravede shredderaffald. Resultaterne fra håndsorteringsforsøgene var i rimelig god overensstemmelse med de resultater, der blev opnået af Ahmed et al. (2012a), som noterede 16-35% og 7-29% "metal" i fraktioner større end 10 mm fra hhv. Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø. Hos AV Miljø blev prøver af shredderaffaldet udtaget fra de tre tidsperioder håndsorteret. Imod forventning tyder resultaterne ikke på, at det ældste af affaldet har et højere indhold af metal end det nyere affald. For fraktionen 45-10 mm viser resultaterne derimod, at metalandelen er højere i prøverne fra 2005-2009 end i ældre prøver (se Tabel 5-6).

Metalgenvinding hos STENA Recycling A/S

I alt 38.130 kg størrelsesfraktioneret shredderaffald blev modtaget hos STENA. Heraf blev 14.300 kg behandlet i metalsorteringsanlægget (se Tabel 5-7).

Ved håndsortering blev der fundet ca. 11% "metal" i fraktionen > 45 mm fra AV Miljø, mens ca. 17% "metal" blev genvundet under den mekaniske sortering af samme fraktion på STENA (Tabel 5-7). Det tyder således på, at sorteringseffektiviteten for den mekaniske genvindingsproces er høj, hvad angår > 45 mm fraktionerne. For fraktionen 45 – 10 mm blev godt halvdelen af det potentielt tilstedeværende metal (fundet ved manuel sortering) genvundet ved den mekaniske proces, dvs. 6% genvundet mekanisk imod ca. 10% fundet ved manuel sortering (Tabel 5-6). Resultaterne for 45-10 mm fraktionen bør dog anvendes med en vis forsigtighed, da kun omkring 400 kg af denne fraktion blev behandlet i den mekaniske proces, da den øvrige prøvemængde som tidligere nævnt gik tabt.

TABEL 5-7 RESULTATER AF METALGENVINDING FRA STØRRELSESFRAKTIONERET SHREDDERAFFALD UDFØRT PÅ STENA

Fraktion (mm)	Modtaget (kg)	Behandlet (kg)	Genvinding i forskellige processer (%)			
			Metaller-magnetisk	Metaller-blandet ¹	Al	SSE-metal ²
>45	10.790	10790	11,9	-	3,4	1,6
45-10	Ca. 400	400	-	6,3	-	-
5-10	15.740	1400	-	1,5	-	-
< 5	11.100	1640	-	-	-	-
Total	38130	14330				

¹ Blandede metaller: Al, Cu, rustfrit stål, Pb, Zn og messing; ² SEE-metal: hovedsagelig Cu, messing, rustfrit stål og Pb

Materialgenvinding hos H.J. Hansen Genvindingsindustri A/S

H.J. Hansen modtog 60.720 kg shredderaffald bestående af følgende fraktioner: ONM > 45 mm, ONM 45-10 mm og ONM 10-5 mm, som var blandet sammen. Hos H.J. Hansen blev den samlede mængde på 60.720 kg shredderaffald behandlet i materialesorteringsanlægget. Efter behandling blev alle fraktionerne vejjet, og den samlede massebalance blev opgjort.

Tabel 5-8 giver en oversigt over mængder af materialer udvundet fra shredderaffaldet ved behandling. Materialerne er udsorteret i 14 forskellige materia-

lefraktioner. Resultaterne er for hver materialefraktion givet som både genvundet mængde og i procent af hhv. total indført mængde og total genvundet mængde. En mere detaljeret opgørelse af genvindingsmængder fra forskellige operationer findes i bilag E.

Som det fremgår af Tabel 5-7, ses der at være en relativ stor forskel i mængder af det indkommende materiale og summen af genvundet materialer; i alt ca. 10.500 kg svarende til, at 17% mangler at blive redegjort for. En mulig forklaring på tabet af materiale i processen kunne være, at finpartikulært materiale fra affaldet ”klistrer” til sorteringsudstyret. Dette kunne skyldes, at affaldet havde et højt fugtindhold, og at partikelstørrelsesfraktioneringen på Odense Nord Miljøcenter ikke har været tilstrækkelig effektiv (netop pga., at materialet var fugtigt). Ifølge H.J. Hansen, blev det da også fundet, at ca. 18.200 kg (svarende til 30% af det indkommende materiale) kunne passere igennem en 6 mm sigte. Dette resultat syntes at være højt, da materialet allerede forinden var blevet sigtet på Odense Nord Miljøcenter, hvor ca. 24% af det oprindeligt udgravede materiale blev fundet at have en partikelstørrelse på < 5 mm og derfor var blevet frasorteret inden forsendelse til H.J. Hansen. Lægges tallene for de to fraktioner (hhv. < 5 mm og < 6 mm) sammen findes, at finfraktionen (< 5-6 mm) udgør 41% (w/w) af det oprindeligt udgravede shredderaffald. Til sammenligning rapporterede Ahmed et al. (2012a), at 36-53% (baseret på tør vægt) af shredderaffaldet fra Odense Nord Miljøcenter var < 4 mm, hvilket er i god overensstemmelse med de 41%.

Af Tabel 5-8 fremgår det, at 4069 kg jern blev genvundet hos H.J. Hansen, svarende til 6,7% af den modtagne mængde shredderaffald.

TABEL 5-8 OPSUMMERING AF RESULTATER OPNÅET VED BEHANDLING AF SHREDDERAFFALD (FRAKTIONERNE > 45 MM, 45-10 MM OG 10-5 MM) I MATERIALESORTERINGSANLÆG HOS H.J. HANSEN.

	Input	Output	Balance
Mængde (kg)	60720	50221	-10499 ¹
% af input		82.7	-17.3 %
% af output		99.0	-1 ²
Mængde af materialefraktioner genvundet fra processtrømmen			
Parameter	Genvundet (kg)	% af input i anlægget	% af output fra anlægget
Fe	4069	6.7	8.1
Non-ferrous	1551	2.6	3.1
Dåser	31	0.1	0.1
Elektronik	1273	2.1	2.5
Al	161	0.3	0.3
Cu	118	0.2	0.2
Messing	260	0.4	0.5
Træ	5131	8.5	10.2
Plast	8134	13.4	16.2
Gummi	2379	3.9	4.7
Skum	499	0.8	1.0
Andet	7142	11.8	14.2
Uorganisk	1933	3.2	3.8
Glas	238	0.4	0.5
Restfraktion	17302	28	34

¹ MASSEBALANCE TYDER PÅ ET TAB PÅ 10.499 KG: SE TEKST FOR FORKLARING; ² ALLOKERET TIL EKSTRA PROCESFRAKTION, SOM IKKE ER MEDTAGET I DETTE PROJEKT

Der blev genvundet 3394 kg ikke-magnetiske metaller (en blanding af ikke-magnetisk, dåser af Al, elektronik, Cu og messing), svarende til 5,6% af den samlede mængde materiale modtaget til oparbejdning. Ved en sammenlægning af både magnetiske og ikke-magnetiske metaller udgjorde disse fraktioner 12-15% af den totale behandlede mængde hos H.J. Hansen. Omregnet til den

totale mængde udgravet materiale blev ca. 9% genvundet som ”metaller” ved at anvende eksisterende teknologi. Ved håndsorteringsforsøg af shredderaffaldsfraktionerne > 45 mm og 45-10 mm blev det fundet, at disse fraktioner indeholdt ca. 7% metaller af den samlede opgravede mængde.

5.4.3 Plast

Det fremgår af Tabel 5-6, at henholdsvis 26% og 21% blev frasorteret som plast ved håndsortering af fraktionerne >45 mm og 45-10 mm fra Odense Nord Miljøcenter. Disse tal svarer tilsammen til 22% af materialet >10 mm. Tilsvarende var indholdet af plast henholdsvis 22% og 17% i fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm fraktionerne i shredderaffaldet fra AV Miljø. Dette svarer til, at 18% af materialet > 10 mm i prøver fra AV Miljø er plast. Resultaterne stemmer overens med, hvad Ahmed et al. (2012a) fandt ved lignende forsøg (18 – 33% plast i fraktionen > 10 mm).

Ved mekaniske sortering hos H.J. Hansen blev i alt 8.134 kg ”plast” genvundet (se Tabel 5-8), svarende til 13% af input materialet. Omregnet til den totale mængde udgravet materiale svarer dette til, at omkring 10% (w/w) plast kan udvindes fra det opgravede affald.

Hvorvidt det kan betale sig at genvinde plast fra det opgravede shredderaffald afhænger helt og holdent af, om det kan lade sig gøre at afsætte materialet til videre oparbejdning. Det har ikke været muligt at få en nærmere vurdering af kvaliteten af det plast, som blev genvundet fra det deponerede affald. Figur 5-6 viser billeder af plast frasorteret ved håndsortering. H.J. Hansen udsorterer idag en plastfraktion ved deres proces, som afsættes til genanvendelse.



FIGUR 5-6 PLAST FRASORTERET VED HÅNDSORTERING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD > 45 MM FRA HHV. AV MILJØ (R-108-11) OG ODENSE NORD MILJØCENTER (R-053-11).

5.4.4 Energi

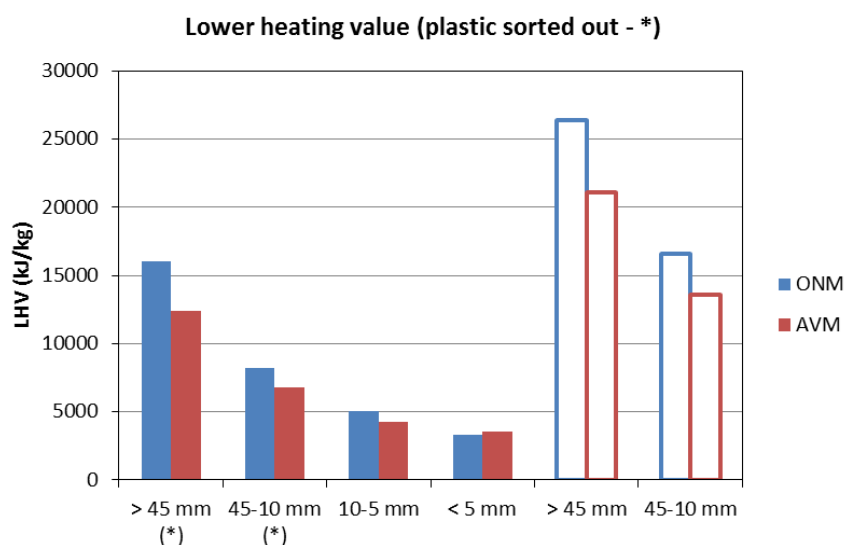
Frasortering af plast har betydelige konsekvenser for shredderaffaldets brændværdi, og energipotentialet i shredderaffald kan derfor diskuteres ud fra to forskellige scenarier baseret på om plast genvindes som materialefraktion eller ej.

Resultaterne af brændværdibestemmelserne er for hver størrelsesfraktion vist i Tabel 5-9 og Figur 5-7. Brændværdibestemmelsen blev for fraktionerne > 45 mm og 45 – 10 mm bestemt på prøver, hvor plast er sorteret fra. Den øvre brændværdi angiver den (totale) kemiske energi i affaldet per afbrændt mængde. Den nedre brændværdi angiver den mængde energi, der vil kunne udnyttes og er derfor altid mindre end den øvre brændværdi.

TABEL 5-9 RESULTATER AF BESTEMMELSER AF BRÆNDVÆRDI FOR SHREDDERAFFALD OPDELT I PARTIKELSTØRRELSFRAKTIONER VED SIGTNING PÅ ODENSE NORD MILJØCENTER. FOR FRAKTIONERNE > 45 MM OG 45-10 MM ER PLAST SORTERET FRA INDEN ANALYSE.

		Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
Øvre brændværdi	kJ/kg	18.037	10.131	5.553	3.665	13.787	7.398	5.027	3.842
Nedre brændværdi	kJ/kg	17.026	9.435	5.150	3.368	12.888	6.881	4.643	3.540

Antages det, at plast ikke frasorteres inden energiudnyttelse, kan brændværdien af fraktionerne estimeres under antagelse af, at plast har en gennemsnitlig brændværdi på 40 MJ/kg (Christensen, 1998). For fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm ses det at have væsentlig betydning om plast frasorteres eller ej (Figur 5-7).



FIGUR 5-7 NEDRE BRÆNDVÆRDI AF SHREDDERAFFALD OPDELT I PARTIKELSTØRRELSFRAKTIONER. (*) INDIKERER AT PLAST ER FRASORTERET INDEN ANALYSE, MENS DE ÅBNE KOLONNER VISER EN TEORETISK BEREGET BRÆNDVÆRDI UNDER ANTAGELSE AF AT PLAST ER INKLUDERET MED EN Gennemsnitlig brændværdi på 40 MJ/kg.

Det ses af resultaterne i Tabel 5-9, at selv efter frasortering af plast er den nedre brændværdi i fraktionerne > 45 mm og 45 – 10 mm bestemt til mellem 13-17 og 6,8-9,4 MJ/kg, hvilket er gunstigt for energiudnyttelsen ved en termisk proces som f.eks. pyrolyse eller ved afbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg. Til sammenligning varierer den nedre brændværdi i dansk husholdningsaffald mellem 8 og 12 MJ/kg. Såfremt plast ikke sorteres fra disse fraktioner estimeredes den nedre brændværdi til hhv. 21-26 MJ/kg og 13-17 MJ/kg for fraktionerne > 45 og 45-10 mm.

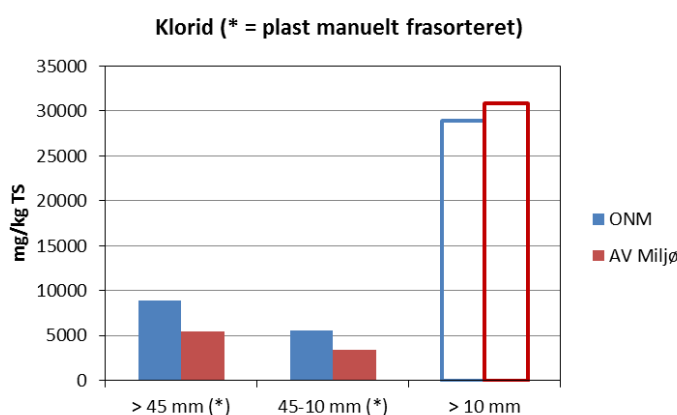
For fraktionerne 10-5 mm blev den nedre brændværdi bestemt til omkring 5 MJ/kg for shredderaffald fra både Odense Nord Miljøcenter og AV-Miljø. Disse værdier er væsentligt lavere end rapporteret af Ahmed et al. (2012b), som fandt brændværdier for 10-4 mm fraktionen på mellem 12 og 17 MJ / kg. Derimod stemte brændværdien for finfraktionen (> 5 mm) godt overens med resultater rapporteret for < 1 mm fraktionen af Ahmed et al., (2012b). En manglende effektiv frasortering af finfraktionen i materialet mellem 10-5 mm er formentlig en væsentlig forklaring på, at brændværdien for denne fraktion i nærværende projekt er betydeligt lavere end tidligere bestemt.

I forhold til at udnytte shredderaffaldets energipotentialer ved en termisk proces indeholder shredderaffald nogle elementer, som kan være kritiske både i relation til tekniske og miljømæssige forhold – afhængigt af hvilken proces der er tale om.

Et af de tekniske problemer, som tidligere er identificeret (MST, 1997), er affaldets høje indhold af klor og tungmetaller, som kan bidrage til dannelsen af hårde belægninger på kedeloverflader og potentielt medvirke til korrosion af udstyret. I slutningen af 1980'erne og i begyndelsen af 1990'erne blev der udført en række forsøg med forbrænding af mere eller mindre raffineret shredderaffald, herunder også forbrænding sammen med andet affald (mellem 20 – 50% shredderaffald) (MST 1997). I forbindelse med forsøgene, især i tilfælde hvor der er forbrændt en høj andel af shredderaffald over en længere forsøgsperiode, har man kunnet konstatere driftsmæssige udfordringer i form af dannelse af belægninger. Dette har formentlig medført, at shredderaffald blev anset for at være brændbart, men ikke forbrændingseget. Da affaldet samtidig kunne deponeres uden problemer, var der ikke incitament til at udvikle og optimere forbrændingsprocessen med henblik på energiudnyttelse.

På Amagerforbrænding blev der i 2011 gennemført et forsøg med forbrænding af en oparbejdet fraktion af shredderaffald (affald danmark, 2011). Shredderaffaldet blev blandet med andet brændbart affald (ca. 12% shredderaffald). Forsøgene blev udført over 2 uger, og der blev ikke konstateret driftsmæssige problemer i perioden. Der gennemføres pt. også andre udviklingsprojekter under den Miljøteknologiske handlingsplan, som har til formål at udvikle termiske processer til behandling af shredderaffald med henblik på optimal ressourceudvinding.

Resultater af de kemiske analyser gennemført i dette projekt har vist, at indholdet af klor i shredderaffald kan nedbringes betydeligt ved frasortering af plast. Ved håndsortering blev plast sorteret fra fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm. Indholdet af klor i disse fraktioner lå på mellem 3 og 9 g/kg, mens Ahmed et al. (2012a) fandt, at indholdet i fraktionen > 10 mm var omkring 30 g/kg (se Figur 5-8). Resultaterne her taler for at frasortere plast inden energiudnyttelse for dermed at reducere risikoen for dannelser af belægninger og korrosion.



FIGUR 5-8 INDHOLD AF KLORID I FRAKTIONERNE > 45 MM OG 45-10 MM EFTER FRASORTERING AF PLAST. TIL SAMMENLIGNING ER RESULTATER FOR KLOR I FRAKTIONEN > 10 MM INKLUSIV PLAST (RESULTATER FRA AHMED ET AL., 2012A).

Også de miljømæssige forhold skal tages i betragtning ved vurdering af, om shredderaffald, eller fraktioner heraf er egnet som input til termiske processer. Her er tungmetallerne og klor igen problematiske stoffer, men også andre stoffer som f.eks. PCB kan udgøre et miljømæssigt problem.

Analyserne af PCB i de enkelte fraktioner viste i dette projekt for en enkelt prøve, at indholdet af PCB¹ oversteg 50 mg/kg, hvilket stiller ekstra krav til temperaturforholdene i den termiske proces.

Analyserne af sporelementer/tungmetaller i de enkelte fraktioner viste ikke tydeligt (som ellers forventet), at indholdet af sporelementer/tungmetaller var højest i fraktionerne med de mindste partikelstørrelser. Men da især < 5 mm fraktionen ikke synes at have et betydeligt energiudnyttelsespotentiale, vil det alligevel være fornuftigt at frasortere denne fraktion for at mindske belastningen med tungmetal i den termiske proces.

Flere undersøgelser har vist, at forbrænding af shredderaffald påvirker restprodukternes indhold af sporelementer/tungmetaller (affald danmark 2011, MST, 1997), men det kan ikke umiddelbart afgøres ud fra de foreliggende undersøgelser om indholdet og udvaskeligheden af sporelementerne/tungmetallerne stiger til et niveau, hvor det kan siges at have en uacceptabel miljømæssig påvirkning. Dette bør belyses yderligere, idet der bør gennemføres egentlige risikovurderinger baseret på f.eks. scenarier for nyttiggørelse og deponering af restprodukterne.

5.5 BEHANDLINGSREST (FRAKTION < 5 MM)

Konceptet for størrelsesfraktionering af deponeret shredderaffald blev opstillet i en forventning om, at fraktionen bestående af de fineste partikler dvs. < 5 mm formentlig ikke vil indeholde betydelige ressourcer i form af materialefraktioner eller energi. Resultaterne af de kemiske analyser og massebalancer (se afsnit 5.2) kunne dog tyde på, at fraktionen indeholder frie metaller, som kan udgøre en værdi. Forsøg på at udvinde metalressourcer i et eksisterende shredder anlæg viste dog, at det med den teknologi der pt. anvendes i Danmark ikke er muligt at frasortere metalfraktionerne (se afsnit 5.4).

Brændværdierne for fraktionerne < 5 mm var som forventet lave, og energiudnyttelsespotentialet fra disse fraktioner er derfor tilsvarende lavt. I kombination med et relativt højt metalindhold i fraktionerne < 5 mm vil dette gøre materialet uegnet til forbrænding.

Genvinding af ressourcer fra "restfraktion" (< 5 mm) er på nuværende tidspunkt hverken teknisk eller økonomisk muligt i Danmark, og denne fraktion af shredderaffaldet vil derfor enten skulle nyttiggøres til andet formål eller gendeponeres.

Nyttiggørelse af fraktionen < 5 mm ville kræve en særskilt tilladelse efter miljøbeskyttelseslovens § 19, hvilket da næppe vil være relevant, da fraktionerne < 5 mm ikke uden yderligere behandling vil kunne omklassificeres til ikke-farligt affald. Den mest oplagte håndteringsform for restfraktionen < 5 mm vil derfor umiddelbart være gendeponering. Det kunne dog overvejes, om der i udlandet findes en egnet teknologi til udsortering af metal fra finfraktionen, eller om fraktionen eventuelt skal oplagres på deponeringsanlæggene, indtil egnet teknologi bliver tilgængelig i Danmark.

I forhold til vurderingen af, om det er muligt at gendeponere shredderfraktionerne < 5 mm, er det ikke entydigt klart, om denne fraktion af affald skal betragtes som en ny affaldstype, eller om materialet blot kan indbygges i deponi-

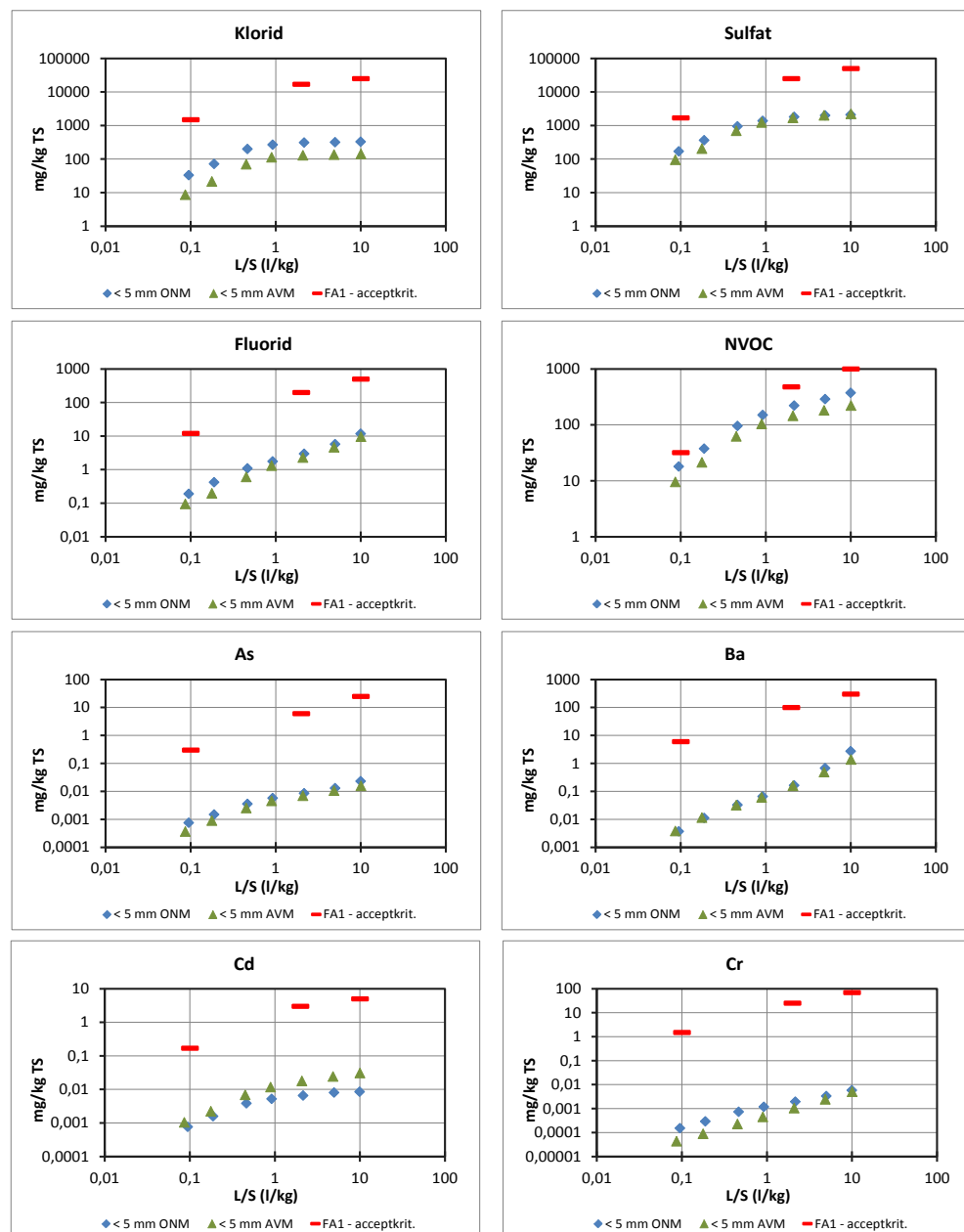
¹ Miljøstyrelsen har foreskrevet, at PCB-grænseværdien på 50 mg/kg skal bestemmes som sum af 7 kongenere gange faktor 5 (MST, 2011)

et, hvis sorteringen foregår på deponeringsenheden. Dette vil blive yderligere diskuteret i afsnit 6.2.

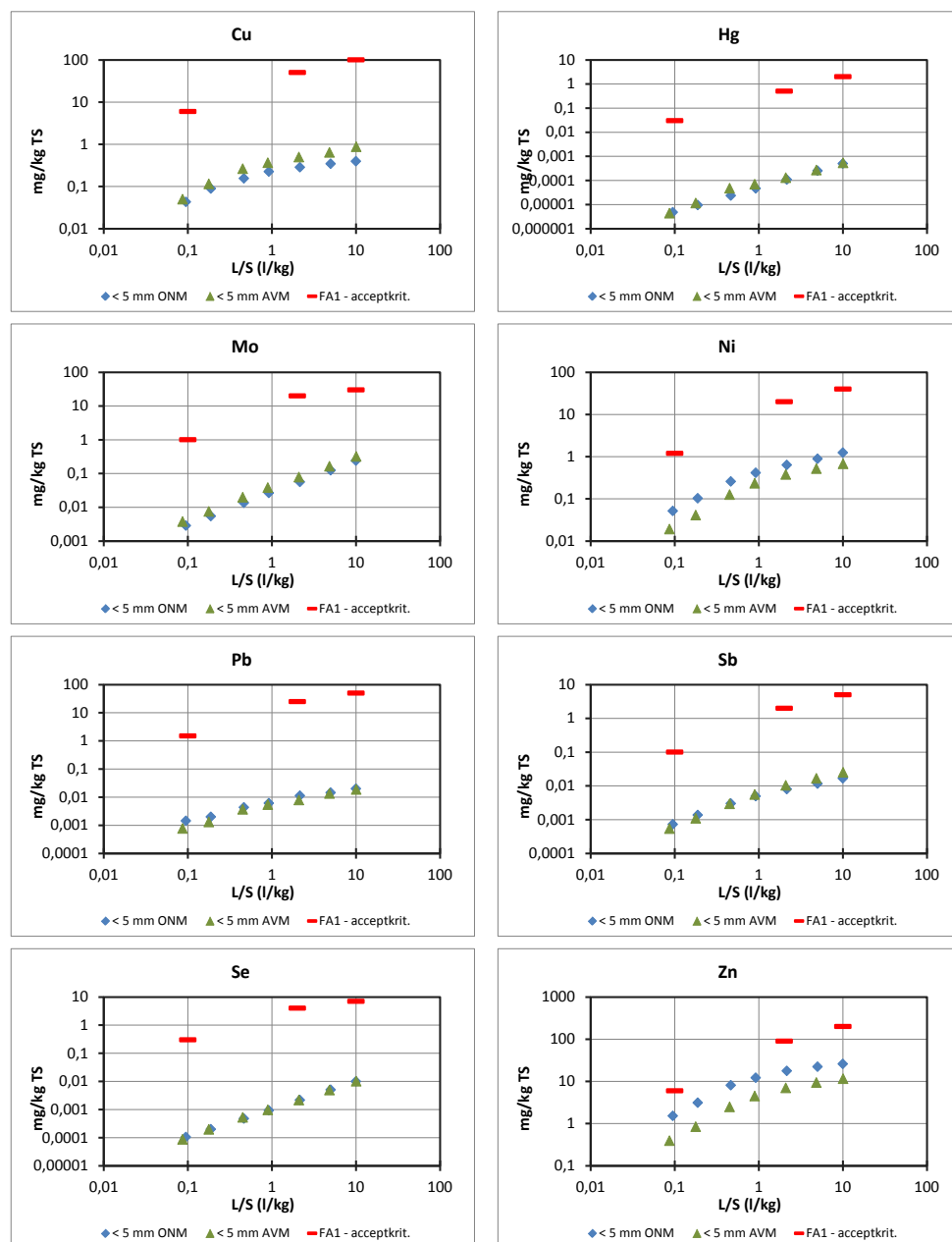
Såfremt fraktionen < 5 mm skal betragtes som en ny affaldstype, skal der foretages en ny grundlæggende karakteriseringstestning, dog kun hvis affaldet klassificeres som farligt affald, hvilket de kemiske analyser af fraktionen tyder på er tilfældet.

For at kunne vurdere, om fraktionen < 5 mm fraktionerne fra shredderaffald vil kunne overholde modtagelseskriterier for deponering af affaldet på en deponeringsenhed for farligt affald, blev der gennemført kolonneudvaskningsforsøg i henhold til CEN/TS 14405:2006.

Resultaterne af de gennemførte tests er vist i Figur 5-9 og Figur 5-10, hvor også modtagelseskriterier (eller grænseværdier) for farligt affald er vist. Det fremgår af resultaterne, at udvaskningen af samtlige parametre overholder grænseværdierne for modtagelse af farligt affald på en enhed klassificeret som FA1. For de fleste parametre er de udvaskede mængder betydeligt lavere end grænseværdierne. Også grænseværdien for DOC (her målt som NVOC) er overholdt for alle tre L/S-forhold. For shredderaffald, som det forekommer i dag, kan DOC netop være en kritisk parameter i forhold til at få tilladelse til deponering fremover. Resultaterne tyder således på, at fraktionerne < 5 mm ville kunne modtages til deponering på enheder for farligt affald.



FIGUR 5-9 UDVASKET MÆNGDE AF CL, SO₄, F, NVOC, As, Ba, Cd OG Cr FRA FRAKTIONERNE < 5 MM. TIL SAMMENLIGNING ER GRÆNSEVÆRDIER FOR FARLIGT AFFALD (FA1 – GRÆNSEVÆRDIER) VIST.



FIGUR 5-10 UDVASKET MÆNGDE AF Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se OG Zn FRA FRAKTIONERNE < 5 MM. TIL SAMMENLIGNING ER GRÆNSEVÆRDIER FOR FARLIGT AFFALD (FA1 – GRÆNSEVÆRDIER) VIST.

6 Vurdering af barrierer for implementering af behandlingsmetoden

6.1 TEKNISK VURDERING – OPGRAVNING OG SORTERING

På Odense Nord Miljøcenter gav opgravning af deponeret shredderaffald ikke anledning til driftsmæssige problemer. Opgravningen blev foretaget med en almindelig gravemaskine. Affaldet var forholdsvis tørt, men gav ikke anledning til hverken støv- eller lugtproblemer.

På AV Miljø var shredderaffaldet i alle tre udgravningspunkter meget kompakt, og der måtte anvendes en skovl med skær ved udgravningen. Det ældste af affaldet, som antages at være fra begyndelsen af 90'erne, var så kompakt, at det måtte graves ud med en skovl med tandspidser. Opgravningen af affaldet gav ikke anledning til hverken støv- eller lugtgener. Det opgravede affald blev lagt op i bunker, hvor det lå 3 uger, inden det blev overført til Odense Nord Miljøcenter. Temperaturen i bunkerne blev fulgt i de tre uger, og på intet tidspunkt oversteg temperaturen 35 °C. Der var derfor ikke risiko for selvantændelse af affaldet.

På Odense Nord Miljøcenter har man tidligere erfaret, at opgravning af shredderaffald kan give store støvproblemer. Det kan derfor ikke udelukkes, at hvis et deponi med shredderaffald ønskes udgravet med henblik på ressourceudnyttelse, kan det være nødvendigt at etableres vandingsudstyr til at dæmpe eventuelle støvgener.

På Odense Nord Miljøcenter blev det opgravede affald lagt op i bunker inden sorteringen. Affaldet var ikke overdækket, og da det i perioden fra d. 7. august til omkring d. 22. august, hvor det sidste shredderaffald blev kørt igennem sorteringsanlægget, regnede en del (ca. 90 mm), blev shredderaffaldet temmelig vådt. Det viste sig i de efterfølgende sorteringer at påvirke sorteringseffektiviteten negativt, idet det var vanskeligt at frasortere især finfraktionen. Til gengæld var der ikke støvproblemer ved sorteringen.

Inden sorteringen af shredderaffaldet i størrelsesfraktioner blev sat i gang, gennemførtes en prøvesortering således, at hastigheden på tromlesoldet blev justeret for at opnå en effektiv sigtning. Under sorteringsforsøgene kunne det alligevel konstateres, at der var en del fine partikler i fraktionerne 45 – 10 mm og 10 – 5 mm, til trods for at sigtehastigheden var sat betydeligt ned. Det blev derfor forsøgt at nedsætte hastigheden på tromlesigten yderligere. Rent driftsmæssigt betød dette, at anlægskapaciteten blev væsentligt reduceret. Det viste sig, at sigteeffektiviteten blev forbedret, men ikke i tilstrækkelig grad. Kombinationen af utilstrækkelig sigteeffektivitet og vådt materiale var den væsentligste årsag til, at det ikke var muligt at frasortere ”finfraktionen” (< 5 mm) i tilstrækkeligt omfang.

I forhold til at etablere et fuldskala anlæg vil der være nogle tekniske udfordringer, som skal belyses yderligere, inden konceptet kan implementeres. Opgravning af shredderaffald fra deponiet er en forholdsvis ukompliceret opgave, der dog kan vise sig at kræve specialudstyr (skovl med tandspidser) for meget

kompakte materialer. Tromlesold til sigtning af den type, der blev benyttet i disse forsøg, har vist sig ikke at være de bedst egnede til partikelstørrelsesfraktionering af shredderaffald. Hvis sigteeffektiviteten i tromlesigter skal være tilstrækkelig god, vil kapaciteten formentlig vise sig at være for lille. Der ligger således en opgave i at finde det bedst egnede udstyr til sorteringen, inden et fuldskalaanlæg kan etableres. Driftsmæssigt er det en udfordring at finde den rette balance mellem optimal sigteeffektivitet og affaldets fugtighed, idet for fugtigt affald vil betyde forringet sigteeffektivitet og for tørt materiale vil kunne give støvproblemer, der både arbejdsmæssigt og miljømæssigt er en udfordring at håndtere. Den optimale sigteteknologi vil derfor nok være en sigte, der ryster affaldet igennem et sold og ikke ”kaster” affaldet rundt, så affaldet kan håndteres i relativ tør tilstand uden at give støvproblemer.

6.2 ØKONOMISKE KONSEKVENSER

6.2.1 Grundlag for økonomisk vurdering

Formålet med dette afsnit er at redegøre for en række virksomhedsøkonomiske forudsætninger, som vil være knyttet til opgravning og genanvendelse/nyttiggørelse af ressourcer fra deponeret shredderaffald (i det følgende kaldet ”landfill mining”).

Som grundlag for konkrete overvejelser om ”landfill mining” vil betydelige omkostningselementer blive identificeret og størrelsen heraf estimeret. Udgangspunktet er, at det deponerede affald ejes af deponeringsanlægget, og de økonomiske forudsætninger ansues derfor fra deponeringsanlæggets side. En række af de nævnte omkostningselementer vil være anlægsspecifikke og forbundet med en vis usikkerhed. Overvejelser om at gennemføre ”landfill mining” af shredderaffald bør derfor i det enkelte tilfælde bero på konkrete vurderinger. Vurderingerne i dette afsnit bygger på anlægsspecifikke data fra Reno Djurs I/S’ deponeringsanlæg ved Glatved Strand.

6.2.2 Costs og benefits ved ”landfill mining”

I det følgende angives de omkostninger (positive såvel som negative), som vil være forbundet med ”landfill mining”. Følgende omkostninger er identificeret:

Udgifter (negative omkostninger):

1. Omkostning til udgravning
2. Omkostning til sortering/oparbejdning
3. Omkostning til transport/raførsel
4. Omkostning til forbrænding af forbrændingseget fraktion
5. Omkostning til deponering af deponeringseget fraktion

Indtægter (positive omkostninger):

6. Provenu ved salg af salgbare (genanvendelige) materialer
7. Provenu ved frigivelse af deponeringsvolumen
8. Tilbageførsel af statsgift
9. Tilbageførsel af sikkerhedsstillelse

Det bemærkes, at oversigten ikke indeholder omkostninger til de administrative og ledelsesmæssige opgaver, som vil være forbundet med udtagning og oparbejdning af affald fra et deponeringsanlæg. Disse opgaver omfatter for eksempel planlægning, myndighedskontakt, driftsledelse, tilsyn, rapportering m.v.. Det må bero på en konkret vurdering, om disse opgaver skal henregnes

som en integreret del af deponeringsanlæggets drift, eller om der er grundlag for projektmæssig prissætning af disse opgaver.

I det følgende beskrives de enkelte poster nærmere, herunder også forudsætninger for prissætning og eventuelle usikkerheder.

Prissætningen er angivet som kr./ton. Det bemærkes, at infiltration af regnvand over deponeret shredderaffald ændrer affaldets vægtfylde, således at en volumenenhed deponeret affald vil være tungere ved fraførsel end ved tilførsel. Vægtmæssigt vil der med andre ord kunne fraføres mere affald, end der er tilført. Den relative forskel vil fortrinsvis slå igennem på den negative omkostningsside.

Ad nr. 1: Udgravning

Omkostningen omfatter entreprenøromkostninger til udgravning af deponeret shredderaffald. Enhedsomkostningen fastsættes skønsmæssigt til **10 kr./ton**.

Ad nr. 2: Sortering

Omkostningen omfatter entreprenøromkostninger til sortering. Omkostningens størrelse vil være stigende med finheden af sorteringen. Udsortering af genanvendelige metaller vil indebære større omkostninger end udsortering af f.eks. en forbrændingsegnede fraktion. Forholdet mellem den værdiforøgelse, som kan opnås ved at oparbejde udgravet shredderaffald, og omkostningerne forbundet med oparbejdningen, er med andre ord helt afgørende for den økonomiske bæredygtighed.

Enhedsomkostningen for sortering fastsættes skønsmæssigt til **50-100 kr./ton**, afhængigt af sorteringsgrad.

Ad nr. 3: Transport/fraførsel

Omkostningen omfatter transport af udgravet materiale til oparbejdnings-/behandlingsanlæg. Omkostningen er i denne sammenhæng angivet som den gennemsnitlige transportpris på den mængde af det opgravede affald, som fraføres deponeringsenheden/-anlægget.

Såfremt det opgravede materiale ikke sorteres internt på deponeringsenheden, skal omkostningerne til transport omfatte dels transport af opgravet materiale til sorteringsanlægget, dels videre-transport af udsorteret materiale til yderligere oparbejdning/behandling (herunder eventuel tilbageførsel af deponeringsegnet fraktion til deponering).

Enhedsomkostningen fastsættes skønsmæssigt til **30 kr./ton**.

Ad nr. 4: Forbrænding af forbrændingsegnede fraktion

Omkostningen omfatter forbrænding af en eventuel forbrændingsegnede fraktion på et dertil indrettet forbrændingsanlæg. I forhold til dette omkostningselement er det af betydning, om den forbrændingsegne fraktion er karakteriseret som farligt affald eller ikke-farligt affald. Spørgsmålet er betydningsfuldt af følgende årsager:

Afgifter ved forbrænding: Ved forbrænding af affald skal der som udgangspunkt betales afgift efter brændværdien eller energiindholdet, jf. ”Bekendtgø-

relse af lov om afgift af stenkul, brunkul og koks m.v.²”. Bekendtgørelsen indeholder imidlertid en bestemmelse³, som muliggør, at farligt affald, der tilføres et forbrændingsanlæg i læs, der udelukkende indeholder farligt affald, frem til og med 2014 kan forbrændes afgiftsfrit.

Forbrændingskapacitet: Det er de færreste traditionelle affaldsforbrændingsanlæg, som har godkendelse til at brænde farligt affald. Udtagning af en forbrændingseget fraktion af affaldet forudsætter, at der kan tilvejebringes kapacitet til forbrænding af denne. Prisen på forbrænding oplyses for et forbrændingsanlæg i Jylland til 450 kr./ton i 2012. Heraf udgør energiafgifter ca. 350 kr./ton. Det oplyses endvidere, at under forudsætning af, at der meddeles de nødvendige tilladelser til forbrænding af en forbrændingseget shredderfraktion, som er karakteriseret som farligt affald, vil denne fraktion kunne afbrændes for ca. 200 kr./ton.

Der kan dermed opstilles følgende økonomiske forudsætninger for forbrænding af shredderaffald:

For **farligt affald** fastsættes enhedsomkostningen til **200 kr./ton** (efter 1.1.2015 skal statsafgiften lægges oven i enhedsomkostningen).

For **ikke-farligt affald** fastsættes enhedsomkostningen til **450 kr./ton**.

Ad nr. 5: Deponering af deponeringseget fraktion

Omkostningen omfatter (gen)deponering af den mængde udgravet shredderaffald, som ikke kan nyttiggøres ved materialelegenvinding eller energiudnyttelse.

Gendeponering af den deponeringsegne shredderaffaldsfraktion – og ikke mindst de hertil knyttede omkostninger – kan ansues ud fra følgende to betragtninger, som har hver sine implikationer:

Deponeringsfraktionen forbliver på deponiet: Ud fra denne anskuelse forbliver den deponeringsegne shredderaffaldsfraktion på deponeringsenheden; dvs. der fjernes alene affald, som kan nyttiggøres ved materialelegenvinding eller energiudnyttelse. Da allerede deponeret affald således forbliver på deponeringsenheden, pålægges affaldet ikke afgift ved deponering. Idet affaldet har været udgravet, vil der skulle afholdes omkostninger til på ny at indbygge affaldet på deponeringsenheden. Denne omkostning fastsættes skønsmæssigt til **10 kr./ton**.

Deponeringsfraktionen tilbageføres deponi: Ud fra denne anskuelse fraføres alt udgravet shredderaffald til sortering/oparbejdning. Den fraktion af affaldet, som ikke kan nyttiggøres ved materialelegenvinding eller energiudnyttelse, føres tilbage til deponeringsanlægget som ”nyt” affald. Da der er tale om ”nyt” affald, skal anvisningskommunen karakterisere den pågældende affaldsfraktion som farlig hhv. ikke-farlig. Er der tale om farligt affald, skal affaldsfraktionen endvidere karakteriserings testes jf. deponeringsbekendtgørelsens bestemmelser herom. Affaldet pålægges deponeringsanlæggets gebyr for den pågældende

² LBK 1292:2010. Jf. § 1, stk. 1, nr. 7 skal der betales afgift efter brændværdien eller energiindholdet i en række varer, herunder affald anvendt som brændsel til produktion af varme i anlæg. Ved affald forstås affald, som det er defineret i lov om miljøbeskyttelse eller regler fastsat i medfør af lov om miljøbeskyttelse

³ LBK.1292:2010. Jf. § 7a, stk. 3 er visse affaldstyper fritaget for afgift, herunder farligt affald, der tilføres et forbrændingsanlæg i læs, der udelukkende indeholder farligt affald. Det gælder specifikt for farligt affald, at afgiftsfritagelsen kun gælder i perioden 2010-2014

type deponeringseget affald. Er der tale om ikke-farligt affald, pålægges der endvidere statsafgift på 475 kr./ton, jf. ”Lov om afgift af affald og råstoffer”. Er der tale om farligt affald, pålægges der statsafgift på 160 kr./ton i perioden 2012-2014. I 2015 øges afgiften til 475 kr./ton⁴.

Reno Djurs’ takst for farligt hhv. ikke-farligt affald (blandet affald) er i 2012 fastsat til følgende:

Blandet affald (ikke-farligt affald): 630 kr./ton (inkl. statsafgift på 475 kr./ton)

Farligt affald: 375 kr./ton (inkl. statsafgift på 160 kr./ton)

Der fastsættes en skønsmæssig enhedsomkostning til indbygning af blivende affald på **10 kr./ton**.

Enhedsomkostningen for ny deponering af:

Ikke-farligt affald fastsættes til **630 kr./ton**

Farligt affald fastsættes til **375 kr./ton**.

Ad nr. 6: Salg af genanvendelige materialer

Provenuet defineres af den til enhver tid gældende markedspris for de udtagne materialer af den pågældende kvalitet. Dette vil formentlig primært dreje sig om genanvendelige metaller.

Et anslået skøn af salgsværdien af de enkelte metalfraktioner, der kan opnås ved oparbejdning af fraktioneret shredderaffald er vist i Tabel 6-1.

TABEL 6-1 SKØNSMÆSSIG SALGSVÆRDI AF METALLER GENVUNDET FRA DEPONERET SHREDDERAFFALD

Metalttype	Anslået salgsværdi (kr/kg)
Blandet metal (Al, Cu, messing, rustfrit stål, Pb og Zn)	10
Aluminium	8
Magnetisk jern	1,5

Baseret på de resultater, der er opnået ved størrelsesfraktionering og efterfølgende genvinding af metaller hos shreddervirksomhederne, kan det beregnes, at der med den teknologi, der i dag anvendes på shreddervirksomhederne, kan der udvindes metaller for en anslået værdi af **200 – 500 kr./ton** opgravet shredderaffald.

Ad nr. 7: Frigivelse af deponeringsvolumen

Provenuet defineres af værdien af det volumen, som frigives ved fraførsel af affald.

Reno Djurs’ omkostninger pr. volumenenhed kan beregnes på grundlag af fællesskabets omkostninger til etablering af det i drift-værende deponeringsanlæg, som blev idriftsat i 2009. Anlægget omfatter 10 ha membranbelagt areal, som udgør et samlet deponeringsvolumen på 1.427.000 m³. Anlægsomkost-

⁴ BEK 311: 2011. Jf. § 10 udgør afgiften udgør 475 kr. pr. ton affald, der afleveres til deponering. I perioden 2010-2014 er afgiften af farligt affald, der afleveres til deponering på specielle deponeringsanlæg til farligt affald, 160 kr./ton. I 2015 er afgiften som alt andet affald, dvs. 475 kr./ton.

ningerne til deponeringsanlægget udgjorde i 2009 ca. 25 mio. kr⁵. Anlægsomkostningerne udgør således 18 kr./m³ deponeret affald. Arealet, hvorpå anlægget er etableret, er erhvervet for mange år siden til 10 kr./m². Omkostninger til arealerhvervelse udgør således ca. 1 kr./m². Værdien af frigivet deponeringsvolumen fastsættes således til 20 kr./m³. Med en indbygget massefylde på 1 ton/m³ svarer værdien tilsvarende til **20 kr./fraført ton**.

Provenuet for frigivet deponeringsvolumen vil øges i takt med, at omkostningerne til tilvejebringelse af ny deponeringskapacitet øges på grund af stigende priser på arealerhvervelse hhv. øgede anlægsomkostninger.

Hos AV Miljø er deponeringshøjden relativ lav (ca. 5 meter) og værdien af frigjort deponeringskapacitet vurderes derfor væsentligt højere til **290 kr./fraført ton**.

Det skal dog bemærkes, at frigivet volumen kun vil kunne "genbruges" – dvs. erstatte ny deponeringsvolumen – så længe deponeringsenhederne, hvorfra der fraføres affald, er teknologisk set tidssvarende, så gendeposering kan ske i overensstemmelse med gældende regelsæt.

Ad nr. 8: Tilbageførsel af statsafgift

I medfør af "Lov om afgift af affald og råstoffer" skal der betales afgift af affald, som tilføres et registreringspligtigt anlæg. Anlæg, som modtager affald til deponering, der er omfattet af kommunalbestyrelsens anvisningspligt eller en kommunal indsamlingsordning, er registreringspligtige.

Frem til udgangen af 2011 har afgiftsloven indeholdt særbestemmelser, som har muliggjort, at farligt affald kan deponeres afgiftsfrit. Således var "specielle anlæg til deponering af farligt affald" frem til og med udgangen af 2009 fritaget for registreringspligt. Betingelsen for registreringsfritagelsen var, at anlægget ikke modtog andet anvisningspligtigt affald. Fra og med 2010 blev de specielle anlæg til farligt affald pålagt registreringspligt. I perioden 2010-2011 var afgiften fastlagt til 0 kr./ton (affaldsafgiftslovens § 10, stk. 1 og 2 samt bilag 3). I perioden 2012-2014 pålægges samme affald en reduceret afgift på 160 kr./ton (affaldsafgiftslovens § 10, stk. 1 og 2 samt bilag 3). Fra 1. januar 2015 fastsættes samme afgift ved deponering af farligt affald som ved deponering af andet affald. Denne afgift er pt. 475 kr./ton. Udviklingen i statsafgiften ved deponering af farligt affald ser dermed ud som følger:

Det er et generelt princip i "Lov om afgift af affald og råstoffer", at registrerede virksomheder skal opgøre den afgiftspligtige vægt for en afgiftsperiode på grundlag af den mængde affald, der er tilført virksomheden til deponering i perioden, fratrasket vægten af den del af det afgiftspligtige affald, der igen er fraført i perioden. Hvis vægten af det fraførte affald er større end vægten af det tilførte affald i perioden, tilbagebetales afgiften for den overskydende vægt. Princippet er med andre ord, at afgift på allerede tilført affald modregnes (= tilbageføres til gældende afgiftssats), hvis affaldet fraføres det registreringspligtige anlæg.

⁵ De angivne omkostninger relaterer sig alene til de etablerede membranbelagte deponeringsenheder, men ikke til perkolatbygværk, vægtanlæg, vejanlæg m.v.. Omkostninger til sidstnævnte anlægskomponenter indgår ikke i beregningen af omkostninger pr. volumenenhed, idet disse omkostninger ikke er volumenafhængige og derfor ikke kan "frigives" ved fraførsel af affald.

I forbindelse med ophævelsen af fritagelsen for afgift på deponering af farligt affald har SKAT præciseret, at fraførsel af affald efter 1. januar 2012 skal ske efter princippet "first-in first out". Specielle deponeringsanlæg til farligt affald, som frafører affald den 1. januar 2012 eller senere, skal kunne godtgøre vægten af affaldet i deponiet den 1. januar 2012 og på forlangende fremvise dokumentation herfor over for SKAT. Ved fraførsel af affald fra denne mængde affald i deponiet, som skal være opgjort pr. 1. januar 2012, kan der ikke opnås fradrag eller tilbagebetaling, da der vil være tale om farligt affald deponeret på et ikke-registreret anlæg, hvis deponeret inden 1. januar 2010 eller deponeret til 0 kr./ton, hvis deponeret i perioden 2010 - 2011. Hvis denne mængde affald efterfølgende blandes med andet farligt affald, og der fra denne mængde af blandet affald sker fraførsel af affald, kan der ikke opnås fradrag eller tilbagebetaling, før der er sket fraførsel svarende til vægten af affaldet i deponiet den 1. januar 2012. Tilsvarende opgørelse skal foretages 1. januar 2015. Fraførsel efter 1. januar 2015 sker efter samme principper som ovenstående. Konklusionen er – ikke overraskende – at det ikke vil være muligt at opnå afgiftsmæssig refusion ved fraførsel af shredderaffald, som er deponeret afgiftsfrit. Provenuet fastsættes derfor til **0 kr./ton**.

Ad nr. 9: Provenu ved tilbageførsel af sikkerhedsstillelse

Alle deponeringsanlæg, som er godkendt efter deponeringsbekendtgørelsen, skal stille økonomisk sikkerhed for fremtidige, forudsigelige omkostninger, som genereres af det modtagne affald⁶. Den grundlæggende antagelse bag fastsættelse af sikkerhedsstillelse er, at deponering af et ton affald genererer et årelangt økonomisk træk, og at en efterkommelse af "forureneren-betaler-princippet" derfor skal ses i et langsigtet tidsperspektiv. Sikkerhedsstillelsens størrelse fastsættes på grundlag af godkendelsesmyndighedens skøn over de samlede udgifter til opfyldelse af godkendelsens vilkår om nedlukning og efterbehandling i en periode, der som udgangspunkt fastsættes til 30 år. Sikkerhedsstillelsens størrelse skal angives som et grundbeløb per ton affald, der deponeres.

Ved fraførsel af deponeret affald sker der en afbrydelse af det planlagte, langsigtede økonomiske træk. Det vil derfor være rimeligt at foretage en nedskrivning af den stillede sikkerhed, svarende til den forventede omkostning, som er knyttet til affaldet. Det bemærkes i den forbindelse, at lovgivningen rummer mulighed for forskellige former for sikkerhedsstillelse, og at visse typer sikkerhedsstillelse ikke nødvendigvis lader sig konvertere til en kontant udbetaling.

Det er deponeringsanlæggets tilsynsmyndighed, som skal træffe afgørelse om sikkerhedsstillelsens størrelse, og dermed om, hvorvidt sikkerhedsstillelsen eventuelt kan nedskrives. Sikkerhedsstillelsen er anlægsspecifik. Reno Djurs' sikkerhedsstillelse udgjorde i 2011 **75 kr./ton svarende til at der kan opnås 75 kr/ton fraført materiale**.

Der skal naturligvis foretages en konkret vurdering af, hvor meget sikkerhedsstillelsen kan nedskrives ved fraførsel af affald.

⁶ Miljøbeskyttelseslovens § 50 a (LBK 879:2010): Den, der driver et anlæg for deponering af affald skal sikre sig, at alle omkostninger ved etablering og drift af anlægget, herunder omkostningerne ved sikkerhedsstillelse og ved anlæggets nedlukning og efterbehandling i en periode på mindst 30 år, er dækket af den betaling, virksomheden forlanger for deponering af en hvilken som helst type affald.

6.2.3 Eksempler på cost-benefit beregninger for landfill mining

I det følgende opstilles to scenarier for økonomisk vurdering af opgravning og genvinding af ressourcer fra deponeret shredderaffald.

Scenarie 1 ("best case"):

Antagelser:

- Sortering: Størrelsesfraktionering og udvinding af metaller antages at koste 100 kr/ton opgravet shredderaffald
- Transport og fraførsel: Det antages, at 70% af det opgravede materiale fraføres deponeringsanlægget og at sikkerhedsstillelse tilbagebetales svarende til den mængde
- Forbrænding: Det antages, at 65% af det opgravede materiale er forbrændingseget og kan forbrændes uden statsafgift til 200 kr/ton.
- Gendeponering: Det antages, at 30% af det opgravede materiale kan gendeponeres uden statsafgift.
- Det antages, at der kan genvindes metaller svarende til 5,2% af det opgravede affald, Salgsværdien af metallerne er estimeret til 400 kr./ton opgravet shredderaffald
- Det antages, at værdien af frigivet deponeringsvolumen er 100 kr./ton fraført materiale.

Scenarie 2 ("worst case"):

Antagelser:

- Sortering: Størrelsesfraktionering og udvinding af metaller antages at koste 200 kr/ton opgravet shredderaffald
- Transport og fraførsel: Det antages, at 70% af det opgravede materiale fraføres deponeringsanlægget, og at sikkerhedsstillelse tilbagebetales svarende til den mængde
- Forbrænding: Det antages, at 65% af det opgravede materiale er forbrændingseget og skal forbrændes med betaling af statsafgift.
- Gendeponering: Det antages, at 30% af det opgravede materiale skal gendeponeres med betaling af statsafgift.
- Det antages, at der kan genvindes metaller svarende til 5,2% af det opgravede affald, Salgsværdien af metallerne er estimeret til 200 kr./ton opgravet shredderaffald
- Det antages, at værdien af frigivet deponeringsvolumen er 20 kr/ton fraført materiale.

I Tabel 6-2 er tallene for de to scenarier stillet op.

TABEL 6-2 TO EKSEMPLER PÅ COST-BENEFITANALYSE AF OPGRAVNING OG GENANVENDELSE AF RESSOURCER FRA DEPONERET SHREDDERAFFALD

Anslåede enhedsomkostninger	kr./ton	kr./ton
	Scenarie I	Scenarie II
<i>Omkostninger</i>		
Opgravning	10	10
Sortering	50	100
Udvinding af metalværdi	100	100
Transport/fraførsel	30	30
Omkostning forbrænding	200	450
Omkostning deponering	10	630
<i>Indtægter</i>		
Provenu ved salg af materialer (salgspris per ton opgravet shredderaffald)	-400	-200
Værdi af frigivet deponeringsvolumen	-100	-20
Tilbageførsel af affaldsafgift	0	0
Tilbageførsel af sikkerhedsstillelse	-75	-75
Udsorteringsgrad	%	%

Genanvendelse (genvinding af metal)	5,2	5,2
Forbrænding	64,8	64,8
Deponering	30	30
Faktiske omkostninger under antagelse af ovenstående udsorteringsgrader	kr./ton opgravet	kr./ton opgravet
	Scenarie I	Scenarie II
<i>Omkostninger</i>		
Opgravning	10	10
Sortering	50	100
Udvinding af metalværdi	70	70
Transport/fraførsel	21	21
Omkostning forbrænding	130	292
Omkostning deponering	3	189
<i>Indtægter</i>		
Provenu ved salg af materialer	-400	-200
Værdi af frigivet deponeringsvolumen	-70	-14
Tilbageførsel af affaldsafgift	0	0
Tilbageførsel af sikkerhedsstillelse	-53	-53
Enhedsomkostning ved opgravning af deponeret shredderaffald	-239	415

Som beskrevet oven vil en række betydende økonomiske forudsætninger kunne prissættes forskelligt.

Der kan ikke drages en generel konklusion om, hvorvidt det ud fra økonomiske forudsætninger vil være en god idé at grave deponeret shredderaffald op med henblik på at genvinde ressourcer, da en lang række betydende økonomiske faktorer er anlægs- eller lokalitetsspecifikke (f.eks. værdi af frigjort deponeringsvolumen; sikkerhedsstillelse; forbrændingstakst m.v.). Dog synes afgiftsstrukturen at være afgørende for, om udgifterne overstiger værdierne (indtægterne).

Den vigtigste faktor af positiv økonomisk værdi er værdien af de ressourcer, som kan udtages af affaldet. I eksemplerne er de anslåede værdier for salg af metal baseret på resultater fra nærværende projekt opnået ved, at shreddervirkomhederne med den teknologi, de har til rådighed i dag, har udvundet metal fra sorteret shredderaffald og anslået værdien heraf ved salg af materialerne.

Det bemærkes i den forbindelse, at energiresourcen ikke har en positiv økonomisk værdi i regnskabet, da deponeringsanlæggene ikke har indtægt på salg af energi.

Klassificeringen af både den forbrændingsegnete fraktion og fraktionen til gendeposering som farligt eller ikke-farligt affald har stor betydning for afgiftsstrukturen, især frem til 2015, hvor afgifterne på farligt og ikke-farligt affald udlignes.

6.3 MILJØMÆSSIGE KONSEKVENSER

I det følgende afsnit vurderes de miljømæssige konsekvenser ved at implementere konceptet i forhold til den nuværende behandlingsmetode. Indledningsvis beskrives den anvendte metode, datagrundlaget (med henvisning til detaljerede referencer i bilagene F og G) samt resultater og konklusioner.

6.3.1 Miljømæssig vurderingsmetode

LCA (life cycle analysis)-undersøgelsen er komparativ, og målet er således at vurdere alle de miljømæssige forskelle, som en ændret behandling medfører. LCA-metoden er defineret af "Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC, 1993)" som:

"A process to evaluate the environmental burdens associated with a product, process, or activity by identifying and quantifying energy and material used and wastes released to the environment; to assess the impact of those energy and material uses and releases to the environment; and to identify and evaluate opportunities to affect environmental improvements."

LCA gennemført jf. ISO standarder 140 40 og 140 44 (ISO, 2006a; ISO, 2006b), kan anvendes som støtteværktøj til vurdering af miljømæssige konsekvenser ved beslutning om at gennemføre større eller mindre ændringer i teknologiske systemer.

Ifølge Wenzel *et al.* (2009) er der to hovedtyper af LCA: en med en såkaldt 'attributional' tilgang, som typisk baserer sig på gennemsnitlige data, og en med en såkaldt 'consequential' (konsekvens) tilgang, som typisk anvendes ved komparative analyser, og som baserer sig på marginale data. Nærværende undersøgelse er baseret på en konsekvenstilgang.

Ved konsekvenstilgangen undgår man bl.a. at skulle fordele miljøbelastninger mellem flere samtidigt producerede produkter (fx ved samtidig produktion af el og varme på et affaldsforbrændingsanlæg). Det gøres ved i stedet at udvide beregningerne med alle systemerne, der påvirkes af ændringerne direkte som indirekte. Herved opnås de mest retvisende resultater i den studerede sammenligning mellem flere alternativer (Wenzel *et al.* (2009), Wenzel (1998), Ekvall and Weidema (2004).

En LCA har 4 faser, som beskrives konkret for projektet i det følgende:

- 1) *Formål og afgrænsning*
- 2) *Indsamling af procesdata*
- 3) *Vurdering af miljøeffekter*
- 4) *Fortolkning af resultatet*

Formål og afgrænsning

Formålet med undersøgelsen er at sammenligne forskellige behandlingsmetoder til at udvinde materialer og energi fra shredderaffald i forhold til blot at deponere det.

Forskellene mellem alternativerne og miljøkonsekvenserne er set over en periode på 20 år.

Projektet er afgrænset til undersøgelse af shredderaffald fra to deponeringsanlæg i Danmark, Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø. Alle processer til godskrivning af genvundet materialer og energi fra shredderaffaldet er valgt ud fra markedsmæssige forhold og geografiske afgrænsninger jf. principperne for konsekvens LCA, herunder anvendelse af relevante markedsmarginaler. Data for behandlingsteknologierne er baseret på et prøveanlæg, som er vurderet i forhold til undersøgelsens 20-årige perspektiv.

Den funktionelle enhed for vurdering af behandlingsteknologierne er "behandling af 1 ton shredderaffald" defineret i overensstemmelse med den mil-

jømessige regulering i Danmark. Alle behandlingsanlæg og alt udstyr er antaget at have en 20-årig levetid.

Indsamling af procesdata

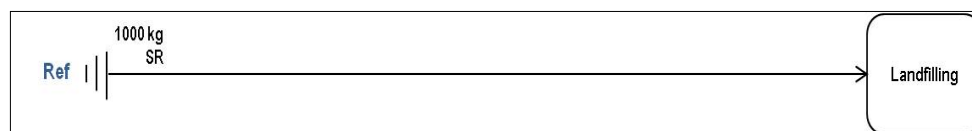
Datagrundlaget for de alternative behandlingsformer er baseret på litteraturstudier af de aktuelle behandlingsprocesser samt data fra Ecoinvent-databasen (Ecoinvent, 2007).

Alle processer er modelleret i forhold til 1 ton input af shredderaffald. Detaljeret beskrivelse af de anvendte proces- og marginaldata findes i hhv. bilag F og G. Marginalt energiforbrug og marginal energiproduktion – både for hovedscenarier og til brug for følsomhedsanalyser – er også beskrevet i bilag G.

De studerede alternativer til behandling af shredderaffaldet er illustreret i Figur 6-1 til Figur 6-3 med de tilhørende procesdata beskrevet i Tabel 6-3 til Tabel 6-5.

Reference-scenario – A0 Deponi

Referencescenariet er at deponere shredderaffaldet som hidtil, se Figur 6-1.



FIGUR 6-1: A0: Deponi, procesflow-diagram.

Reference scenariet indeholder:

- Maskinel drift af lossepladsen (herunder dieselforbrug)
- El- og varme-forbrug til lossepladsdriften, herunder rensning af perkolat
- Transport mellem shredder-virksomhed og losseplads
- Nedbrydning af omsættelige kulstofforbindelser i lossepladsen

TABEL 6-3: Procesbeskrivelse af alternativ A0 Deponi.

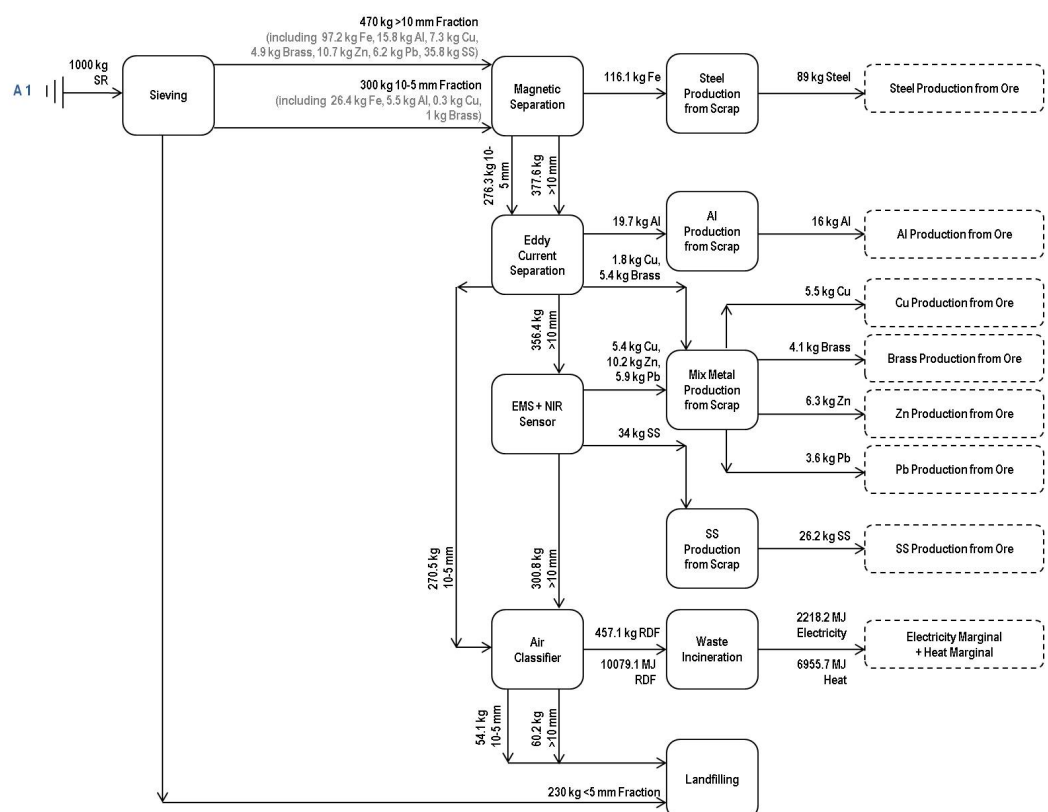
Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A0 Landfilling	1	p	Doka G. (2007)
Materials/fuels			
Diesel. burned in building machine/GLO U	0.027*1000	MJ	
Electricity in Use	0.0000563*1000*3.6 +9.936	MJ	Electricity used in treatment of leachate – assumption made is 0.02764 m ³ per 1000 kg of waste is the leachate produced and approximately 100 kWh/m ³ is the electricity consumption for treatment.
Light fuel oil. burned in boiler 10kW. non-modulating/CH U	0.00604*1000	MJ	
Transport. municipal waste collection. lorry 21t/CH U	40	tkm	Average distance between shredding company and landfill site
Water. completely softened. at plant/RER U	26.24	kg	
Emissions to air			

Methane	11.51	kg	Calculated based on the quantity of degradable matter (expressed as cellulose) in the waste. The assumption made is that cellulose is made up of wood and paper only. Wood fraction degrades up to 50% and Paper fraction degrades up to 70% in the landfill.
Carbon dioxide	5.28	kg	

Alternativt scenario 1 – A1. Genvinding af materialer og energi med magnetisk sortering, eddy current-separation, sensorer og air classifier

Dette alternativ indeholder:

- magnetisk separation af magnetisk jern,
- efterfulgt af eddy current -separation af aluminium og kobber,
- efterfulgt af sensorbaseret separation af kobber, zink, bly og rustfrit stål på fraktioner > 10 mm, samt
- en air classifier til udskillelse af plast og papir fra den tilbageværende rest, som er overvejende inert. Denne sendes retur til deponi.



FIGUR 6-2: Alternativt Scenario 1 (A1). Procesflow-diagram. SS = stainless steel, RDF = Refuse Derived Fuel, EMS = Electromagnetic Sensing, NIR = Near Infrared Sensing

Dette procesflow anses som state-of-the-art. Den mindste fraktion indeholder så lidt rent metal og har så lille brændværdi, at det vurderes urealistisk at etablere materiale- og energigenvinding fra denne fraktion. Den antages derfor sendt retur til deponering. De øvrige fraktioner adskilles først ved sigting, og herefter separeres de med kendt teknologi til magnetisk og eddy current sepa-

ration og kendt teknologi til EMS og NIR. Plast og papir separeres fra i en air classifier og sendes til affaldsforbrænding. Dette RDF-brændsel kunne evt. sendes til et mere dedikeret RDF-kraftværk, som de fx findes i Tyskland, ligesom det ikke er umuligt, at visse plastfraktioner kan sorteres fra til materiale-genbrug. Begge dele ville forbedre miljøprofilen i forhold til det her opstillede procesflow.

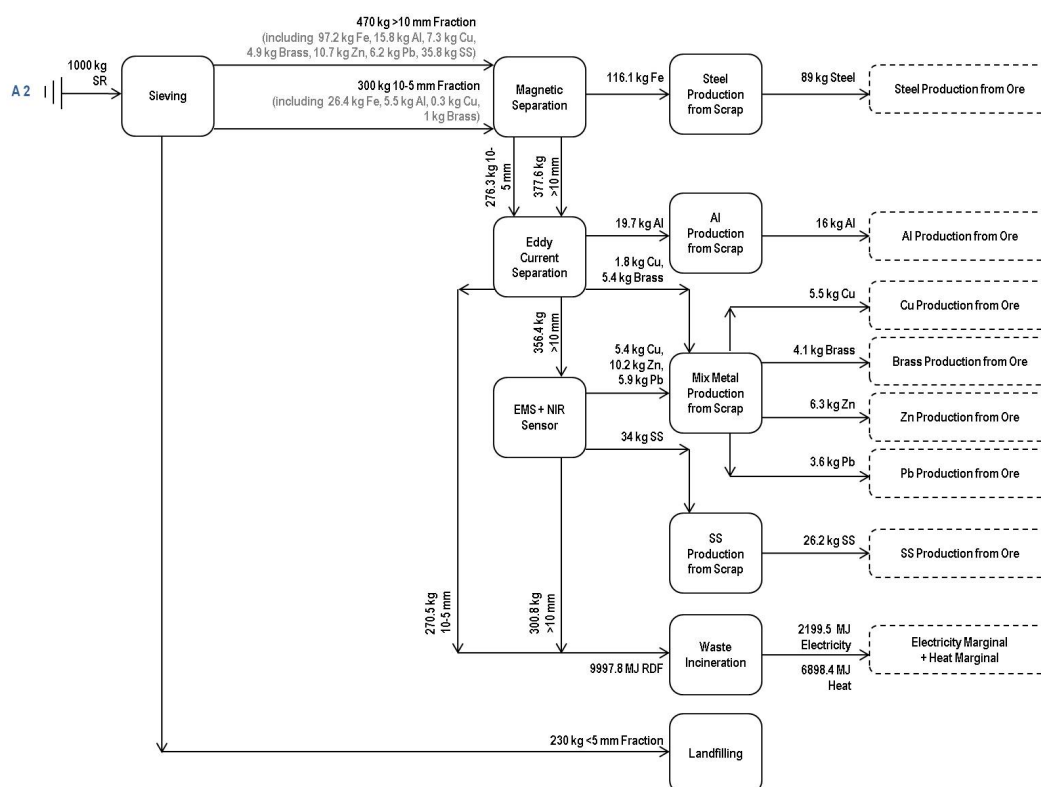
TABEL 6-4: Procesbeskrivelse af alternativ A1

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A1 Alternative 1	1	p	Alternative Scenario 1 Data as provided from Experimental Study
<i>Avoided products</i>			
Electricity in Use	457.1*4.8528	MJ	
Heat Marginal (Odense Scenario)	457.1*15.217	MJ	
Steel (Fe) Marginal	89	kg	
Al Marginal	16	kg	
Cu Marginal	5.5	kg	
Brass Marginal	4.1	kg	
Zn Marginal	6.3	kg	
Pb Marginal	3.6	kg	
SS Marginal	26.2	kg	
<i>Materials/fuels</i>			
Sieving (A3-A6)	1000	kg	
Magnetic Separation	770	kg	
Eddy Current Separation	680.8	kg	
EMS + NIR Sensor	411.9	kg	
Air Classifier	571.3	kg	
Steel (Fe) Recycling	116.1	kg	
Al Recycling	19.7	kg	
Cu Recycling	28.7	kg	
SS Recycling	34	kg	
Waste Incineration (RDF)	457.1	kg	
Landfilling of <5 mm fines	230	kg	
<i>Waste to treatment</i>			
Process-specific burdens. inert material landfill/CH U	114.3	kg	

Yderligere data for de enkelte enhedsprocesser er vist i bilag F.

Alternativt scenario 2 – A2. Genvinding af materialer og energi med magnetisk sortering, eddy current og sensorer (uden air classifier)

Dette alternativ er identisk med alternativ A1, dog uden den afsluttende air classifier. Dette indebærer, at en større del inert materiale afhændes til affaldsforbrænding, mens flow'et til gendeposering reduceres. I den 'inerte' fraktion findes en mindre del, der er brændbar samt nedbrydelig i deponiet.



FIGUR 6-3: Alternativt Scenario 2 (A2) – Procesflow-diagram. SS = stainless steel, RDF = Refuse Derived Fuel, EMS = Electromagnetic Sensing, NIR = Near Infrared Sensing

TABEL 6-5: Procesbeskrivelse af alternativ A2

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
A2 Alternative 2	1	p	Alternative Scenario 2 Data as provided from Experimental Study
<i>Avoided products</i>			
Electricity in Use	571.3*3.85	MJ	
Heat Marginal (Odense Scenario)	571.3*12.075	MJ	
Steel (Fe) Marginal	89	kg	
Al Marginal	16	kg	
Cu Marginal	5.5	kg	
Brass Marginal	4.1	kg	
Zn Marginal	6.3	kg	
Pb Marginal	3.6	kg	
SS Marginal	26.2	kg	
<i>Materials/fuels</i>			
Sieving	1000	kg	
Magnetic Separation	770	kg	
Eddy Current Separation	680.8	kg	
EMS + NIR Sensor	411.9	kg	
Steel (Fe) Recycling	116.1	kg	
Al Recycling	19.7	kg	
Cu Recycling	28.7	kg	
SS Recycling	34	kg	
Waste Incineration (RDF)	571.3	kg	
Landfilling of <5 mm fines	230	kg	

Vurdering af miljøeffekter

I det danske UMIP-LCA projekt (Wenzel et al. 1997) er der udarbejdet et miljødatasæt, der i vid udstrækning følger de internationale erkendelser på området. Datasættet er opdateret, senest i 2003, og SDU har specielt for vurdering af ressourcer opdateret datagrundlaget på basis af 2010-tal. Beregningerne er udført i programmet SimaPro version 7.3 med valg af EDIP-2003-metoden samt en ny opdateret metode for ressourcer baseret på samme princip som EDIP-1997, men opdateret til 2010-tal.

De anvendte miljøparametre er global opvarmning (100 års horisont), ozonnedbrydning, forsuring, næringsstofbelastning af jord, vand (N) og vand (P), farligt affald, slagge/aske, jord/fyld samt radioaktivt affald. De valgte ressourcer, som er relevante for projektet, er jern, aluminium, kobber, zink, bly, olie, naturgas og kul.

Effekter i form af human toksicitet og økotoksicitet er ikke medtaget. Dette valg er begrundet i, at vurderingen er langsigtet og sammenligner nye teknologier, for hvilke det ikke giver mening at søge at estimere toksiske emissioner. Drivhuseffekt og de energirelaterede aspekter i form af forsuring, næringssaltbelastning, affaldsdannelse og ressourceforbrug er mere robuste indikatorer til vurdering af de alternative teknologier, forstået på den måde, at de altovervejende afhænger af energi- og ressource-effektivitet af teknologierne og af shredderaffaldets sammensætning, i.e.:

- Hvad er indholdet og skæbnen af kulstoffet?
- Hvad er brændværdien?
- Hvad er energiforbruget og energigenvindings-effektiviteten?
- Hvilke fossile ressourcer substitueres, når energi genvindes og genbruges?
- Hvad er udbyttet af metalgenvinding for de forskellige metaller?
- Hvilke metaller substitueres?
- Hvor meget affald dannes og undgås?

Disse aspekter er robuste karakteristika ved teknologierne og systemet og ikke følsomme for detaljer ved teknologiernes performance eller for ukendte grader af end-of-pipe rensning mv. Toksicitetseffekter på den anden side afhænger altovervejende af, hvilke renseforanstaltninger, der i fremtiden vil blive taget i brug, og dette er igen mere en funktion af lovgivning og konkret myndighedsbehandling end af teknologiernes karakteristika. Dette gør toksicitetsvurdering mindre egnet til den her aktuelle strategiske vurdering end de øvrige effektkategorier. Endvidere er data vedrørende toksiske stoffer ikke tilgængelige for de aktuelle teknologier på nuværende tidspunkt.

Vurdering af resultater

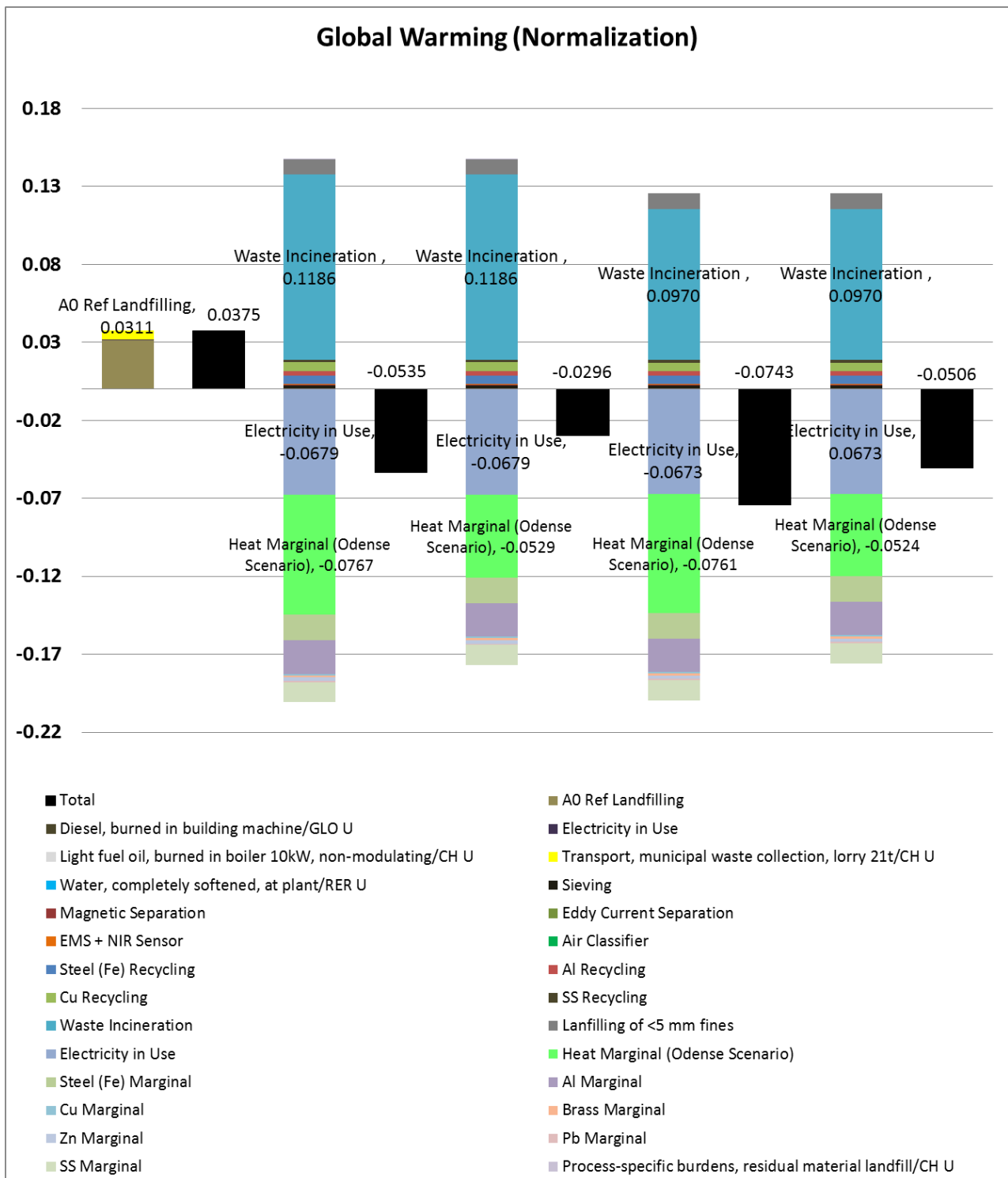
Ved fortolkningen og vurdering af resultaterne er der foretaget nogle følsomhedsanalyser for de mest afgørende forudsætninger, hvilket har vist sig at være energiforbrug og produktion i form af el og varme. For elforbruget er el produceret på et kondensværk med kul valgt som den aktuelle markeds-marginal, mens elproduktion baseret på en sammensat marginal med kul og naturgas er valgt som alternativt scenarie, idet den langsigtede el-marginal evt. er bedre repræsenteret herved. For varmeproduktion er der taget udgangspunkt i den aktuelle fjernvarmemarginal for Odense fjernvarme, og som følsomhedsvurdering er anvendt naturgas, da denne kan være relevant som langsigtet markeds-marginal, hvis fjernvarmenettet på længere sigt evt. udvides.

6.3.2 Resultater og diskussion

Resultaterne for beregning af drivhuseffektbidragene fra de alternative scenarier er vist i bilag H, hvor resultaterne er opdelt på de væsentligste processer i systemerne, inklusive begge de alternative scenarier og følsomhedsscenarier med forskellig fjernvarmemarginal. Resultaterne er udtrykt i kilogram CO₂-ækvivalenter. Alle værdier i figurene i bilag H er vist i kilogram CO₂-ækvivalenter relativt til den proces, der bidrager mest. Den røde søjle til højre i hver proces udtrykker den inducerede drivhuseffekt i processen relativt til drivhuseffekten fra den mest bidragende proces.

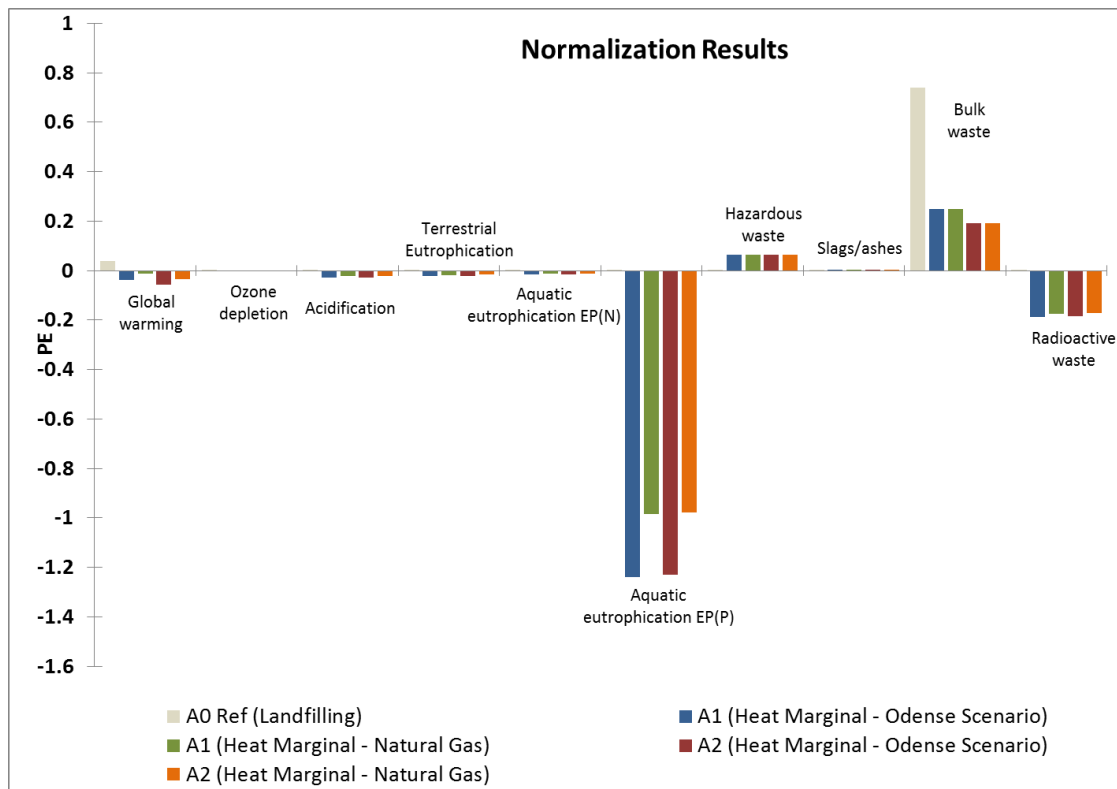
Figur 6-4 viser de aggregerede og normaliserede resultater udtrykt i person-ækvivalenter efter normaliseringen, jfr. metoden beskrevet i Wenzel et. al, (1997). I figuren er resultaterne både vist fordelt på de væsentligste kilder til drivhuseffekt og som nettobidrag, hvor forårsagede og undgåede udledninger er lagt sammen. Af figuren ses det, at begge alternativer til deponering af shredderaffaldet medfører betydeligt mindre udslip af drivhusgasser end ved deponering af affaldet. Som det fremgår, betyder shredderaffaldets energiindhold mest for drivhuseffektregnskabet, og det er meget afgørende for regnskabet, at dette kan genvindes og nyttiggøres til el og fjernvarme. Endvidere betyder den undgåede emission af drivhusgasser fra deponiet meget. Dernæst står genvindingen af jern, aluminium og rustfrit stål og den tilsvarende fortrængning af jomfruelige materialer for de mest betydende reduktioner af drivhusgasudledningen. Som det fremgår, betyder selve separations- og genvindingsprocesserne næsten ingenting i det samlede billede, det er den undgåede produktion af el, varme og jomfruelige materialer, der er altafgørende.

Alternativ 2 ses at bidrage mindst til drivhuseffekt sammenlignet med referencen og alternativ 1 – uanset hvilken fjernvarmemarginal, der antages. Det skyldes, at residualfraktionen fra air classifieren forsat indeholder lidt brændbart materiale og lidt bio-nedbrydeligt materiale, hvorved der i drivhusgasregnestykket både er en lille gevinst ved at genvinde energien og ved at undgå emissioner fra deponeringsanlægget. Selv om disse fordele er små, fordi både brændværdi og indhold af bionedbrydeligt materiale er små, er fordelene altså større end ulemperne ved at lade denne del gå gennem forbrænding, rent miljømæssigt. Hermed ikke vurderet, om det også rent teknisk og økonomisk er hensigtsmæssigt at lade denne del forbrænde.



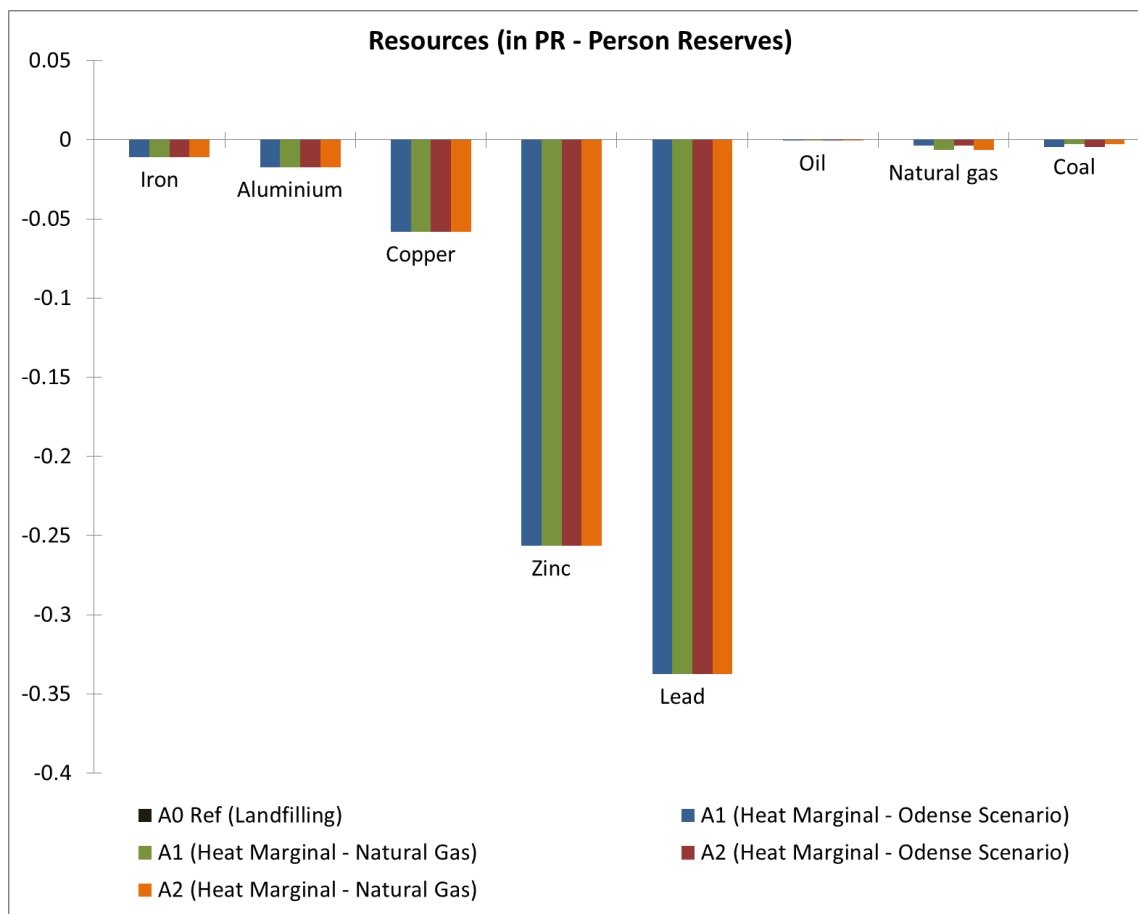
FIGUR 6-4: Aggregerede og normaliserede resultater for drivhuseffekt for referencescenariet og de to alternativer, udtrykt i personækvivalenter per 1000 kg shredderaffald

Resultaterne for de øvrige miljøeffekt-kategorier er vist i Figur 6-5. Det fremgår, at alternativ 2 er det mest miljøvenlige også for de øvrige effekt-kategorier, hvilket ikke er overraskende, fordi de aktuelle miljøeffekter overvejende hidrører fra energisystemerne.



FIGUR 6-5: Aggregerede og normaliserede resultater for øvrige udvalgte miljøeffektkategorier for referencescenariet og de to alternativer, udtrykt i personækvivalenter per 1000 kg shredderaffald

Figur 6-6 sammenligner referencen og alternativerne med hensyn til deres træk på sparsomme ressourcer. I dette tilfælde er værdierne for referencen i alle tilfælde nær nul, idet referencen er fortsat deponering af shredderaffaldet. Kun for de fossile brændsler kan anes et lille træk på ressourcer fra de mekaniske processer på lossepladsen. Alternativerne er begge ressourcemæssigt meget fordelagtige i forhold til referencen, og de er samtidig ens, hvad angår trækket på metalressourcer, idet de to alternativer indebærer samme grad af metalgenvinding. Der ses en lille forskel på trækket på fossile brændsler grundet forskellen i energigenvinding mellem de to alternativer. Det fremgår desuden, at ressourcebesparelsen vægter højest for det genvundne metalindhold i forhold til den genvundne energi/fossile brændsler i det anvendte vægtede billede, hvor ressourcerne er vægtet i personreserver efter deres sparsomhed. Hvor energigenvindingen betyder mest for miljøeffekterne, er det således modsat for ressourcetrækket, hvor metalgenvindingen betyder mest.



FIGUR 6-6: Vægtede resultater for ressourcetræk fra referencen og de to alternativer udtrykt i personreserver per 1000 kg shredderaffald

Følsomhedsvurdering

Der er udført følsomhedsvurdering på en anden fjernvarmemarginal, som før beskrevet og vist i resultaterne. Fra sammenligningen af fjernvarmemarginaler er det tydeligt, at den anvendte og antagne fjernvarmemarginal i Odense er mere fordelagtig end en mere langsigtet naturgasmarginal. Det skyldes, at den i Odense an-tagne marginal har en afsmittende effekt på fossil el-produktion gennem varme-el-samspillet i kraft/varmeverket i Odense, og at denne el-marginal er antaget at være kondensulkraftværker.

Der er også udført følsomhedsvurdering på en anden el-marginal, nemlig en blandet kul/naturgasmarginal. Dette medførte ikke nogen nævneværdig forskel. Resultaterne er derfor ikke vist.

6.4 LOVGIVNINGSMÆSSIGE BARRIERER FOR IMPLEMENTERING AF BEHANDLINGSMETODEN

I relation til at igangsætte en opgravning og udvinding af ressourcer fra deponeret shredderaffald vil der være en række lovgivningsmæssige forhold, som kan få betydning for beslutningen. De lovmæssige rammer, der bringes i spil, omfatter miljølovgivningen, skattelovgivningen og planlovgivningen. Det er kompliceret og nødvendigvis ikke entydigt, hvordan disse lovgivningsmæssige rammer spiller sammen. Det vil derfor være nødvendigt, at der i de konkrete tilfælde etableres en dialog med de relevante myndigheder. I det følgende diskuteres nogle af de lovgivningsmæssige forhold kort.

6.4.1 Anlægsmæssige forhold

Opgravning af deponeret shredderaffald skal efter al sandsynlighed godkendes af myndighederne i henhold til godkendelsesbekendtgørelsen (BEK 1640:2006), idet plangrundlaget for deponeringsanlæggenes miljøgodkendelse formentlig ikke omfatter en genopgravning af affaldet. Godkendelsesmyndigheden vil i det konkrete tilfælde skulle tage stilling til sagen.

Opstilles der et behandlingsanlæg på deponeringsanlægget til udvinding af ressourcer fra opgravet shredderaffald, skal der tages stilling til, om godkendelsen af anlægget kræver en VVM-redegørelse. Hvis anlægget er et simpelt sorteringsanlæg bestående af 2-3 sigter, kræves der formentlig ikke en VVM-redegørelse, idet et sådant anlæg ikke er omfattet af bilag 1 og 2 i BEK 1510:2010 om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning. Dog er det godkendelsesmyndigheden, der skal tage stilling til dette for den konkrete sag.

Ved opgravning af shredderaffald vil lokalplanen for området kunne blive berørt, idet planen indeholder bestemmelser om, hvorledes et deponeringsanlæg rent landskabsmæssigt skal fremstå efter afslutning. For allerede nedlukkede deponeringsenheder kan dette blive en økonomisk byrde, hvis det bortgravede shredderaffald skal erstattes med rent jord.

6.4.2 Forhold omkring gendeponering

Ved størrelsesfraktionering af shredderaffaldet tyder resultaterne af denne undersøgelse på, at de omkring 30% af den opgravede mængde, som udgør finfraktionen (< 5 mm), formentlig skal gendeponeres, i hvert fald indtil egnet behandlingsteknologi er udviklet. Fraktionen til gendeponering skal efter al sandsynlighed betragtes som en ny affaldstype, og det skal derfor belyses, om affaldet skal klassificeres som farligt affald eller som ikke-farligt affald.

Hvis affaldsfraktionen klassificeres som farligt affald, skal det underkastes en grundlæggende karakteriseringstestning i henhold til BEK 719:2011 om deponeringsanlæg. Hvis affaldsfraktionen klassificeres som ikke-farligt affald, er der i BEK 719:2011 indtil videre ikke krav om en grundlæggende karakteriseringstestning.

Der skal endvidere tages højde for, at funktionsdueligheden og levetiden af de miljøbeskyttende foranstaltninger (membraner og perkolatopsamlings-systemer) skal revurderes, og hvis det er nødvendigt, skal systemerne genetableres, inden deponeringsenheden igen kan tages i brug.

7 Konklusioner

På baggrund af resultaterne, som er opnået i dette projekt, kan følgende konkluderes:

Partikelstørrelsesfraktionering ved sigtning gav følgende resultater:

- 45 mm udgjorde mellem 11 og 13%,
- 45-10 mm udgjorde mellem 34 og 40%,
- 10-5 mm udgjorde mellem 28 og 30%
- < 5 mm udgjorde 18-24% af den opgravede mængde shredderaffald.

Ved sammenligning med tidligere opnået resultater fra laboratorieforsøg blev det fundet, at sigtningen af det opgravede shredderaffald ikke var tilstrækkeligt effektiv til at frasortere især den fine fraktion på mindre end 5 mm. Kun omkring halvdelen af finfraktionen blev sorteret fra i fraktionen mindre end 5 mm.

Resultater af kemiske analyser udført på de enkelte fraktioner indikerede, at det sandsynligvis ikke vil være muligt at om-klassificere en eller flere af de opnåede fraktioner af shredderaffaldet fra farligt affald til ikke-farligt affald pga. indholdet oliekomponenter, som overskred farlighedskriteriet. Indholdet af Cu, Pb og Zn overskred miljøfarekriterierne.

Kemiske analyser viste, at metalindholdet i de enkelte fraktioner lå på mellem 28% og 37% (baseret på tørstofvægt). På baggrund af massebalancebetragtninger samt antagelser vedrørende metallernes kemiske form og oxidationsgrad blev det vurderet, at jern og aluminium fandtes med omkring halvdelen som rene metaller og halvdelen som oxider i størrelsesfraktionerne større end 5 mm, mens de øvrige metaller primært forekom som rene metaller. Oxideringsgraden var højst sandsynligt større i den mindste fraktion (< 5 mm).

Ved genbehandling af fraktioneret shredderaffald i et metalsorteringsanlæg var det muligt at udsortere en rimeligt stor andel af potentialet af frie metaller. Potentialet af frie metaller blev ved massebalancebetragtninger anslået til mellem 13 og 18% i fraktionerne større end 5 mm (50% af metalindholdet). Ved behandling i shredder anlæggene lykkedes at genvinde mellem 10 og 15% af metallerne. Genvindingen var klart størst fra de største fraktioner (> 45 mm). Dog viste resultaterne, at der efter genbehandling i et shredder anlæg stadig ville være et potentiale for metalgenvinding. Dette gjaldt især for de mindste størrelsesfraktioner.

Ved håndsortering blev der frasorteret 18-22% plast fra fraktionerne større end 10 mm. Ved mekanisk sortering blev der genvundet ca. 13% plast fra fraktionerne større end 5 mm, som formentlig helt eller delvist vil kunne afsætte til genanvendelse.

Potentialet for energiudnyttelse af opgravet shredderaffald steg med stigende partikelstørrelsesfraktion. Efter frasortering af plast blev brændværdierne for fraktionerne > 10 mm bestemt til mellem 7 og 17 MJ/kg. Brændværdier inklusiv plast blev for fraktionerne > 45 mm og 45-10 mm fraktionerne estimeret til mellem 14 og 27 MJ/kg – størst for fraktionerne > 45 mm. Brændværdierne

bestemt for fraktionen 10-5 mm var lavere end ventet (under brændværdien for husholdningsaffald), hvilket kunne skyldes for dårlig fraseparation af finfraktionen.

Finfraktionen (mindre end 5 mm) havde med et højt askeindhold og metalindhold samt lav brændværdi ikke et potentiale for energiudnyttelse, men ville kunne gendeponeres.

Samlet set kan det konkluderes, at deponeret shredderaffald indeholder en betydelig ressource i form af materialer og energi. Det var muligt ved simpel størrelsesfraktionering at reducere mængderne af shredderaffald, deponeret i separate celler på de danske deponeringsanlæg, med 60-70%.

Teknisk vil der være behov for at optimere fraktioneringsprocessen i forhold til at opnå en tilstrækkelig god fraktioneringseffektivitet under hensyntagen til eventuelle støvproblemer.

Miljømæssigt vil det være fordelagtigt at opgrave og genanvende ressourcerne i form af materialer og energi. Genvinding af energi havde størst betydning for reduktion i miljøeffekterne, og genvinding af metaller betød mest for trækket på jomfruelige ressourcer.

Hvorvidt det økonomisk vil kunne betale sig for deponeringsanlæggene at opgrave og genvinde ressourcer fra deponeret shredderaffald, vil afhænge af den konkrete situation. Det var især afgiftsstrukturen for genvinding af energi, der var afgørende, men også fastsættelse af f.eks. værdi af frigjort deponeringsvolumen havde betydning for regnskabet.

Der blev ikke identificeret egentlige lovgivningsmæssige barrierer for at opgrave og genanvende ressourcer i shredderaffald.

8 Litteraturhenvisninger

Affald danmark (2011). Forsøg med forbrænding af shredderaffald. Rapport fra Amagerforbrænding, november 2011.

Affaldsstrategi '10. Juni (2010), Miljøministeriet

Ahmed N., Wenzel H., Hansen J.B. (2012a). Characterization of Shredder Residues generated and deposited in Denmark, Submitted to Environmental Science & Technology.

Ahmed N., Wenzel H., Hansen J.B. (2012b). Feasibility of recovering the resource potential of shredder residues. Submitted to Environmental Science & Technology.

BEK nr. 1510 15/12/2010. Bekendtgørelse om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning. BEK nr. 1640 af 13/12/2006. Bekendtgørelse om godkendelse af liste-virksomhed

BEK nr. 1662 af 21/12/2010. Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenet bygge- og anlægsaffald.

BEK nr. 311 01/04/2011. Bekendtgørelse af lov om afgift af affald og råstoffer (affalds- og råstofafgiftsloven).

BEK nr. 719 af 24/06/2011. Bekendtgørelse om deponeringsanlæg (deponeringsbekendtgørelsen)

Burger, B., Bauer, Ch. (2007) Windkraft. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent data v2.0. Editors: Dones R.. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.

Christensen T. (1998). Affaldsteknologi, teknisk forlag, København.

Christensen, T. H. (2011), Solid Waste Technology & Management, Blackwell Publishing Ltd. ISBN: 978-1-405-17517-3

Classen M., Althaus H.-J., Blaser S., Tuchschnid M., Jungbluth N., Doka G., Faist Emmenegger M. and Scharnhorst W. 2009. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.0, No 10. EMPA Duebendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch

DAKOFA 2008. Affaldscamp 2008. <http://www.dakofa.dk/Publikationer/events/camp08/default.aspx>

DHI (2011). Deponering af shredderaffald - Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusrapport 2010 udarbejdet for Reno Djurs I/S.

Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., Rosenberg, L., Diaz, L.F., UNEP International Environmental Technology Centre., CalRecovery, I., 2005. Solid waste management. United Nations Environment Programme, Paris.

Doka G. (2007) Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent data v2.0. Volume: 13. Swiss Centre for LCI, Empa - TSL. Dübendorf, CH.

Dones, R., Bauer, C., Roeder, A., 2007. Kohle. In: Dones, R. (Ed.) et al., Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent No. 6-VI, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Ekvall, T. and B.P. Weidema. 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. International Journal of Life Cycle Assessment. 9(3) : 161-171.

Faist Emmenegger, M., Heck, T., Jungbluth, N. (2007) Erdgas. Sachbilanzen von Energiesystemen. Final report No. 6 ecoinvent data v2.0. Editors: Dones R.. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH.

Frischknecht R., Tuchschnid M., Faist Emmenegger M., Bauer C., Dones R. 2007: Strommix und Stromnetz. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Ecoinvent report No. 6, v2.0. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, Online-Version under: www.ecoinvent.ch

Handlingsplan for fremme af Miljøeffektiv teknologi 2010-2011. Februar 2010, Regeringen

Hansen, J.B., Hjelm O., Hyks J., Rolsted H., Therkildsen M., Nedenskov J., Andersen F.(2011) Landfilling of shredder residues: Testing of leaching properties. In: Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3-7 October 2011.

Huisman, J., 2003. The QWERTY/EE concept: quantifying recyclability and eco-efficiency for end-of-life treatment of consumer electronic products. PhD. thesis. Technical University of Delft.

ISO 14040, (1997), International standard 14040 - Environmental management Life cycle assessment - Principles and framework, International Standard Organization, Geneva.

ISO 14041, (1998): International standard 14041 - Environmental management Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis, International Standard Organization, Geneva.

KOM (2011) 571 endelig. Meddelelse fra Kommissionen til Europa-parlamentet, rådet, det europæiske økonomiske og sociale udvalg og regionsudvalget. Køreplan til et ressourceeffektivt Europa- 20.09.2011

LBK nr. 1292 af 17/11/2010. Bekendtgørelse af lov om afgift af stenkul, brunkul og koks m.v.

LBK nr. 879 af 26/06/2010. Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse (Miljøbeskyttelsesloven)

Lund, H., Mathiesen, B.V., Christensen, P., Schmidt, J.H., 2010. Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 260-271.

MST (1997). Moderne, miljørigtig behandling af shredderaffald – Forprojekt. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 90.

MST (2011) Orientering om håndtering af PCB-holdigt bygge- og anlægsaffald. 5 juli 2011.

Titech, 2011a. Application report – Wire recovery. Titech AS. Norway. Accessed online 15.10.2011 at: <http://www.titech.com/specialist-sorting/wire-recovery-11487>

Wenzel H, Hauschild M Z and Alting L (1997): *Environmental Assessment of Products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies in product development*. Chapman & Hall, United Kingdom, 1997, ISBN 0-412-80800-5.

Wenzel, H. 1998. Application dependency of LCA methodology: key variables and their mode of influencing the method. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 3(5): 281-288.

Wenzel, H., M. Wesnæs and O.L. Dall. 2009. Consequential life cycle assessment. Document prepared in the framework of the System Analysis Course (XC-SYS1). University of Southern Denmark.

Assessment of resource potential in shredder waste

The initial assessment of resources in shredder waste is based on results obtained in a Ph.D. project “Methodology development for feasibility assessment of resource recovery from waste undertaken by Nassera Ahmed. The results obtained in the Ph.D. project are to be submitted for publication in Environmental Science and Technology (Ahmed et al., 2012 a, b). The results constitute the basis for initial assessment of resources in landfilled shredder waste and for setting up the sieving concept.

Particle size separation

In Table A.1 – Table A.3 the results of particle size separation of shredder waste are summarized for samples from different landfill sites – Odense Nord Miljøcenter (ONM), AV Miljø (AVM) and Reno Djurs (RD). Samples collected from ONM and AVM represent different age of the waste.

Table A.1 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for shredder waste samples obtained from Odense Nord Miljøcenter (ONM).

Sample	ONM-	ONM-02	ONM-03	ONM-04
Age group	2000-	2003-2006	2007-	2009
Weight, wet	13.8	10.3-10.4	12.9-	8.84
Weight, dry	12.0	8.9-9.3	11.2-	7.99
Size fraction				
>10 mm	32.3	31.5-37.6	36.3-	36.3
10 – 4 mm	14.0	18.4-18.6	15.8-	15.6
1 – 4 mm	15.8	16.5	13.5-	18.9
<1 mm	37.1	26.9-32.6	22.0-	28.5

Table A.2 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for shredder waste samples obtained from A/V Miljø (AVM).

Sample	AVM-01	AVM-02	AVM-03	AVM-04
Age group	1990-2000	2001-2004	2005-2008	2009-2010
Weight, wet	15.4	13.2	15.0	9.1-13.6
Weight, dry	12.8	11.1	12.5	8.0-12.3
Size fraction				
>10 mm	35.6	39.4	35.4	26.0-46.4
10 – 4 mm	13.9	13.0	15.9	13.9-15.9
1 – 4 mm	16.7	13.9	15.9	10.2-19.0
<1 mm	32.7	32.5	32.6	25.2-39.6

Table A.3 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for shredder waste samples obtained from Reno Djurs deposit site (RD).

Sample	RD-01	RD-03	RD-05
Age group	May 2009	June 2009	July 2009
Weight, wet	14.9-19.6	7.5-7.8	6.6-7.5
Weight, dry	14.3-19.2	7.2-7.5	6.3-7.2
Size fraction			
>10 mm	47.2-49.4	31.0-33.0	26.8-33.0
10 – 4 mm	17.2-17.5	15.3-17.1	17.2-18.9
1 – 4 mm	10.1-11.1	15.3	15.4-18.0
<1 mm	21.4-22.2	35.9-36.4	32.5-37.9

Similarly for all three sites, the largest amounts were typically associated with the >10 mm fraction, followed by the <1 mm fraction. The remaining two fractions (i.e., 10 – 4 mm and 1 – 4 mm) accounted for approximately 30% of the total mass in all cases. Rather large variations observed between individual samples could be attributed to high heterogeneity of shredder waste and different deposition periods.

Potential for recovery of material fractions

Fraction >10 mm

Material fractionation

The fraction with particles >10 mm was manually sorted into 12 material fractions. The results of the sorting experiments are shown in Table A.4 – Table A.6. In following text, the results will be discussed in detail for metals and plastic as these two categories are of main importance with respect to possible material recovery. In addition it is clear from these results that this fraction also has a high potential for recovery of energy.

Table A.4 Material fractionation in the >10 mm fraction for shredder waste samples collected at Odense Nord Miljøcenter.

Sample	ONM-01	ONM-02	ONM-03	ONM-04
Age group	2000-2001	2003-2006	2007-	2009
Material				
Metals	24	16-24	32-35	15.7
Plastic	18	24-26	21-26	33.4
Rubber	12	14-15	12	12.3
Wood	7.0	4.0-6.9	5.7-7.7	7.6
Foam/Fluff	5.2	3.0-4.6	2.5-3.8	4.5
Textile	1.7	2.2-2.9	2.1-2.9	2.6
Paper/Cardboard	1.6	0.9-1.8	1.1-2.1	2.6
Wires	1.8	1.3-1.7	1.6-2.0	3.1
Electronics	1.0	0.2	0.1	0.4
Glass/Ceramics	1.5	0.2-0.6	0.2-0.4	0.4
Stones	21	5.7-10	0.7-4.2	14.4
Misc /Mix	2.8	13-18	8.0-15	2.5

Table A.5 Material fractionation in the >10 mm fraction for shredder waste samples collected at A/V Miljø.

Sample	AVM-01	AVM-02	AVM-03	AVM-04
Age group	1990-	2001-2004	2005-2008	2009-2010
Material	%	%	%	%
Metals	20	25	29	7.1-9.1
Plastic	19	21	23	21-25
Rubber	18.0	13	12	11-20
Wood	3.8	13	5.8	7.4-12
Foam/Fluff	9.3	4.9	3.7	6.3-11
Textile	9.1	4.4	3.1	8.4-13
Paper/Cardboard	2.5	1.1	2.2	2.6-3.0
Wires	2.4	2.6	1.8	3.1-5.7
Electronics	0.4	0.6	0.9	0.3-0.5
Glass/Ceramics	1.1	0.3	0.2	0.1-0.2
Stones	1.4	2.9	7.8	1.1-4.4
Misc /Mix	11.0	9.6	9.1	8.7-11

Table A.6 Material fractionation in the >10 mm fraction for shredder waste samples collected at Reno Djurs disposal site.

Sample	RND-01	RND-04
Age group	May 2009	June 2009
Material		
Metals	12.6	16.3
Plastic	34.2	37.0
Rubber	23.8	17.5
Wood	7.3	6.9
Foam/Fluff	6.1	6.5
Textile	0.9	0.8
Paper/Cardboard	0.5	0.1
Wires	3.1	3.2
Electronics	0.4	0.4
Glass/Ceramics	0.1	0.1
Stones	5.1	5.1
Misc /Mix	5.2	5.5

As shown in Table A.4 – Table A.6 between 16 – 35% (w/w), 8 – 30% (w/w) and 13 – 16% (w/w) were sorted out as “metals” (including both ferromagnetic and non-magnetic metals) from the >10 mm fraction of shredder waste samples obtained at Odense Nord Miljøcenter (ONM), A/V Miljø (AVM) and Reno Djurs (RD), respectively. Related to the size fractionation of the samples (shown in Table A.1 – A.3), these metal contents represent approximately:

- 50 – 160 kg of “metals” per ton of dried shredder waste in case of ONM
- 24 – 105 kg of “metals” per ton of dried shredder waste in case of AVM
- 50 – 60 kg of “metals” per ton of dried shredder waste in case of RD (based upon May and June 2009 samples only)

In order to obtain detailed information about the types of metals that are present in the >10 mm fraction samples from ONM was analyzed by H.J. Hansen. The purity of the “metal” fractions sorted out from the >10 mm fraction was determined and

it was found that $82 \pm 13\%$ (w/w) of the “metal sorted out” was actual metals whereas $18 \pm 13\%$ (w/w) of waste. The metals were further separated into 6 fractions: iron, copper, aluminum, stainless steel, brass, and other metals. The amounts of material in these six categories were recalculated to one ton of dried shredder waste gaining the total amounts of these metals per ton of dried waste; an overview of which is given in Table A.7.

Table A.7 Amounts of different metals (as % w/w of 1000 kg dried sample) for shredder waste samples obtained from Odense Nord Miljøcenter (ONM).

Sample	ONM-01	ONM-02	ONM-03	ONM-
Age group	2000-	2003-	2007-2008	2009
Amounts %(w/w)				
Iron	3.9	2.5-4.1	3.2-10	3.3
Copper	0.1	0.03-0.1	0.1-0.2	0.1
Aluminum	0.7	0.3-0.9	0.3-1.1	0.7
Stainless steel	1.8	0.8-1.1	3.2-6.4	1.0
Brass	0.5	0.1-0.3	0.3-0.9	0.1
Other metals	0.05 ^a	0-4.2 ^b	0.4 ^c -0.9 ^a	0.2 ^d
Sum of metals	7.0	5.5-9.0	11-16	5.5

^a Lead; ^bCr-steel; ^c Lead and tin; ^d Zinc and lead

It could be seen in Table A.7 that “metals” may contribute to $9 \pm 4\%$ (w/w) (median 8.0) of the waste mass.

Similar detailed information for metals sorted out from the >10 mm fraction is not available for samples collected from AVM and RD. However, it is believed that these values are more or less representative for typical Danish shredder waste.

As shown in Table A.4 – Table A.6 between 18 – 33% (w/w), 19 – 25% (w/w) and 34 – 37% (w/w) were sorted out as “plastic” (mixture of different kinds of plastic) from the >10 mm fraction of shredder waste samples obtained at ONM, AVM and RD, respectively. Related to the size fractionation of the samples (shown in Table 3.1 – Table 3.3), these represent approximately:

- 60 – 120 kg of “plastic” per ton of dried shredder waste in case of ONM
- 65 – 110 kg of “plastic” per ton of dried shredder waste in case of AVM
- 110 – 170 kg of “plastic” per ton of dried shredder waste in case of RD (based upon May and June 2009 samples only)

The above values represent the total amounts of mixed plastic in different shredder waste samples deposited between 1990 – 2010. It could be seen that materials from ONM and AVM were comparable, whereas materials from RD contained higher amount of mixed plastic. This is due to the fact that samples deposited after 2009 had higher fraction of mixed plastic than samples deposited before 2009 as illustrated in Figure A.1.

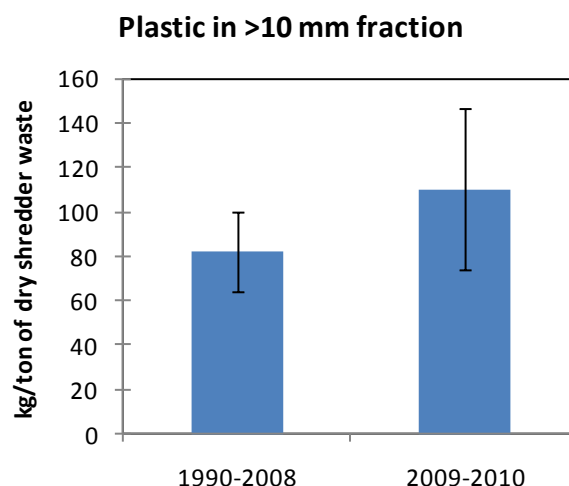


Figure A-1 Amounts of plastic (mixture of different types) in shredder waste samples deposited at all 3 sites before and after 2009.

Fractions 10-4 mm and 4-1 mm

The resource potential of samples of 10-4 mm fraction and 4-1 mm fraction were addressed based upon chemical analysis and as far as possible handsorting of metals. The metal pieces were analysed and the type of metal determined. The results obtained for 10-4 mm and 4-1 mm fractions are shown in Table A-8 and Table A-9 for selected elements.

Overall, these results showed that valuable metals are present in both the 10-4 mm fraction and the 4-1 mm fraction. It is however not clear how much of the metal identified from the chemical analysis can actually be recovered as free metals. The metal recovery potentials are in fraction 10-4 mm and 4-1 mm comparable.

Table A-8 Results of chemical analysis of the fractions 10-4 mm after sorting out metal pieces. All results shown in mg/kg TS.

Element	ONM 2000-2009		AVM 1990-2008		AVM 2009-2010		RD 2009-2010	
	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out
Al	52.300	313	31.500	179	50.600	12.100	31.500	2.630
Fe	117.000	78.300	155.000	38.900	100.000	52.800	55.500	13.500
Ti	2.420	6,8	3.190	8	2.600	21	2.840	7
Cr	896	7.500	684	38	476	491	517	942
Cu	12.813	387	37.480	1.420	61.000	12.200	25.900	16.200
Ni	0	1.250	774	246	205	289	434	545
Pb	10.374	26	6.253	37	1.543	67	7.570	1.040
Sn	116	2,7	3.397	3	193	8,5	345	119
Zn	113.900	100	14.464	536	6.730	780	17.510	6.490

Table A-9 Results of chemical analysis of the fractions 4-1 mm after sorting out metal pieces. All results shown as mg/kg TS.

Element	ONM 2000-2009		AVM 1990-2008		AVM 2009-2010		RD 2009-2010	
	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out	chemical analysis	sorted out
Al	31.900	222	28.900	567	38.200	121	39.600	106
Fe	192.000	91.600	181.000	37.100	177.000	30.600	162.000	26.000
Ti	2.960	7	4.040	8	3.940	5	3560	13
Cr	585	3.350	778	1.320	1.230	256	2.760	1.350
Cu	10.350	7.850	41.300	21.000	16.344	156	42.380	2.120
Ni	50	1.430	644	746	1.441	129	1,0	721
Pb	5.096	74	1.956	104	970	10	6.957	43
Sn	948	7	214	71	237	2	947	4,4
Zn	15.821	679	10.300	1.500	15.118	82	17.060	340

Fraction <1 mm

Metal contents of this fraction seem comparable based on total chemical analysis with the larger particle size fractions (Figure A-2).

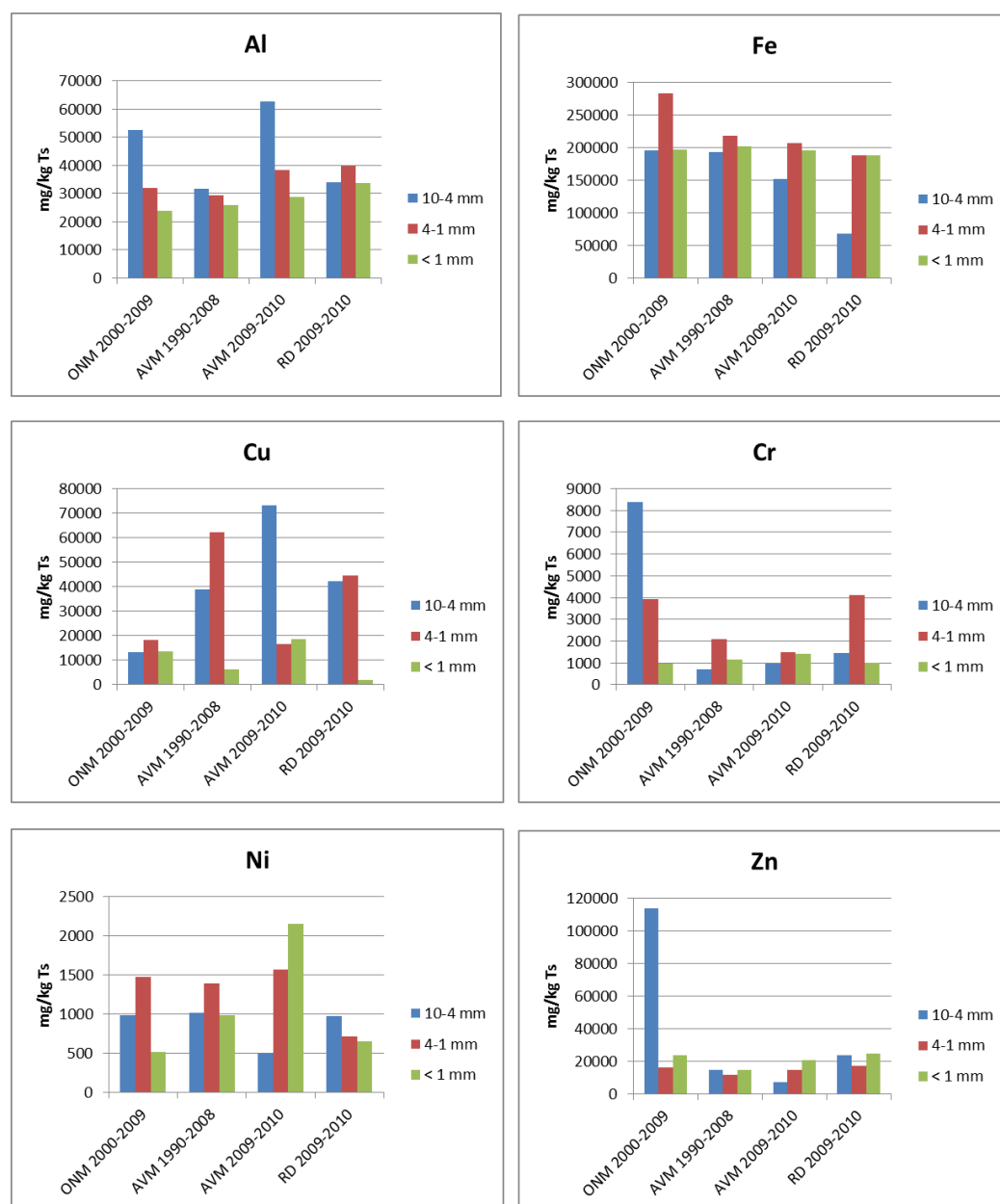


Figure A-2 Content of selected metals in fractions 10-4 mm, 4-1 mm and <1 mm for samples from Odense Nord Miljøcenter (ONM), A/V Miljø (AVM) and Reno Djurs (RD).

Recovery of energy

The lower heating value (LHV) of ordinary municipal solid waste (MSW) in Denmark is reported between 8-13 MJ/kg. Having comparable or higher heating value than ordinary MSW makes the shredder waste indeed an interesting option for energy recovery. The results of LHV determinations are shown on next page in Figure A-3 to Figure A-5.

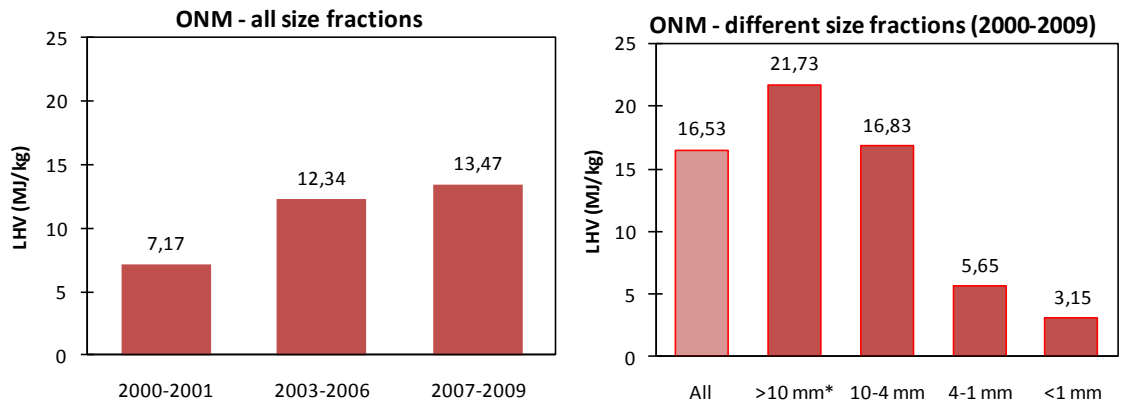


Figure A-3 LHV of ONM samples. Left: different age groups, all size fractions combined. Right: different size fractions + a mixed sample. * Metals removed before analysis of LHV.

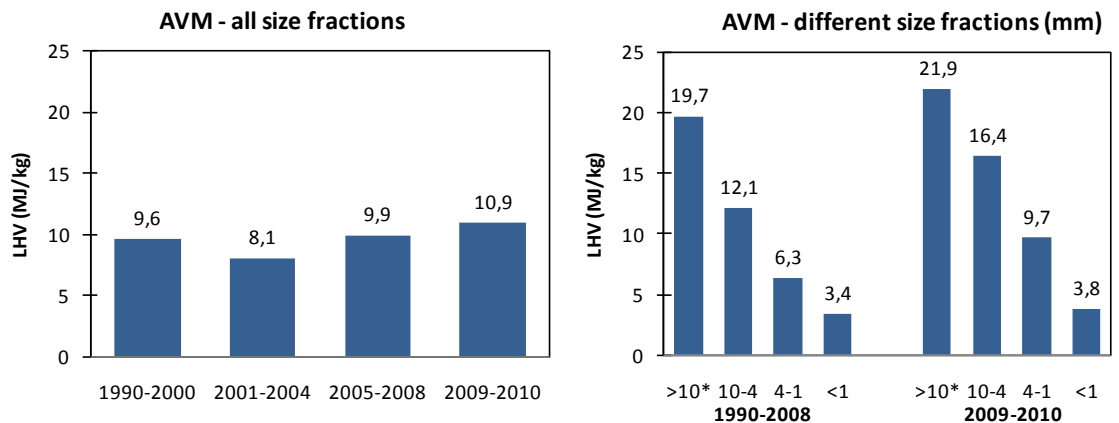


Figure A-4 LHV of AVM samples. Left: different age groups, all size fractions combined. Right: different size fractions for mixed samples from 1990-2008 and 2009-2010, respectively. * Metals removed before analysis of LHV.

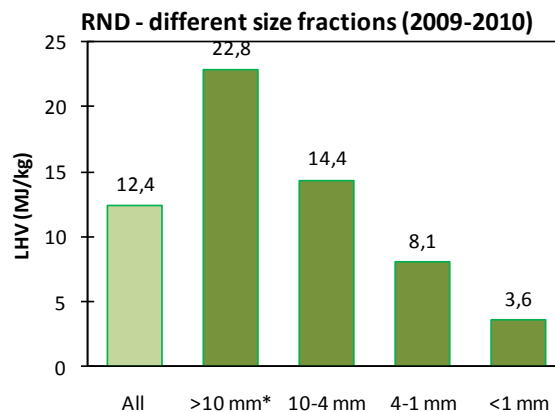


Figure A-5 LHV of a mixed RND sample for period 2009-2010. * Metals removed before analysis of LHV.

Based on the results of fractionation experiments, LHV was expected to increase disproportionately to sample age mostly because of higher fraction of plastic in the shredder waste, which is caused by more extensive use of plastic in today's consumer products and car production. This was clearly the case for ONM sample, whereas not so obvious trend was found for AVM samples. In order to better illustrate the difference in LHV between ONM and AVM samples, the 12 material fractions in >10 mm samples were re-organized into 5 larger groups with respect to potential material and/or energy recovery:

- metals
- burnable material (i.e., a mixture of plastic, foam, rubber, cardboard, paper, textiles, etc.)
- wires
- electronics/printed circuit boards
- inert (stones, gravel, soil)

The results are shown in Table A-10 and Table A-11 in *italic* as sub-fractions of the original >10 mm fractions.

It could be seen in Table A-10 that “burnable” fraction was increasing in ONM samples in the three time periods i.e., 2000 – 2001, 2003 – 2005, 2007 – 2009. This was not the case in AVM samples, except for the samples from 2009-2010 (Table A-11).

Table A-10 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for shredder waste samples obtained from Odense Nord Miljøcenter (ONM).

Sample	ONM-01	ONM-02	ONM-03	ONM-04
Age group	2000-2001	2003-2006	2003-2005	2007-2009
Size fraction (%)				
>10 mm	32.3	31.5	37.6	36-47
- <i>metals</i>	7.8	5.2	9.2	5.7-16
- <i>burnable</i>	15.3	18.0	18.7	18-24
- <i>wires</i>	0.6	0.6	0.5	0.6-1.1
- <i>electronics</i>	0.3	0.1	-	0.04-0.14
- <i>inert</i>	8.3	7.7	9.2	5.8-6.3
burnable in % (w/w) of >10 mm fraction	47	57	49	49-63

Table A-11 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for shredder waste samples obtained from A/V Miljø (AVM). Samples AVM-04, AVM-05 and AVM-06 were mixed prior to the more detailed fractionation, which was then performed on the mixed sample.

Sample	AVM-01	AVM-02	AVM-03	AVM-
Age group	1990-2000	2001-2004	2005-	2009-
Size fraction (%)				
>10 mm	35.6	39.4	35.4	26-46
- metals	7.3	10.2	10.6	3.0
- burnable	22.4	22.8	17.7	27
- wires	0.9	1.0	0.7	1.7
- electronics	0.1	0.2	0.3	0.1
- inert	4.9	5.1	6.1	5.0
burnable in % (w/w) of >10 mm fraction	63	58	50	73

Overall, “burnable” accounted for 49 – 63% of >10 mm fraction in ONM samples and 50 – 73% of >10 mm fraction in AVM samples. In both cases, the largest values were found for samples deposited after 2009. The same calculations were done for mixed sample from RND, which only consisted of material deposited after 2009. This time 75% of >10 mm fraction was classified as “burnable”. Considering the heterogeneity of shredder waste data from all three sites were fairly comparable (Table A-12).

Table A-12 Size fractionation in % of the sample dry weight (oven dried) for mixed shredder waste samples obtained from Odense Nord Miljøcenter (ONM), A/V Miljø (AVM) and Reno Djurs (RND).

Sample	ONM-mix	AVM-mix	RND-mix
Age group	2009	2009-2010	2009-2010
Size fraction	%	%	%
>10 mm	36.1	34.7	39.9
- metals	5.7	2.8	4.4
- burnable	22.9	25.4	30.0
- wires	1.1	1.6	1.2
- electronics	0.1	0.1	0.2
- inert	6.3	4.7	4.2
10 – 4 mm	15.6	14.6	17.2
1 – 4 mm	18.9	15.6	13.1
<1 mm	28.5	32.0	28.1
burnable in % (w/w) of >10mm fraction	63	73	75

In general, it could be concluded that there is significant potential for energy recovery in already landfilled shredder waste as the average LHV of *untreated* shredder waste deposited between 1990 and 2009 has been found 7.1 – 14 MJ/kg. Lower values were found for samples deposited prior to 2003, whereas higher values were found for samples deposited after 2005.

When different particle size fractions were compared, the highest partial LHVs were found for >10 mm fraction, of which 50 – 75% were identified as “burnable”. As expected, recovery of metals from >10 mm fraction further

increased LHV of this fraction; LHVs exceeding 20 MJ/kg were found in metal-sorted samples of >10 mm fractions from all three sites.

Notably, LHVs of 10-4 mm fraction of shredder waste samples deposited after 2009 were found between 12-16 MJ/kg, i.e. favorable for thermal treatment. No further information on material composition is available for these fractions, but it could be speculated, that there is still rather high fraction of plastic, paper and/or wood in 10-4 mm fraction.

The LHVs of 4-1 mm fraction are in the lower end of the range reported for MSW. The lowest value was found for ONM at 5.65 MJ/kg. These fractions may also be considered for energy recovery if not other circumstances turn out to hinder this. The LHVs for the smallest fractions (<1 mm) varies between 3.2 and 3.3 MJ/kg showing only a low value as energy resource. This fraction should be sorted out before energy recovery of shredder waste.

Preliminary Concluding remarks regarding resource recovery

The scope of this assessment was to (i) identify possible resources related to already landfilled shredder waste as well as shredder waste being produced currently, (ii) evaluate the recovery potential of metals and possibly also plastic, and (iii) evaluate the potential for Waste-to-Energy (W-t-E) utilization. It was found that:

- Samples from all three sites had comparable particle size distribution. The largest fraction was >10 mm fraction, followed by <1 mm fraction.
- 16 – 35%, 8 – 30% and 13 – 16% were sorted out as “metals” (both ferromagnetic and non-magnetic) from the >10 mm fraction of shredder waste samples obtained at ONM, AVM and RND, respectively
- For both the 10-4 mm fraction and the 4-1 mm fraction, it seems that valuable metals are present in these fractions. It is however not clear how much of the metal identified from the chemical analysis can actually be recovered as free metals although pieces of metals were sorted out during chemical analysis.
- 18 – 33%, 19 – 25%, and 34 – 37% were sorted out as “plastic” (mixture of different kinds of plastic) from the >10 mm fraction of shredder waste samples obtained at ONM, AVM and RND, respectively
- LHV of *untreated* shredder waste deposited between 1990 and 2009 has been found 7.1 – 13.5 MJ/kg
- The highest partial LHVs were found for >10 mm fraction, of which 50 – 75% were identified as “burnable”; recovery of metals from >10 mm fraction before potential energy utilization would cause LHV of this fraction to increase to above 20 MJ/kg. Thermal treatment of the >10 mm shredder waste fraction after recovery of metals is feasible
- LHV of 4-10 mm fractions of shredder waste samples was found between 12-16 MJ/kg (i.e., favorable for thermal treatment). For the 4-1 mm fraction energy recovery may be considered although the LHV was found between 5 and 10 MJ/kg. For the fraction <1 mm the LHV was found between 3 and 4 MJ/kg and thus not favorable for energy recovery. In addition, content of potentially problematic metals was relatively high in this fraction. Consequently, the <1 mm fraction should be sorted out prior to any energy recovery

1 Forsøgsrapport for shredderaffald deponeret

1.1 Forsøgsplan for Odense Nord Miljøcenter

Forsøgsperiode:	Udarbejdet af:	Godkendt af:
August 2011	Jette Bjerre Hansen Finn Andersen	Ole Hjelmar
Forsøgsansvarlig:	Version:	Dato for godkendelse:
Finn Andersen	Endelig version	8. august 2011

Baggrund:

Forsøg, som skitseres i denne forsøgsplan indgår som en aktivitet i projektet:
Lavteknologisk udnyttelse af ressourcer i shredderaffald via størrelsesfraktionering.

Formål:

Det overordnede formål med projektet er at udvikle og i praksis afprøve et lavteknologisk og let implementerbart koncept for genvinding og udnyttelse af ressourcer i allerede deponeret shredderaffald.

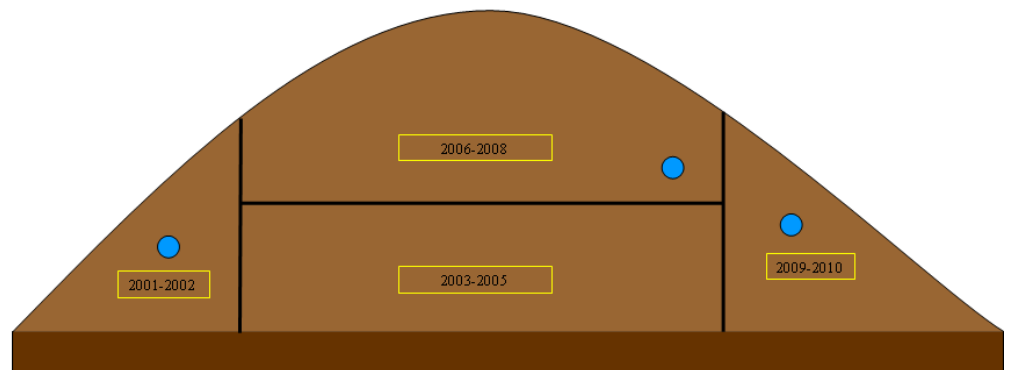
Formålet med forsøgene på Odense Nord Miljøcenter er at;

- Afprøve udgravning og efterfølgende størrelsesfraktionering af shredderaffald i praksis
- Vurdere ressourcepotentialet i opnåede fraktioner af shredderaffaldet efter storskala-sortering
- Vurdere potentielle praktiske barrierer for implementering af konceptet

Beskrivelse af deponeringshistorik for shredderaffald:

Fra 2001 blev shredderaffald deponeret i en separat deponeringscelle, hvor der per juli 2011 er deponeret ca. 850.000 tons. Kapaciteten for depotet er i alt 1.065.000 tons. Figuren viser opbygningen af deponeringsenheden baseret på affaldets aldersmæssige fordeling. Punkterne for udgravning af shredderaffald fra deponeringsenheden er vist med blå punkter. Den højeste fyldhøjde er ca. 22 meter.

Depot for shredderaffald



-  **Bunddækning bestående af biokompost**
-  **Schredderaffald**
-  **Prøvesteder**

Udgravning af shredderaffald:

Udgravning af shredderaffaldet er tilrettelagt således, at de resultater, der fremkommer på baggrund af forsøget, må betragtes som værende et gennemsnitligt udtryk for shredderaffaldets karakter.

På baggrund af informationer om, hvordan shredderaffaldet er lagt ind på deponeringsanlægget, er det valgt at grave shredderaffald ud fra 3 steder, som repræsenterer affald fra forskellige tidsperioder;

- Sted 1: 2001-2002
- Sted 2: 2006-2008
- Sted 3: 2009-2010

Det påtænkes, at udgrave ca. 35 tons shredderaffald ud fra hver tidsperiode – i alt ca. 100 tons shredderaffald. De udgravede mængder fra hvert sted registreres i feltrapporten sammen med information om affaldets karakter (vådt, tørt, varmt, farve, lugt, temperatur og lign.).

Til udgravning og sortering af shredderaffaldet anvendes følgende udstyr:

- Gravemaskine (opgravning fra depotområdet)
- Gummihjulslæsser (læsning i sorteringsanlæg)
- Sorteringsanlæg (tromlesigte med tre forskellige sold, 45 mm, 10 mm og 5 mm)

Sigtning af shredderaffald

Tromlesigte opstilles på Odense Nord Miljøcenter og klargøres til brug. Shredderaffaldet fra de tre opgravningspunkter ligger i

Shredderaffaldet sigtes ad 3 omgange på følgende sold:

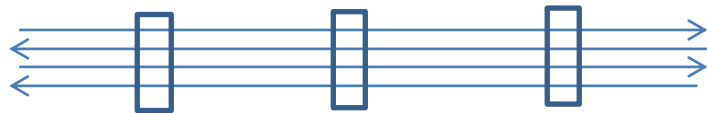
- 45 mm
- 10 mm
- 5 mm

Ved hjælp af en frontlæsser overføres det opgravede shredderaffald til tromlesigten med 44 mm soldet. Materialet over 45 mm falder ud i en bunke og materialet under 45 mm overføres via transportbånd til næste tromlesigte med et 10 mm sold. Efter denne sigte falder materiale med partikelstørrelse 45-10 mm i en bunke og materialet under 10 mm føres via transportbånd over i næste sigte med et 5 mm sold. Efter sigtning gennem de tre sigter opnås følgende

- Fraktion 1: > 45 mm
- Fraktion 2: 45-10 mm
- Fraktion 3: 10-5 mm
- Fraktion 4: < 5 mm

Efter hvert læs shredderaffald, der kører igennem sigterne, udtages en delprøve fra hver af de 4 fraktioner, som overføres til 200 l tromler.

Delprøvetagning foretages efter long-pile princippet, idet materialet lægges op i en mile og der udtages 2 – 3 snit, som overføres til prøvebeholderen. Det resterende materiale skubbes væk før det næste læs sorteres igennem anlægget.



Delprøverne, som er udtaget og opbevares i 200 l tromlerne sendes til DHIS laboratorium til testning og analyse.

De tilbageværende mængder af Fraktion 1-3 (> 45 mm, 45 – 10 mm og 10-5 mm) sendes (adskilte) til en shreddervirksomhed til nærmere vurdering af ressourcepotentialet (i form af frit metal, plastik)

1.2 Feltrapport – udgravning og sortering af shredderaffald fra Odense Nord Miljøcenter

Forsøgssted:	Forsøgsansvarlig:	Personer, som deltager i forsøgene:
Odense Nord Miljøcenter	Finn Andersen Karsten Jensen	Michael Jensen, Lars Jensen, Søren Vilhelmsen, Jan Henriksen
Dato for forsøgene:		
22 - 25 august 2011		
Udgravning		
1. udgravning		
Omtrentlig alder på affaldet:	Udgravningssted:	Mængde shredderaffald udgravet:
2001-2002	Etape 7a	37 tons
Affaldet var Rimeligt tørt, dog ikke støvgener ved opgravning. Affaldets farve var lys brun, Vægtfylden ca. 1:1		
2. udgravning		
Omtrentlig alder på affaldet:	Udgravningssted:	Mængde shredderaffald udgravet:
2006-2008	Etape 7a	36 tons
Affaldet var rimeligt tørt, dog ikke støvgener ved opgravning. Affaldets farve var lys brun. Vægtfyldes ca. 1:1		
3. udgravning		
Omtrentlig alder på affaldet:	Udgravningssted:	Mængde shredderaffald udgravet:
2009-2010	Etape 7a	34 tons
Ingen støvgener ved opgravning. Affaldet var mørk brun, lidt fugtigt. Vægtfylde ca. 1:1		
Andre bemærkninger og billeder:		
Vi havde forventet, at det var meget støvende (som i tidligere forsøg), men på alle tre opgravningssteder gav det overhovedet ingen anledning til støvproblemer. På alle opgravningsstederne gravede vi ned i ca. 3-4 meters dybde, hvor vi sammenblandende en mængde på ca. 35 tons som efterfølgende blev transporteret ud til forsøgsstedet.		
Sigtning:		
Anvendt maskestørrelser på sigter:	Type af sigter:	
45 mm sold	Doppstadt 618 (rundsorter)	

10 mm sold 5 mm sold
Bemærkninger: Ingen
Fraktion 1 (> 45 mm) – opnået i alt 13,850 tons
Fraktion 2 (45 - 10 mm) – opnået i alt 36,050 tons
Fraktion 3: (10 - 5 mm) – opnået i alt 31,850 tons
Fraktion 4: (<5 mm) – opnået i alt 25,550 tons
Vurdering af sigteeffektiviteten: Under sorteringsforsøget kunne vi konstatere at en del finstof blev sammenblandet med fraktion 1, 2 og 3. Vi satte hastigheden ned på anlægget, dette medførte dog en øget driftstid, men vi fik en del mere finstof væk fra de 3 fraktioner. Det bør derfor vurderes om der skal en anden rundsorter til eller anden sorteringsmaskine.
Delprøver afsendt til DHI d. 6-9-2011 Materiale afsendt til HJ Hansen d. 23-9-2011

1.3 Forsøgsplan for AV Miljø

Forsøgsperiode:	Udarbejdet af:	Godkendt af:
Juni/August 2011	Jette Bjerre Hansen	Ole Hjelmar
Forsøgsansvarlig:	Version:	Dato for godkendelse:
Per Wellendorf Jonas Nedenskov	Endelig version	

Baggrund:

Forsøg, som skitseres i denne forsøgsplan indgår som en aktivitet i projektet:
Lavteknologisk udnyttelse af ressourcer i shredderaffald via størrelsesfraktionering.

Formål:

Det overordnede formål med projektet er at udvikle og i praksis afprøve et lavteknologisk og let implementerbart koncept for genvinding og udnyttelse af ressourcer i allerede deponeret shredderaffald.

Formålet med forsøgene på AV Miljø er at;

- Afprøve udgravning og efterfølgende størrelsesfraktionering af shredderaffald i praksis
- Vurdere ressourcepotentialet i opnåede fraktioner af shredderaffaldet efter storskala-sortering
- Vurdere potentielle praktiske barrierer for implementering af konceptet

Beskrivelse af deponeringshistorik for shredderaffald:**Udgravning af shredderaffald:**

Udgravning af shredderaffaldet er tilrettelagt således, at de resultater, der fremkommer på baggrund af forsøget, må betragtes som værende et gennemsnitligt udtryk for shredderaffaldets karakter.

På baggrund af informationer om, hvordan shredderaffaldet er lagt ind på deponeringsanlægget, er det valgt at grave shredderaffald ud fra 3 steder, som repræsenterer affald fra forskellige tidsperioder;

- Sted 1: Celle 1.5.1
- Sted 2: Celle 2.1.4
- Sted 3: Celle 2.1

Det påtænkes, at udgrave ca. 30 tons shredderaffald ud fra hver tidsperiode – i alt ca. 100 tons shredderaffald. De udgravede mængder fra hvert sted registreres i feltrapporten sammen med information om affaldets karakter (vådt, tørt, varmt, farve, lugt, temperatur og lign.).

Til udgravning af shredderaffaldet anvendes følgende udstyr:

- Gravemaskine (opgravning fra depotområdet)
- Gummihjulslæsser (læsning i sorteringsanlæg)

Sigtning af shredderaffald

AV Miljø har ansøgt om godkendelse til at gennemføre sigteforsøgene på deponeringsanlægget, men grundet forsinkelse i behandlingen af ansøgningen blev det efter nogen tid besluttet at gennemføre størrelsesfraktioneringen på Odense Nord Miljøcenter.

1.4 Feltrapport – udgravning og sortering af shredderaffald fra AV Miljø

Forsøgssted: AV Miljø	Forsøgsansvarlig: Per Wellendorph	Personer, som deltager i forsøgene: Svend Erik Christensen (AV Miljø) Jiri Hyks (DHI)
Dato for udgravning: 30/6/2011		
Udgravning		
Udgravningssted 1		
Omtrentlig alder på affaldet: Sted 1 (Celle 2.1) fra 2005 til 2009	Udgravningssted (GPS-koordinater): N 55°36'220" Ø 12°27'557"	Mængde shredderaffald udgravet: 9900 + 11100 + 10820 + 11780 = 43600 kg
Beskrivelse af shredderaffaldets karakter: Start for opgravning: 7:30, temperatur: 21,8 °C - i toppen lå ca. 10-20 cm krus/sand med græs i toppen som afdækning. Affaldet var <u>meget kompakt</u> , uden store partikler (Billede 1)		
		
Billede 1. Udgravning på Celle 2.1 - i 0,6 meters dybde var temperatur 18,7 °C - i 1,3 meters dybde sås flere større stykker, materialet lugtede ikke, og visuelt lignede det kompost - i 1,6 meters dybde var temperatur 15,7 °C		

- fra 2,5 m dybde sås flere større stykker, og materialet var mere som "grus" og nemmere at grave op – kan eventuelt være en anden type materiale end shredderaffald
- fra 3,2 m dybde var materiel meget heterogent; her sås kabler, gummi, træ, polystyren, forskellige slags plastik og lidt metaller (Billede 2)
- i 4,6 meters dybde – materialet var sand og lerjord (bundlag)



Billede 2. Udgravning på Celle 2.1 (ca. 2,5-3,5 m dybde)

I alt blev der udgravet 43600 kg af shredderaffald i fire trin (9900 kg, 11100 kg, 10820 kg og 11780 kg) fra Celle 2.1

Udgravningssted 2

Omtrentlig alder på affaldet:	Udgravningssted (GPS-koordinater):	Mængde shredderaffald udgravet:
Sted 2 (Celle 2.1.4) fra 2000 til 2005	N 55°36'12.8" Ø 12°27'33.5"	10460 + 12500 + 12620 + 9920 = 45680 kg

Beskrivelse af shredderaffaldets karakter:

Start: 9:15, temperatur: 23 °C

- **i toppen** lå der ca. 1 meters afdækning; sand/jord/lerjord med vegetation (Billede 3).



- Billede 3. Udgravning på Celle 2.1.4

- fra 1 meters dybde fremkom shredderaffaldet. Affaldet så mere heterogent ud end i Cellen 2.1 – der fandtes større stykker af træ, gummi, masser af plastik, doser osv.
- i 1,5 meters dybde (2,5 m total) var temperatur 18,0 °C; materialet lugtede ikke
- fra ca. 2,3 meters dybde (3,3 m total) var materialet mere kompakt
- fra ca. 3 meters dybde (4 m total) var materialet meget kompakt og svært at udgrave. Temperaturen i affaldet var 16,5 °C
- Imellem 4,7-5,1 meters dybde (total) var materialet meget kompakt og "tungt"
- Udgravningen blev stoppet i 5,1 meters dybde (total).



Billede 4. Udgravning på Celle 2.1.4

3. udgravningssted

Omtrentlig alder på affaldet:

Sted 3 (Celle 1.5.1)
fra 1989 til 2000

**Udgravningssted
(GPS-koordinater):**

N 55°36'16.7"
Ø 12°28'7.9"

**Mængde
shredderaffald
udgravet:**

10460 + 12760 +
12940 + 9560 =
45720 kg

Beskrivelse af shredderaffaldets karakter:

- Start: 10:25, temperatur: 23 °C
- der var ingen afdækningsjord på toppen af denne celle, men alligevel vegetation (græs, birketræ) – se Billede 5.
- der fandtes metal, plastik, træ, dåser osv. i materialet (Billede 6)



Billede 5. Udgravning på Celle (1.5.1)



Billede 6. Udgravning på Celle (1.5.1.)

- Ned til 1 meter er materialet meget nemt at udgrave, ikke kompakt, næsten "fluffy" (Billede 7)
- i 2 meters dybde er temperatur ca. 14 °C (mindre end for de andre to steder); materialet lugter ikke



Billede 7. Udgravning på Celle (1.5.1)

- i ca. 2 meters dybde fandtes et meget hårdt lag af jord-lignende materiale
- i mellem 2,0-5,0 meters dybde fandtes kun dette hårde jordlignende materiale. Det tyder på, at en anden type materiale kan være deponeret her.



Billede 8. Udgravning på Celle (1.5.1) – ”gamle celle”

- i **5,2 m** dybde fandtes slamaske, som har været brugt ved opbyggelse af cellen i 90'erne.

I alt blev der udgravet **45720 kg** shredderaffald i fire trin (10460 kg + 12760 kg +

12940 kg og 9560 kg) kg fra Celle 1.5.1.

Det vurderes umiddelbart, at de øvre 2 meter af deponiet har et potentiale for både udnyttelse af materialefraktioner og energi, hvorimod udgravningerne tydede op at der fra 2 meters dybde er deponeret andet end shredderaffald.

Andre bemærkninger og billeder:



Afsendelse af prøver til Odense Nord Miljøcenter

For hvert opgravningssted blev der fyldt en container, som blev sendt af sted til Odense Nord Miljøcenter. Der blev i alt sendt **91,13 tons** shredderaffald til Odense.

Sigtning:

Sigtning af de opgravede materialer blev foretaget på Odense Nord Miljøcenter. Det opgravede shredderaffald blev i tre containere sendt til Odense i begyndelsen af august 2011.

**Anvendt
maskestørrelser på
sigter:**
45 mm sold
10 mm sold
5 mm sold

Type af sigter:

Doppstadt 618
(rundsorser)

Bemærkninger:

Ingen

Fraktion 1 (> 45 mm) – opnået 9,65 tons i alt

Fraktion 2 (45 - 10 mm) – opnået i alt 36,05 tons

Fraktion 3: (10 - 5 mm) – opnået i alt 25,1 tons

Fraktion 4: (<5 mm) – opnået i alt 16,1 tons

Delprøver afsendt til DHI d. 6-9-2011

Materiale afsendt til STENA Jern & Metal d. 19-8-2011

Resultater af kemiske analyser og brændværdibestemmelse

Oversigt over resultater af kemiske analyser – Uorganiske stoffer

ELEMENT	SAMPLE	Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
		R-053-11	R-054-11	R-055-11	R-056-11	R-108-11	R-109-11	R-106-11	R-107-11
TS	%	94,9	91,5	97,1	98,4	96,6	97,8	93,7	98,3
Aska 550°C	% TS	34,2	62,1	76,4	83,1	44,5	54,8	75,1	80,4
As	mg/kg TS	26,7	29,2	18,7	31,7	14,5	25,6	20,5	26,4
Ba	mg/kg TS	2480	4380	2750	2570	5940	4020	4790	4630
Be	mg/kg TS	0,471	0,474	0,587	0,684	0,303	0,356	0,726	0,614
Cd	mg/kg TS	9,47	14,4	11,3	14,2	18	43	37,9	41,5
Co	mg/kg TS	25,7	162	21,7	35	22,3	50,9	51,4	55,3
Cr	mg/kg TS	1190	1960	1970	2100	616	1290	1710	3240
Cu	mg/kg TS	8200	7600	9640	11200	9110	5510	56300	4580
Hg	mg/kg TS	2,35	3,61	1,68	2,29	2,61	4,88	4,23	3,27
Mo	mg/kg TS	50,7	176	129	172	36,9	76,7	145	234
Nb	mg/kg TS	6,5	10	10,2	14	5,53	7,15	10,7	12,1
Ni	mg/kg TS	178	262	233	342	437	460	538	529
Pb	mg/kg TS	1420	3620	7420	7040	1590	2940	2420	3380
S	mg/kg TS	6120	3740	1950	2600	4730	2910	2400	2620
Sc	mg/kg TS	0,785	1,7	2,19	1,93	1,23	1,51	2,22	2,33
Sn	mg/kg TS	56,8	140	69,7	116	44,8	161	325	248
Sr	mg/kg TS	180	356	314	114	441	550	692	748
V	mg/kg TS	41,9	64,2	87,9	65	31,1	50,3	89,8	73
W	mg/kg TS	20	79,6	40	40	30,8	30	40	40
Y	mg/kg TS	2,6	6,33	6,44	6,84	4,32	4,9	8,29	7,52
Zn	mg/kg TS	12300	17700	17500	22100	9570	17600	17900	17000
Zr	mg/kg TS	47,2	163	145	210	155	201	417	368
Br	mg/kg TS	95,1	218	186	70,8	72,1	66,3	108	128
Cl	mg/kg TS	14700	4830	3390	2380	7000	1700	2830	2970
I	mg/kg TS	2,64	2	1,46	1,78	1	1,75	1,42	1,16

Oversigt over resultater af kemiske analyser – Organiske stoffer

ELEMENT	SAMPLE	Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
		R-053-11	R-054-11	R-055-11	R-056-11	R-108-11	R-109-11	R-106-11	R-107-11
TS_105°C	%	98	95,5	98,6	98,8	98,4	98,8	95,9	99,2
PCB 28	mg/kg TS	1,56	0,984	1,28	0,0048	5,09	1,92	0,989	1,02
PCB 52	mg/kg TS	1,19	0,951	1,16	0,0048	3,47	1,46	0,888	1,01
PCB 101	mg/kg TS	0,827	1,03	0,996	0,0043	1,68	0,94	0,655	0,856
PCB 118	mg/kg TS	0,614	0,965	0,864	0,0031	1,21	0,746	0,541	0,704
PCB 138	mg/kg TS	0,607	1,4	1,03	0,0043	1,13	0,787	0,588	0,826
PCB 153	mg/kg TS	0,378	0,769	0,582	0,0028	0,671	0,475	0,342	0,509
PCB 180	mg/kg TS	0,0906	0,226	0,213	0,002	0,224	0,174	0,199	0,198
PCB, summa 7	mg/kg TS	5,3	6,3	6,1	0,024	13	6,5	4,2	5,1
naftalen	mg/kg TS	0,922	0,34	0,578	0,131	0,5	0,348	0,477	0,291
acenaftylen	mg/kg TS	0,04	0,087	0,111	0,044	0,05	0,068	0,053	0,099
acenaften	mg/kg TS	1,14	0,292	0,286	0,064	0,88	0,07	0,069	0,062
fluoren	mg/kg TS	1,55	0,391	0,409	0,087	1,3	0,118	0,109	0,114
fenantren	mg/kg TS	7,26	2,1	2,03	0,393	8,26	0,593	0,582	0,641
antracen	mg/kg TS	1,09	0,405	0,447	0,1	2,55	0,142	0,137	0,184
fluoranten	mg/kg TS	6,11	3,81	3,68	0,787	14,6	1,11	1,12	1,19
pyren	mg/kg TS	7,55	4,5	4,34	1,07	16,6	1,33	1,38	1,47
bens(a)antracen	mg/kg TS	2,51	0,774	1,13	0,532	7,78	0,561	0,68	0,907
krysen	mg/kg TS	4,04	1,03	1,42	0,705	8,88	0,76	0,751	0,959
bens(b)fluoranten	mg/kg TS	1,76	1,43	1,52	0,977	6,73	1,17	1,16	1,45
bens(k)fluoranten	mg/kg TS	1,48	0,811	1,03	0,456	3,91	0,37	0,504	0,734
bens(a)pyren	mg/kg TS	1,68	2,24	2,4	0,675	5,79	0,642	0,831	1,04
dibens(ah)antracen	mg/kg TS	0,248	0,179	0,263	0,14	0,699	0,111	0,123	0,232
benso(ghi)perylene	mg/kg TS	2,74	0,751	0,84	0,57	5,07	0,591	0,541	0,823
indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	1,03	0,635	0,908	0,619	3,79	0,538	0,534	0,771
PAH, summa 16	mg/kg TS	41	20	21	7,4	87	8,5	9,1	11
fraktion >C6-C10	mg/kg TS	35,5	37	22,2	16,7	219	28,4	33,6	21,7
fraktion >C10-C12	mg/kg TS	84,8	31,6	13,3	10,6	40,8	19	20,2	17
fraktion >C12-C16	mg/kg TS	727	260	165	42	319	99	119	66
fraktion >C6-C16	mg/kg TS	847	329	200	69,3	579	146	173	105
fraktion >C16-C35	mg/kg TS	28300	12700	3940	2240	38700	5450	6570	3640
Fraktion C6-C35	mg/kg TS	29147	13029	4140	2309	39279	5596	6743	3745
fraktion >C35-C40	mg/kg TS	8650	1830	743	476	5300	948	1030	812
TOC	% av TS	42,1	18,5	11,3	7,83	53,8	9,86	10,1	10,4

Oversigt over resultater af CHN-analyse, klorid, svovl og brændværdi.

Results (air dried)		Odense Nord Miljøcenter				AV Miljø			
		> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm	> 45 mm	45-10 mm	10-5 mm	< 5 mm
		R-053-11	R-054-11	R-055-11	R-056-11	R-108-11	R-109-11	R-106-11	R-107-11
Moisture	%	5,1	10,1	2	0,6	3,3	0,7	6	0,1
Carbon	%	39,7	24,6	14	10,2	32,1	17,5	12,5	9,7
Hydrogen	%	4,69	3,23	1,87	1,38	4,17	2,4	1,78	1,4
Nitrogen	%	0,69	0,72	0,44	0,36	1,12	0,6	0,43	0,33
Chloride	%	0,89	0,56	0,34	0,06	0,41	0,26	0,18	0,14
Sulphur, total	%	0,59	0,45	0,31	0,29	0,55	0,34	0,31	0,29
HHV	kJ/kg	18037	10131	5553	3665	13787	7398	5027	3842
LHV	kJ/kg	17026	9435	5150	3368	12888	6881	4643	3540
Gross Calorific value	kcal/kg	4308	2420	1326	875	3293	1767	1201	918
Net calorific value	kcal/kg	4067	2253	1230	804	3078	1643	1109	846

Report

Page 1 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Project 11808145

DHI Institut for vand og miljø
Jette Bjerre Hansen

Registered 2011-10-31

Issued 2011-11-16

Agern Allé 5
DK-2970 Hørsholm
Denmark

Analysis: MG3

Your ID	R-053-11					
LabID	U10701947					
Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	94.9		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	34.2		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	10.9		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	1.99		% TS	1	S	SVS
CaO*	3.50		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	16.6		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.248		% TS	1	S	SVS
MgO*	0.380		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.142		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	0.400		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.116		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.294		% TS	1	S	SVS
Summa*	34.6		% TS	1	I	SVS
As	26.7	7.1	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	2480		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.471		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	9.47	1.81	mg/kg TS	1	H	KS
Co	25.7	5.7	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	1190		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	8200	1540	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	2.35	3.41	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	50.7		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	6.50		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	178	47	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	1420	296	mg/kg TS	1	H	KS
S*	6120		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	0.785		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	56.8		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	180		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	41.9		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	<20		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	2.60		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	12300	2410	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	47.2		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	95.1		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	14700		mg/kg TS	3	S	SA
I*	2.64		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 2 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID R-054-11

LabID U10701948

Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	91.5		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	62.1		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	20.1		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	3.79		% TS	1	S	SVS
CaO*	4.15		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	23.5		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.473		% TS	1	S	SVS
MgO*	0.812		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.203		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	0.617		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.255		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.559		% TS	1	S	SVS
Summa*	54.5		% TS	1	I	SVS
As	29.2	8.4	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	4380		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.474		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	14.4	2.8	mg/kg TS	1	H	KS
Co	162	36	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	1960		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	7600	1440	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	3.61	3.33	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	176		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	10.0		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	262	70	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	3620	754	mg/kg TS	1	H	KS
S*	3740		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	1.70		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	140		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	356		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	64.2		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	79.6		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	6.33		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	17700	3970	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	163		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	218		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	4830		mg/kg TS	3	S	SA
I*	2.00		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 3 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID		R-055-11				
LabID		U10701949				
Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	97.1		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	76.4		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	26.5		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	4.92		% TS	1	S	SVS
CaO*	4.29		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	26.9		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.592		% TS	1	S	SVS
MgO*	0.875		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.232		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	0.910		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.271		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.527		% TS	1	S	SVS
Summa*	66.0		% TS	1	I	SVS
As	18.7	5.6	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	2750		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.587		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	11.3	2.3	mg/kg TS	1	H	KS
Co	21.7	4.8	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	1970		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	9640	1820	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	1.68	0.54	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	129		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	10.2		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	233	63	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	7420	1550	mg/kg TS	1	H	KS
S*	1950		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	2.19		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	69.7		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	314		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	87.9		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	<40		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	6.44		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	17500	3450	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	145		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	186		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	3390		mg/kg TS	3	S	SA
I*	1.46		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 4 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID R-056-11

LabID U10701950

Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	98.4		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	83.1		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	31.5		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	5.81		% TS	1	S	SVS
CaO*	4.58		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	35.3		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.657		% TS	1	S	SVS
MgO*	1.06		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.401		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	1.17		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.276		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.546		% TS	1	S	SVS
Summa*	81.3		% TS	1	I	SVS
As	31.7	9.2	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	2570		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.684		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	14.2	2.7	mg/kg TS	1	H	KS
Co	35.0	7.8	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	2100		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	11200	2090	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	2.29	0.72	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	172		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	14.0		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	342	90	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	7040	1470	mg/kg TS	1	H	KS
S*	2600		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	1.93		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	116		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	114		mg/kg TS	1	S	KS
V*	65.0		mg/kg TS	1	S	KS
W*	<40		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	6.84		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	22100	4640	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	210		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	70.8		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	2380		mg/kg TS	3	S	SA
I*	1.78		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 5 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID R-106-11

LabID U10701951

Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	93.7		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	75.1		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	25.9		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	6.92		% TS	1	S	SVS
CaO*	6.17		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	28.4		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.564		% TS	1	S	SVS
MgO*	1.29		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.275		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	1.21		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.290		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.869		% TS	1	S	SVS
Summa*	71.9		% TS	1	I	SVS
As	20.5	5.6	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	4790		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.726		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	37.9	7.3	mg/kg TS	1	H	KS
Co	51.4	11.3	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	1710		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	56300	10600	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	4.23	4.07	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	145		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	10.7		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	538	141	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	2420	491	mg/kg TS	1	H	KS
S*	2400		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	2.22		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	325		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	692		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	89.8		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	<40		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	8.29		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	17900	3500	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	417		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	108		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	2830		mg/kg TS	3	S	SA
I*	1.42		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 6 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID R-107-11

LabID U10701952

Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	SIH
TS*	98.3		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	80.4		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	26.1		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	4.59		% TS	1	S	SVS
CaO*	5.66		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	30.0		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.659		% TS	1	S	SVS
MgO*	1.40		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.294		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	1.33		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.329		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.806		% TS	1	S	SVS
Summa*	71.2		% TS	1	I	SVS
As	26.4	7.1	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	4630		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.614		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	41.5	8.0	mg/kg TS	1	H	KS
Co	55.3	12.3	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	3240		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	4580	918	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	3.27	3.75	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	234		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	12.1		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	529	141	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	3380	685	mg/kg TS	1	H	KS
S*	2620		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	2.33		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	248		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	748		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	73.0		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	<40		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	7.52		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	17000	3410	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	368		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	128		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	2970		mg/kg TS	3	S	SA
I*	1.16		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 7 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID **R-108-11**

LabID **U10701953**

Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	FRLE
TS*	96.6		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	44.5		% TS	1	W	HEAN
SiO₂*	12.1		% TS	1	S	SVS
Al₂O₃*	3.22		% TS	1	S	SVS
CaO*	4.21		% TS	1	S	SVS
Fe₂O₃*	16.8		% TS	1	S	SVS
K₂O*	0.342		% TS	1	S	SVS
MgO*	0.709		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.123		% TS	1	S	SVS
Na₂O*	0.505		% TS	1	S	SVS
P₂O₅*	0.156		% TS	1	S	SVS
TiO₂*	0.436		% TS	1	S	SVS
Summa*	38.6		% TS	1	I	SVS
As	14.5	3.9	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	5940		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.303		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	18.0	3.4	mg/kg TS	1	H	KS
Co	22.3	4.9	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	616		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	9110	1760	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	2.61	0.83	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	36.9		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	5.53		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	437	116	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	1590	333	mg/kg TS	1	H	KS
S*	4730		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	1.23		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	44.8		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	441		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	31.1		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	30.8		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	4.32		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	9570	1920	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	155		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	72.1		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	7000		mg/kg TS	3	S	SA
I*	<1		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 8 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Your ID		R-109-11				
LabID		U10701954				
Analysis	Results	Uncertainty ($\pm$)	Unit	Method	Issuer	Sign
Bortplockat material*	-----		%	1	I	FRLE
TS*	97.8		%	2	W	HEAN
Aska 550°C*	54.8		% TS	1	W	HEAN
SiO ₂ *	16.1		% TS	1	S	SVS
Al ₂ O ₃ *	6.35		% TS	1	S	SVS
CaO*	5.42		% TS	1	S	SVS
Fe ₂ O ₃ *	18.7		% TS	1	S	SVS
K ₂ O*	0.392		% TS	1	S	SVS
MgO*	1.07		% TS	1	S	SVS
MnO*	0.165		% TS	1	S	SVS
Na ₂ O*	0.634		% TS	1	S	SVS
P ₂ O ₅ *	0.211		% TS	1	S	SVS
TiO ₂ *	0.664		% TS	1	S	SVS
Summa*	49.7		% TS	1	I	SVS
As	25.6	6.9	mg/kg TS	1	H	KS
Ba*	4020		mg/kg TS	1	S	SVS
Be*	0.356		mg/kg TS	1	S	SVS
Cd	43.0	8.2	mg/kg TS	1	H	KS
Co	50.9	11.3	mg/kg TS	1	H	KS
Cr*	1290		mg/kg TS	1	S	SVS
Cu	5510	1050	mg/kg TS	1	H	KS
Hg	4.88	4.29	mg/kg TS	1	H	KS
Mo*	76.7		mg/kg TS	1	S	SVS
Nb*	7.15		mg/kg TS	1	S	SVS
Ni	460	122	mg/kg TS	1	H	KS
Pb	2940	610	mg/kg TS	1	H	KS
S*	2910		mg/kg TS	1	S	KS
Sc*	1.51		mg/kg TS	1	S	SVS
Sn*	161		mg/kg TS	1	S	KS
Sr*	550		mg/kg TS	1	S	SVS
V*	50.3		mg/kg TS	1	S	SVS
W*	<30		mg/kg TS	1	S	SVS
Y*	4.90		mg/kg TS	1	S	SVS
Zn	17600	3530	mg/kg TS	1	H	KS
Zr*	201		mg/kg TS	1	S	SVS
Br*	66.3		mg/kg TS	3	S	SA
Cl*	1700		mg/kg TS	3	S	SA
I*	1.75		mg/kg TS	3	S	SA

Report

Page 9 (10)



L1125301

L4KGY737LK



Method specification	
1	The following is valid for As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, B, S, Sb, Se, Sn and Zn: The samples were dried at 50°C and digestion was done by microwave heating in closed teflon vessels with nitric acid/ hydrogen peroxide. The following is valid for the other elements: 0.125 g dried sample is fused with 0.375 g LiBO ₂ and dissolved in dilute HNO ₃ . Analysis according to EPA methods (modified) 200.7 (ICP-AES) and 200.8 (ICP-SFMS).
2	Analysed according to TS enligt SS 02 81 13-1.
3	For determination of Br and Cl the sample was sintered with Na ₂ CO ₃ + ZnO at 550°C, leached with water and purified by cation exchange. The ICP-SFMS analyses were carried out according to USEPA method 200.8 (modified).

	Approver
FRLE	Fredrik Lehto
HEAN	Henrik Andersson
KS	Kristina Svedenbjörk
SA	Siv Andersson
SIH	Simon Hällström
SVS	Svetlana Senioukh

	Issuer ¹
H	ICP-SFMS
I	Man.Inm.
S	ICP-SFMS
W	Våtkemi

* indicates unaccredited analysis.

The uncertainty is given as extended uncertainty (according to the definition in "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) calculated with a coverage factor of 2, which gives a confidence level of approximately 95%.

The uncertainty from subcontractors is often given as extended uncertainty calculated with a coverage factor of 2. Contact the laboratory for further information.

This report may not be reproduced other than in full, except with the prior written approval of the issuing laboratory. The results apply only to the material that has been identified, received, and tested. Regarding the laboratory's liability in relation to assignment, please refer to our latest product catalogue or website <http://www.alsglobal.se>

¹ The technical unit within ALS Scandinavia where the analysis was carried out, alternatively the subcontractor for the analysis.

Report

Page 10 (10)



L1125301

L4KGY737LK



The digitally signed PDF file represents the original report. Any printouts are to be considered as copies.

Report

T1117020

Page 1 (10)

LP5R9M9KFE



Project
Reference **11808145**
Registered **2011-11-14**
Issued **2011-11-23**

DHI Institut for vand og miljø
Jette Bjerre Hansen

Agern Allé 5
DK-2970 Hørsholm
Denmark

Analys av material

Your ID	R-053-11					
LabID	O10412940					
Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	98.0	9.80	%	1	1	ULKA
PCB 28	1.56	0.626	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	1.19	0.478	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.827	0.331	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.614	0.245	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	0.607	0.243	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.378	0.151	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.0906	0.0362	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	5.3		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.922	0.276	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftylen	0.040	0.012	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	1.14	0.342	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	1.55	0.464	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	7.26	2.18	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	1.09	0.328	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	6.11	1.83	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	7.55	2.26	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	2.51	0.754	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	4.04	1.21	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.76	0.528	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	1.48	0.443	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	1.68	0.503	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.248	0.074	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	2.74	0.822	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	1.03	0.308	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	41		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	13		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	28		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	2.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	24		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	15		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	35.5	10.7	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	84.8	25.4	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	727	218	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	847	253	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	28300	8480	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	8650	2590	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	42.1		% av TS	4	1	ULKA

PAH, summa 16: Provet har även extraherats med Soxhlet.



Your ID R-054-11

LabID O10412941

Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	95.5	9.55	%	1	1	ULKA
PCB 28	0.984	0.393	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	0.951	0.380	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	1.03	0.412	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.965	0.386	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	1.40	0.562	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.769	0.307	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.226	0.0903	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	6.3		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.340	0.102	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftylen	0.087	0.026	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.292	0.088	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.391	0.117	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	2.10	0.630	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.405	0.122	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	3.81	1.14	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	4.50	1.35	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	0.774	0.232	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	1.03	0.309	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.43	0.428	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	0.811	0.243	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	2.24	0.672	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.179	0.054	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.751	0.225	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.635	0.191	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	20		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	7.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	13		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.72		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	11		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	7.9		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	37.0	11.1	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	31.6	9.5	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	260	78	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	329	98.6	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	12700	3800	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	1830	550	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	18.5		% av TS	4	1	ULKA

Report

T1117020

Page 3 (10)

LP5R9M9KFE

Your ID **R-055-11**LabID **O10412942**

Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	98.6	9.86	%	1	1	ULKA
PCB 28	1.28	0.514	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	1.16	0.466	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.996	0.398	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.864	0.346	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	1.03	0.411	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.582	0.233	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.213	0.0854	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	6.1		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.578	0.174	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftilen	0.111	0.033	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.286	0.086	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.409	0.123	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	2.03	0.608	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.447	0.134	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	3.68	1.10	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	4.34	1.30	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	1.13	0.340	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	1.42	0.427	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.52	0.458	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	1.03	0.310	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	2.40	0.720	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.263	0.079	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.840	0.252	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.908	0.272	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	21		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	8.7		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	13		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.98		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	11		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	9.5		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	22.2	6.7	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	13.3	4.0	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	165	50	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	200	60.7	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	3940	1180	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	743	223	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	11.3		% av TS	4	1	ULKA

Report

T1117020

Page 4 (10)

LP5R9M9KFE

Your ID **R-056-11**LabID **O10412943**

Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW_105°C	98.8	9.88	%	1	1	ULKA
PCB 28	0.0048	0.0019	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	0.0048	0.0019	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.0043	0.0017	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.0031	0.0012	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	0.0043	0.0017	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.0028	0.0011	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	<0.0020		mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	0.024		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.131	0.039	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftylen	0.044	0.013	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.064	0.019	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.087	0.026	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	0.393	0.118	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.100	0.030	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	0.787	0.236	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	1.07	0.320	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	0.532	0.160	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	0.705	0.211	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	0.977	0.293	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	0.456	0.137	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	0.675	0.202	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.140	0.042	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.570	0.171	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.619	0.186	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	7.4		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	4.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	3.2		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.24		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	2.4		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	4.7		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	16.7	5.0	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	10.6	3.2	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	42	12	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	69.3	20.2	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	2240	672	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	476	143	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	7.83		% av TS	4	1	ULKA

Report

T1117020

Page 5 (10)

LP5R9M9KFE



Your ID	R-106-11					
LabID	O10412944					
Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	95.9	9.59	%	1	1	ULKA
PCB 28	0.989	0.395	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	0.888	0.355	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.655	0.262	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.541	0.216	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	0.588	0.235	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.342	0.137	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.199	0.0795	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	4.2		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.477	0.143	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftilen	0.053	0.016	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.069	0.021	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.109	0.033	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	0.582	0.175	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.137	0.041	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	1.12	0.335	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	1.38	0.414	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	0.680	0.204	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	0.751	0.225	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.16	0.348	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	0.504	0.151	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	0.831	0.249	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.123	0.037	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.541	0.162	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.534	0.160	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	9.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	4.6		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	4.5		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.60		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	3.3		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	5.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	33.6	10.1	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	20.2	6.1	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	119	36	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	173	52.2	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	6570	1970	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	1030	308	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	10.1		% av TS	4	1	ULKA

Report

T1117020

Page 6 (10)

LP5R9M9KFE



Your ID	R-107-11					
LabID	O10412945					
Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	99.2	9.92	%	1	1	ULKA
PCB 28	1.02	0.408	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	1.01	0.406	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.856	0.342	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.704	0.282	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	0.826	0.330	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.509	0.204	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.198	0.0793	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	5.1		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.291	0.087	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftylen	0.099	0.030	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.062	0.018	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.114	0.034	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	0.641	0.192	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.184	0.055	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	1.19	0.357	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	1.47	0.440	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	0.907	0.272	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	0.959	0.288	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.45	0.436	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	0.734	0.220	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	1.04	0.313	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.232	0.070	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.823	0.247	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.771	0.231	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	11		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	6.1		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	4.9		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.45		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	3.6		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	6.9		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	21.7	6.5	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	17.0	5.1	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	66	20	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	105	31.6	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	3640	1090	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	812	244	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	10.4		% av TS	4	1	ULKA

Report

T1117020

Page 7 (10)

LP5R9M9KFE

Your ID **R-108-11**LabID **O10412946**

Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	98.4	9.84	%	1	1	ULKA
PCB 28	5.09	2.04	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	3.47	1.39	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	1.68	0.674	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	1.21	0.483	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	1.13	0.454	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.671	0.268	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.224	0.0895	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	13		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.500	0.150	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftilen	0.050	0.015	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.880	0.264	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	1.30	0.391	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	8.26	2.48	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	2.55	0.766	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	14.6	4.37	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	16.6	4.98	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	7.78	2.34	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	8.88	2.66	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	6.73	2.02	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	3.91	1.17	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	5.79	1.74	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.699	0.210	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	5.07	1.52	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	3.79	1.14	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	87		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	38		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	50		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	1.4		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	43		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	43		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	219	65.7	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	40.8	12.2	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	319	96	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	579	174	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	38700	11600	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	5300	1590	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	53.8		% av TS	4	1	ULKA

PAH, summa 16: Provet har även extraherats med Soxhlet.

Report

T1117020

Page 8 (10)

LP5R9M9KFE

Your ID **R-109-11**LabID **O10412947**

Analysis	Results	Uncertainty (±)	Unit	Method	Issuer	Sign
DW 105°C	98.8	9.88	%	1	1	ULKA
PCB 28	1.92	0.766	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 52	1.46	0.582	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 101	0.940	0.376	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 118	0.746	0.298	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 138	0.787	0.315	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 153	0.475	0.190	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB 180	0.174	0.0695	mg/kg TS	1	1	ULKA
PCB, summa 7*	6.5		mg/kg TS	1	1	ULKA
naftalen	0.348	0.104	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaftylen	0.068	0.020	mg/kg TS	2	1	ULKA
acenaften	0.070	0.021	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoren	0.118	0.035	mg/kg TS	2	1	ULKA
fenantren	0.593	0.178	mg/kg TS	2	1	ULKA
antracen	0.142	0.042	mg/kg TS	2	1	ULKA
fluoranten	1.11	0.333	mg/kg TS	2	1	ULKA
pyren	1.33	0.400	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)antracen	0.561	0.168	mg/kg TS	2	1	ULKA
krysen	0.760	0.228	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(b)fluoranten	1.17	0.350	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(k)fluoranten	0.370	0.111	mg/kg TS	2	1	ULKA
bens(a)pyren	0.642	0.192	mg/kg TS	2	1	ULKA
dibens(ah)antracen	0.111	0.033	mg/kg TS	2	1	ULKA
benso(ghi)perylene	0.591	0.177	mg/kg TS	2	1	ULKA
indeno(123cd)pyren	0.538	0.162	mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa 16*	8.5		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa cancerogena*	4.2		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa övriga*	4.4		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa L*	0.49		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa M*	3.3		mg/kg TS	2	1	ULKA
PAH, summa H*	4.7		mg/kg TS	2	1	ULKA
fraktion >C6-C10	28.4	8.5	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C10-C12	19.0	5.7	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C12-C16	99	30	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C6-C16	146	44	mg/kg TS	3	1	ULKA
fraktion >C16-C35	5450	1640	mg/kg DW	3	1	ULKA
fraktion >C35-C40	948	284	mg/kg DW	3	1	ULKA
TOC	9.86		% av TS	4	1	ULKA



* indicates unaccredited analysis.

Method specification	
1	Package OJ-2A. Determination of polychlorinated biphenyls, PCB-7, according to method based on DIN 38407, part 2. Extraction solvents; acetone/hexane (1:1). The measurement is carried out by GC-ECD.
2	Package OJ-1. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, PAH (EPA-16) Method; EPA 8270. Extraction solvents; n-hexan/acetone (1:1). The measurement is carried out with GC-MS..
3	Package OJ-20E. Determination of fractions >C6-C35 according to Nordtest report 329. Extraction with pentane. The measurement is carried out with GC-FID.
4	Determination of TOC with coulometry according to method based on CSN ISO 10694 and CSN EN 13137.

Approver	
ULKA	Ulrika Karlsson

Issuer ¹	
1	The analysis is provided by ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Czech Republic, which is a testing laboratory, accredited by the Czech accreditation body CAI (Reg.No 1163). CAI is a signatory to a MLA within EA, the same LA to which the Swedish accreditation body SWEDAC is also a signatory. The laboratories are located in; Prague, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Contact the laboratory for further information.

The uncertainty is given as extended uncertainty (according to the definition in "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) calculated with a coverage factor of 2, which gives a confidence level of approximately 95%.

The uncertainty from subcontractors is often given as extended uncertainty calculated with a coverage factor of 2. Contact the laboratory for further information.

This report may not be reproduced other than in full, except with the prior written approval of the issuing laboratory. The results apply only to the material that has been identified, received, and tested. Regarding the laboratory's liability in relation to assignment, please refer to our latest

¹ The technical unit within ALS Scandinavia where the analysis was carried out, alternatively the subcontractor for the analysis.

Report

T1117020

Page 10 (10)

LP5R9M9KFE



product catalogue or website <http://www.alsglobal.se>

The digitally signed PDF file represents the original report. Any printouts are to be considered as copies.



LABORATORY REPORT

DHI

Denmark

Project No: DHI 11808145

Case No: 20110325

2011-12-09

*FLSmidth A/S
R&D Centre Dania
Daniavej 49
DK-9550 Mariager, Denmark
Tel + 45 3618 1000
Fax + 45 3618 3599
Lab.DK@flsmidth.com*

*FLSmidth Private Limited
R&D Centre Chennai
34 Egattur, Kelambakkam
Tamil Nadu 603103, India
Tel +91 44 4748 1000
Fax +91 44 2747 0301
R&D.IN@flsmidth.com*

Disclaimer

This report is based on material, samples and information which FLSmidth has received from you, and FLSmidth is only liable and responsible for the accuracy and correctness of this report and the information set out herein to the extent that such material and/or information is correct, true and representative. Such liability shall in any event be limited to the direct loss suffered by you as a consequence of FLSmidth's error or negligence. Neither FLSmidth nor any person or company associated with FLSmidth shall be liable for any loss or damage resulting from your or any third party's use of this report or the information provided herein as a result of use of the report and/or any of the information set out herein contrary to the purpose for which it was intended.

FLSmidth's liability for this report shall in any event never exceed the liability that FLSmidth has accepted in any contract signed between FLSmidth and yourselves.

Copyrights

The copyright of this report is owned by the FLSmidth Group. No part of this report may be reproduced, used or transmitted inconsistent with the specific purpose for which the testing was completed without written permission. The following terms are either registered trademarks or trademark of the FLSmidth Group: FLSmidth, FLS, .

Other product names mentioned herein may be trademarks of their respective companies and reference herein to any specific product, process, or service of a third party by trade name, trademark, manufacturer, or otherwise does not necessarily constitute or imply its endorsement by FLSmidth.

LABORATORY REPORT

Ordered by:

Copies to: JBH@dhigroup.com, jhy@dhigroup

SAMPLE DESCRIPTION			
SAMPLE NAME	SAMPLE NUMBER	WEIGHT, KG	DATE RECEIVED
R-053-11	01	0.150	2011-10-31
R-054-11	02	0.200	2011-10-31
R-055-11	03	0.200	2011-10-31
R-056-11	04	0.200	2011-10-31
R-106-11	05	0.200	2011-10-31
R-107-11	06	0.200	2011-10-31
R-108-11	07	0.150	2011-10-31
R-109-11	08	0.200	2011-10-31

CONTENTS OF REPORT (ANALYSES / TESTS)	
ENCL. NO.	ITEM
1.	Analysis of Alternative Fuel

Analysis of Alternative Fuel

[illegible]

* Water bound hydrogen is not included.

Analysis of Alternative Fuel

[illegible]

* Water bound hydrogen is not included.

Analysis of Alternative Fuel

[illegible]

* Water bound hydrogen is not included.

Analysis of Alternative Fuel

[illegible]

* Water bound hydrogen is not included.

SAMPLE DESCRIPTION					
ID	SAMPLE NAME		MATERIAL TYPE		SAMPLE NUMBER
05	R-106-11		Waste		20110325-05
PARAMETER	METHOD	UNIT	As analysed (air dried)	As received	
Chemical analyses					
Fraction	FLS-A29			-500 µm	
Moisture	FLS-B21	%		6.0	
Volatile matter	FLS-E04	%			
Ash	FLS-E05	%			
Carbon	FLS-E10	%	12.5	11.8	
Hydrogen *	FLS-E10	%	1.78	1.67	
Nitrogen	FLS-E10	%	0.43	0.40	
Chloride	FLS-D07-AF	%	0.18	0.17	
Sulphur, total	FLS-D08	%	0.31	0.29	
Gross calorific value	FLS-E08	kJ/kg	5027	4725	
		kcal/kg	1201	1129	
Net calorific value	FLS-E08	kJ/kg	4643	4221	
		kcal/kg	1109	1008	
PARAMETER	METHOD	UNIT	As analysed (air dried)	PARAMETER	METHOD UNIT As analysed (air dried)
Fineness				Analysis of ash	

Page 1 of 1

Analysis of Alternative Fuel

[illegible]

* Water bound hydrogen is not included.

Kolonneudvaskningstest – akkrediterede testrapporter



DANAK
TEST Reg.nr. 0026



Side 1 af 4

METODE 874-1 Testrapport
Kolonneudvaskningstest
DS/CEN/TS 14405

Kunde-ID:		Prøvetype:	shredderaffald
Sagsnummer:	11808145	Prøve ID:	R-056-11
Lab nr.:	R-056-11-874-1	Dato for modtagelse:	06/09/2011
		Start-slut:	10/10/2011 - 31/10/2011

Modtagelse og forbehandling

Modtaget mængde af laboratorieprøve (kg):	221	Mængde af tørret testprøve (kg):	5,3
Testprøve tørret forud for forbehandling?	Ja	Mængde af testprøve udtaget (kg):	
Mængde af testprøve > 4 mm (kg):	0,3	Mængde af testprøve > 4 mm (%):	4,7
Knusning af testprøven?	ja	Knusningsmetode:	kæbeknuser
Tørstof i testprøven (g/kg):	765	Vandindhold i testprøven (g/kg):	235

Frasorteret ikke knusbart materiale

Mængde (kg): **0,082** Type: **Metal**

Pakning og test periode

Er materialet nedknust før test?	ja	Til hvilken max. størrelse (mm)?	4
Kolonnediameter:	10 cm	Fyldhøjde:	30 cm
Testportion (tør):	2488,1 g	Udvaskingsmedie:	Milli Q
Temperatur:	20 °C	Filterstørrelse (µm):	45
Filtertype:	Celluloseacetat		

Bemærkninger:

DHI

Agern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nr.: 001-12

Test udført af (init.): JHY

Sagsbehandling (dato/init.): 06/01/2012 JBH

Kvalitetssikring (dato/init.): **13/01/2012** **A0B**



Kolonneforsøg (DS/CEN/TS 14405)

Side 2 af 4

DHI-sag: 11808145 DHI-ID: R-056-11 Kunde-ID:

	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
Fraktionvolumen (ml)	248,8	248,8	746,4	1244,0	2488,1	7464,2	12440,3
Fraktionens L/S (l/kg)	0,09	0,09	0,28	0,46	1,23	2,85	4,98
Akkumuleret L/S (l/kg)	0,09	0,19	0,47	0,92	2,16	5,00	9,98
"L/S krav" (CEN/TS 14405)	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
Strømningshastighed (ml/time)	47,2	40,7	41,7	40,2	43,2	49,5	51,0
Gennemsnitshastighed (cm/dag)	13,7	(skal være 15 ± 2 cm/dag i hht. CEN/TS 14405)					

Sammensætning af eluat:

Parameter	Enhed	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
pH	-	6,8	6,8	6,7	7,0	7,2	7,2	7,0
Redoxpotentiale	mV	350,0	423,0	374,0	421,0	268,0	384,0	362,0
Ledningsevne	mS/cm	5,3	5,6	5,8	2,7	1,7	0,7	0,6
Klorid	mg/l	350	410	460	150	35	3,1	1,8
Sulfat	mg/l	1800	2100	2100	940	350	68	21
Fluorid	mg/l	2,0	2,5	2,4	1,5	0,96	0,98	1,2
NVOC	mg/l	190	210	210	120	57	24	17
Ca	mg/l	460	500	500	290	170	110	110
Mg	mg/l	110	110	120	61	30	15	9,4
K	mg/l	170	180	180	120	69	24	6,6
Na	mg/l	630	660	680	360	120	13	4,0
Fe	mg/l	0,61	0,49	0,68	0,35	0,33	0,12	< 0,050
Si	mg/l	6,7	6,7	6,7	5,9	5,0	3,8	3,8
Al	µg/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
As	µg/l	7,9	8,0	7,5	4,7	2,3	1,6	2,0
Ba	µg/l	39	80	79	72	79	180	410
Cd	µg/l	8,1	8,8	8,2	3,0	1,1	0,50	0,11
Cr	µg/l	1,6	1,5	1,6	1,0	0,60	0,50	< 0,50
Co	µg/l	56	62	65	34	17	7,7	6,1
Cu	µg/l	450	490	240	150	49	21	10
Hg	µg/l	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Mn	mg/l	6,3	6,7	6,7	3,4	1,8	0,95	0,97
Mo	µg/l	30	28	29	28	24	24	23
Ni	µg/l	540	550	560	340	180	89	71
Pb	µg/l	15	6,1	8,4	3,9	4,2	1,1	1,1
Sb	µg/l	7,6	6,9	5,9	4,3	2,4	1,3	< 1,0
Se	µg/l	1,1	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
V	µg/l	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Zn	µg/l	16000	17000	18000	9000	4400	1600	720

x = ikke akkrediteret

DHI

Agern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nummer:

001-12

Test udført af (init.):

JHY

Sagsbehandling (dato/init.):

06/01/2012 / JBH

Kvalitetssikring (dato/init.):

13/01/2012 / AOB

**Kolonneforsøg (DS/CEN/TS 14405)**

Side 3 af 4

DHI-sag: 11808145 DHI-ID: R-056-11 Kunde-ID:

	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
Fraktionvolumen (ml)	248,8	248,8	746,4	1244,0	2488,1	7464,2	12440,3
Fraktionens L/S (l/kg)	0,09	0,09	0,28	0,46	1,23	2,85	4,98
Akkumuleret L/S (l/kg)	0,09	0,19	0,47	0,92	2,16	5,00	9,98
"L/S krav" (CEN/TS 14405)	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
Strømningshastighed (ml/time)	47,2	40,7	41,7	40,2	43,2	49,5	51,0
Gennemsnitshastighed (cm/dag)	13,7	(skal være 15 ± 2 cm/dag i hht. CEN/TS 14405)					

Akkumulerede udvaskede stofmængder:

Parameter	Enhed	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
pH	-	6,8	6,8	6,7	7,0	7,2	7,2	7,0
Redoxpotentiale	mV	350,0	423,0	374,0	421,0	268,0	384,0	362,0
Ledningsevne	mS/cm	5,3	5,6	5,8	2,7	1,7	0,7	0,6
Klorid	mg/kg	33	71	200	270	310	320	330
Sulfat	mg/kg	170	370	950	1400	1800	2000	2100
Fluorid	mg/kg	0,19	0,42	1,1	1,8	3,0	5,8	12
NVOC	mg/kg	18	38	96	150	220	290	370
Ca	mg/kg	44	91	230	360	570	880	1400
Mg	mg/kg	10	20	53	81	120	160	210
K	mg/kg	16	33	83	140	230	300	330
Na	mg/kg	60	120	310	470	620	660	680
Fe	mg/kg	0,058	0,10	0,29	0,45	0,86	1,2	< 1,4
Si	mg/kg	0,64	1,3	3,2	5,9	12	23	42
Al	mg/kg	< 0,0028	< 0,0056	< 0,014	< 0,028	< 0,065	< 0,15	< 0,30
As	mg/kg	0,00075	0,0015	0,0036	0,0057	0,0085	0,013	0,023
Ba	mg/kg	0,0037	0,011	0,033	0,066	0,16	0,67	2,7
Cd	mg/kg	0,00077	0,0016	0,0039	0,0053	0,0067	0,0081	0,0086
Cr	mg/kg	0,00015	0,00029	0,00073	0,0012	0,0019	0,0033	< 0,0058
Co	mg/kg	0,0053	0,011	0,029	0,045	0,066	0,088	0,12
Cu	mg/kg	0,043	0,089	0,16	0,23	0,29	0,35	0,40
Hg	mg/kg	< 0,0000047	< 0,0000094	< 0,000023	< 0,000046	< 0,00011	< 0,00025	< 0,00050
Mn	mg/kg	0,60	1,2	3,1	4,7	6,9	9,6	14
Mo	mg/kg	0,0028	0,0054	0,013	0,026	0,056	0,12	0,23
Ni	mg/kg	0,051	0,10	0,26	0,42	0,64	0,89	1,2
Pb	mg/kg	0,0014	0,0020	0,0043	0,0061	0,011	0,014	0,019
Sb	mg/kg	0,00072	0,0014	0,0030	0,0050	0,0080	0,012	< 0,017
Se	mg/kg	0,00010	< 0,00019	< 0,00047	< 0,00093	< 0,0022	< 0,0050	< 0,010
V	mg/kg	< 0,000095	< 0,00019	< 0,00047	< 0,00093	< 0,0022	< 0,0050	< 0,010
Zn	mg/kg	1,5	3,1	8,1	12	17	22	26

x = ikke akkrediteret

DHIAgern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nummer:

001-12

Test udført af (init.):

JHY

Sagsbehandling (dato/init.):

06/01/2012

/ JBH

Kvalitetssikring (dato/init.):

13/01/2012

/ AOB

DHI: KOLONNEFORSØG (DS/CEN/TS 14405)

DHI-sag: 11808145

Materiale: shredderaffald

Side 4 af 4

Evt.kunde-ID:

Prøve-ID: R-056-11

Prøve modtaget: 06-09-2011

Bemærkninger til testforløb:

Oplysninger om underleverandører/metoder:

Kode:	Navn:	Kontaktadresse:	Akkrediteringsnr:
a	DHI	Agern alle 5, 2970 Hørsholm	26
b	Eurofins	Ladelundvej 85	168
c			
d			

Nr:	Metode	Nr:	Metode	Nr:	Metode
1	ICP-AES	5	UV-VIS	9	Grasshoff
2	ICP-SFMS	6	SM 17 udg 4500	10	
3	AFS	7	DS/EN 1484	11	
4	liquid chromat.	8	ICP-MS	12	

[illegible]

OK
AOB
13/01/2012



DANAK
TEST Reg.nr. 0026



Side 1 af 4

METODE 874-1 Testrapport
Kolonneudvaskningstest
DS/CEN/TS 14405

Kunde-ID:		Prøvetype:	shredderaffald
Sagsnummer:	11808145	Prøve ID:	R-107-11
Lab nr.:	R-107-11-874-1	Dato for modtagelse:	06/09/2011
		Start-slut:	10/10/2011 - 31/10/2011

Modtagelse og forbehandling

Modtaget mængde af laboratorieprøve (kg):		Mængde af tørret testprøve (kg):	5,3
Testprøve tørret forud for forbehandling?	Ja	Mængde af testprøve udtaget (kg):	
Mængde af testprøve > 4 mm (kg):	0,1	Mængde af testprøve > 4 mm (%):	2,5
Knusning af testprøven?	ja	Knusningsmetode:	kæbeknuser
Tørstof i testprøven (g/kg):	759	Vandindhold i testprøven (g/kg):	241

Frasorteret ikke knusbart materiale

Mængde (kg): **0,032** Type: **Metal**

Pakning og test periode

Er materialet nedknust før test?	ja	Til hvilken max. størrelse (mm)?	4
Kolonnediameter:	10 cm	Fyldhøjde:	30 cm
Testportion (tør):	2539,2 g	Udvaskingsmedie:	Milli Q
Temperatur:	20 °C	Filterstørrelse (µm):	45
Filtertype:	Celluloseacetat		

Bemærkninger:

DHI

Agern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nr.: 002-12

Test udført af (init.):

JHY

Sagsbehandling (dato/init.): 06/01/2012

JBH

Kvalitetssikring (dato/init.): 13/01/2012

103

**Kolonneforsøg (DS/CEN/TS 14405)**

Side 2 af 4

DHI-sag: 11808145 DHI-ID: R-107-11 Kunde-ID:

	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
Fraktionvolumen (ml)	253,9	253,9	761,8	1269,6	2539,2	7617,7	12696,1
Fraktionens L/S (l/kg)	0,09	0,09	0,27	0,44	1,20	2,76	5,11
Akkumuleret L/S (l/kg)	0,09	0,18	0,45	0,90	2,09	4,85	9,96
"L/S krav" (CEN/TS 14405)	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
Strømningshastighed (ml/time)	44,0	40,6	41,9	40,0	42,8	48,8	53,5
Gennemsnitshastighed (cm/dag)	13,6	(skal være 15 ± 2 cm/dag i hht. CEN/TS 14405)					

Sammensætning af eluat:

Parameter	Enhed	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
pH	-	7,2	7,1	7,1	7,2	7,5	7,5	7,2
Redoxpotentiale	mV	372,0	424,0	376,0	425,0	355,0	364,0	290,0
Ledningsevne	mS/cm	3,0	3,3	4,4	3,0	1,5	0,8	0,5
Klorid	mg/l	100	140	180	95	14	2,1	1,4
Sulfat	mg/l	1100	1200	1800	1200	390	110	43
Fluorid	mg/l	1,1	1,1	1,5	1,6	0,81	0,85	0,96
NVOC	mg/l	110	130	150	93	35	13	7,8
Ca	mg/l	310	330	400	320	170	110	83
Mg	mg/l	200	220	280	200	88	38	18
K	mg/l	66	68	77	64	40	17	5,6
Na	mg/l	210	220	330	230	59	7,9	2,3
Fe	mg/l	< 0,050	< 0,050	0,067	0,060	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Si	mg/l	4,3	4,3	4,4	4,1	3,5	2,6	2,2
Al	µg/l	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
As	µg/l	4,2	5,9	6,0	4,6	2,0	1,3	1,0
Ba	µg/l	44	85	75	64	81	120	170
Cd	µg/l	12	13	17	11	5,0	2,4	1,2
Cr	µg/l	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Co	µg/l	49	56	73	53	24	9,6	5,1
Cu	µg/l	570	710	540	230	110	52	44
Hg	µg/l	< 0,050	0,078	0,13	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Mn	mg/l	3,7	4,0	5,2	3,8	1,8	0,88	0,54
Mo	µg/l	43	41	45	41	33	31	30
Ni	µg/l	220	240	310	240	120	52	30
Pb	µg/l	8,8	5,9	8,6	3,8	2,1	2,0	1,0
Sb	µg/l	6,2	6,1	6,7	5,9	4,0	2,3	1,6
Se	µg/l	< 1,0	1,2	1,2	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
V	µg/l	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Zn	µg/l	4500	4900	6000	4500	2100	850	410

x = ikke akkrediteret

DHIAgern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nummer:

002-12

Test udført af (init.):

JHY

Sagsbehandling (dato/init.):

06/01/2012 / JBH

Kvalitetssikring (dato/init.):

13/01/2012 / AOB

**Kolonneforsøg (DS/CEN/TS 14405)**

Side 3 af 4

DHI-sag: 11808145 DHI-ID: R-107-11 Kunde-ID:

	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
Fraktionvolumen (ml)	253,9	253,9	761,8	1269,6	2539,2	7617,7	12696,1
Fraktionens L/S (l/kg)	0,09	0,09	0,27	0,44	1,20	2,76	5,11
Akkumuleret L/S (l/kg)	0,09	0,18	0,45	0,90	2,09	4,85	9,96
"L/S krav" (CEN/TS 14405)	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
Strømningshastighed (ml/time)	44,0	40,6	41,9	40,0	42,8	48,8	53,5
Gennemsnitshastighed (cm/dag)	13,6	(skal være 15 ± 2 cm/dag i hht. CEN/TS 14405)					

Akkumulerede udvaskede stofmængder:

Parameter	Enhed	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6	Eluat 7
pH	-	7,2	7,1	7,1	7,2	7,5	7,5	7,2
Redoxpotentiale	mV	372,0	424,0	376,0	425,0	355,0	364,0	290,0
Ledningsevne	mS/cm	3,0	3,3	4,4	3,0	1,5	0,8	0,5
Klorid	mg/kg	8,7	21	70	110	130	140	150
Sulfat	mg/kg	95	200	690	1200	1700	2000	2200
Fluorid	mg/kg	0,095	0,20	0,61	1,3	2,3	4,6	9,5
NVOC	mg/kg	9,5	21	62	100	140	180	220
Ca	mg/kg	27	57	170	310	510	810	1200
Mg	mg/kg	17	37	110	200	310	410	500
K	mg/kg	5,7	12	33	61	110	160	190
Na	mg/kg	18	38	130	230	300	320	330
Fe	mg/kg	< 0,0043	< 0,0089	0,027	0,054	< 0,11	< 0,25	< 0,51
Si	mg/kg	0,37	0,76	2,0	3,8	8,0	15	26
Al	mg/kg	< 0,0026	< 0,0053	< 0,013	< 0,026	< 0,062	< 0,14	< 0,29
As	mg/kg	0,00036	0,00090	0,0025	0,0045	0,0069	0,010	0,015
Ba	mg/kg	0,0038	0,012	0,032	0,060	0,16	0,49	1,4
Cd	mg/kg	0,0010	0,0022	0,0068	0,012	0,018	0,025	0,031
Cr	mg/kg	< 0,000043	< 0,000089	< 0,00023	< 0,00045	< 0,0010	< 0,0024	< 0,0050
Co	mg/kg	0,0042	0,0093	0,029	0,053	0,082	0,11	0,14
Cu	mg/kg	0,049	0,11	0,26	0,36	0,49	0,63	0,85
Hg	mg/kg	< 0,0000043	0,000011	0,000047	< 0,000069	< 0,00013	< 0,00027	< 0,00053
Mn	mg/kg	0,32	0,68	2,1	3,8	6,0	8,4	11
Mo	mg/kg	0,0037	0,0074	0,020	0,038	0,078	0,16	0,31
Ni	mg/kg	0,019	0,041	0,13	0,24	0,38	0,52	0,67
Pb	mg/kg	0,00076	0,0013	0,0036	0,0053	0,0078	0,013	0,018
Sb	mg/kg	0,00054	0,0011	0,0029	0,0055	0,010	0,016	0,024
Se	mg/kg	< 0,000087	0,00020	0,00053	< 0,00097	< 0,0022	< 0,0050	< 0,010
V	mg/kg	< 0,000087	< 0,00018	< 0,00045	< 0,00089	< 0,0021	< 0,0049	< 0,010
Zn	mg/kg	0,39	0,84	2,5	4,5	7,0	9,3	11

x = ikke akkrediteret

DHIAgern Allé 5
2970 Hørsholm
Danmark

Testrapport nummer:

002-12

Test udført af (init.):

JHY

Sagsbehandling (dato/init.):

06/01/2012 / JBH

Kvalitetssikring (dato/init.):

13/01/2012 / AOB

DHI: KOLONNEFORSØG (DS/CEN/TS 14405)

DHI-sag: 11808145

Materiale: shredderaffald

Side 4 af 4

Evt.kunde-ID:

Prøve-ID: R-107-11

Prøve modtaget: 06-09-2011

Bemærkninger til testforløb:

Oplysninger om underleverandører/metoder:

Kode:	Navn:	Kontaktadresse:	Akkrediteringsnr:
a	DHI	Agern alle 5, 2970 Hørsholm	26
b	Eurofins	Ladelundvej 85	168
c			
d			

Nr:	Metode	Nr:	Metode	Nr:	Metode
1	ICP-AES	5	UV-VIS	9	Grasshoff
2	ICP-SFMS	6	SM 17 udg 4500	10	
3	AFS	7	DS/EN 1484	11	
4	liquid chromat.	8	ICP-MS	12	

[illegible]

OK
ADB 13/01/2012

Mekanisk sortering af størrelsesfraktioneret shredderaffald hos HJ Hansen

Resultater af materialelevinding fra størrelsesfraktioneret shredderaffald (45-5 mm).

		Mass retained by individual process streams								Output	Balance
		I: Affald til deponi	II: Træ og plast	III: Jern fra magnet	IV: Rustfrit	V: Alu I+II	VI: Magnetisk jord	VII: Glas	VIII: Metal <6mm		
Input (kg)	60720	18700	6500	2640	4405	1747	12780	238	2571	50221	-10499 ¹
% of input		30.8	10.7	4.3	7.3	2.9	21	0.4	4.2	82.7	-17.3 %
% of output		37.2	12.9	5.3	8.8	3.5	25.4	0.5	5.2	99.0	-1 ²
Parameter		Mass of individual material fractions (kg) recovered across the process streams								% af input	% af output
Fe		16	-	2640	127	14	1272	-	-	6.7	8.1
Non-ferrous		302	53	-	872	152	172	-	-	2.6	3.1
Dåser		8	-	-	9	14	-	-	-	0.1	0.1
Elektronik		737	119	-	339	33	45	-	-	2.1	2.5
Al		-	-	-	22	139	-	-	-	0.3	0.3
Cu		-	-	-	42	76	-	-	-	0.2	0.2
Messing		-	-	-	192	68	-	-	-	0.4	0.5
Træ		4008	939	-	-	-	184	-	-	8.5	10.2
Plast		5757	2290	-	-	-	87	-	-	13.4	16.2
Gummi		1251	1111	-	-	-	17	-	-	3.9	4.7
Skum		401	57	-	-	-	41	-	-	0.8	1.0
Andet		3393	168	-	-	-	3581	-	-	11.8	14.2
Uorganisk		156	1595	-	-	-	182	-	-	3.2	3.8
Glas		-	-	-	-	-	-	238	-	0.4	0.5
< 3 mm		2674	170	-	-	-	7198	-	-		

¹ missing 10499 kg: see text for clarification; ² allocated to extra process fraction not included in this project

LCA Unit Processes Inventories

The list and description of Unit Processes cover the following:

1. Sieving
2. Magnetic Separation
3. Eddy Current Separation
4. EMS and NIR Sensor (Combined Inductive and Near Infrared sensors)
5. Air Classifier
6. Landfilling of <5mm fines
7. Steel (Fe) Recycling
8. Al Recycling
9. SS Recycling
10. Cu Recycling
11. Brass Recycling
12. Zn Recycling
13. Pb Recycling
14. Waste Incineration (A1)
15. Waste Incineration (A2)

An overview of the data on each of these unit processes is given in the following. The process names refer to the names of the process in the model established in the LCA tool used, i.e. the SimaPro:

Table F1: Description of Sieving

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Sieving	1	kg	Sieving process in Alternative 1 and 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.081	MJ	

Table F2: Description of Magnetic Separation

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Magnetic Separation	1	kg	Magnetic Separation process in Alternative 1 and 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.00216	MJ	Huisman, 2003

Table F3: Description of Eddy Current Separation

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Eddy Current Separation	1	kg	Eddy Current Separation process in Alternative 1 and 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.018	MJ	Huisman, 2003

Table F4: Description of EMS and NIR Sensor

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
EMS and NIR Sensor	1	kg	EMS and NIR Sensor process in Alternative 1 and 2
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.01128	MJ	TITECH Combisense, working width 1200 mm, power 9,4 kW (Titech, 2011a)

Table F5: Description of Air Classifier

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Air Classifier	1	kg	Air Classifier process in Alternative 1
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity in Use	0.018	MJ	Diaz et al., 2005

Table F6: Landfilling of <5mm fines. Process includes process-specific (i.e. independent of waste composition) energy demand and land use of landfill. Remark: inorganic landfill for polluted inorganic wastes like with carbon content below 5%

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Landfilling of <5mm fines	1	kg	Doka G. (2007)
<i>Materials/fuels</i>			
Diesel. burned in building machine/GLO U	0.0467	MJ	
Electricity. medium voltage. at grid/CH U	0.00135	kWh	
Electricity. low voltage. at grid/CH U	0.000015	kWh	
Light fuel oil. burned in boiler 10kW. non-modulating/CH U	0.00161	MJ	
<i>Emissions to air</i>			
Heat. waste	0.00491	MJ	
Methane	0.012311242	kg	Calculated based on the quantity of degradable matter (expressed as cellulose) in the <5 mm fraction. The assumption made is that cellulose is made up of wood and paper only. Wood fraction degrades up to 50% and Paper fraction degrades up to 70% in the landfill.
Carbon dioxide	0.005641779	kg	

Table F7: Steel (Fe) Recycling .Secondary production of steel from ferrous scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.905 kg steel. This process includes the preparation and transport of scrap metal and the other input materials to the electric arc furnace, the steel making process and casting.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Steel (Fe) Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F8: Al Recycling. Secondary production of aluminium from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.971 kg Al. This process includes the preparation and transport of scrap metal, melting, alloying and casting.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Al Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F9: SS Recycling. Secondary production of chromium steel 18/8 from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.905 kg stainless steel. The recycling process is assumed the same as for regular steel.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
SS Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F10: Cu Recycling. Secondary production of copper from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.763 kg Cu. This process includes the preparation and transport of scrap metal, assumed the same as for ferrous scrap, and copper refining at a non-ferrous metal smelter.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Cu Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F11: Brass Recycling. Secondary production of brass from scrap: 1 kg of scrap metal is used to produce 0.763 kg brass. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Brass Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F12: Zn Recycling. Secondary production of zinc: 1 kg of scrap zinc is assumed to produce 1 kg zinc. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Zn Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F13: Pb Recycling. Secondary production of lead: 1 kg of scrap lead is assumed to produce 1 kg lead. The recycling process is assumed the same as for copper.

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pb Recycling	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, secondary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Table F14: Waste Incineration (A1)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Waste Incineration(A1)	1	kg	Waste Incineration process in Alternative 1
Materials/fuels			
Electricity in Use	0.08*3.6	MJ	
Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U	0.033	kg	
Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	0.0073	kg	
Iron (III) chloride, 40% in H2O, at plant/CH U	0.00006	kg	
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	0.004	kg	
Water, decarbonised, at plant/RER U	0.06	kg	
Emissions to air			
Sulfur dioxide	0.027	g	
Hydrogen chloride	0.003	g	
Nitrogen oxides	0.055	g	
Ammonia	0.016	g	
Particulates, unspecified	0.005	g	
Mercury	0.000003	g	
Lead	0.00011	g	
Cadmium	0.00001	g	
Arsenic	0.00001	g	
Dioxin, 1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-	0.00011	g	
Carbon dioxide, fossil	2.104	kg	
Carbon dioxide, biogenic	0.263	kg	
Waste to treatment			
Disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill/CH U	0.0022	kg	
Process-specific burdens, inert material landfill/CH U	0.33	kg	

Table F15: Waste Incineration (A2)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Waste Incineration(A2)	1	kg	Waste Incineration process in Alternative 2
Materials/fuels			
Electricity in Use	0.08*3.6	MJ	
Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U	0.033	kg	
Lime, hydrated, packed, at plant/CH U	0.0073	kg	
Iron (III) chloride, 40% in H2O, at plant/CH U	0.00006	kg	
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	0.004	kg	
Water, decarbonised, at plant/RER U	0.06	kg	
Emissions to air			
Sulfur dioxide	0.027	g	
Hydrogen chloride	0.003	g	
Nitrogen oxides	0.055	g	
Ammonia	0.016	g	
Particulates, unspecified	0.005	g	
Mercury	0.000003	g	
Lead	0.00011	g	
Cadmium	0.00001	g	
Arsenic	0.00001	g	
Dioxin, 1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-	0.00011	g	
Carbon dioxide, fossil	1.3236	kg	
Carbon dioxide, biogenic	0.16569	kg	
Waste to treatment			
Disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill/CH U	0.0022	kg	
Process-specific burdens, inert material landfill/CH U	0.33	kg	

Additional References

Titech, 2011a. Application report – Wire recovery. Titech AS. Norway. Accessed online 15.10.2011 at: <http://www.titech.com/specialist-sorting/wire-recovery-11487>

Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., Rosenberg, L., Diaz, L.F., UNEP International Environmental Technology Centre., CalRecovery, I., 2005. Solid waste management. United Nations Environment Programme, Paris.

Huisman, J., 2003. The QWERTY/EE concept : quantifying recyclability and eco-efficiency for end-of-life treatment of consumer electronic products. PhD. thesis. Technical University of Delft.

LCA Marginal Processes Inventories

List and Description of rest of the Marginal Processes:

1. Steel (Fe) Marginal
2. Al Marginal
3. Cu Marginal
4. SS (Stainless Steel) Marginal
5. Brass Marginal
6. Zn Marginal
7. Pb Marginal
8. Electricity in Use (Coal)
9. Electricity Mix Marginal
10. Electricity in Use (Electricity Mix Marginal)
11. Heat Marginal (Odense Scenario)
12. Heat Marginal (Natural Gas)

Table G1: Description of Steel (Fe) Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Steel (Fe) Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, converter, unalloyed, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Steel: 0.9 kg of pig iron used for the production of 1 kg steel, 0.2 kg steel scrap used for cooling the hot liquid; process includes input materials to converter and their upstream production, steel making process and casting.

Table G2: Description of Al Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Al Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Aluminium, primary, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Aluminum: Process includes upstream production of aluminum primary liquid, casting of ingots, transport of materials and disposal of wastes.

Table G3: Description of Cu Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Cu Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Copper, primary, at refinery/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Copper: Process includes upstream mining, beneficiation, reduction and refining of copper.

Table G4: Description of SS Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
SS Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Steel, converter, chromium steel 18/8, at plant/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of chromium steel 18/8: Primary production of stainless steel with an alloy composition of 18 chromium and 8 nickel.

Table G5: Description of Brass Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Brass Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Brass, at plant/CH U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Brass: Production of brass based on a 70% Cu and 30% Zn content.

Table G6: Description of Zn Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Zn Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Zinc, primary, at regional storage/RER U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Zinc: Process includes upstream mining, beneficiation and production of high-grade primary zinc by pyro- and hydrometallurgical processes.

Table G7: Description of Pb Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Pb Marginal	1	kg	
<i>Materials/Fuels</i>			
Lead, primary, at plant/GLO U	1	kg	Classen et al. (2009)

Primary production of Lead: Process includes upstream mining, beneficiation and production of primary lead with the sinter/blast furnace and direct smelting process, slag disposal and final refining.

Table G8: Electricity in Use

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity in Use – Electricity medium voltage at grid	1	MJ	Frischknecht et al. (2007)
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL U	1.0074	MJ	Dones et al. (2007)
Sulphur hexafluoride, liquid, at plant/RER U	0.0000000 37262/3.6	kg	
Transmission network, electricity, medium voltage/CH/I U	0.0000000 324/3.6	km	
<i>Emissions to air</i>			
Heat, waste	0.014584/3 .6	MJ	
Sulfur hexafluoride	0.0000000 37262/3.6	kg	
<i>Emissions to soil</i>			
Heat, waste	0.011932/3 .6	MJ	

The marginal process includes the transmission network, losses during transmission and transformation from high-voltage for the electricity mix marginal production selected.

Table G9: Description of Electricity Mix Marginal

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity Mix Marginal - Electricity Mix Marginal: 48% coal; 51% natural gas; 1% wind	1	MJ	
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity, natural gas, at power plant/NORDEL U	0.51	MJ	Faist Emmenegger et al. (2007)
Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL U	0.43	MJ	Dones et al. (2007)
Electricity, at wind power plant/RER U	0.01	MJ	Burger et al. (2007)

The combined electricity marginal selected is adapted from Lund et al. (2010)

Table G10: Electricity in Use (with Electricity Mix Marginal)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Electricity in Use – Electricity medium voltage at grid	1	MJ	Frischknecht et al. (2007)
<i>Materials/Fuels</i>			
Electricity Mix Marginal	1.0074	MJ	
Sulphur hexafluoride, liquid, at plant/RER U	0.0000000 37262/3.6	kg	
Transmission network, electricity, medium voltage/CH/I U	0.0000000 324/3.6	km	
<i>Emissions to air</i>			
Heat, waste	0.014584/3 .6	MJ	
Sulfur hexafluoride	0.0000000 37262/3.6	kg	
<i>Emissions to soil</i>			
Heat, waste	0.011932/3 .6	MJ	

The marginal process includes the transmission network, losses during transmission and transformation from high-voltage for the electricity mix marginal production selected.

Table G11: Description of Heat Marginal (Odense Scenario)

Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Heat Marginal (Natural Gas)	1	MJ	Heat over 11 months, therefore heat in one month $1/11 = 0.091$
<i>Materials/Fuels</i>			
Heat, natural gas, at boiler condensing modulating >100kW/RER U	0.5105	MJ	Faist Emmenegger et al. (2007) Heat in 4 months = 0.364 MJ $0.1 * 0.364 = 0.0364$ MJ $0.9 * 0.364 = 0.3276$ MJ $38/85 * 0.3276 = 0.1465$ MJ Therefore Total Heat in 4 months = $0.0364 + 0.3276 + 0.1465$ MJ
Electricity, hard coal, at power plant/NORDEL U	0.2357		Dones et al. (2007) Heat in 7 months = 0.637 MJ Electricity avoided is $0.6 * 0.637 = 0.3822$ MJ But since 0.1465 MJ Electricity needs to be produced in the earlier 4 months Total Electricity (avoided) = $0.3822 - 0.1465$ MJ

The modeling of heat from HJ Hansen to the district heating grid in Odense:

- In one month, e.g. July, no heat can be sent to the grid, because heat demand is already fully satisfied, and there is no cooling option.

- In May-June (both included) and August-September (both included), the avoided heat comes from the straw boiler and straw heat and power plant. In 10% of the period, this straw plant runs on pure heat production. In this period, 100 MJ heat from HJ Hansen will replace 100 MJ pure straw based heat produced with 100% heat efficiency (because the plant has vapor condensing) which means that 100 MJ straw is replaced. This straw is in turn assumed to replace coal on the input side of a marginal (coal condensing) power plant somewhere. In 90% of the period, the straw plant runs on CHP production with a power/heat ratio of 38 MW/85MW. In this period, 100 MJ heat from HJ Hansen will replace 100 MJ heat from this plant which will then simultaneously reduce its power output by $38/85 * 100 = 45$ MJ or 12 kWh. This will induce a marginal coal based condensing power production of the same 12 kWh. The plant operates also at around 100% overall efficiency in this period, and the saved straw from the 100 MJ in this period is then $100 + 45$ MJ of straw = 145 MJ straw (straw heat value = 14,5 MJ/kg): this straw will in turn replace 145 MJ of coal on the input side of a marginal coal condensing plant.
- In October-April both months included, the heat from HJ Hansen will replace heat from the CHP coal plant. In this period the plant will run back-pressure mode in 40% of the time and power extraction mode in 60% of the time. The explanation being that in 40% of the time, the electricity price is too low compared to coal and CO2 costs, so that it does not pay off to produce electricity in itself. The plant is running in this period, because it has to deliver the heat. In this period, therefore, the plant will reduce electricity production simultaneously with the replaced heat, and the same quantity of electricity has to be produced somewhere else. The saving from reducing the production at the coal CHP plant and the induced marginal electricity production somewhere else are identical, so the net consequence of HJ Hansen output of heat is zero – no avoided emissions but also no extra induced emissions. In the 60% of the time, there is a net profit margin of making electricity. In this period, the plant will respond to a 100 MJ output of heat from HJ Hansen by reducing the heat output by 100 MJ, but increasing the power output by the same 100 MJ (without any extra coal consumption), thereby avoiding a 100 MJ of marginal coal condensing electricity.

Table G12: Description of Heat Marginal (Natural Gas)

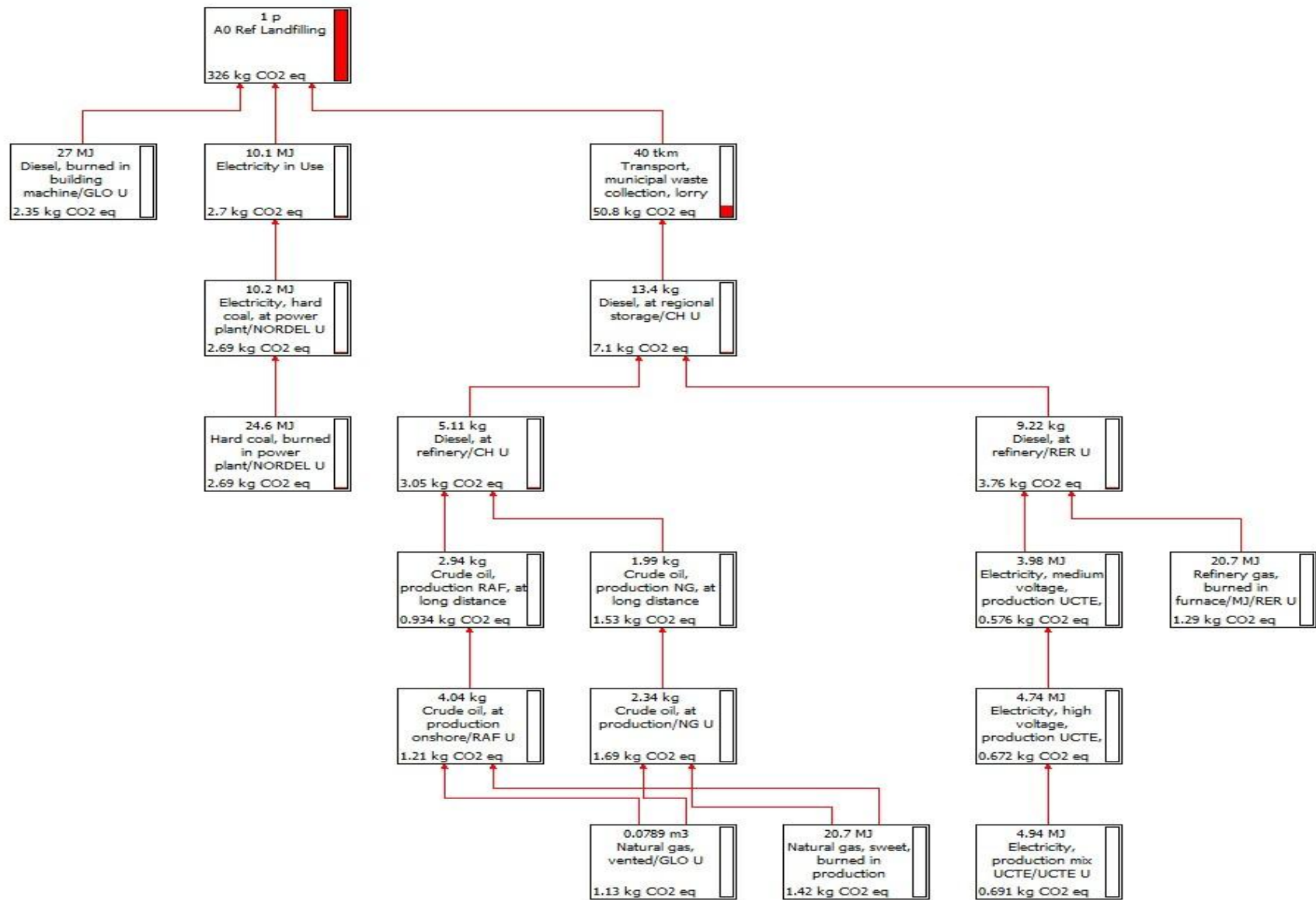
Unit Process	Amount	Unit	Comments/references
Heat Marginal (Natural Gas)	1	MJ	
<i>Materials/Fuels</i>			
Heat, natural gas, at boiler condensing modulating >100kW/RER U	1	MJ	Faist Emmenegger et al. (2007)

A new big modulating condensing boiler has an efficiency of more than 100 percent – since it is condensing and close to the high heating value of natural gas which is 44 MJ/NM3 (instead of 39,8 MJ/nm3 as the lower heat value before condensing).

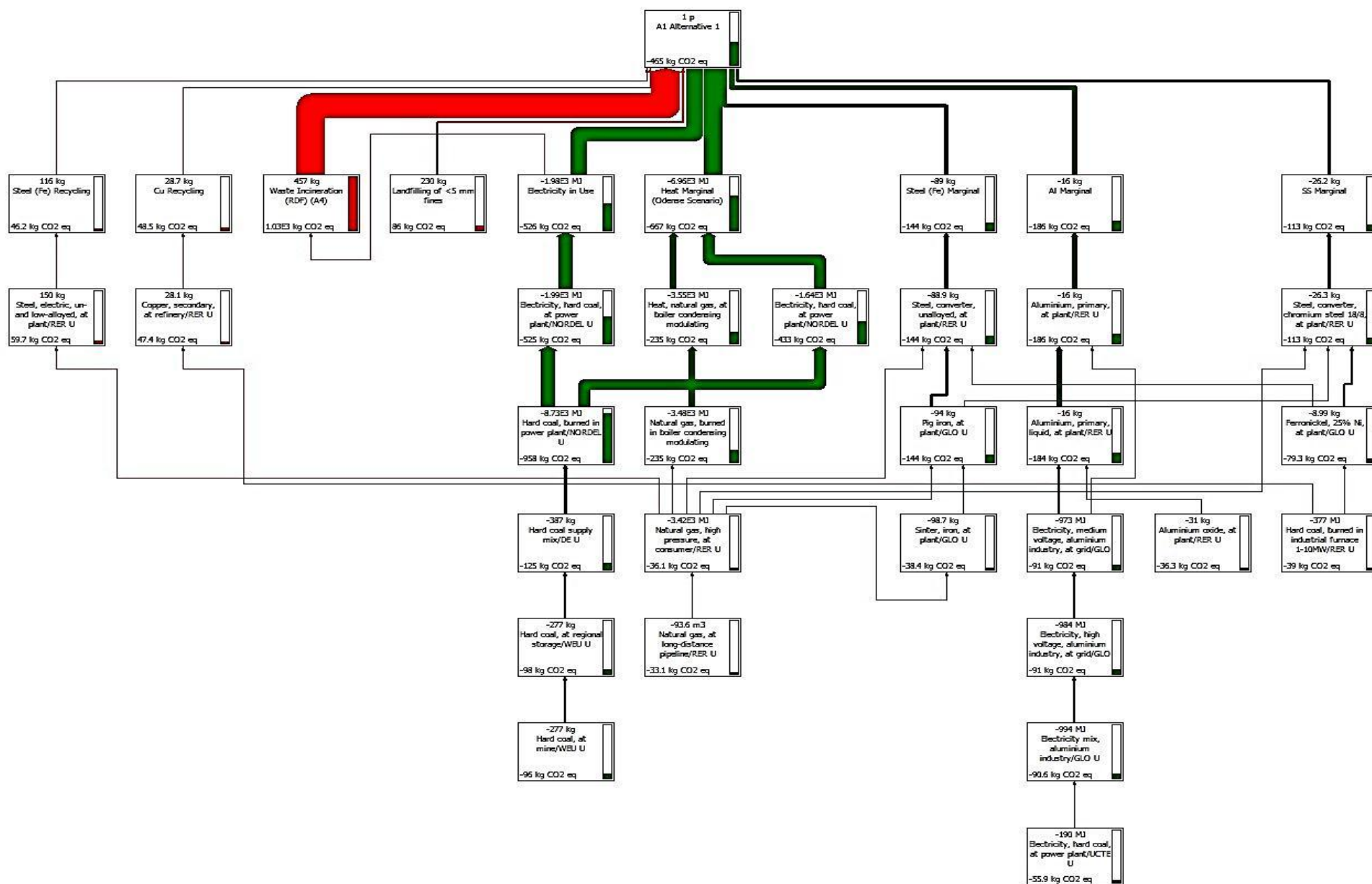
The marginal process includes fuel input from high pressure (RER) network, infrastructure (boiler), emissions, and electricity needed for operation. The module

uses the average net efficiency for the type of boiler (estimated from literature).
The heat distribution is not included.

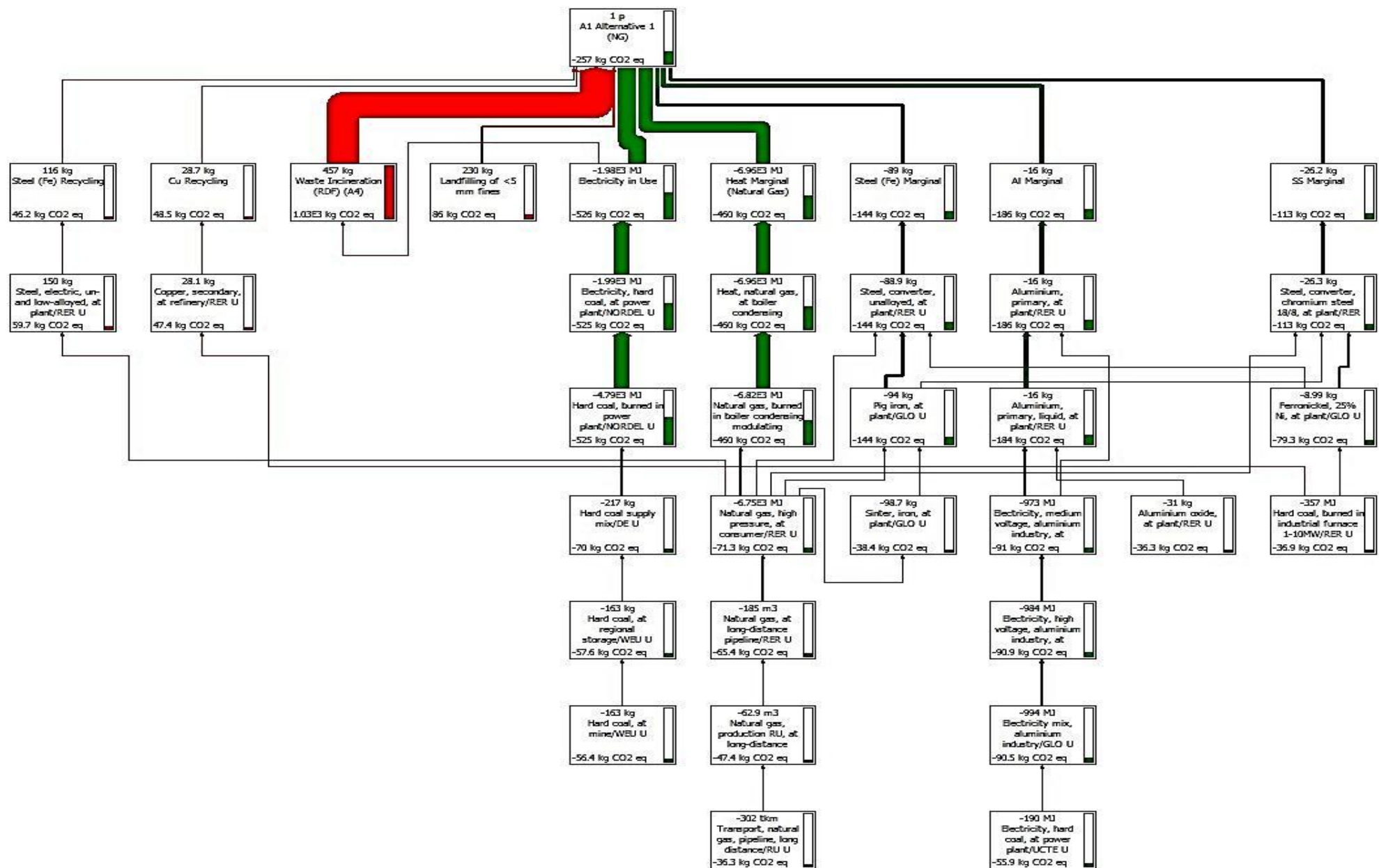
Resultater for beregning af drivhuseffektbidragene



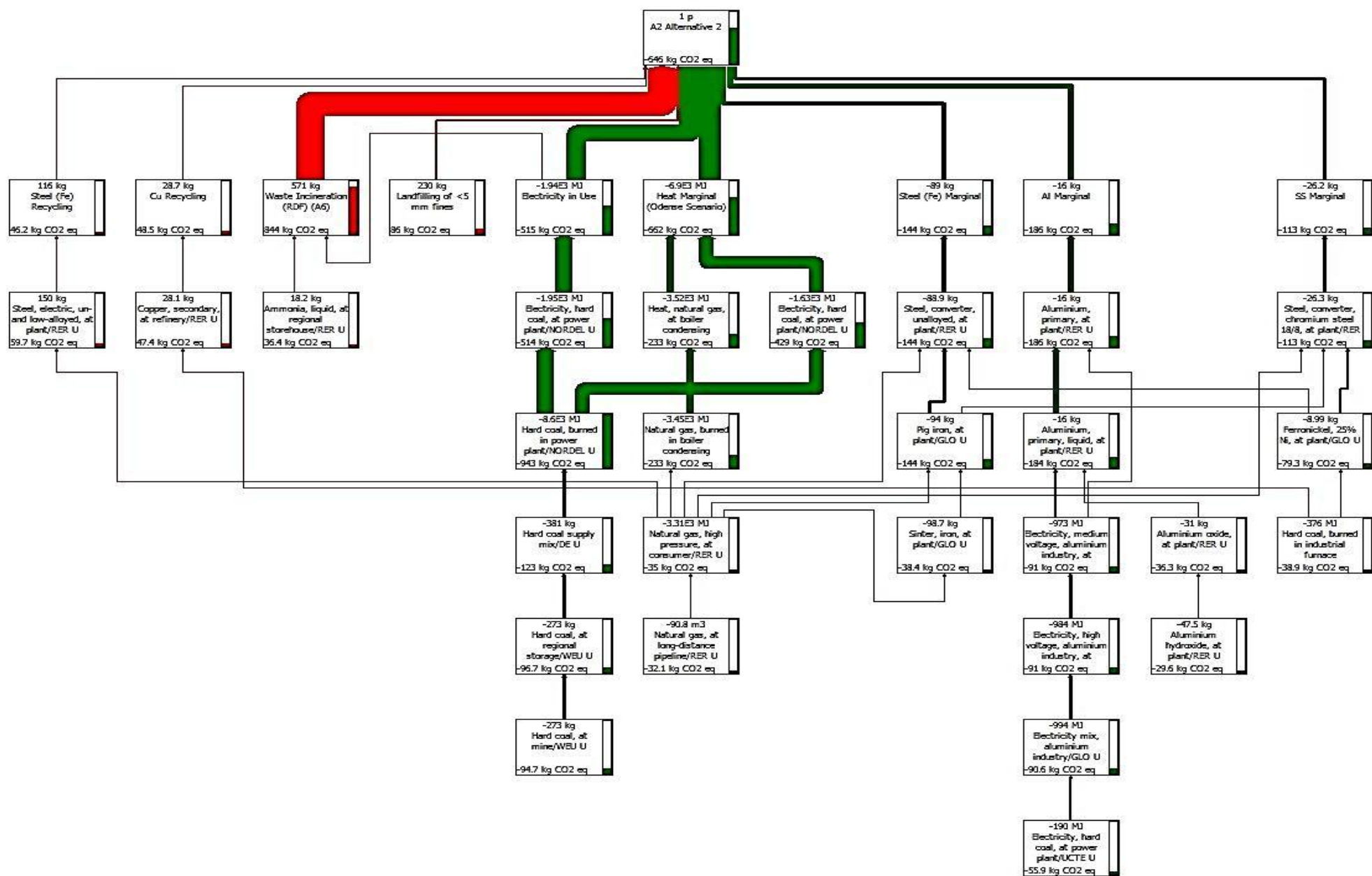
A0 Deponi - Procestær for drivhuseffekt bidrag fra de enkelte processer i systemet.



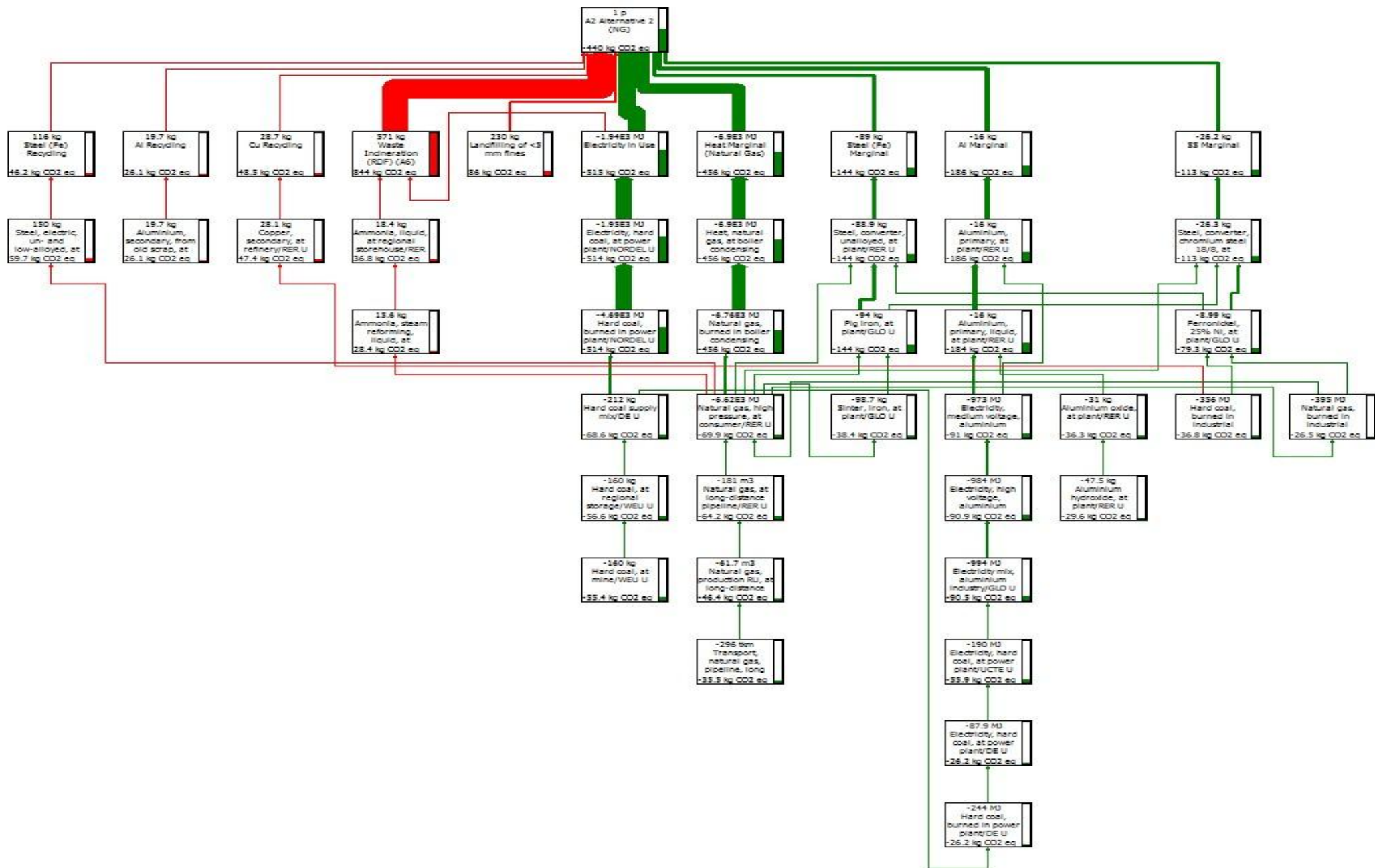
A1 Fjernvarmemarginal = Odense Scenario. Procestræ for drivhuseffektbidrag fra de enkelte processer i systemet.



A1 Fjernvarmemarginal = Naturgas. Procestræ for drivhuseffektbidrag fra de enkelte processer i systemet.



A2 Fjernvarmemarginal = Odense Scenario. Procestræ for drivhuseffektbidrag fra de enkelte processer i systemet.



A2 Fjernvarmemarginal = Naturgas. Procestræ for drivhuseffekt bidrag fra de enkelte processer i systemet.

Resumé

Shredderaffald er i Danmark klassificeret som farligt affald og har frem til 1. januar 2012 kunnet deponeres uden statsafgift. Det anslås, at der ligger mere end 1,5 millioner tons shredderaffald i specialdeponier. Nærværende rapport beskriver forsøg udført på to danske deponeringsanlæg med opgravning og størrelsesfraktionering af deponeret shredderaffald med henblik på at kunne udvinde potentielle ressourcer som metal, plast og energi fra affaldet. På baggrund af forsøgene vurderes det, at 60-75% af det opgravede affald med partikelstørrelse over 5 mm vil kunne materialenyttiggøres eller energiudnyttes.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk