



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Vurdering af metalholdigt affald til forbrænding

Afdækning af konsekvenserne for især  
slagge af øget tilførsel af metalholdigt  
affald til forbrænding

Miljøprojekt nr. 1654, 2015

**Titel:**

Vurdering af metalholdigt affald til  
forbrænding

**Redaktion:**

Tore Hulgaard, Rambøll  
Kristian Kahle, Rambøll  
Christian Riber, Rambøll  
Ole Poulsen, Rambøll

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
www.mst.dk

**År:**

2015

**ISBN nr.**

978-87-93283-81-7

**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

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Konklusion og sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary and Conclusion</b> .....	<b>9</b>
<b>1. Indledning og formål</b> .....	<b>12</b>
<b>2. Affaldssammensætning og fraktioner</b> .....	<b>14</b>
2.1 Affald til forbrænding år 2011 .....	15
2.2 Husholdningsaffald .....	16
2.3 Shredderaffald .....	19
2.4 Indsamlet, trykimprægneret træ .....	23
2.5 Affald til forbrænding i 2022.....	27
2.6 Basisaffald til forbrænding brugt i model .....	29
<b>3. Affaldets omdannelse i et forbrændingsanlæg</b> .....	<b>30</b>
3.1 Slagge.....	30
3.1.1 Våd slaggeudmadning.....	31
3.1.2 Tør slaggeudmadning .....	32
3.1.3 Udsortering af metaller fra slagge .....	32
3.1.4 Nyttiggørelse af slagge .....	35
3.2 Røggasaffald .....	36
3.3 Rengas .....	37
3.4 Metaller opførsel under forbrændingsprocessen.....	38
3.5 Fordeling mellem slagge, røggasaffald og rengas .....	42
<b>4. Scenarier</b> .....	<b>44</b>
<b>5. Modelopbygning</b> .....	<b>45</b>
5.1 Overføringskoefficienter .....	45
5.2 Metal i slagge.....	46
5.3 Metaludsorteringen fra slaggen .....	47
5.4 Resultat analyse .....	48
<b>6. Resultater</b> .....	<b>49</b>
6.1 Affalds sammensætninger i scenarier .....	49
6.2 Fordeling til slagge, røggasrensaaffald og emissioner .....	51
6.2.1 Slagge.....	51
6.2.2 RGA.....	52
6.2.3 Rengas .....	54
6.3 Udsortering af metaller .....	55
6.4 Slagge kvalitet .....	57
<b>7. Perspektivering</b> .....	<b>61</b>
<b>8. Konklusion</b> .....	<b>64</b>
<b>Referencer</b> .....	<b>66</b>

<b>Bilag 1:</b>	<b>Ordlister .....</b>	<b>69</b>
<b>Bilag 2:</b>	<b>Affaldssammensætninger benyttet i model.....</b>	<b>71</b>
<b>Bilag 3:</b>	<b>Kategorier i restproduktbekendtgørelsen.....</b>	<b>72</b>
<b>Bilag 4:</b>	<b>Overføringskoefficienter .....</b>	<b>73</b>
<b>Bilag 5:</b>	<b>Beregnete udsorteringsgrader (baggrund) .....</b>	<b>75</b>
<b>Bilag 6:</b>	<b>Sammensætning af slagge i de fire scenarier .....</b>	<b>77</b>
<b>Bilag 7:</b>	<b>Sammensætning af RGA i de fire scenarier.....</b>	<b>78</b>
<b>Bilag 8:</b>	<b>Sammensætning af rengas i de fire scenarier .....</b>	<b>79</b>

# Forord

Miljøstyrelsen har i indeværende projekt søgt en afdækning af konsekvenserne for især slagge, når tilførslen af metalholdigt affald til forbrænding øges. Projektet er udført som et litteraturstudie, der har givet input til modellering af relevante scenarier for affaldets sammensætning. Denne sammensætning er herefter anvendt i en model, der beskriver effekten ved forbrænding og hermed muliggør en vurdering af potentialerne for genanvendelse af metaller og nyttiggørelse af slaggerne.

Rambølls afdeling for affaldsforbrænding har stået for projektet, hvor eksperter i affaldskemi, forbrændingsteknik, termodynamik, genanvendelsesprocesser, livscyklusvurdering, røggasrensning samt miljøeffekter har stået for beregninger og vurderinger. Der er benyttet modeller til modellering af effekter på affald, restproduktet og genanvendelse, som er udviklet af Rambøll specielt til dette formål.

Der er anvendt en del litteraturdata til validering af modellerne men også data fra de to danske anlæg, der behandler shredderaffald: Dong Energy (Måbjerg) og RenoNord I/S. Herudover er data fra analyser udført på Amager Ressource Center (ARC) også anvendt. Anlæggene takkes for at dele deres data og erfaringer ved behandling af shredderaffald.

Projektet er blevet fulgt af Annemarie Brix og Thilde Fruergaard Astrup, begge Miljøstyrelsen.

Projektet er udført i perioden juli til december 2014.

# Konklusion og sammenfatning

Regeringens ressourcestrategi, ”Danmark uden affald”, udstikker nye retningslinjer for de danske kommuners håndtering af affald, og de lokale løsninger vil i fremtiden betyde, at affaldet, der skal bruges til energiudnyttelse, har en ændret sammensætning i forhold til i dag. Samtidigt initierer ressourcestrategien en proces imod øget energiudvinding af to fraktioner: shredderaffald og trykimprægneret træ. Begge fraktioner har et højt indhold af miljømæssigt problematiske sporstoffer, og shredderaffald indeholder betydelige mængder metal, som potentielt kan genvindes efter forbrændingsprocessen.

Miljøstyrelsen har derfor ønsket at få udarbejdet en udredning af, hvad dette øgede metalindhold (herunder indhold af miljømæssigt problematiske metalsalte) betyder for emissioner med den rensede røggas og restprodukterne, dvs. slagge og røggasrensningsrestprodukt. Vurdering af muligheden for udsortering af metaller fra slagge og udnyttelse af slagge til konstruktionsformål er også en del af opgaven.

Som følge af den forøgede udsortering til genanvendelse er der i forbrændingsanlæggene kapacitet til betydelige mængder af andet affald som for eksempel shredderaffald og affaldstræ, herunder trykimprægneret træ, under forudsætning af, at dette findes miljømæssigt acceptabelt.

Det forventes, at forbrændingsanlæggene vil kunne brænde ca. 140.000 ton/år af shredderaffald, hvor mængden primært er begrænset af tekniske årsager. Denne mængde svarer til knap 5 % af den samlede brændte affaldsmængde. Shredderaffald har relativt højt indhold af metal, afhængig af den konkrete shredderproces.

Fyring med trykimprægneret træ begrænses af den mængde, der indsamles på pt. ca. 30.000 ton/år, evt. med tillæg af deponeret trykimprægneret træ, som opgraves. Dette svarer til ca. 1% af den samlede brændte affaldsmængde.

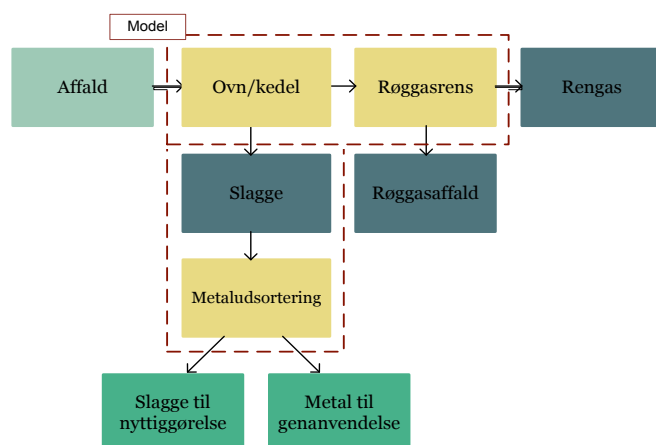
Ressourcestrategien forventes at indebære reduceret metalindhold i husholdningsaffald til forbrændingsanlæggene. Med tilførsel af de anførte mængder shredderaffald til forbrænding, forventes koncentrationen af magnetisk metal (jern) imidlertid at være stort set uændret, hvorimod koncentrationen af ikke-magnetisk metal, såsom aluminium og kobber, øges, primært på grund af indholdet i shredderaffald. Metalindholdet i trykimprægneret træ vurderes at have begrænset betydning for gennemsnitsaffaldets metalindhold.

Til vurdering af indflydelsen af medforbrænding af henholdsvis trykimprægneret træ, shredderaffald og shredderaffald med højt metalindhold, opstilles en række scenarier. Scenarierne er udgangspunktet for efterfølgende vurderinger.

- Basisaffald (blandet, forbrændingseget affald)
- Basisaffald og 10 % indsamlet trykimprægneret træ
- Basisaffald og 10 % shredderaffald
- Basisaffald og 10 % shredderaffald med højt metalindhold

Scenarierne er modelleret både med hensyn til affaldets sammensætning og de emissioner og restprodukter, som sammensætningen vil give anledning til ved energiudnyttelse. Herudover er der set på, hvor meget genanvendelse af metal der kan forventes fra slaggerne samt vurderet, hvordan

muligheden påvirkes for fortsat nyttiggørelse af den resterende slagge. Modellens afgrænsning kan visualiseres således:



Følgende konsekvenser ved behandling af de metalholdige fraktioner er konkluderet efter modellering:

Ved forbrænding af 10 % indsamlet trykimprægneret træ sammen med basisaffald ses en forøgelse af affaldsblandingens indhold af arsen i forhold til basisaffald alene, mens indhold af kobber og krom ikke adskiller sig væsentligt fra basisaffaldet. Arsenindholdet i trykimprægneret træ ender for størstedelen i restprodukter fra røggasrensning, og i begrænset omfang må slaggens arsenindhold også påregnes forøget. Det er dog sandsynligt, at dette kun i mindre grad vil påvirke udvaskningen fra slagge.

Fuldskalaforsøg med trykimprægneret træ giver ikke grund til at forvente nogen væsentlig forøgelse af arsenemissionen med den rensede røggas. Der er imidlertid forskel på procesforløb og funktion af røggasrensingsanlæg, og det forøgede indhold i rågassen inden rensning berettiger til opmærksomhed om arsenindholdet i den rensede røggas. Det gælder især, hvor der på grund af lokale forhold er fastsat en særlig lav emissionsgrænseværdi for arsen grundet spredningsberegningerne (OML-beregninger).

Forbrænding af 10 % shredderaffald sammen med basisaffaldet resulterer i forøgede indhold af en række tungmetaller i slaggen, bl.a. kobber, bly og zink, set i forhold til basisaffaldet. Den største del af forøgelsen skyldes metaller, som for en stor del efterfølgende kan udsorteres fra slaggen. Der ses forøgede koncentrationer af nogle tungmetaller i slaggen, selv efter udsortering af metal, men faktiske målinger ved fuldskalaforsøg viser, at udvaskningen ikke påvirkes væsentligt.

Indholdet af tungmetaller i restprodukter fra røggasrensning forøges ved medforbrænding af shredderaffald. I den rensede røggas, viser fuldskalaforsøg ingen forøgelse af tungmetalindhold i forhold til de variationer, som normalt iagttages.

For forbrændingsanlæg generelt gælder, at tungmetalindhold i evt. spildevand først og fremmest afhænger af teknologi og drift af renseanlæg. Variationer i affaldets tungmetalindhold spiller dermed en ubetydelig rolle. Derfor er der ikke grund til at tro, at der vil være problemer med overholdelse af udledningsgrænseværdier med spildevand som følge af medforbrænding af trykimprægneret træ eller shredderaffald.

Metal i affaldet vil i vid udstrækning genfindes som metal i slaggen, hvorfra det principielt kan udsorteres. Det vurderes realistisk, at der i 2022 vil blive udsorteret ca. 90 % af slaggens metalindhold af både magnetisk metal (jern) og ikke-magnetisk metal.

Ved energiudnyttelse af 140.000 ton shredderaffald per år, vurderes det, at shredderaffald vil kunne bidrage med 12.600 ton metal til genanvendelse. Endvidere vurderes det, at energiudnyttelse af shredderaffaldet og trykimprægneret træ (30.000 ton/år) vil kunne bidrage med ca. 1.900 TJ energi, svarende omtrent til opvarmning af 56.000 lejligheder eller den samlede fjernvarmeleverance i by som Randers.



# Summary and Conclusion

The Danish Government's resource strategy, "Denmark without waste", sets new guidelines for the handling of waste within the Danish municipalities. The new handling includes more waste separation, which, in the future, will result in a changed composition of the waste to be used for energy recovery, compared to the composition today. The resource strategy also initiates increased degree of energy recovery from two fractions i.e. Shredder residue and impregnated wood. Both of these waste fractions have a relatively high concentration of environmentally problematic trace metals. Furthermore, shredder residue has a high metal content which can potentially be extracted from the bottom ashes and recycled.

The Danish Environmental Protection Agency (Miljøstyrelsen) has asked for a study, evaluating the consequences of increased metal concentration in the waste led to waste-to-energy facilities. The evaluation shall include an estimate of the impact of the metals on the air emissions and the residues, i.e. bottom ash and flue gas treatment residue. Furthermore, the potential for metal recovery from bottom ashes is studied.

As a result of more waste being sent to recycling, less waste will be sent for incineration, resulting in available capacity for significant amounts of other types of waste, such as shredder residue and impregnated wood. It is a pre-condition that incineration of these fractions is found to be environmentally acceptable.

It is expected that the waste incineration plants in Denmark, will be able to incinerate roughly 140.000 tonnes of shredder residue per year. The technical abilities of plants are the limiting factor. The amount corresponds to roughly 5% of the total amount of waste incinerated today. Shredder residue contains a relatively high amount of metals, depending of the upstream sorting process.

Incineration of impregnated wood is limited by the amount that is collected, which is roughly 30.000 tonnes per year, and possibly also the amount that is currently landfilled. The annual collection of impregnated wood corresponds to about 1% of the total amount of waste incinerated today.

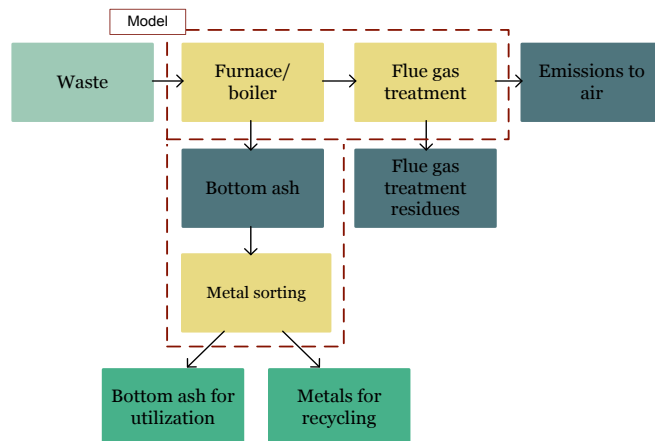
The resource strategy expects to result in a reduced amount of metals in household waste for incineration. As a result of the addition of shredder residue, the concentration of magnetic metal (iron) in incinerated waste is expected to remain unchanged, whereas concentrations of non-ferrous metals, such as aluminum and copper, are expected to rise, due to the high occurrence in shredder residue. Changes in other waste streams are expected to have very little influence on the average composition.

For the evaluation of the influence of incinerating impregnated wood, shredder residue and shredder residue with a high metal content, a number of scenarios are set up. The scenarios are for the subsequent evaluations.

- Basic waste (mixed waste suited for incineration)
- Basic waste and 10% collected impregnated wood
- Basic waste and 10% shredder residue
- Basic waste and 10% shredder residue with high metal concentration

Each scenario is modelled with regard to waste composition and the expected composition of the resulting incineration residues. Additionally, the amount of metal that can be extracted from the bottom ashes and recycled is investigated. Whether or not the bottom ashes are still eligible for utilization (for road construction) is also investigated.

The model developed for the evaluation can be visualized as shown below:



The consequences of treating shredder residue and impregnated wood by incineration are, following the modelling, concluded to be:

Co-incinerating 10% collected impregnated wood along with the basic waste, brings an increase of the average arsenic content in the waste, whereas the concentrations of copper and chromium do not differ significantly from the basic waste. The increased arsenic content will primarily end up in the residues from the flue gas cleaning process, and to some extent the concentration in the bottom ash is also increased. It is, however, plausible that the concentration of arsenic in leachate will not increase.

Full-scale tests with co-incineration of impregnated wood, has not shown significant increase of arsenic emissions to air. Air emissions of arsenic (and trace metals in general) are technology- and operation dependent, why the increased arsenic concentration in un-cleaned flue gas justifies increased awareness on arsenic emissions. This especially applies to incinerators that, due to local conditions, have particularly low arsenic emission limit values as a result of dispersion modelling.

By incinerating 10% shredder residue along with the basic waste, there is an increase of metals in bottom ash when compared to the basic waste alone, for instance copper, lead and zinc. The primary increase can be assigned to increased metal content in the incoming waste, which, to a large degree, can be extracted and recycled. There is a slight increase of trace metal content, even after the sorting process, but actual full scale tests show no indication of increased concentration of trace metals in leachate.

The concentration of trace metals in flue gas cleaning residues is increased when co-combusting shredder residue. Full scale test show, that incineration of shredder residue does not lead to increased trace metal emissions when compared to the variations seen when incinerating basic waste.

For incinerators in general, the concentrations of trace metals in discharged waste water (if applicable) will depend on technological level and operation of the waste water treatment system. Variations in the wastes trace metal concentration is therefore of little influence on the final

emission. There is therefore no reason to believe that incineration of shredder residue or impregnated wood will be limited by waste water emission limits.

Metal present in waste will to a large extent be present in the bottom ash, wherefrom it may be recovered. It is considered realistic, that in 2022 90% of the magnetic and non-magnetic metals in bottom ash can be recovered and recycled.

By directing 140.000 tonnes of shredder residue to incinerators, it is estimated that 12.600 tonnes of metal will be recovered for recycling. Furthermore, incinerating 140.000 tonnes of shredder residue along with 30.000 tonnes of impregnated wood will contribute with roughly 1.900 TJ of energy. This corresponds to the annual heating demand of 56.000 apartments or the total district heating demand in the Danish city Randers (~61.000 inhabitants).

# 1. Indledning og formål

Regeringens ressourcestrategi ”Danmark uden affald” blev offentliggjort i 2013 og er siden blevet til Danmarks nationale affaldsplan udgivet i vejledningen fra Miljøstyrelsen ved navn ”Danmark uden affald, Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018” (Miljøstyrelsen, 2014a).

Ressourcestrategien indeholder bl.a. en målsætning om at vi skal genanvende ca. dobbelt så meget af vores husholdningsaffald i 2022 sammenlignet med 2011.

Ressourceplanens gennemførelse vil i årene fremover medføre en række konkrete aktiviteter, som har indflydelse på affaldshåndteringen i kommunerne og dermed på det affald, som forbrændingsanlæggene modtager. Ressourceplanen vil føre til øget udsortering af bestemte affaldsfraktioner med henblik på at øge graden af genanvendelse. Udover at øge udsorteringen af visse affaldsfraktioner, initierer ressourceplanen også øget grad af energiindvinding fra to fraktioner, som det p.t. ikke er tilladt at behandle i affaldsforbrændingsanlæg uden særlig tilladelse: 1)

Shredderaffald og 2) Trykimprægneret træ. Det er begge affaldsfraktioner, der kan have en høj koncentration af miljømæssigt problematiske grundstoffer. Shredderaffaldet indeholder betydelige mængder metal, som det principielt er muligt at udsortere fra slaggen fra forbrændingsanlægget. Trykimprægneret træ brændes i dag i vidt omfang på anlæg i udlandet, hvis teknologi ikke adskiller sig væsentligt fra danske affaldsforbrændingsanlæg.

Der importeres affald for at kunne levere en billigere og mere omkostningseffektiv energiforsyning gennem udnyttelse af ledig kapacitet, set i forhold til energiproduktion fra f.eks. gas. Det forventes derfor, at tendensen med import af affald vil fortsætte for at kompensere for de forventede faldende nationale affaldsmængder.

Implementering af ressourcestrategien, samt import af affald, vil resultere i, at de danske forbrændingsanlæg muligvis vil opleve en ændring i affaldssammensætningen. Dette vil blandt andet påvirke mængden og sammensætning af restprodukterne samt emissionerne fra anlæggene.

Formålet med denne rapport er at vurdere, hvad det øgede metalindhold (herunder indhold af miljømæssigt problematiske metalsalte) betyder for restprodukterne og muligheder for at genvinde metaller.

Opgaven er opdelt i en række delopgaver med følgende hovedindhold:

- Kortlægge affaldets metalindhold ved medforbrænding af shredderaffald og trykimprægneret træ gennem en række scenarier.
- Kortlægge metallernes fordeling mellem slagge, røggasrensingsrestprodukt og luftemissioner.
- Vurdering af slaggens kvalitet og mulighed for fortsat nyttiggørelse
- Vurdering af betydningen for emissioner og restprodukter fra røggasrensning (såkaldt røggasaffald, som herefter forkortes ’RGA’).
- Vurdering af graden af genvinding af metal, når shredderaffald med øget metalindhold behandles.

Konsekvenserne af den ændrede sammensætning samt udsortering afdækkes ved en sammenligning med et basisscenarie uden tilsætning af de nævnte fraktioner.

De resulterende sammensætninger og mængder af affald såvel som produkter fra forbrænding bestemmes ved hjælp af en matematisk model opstillet til projektet. Modellen bygger på adskillige studier, erfaringer fra forsøg på fuld- og laboratorieskala samt Rambølls erfaringer fra relevante projekter.

I modellen for fordelingen af metaller og sporstoffer mellem slagge, RGA og rengas er udvalgt følgende scenarier:

- Basisaffald
- Basisaffald og trykimprægneret træ
- Basisaffald og shredderaffald
- Basisaffald og shredderaffald med meget metal

Der anvendes i rapporten en række kemiske tegn samt forkortelser og begreber, med en mere eller mindre præcis betydning, hvorfor der er vedlagt ordlister med kemiske tegn, anvendte forkortelser og definitioner i bilag 1.

## 2. Affaldssammensætning og fraktioner

I nærværende afsnit beskrives de ændringer, som forbrændingsanlæg forventes at opleve som følge af ressourcestrategiens implementering, idet der er særlig fokus på indflydelsen af metalindhold.

Såfremt ressourcestrategiens implementering viser de forventede effekter vil der blandt andet ske en øget udsortering af specifikke materialefraktioner fra husholdninger, større energiudnyttelse af shredderaffald samt evt. forbrænding af trykimprægneret træ på danske anlæg.

Ressourcestrategiens forventede effekter er gengivet i Tabel 1.

**TABEL 1 RESSOURCE STRATEGIENS FORVENTEDE EFFEKTER, (MILJØMINISTERIET, 2013)**

Ressourcestrategiens forventede effekter						
	FORVENTEDE EFFEKTER	SÅDAN ER DET I DAG (2011-TAL)				
		2018	2022 mål	Genanvendt	Forbrændt	Deponeret
KILDE	Materialetype (Fraktion)	Min. %	Min. %	%	%	%
Husholdninger*	Genanvendelse af organisk affald, papir-, pap-, glas-, træ-, plast- og metalaffald		50	22	75	0
	Indsamling af elektronikaffald	75		68**		
Serviceektoren	Genanvendelse af papir-, pap-, glas-, metal- og plastemballage	70		53	47	0
	Genanvendelse af organisk affald	60		17	83	
Alle	Energiudnyttelse af haveaffald*	25		87	4	4
	Indsamling af elektronikaffald	65				
	Indsamling af batterier	55	47			
	Nyttiggørelse af shredderaffald	70	0			
	Genanvendelse af fosfor i spildevandsslam	80		-		

\* Der går en mindre mængde til midlertidig oplagring og særlig behandling, som ikke er vist i denne tabel. Derfor giver summen af de tre viste behandlingsformer ikke 100 %.

\*\* Gennemsnit af markedsførte mængder de seneste 3 år.

De følgende afsnit præsenterer den gennemsnitlige sammensætning af affald, der brændes på forbrændingsanlæg i Danmark i dag samt de enkelte affaldsfraktioner, der undersøges i nærværende rapport.

Affaldssammensætning og fraktioner er karakteriseret ved en række parametre, såsom:

- Brændværdi
- Askeindhold
- Vandindhold
- Indhold af C, H, N, S, O, Cl.

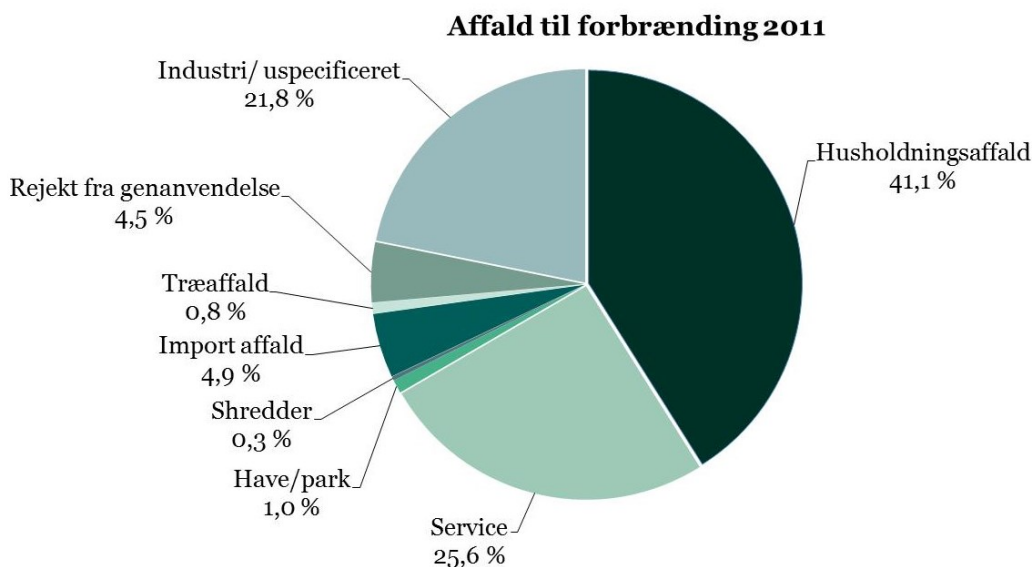
Askeindholdet kan desuden opdeles i:

- Uorganiske hovedkomponenter
- Sporstoffer (tungmetaller mm.)
- Metalindhold (jern, rustfrit stål og ikke-jernholdige metaller)

Sidst i afsnittet præsenteres den forventede affaldssammensætning som følge af, at målene fremsat i ressourcestrategien, vist i Tabel 1, opnås.

## 2.1 Affald til forbrænding år 2011

I 2011 blev ca. 3.3 millioner ton affald behandlet i danske forbrændingsanlæg. De forskellige affaldstypers estimerede andel i forbrændingsegnet affald er præsenteret i Figur 1.



FIGUR 1 AFFALDSTYPER I AFFALD BRÆNDT PÅ DANSKE FORBRÆNDINGSANLÆG I ÅR 2011, JF. TEKST

Som det ses i Figur 1 udgjorde husholdningsaffald over 40 % af den brændte affaldsmængde. Service- og industriaffald udgjorde tilsammen knap 50 % af det behandlede affald. Ca. 10 % af den behandlede mængde affald bestod af rejekt fra genanvendelse, træaffald (ikke trykimprægneret træ), importeret affald (RDF), shredderaffald og have/park affald. Det bemærkes, at data i Figur 1 repræsenterer et nationalt gennemsnit og er i det væsentlige en forenklet fremstilling af udvalgte data for 2011, som de fremgår af Ressourceplanen (Miljøstyrelsen, 2014a) suppleret med oplysning om 2011 fra "Affaldsstatistik 2012" (Miljøstyrelsen, 2014b). Heraf er udvalgt data for affald, der er brændt på anlæg til forbrænding af blandet affald. Det bemærkes, at den senere udgivne Affaldsstatistik 2012, har væsentligt højere tal for mængden af husholdningsaffald, end anført i Ressourceplanen. Forskellen er relateret til indkøring af Affaldsdatasystemet (ADS), og skyldes sandsynligvis den anvendte fordeling af affald fra genbrugsstationer i statistikken. Formålet med nærværende opgørelse er at etablere en basis for estimering af ændringer for forbrændingsanlæggene frem mod år 2022, hvorfor unøjagtigheder i datagrundlaget har mindre betydning. Rejekt-mængden fra genanvendelse er Rambølls estimat og er udspecificeret, fordi den vil påvirkes af den forøgede genanvendelse i det omfang, at genanvendelsesaktiviteter finder sted i Danmark.

Blandingen af affaldsfraktioner præsenteret ved Figur 1 er estimeret til at kunne have en kemisk sammensætning som præsenteret i Tabel 2. (Rambøll, 2014).

TABEL 2 ESTIMERET KEMISK SAMMENSÆTNING AF GENNEMSNISSAFFALD I 2011, BASERET PÅ FORDELINGERNE PRÆSENTERET VED FIGUR 1 OG RAMBØLLS DATABASE FOR SAMMENSÆTNING AF ENKELTFRAKTIONER (RAMBØLL, 2014). METAL INDGÅR SOM EN DEL AF ASKEINDHOLDET.

Parameter	Enhed	Indhold
Nedre brændværdi	GJ/ton	10,4
Øvre brændværdi	GJ/ton	12,1
Vand	%	35,5
Aske	%	15,5
C	%	27,2
H	%	3,8
O	%	16,9
N	%	0,6
S	%	0,17
Cl	%	0,44
Magnetisk metal	%	1,2
Ikke-magnetisk metal	%	0,33

Bemærk at metalmængderne præsenteret i Tabel 2 repræsenterer grundstoffer på metalform, som principielt står til rådighed for genanvendelse. Således er grundstoffer på mineralsk form (herunder salte) ikke inkluderet. De udgør en del af askeindholdet og er udeladt her pga. mangel på data for enkeltfraktioner. Dog medtages de mineralske former i efterfølgende afsnit for scenarieanalyse baseret på testkørsler på forbrændingsanlæg.

## 2.2 Husholdningsaffald

Husholdningsaffaldet udgør den største fraktion af affald til forbrænding, og forventes i betydeligt omfang påvirket af ressourcestrategiens målsætninger.

Sammensætningen af husholdningsaffald er groft opdelt på syv forskellige materiale fraktioner, hvis andel i affaldet tager udgangspunkt i data præsenteret i (Møller, et al., 2013). Sammensætningen ses i Tabel 3.

TABEL 3 SAMMENSÆTNING AF HUSHOLDNINGSAFFALD (MØLLER, ET AL., 2013)

Fraktion	Fordeling [%]
Papir	23,9
Pap	3,9
Plast	5,3
Metal	2,6
Glas	5,3
Biologisk	39,7
Rest	19,2



Som udgangspunkt bliver husholdningsaffald i dag omsat til el og fjernvarme i de danske forbrændingsanlæg. Baseret på en række estimater for brændværdi og sammensætning af de enkelte fraktioner (Rambøll, 2014), er det vurderet at den gennemsnitlige sammensætning af husholdningsaffald tilført forbrændingsanlæg i 2011, kunne have den kemiske sammensætning som præsenteret i Tabel 4. Opgørelsen anvendes først og fremmest som grundlag for vurdering af ændringer ved øget genanvendelse frem mod 2022, og den er derfor ikke nødvendigvis en præcis opgørelse for det aktuelle husholdningsaffald.

**TABEL 4 ESTIMERET KEMISK SAMMENSÆTNING AF HUSHOLDNINGSAFFALD 2011. METAL INDGÅR SOM EN DEL AF ASKEINDHOLDET.**

Parameter	Enhed	Indhold
Nedre brændværdi	GJ/ton	9,0
Øvre brændværdi	GJ/ton	10,9
Vand	%	48,5
Aske	%	10,3
C	%	23,8
H	%	3,4
O	%	12,8
N	%	0,6
S	%	0,1
Cl	%	0,4
Magnetisk metal	%	1,9
Ikke-magnetisk metal	%	0,4

Såfremt en større andel af de enkelte materiale fraktioner fra husstanden bliver udsorteret til genanvendelse, vil sammensætningen af husholdningsaffald til forbrænding ændres. Ressourcestrategiens målsætning for husholdningsaffald er, at 50 % af organisk affald, papir, pap, glas, træ og metal bliver udsorteret til genanvendelse i 2022. Målsætningen gælder på nationalt plan. Der er ikke krav til den enkelte kommune om bestemte måltal, og i praksis forventes derfor forskelle kommunerne imellem og derfor forskelle i, hvordan forbrændingsanlæggene vil opleve strategiens konsekvenser.

Udsorteringen af husholdningsaffald kan ske som præsenteret i Tabel 5, når der regnes med, at sammensætningen af det genererede affald i husholdningerne ikke ændres, og at målet om 50 % genanvendelse af de nævnte fraktioner af husholdningsaffald opnås.

TABEL 5 EKSEMPEL PÅ UDSORTERINGSGRADER DER FØRER TIL, AT DER, OVERORDNET SET, UDSORTERES GODT 50 % AF HUSHOLDNINGSAFFALDET TIL GENANVENDELSE.  
\*REST FRAKTIONEN BESTÅR AF BLEER, ANDET GLAS, ANDET BRÆNDBART, ANDET EJ BRÆNDBART, SAMMENSATTE PRODUKTER OG FARLIGT AFFALD, SOM FORBRÆNDES OG IKKE GENANVENDES, JF. (MØLLER, ET AL., 2013).

Fraktion	Udsorteret til genanvendelse [%]
Papir	85
Pap	25
Plast	30
Metal	60
Glas	90
Biologisk	50
Rest *	50
Vægtet total af husholdningsaffald	59

Med de i Tabel 5 forudsatte udsorteringsgrader til genanvendelse kan brændværdi og den kemiske sammensætning af husholdningsaffald til forbrænding, se ud som præsenteret i Tabel 6

TABEL 6 EKSEMPEL PÅ KEMISK SAMMENSÆTNING AF HUSHOLDNINGSAFFALD TIL FORBRÆNDING I 2022. METAL INDGÅR SOM EN DEL AF ASKEINDHOLDET.

Parameter	Enhed	Indhold
Nedre brændværdi	GJ/ton	9,8
Øvre brændværdi	GJ/ton	11,6
Vand	%	42,5
Aske	%	13,6
C	%	25,4
H	%	3,6
O	%	13,6
N	%	0,6
S	%	0,12
Cl	%	0,48
Magnetisk metal	%	2,1
Ikke-magnetisk metal	%	0,46

Med de antagede opnåelige genanvendelsesgrader af de enkelte fraktioner sker der en svag stigning i brændværdi, hvilket i særdeleshed skyldes den forudsatte udsortering af vådt organisk affald.

### 2.3 Shredderaffald

Indsamlet metalskrot fra genbrugsstationer, metal affald fra industrien og skrottede biler neddeles i dag med henblik på at udsortere metallet til genanvendelse. Efter metaludsorteringen består den resterende affaldsstrøm, såkaldt shredderaffald, af en række komponenter såsom plast, gummi, træ, papir, pap, tekstil og glas. Endvidere består en væsentlig andel af shredderaffald af metaller, som det ikke har været muligt at udsortere i shredderprocessen. Det anslås, at der hvert år produceres op til 150.000 ton shredderaffald i Danmark og mere end 1,8 millioner ton er oplagret på specialdeponier (Hansen, et al., 2013). I dag deponeres størstedelen af det producerede shredderaffald. Ressourcestrategiens målsætning er, at der i 2018 nyttiggøres mindst 70% af shredderaffaldet, jf. Tabel 1.

Der er forskel på affaldskilder samt de processer, der anvendes i shredderanlæg, hvorfor der vil være store variationer i sammensætning af shredderaffaldet. Sammensætningen af shredderaffald benyttet i nærværende rapport stammer fra en række kilder. Som repræsentant anvendes primært data fra forsøg udført på shredderaffald modtaget hos Reno Djurs. Resultaterne er præsenteret i projektet (Boldrin, et al., 2014) og ses gengivet i Tabel 7. Massefordelingen er andel af den totale mængde shredderaffald. Størrelsen over 10 mm, som udgør de resterende godt 37%, er alene analyseret ved materialefraktioner, jf. Tabel 8.

TABEL 7 SAMMENSETNING AF SHREDDER AFFALD SOM MODTAGET HOS RENO DJURS (BOLDRIN, ET AL., 2014)

Basis data for fraktion	Enhed	Størrelse		
		10-4 mm	<4 mm	<1 mm
<b>Massefordeling</b>	%	17,39	14,30	31,20
<b>Aske</b>	% TS	55,00	72,20	82,10
<b>Nedre brændværdi</b>	MJ/kg TS	14,40	8,10	3,60
<b>C</b>	% TS	33,50	17,20	9,60
<b>H</b>	% TS	4,30	2,30	1,60
<b>N</b>	% TS	0,90	0,50	0,40
<b>Si</b>	mg/kg TS	79.000	93.500	146.000
<b>Al</b>	mg/kg TS	31.500	39.706	33.708
<b>Ca</b>	mg/kg TS	39.100	35.467	34.210
<b>Fe</b>	mg/kg TS	55.500	188.000	188.409
<b>K</b>	mg/kg TS	3.260	4.104	6.001
<b>Mg</b>	mg/kg TS	7.570	6.828	7.202
<b>Mn</b>	mg/kg TS	1.120	1.914	1.884
<b>Na</b>	mg/kg TS	8.070	13.244	12.403
<b>P</b>	mg/kg TS	700	836	1.282
<b>Ti</b>	mg/kg TS	2.840	3.573	5.091
<b>As</b>	mg/kg TS	24	52	33
<b>Ba</b>	mg/kg TS	3.460	3.648	2.991
<b>Be</b>	mg/kg TS	1	1	1

<b>Cd</b>	mg/kg TS	10	14	44
<b>Co</b>	mg/kg TS	36	30	57
<b>Cr</b>	mg/kg TS	517	4.110	1.010
<b>Cu</b>	mg/kg TS	42.100	44.500	1.950
<b>Hg</b>	mg/kg TS	3	1	3
<b>Mo</b>	mg/kg TS	40	167	59
<b>Nb</b>	mg/kg TS		4	5
<b>Ni</b>	mg/kg TS	979	722	658
<b>Pb</b>	mg/kg TS	8.610	7.000	2.810
<b>S</b>	mg/kg TS	1.680	2.070	2.740
<b>Sb</b>	mg/kg TS	212	259	134
<b>Sc</b>	mg/kg TS	1	1	1
<b>Sn</b>	mg/kg TS	464	951	338
<b>Sr</b>	mg/kg TS	296	765	616
<b>V</b>	mg/kg TS	39	97	82
<b>W</b>	mg/kg TS	179	166	216
<b>Y</b>	mg/kg TS	4	7	12
<b>Zn</b>	mg/kg TS	24.000	17.400	25.200
<b>Zr</b>	mg/kg TS	198	377	472
<b>Br</b>	mg/kg TS	558	360	60
<b>Cl</b>	mg/kg TS	19.300	7.240	2.450
<b>I</b>	mg/kg TS	2	2	4

Livscyklusvurderingen udført i (Boldrin, et al., 2014) benytter, udover sammensætningen præsenteret i Tabel 7, sammensætning for shredderaffald fra (Høstgaard, et al., 2012). Det er i nærværende projekt valgt at lægge mindre vægt på dette datasæt, for så vidt angår de forbrændingstekniske hovedkomponenter (aske, vand, C, H, N, O, S), da der udføres korrektioner af måleresultater, som af forfatterne til nærværende rapport ikke vurderes at være velunderbyggede.

For sammensætningen over 10 mm benyttes data, ligeledes fra prøver hos Reno-Djurs, præsenteret i Tabel 8.

TABEL 8 SAMMENSÆTNING AF SHREDDERAFFALD OVER 10MM (BOLDRIN, ET AL., 2014), (AHMED, ET AL., 2014).

Materiale fraktioner	>10 mm	
	Gennemsnit [%]	Std. afv.
Masseandel	37,11	9,69
Metaller	14,5	2,6
Plastik	35,6	2
Gummi	20,6	4,4
Træ	7,1	0,3
Skum/Fluff	6,3	0,3
Tekstiler	0,8	0,1
Papir/Pap	0,3	0,3
Kabler	3,1	0,1
Elektronik	0,4	0
Glas/Keramik	0,1	0
Sten	5,1	0
Diverse	6,1	0,2
Nedre brændværdi [MJ/kg]*	22,8	-

\*brændværdi målt efter frasortering af metaller og baseret på (Ahmed, et al., 2014)  
Antages alle metaller at være frasorteret fås en nedre brændværdi på 19,5 MJ/kg for den samlede blanding af shredderaffald

For at få shredderaffald over 10 mm angivet på grundstofbasis, benyttes basis sammensætninger fra fraktioner i livscyklusvurderingssoftwaret EASETECH (EASETECH, 2012). Endvidere forudsættes den indbyrdes fordeling af metaller til genanvendelse i >10 mm fraktionen at være den samme som den, der ses i fraktionen 10-4 mm. Den beregnede sammensætning ses i Tabel 9.

TABEL 9 BEREGNET ELEMENTARSAMMENSÆTNING FOR SHREDDERAFFALD >10 MM

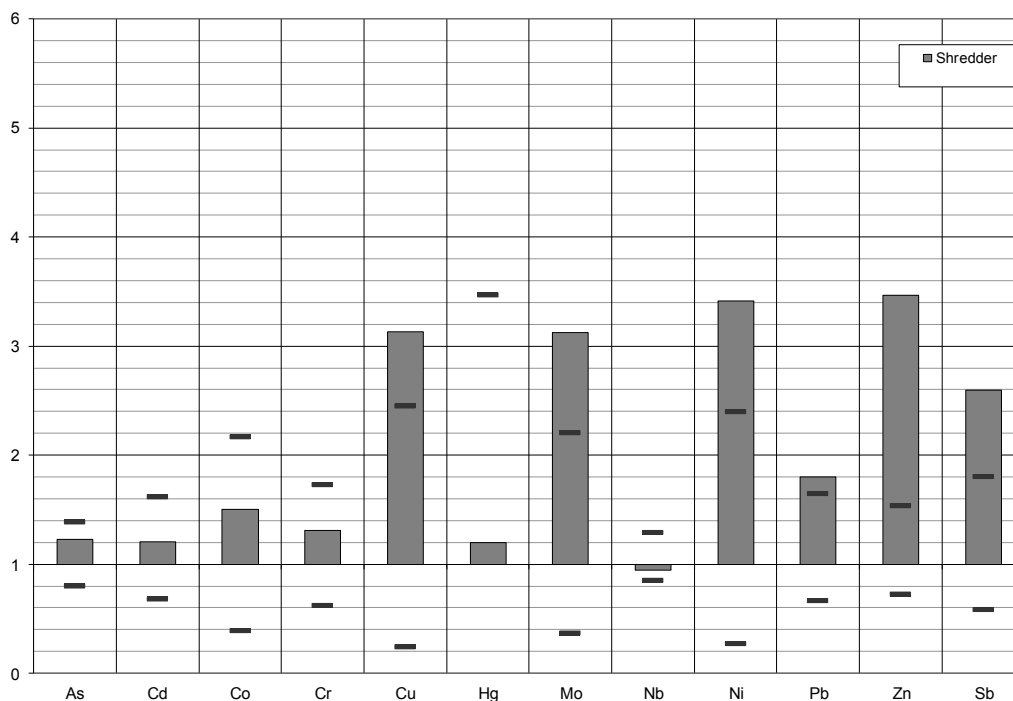
Basis data for fraktion	Enhed	>10 mm
Vand	%	6,7
Massefordeling	%	37,1
Aske	% TS	10,0
Nedre brændværdi	MJ/kg TS	20,0
C	% TS	52,2
H	% TS	7,2
N	% TS	0,9
Al	mg/kg TS	35.923
Ca	mg/kg TS	10.323
Fe	mg/kg TS	47.807
K	mg/kg TS	1.417

<b>Mg</b>	mg/kg TS	6.869
<b>Mn</b>	mg/kg TS	69
<b>Na</b>	mg/kg TS	1.163
<b>P</b>	mg/kg TS	809
<b>Ti</b>	mg/kg TS	2.379
<b>As</b>	mg/kg TS	0,3
<b>Cd</b>	mg/kg TS	0,7
<b>Cr</b>	mg/kg TS	20
<b>Cu</b>	mg/kg TS	35.325
<b>Mo</b>	mg/kg TS	0,8
<b>Ni</b>	mg/kg TS	8231
<b>Pb</b>	mg/kg TS	7.258
<b>S</b>	mg/kg TS	1.678
<b>Zn</b>	mg/kg TS	21.015
<b>Cl</b>	mg/kg TS	25.839

Data præsenteret i Tabel 7 og Tabel 9 benyttes som primære input til model for indflydelsen af tilsætning af shredderaffald på forbrændingsproces og restprodukter.

Det bemærkes, at shredderaffald er en meget inhomogen affaldsstrøm. Dette følger af såvel variationen af kilder i selve affaldet som graden af metal, der udsorteres i processen. Shredderaffald kategoriseres i dag som farligt affald og bliver primært deponeret.

Det bør nævnes, at variationer i indholdet af tungmetaller i den affaldsblanding, der normalt brændes på forbrændingsanlæg, kan overstige indholdet af tungmetaller i shredderaffald. Dette fremgår af Figur 2, der viser det gennemsnitlige indhold af en række tungmetaller forekomst i en blanding af 86 % basisaffald og 14 % shredderaffald (grå søjler) sammen med et 90% konfidensinterval for en række testkørsler med basisaffald alene (høje og lave sorte barer). Ved basisaffald forstås det øvrige affald, som svarer til det, som normalt tilføres anlægget, hvilket fortrinsvis er blandet husholdningsaffald. Det er således ikke specielt udvalgte fraktioner eller præcist defineret. Indhold og variation er i figuren vist som relative værdier i forhold til gennemsnit for basisaffald (svarende til indeks 1).



**FIGUR 2 RELATIV VARIATION I TUNGMETLAINDHOLD I SHREDDERAFFALD. DE VANDRETTE BARE INDIKERER DEN RELATIVE VARIATION I BASISAFFALD I EN FORSØGSSERIE. BASERET PÅ DATA FRA FULDSKALAFORSØG PRÆSENTERET I (ASTRUP, ET AL., 2011) OG (RIBER, ET AL., 2007). MED 90 % KONFIDENSINTERVAL ANFØRT. DET BEMÆRKEDES, AT DATA ANTAGES NORMALFORDELT, HVORFOR NEDRE GRÆNSE FOR NOGLE EMISSIONER (F.EKS. Hg) ER UNDER 0 OG DERFOR IKKE SYNLIG.**

Figur 2 visualiserer, at der for en lang række tungmetaller ikke opleves større indhold i shredderaffald, end der kan være i basisaffaldet. For disse metaller er det ikke muligt at konkludere, at ændringer i tungmetallindhold i hhv. rengas, slagge eller flyveaske skyldes forbrænding af shredderaffald.

Ved studiet erkendes en forøget koncentration ved tilsætning af shredderaffald for især kobber (Cu), molybdæn (Mo), nikkel (Ni) zink (Zn) og antimon (Sb), hvor det målte indhold overskrider standardafvigelsen for basisaffald. Dertil ses herudover en indikation på lettere forøget indhold af Pb, Mn, V, W, Ba, Sc, Sn, og Sr.

I dag er der to danske forbrændingsanlæg, der har tilladelse til at forbrænde shredderaffald; Måbjergværket i Holstebro samt Reno-Nord i Aalborg. Andelen af shredderaffald i siloen har i perioder med forbrænding af shredderaffald ligget mellem 7-10 % af hensyn til driften af anlæggene. På SYSAV i Malmö har shredderaffald siden 2003 udgjort 5-10 % af den indfyrede affaldsblanding (Hansen, et al., 2014).

## 2.4 Indsamlet, trykimprægneret træ

Imprægnering af træ udføres for at forlænge træets levetid ved at gøre det mere modstandsdygtigt over for svamp, råd og insektangreb. Dette er i mange år gjort ved hjælp af tungmetallerne kobber, krom og arsen. Træ der er blevet imprægneret med disse metaller kaldes CCA træ (CCA= chromated copper arsenate). Siden 1997 har der været forbud mod import, salg og anvendelse af arsenholdigt træ i Danmark til de fleste formål, og som hovedregel er det i Europa ikke længere tilladt at anvende arsen og krom i som imprægneringsmidler. CCA træ er dog stadig en del af affaldsstrømmen (Hu, et al., 2013).

Trykimprægneret træ klassificeres ofte som farligt affald og indsamles separat på de danske genbrugspladser. Trykimprægneret træ er tidligere blevet deponeret. I dag brændes dansk, trykimprægneret træ i hovedreglen i Tyskland, idet det ikke er tilladt at brænde det i Danmark (Hu, et al., 2013).

Nyproduceret CCA træ indeholder væsentlige større mængder metalsalte end det, som indsamles under kategorien ”trykimprægneret træ”. Tabel 10 viser indholdet af henholdsvis kobber, krom og arsen i nyproduceret CCA træ samt trykimprægneret træ indsamlet på genbrugsstationer.

**TABEL 10 KOBBER-, KROM- OG ARSENINDHOLD I INDSAMLET TRYKIMPRÆGNERET AFFALDSTRÆ (RAHBK, ET AL., 2007) SAMT NYPRODUCERET CCA-TRÆ (CLAUSEN, ET AL., 1998) (NURMII, ET AL., 1994) (SOLO-GABRIELE, ET AL., 1999) (WASSON, ET AL., 2005).**

Nyproduceret CCA-træ		Indsamlet, trykimprægneret affaldstræ		
Grundstof		Gennemsnit	Std. Afv.	Målt værdi
<b>Kobber</b>	<b>mg/kg TS</b>	1.600	339	1075
<b>Krom</b>	<b>mg/kg TS</b>	3.030	906	325
<b>Arsen</b>	<b>mg/kg TS</b>	1.885	572	295

Forskellen i indhold af metalsalte mellem indsamlet trykimprægneret affaldstræ og nyproduceret CCA-træ forventes at skyldes bl.a. udvaskning, hvilket er fundet at være op til 25 % i de første 2-4 år under brug (Miljøstyrelsen, 1998). Dertil kommer en vis grad af fortynding med fejlsorteret træ, der ikke er trykimprægneret, samt nyere trykimprægneret træ, som ikke længere er tilsat arsen og krom. (Rahbek, et al., 2007). Det ”fejlsorterede” træ, omfatter træ, som for enkelhedens eller sikkerhedens skyld placeres i kategorien, selvom det ikke er trykimprægneret træ. Tidligere har der i Danmark især været anvendt arsen, kobber, krom, bor, tin, kreosot og en række organiske stoffer som imprægneringsmidler. I dag anvendes primært kobber, bor og en række organiske stoffer, mens træ, der er behandlet med f.eks. krom og arsen, stadig findes i konstruktioner og derfor optræder i affaldsstrømmen.

Et studie af forbrænding af en stor andel CCA træ viser, at dette træ indeholder langt mindre kobber men mere arsen end almindeligt blandet affald (Astrup, et al., 2011).

Tabel 11 viser den kemiske sammensætning af trykimprægneret træ benyttet i nærværende rapport. Sammensætningen for alle parametre på nær kobber, krom og arsen stammer fra en undersøgelse af indsamlet affaldstræ (returtræ), som ikke er trykimprægneret (Strømberg, 2005), mens indholdet af kobber, krom og arsen er baseret på data præsenteret i Tabel 10.

**TABEL 11 ANTAGET KEMISK SAMMENSÆTNING I INDSAMLET, TRYKIMPRÆGNERET TRÆ.**

Tør askefri basis	Enhed	Indhold
<b>Nedre brændværdi</b>	GJ/ton	11,4
<b>Øvre brændværdi</b>	GJ/ton	13,1
<b>Vand</b>	%	35,0
<b>Aske</b>	%	3,0
<b>C</b>	%	32,2
<b>H</b>	%	3,9
<b>O</b>	%	25,1



<b>N</b>	%	0,72
<b>S</b>	%	0,05
<b>Cl</b>	%	0,03
<b>Våd basis</b>	<b>Enhed</b>	<b>Indhold</b>
<b>Si</b>	mg/kg	4.545
<b>Al</b>	mg/kg	1.057
<b>Ca</b>	mg/kg	2.650
<b>Fe</b>	mg/kg	881
<b>K</b>	mg/kg	802
<b>Mg</b>	mg/kg	459
<b>Mn</b>	mg/kg	66
<b>Na</b>	mg/kg	562
<b>P</b>	mg/kg	70
<b>Ti</b>	mg/kg	688
<b>As*</b>	mg/kg	191,8
<b>Ba</b>	mg/kg	130
<b>Cd</b>	mg/kg	0,3
<b>Co</b>	mg/kg	0,8
<b>Cr*</b>	mg/kg	211
<b>Cu*</b>	mg/kg	699
<b>Hg</b>	mg/kg	0,04
<b>Mo</b>	mg/kg	0,3
<b>Ni</b>	mg/kg	1,5
<b>Pb</b>	mg/kg	21,3
<b>Sb</b>	mg/kg	0,5
<b>V</b>	mg/kg	1,5
<b>Zn</b>	mg/kg	407

Det bemærkes, at værdierne af sporstoffer og metaller vist i Tabel 11 er omregnet til våd basis. Til dette antages et vandindhold på 35 %. Sammensætningen af indsamlet trykimprægneret træ som præsenteret i Tabel 11 benyttes til modelleringen i efterfølgende afsnit. Koncentrationen af arsen afviger væsentligt fra det øvrige affald sendt til forbrænding, mens de respektive koncentrationer af kobber og krom er sammenlignelige (dette fremgår tydeligt af Figur 14 og Figur 15 i afsnit 6.1).

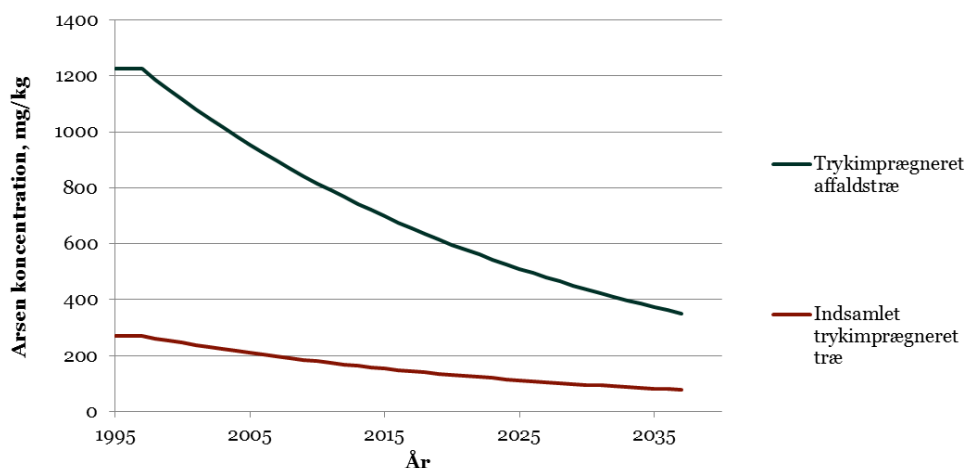
Det forventes, at der over tid sker et fald i arsenindholdet i indsamlet trykimprægneret affaldstræ pga. det stoppede salg af arsenholdigt, trykimprægneret træ i 1997. Som funktion af fortyndingen med imprægneret træ uden arsen vil det indsamlede træ opleve et gradvist fald i

arsenkoncentrationen. Som en tilnærmelse forventes koncentrationen at falde eksponentielt som beskrevet ved formlen

$$C = C_0 e^{-\frac{F}{M}\tau}$$

Hvor  $C_0$  er arsenkoncentration i år 1997,  $\tau$  er antallet af år og forholdet  $F/M$  er den årligt indsamlede mængde i forhold til den totale ophobede mængde eller den inverse opholdstid af træet. For tilnærmelsen er således regnet med steady state i et fuldt opblandet system, hvorfra der årligt udtages en fast andel af den samlede ophobede mængde og tilføres samme mængde imprægneret træ uden arsen.

Figur 3 viser den forventede maksimale arsenkoncentration i rent, trykimprægneret affaldstræ over tid, forudsat at træet har en gennemsnitlig opholdstid<sup>1</sup> på 32 år, før det kasseres, hvilket er i lighed med antagelsen i (Miljøstyrelsen, 1998). Dertil viser figuren en forventet arsenkoncentration i indsamlet, trykimprægneret affaldstræ, der er tilpasset således, at der i 2008 var en arsenkoncentration på 192 mg/kg, svarende til, hvad der i praksis er målt, jf. Tabel 10 (295 mg/kg TS ved et vandindhold på 35 %). Med en gennemsnitlig opholdstid på 32 år estimeres et årligt fald på 3 % og en halveringstid for arsenkoncentrationen i det indsamlede træ på 22 år fra det tidspunkt, hvor brugen af CCA-træ er ophørt.



**FIGUR 3 FREMSKRIVNING AF ARSENKONCENTRATION (VÅD BASIS) I AFFALDSTRÆ MED ANTAGELSE OM 32 ÅRS LEVETID. GRØN KURVE: GENNEMSITLIG ARSENKONCENTRATION I TRYKIMPRÆGNERET AFFALDSTRÆ UDEN EFFEKT AF UDVASKNING UNDER BRUG ELLER FORTYNDING MED ANDET AFFALDSTRÆ, SOM IKKE ER TRYKIMPRÆGNERET (FEJLSORTERET AFFALDSTRÆ). RØD KURVE: RESULTERENDE KONCENTRATION I FRAKTIONEN "INDSAMLET TRYKIMPRÆGNERET AFFALDSTRÆ", DVS. EFTER EFFEKT AF UDVASKNING UNDER BRUG SAMT FORTYNDING MED ANDET AFFALDSTRÆ.**

Det understreges, at de forventede arsenkoncentrationer som præsenteret i Figur 3, ikke benyttes til modellen. Det er dog værd at bemærke, at det må forventes, at indsamlet trykimprægnerede træ vil have et væsentligt lavere arsenindhold i dag, set i forhold til 1997, hvor forbud mod import af arsenholdigt træ trådte i kraft. Endvidere vil arsenkoncentrationen i år 2022, når ressourcestrategien er fuld iværksat, være endnu lavere, end det opleves i dag.

<sup>1</sup> Opholdstiden er den samlede ophobede mængde divideret med de årlige til- og fraførsler og er det samme som den gennemsnitlige levetid. Det svarer til en årlig fortynding på ca. 3%. I praksis ses muligvis en matematisk set mere kompliceret udvikling, fx ved at koncentrationen falder i trin, bedømt efter udendørs konstruktioners typiske brugs- og levetid.

## 2.5 Affald til forbrænding i 2022

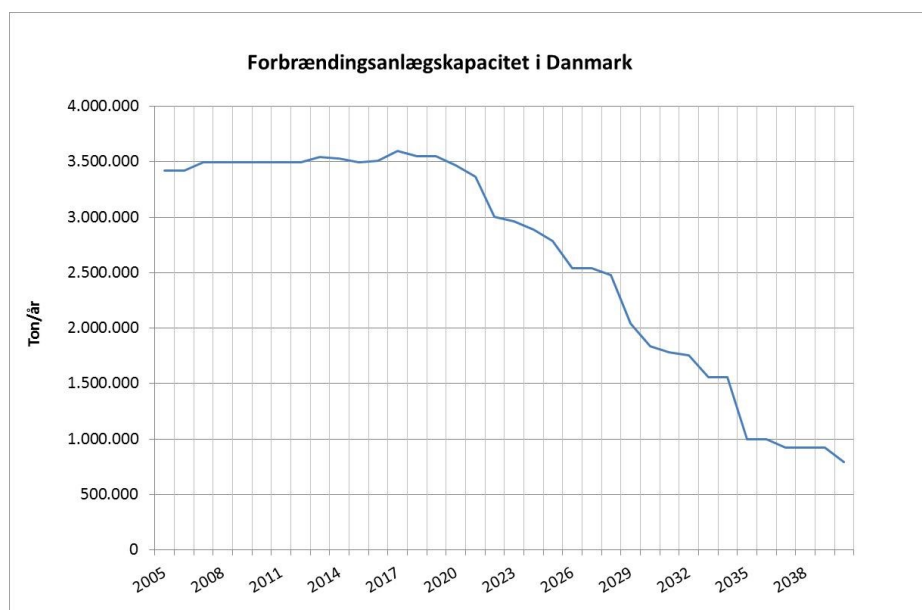
Mængden af produceret affald antages i nærværende rapport at stige 0,5 % p.a. som følge af en forventet befolkningstilvækst og stigning i bruttonationalprodukt per indbygger. Andelen, der brændes, forventes dog at mindskes, jf. de højere genanvendelsesgrader målsat i ressourcestrategien.

Mængden af husholdningsaffald til forbrænding er estimeret med udgangspunkt i estimater for udviklingen i mængden af de enkelte fraktioner og deres genanvendelsesgrader, således at den samlede genanvendelsesgrad når op på knap 60 % for papir, pap, plast, metal, glas og organisk affald. Disse mellemregninger er ikke beskrevet nærmere i nærværende rapport.

Som det fremgår af Figur 4, vil den installerede forbrændingskapacitet ikke ændres væsentligt frem til 2022. Som følge af den forøgede udsortering til genanvendelse er der derfor i forbrændingsanlæggene kapacitet til betydelige mængder af andet affald som importeret affald, have/parkaffald, shredderaffald og affaldstræ, herunder trykimprægneret træ.

Der er i kapacitetsopgørelsen regnet med 30 års levetid. Det forventes, at levetiden for de fleste anlæg vil kunne forøges ud over denne tidsperiode, hvis der ikke besluttes at bygge erstatningskapacitet.

Det antages i vurderingen, at de danske forbrændingsanlæg vil fortsætte med at supplere det producerede affald med importeret affald for at udnytte den installerede kapacitet og derved imødekomme omkostningseffektiv energiproduktion.

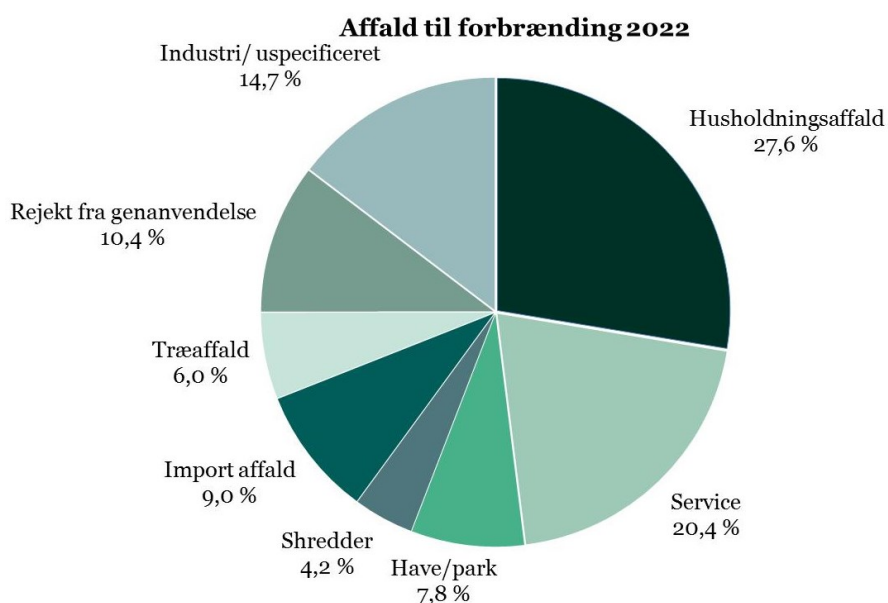


FIGUR 4 INSTALLERET KAPACITET FOR DANSKE FORBRÆNDINGSANLÆG, NÅR DET FORUDSÆTTES AT ANLÆGGENE HAR LEVETID PÅ 30 ÅR, DEREFTER TAGES UD AF DRIFT OG IKKE ERSTATTES MED NY KAPACITET. (RAMBØLL, 2013)

Figur 5 viser et beregnet eksempel på sammensætning af affald til forbrænding i 2022, hvor de ovenstående betragtninger er inkluderet i beregningen. Den samlede mængde affald til forbrænding er estimeret til 3,3 millioner ton årligt. Til figuren er det antaget, at der i 2022 vil blive brændt 140.000 ton shredderaffald samt 200.000 ton træaffald, hvoraf indsamlet trykimprægneret affaldstræ vil udgøre en delmængde på anslået ca. 30.000 ton. Dette svarer til hhv. 4 % og 6 %, eller 10 % samlet, af den årligt brændte affaldsmængde. De 140.000 ton shredderaffald er valg med udgangspunkt i den p.t. gældende tekniske begrænsning på 5-10 % af den indfyrede affaldsmængde

og det forhold, at ikke alle forbrændingsanlæg forventes at fyre med shredderaffald kontinuerligt. Mængden af shredderaffald kan være en kombination af nyproduceret shredderaffald og opgravet shredderaffald fra eksisterende deponier.

Andelen af trykimprægneret træ skal ses i forhold til, at affaldsstatistikken anfører den årligt indsamlede mængde trykimprægneret træ til ca. 30.000 ton, og der anføres en eksport af samme på ca. 40.000 ton, jf. Affaldsstatistik 2012 (Miljøstyrelsen, 2014b). Dertil kan være et potentiale for trykimprægneret træ, der er mellemdeponeret eller findes i deponier. Det er dog uklart, hvor tilgængelig denne mængde er. Samlet set forventes, at mængden af brændt, trykimprægneret træ næppe udgør over 50.000 ton årligt. Den resterende mængde indfyret træaffald kan eksempelvis være affald fra skovdrift (rødder mv.) samt nedbrydningstræ. Det vurderes som sandsynligt, at mængden af indsamlet trykimprægneret træ, der brændes i 2022 er ca. 30.000 ton pr. år.



FIGUR 5 SAMMENSÆTNING AF AFFALD TIL FORBRÆNDING I 2022 BENYTTET I RAPPORTEN

Den kemiske sammensætning af affald er estimeret i Tabel 12.

TABEL 12 KEMISK SAMMENSÆTNING (KUN HOVEDKOMPONENTER) AF AFFALD TIL FORBRÆNDING I 2022

Basisdata for fraktion	Sammensætning	
Nedre brændværdi	GJ/ton	10,7
Øvre brændværdi	GJ/ton	12,3
Vand	%	32,2
Aske	%	17,2
C	%	27,8
H	%	3,8
O	%	17,8
N	%	0,6
S	%	0,2

Cl	%	0,4
Magnetisk metal	%	1,2
Ikke-magnetisk metal	%	0,50

Det bemærkes, at Tabel 12 repræsenterer det estimerede nationale gennemsnit af affald til forbrænding i 2022. Der kan være store forskelle mellem den sammensætning, som de enkelte anlæg modtager.

I forhold til 2011, Tabel 2, ses, at metalandelen i 2022 er stort set uændret for magnetisk metal (jern), men væsentligt forøget for ikke-magnetiske metaller. Denne forøgelse kan tilskrives indhold i shredderaffaldet.

Importeret affald adskiller sig ikke væsentligt fra den affaldsblanding, der sædvanligvis brændes på danske forbrændingsanlæg. Analyser tyder på, at det kan være et godt brændsel forbrændingsteknisk set og relativt lavt belastet med miljømæssigt problematiske sporstoffer. Analyser af affald importeret (RDF= "refuse derived fuel") fra Storbritannien viser således relativt høj brændværdi (13 GJ/ton) og relativt lave indhold af bl.a. svovl, klor, zink, kviksølv og kadmium (Bisaillon, et al., 2013). Der er ikke fundet oplysninger om metalindhold i dette affald.

Den type affald vurderes umiddelbart at være uproblematisk for forbrændingsanlæggene, deres emissioner og restprodukter, idet det ikke forventes at øge indholdet af problematiske sporstoffer i affaldsblandingen. Der foretages derfor ikke nærmere vurderinger af konsekvenser ved forbrænding af importeret affald, men sammensætning mv. indgår i vurderingen af det gennemsnitlige affalds sammensætning.

## 2.6 Basisaffald til forbrænding brugt i model

Til modellering af scenariernes fordeling af metaller og sporstoffer mellem slagge, RGA og rengas anvendes sammensætningen af affald til forbrænding i et basisscenarie. Dette affald blandes herefter med henholdsvis shredderaffald, shredderaffald med højt metalindhold og trykimprægneret træ.

De ovenfor beskrevne affaldssammensætninger for gennemsnitsaffald i 2011 og 2022 giver kun informationer om materialefraktioner og forbrændingstekniske hovedkomponenter. Sporstoffer er som nævnt ikke medtaget af mangel på pålidelige data for de enkelte fraktioner.

Da modellen har brug for en fuldstændig kemisk sammensætning og kendskab til alle fysiske egenskaber, anvendes til modelleringen en affaldssammensætning baseret på en række forbrændingsforsøg og ikke de ovenstående sammensætninger for 2011 og 2022. Der anvendes data fra en række danske og nordeuropæiske forsøg så som (Astrup, et al., 2010), (Chandler, et al., 1997), (Christensen, 2011). Den anvendte gennemsnitlige affaldssammensætning modsvarer dog i princippet en affaldssammensætning som den, der ovenfor er beskrevet for 2011 og dermed også delvist affaldet i 2022.

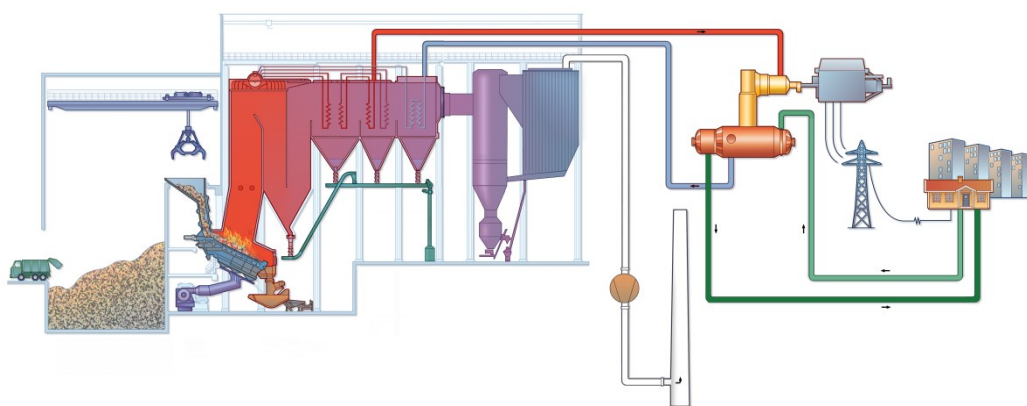
Den fremkomne affaldssammensætning, der benyttes i den udarbejdede model som basisscenarie, kaldes efterfølgende for "blandet affald". Der regnes med samme sammensætning af "Blandet affald" i alle scenarier.

Det bemærkes at modellen ikke behandler importeret affald (RDF) som en separat fraktion, da det ikke afviger væsentligt fra blandet, forbrændingseget affald, jf. bemærkninger i forudgående afsnit.

# 3. Affaldets omdannelse i et forbrændingsanlæg

Dette afsnit præsenterer kort affaldets omdannelse i et moderne affaldsforbrændingsanlæg. Der fokuseres i projektet på, hvordan den indkommende masse fordeler sig i anlægget samt den tilhørende efterbehandling og brug. Således lægges der ikke vægt på ændringer i energi produktionen fra anlægget.

Figur 6 viser et overordnet eksempel på opbygningen af et affaldsforbrændingsanlæg med semi-tør røggasrensning.



FIGUR 6 DIAGRAM OVER FORBRÆNDINGSANLÆG MED SEMI-TØR RØGGASRENSNING

Input til et forbrændingsanlæg er hovedsageligt det indkommende affald samt atmosfærisk luft og kemikalier til røggasrensning. De tre hovedprodukter fra forbrændingsprocessen udover energiproduktionen er slagge, røggasaffald (RGA) og rengas. Disse tre produkter er af meget forskellig karakter. Produkternes indhold samt deres relevante efterbehandling, og brug er præsenteret i de efterfølgende sektioner. Dertil er metallers opførsel under forbrænding, samt driftens indflydelse på emissioner beskrevet i et separat afsnit.

## 3.1 Slagge

Slagge udgør den største faste massestrøm fra en forbrændingsproces. For hver ton affald, der brændes, produceres der typisk mellem 150-200 kg slagge. Slagge stammer fra inerte andele af affaldet og består hovedsageligt af uorganiske, mineralske forbindelser, der indeholder silicium, calcium og aluminium. Slagge fremstår som en blanding af fint porøst gråligt materiale, grus, sten, glas skår og keramiske stumper. Dertil kommer et mindre indhold af metaller. Indholdet af metaller i slagge ses præsenteret i Tabel 13.

**TABEL 13 GRUNDSTOFFER I SLAGGE. (ISWA, 2006), (ASTRUP, ET AL., 2005).**  
 Bemærk at indholdet er totalindhold, og det siger således ikke noget om, hvilken form grundstoffet findes på.

Parameter	Enhed	Interval	Middel
pH		9,9-11,1	10,6
Alkalinitet	meq/kg	1,8-3,8	2,9
Glødetab	%	0,2-3,8	1,7
Si	g/kg	168-274	221,0
Al	g/kg	45,0-56,1	50,3
Ba	g/kg	1,1-2,4	1,5
Ca	g/kg	89,1-104	94,9
Fe	g/kg	46,7-77,8	65,1
K	g/kg	7,4-8,6	8,1
Mg	g/kg	10,5-11,2	10,7
Mn	g/kg	0,9-1,0	0,9
Na	g/kg	33,3-39,2	35,4
Cu	g/kg	3,4-11,0	5,6
Zn	g/kg	2,0-4,8	3,1
Pb	g/kg	0,6-2,6	1,4
As	mg/kg	7,6-24	14,5
Cd	mg/kg	1,0-12,0	2,7
Cr	mg/kg	57-352	113,9
Hg	mg/kg	0,01-0,62	0,11
Ni	mg/kg	73-390	138

Slaggen indeholder metaller, der kan udsorteres til genanvendelse. I Europa indeholder slaggen typisk mellem 7-15 % jernholdige metaller samt 1-2 % ikke-jernholdige metaller, såsom aluminium og kobber (Sabbas, et al., 2003), (Baun, et al., 2007). Bemærk, at Tabel 13 præsenterer indholdet ved en slaggeanalyse og således er en analyse af totalindhold. Der skelnes derved ikke imellem, hvordan grundstoffet forekommer, herunder hvor stor en andel, der foreligger på metallisk form.

Slagge består af komponenter fra affaldet, der ikke forbrændes i ovnen. Når affaldet er udbrændt, og kun slagge er tilbage, fjernes slaggen fra ovnen ved hjælp af slaggeudmadningssystemet. De fleste anlæg har et såkaldt vådt slaggeudmadningssystem, hvilke også antages i modellen. Der eksisterer dog anlæg i Europa, der har et såkaldt tør slaggeudmadningssystem. Det tørre slaggeudmadningssystem er implementeret med målet om at øge graden af metaludsortering, hvorfor det for god ordens skyld er kort beskrevet i rapporten.

### 3.1.1 Våd slaggeudmadning

I et vådt slaggeudmadningssystem bratkøles slaggen i et vandbad, kaldet slaggebad, inden slaggen behandles yderligere. Dette gøres dels for at køle slaggen, dels for nemt at minimere støvgener og dels for at fugte slaggen til den efterfølgende modning (kort beskrevet i afsnit 3.1.4)

Slaggebadet i et vådt slaggeudmadningssystem, og ikke mindst forholdene i slaggebunkerer inden sortering, er i litteraturen blevet kvalitativt beskrevet som et procestrin, der mindsker mængden af metal, der efterfølgende kan udvindes til genanvendelse.

Det er blevet påvist at overfladen på oxideret jern kan krakelere ved kølingen i våd slaggeudmadning, hvilket eksponerer underliggende ikke-oxiderede lag og fører til yderligere oxidation. Meget oxiderede emner vil have mindre genanvendelsesværdi (López-Delgado, et al., 2004). Effekten af kølingen i våd slaggeudmadning er kun undersøgt for jern men ikke kvantificeret.

Endvidere findes i slaggebadet og slaggesiloen et basisk miljø, hvori nogle metaller kan oxidere. Det gælder først og fremmest de mindre ædle metaller, såsom aluminium og zink. Effekten af oxidation grundet det basiske miljø i slaggebadet er endnu ikke blevet kvantificeret. Det forventes dog, at effekten vil være afhængig af metalemnernes størrelse og udformning, samt opholdstid ved basiske betingelser. Det vurderes, at opholdstiden i slaggebadet er så kort, at oxidation heri alene har betydning for de mindste partikler (under ca. 1 mm). Med det er vigtigt for at begrænse oxidation, at slaggen sorteres hurtigst muligt efter udmadning.

Endelig gør belægninger principielt den efterfølgende udsortering af metal med Eddy Current-systemer lidt mindre effektiv, fordi den tilføjer masse, som ikke bidrager med ledningsevne, der er den drivende kraft for den type sortering. Dette vurderes alene at have betydning for de allermindste partikler (under ca. 0,5 mm afhængig af det aktuelle metal).

### **3.1.2 Tør slaggeudmadning**

Ved tør slaggeudmadning køles slaggen uden brug af vand. Dette har tidligere været det normale inden for affaldsforbrænding, også i Danmark. Langt de fleste tørre systemer er siden erstattet med våde systemer for at begrænse støvgener. Derfor er langt de fleste eksisterende systemer i dag med våd slaggeudmadning.

Flere anlæg i Schweiz er i dag bygget med tørre slaggeudmadningssystemer. Intentionen bag implementering af tørre slaggeudmadningssystemer er at øge metaludsorteringspotentialer samt udvindingsgraden, især for de mindste partikler, dvs. under 1 mm. Dette skyldes mindre sammenklæbning af slagge og det forhold, at de mindre ædle metaller i mindre grad er oxideret. Anlæggene med tør slaggeudmadning udsorterer store mængder metal fra slaggen allerede i dag. Der foreligger dog ingen udførlig dokumentation for, hvor meget metal der udvindes i forhold til potentialer i den tørre slagge. Det er derfor usikkert, hvorvidt der kan udsorteres betydeligt større mængder metal fra anlæg med tør slaggeudmadning i forhold til anlæg med våd slaggeudmadning. Støvgener undgås på de anlæg ved indkapsling af og udsugning fra transportsystemer.

### **3.1.3 Udsortering af metaller fra slagge**

Kildesortering af metaller udføres som regel for større metalliske emner. Der er dog et væsentligt potentiale i mindre emner samt i særdeleshed sammensatte materialer. Det vil sige produkter, hvor metallet ikke umiddelbart er tilgængeligt ved kildesortering eller i mekaniske sorteringssystemer for affald. Eksempler herpå er søm i affaldstræ, lynlåse i tøj, kobberledningsstumper med isolering, stål fra kuglepenne og guld lodninger fra printplader. En termisk proces, såsom forbrænding, muliggør, at metallerne frigøres fra det omkringliggende træ, tekstil eller plast.

I Danmark findes flere virksomheder der specialiserer sig i metaludsortering fra slagge. Både private aktører, der tilbyder mobile anlæg, samt centrale sorteringsanlæg der sorterer slagge for flere forbrændingsanlæg. Eksempelvis nævnes AFATEK som er et centralt sorteringsanlæg.

Metaller omtales ofte at være af ringere kvalitet efter at have gennemgået en forbrændingsproces. Dette er dog ikke tilfældet for metaller, der forbliver på metallisk form. Dette kan konstateres ved,



at aktører på markedet handler med metaller på samme vilkår som almindelige skrothandlere. Priserne afhænger således af verdensmarkedspriserne, med et mindre fradrag grundet omkostninger til fin-sortering samt evt. indhold af forurenende/legerende komponenter.

Metaller, der gennemgår en forbrændingsproces vil fordampe, smelte, oxidere (brænde) eller forblive på metallisk form. En væsentlig del af metallerne ses at forblive på metallisk form og er derfor egnet til genanvendelse ved omsmeltnng. Dette uddybes i afsnit 3.4.

Et vigtigt element af affaldsforbrænding generelt er masse og volumen reduktion, således at mængden minimeres for den efterfølgende disponering af slaggen (og øvrige restprodukter).

Større metalliske emner er i mange år blevet fjernet fra slaggen inden nyttiggørelse. Dels for at genanvende metaller og derved opnå en økonomisk gevinst og dels for at forbedre de mekaniske egenskaber ved nyttiggørelse af den resterende slagge. Separation af jernholdige metaller sker ved hjælp af kraftige magneter, hvorimod ikke-jernholdige metaller kan fjernes ved hjælp af Eddy Current separatorer (ECS), også kaldet hvirvelstrøms separatorer.

Mængden af metaller, der er blevet udsortet, har de seneste år oplevet en kraftig stigning. Dette gælder især udsortering af ikke magnetiske metaller. AFATEK, som behandler slagge fra en række sjællandske anlæg, har oplevet en stigning i udsortering af ikke-magnetisk metal fra 42 % af potentialet i 2010 til 75 % af potentialet i 2013 (Kallesøe, 2013). En massestrømsanalyse udført på samme anlæg tidligere har beregnet udsorteringsgrader af ikke jernholdige metaller på 61 %, og 85 % af de magnetiske metaller er blevet udsortet (Allegrini, 2014). Stigningen i udsortering af ikke magnetiske metaller skyldes forbedret separationsteknologi samt større viden om vigtige faktorer, der kan øge udsorteringsgraden. F.eks. er der opnået erfaringer med betydningen af vandindholdet og i særdeleshed nødvendigheden af opdeling i passende små størrelsesfraktioner (AFATEK, 2013).

Den højere udsorteringsgrad skyldes i særdeleshed adgang til de meget fine størrelses fraktioner. Udover at der i slaggens fine fraktioner er store mængder af metal, er det også metaller af høj værdi, såsom kobber, guld og sølv. I særdeleshed har guld høj forekomst i de fine fraktioner. Den øgede fokus på udsortering er først og fremmest drevet af den økonomiske værdi af det udsorterede metal, hvor eksempelvis guldet genvundet fra slaggen fra de schweiziske anlæg bidrager betydeligt. Det har dog også betydning, at der opnås ressource- og miljømæssige gevinster ved genanvendelse af metaller (AFATEK, 2013), (KEZO/ZAR, 2013), (Morf, et al., 2013).

Eddy Current separatorer er i stand til at magnetisere ikke jernholdige emner ved at inducere en strøm igennem de metalliske emner. Hvorvidt metaller kan frasorteres ved Eddy Current separatorer, kan forudses ved forholdet mellem ledningsevnen samt emnets vægt. Forholdstallet giver det såkaldte frastødningstal, hvilket relaterer sig til, hvor stor en resulterende kraft emnet påvirkes med (Zhang, et al., 1999). Tabel 14 viser frastødningstallet for en række metaller.

**TABEL 14 LEDNINGSEVNER, MASSEFYLDE SAMT FRASTØDNINGSTAL FOR EN RÆKKE METALLER.**

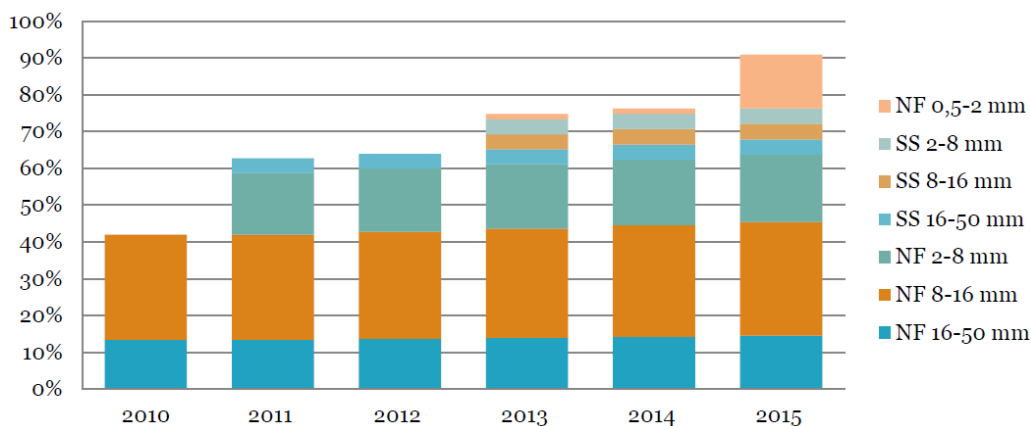
Metal	Ledningsevne	Massefylde	Frastødningstal
	[1/Ωm]	[kg/m <sup>3</sup> ]	[m <sup>2</sup> /Ωkg]
Aluminium	37.000.000	2.700	13.704
Magnesium	22.779.043	1.738	13.106
Kobber	59.900.000	8.960	6.685
Sølv	62.100.000	10.500	5.914
Zink	16.900.000	7.140	2.367

Guld	41.700.000	19.320	2.158
Jern	10.300.000	7.870	1.309
Tin	8.695.652	7.500	1.159
Barium	3.012.048	3.510	858
Bronze	71.00.000	8.900	798
Bly	4.807.692	11.340	424
Rustfrit stål	1.400.000	7.800	179
Mangan	694.444	7.210	96

Som det fremgår af Tabel 14 har aluminium et højt frastødningstal i modsætning til f.eks. rustfrit stål og bly, der har lave frastødningstal. Det betyder, at aluminium forholdsvis let udsorteres i ECS, mens teknikken er mindre effektiv overfor rustfrit stål og bly. Forskellen i frastødningstal kan endvidere anvendes til at sortere i enkeltmetaller efter en indledende grovsortering.

Erfaringer fra slaggesorteringsanlæg viser, at graden af metaludsortering er meget afhængig af størrelsesfraktionering. Dette gælder både med hensyn til præcision af fraktioneringen og antallet af størrelsesfraktioner, der inddeles i. Fraktionering har i særdeleshed stor betydning for effektiviteten af ECS. Størrelsesfraktionering sker ved hjælp af vibrerende sigter.

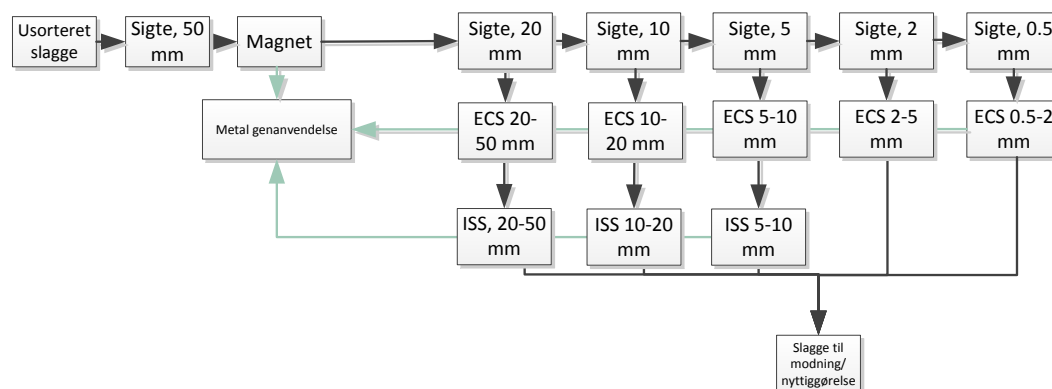
AFATEK er i færd med at udvikle et nyt sorteringsanlæg som forventes færdigt i 2015. Anlægget forventes at udsortere 90 % af de ikke-magnetiske metaller i slaggen. Udsorteringsgraderne af det ikke-magnetiske jern de seneste år samt de udsorteringsgrader, der forventes opnået med næste generation af anlæg, er præsenteret i Figur 7. Her er anført den enkelte fraktions bidrag til den samlede udsorteringsgrad. Det fremgår eksempelvis, at den samlede udsorteringsgrad forventes øget fra ca. 75 % til 90 % ved den planlagte udbygning af system for sortering af fraktionen 0,5-2 mm i 2015 (Kallesøe, 2013)



FIGUR 7 UDSORTERINGSGRADER AF IKKE MAGNETISKE METALLER FRA VÅD SLAGGE, NF: IKKE-JERNHOLDIGE METALLER, SS: RUSTFRIT STÅL (KALLESØE, 2013)

Udsortering af rustfrit stål ved hjælp af et Induction Sorting System (ISS), som typisk er stillet efter ECS. I ISS lokaliseres de resterende elektriske ledende emner med en særlig sensor. Herefter fjernes de mekanisk ved hjælp af trykluft.

Figur 8 viser eksempel på et proces flow diagram over et vådt metaludsorteringsanlæg.



FIGUR 8 SIMPELT PROCESFLOW DIAGRAM OVER ET MODERNE VÅDT SLAGGESORTERINGSANLÆG.

Som det fremgår af Figur 8 sigtes der i en række størrelsesfraktioner, der hver gennemgår metaludsortering. Ved at efterstille flere udsorteringstrin, såsom to ECS i serie, kan den overordnede udsorteringsgrad stige betragteligt.

### 3.1.4 Nyttiggørelse af slagge

Danmark har længe nyttiggjort slagge til brug i vejbygning som erstatning for grus. Andre typer nyttiggørelse, der hidtil er forsøgt, inkluderer bl.a. anvendelse i lav-styrke beton. Mulighederne for brugen af slaggen beror på mekaniske såvel som miljømæssige egenskaber (primært udvaskning). Disse egenskaber er afhængige af affaldstyperne, forbrændingsforholdene, metaludsorteringen samt slaggens modningsproces.

Affaldstypen har indflydelse på mængden af slagge og i sagens natur hvilke elementer, der ultimativt vil forekomme i slaggen. Organisk stof, der er indeholdt i slaggen, kan bidrage til udvaskning, hvorfor effektiv forbrænding er vigtigt for bedst mulige udvaskningsegenskaber. Affaldsforbrændingsbekendtgørelsen fastsætter således et maksimalt indhold af uforbrændt kulstof (organisk bundet kulstof, TOC) på 3 % - eller 5% glødetab (Miljøministeriet, 2012).

Modning er processen, hvorved slaggen optager CO<sub>2</sub> fra atmosfæren, såvel som flere kemiske reaktioner, der finder sted efter kontakt med vand. Modning sænker den senere udvaskning af tungmetaller. Dette skyldes:

- Karbonatisering (CO<sub>2</sub> optag), der sænker pH-værdien.
- Hydratisering af salte, ioner og molekyler.
- Binding af opløst stof (herunder tungmetaller) i slaggen.
- Fjernelse eller omdannelse af organiske ligander ved fordampning, udvaskning eller ændringer i den kemiske opbygning.
- Udvasning og opsamling af letopløselige salte.

Reaktionerne, der finder sted, er komplekse og vanskelige at modellere eller forudsige. Der er i flere studier påvist forskellige effekter med betydning for udvaskning af bestemte elementer. F.eks. er det blevet påvist, at pH-værdien ved slaggens reaktion med vand har størst indflydelse på den tilhørende udvaskning af tungmetalkoncentration (Zhang, et al., 2008).

Der er ingen lovkrav til, hvordan eller hvor længe slagge skal modnes. Nyttiggørelse af slagge er omfattet af restproduktbekendtgørelse (Miljøministeriet, 2010) og denne fokuserer udelukkende på slaggens udvaskningsegenskaber og sammensætning. Det er erfaret, at en god modning bedst opnås ved at have slaggen liggende i bunker med god tilgang af luft, vand samt lejlighedsvis mekanisk

vending. I praksis modnes slaggen, indtil reaktionen ved kontakt med vand går fra stærkt alkalisk til omtrent neutralt (Hjelmar, et al., 1998), (Astrup, et al., 2003), hvilket typisk indtræffer efter ca. 3-6 måneder.

Udover at udvaskningsegenskaber forbedres efter en modningsproces, forbedres de mekaniske egenskaber af slaggen. Dette gør sig i særdeleshed gældende for oxidation af aluminiums rester. Såfremt der er metallisk aluminium i slaggen, vil kontakten med vand samt det basiske miljø forårsage oxidation, hvilket frigør brint. Hvis denne oxidation først sker ved brug af slaggen, vil det resultere i en opsvulmen og krakelering, og derved forringes slaggens bæreevne. Figur 9 viser effekten af metallisk aluminium, der er oxideret under størkningen af finkornet slagge uden forudgående metaludsortering.



FIGUR 9 OPSVULMNING OG KRAKELERING AF STØRKNET SLAGGE SOM FØLGE AF OXIDERET ALUMINIUM. DEN VISTE SLAGGE ER FRA ET SCHWEIZISK ANLÆG INDEN METALUDSORTERING.

Fjernelse af aluminium ved udsortering er således ønskeligt både med hensyn til metalgenanvendelsespotentialitet samt slaggens mekaniske egenskaber.

Restproduktbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2010) fastlægger rammerne for anvendelse af slagge til vejbygningsformål. Denne bekendtgørelse kategoriserer slaggen i tre kategorier, som hver har forskellige begrænsninger mht. nyttiggørelse.

Slagger fra forbrændingsanlæg skal som minimum kunne kategoriseres som kategori 3 for at kunne blive nyttiggjort uden særskilt tilladelse. Kategoriseringen fastlægges ud fra måling af tungmetalkoncentration i henholdsvis faststof og eluatet ved en udvaskningstest. Kun udvaskningstesten sætter en øvre grænse for, om slaggen må benyttes til bygge- og anlægsformål uden særskilt tilladelse. Grænseværdierne for slaggekategorier kan ses i Bilag 3: Kategorier i restproduktbekendtgørelsen.

### 3.2 Røggasaffald

Røggasaffald er en fællesbetegnelse for produktet dannet i røggasrensingsprocessen. Dette er således summen af alle produkter af forbrændingsproces og røggasrensning, som ikke forlader anlægget med slaggen eller i rengassen. Det omfatter således kedelaske (evt. alene fra kedlens konvektionstræk), flyveaske, røggasrensingsrestprodukt, gips, slam fra spildevandsrensning samt spildevandet i sig selv (se også afsnit 5.1). Hvilke typer produkter, som røggasrensingsprocessen danner, og mængderne heraf afhænger af typen af rensningsanlæg. Fælles for dem alle er, at den effektive røggasrensning medfører, at forureningskomponenterne fremkommer i de højeste koncentrationer i røggasaffaldet, fremfor i rengassen.

Det meste røggasaffald betragtes som farligt affald grundet de høje koncentrationer af tungmetaller, salte samt de fine partikelstørrelser. Røggasaffald fra danske forbrændingsanlæg disponeres fortrinsvis i udlandet (Norge og Tyskland) ved placering efter evt. forbehandling i nedlagte kalkbrud og saltminer, som anses for geologisk stabile deponier, hvorfra udvaskning ikke ses som en mulighed. Indholdet af tungmetaller mv. er derfor uden betydning for miljøbelastningen fra anlæggene og principielt ønskes det, at så stor en andel som muligt af affaldets indhold af tungmetaller mv. overføres til røggasaffaldet frem for til slagge eller rengas. Der fokuseres i dette projekt ikke på den videre behandling eller håndtering af røggasaffaldet, idet den forventes at være uændret.

### 3.3 Rengas

Emissioner fra et forbrændingsanlæg består bl.a. af CO<sub>2</sub>. Mængden af CO<sub>2</sub>, der frigives ved forbrændingsprocessen, afhænger af affaldssammensætningen og ligger typisk i intervallet 89-102 kg CO<sub>2</sub>/GJ indfyret energi (totalt for biogent og fossilt CO<sub>2</sub>)<sup>2</sup>. Dertil kommer en række andre emissioner, der primært stammer fra det indkommende affald. Tabel 15 præsenterer de gennemsnitlige emissionsfaktorer fra op mod 18 danske affaldsforbrændingsanlæg. Data anført eksempelvis i enheden g/GJ omregnes til mg/Nm<sup>3</sup> (tør røggas ved 11% O<sub>2</sub>) med den omtrentlige faktor 1,8. For sporstofferne bemærkes, at de målte emissioner er langt under gældende grænseværdier, jf. forbrændingsbekendtgørelsen, og at standardafvigelsen på målingerne for de fleste komponenter er større end de gennemsnitlige værdier.

TABEL 15 EMISSIONER FRA AFFALDSFORBRÆNDING PÅ BASIS AF INDFYREDE EFFEKT (DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER, 2010)

Parameter	Enhed	Emissionsfaktor	Min.	Maks.	Std. afv.
SO <sub>2</sub>	g pr. GJ	8,3	0,2	29,2	10,9
NOx	g pr. GJ	102	77	140	20
CH <sub>4</sub>	g pr. GJ	0,34	0,16	0,56	0,16
CO	g pr. GJ	3,9	1	21,3	5,8
N <sub>2</sub> O	g pr. GJ	1,2	0,4	2,8	1,4
NH <sub>3</sub>	g pr. GJ	0,29	0,01	1,1	0,42
Støv (TSP)	g pr. GJ	0,29	0,02	0,57	0,19
Cd	mg pr. GJ	0,44	0	1,05	0,46
Hg	mg pr. GJ	1,79	0,1	4,45	1,08
Se	mg pr. GJ	1,11	0,16	4,71	1,45
Sn	mg pr. GJ	1,05	-	-	-
Tl	mg pr. GJ	0,45	0,03	1,05	0,36
Zn	mg pr. GJ	2,33	0,18	14,52	4,65
Σ9	mg pr. GJ	15,2	-	-	-
As	mg pr. GJ	0,59	0,04	2,65	0,7
Co	mg pr. GJ	0,56	0,12	2,31	0,53
Cr	mg pr. GJ	1,56	0,19	8,12	2,07

<sup>2</sup> Interval baserer sig på forbrændingsberegning af kulstof indholdet i hhv. biogent og fossilt affald (Fellner, et al., 2007)

<b>Cu</b>	mg pr. GJ	1,3	0,26	4,62	1,12
<b>Mn</b>	mg pr. GJ	2,14	0,01	14,04	3,26
<b>Ni</b>	mg pr. GJ	2,06	0,04	10,08	2,62
<b>Pb</b>	mg pr. GJ	5,52	0,22	28,81	6,62
<b>Sb</b>	mg pr. GJ	1,14	0,01	5,5	1,58
<b>V</b>	mg pr. GJ	0,33	0,02	1,05	0,41
PCDD/-F	ng pr. GJ	5	0,6	12,9	3,9
PBDD/-F	ng pr. GJ	6,3	6	6,8	0,6
PAH (BaP)	µg pr. GJ	2,2	1,9	2,4	0,3
ΣPAH	µg pr. GJ	37	21	49	16
Naphthalen	µg pr. GJ	129	100	162	34
HCB	µg pr. GJ	4,3	0,2	10,5	5,9
PCB	ng pr. GJ	0,32	0,16	0,53	0,21
HCl	g pr. GJ	1,1	0,2	3	1,1
HF	g pr. GJ	0,14	0,05	0,58	0,19

Den store standardafvigelse for emissionerne i Tabel 15 skyldes dels den varierende røggasrens teknologi samt variationer i det behandlede affald. Røggasrens teknologi eksisterer i en række forskellige kombinationer, design og ikke mindst forskelle i drift. De præsenterede data har ikke tilladt en sikker sondring mellem de forskellige rensningsteknologier, hvad angår emissionsfaktorer.

### 3.4 Metaller opførsel under forbrændingsprocessen

Mange grundstoffer findes i affaldet på metallisk form som rene metaller eller som legeringer, fx messing. En stor del af metallet vil findes i affaldet i sammenbyggede komponenter, som også indeholder brændbart materiale, fx stof eller plastic. Forbrændingsprocessen omsætter det brændbare materiale og efterlader metaldele i slaggen, hvorfra de principielt kan udsorteres og genanvendes.

Det er derfor vigtigt for vurdering af genanvendelsespotentialen for metallerne at opnå en forståelse af, i hvilken grad metallerne vil være tilgængelige i slaggen, eller om de omsættes (oxideres) under forbrændingsprocessen eller på anden måde bliver utilgængelige for udsortering.

I alle danske forbrændingsanlæg til blandet affald finder selve forbrændingen sted på en rist, som transporterer affaldet fra indløbet (tragten) over 1-2 timer til det udbændt falder i slaggefaldet. Metallerne vil under hele processen ligge opblandet med affaldet på risten. På den første del af risten tørrer affaldet, herefter finder pyrolyse og afgang sted og på den sidste del udbænder koksresten inden slaggen falder ned i slaggeudtaget, som normalt er vandfyldt, så al glødning stopper. Temperaturen vil være højest, hvor den afgassede gas brænder, dvs. i fyrrummet over affaldslaget på risten.

Affaldet og dermed metallerne vil under forløbet opleve gradvist stigende temperatur indtil den topper i afgangsfasen, og falder noget i udglødningsfasen. Ca halvdelen af den nødvendige forbrændingsluft (primærluft) strømmer nedfra op gennem spalter i risten og leverer på den måde luft til en delvis omsætning af de afgivne gasser på risten, mens resten af gasudbrændingen finder

sted i fyrrummet, hvor den resterende luft, sekundærluften, tilsættes. Koksresten oxiderer (brænder) primært på den sidste del af risten ved den direkte kontakt med primærluften.

Nogle metaller kan oxidere, når temperaturen er tilstrækkelig høj, og der samtidig er adgang til ilt. Det gælder eksempelvis zink og aluminium. I det område, hvor affaldet pyrolyserer og forgasser vil metalemnerne imidlertid i betydeligt omfang være omgivet af pyrolysegas, som findes i overskud og derfor vil omsætte al ilt i området. For metallerne er der derfor ikke adgang til ilt, og de vil forblive på metalform. Metallerne vil derfor alene oxidere i de områder på risten, hvor pyrolysegasmængden er lille i forhold til luftmængden og temperaturen er høj. Det vil typisk vil være i forbrændingszonen af risten, og hvor metallet samtidig rammes af indstrømmende luft. Større metalemner vil også i den situation være beskyttet af et oxidlag, som det er vanskeligt for ilten at gennembryde og derved nå ind til metaloverfladen.

Temperaturen kan på risten være så høj at nogle metaller smelter og bliver til metaldråber fordelt i slaggen og kan i nogle tilfælde løbe gennem affaldslag og rist for at størkne ved mødet med den relativt kolde forbrændingsluft under risten. Det kan være et teknisk problem, men mængden er ubetydelig i en overordnet massestrømsopgørelse. Smeltning er især relevant for tin, zink, bly og aluminium med deres relativt lave smeltepunkter, jf. Tabel 16.

**TABEL 16 SMELTE- OG KOGE PUNKTER AF UDVALGTE METALLER (DANSK WIKIPEDIA, 2014A)**

Grundstof/metal	Smeltepunkt (°C)	Kogepunkt (°C)
Al	660	2.520
Fe	1.535	2.750
Ag	962	2.212
Au	1.064	2.940
Co	1.495	2.870
Cr	1.857	2.482
Cu	1.085	2.563
Hg	-39	357
Mo	2.617	5.560
Nb	2.468	4.927
Ni	1.453	2.732
Pb	328	1.740
Sb	631	1.750
Sn	232	2.270
V	1.890	3.380
W	3.407	5.927
Zn	420	907

Ristegennemfaldet kan derfor indeholde metal. De mest flygtige metaller kan endda fordampe. Det gælder først og fremmest kviksølv, hvor kun en meget lille del findes i slaggen efter forbrændingsprocessen.

Flere metaller kan også fordampe som salte, f.eks.  $\text{PbCl}_2$  og  $\text{ZnCl}_2$ , hvor dannelsen typisk forløber ved reaktion mellem  $\text{HCl}$  og metallet eller mellem  $\text{HCl}$  og de mindre flygtige oxider og sulfater af metallerne, (Chandler, et al., 1997), men denne mekanisme kræver, at de først oxideres.

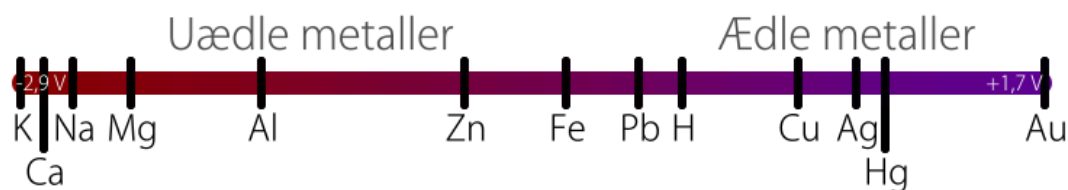
Principielt kan grundstoffer på mineralform under forbrændingsprocessen blive reduceret til metalform ved kontakten med  $\text{CO}$  og andre reducerende gasser. Princippet bruges ved metaludvinding i eksempelvis højovne, hvor metallisk jern udvindes ud fra mineralsk bundet jern (malm) og reaktion med  $\text{CO}$  ved høj temperatur. Mekanismen vurderes i praksis ikke have nogen betydning for metaludbyttet fra slaggen, men der er dog ikke fundet undersøgelser heraf.

#### Metallers mulige opførsel i forbrændingsprocessen

- Ingen påvirkning
- Oxidation
- Smeltning
- Fordampning

Metallerne kan også oxideres i forbindelse med slaggens håndtering efter forbrændingsprocessen i forbindelse med passage af slaggeudtag og den efterfølgende modning af slaggen. I våde slaggeudtag er væsken kraftigt basis og samtidig saltholdigt. Det giver korrosivt miljø, som kan oxidere især  $\text{Zn}$  og  $\text{Al}$ , ligesom jern rustes. For finkornede metaller er den omsatte andel formentlig forholdsvis høj, mens den vurderes som mindre betydelig for større emner.

Det forstås at metallernes skæbne afhænger af de enkelte metalleres natur. Nogle metalliske grundstoffer findes i praksis ikke som metaller, men alene på mineralform (herunder salte). Det gælder fx alkalimetallerne, såsom  $\text{Na}$  og  $\text{K}$ , som typisk findes som kloridsalte ( $\text{NaCl}$ ,  $\text{KCl}$ ) eller sulfater. Andre metaller findes stort set alene på metalform og oxideres i ikke i videre omfang, fx guld ( $\text{Au}$ ). Det kan vurderes kvalitativt ud fra spændingsrækken, Figur 10.



FIGUR 10 DEN FORENKLEDE SPÆNDINGSRÆKKE, (DANSK WIKIPEDIA, 2014B)

De ædle metaller øverst i spændingsrækken vil kun vaskeligt oxideres, mens de uædle metaller forholdsvis let oxiderer med mindre de beskyttes af fx et oxidlag. De fleste af disse kan findes både på metalform og mineralform. Det gælder især  $\text{Al}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Pb}$  og  $\text{Sn}$ .

Tabel 17 præsenterer estimater for, hvor stor en andel af de enkelte grundstoffer, som forventes at findes på metalform i affaldet. Desuden er anført den andel af metallet, som forventes at finde som metal i slaggen, når den sorteres, dvs. efter passage af slaggeudtag. Værdierne i Tabel 17 er med enkelte undtagelser forfatterens estimater. Estimaterne er udført i mangel på videnskabelige undersøgelser af de enkelte grundstoffers andel på metalform i affaldet såvel som i slaggen. Estimaterne bygger på viden om metalleres fysiske og kemiske egenskaber samt indgående kendskab til forbrændingskemi.

Estimaterne retter sig efter metalpotentialer, som typisk måles i slaggen, samt slaggens totale indhold af de enkelte grundstoffer. Talværdierne kan således opfattes som et realistisk eksempel, idet der må forudses stor variation afhængig af de konkrete kilder til affald, herunder ikke mindst tiltag i forbindelse med affaldsplanlægning.



De anførte potentialer passer nogenlunde med metaludbyttet fra slaggesortering, som typisk viser et udbytte fra slaggen på 5-10% jern (magnetisk) af slaggens masse og 1-1,5% ikke-jernholdigt, svarende til at den største del af jernet i dag udsorteres, mens der er et yderligere potentiale for de ikke-jernholdige metaller.

**TABEL 17 GRUNDSTOFFER PÅ METALLISK FORM SAMT DERES SKÆBNE EFTER EN FORBRÆNDINGSPROCES. "ÆDELMETALLER" ER SUM FOR DE KOMPONENTER, DER IKKEER JERN ELLER ALUMINIUM.**

Grundstof/ metal	Total indhold i affald [mg/kg ]	Andel på metalform i affald [%]	Andel af metalform til slaggen [%]	Metalform i slagge g/ton affald	Metalform i slagge g/ton slagge TS
<b>Fe total</b>	17.400	85	90	13.300	72.600
<b>Magnetisk (Fe excl. rustfrit)</b>	15.600	75	90	13.100	71.700
<b>Fe i rustfrit stål (SS)</b>	1.700	10	95	170	900
<b>Ag</b>		95	100		
<b>Au</b>		100	100		
<b>Cr</b>	90	70	85	50	290
<b>Cu</b>	1.400	80	90	1.000	5.600
<b>Hg</b>	1,2	0	0	0	0
<b>Mo</b>	2	80	90	1	8
<b>Ni</b>	50	80	90	40	200
<b>Pb</b>	370	70	60	160	850
<b>Sn</b>	60	70	70	30	170
<b>V</b>	8	80	85	6	31
<b>Zn</b>	1.000	70	50	300	1.800
<b>Al</b>	11.200	25	80	2.200	12.200
<b>"Ædelmetaller"</b>	3.100	72	76	1.700	9.000

Adskillige grundstoffers opførsel under en forbrændingsproces er blevet dokumenteret for så vidt angår deres totale indhold. Kun få metaller opføres opdelt på hhv. mineral og metalform. For eksempel er flygtige metaller såsom kviksølv og cadmium forholdsvis velbeskrevne. Disse metaller har været af interesse grundet de toksiske og miljømæssige følger af deres emission.

Der er kun fundet få studier af metalformens skæbne i forbrændingsanlæg. Først de seneste år er der blevet udført undersøgelser af metaller, som kunne have en genanvendelsesværdi, og selv her er undersøgelserne udført i begrænset omfang.

Et studie af metallisk aluminiums opførsel igennem en forbrændingsproces er blevet udført på to fuldskala anlæg i det nordlige Italien. I dette forsøg er anlægget blevet fødet med kendte mængder af aluminiums emballage. Undersøgelsen konkluderede, at 81 % af de aluminiums dåser, der var blevet tilført affaldet, stadig var på metallisk form i slaggen og kunne således genanvendes, hvis udsorteret. For aluminiumsbakker var tallet 51 %, for aluminiumslamineret papir 47 % og for blandede aluminiums folier 27 % (Biganzoli, 2012). Begge anlæg var udstyret med våd slaggeudmadning, se afsnit 3.1.1.

Det er endvidere blevet påvist på laboratorieskala, at aluminiumemballage påvirkes af fysiske, termiske samt kemiske faktorer. Aluminiumemballages omsætning influeres af emballage tykkelse, forbrændingstemperatur, liggetid i ovnen og graden af salte i kontakt med metallet, i nævnte rækkefølge (Hu, et al., 2011).

For de forholdsvis tykvægede aluminiumsemner (tykkere end aluminiumsdåser), som forventes at forekomme i shredderaffald, vurderes på baggrund af Biganzolis undersøgelse, at en meget stor andel genfindes som metallisk aluminium i slaggen. Overføringskoefficienten for metallisk aluminium i affald til metallisk aluminium i slagge er derfor valgt til 80 % i Tabel 17, svarende omtrent til koefficienten for aluminiumsdåser. I Tabel 17 er for de øvrige metaller valgt værdier ganske tæt på de rapporterede koefficienter (affald til slagge), som gælder for totalindholdet af de pågældende grundstoffer.

De anførte talværdier er endvidere funderet på visuelle observationer, som indikerer, at ædlere metaller, som er vanskelige at oxidere, såsom kobber, bronze, guld og sølv, er nær upåvirket af den termiske behandling. Figur 11 viser udsorterede ædle metaller i slaggen i størrelsesfraktionen 0,2-0,7 mm. Udsorteringen består af metaller fra den behandlede slagge, med undtagelse af jern og aluminium, som er blevet frasorteret i separate strømme.



FIGUR 11 UDSORTERING AF IKKE-JERNHOLDIGE ÆDLE METALLER FRA TØR SLAGGE I STØRRELSEN 0,2-0,7MM. BILLEDET TH. VISER UDSORTERENGEN UNDER MIKROSKOP. DER SES INGEN TEGN PÅ VÆSENTLIG OXIDATION AF METALLERNES OVERFLADE.

Udsorteringen vist i Figur 11 stammer fra sorteringsanlægget, der behandler tør slagge fra forbrændingsanlægget KEZO i Hinwil, Schweiz. Emnerne er derfor ikke blevet udsat for et basisk slaggebad. De udsorterede metalpartikler af især kobber fremstår øjensynligt med deres oprindelige form, og overfladen ses at være nær upåvirket med hensyn til oxidation, smeltning eller anden påvirkning. I og med at størrelsen af emnerne er i intervallet 0,2-0,7 mm (og derfor med høj specifik overflade), gives der ingen anledning til at tro, at de ædlere metaller oxiderer eller af andre grunde bliver af ringere kvalitet grundet den termiske behandling.

### 3.5 Fordeling mellem slagge, røggasaffald og rengas

Fordelingen af affaldets indhold af uorganiske bestanddele mellem slagge, røggasaffald og rengas beskrives ofte vha. overføringskoefficienter, hvor koefficienterne beskriver den procentdel af de enkelte grundstoffer, der overføres til henholdsvis slagge, røggasaffald og rengas. Koefficienterne er en enkel måde at vise resultatet af en massestrøms analyse, men spørgsmålet er, om koefficienter fra et studie kan bruges i et andet. Og dermed om fordelingerne kan gøres gældende for en specifik affaldstype eller affaldsblandinger på andre anlæg end det der blev analyseret.

Brug af koefficienter indebærer at en forøgelse af affaldets indhold (i g/ton) af et grundstof med f.eks. en faktor 2 vil forøge indholdet i både slagge, røggasaffald og rengas med samme faktor. Det

betegnes proces teknisk som en første ordens proces. Det er en bekvem beregningsmæssig tilgang, fordi den sikrer, at massebalancen altid stemmer ved ændringer i affaldets sammensætning. Ofte haves ikke mere præcis information om forhold, der kan påvirke fordelingen, og for små ændringer forekommer første ordenstilgangen som en rimelig model, specielt når procentsatser er høje, som typisk gælder for andelen til slagge og røggasaffald.

Emissioner i rengassen udgør for de fleste uorganiske grundstoffer langt under 1 % af affaldets indhold og er dermed ikke nødvendigvis at betragte som første orden. Røggasrensingsanlæg er designet, dimensioneret og drevet til at overholde grænseværdier, dvs. en bestemt koncentration i rengassen målt i  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  (ved referencetilstand), som skal overholdes uanset indholdet i affaldet. Den type processer er overordnet set nulte-ordens processer, dvs. processer hvis output ikke er proportionelt korreleret til de indkommende koncentrationer. Emissionsfaktorer som i Tabel 15 i enheden  $\text{g}/\text{GJ}$ , som er uafhængig af affaldet, er også illustration af nulte-ordens forståelse af forbrændingsanlæg. Opgørelser i enhederne  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  (ved referencetilstand),  $\text{g}/\text{GJ}$  og  $\text{g}/\text{ton}$  er analoge, idet omregningsfaktorer mellem dem stort set alene afhænger af brændværdien af brændslet.

Hvorvidt et grundstof i affaldssammensætningen fører til en emission varierer for de forskellige stoffer. Emissioner er for nogle grundstoffer direkte relateret til den indkommende affaldssammensætning, hvorimod andre grundstoffer er procesafhængige. En række af disse processer er beskrevet nedenfor.

Indholdet af støv i den urensede røggas er et resultat af den indkommende affaldssammensætning. Støvemissionen afhænger dog ikke af mængden i den urensede røggas. En række anlæg har installeret posefilter, hvor røggassen føres igennem finmasket filtre, som stort set fjerner alt støv. Støvemission karakteriseres derfor som en nulte ordens proces. Kun i tilfælde af defekte poser forøges emissionen.

Analyser af støv fjernet med støvfilter viser høje koncentrationer af en række metaller, herunder kobber og arsen. Dette skyldes at disse metaller sætter sig på overfladen af de enkelte støvpartikler. Dertil tilsættes der typisk aktivt kul inden filtret, som adsorberer især kviksølv.

Svovl og klor i affaldsblandingen følger primært med forbrændingsgasserne som hhv.  $\text{SO}_2$  og  $\text{HCl}$ . Fjernelse af disse sker ved tilsætning af kemikalier, såsom lud og kalk. Den endelige emission af  $\text{SO}_2$  og  $\text{HCl}$  afhænger derved af røggasrensingsanlæg og graden af kemikalie dosering.

Samlet vurderes at overføringskoefficienter er en god tilnærmelse for overføring til slagge og røggasaffald, men de bør justeres ved kendskab til indvirkning af enkeltfraktioner eller særlige procesforhold. For rengas vil det ofte være den bedste tilnærmelse at regne med emissionsfaktorer (dvs.  $\text{g}/\text{GJ}$ ), som er uafhængig af sammensætning af indfyret affald. Overføringskoefficienter skal anvendes med forsigtighed, og resultat af modeller baseret på koefficienter bør sammenholdes med faktiske målinger.

I nærværende modelarbejde anvendes overføringskoefficienter, som betragtes som forholdsvis gode estimater for slagge og røggasaffald, men for rengas drages kun forsigtige konklusioner, når der alene er tale om modelresultater.

# 4. Scenarier

Det er vurderet relevant at regne på konsekvenserne ved fire forskellige scenarier. De valgte scenarier er

1. **Basis scenarie**  
100 % Basisaffald
2. **Trykimprægneret træ**  
90 % Basisaffald + 10 % indsamlet trykimprægneret træ
3. **Shredderaffald**  
90 % Basisaffald + 10 % shredderaffald
4. **Shredderaffald med meget metal**  
90 % Basisaffald + 10 % shredderaffald med højt metalindhold (Al og Cu)

Scenarie 1 anvender 100 % basisaffald, der er blandet affald<sup>3</sup>, og svarer til, at der ikke brændes shredderaffald og trykimprægneret træ i større mængder, end det sker i dag.

Til modellering af scenarierne 2-4 indgår de metalholdige affaldstyper sammen med basisaffaldet, der ellers er til rådighed, svarende til at anlæggene allerede har udnyttet fuld kapacitet. På anlæggene erstatter de metalholdige affaldstyper basisaffald. S sammensætningen af affaldsblendingen i scenarierne er således en vægtet kombination af de forudsatte sammensætninger af henholdsvis basisaffald og den metalholdige affaldstype.

Andelen af metalholdige fraktioner er valgt ud fra, hvad anlæg rent praktisk maksimalt kan behandle med den eksisterende teknologi, uden større gener. De fleste anlæg, herunder ældre anlæg, vil i praksis kun kunne behandle en relativt lille andel af shredderaffald (op til 10%), hvorfor scenarierne vurderes at være konservative. De mest almindelige problemer ved behandling af større mængder af de metalholdige affaldsfraktioner er slaggeopbygning, for høje temperaturer i ovnen, gennembrænding på risten samt belægninger og korrosion i kedlen. Det er primært disse problemer, der har afgjort, at 10 % tilsætning pt. anses som maksimum for shredderaffald.

I scenarie 2, hvor der vurderes på effekten af medforbrænding af trykimprægneret træ, er der som beskrevet tidligere regnet med indsamlet trykimprægneret træ og ikke rent trykimprægneret træ. Der er regnet med en andel på 10%, svarende til en realistisk andel for det enkelte anlæg, selvom denne andel er væsentligt højere end andelen på landsplan.

Scenarie 4, hvor der behandles shredderaffald med højt metalindhold, bruger den samme mængde shredderaffald som scenariet med shredderaffald med "almindeligt" metalindhold. Eneste forskel er således en øget koncentration af aluminium og kobber på metallisk form. Dette scenarie simulerer en tænkt situation, hvor der udføres mindre grad af for-sortering af ikke magnetiske metaller. I dette scenarie er koncentrationerne af kobber og aluminium på metallisk form øget med en faktor 2.

---

<sup>3</sup> Der er anvendt en kemisk sammensætning svarende til blandet affald. Se nærmere detaljer om dette affald i afsnit 2.6

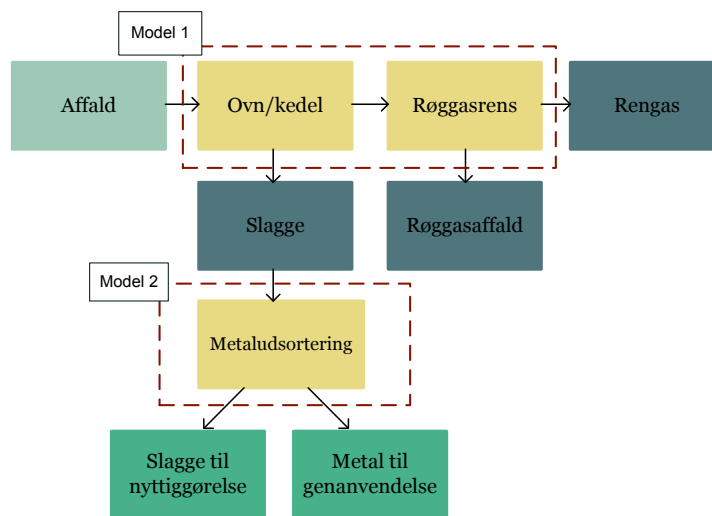
# 5. Modelopbygning

Dette afsnit præsenterer metoden for den opbyggede model samt baggrunden for dens indhold. Modellen fordeler først vha. overføringskoefficienter affaldets elementer på hhv. slagge, røggasrensaflald og rengas. For at vurdere graden af metalgenudvinding fokuseres der herefter på metalindhold samt udsortering fra slaggen.

Figur 12 viser det overordnede model princip opbygget til vurderingen. Modellen er for klarheds skyld beskrevet i to dele.

- Model 1 fordeler grundstoffer fra affald til hhv. slagge, RGA og rengas.
- Model 2 fordeler grundstoffer fra slaggen til udsorteret metal samt slagge til nyttiggørelse

Input til modellen er en given affaldssammensætning som præsenteret i afsnit 2, markeret i figuren med en turkis kasse. De gule kasser repræsenterer proces trin, hvor inputs fordeles yderligere. De mørkegrå kasser viser de tre udgående hovedstrømme fra forbrændingsanlægget. De grønne kasser repræsenterer de endelige produkter til genanvendelse/nyttiggørelse.



FIGUR 12 MODELOPBYGNING. DEN TURKIS KASSE SYMBOLISERER INPUT TIL MODELLEN. DE GULE KASSER ER PROCESTRIN. MØRKEGRÅ KASSER ER FORBRÆNDINGSPROCESSENS TRE UDGÅENDE HOVEDSTRØMME FORDELT MED OVERFØRINGSKOEFFICIENTER. DE TO MØRKEGRØNNE KASSER REPRÆSENTERER DE TO MASSESTRØMME TIL HENHOLDSVIS GENANVENDELSE OG NYTTIGGØRELSE.

De undersøgte scenarier samt de enkelte processer i modellen, samt baggrunden for deres indhold, er præsenteret i de kommende sektioner.

## 5.1 Overføringskoefficienter

I den udarbejdede model vurderes betydningen af ændringer i affaldssammensætning på baggrund af en række overføringskoefficienter. Overføringskoefficienter beskriver, hvorledes enkelte grundstoffer fordeles sig i et forbrændingsanlæg til henholdsvis slagge, RGA og rengas eller fra slagge til metal til genanvendelse og slagge til nyttiggørelse. Der regnes ikke med andre

hovedstrømme, så summen af disse output bliver altid 100 % og repræsenterer således den totaltilførte masse. Det bemærkes at evt. udledning med spildevand indgår beregningsmæssigt som en del af RGA, idet det ikke har været formålet at sondre mellem anlæg med og uden spildevandsudledning. For de fleste komponenter udgør udledningen med spildevandet mindre end 0,1% af tilførslen med affaldet. Udledningen med spildevand afhænger først og fremmest af indretning og drift af spildevandsrensaneanlægget og dermed kun i lille grad af indholdet i affaldet. Endelig er der ikke fundet komplette massestrømsanalyser, som omfatter spildevandsudledninger for danske forbrændingsanlæg. Udenlandske undersøgelser kan typisk ikke bruges for spildevand, fordi grænseværdier i Danmark er langt strengere end i de fleste andre lande (kan for flere stoffer være over en faktor 10 lavere).

Overføring til slaggen (og videre til metalgenanvendelse) antager at der er tale om våd slaggeudmadning, da dette både er det mest almindelige i dag og det, der er flest data for.

Overføringskoefficienter er ikke statiske og afhænger af en række faktorer. Disse inkluderer;

- Affaldssammensætning
- Forbrændingsteknologi (ristetype, gashastigheder mv. )
- Røggasrensningsteknologi
- Forbrændingsbetingelser (tykkelse af affaldslag på risten, lufttilførsel og temperatur)
- Opholdstid i ovn for affald og røggas
- Drift af røggasrensningssystem

Overføringskoefficienter benyttet i vurderingen stammer så vidt muligt fra litteraturen baseret på faktiske målinger i forbrændingsforsøg. Nogle overføringskoefficienter i nærværende projekt skal opfattes som bedste estimater, da datagrundlag i flere tilfælde er beskedent. Endvidere har forsøg udført i praksis vist, at overføringskoefficienter for visse elementer er meget dynamiske ved ændringen af affaldssammensætningen. Dette betyder i praksis at overføringskoefficienter formentligt kun er gældende for præcist den affaldssammensætning, som den er målt på.

I tilfælde af, at der til det enkelte grundstof i slaggen eksisterer flere overføringskoefficienter (affald til slagge) i litteraturen, benyttes medianen. Hvilke datasæt, der benyttes til hver enkelt scenarie, fremgår af Bilag 4: Overføringskoefficienter.

## 5.2 Metal i slagge

Analysen af affald og i særdeleshed slaggen præsenteres som regel som totalanalyser. Dette betyder at sammensætningen af slaggen som regel oplyses på grundstofbasis, og uden oplysning om hvilken form eller kemisk forbindelse de enkelte grundstoffer (herunder metaller) fremkommer på. Viden om metallets form eller kemiske forbindelse er et vigtigt modelinput, og oplysninger herom er sparsomme.

Oplysning om den kemiske form af grundstofferne har betydning for vurderingen af potentialet i genanvendelse af metaller fra slaggen. F.eks. vil en betragtelig del af aluminium i en totalanalyse af slagge være på mineralsk eller oxideret form, hvilket for en mindre del skyldes oxidation af aluminium i forbrændingsprocessen, og for den største del, at aluminium er et af de mest hyppigt forekommende grundstoffer på jorden. Det foreligger her på oxideret form, fx i jord og ler og dermed i produkter af tegl, keramik mv.

Til modelleringen af metaludsortering påføres de enkelte grundstoffer i slaggen en faktor, der fordeler metaller på hhv. metallisk og mineralsk/oxideret form.

Specielt for scenariet 'Basis scenarie + shredderaffald med højt metalindhold' er det antaget, at det ekstra metal i forhold til det første scenarie med shredderaffald udelukkende findes på metallisk form. Dette vurderes at være en rimelig antagelse, idet scenariet skal tænkes som et scenarie, hvor et sorteringstrin eller et stykke sorteringsudstyr udelades i shredderprocessen, hvorved der kommer mere metal i shredderaffaldet.

### 5.3 Metaludsorteringen fra slaggen

Som beskrevet i afsnit 3.1.3 varierer udsorterings mulighederne for forskellige metaller. De enkelte metaller udsorteringsgrad behandles i modellen separat.

Det er som udgangspunkt ikke muligt at opstille generelle tal for udsorteringsgrader af de enkelte metaller. Dette skyldes dels, at mængden af metal i slagge varierer, samt at den endelige udsortering er meget procesafhængig. Som beskrevet i afsnit 3.1.3, har størrelses fraktioneringer samt teknologiniveau stor indflydelse.

For at bestemme metaludsorteringsgrader for de enkelte ikke-jernholdige metaller antages det, at der samlet udsorteres 90 % af metalpotentialet, dvs. procent af den del, der i slaggen foreligger på metallisk form. På baggrund af den tekniske kunnen i dag, hvor der udsorteres ~75% af potentialet (Kallesøe, 2013), vurderes det at dette er opnåeligt i 2022.

Fordelingen på de enkelte metaller afhænger af det enkelte metals forekomst i slaggen samt deres deflektion i en Eddy Current udsortering som påvist i et studie af eddy current separation (Zhang, et al., 1999). Udsorteringsgraderne, der benyttes for de enkelte metaller, fremgår af Tabel 18.

**TABEL 18 ESTIMEREDE UDSORTERINGSGRADER AF DEN MÆNGDE IKKE JERNHOLDIGE METALLER I SLAGGEN SOM FORELIGGER PÅ METALLISK FORM.**

Metal	Udsorteringsgrad
Al	94%
Cr	65%
Cu	85%
Mo	70%
Ni	69%
Pb	56%
Sn	66%
V	63%
Zn	73%

Udsorteringsgraderne præsenteret ved Tabel 18 henviser til metallerne i slaggen, der er på metallisk form og ikke totalindhold. Beregningerne der ligger til grund for de estimerede metaludsorteringsgrader fremgår af Bilag 5: Beregnede udsorteringsgrader (baggrund)

Til scenariet 'Basis scenarie + shredderaffald med højt metalindhold' antages det, at det vil være muligt at opnå højere udsorteringsgrader, fordi forøgelsen i metalindhold primært ligger i fraktioner med relativt store metalpartikler. Den samlede udsorteringsgrad vurderes derfor at være 5%-point højere (absolut).

For jern og rustfrit stål antages det, at der udsorteres hhv. 85 og 93 % af potentialet. Disse tal er erfaringstal fra et vådt sorteringsanlæg.

Det bemærkes afslutningsvis, at sorteringsgraderne afhænger meget af det individuelle slaggesorteringssystem, og at udsorteringsgraderne kan hæves yderligere ved opdeling i flere fraktioner og/eller anvendelse af mere separationsmaskiner. Udsortingsgrader, der opnås i praksis, må forventes at være resultat af en cost-benefit vurdering, herunder evt. værdisætning af shredderaffaldets metalindhold.

#### **5.4 Resultat analyse**

Resultater præsenteres i alle scenarier som absolutte samt relative værdier set i forhold til basis scenariet, som præsenterer den nuværende situation. Således anskueliggøres ændringerne i affaldssammensætningen i forhold til forbrænding i dag.

Den udarbejdede model benytter sig, som beskrevet ovenfor, af en række overføringskoefficienter. Dette betyder at resultaterne præsenterer en lineær tankegang, hvilket skal betragtes som en tilnærmelse for slagge og røggasaffald, og resultaterne bør sammenholdes med faktiske målinger for rengas som beskrevet i afsnit 3.5.

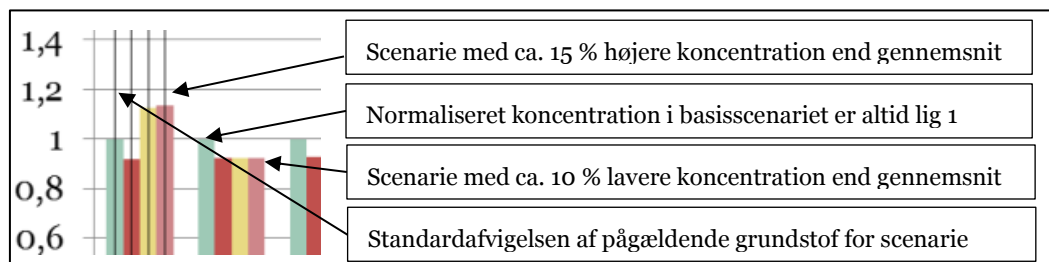
Der fokuseres i analysen på de grundstoffer, der viser kraftige udsving i forhold til basis scenariet. Disse grundstoffer holdes, så vidt muligt, op imod forsøg udført i praksis. Det bemærkes i denne sammenhæng, at den udarbejdede model søger at afspejle en "virkelig" forbrændingsproces. I tilfælde af, at der er forskelle mellem modellen og forsøg udført i praksis, lægges der vægt på resultatet af udførte forsøg, idet en forbrændings- og røggasrensingsproces ikke kan modelleres eksakt og med generel gyldighed alene ud fra overføringskoefficienter.



# 6. Resultater

Dette afsnit præsenterer resultaterne fra beregningerne af de fire scenarier i modellen. Resultaterne præsenteres som resulterende affaldssammensætning i alle scenarier, fordeling af grundstoffer i affaldet til hhv. slagge, RGA og rengas, samt andelen af metal, der kan udsorteres fra slaggen og derved genanvendes.

I præsentationen af resultater, i bl.a. figurer, er de tre scenarier med forbrænding af indsamlet trykimprægneret træ samt shredderaffald, altid normaliseret med basis scenariet (100 % blandet affald). Således fås et overblik over de ændringer, der sker som følge af, at et anlæg begynder at behandle shredderaffald eller trykimprægneret træ. Så vidt datagrundlag eksisterer, angives en standardafvigelse, og denne er præsenteret som tynde sorte lodrette barer. Figur 13 giver en yderligere vejledning i forståelsen af figurer, hvor normaliserede resultater præsenteres.



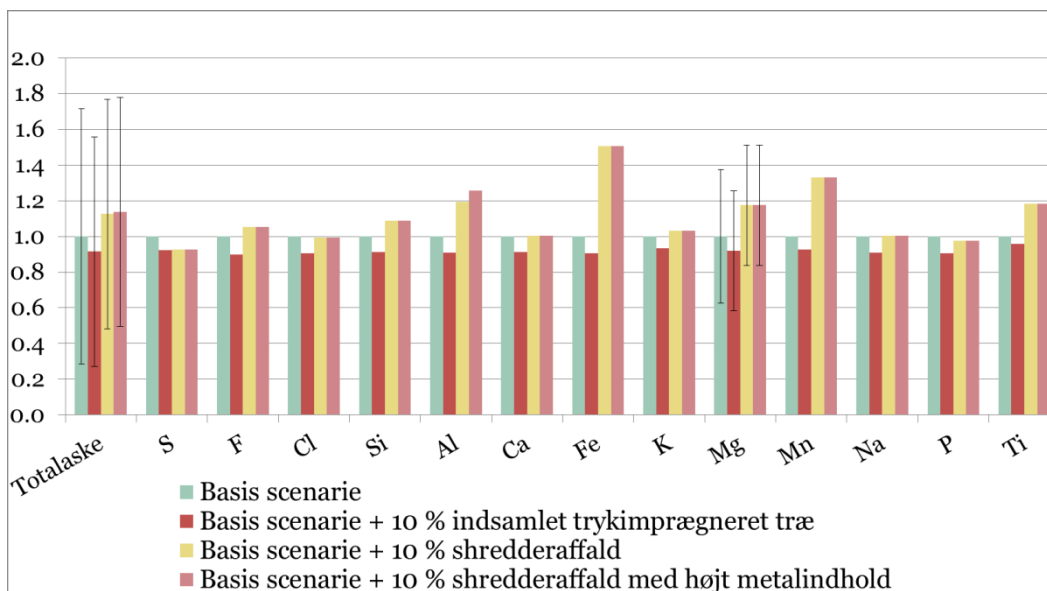
FIGUR 13 VEJLEDNING TIL AT FORSTÅ RESULTATERNE FRA MODELLENERNE NORMALISERET I FORHOLD TIL BASISSCENARIET.

## 6.1 Affalds sammensætninger i scenarier

Med de præsenterede affaldssammensætninger fra afsnit 2 samt de modellerede scenarier præsenteret i afsnit 4 fås en række resulterende affaldssammensætninger for alle scenarier. De absolutte stofkoncentrationer af hvert scenarie fremgår af Bilag 2: Affaldssammensætninger benyttet i model.

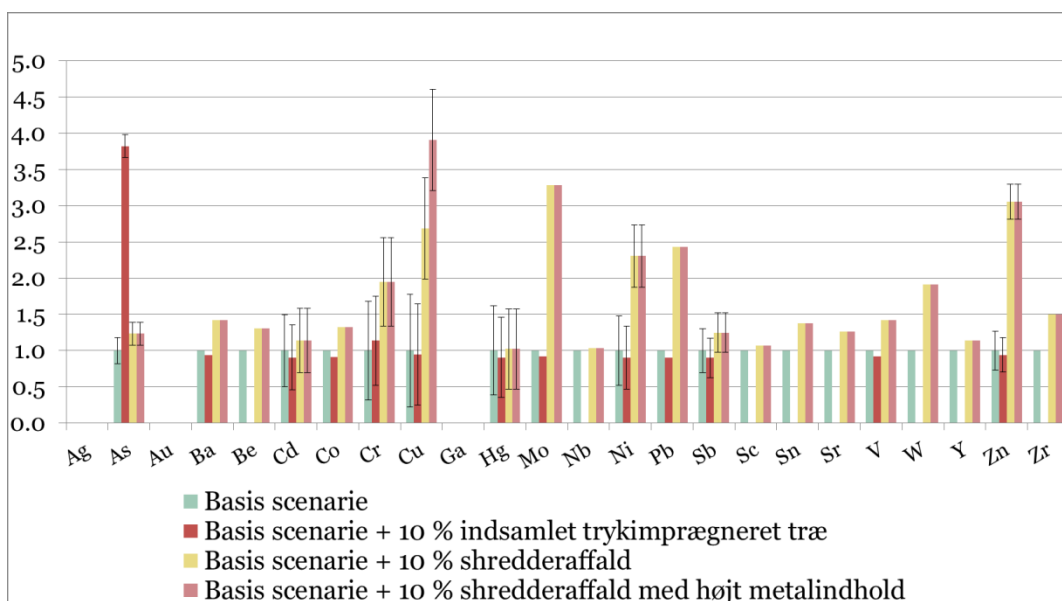
Som det fremgår af Figur 14, er der ved behandlingen af indsamlet trykimprægneret træ tale om et fald i koncentrationer for alle hovedkomponenter. Dette skyldes, at det tilførte indsamlede trykimprægnerede træ har lavere koncentrationer af hovedkomponenter, set i forhold til basis affald.

Ved iblanding af 10 % shredderaffald ses en stigning i koncentrationen af flere hovedkomponenter, som ikke regnes for miljømæssigt problematiske. Det gælder bl.a. silicium, aluminium, jern, mangan og titan. Der ses ligeledes en stigning i indholdet af magnesium. Det kan dog ikke entydigt konkluderes, at stigningen af magnesiumindholdet skyldes tilførslen af shredderaffald, idet standardafvigelsen i basis scenariet overstiger indholdet i begge scenarier med iblanding af shredderaffald.



FIGUR 14 NORMALISEREDE HOVEDKOMPONENTER I AFFALD VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN I AFFALDSBLANDINGEN.

Ses der på sporstoffer, præsenteret i Figur 15, opleves der en signifikant stigning i arsenindholdet ved iblanding af 10 % indsamlet trykimprægneret affaldstræ. Det ses, at der sker et fald af kobberindhold, når der tilføjes trykimprægneret træ. Dette skyldes, at koncentrationen af kobber i trykimprægneret træ er lavere end koncentrationen i blandet affald. Det kan ikke entydigt konkluderes, om der sker en stigning af kromindholdet ved tilførsel af trykimprægneret affaldstræ, idet standardafvigelsen i basis scenariet overstiger indholdet i scenariet med trykimprægneret træ.



FIGUR 15 NORMALISEREDE SPORSTOFFER I AFFALDSBLANDINGER VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN I AFFALDSBLANDINGEN.

Det kan konkluderes, at der for scenarierne med forbrænding af shredderaffald, sker en mærkbar stigning i indholdet af kobber, krom, molybdæn, nikkel, bly og zink. Der skal dog tages forbehold for, at der for nogle af disse stoffer desværre ikke eksisterer et tilstrækkeligt datagrundlag til at beregne en standardafvigelse.

Samlet set, kan man af affaldsfraktionerne se, at der skal meget store ændringer i input til, før der er tale om en ændring i forhold til de normale variationer af blandet affald. Dette kan ses, idet at den

viste standardafvigelse for en lang række grundstoffer i sig selv er større, end selve ændringen ved iblanding af shredder affald eller trykimprægneret træ.

Dette betyder dog ikke at et ændret gennemsnitsniveau ikke også medfører gennemsnitlige ændringer i alle output. Det er blot langt mere usikkert, end hvis der er tale om en signifikant ændret affaldssammensætning.

## 6.2 Fordeling til slagge, røggasrensaflald og emissioner

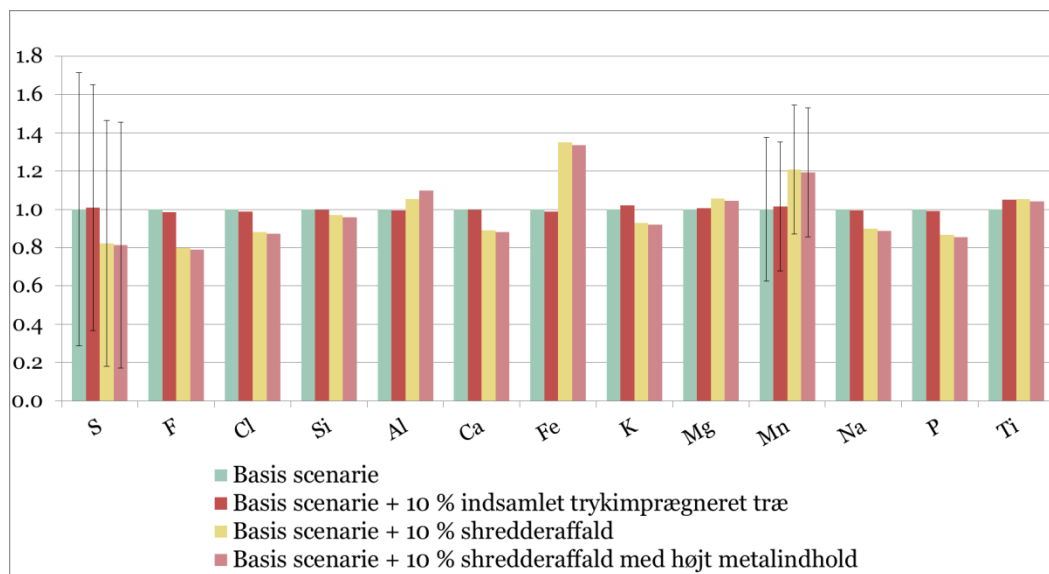
Med de forudsatte affaldssammensætninger samt de benyttede fordelingskoefficienter, bestemmes de resulterende koncentrationer i de tre hovedstrømme; slagge, RGA samt rengas ud fra modellen.

### 6.2.1 Slagge

De beregnede absolutte stofkoncentrationer i slaggen for de fire scenarier, fremgår af Bilag 6: Sammensætning af slagge i de fire scenarie.

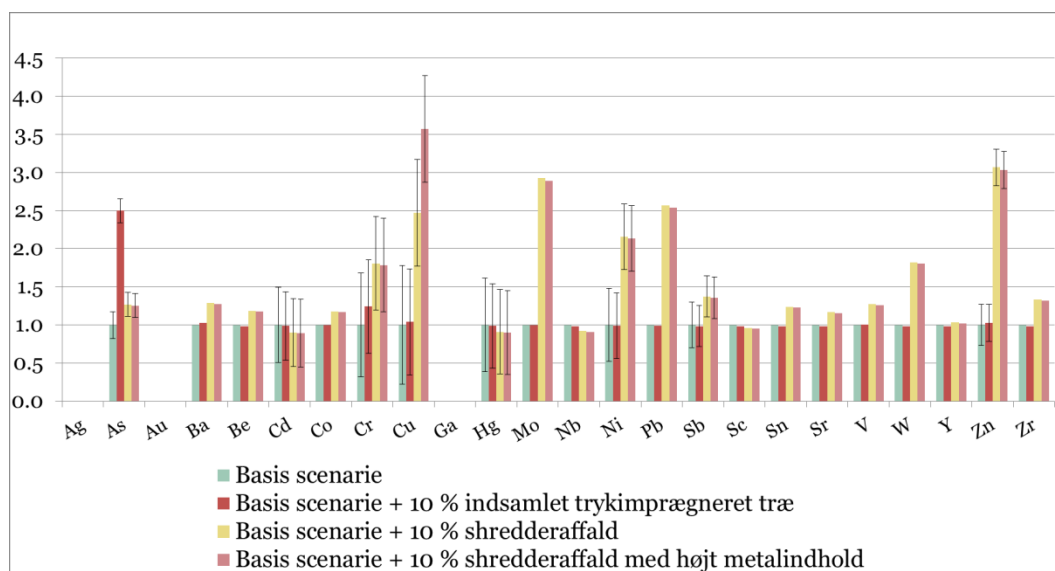
Figur 16 viser hovedkomponenterne i slaggen som normaliserede værdier, set i forhold til basis-scenariet.

For slaggens koncentrationer af hovedkomponenter ses stort set samme kvalitative billede, som for affaldet. Det gælder f.eks. for blandingen med shredderaffald, hvor der ses en forøgelse af indholdet af jern, aluminium, mangan og titan, men udsving er mindre i forhold til basis scenariet end de tilsvarende udsving for affaldet. Omvendt ses, som for affaldet, fald i slaggens indhold af natrium, fosfor, fluor og svovl.



FIGUR 16 NORMALISEREDE HOVEDKOMPONENTER I SLAGGE FØR METALUDSORTERING VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN.

Figur 17 viser sporstoffer i slaggen som normaliserede værdier, set i forhold til basis-scenariet.



FIGUR 17 NORMALISEREDE SPORSTOFFER I SLAGGE FØR METALUDSORTERING VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN.

Sporstoffer i slaggen viser for blandinger med shredderaffald forøget indhold af kobber, bly, zink og nikkel, ligesom der estimeres forøgelse for en række andre sporstoffer, som dog foreligger i forholdsvis lave koncentrationer. Bemærk at de præsenterede resultater i Figur 16 og Figur 17 er før metaludsortering.

For forbrænding af trykimprægneret træ estimeres kraftig relativ forøgelse af slaggens arsenindhold, men ellers ingen væsentlige ændringer.

Konsekvenser for slagge kvalitet og metaludsortering beskrives i afsnit 6.3 og 6.4.

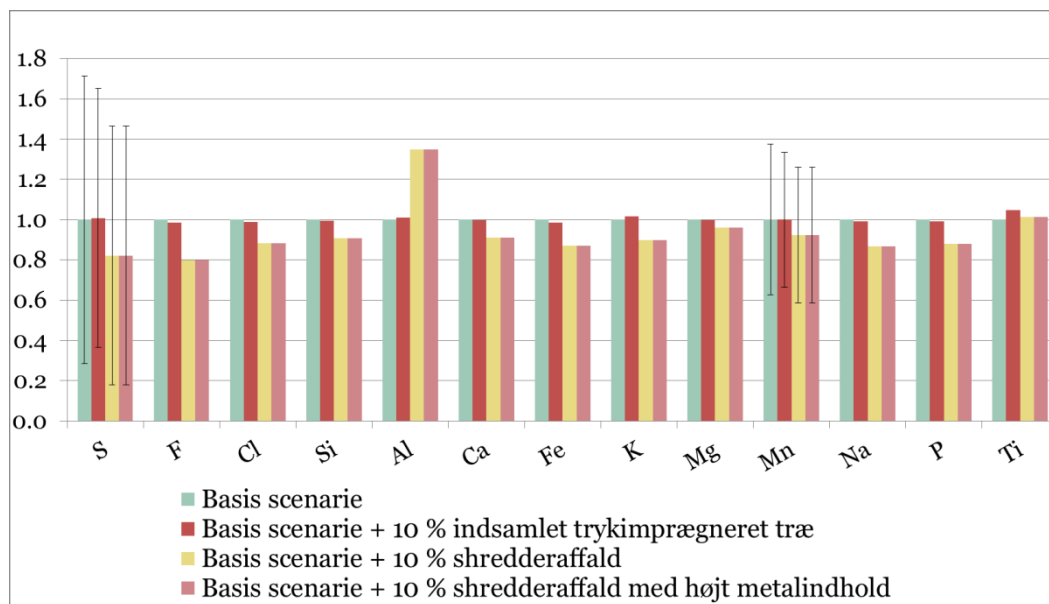
### 6.2.2 RGA

De beregnede absolutte mængder af og koncentrationer i RGA for de fire scenarier fremgår af Bilag 7: Sammensætning af RGA i de fire scenarier. For RGA er der for koncentrationerne alene regnet med den del af RGA, som stammer fra affaldsblandingen. Der er således ikke medregnet konsekvenser for masse og koncentrationer ved fx tilsætning af kalk, som kan finde sted nogle typer røggasrensningsanlæg. Tilsætning af kalk (mere præcist hydratkalk) forøger massestrømmen og fortynder derved koncentrationer i forhold til talværdier i Bilag 7 bortset fra calcium, som forøges kraftigt. Den tilsatte kalkmængde varierer mellem anlæg, hvorfor denne fortynding ikke kan medregnes med generel gyldighed.

Figur 18 viser hovedkomponenterne i RGA som normaliserede værdier, set i forhold til basisscenariet. For koncentrationer af hovedkomponenter i RGA ses relativt små ændringer. Med shredderaffald forøges indholdet af mineralsk aluminium en smule, mens koncentrationen af svovlforbindelser og klorid falder. Dette skal ses i lyset af en tilsvarende forøgelse af mængden af RGA på godt 10 %, som følge af shredder affaldets høje askeindhold. Forøgelsen af mængden af RGA bevirker således en reduktion af stofkoncentrationerne i RGA.

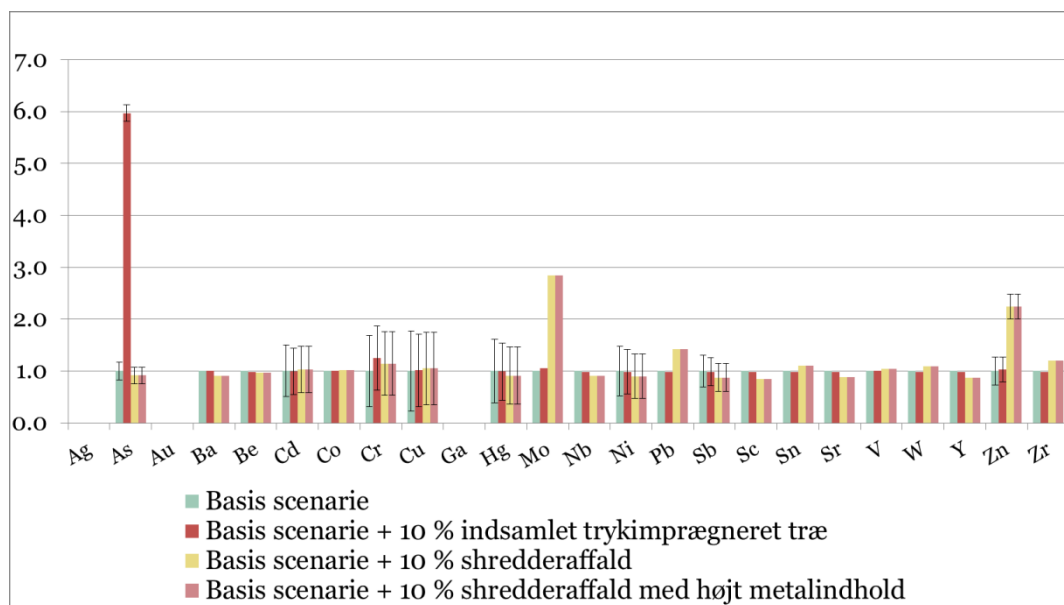
Mængden af røggasrensningsrestprodukt ud over aske estimeres stort set uændret ved forbrænding af shredderaffald i forhold til blandet affald. Det skyldes, at indholdet af klorid i shredderaffald typisk er på niveau med eller lidt højere end for blandet affald, mens indholdet af svovl typisk er lidt lavere. De to effekter udbalancerer i det væsentlige hinanden.

Scenariet med imprægneret træ viser betydeligt fald i askemængde, fordi askeindholdet i træaffald typisk er 5-8 gange lavere end i blandet affald. Dette bevirker, at koncentrationen i RGA reelt set ikke ændres, idet at den absolutte mængde af RGA sænkes, set i forhold til basisscenariet.



FIGUR 18 NORMALISEREDE HOVEDKOMPONENTER I RGA VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN.

Figur 19 viser sporstoffer i RGA som normaliserede værdier af koncentrationer i RGA, set i forhold til basis scenariet.



FIGUR 19 NORMALISEREDE SPORSTOFFER I RGA VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DE SORTE BARER VISER STANDARDAFVIGELSEN.

For shredderaffald estimeres der en forøgelse for molybdæn og zink, mens scenariet med trykimprægneret træ viser betydelig forøgelse af arsenindholdet.

Ændringer i sammensætningen af RGA vurderes ikke at have nogen konsekvenser for klassificering af flyveaske, tørt røggasrensingsrestprodukt og slam fra våd røggasrensning, idet de i alle tilfælde kategoriseres som farligt affald. Gips fra vådskrubberanlæg, som under visse forudsætninger kunne tænkes nyttiggjort, kan principielt blive påvirket af forøgede koncentrationer af tungmetaller i rågassen. Det er der dog ikke fundet undersøgelser af.

### 6.2.3 Rengas

De beregnede absolutte stofkoncentrationer i rengas for de fire scenarier fremgår af Bilag 8: Sammensætning af rengas i de fire scenarie. Nogle af disse emissioner er præsenteret i Tabel 19

**TABEL 19 ESTIMAT FOR ABSOLUTE STOFKONCENTRATIONER I RENGAS FOR DE FIRE SCENARIER.**

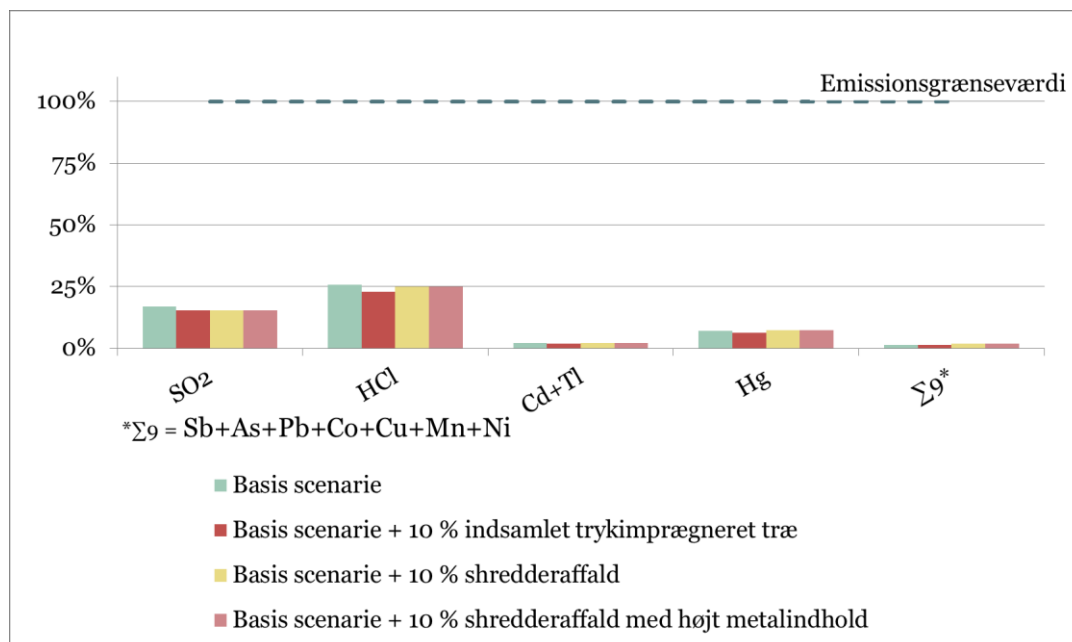
	Enhed	Basis scenarie	Basis scenarie + 10 % indsamlet trykimprægneret træ	Basis scenarie + 10 % shredderaffald	Basis scenarie + 10 % shredderaffald med højt metalindhold
<b>S</b>	mg/Nm <sup>3</sup>	4,2	3,8	3,8	3,8
<b>Cl</b>	mg/Nm <sup>3</sup>	2,5	2,2	2,4	2,4
<b>Sb</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	2,3	2,0	2,2	2,2
<b>Mn</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	3,7	3,3	4,6	4,6
<b>As</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	1,2	1,7	1,1	1,1
<b>Cd</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	0,9	0,8	0,9	0,9
<b>Co</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	0,7	0,6	0,7	0,7
<b>Cr</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	2,4	2,3	2,6	2,6
<b>Cu</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	5,0	4,6	5,1	5,1
<b>Hg</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	3,6	3,2	3,6	3,6
<b>Ni</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	1,4	1,2	1,7	1,7
<b>Pb</b>	µg/Nm <sup>3</sup>	6,0	5,4	14,6	14,6

For estimaterne er anvendt overføringskoefficienter, hvorfor modelresultaterne anvendes med forsigtighed og sammenlignes med faktiske målinger, jf. bemærkninger i afsnit 3.5.

Modellen viser, at der ved behandling af shredderaffald ses en forøgelse af emissionen af bly, mens øvrige emissioner ikke adskiller sig fra blandet affald. Årsagen til det forøgede blyindhold er, at det gennemsnitlige indhold af bly i affaldet forøges, og der regnes med stort set uændret overføringskoefficient for bly. Målinger ved indfyring af 14 % shredderaffald på Affaldplus' forbrændingsanlæg i Næstved viser imidlertid lavere blyemission (7,6 µg/Nm<sup>3</sup>) end gennemsnit for referenceforsøgene med 8,9 µg/Nm<sup>3</sup> (Astrup, et al., 2010). Der er derfor ikke grund til at tro, at emissionen af bly eller andre sporstoffer forøges i videre omfang, selvom modellen antyder det. Undersøgelsens begrænsede omfang tillader dog ikke nogen generel konklusion herom.

For forbrænding af imprægneret træ estimeres en vis forøgelse af arsenkoncentrationen i rengassen, svarende til en forøgelse fra 1,2 til 1,7 µg/Nm<sup>3</sup>. Faktiske målinger på Affaldplus ved fyring med 11 % trykimprægneret træ viser 1,1 µg/Nm<sup>3</sup> (Astrup, et al., 2010). Den estimerede forøgelse er dog ikke større end den spredning, der normalt ses ved forbrænding af blandet affald. Det ses af listen med emissionsfaktorer fra DMU, Tabel 15, hvor den gennemsnitlige emission fra en række anlæg er opgjort til 0,59 mg/GJ = 1,1 µg/Nm<sup>3</sup> med en standardafvigelse, 1,3 µg/Nm<sup>3</sup>.

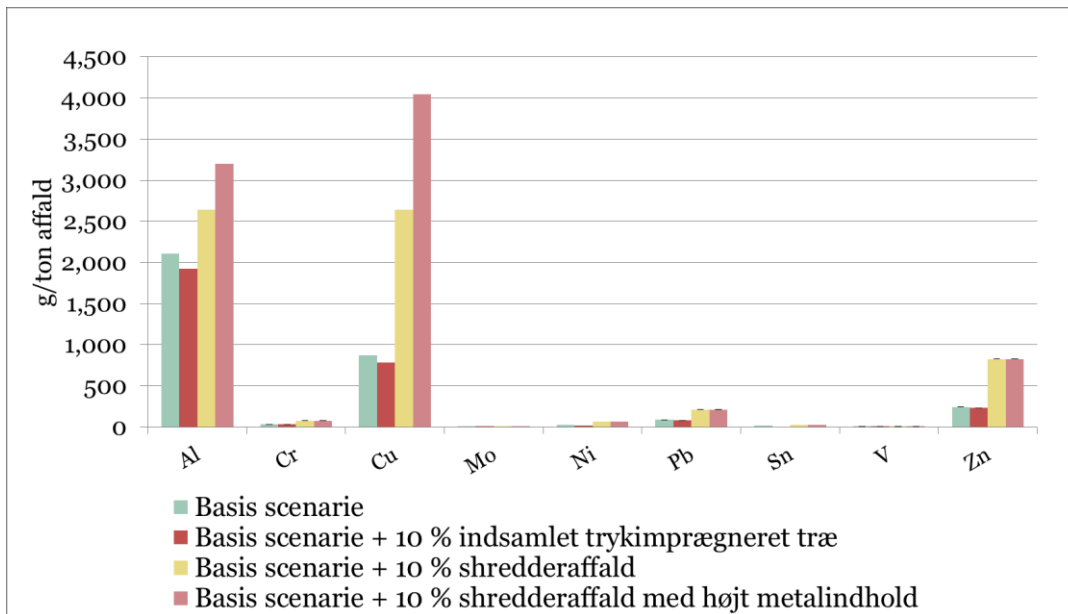
Resultaterne for arsen, bly og de øvrige sporstoffer viser sig langt under de gældende grænseværdier, som er 500 µg/Nm<sup>3</sup> for sum af 9 tungmetaller, som blandt andet omfatter arsen og bly. Figur 20 viser de modellerede emissioner set i forhold til de gældende grænseværdier i affaldsforbrændingsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2012). Arsenemissionen kan dog også være begrænset af spredningsberegningerne (OML-beregninger) for fastlæggelse af skorstenshøjde, som ofte begrænser emissionen af arsen til omkring 5 µg/Nm<sup>3</sup>. Der er derfor grund til at være særlig opmærksom på arsenemissionen ved forbrænding af trykimprægneret træ.



FIGUR 20 MODELLEREDE EMISSIONER I FORHOLD TIL GRÆNSEVÆRDIER I AFFALDSFORBRÆNDINGSBEKENDTGØRELSEN (MILJØMINISTERIET, 2012) VED DE FORSKELLIGE SCENARIER.

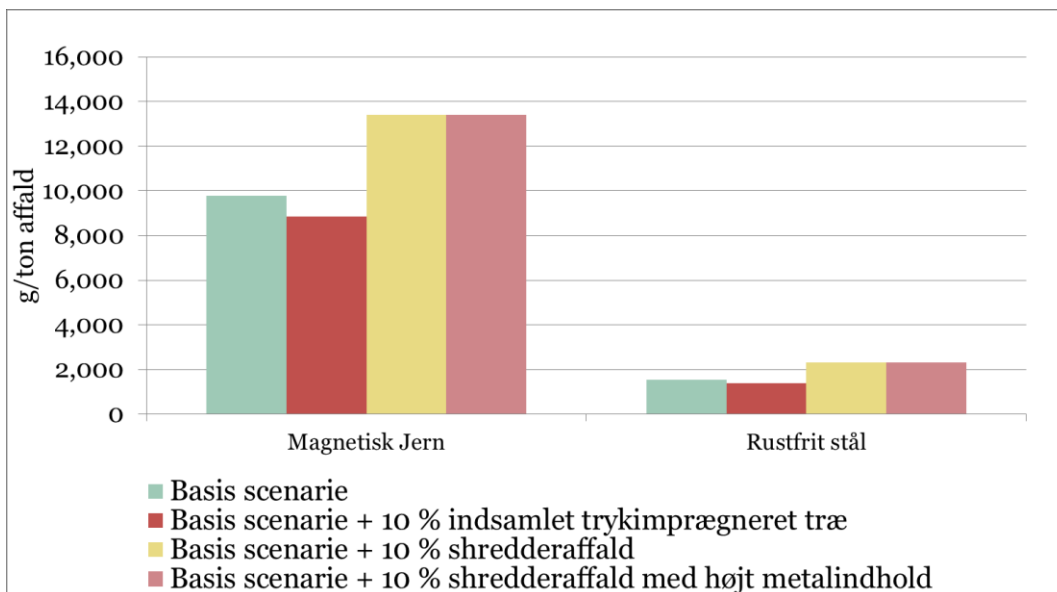
### 6.3 Udsortering af metaller

Den forventede udsortering af metaller fra slaggen for de fire scenarier er modelleret og ses i Figur 21 og Figur 22. Det ses umiddelbart, at der vil ske en markant større udsortering af metaller ved behandling af en større mængde shredderaffald, hvilket naturligvis skyldes det høje metalindhold i denne affaldstype. Det modsatte er tilfældet for scenariet med trykimprægneret træ, da denne affaldstype indeholder mindre mængde metal end det basisaffald, som den erstatter, og derfor falder den samlede metalgenanvendelse pr. ton i dette scenarie.



FIGUR 21 UDSORTERING AF IKKE-JERNHOLDIGE METALLER PR. TON AFFALD SENDT TIL FORBRÆNDING I DE FORSKELLIGE SCENARIER.

Forbrænding af shredderaffald vil lede til øget genanvendelse af alle de metaller, der udsorteres men mest markant er mængderne for Al, Cu, Zn, Fe og rustfrit stål. Mængderne er så markante, at det må forventes, at det kan betale sig at investere i at øge udsorteringseffektiviteten, når/hvis der behandles shredderaffald på et forbrændingsanlæg. Derfor er de anvendte sorteringseffektiviteter at betragte som konservative.



FIGUR 22 UDSORTERING AF JERNHOLDIGE METALLER PR TON AFFALD SENDT TIL FORBRÆNDING I DE FORSKELLIGE SCENARIER.

Sammenlignes den indkommende metalmængde til forbrænding med den mængde, der udsorteres fra slaggen, fås en total genanvendelseeffektivitet. Tabel 20 viser den totale genanvendelseeffektivitet for udsortering af metal fra slagge, når det indkommende affald indeholder 10 % shredderaffald.



**TABEL 20 MODELLERET TOTAL GENANVENDELSES EFFEKTIVITET. DVS. HVOR STOR EN PROCENTDEL AF DET INDKOMMENDE METAL I AFFALDET, DER FORVENTES MULIGT AT UDSORTERE TIL GENAVENDELSE FRA SLAGGEN**

<b>Metal</b>	<b>Total genanvendelses-effektivitet</b>
<b>Al</b>	76%
<b>Cr</b>	55%
<b>Cu</b>	76%
<b>Mo</b>	63%
<b>Ni</b>	62%
<b>Pb</b>	34%
<b>Sn</b>	46%
<b>V</b>	53%
<b>Zn</b>	36%
<b>Magnetisk Jern</b>	74%
<b>Rustfrit stål</b>	88%

Som det fremgår af Tabel 20 er der stor forskel på genanvendelseseffektiviteten for de forskellige metaller. Den totale genanvendelseseffektivitet er et samlet udtryk for, hvor meget der ikke går tabt i forbrændingsprocessen, slaggeudmadning eller slaggen, der sendes til nyttiggørelse.

#### **6.4 Slaggekvalitet**

Vurdering af slaggekvalitet sker i praksis ved måling af tungmetalkoncentration i henholdsvis faststoffet og eluat opsamlet ved en udvaskningstest. Resultaterne af disse tests bestemmer, om og hvordan slaggen må benyttes til konstruktionsformål.

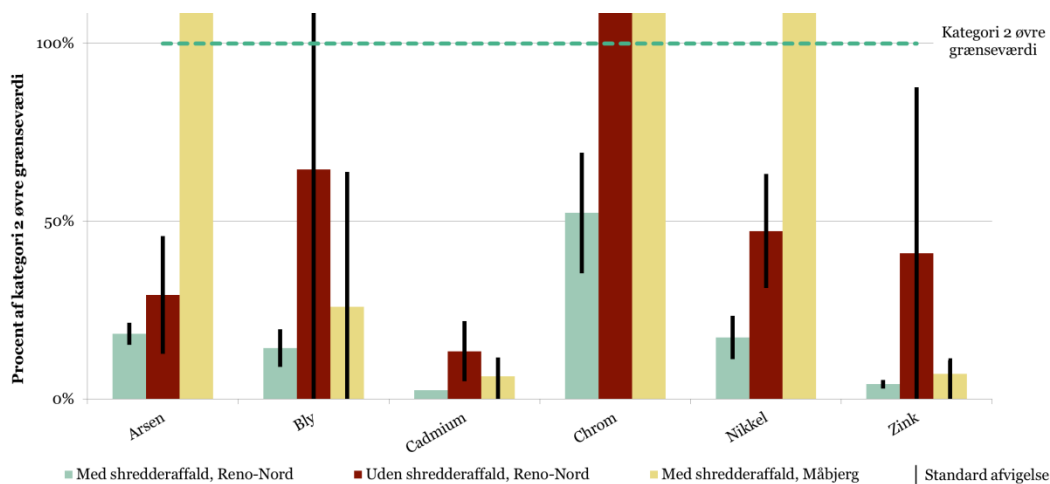
Modellering af tungmetalkoncentration i eluat er kompleks og ligger uden for projektets formål. Dette afsnit præsenterer dog resultater fra udførte slaggeanalyser på slaggeprøver, hvor der sammen med almindeligt affald er blevet brændt shredderaffald og indsamlet trykimprægneret affaldstræ.

Generelt er udvaskning fra metalliske emner lav, så længe der er tale om ikke-oxideret metal. Det fremhæves, at mange forhold påvirker udvaskningen, men at udvaskning primært fremkommer af de enkelte metalsalte. Som beskrevet i afsnit 3.1.4 er udvaskning af tungmetaller størst inden modning, ved en høj pH værdi af det udvaskede eluat. Udvasningen falder for de fleste salte voldsomt ved modningsprocessen som følge af karbonatisering og andre reaktioner. Udvasningen er derudover begrænset af opløseligheden, idet mange tungmetalsalte er tungtopløselige og derved stærkt bundet i slaggen. Opløseligheden påvirkes også af tilstedeværelse af andre lettere opløselige salte, såsom calciumsulfat (gips), ligesom andre forhold kan påvirke udvaskningen, eksempelvis kompleksbinding og indbinding i tungopløselige kombineret mineralsalte (Hyks, 2008).

Slaggeanalyser fra hhv. Reno-Nord og Måbjerg værket er i forbindelse med nærværende projekt blevet udleveret af Miljøstyrelsen og analyseret af Rambøll. Reno-Nord og Måbjerg værket er ved udarbejdelse af nærværende projekt de eneste danske anlæg, der har tilladelse til at brænde shredderaffald. Det har desværre ikke været muligt at fremskaffe slaggeanalyser fra Måbjergværket fra perioder, hvor shredderaffald ikke er blevet behandlet.

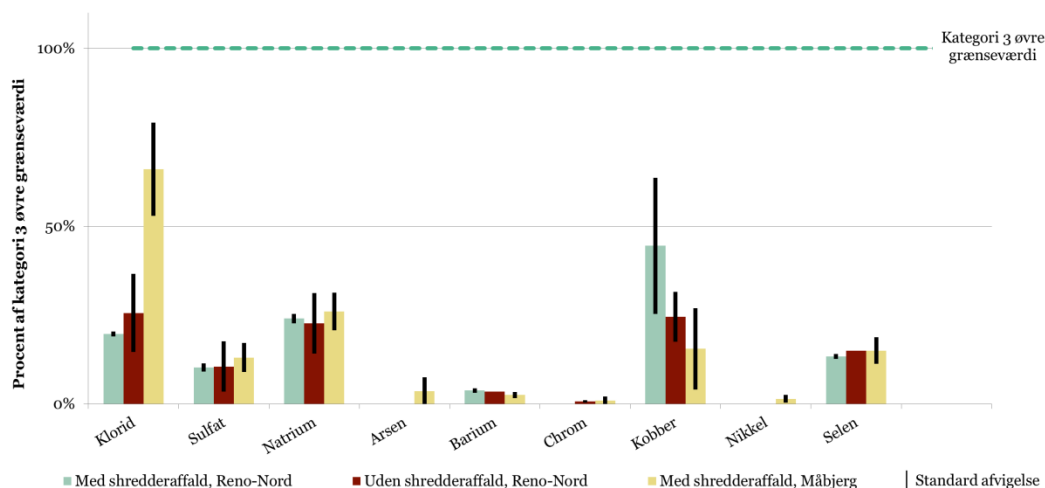
Til sammenligningen af slagge kvaliteten med og uden shredderaffald som en del af affaldsblandingen, sammenlignes koncentrationerne i forhold til de gældende grænseværdier i restproduktbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 2010).

Figur 23 viser den gennemsnitlige tungmetal koncentration i eluat, normaliseret med den øvre grænseværdi for kategori 2 slagge. Således præsenteres resultaterne af slaggeanalyserne ifht. det tilladelige for en kategori 2 slagge. Resultaterne bygger på en serie af analyser med og uden shredderaffald på Reno Nord og forbrænding med shredderaffald på Måbjerg værket. Endvidere er standardafvigelsen for hver tungmetalkoncentration vist.



**FIGUR 23 GENNEMSITLIGE KONCENTRATIONER I ELUAT IFHT. ØVRE GRÆNSEVÆRDI FOR KATEGORI 2 KLASIFICERING AF SLAGGE (JF. RESTPRODUKTBEKENDTGØRELSEN). VIST HHV. MED OG UDEN BEHANDLING AF SHREDDERAFFALD. SLAGGEDATA FRA (HANSEN, ET AL., 2014)**

Som det ses på Figur 23, er slaggen for nogle tungmetaller inden for kategori 2 klassificering. Figur 24 viser tungmetalkoncentrationen i eluat, normaliseret med den øvre grænseværdi for kategori 3 slagge. De tungmetaller der i Figur 23 overstiger kategori 2 grænsen er vist i Figur 24.



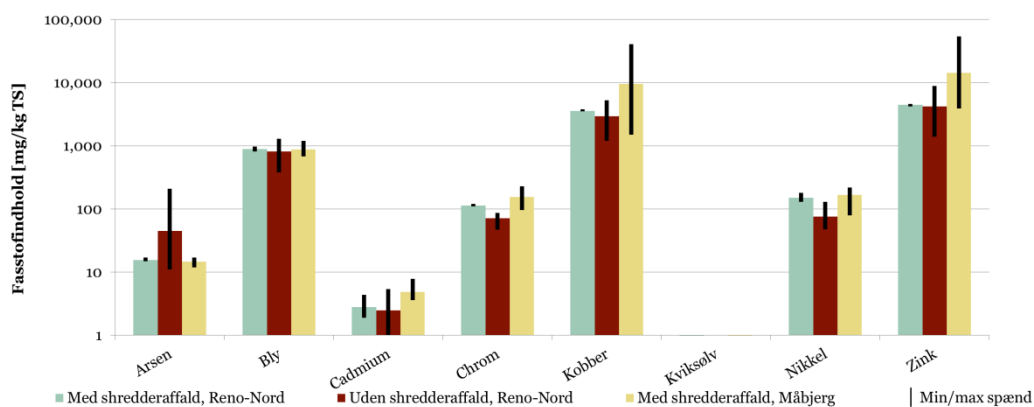
**FIGUR 24 GENNEMSITLIG RELATIV KONCENTRATIONER I ELUAT IFHT. ØVRE GRÆNSEVÆRDI FOR KATEGORI 3 KLASIFICERING AF SLAGGE (JF. RESTPRODUKTBEKENDTGØRELSEN). VIST HHV. MED OG UDEN BEHANDLING AF SHREDDERAFFALD. SLAGGEDATA FRA (HANSEN, ET AL., 2014)**

Som det ses af Figur 23 og Figur 24 er slaggen i alle tilfælde, mht. eluat, indenfor kategori 3 klassificering. Der ses ingen tendenser ved forbrænding med og uden shredderaffald. Endvidere opleves der for nogle tungmetaller kraftige udsving i koncentration, præsenteret ved den høje

standardafvigelse. Der er derfor ikke tegn på, at der sker en ændring i slaggens kvalitet, mht. eluat-koncentrationer, når der sammen med blandet affald brændes shredderaffald.

Det fremgår af prøveresultaterne fra Måbjerg, at pH-værdien fra de præsenterede slaggeprøver lå mellem 9,3-11, og således stadig middel til stærkt basisk. Det må således forventes, at tungmetalkoncentrationen i eluat (som præsenteret i Figur 23 og Figur 24) vil falde ved yderligere modning (som beskrevet i afsnit 3.1.4).

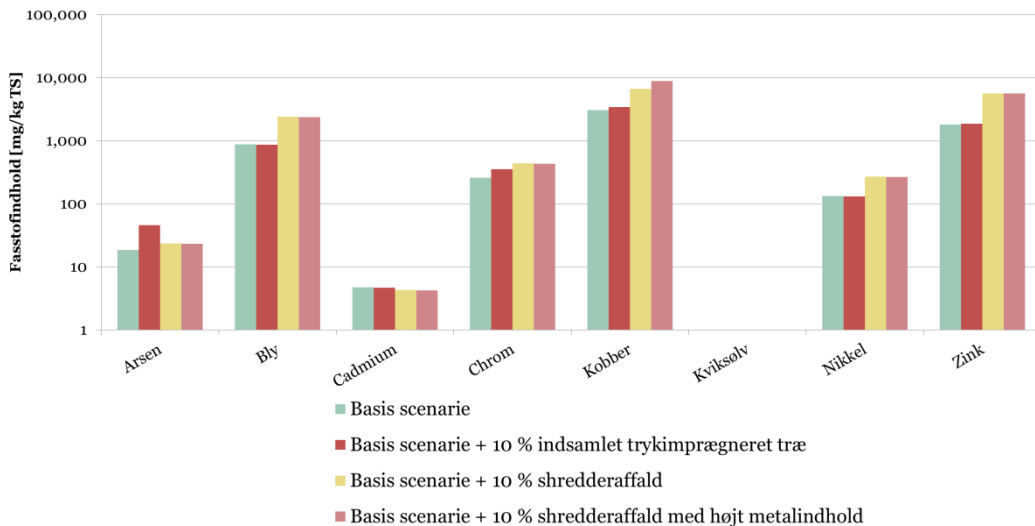
For faststofindhold findes der ingen øvre grænse for, hvor store mængder en kategori 2 eller 3 slagge må indeholde. Der findes kun en øvre grænse for hvad en kategori 1 slagge må indeholde. Faststofkoncentrationer fra slaggeprøverne med og uden shredderaffald er præsenteret ved Figur 25.



**FIGUR 25 FASTSTOFINDHOLD I SLAGGE FRA FORBRÆNDING MED OG UDEN SHREDDERAFFALD. SLAGGEDATA FRA (HANSEN, ET AL., 2014)**

Som det fremgår af Figur 25, sker der en svag forøgelse af den gennemsnitlige faststofkoncentration i slaggen ved forbrænding af shredderaffald for alle de viste metaller med undtagelse af arsen. Det kan dog ikke entydigt konkluderes at stigningen for disse metaller skyldes shredderaffald, grundet den store variation i målingerne, præsenteret ved det brede min/max spænd. Her bemærkes i særdeleshed de høje max værdier af kobber og zink i Måbjergs slaggeprøve, på hhv. 41.000 mg Cu/kg TS og 54.000 mg Zn/kg TS, svarende til 4,1 og 5,4 % af slaggens masse, hvilket er langt højere, end hvad der normal opleves jævnfør affaldssammensætningerne præsenteret i afsnit 2.

Til sammenligning med analyseresultaterne præsenteret i Figur 25, ses resultaterne fra den udarbejdede model i Figur 26.



**FIGUR 26 BEREGNET FASTSTOFINDHOLD I SLAGGEN EFTER METALUDSORTERING FOR DE FIRE SCENARIER**

Sammenlignes Figur 25 og Figur 26 ses der udmærket overensstemmelse mellem de beregnede faststofindhold samt dem oplevet i praksis.

Der er på Amager Ressource Center (tidligere Amagerforbrændingen) udført forsøg med at brænde shredderaffald. Forsøgene konkluderede blandt andet, at der trods højere kobberindhold i slaggen ikke var nogle tegn på at udvaskningen af kobber steg ved at brænde shredderaffald (Nedenskov, 2011).

Undersøgelser på Affaldplus i Næstved (tidligere FASAN) viste, at der på trods af højere faststofindhold ikke sås forhøjede koncentrationer af tungmetal i eluat ved ændringer i affaldssammensætning, herunder behandling af shredderaffald og trykimprægneret træ (Hyks, et al., 2009). Dette er ligeledes bekræftet ved ARCs undersøgelse (Nedenskov, 2011) og stemmer overens med det præsenterede i Figur 23 og Figur 24.

Der er blevet udført forsøg med dedikeret samt medforbrænding af trykimprægneret træ på Reno-Syd. Forsøgene med medforbrænding viste en vis øget udvaskning af tungmetaller. Det er af forfatterne bag projektet dog blevet bemærket, at slaggen ikke har været udsat for modning og derfor ikke er repræsentativ for slaggens kvalitet. Udvasningstesten viste dog, at slagge før modning lå indenfor kategori 3, jf. restproduktbekendtgørelsen (Teknologisk Institut, 2014).

Den højere tilstedeværelse af faststoffer uden tilhørende højere grad af udvaskning indikerer hovedsageligt, at der er tale om metaller på metallisk form. Dette stemmer overens med, hvad der kan forventes, idet shredderaffald har højt metalindhold, herunder højt kobberindhold, sammenlignet med almindelig blandet forbrændingseget affald.

Jf. slaggeanalyserne samt konklusioner i andre studier ses der ingen tegn på, at slaggen fra medforbrænding af shredderaffald og trykimprægneret træ skulle gøre slaggen mindre anvendelig, sammenlignet med slagge fra almindeligt blandet affald.

# 7. Perspektivering

Modelresultaterne præsenteret i afsnit 6, beskriver udelukkende, hvordan produkterne fra en forbrændingsproces ændrer sig som følge af ændringer i sammensætningen af det behandlede affald. Endvidere blev det undersøgt, hvordan mængden af metal, udsortet fra slaggen og genanvendt, ændrede sig.

I dette afsnit præsenteres de fundne resultater i forhold til de enkelte fraktioner. Således ses den absolutte ændring i øget metaludsortering til genanvendelse og slagge til nyttiggørelse, såfremt man vælger at hhv. shredder affald og indsamlet trykimprægneret træ fremover skal behandles på et dansk forbrændingsanlæg.

Tabel 21 viser bidraget ved at brænde hhv. et ton shredderaffald og et ton indsamlet trykimprægneret. Eksempelvis fremgår det af tabellen, at brændes et ton shredderaffald, vurderes det, at der udsorteres 18,6 kg kobber til genanvendelse.

**TABEL 21 BIDRAG TIL NYTTIGGØRELSE OG GENANVENDELSE VED AT BEHANDLE ET TON AF HHV. INDSAMLET, TRYKIMPRÆGNERET TRÆ OG SHREDDERAFFALD PÅ ET FORBRÆDINGSANLÆG.**

	Indsamlet trykimprægneret træ	Shredderaffald	Shredderaffald med højt metalindhold
kg/ton fraktion	bidrag	bidrag	bidrag
<b>Slagge til nyttiggørelse</b>	26,2	323,4	325,7
<b>Aluminium til genanvendelse</b>	0,2	7,4	13,0
<b>Magnetisk jern til genanvendelse</b>	0,5	46,2	46,2
<b>Kobber til genanvendelse</b>	0,0	18,6	32,6
<b>Andre metaller til genanvendelse</b>	0,0	17,8	17,8

Udover de materielle bidrag som præsenteret i Tabel 21, følger et bidrag til energiproduktionen udtrykt ved brændværdien af de enkelte fraktioner. Den bestemte brændværdi ses i Tabel 22.

**TABEL 22 BRÆNDVÆRDI AF FRAKTION**

	Indsamlet trykimprægneret træ	Shredderaffald	Shredderaffald med højt metalindhold
<b>Brændværdi [GJ/ton]</b>	11,38	11,24	11,15

Sammenfattes resultaterne præsenteret i Tabel 21 og Tabel 22 ses det, at trykimprægneret træ primært bidrager i form af øget energiproduktion. Askeindholdet i det indsamlede affaldstræ er lavt, hvilket afspejler sig i den tilhørende lave slaggeproduktion til nyttiggørelse.

Modellens resultater præsenteret i afsnit 6 forudses en svag stigning af nogle sporstoffer, såsom arsen, i både slagge og rengas. Forsøg i praksis har dog ikke kunne påvise ændringer i arsenkoncentration i slagge eller rengas ved forbrænding af trykimprægneret træ (Hyks, et al., 2009), (Teknologisk Institut, 2014).

Af et ton indsamlet, trykimprægneret træ med 192 g arsen (Tabel 11), forudsiger modellen, at der ved forbrænding overføres ca. 47 g til slaggen, 145 g til røggasaffaldet, og 0,03 g udledes med den rensede røggas. Under årtiers brug af træet har der formentlig været en udvaskning af arsen til miljøet af samme størrelsesorden som indholdet i det udtjente og brændte træ, hvis udvaskning op til 25 % ses i de første 2-4 år under brug (Miljøstyrelsen, 1998).

Det fremgår af Tabel 21 at forbrænding af shredder affald kan medføre store mængder metal, der kan udsorteres til genanvendelse. Endvidere ses det af Tabel 22, at shredderaffald er en fraktion med høj brændværdi, hvorfor der ligeledes er et væsentligt bidrag i form af øget energiproduktion. Shredderaffald er en affaldsfraktion med en høj askeandel, hvorfor der også ses et væsentligt bidrag til slaggeproduktion.

Som præsenteret i afsnit 6.4, er der ikke fundet undersøgelser der viser, at slaggens anvendelighed er negativt påvirket af medforbrænding af shredderaffald.

Som præsenteret i afsnit 2.5, er det i projektet anslået, at der i 2022 kan brændes 140.000 ton shredderaffald samt 30.000 ton er indsamlet trykimprægneret træ. Ved disse mængder fås et samlet bidrag som vist i Tabel 23

**TABEL 23 SAMLET BIDRAG VED ÅRLIG FORBRÆNDING AF 140.000 TON SHREDDERAFFALD OG 30.000 TON INDSAMLET, TRYKIMPRÆGNERET TRÆ.**

Ton/år	Indsamlet, trykimprægneret træ	Shredder affald	Shredder affald med højt metal-indhold
<b>Slagge til nyttiggørelse</b>	785	45277	45600
<b>Aluminium til genanvendelse</b>	7	1036	1816
<b>Magnetisk jern til genanvendelse</b>	16	6467	6467
<b>Kobber til genanvendelse</b>	1	2598	4565
<b>Andre metaller</b>	1	2487	2487

Jf. Tabel 23, vurderes det således, at der vil kunne udsorteres 12.600-15.300 ton metal ved at bringe shredderaffald til forbrænding, når der regnes med de i nærværende undersøgelse forudsatte metalindhold i shredderaffald og den beskrevne optimerede udsortering af metal fra slaggen.

Udover de store mængder metal og slagge som præsenteret i Tabel 23, vil der opleves en kraftig stigning i energiproduktion. Antages det at 140.000 ton shredderaffald og 30.000 trykimprægneret hvert år brændes, vil der produceres ca. 1.915 TJ energi. Dette svarer f.eks. omtrent til opvarmning af knap 56.000 lejligheder<sup>4</sup> eller den samlede fjernvarme forsyning i en by som Randers. Randers'

<sup>4</sup> Rambøll beregning ud fra gennemsnitlig varmemeforbrug for en 80 m<sup>2</sup> lejlighed (Frederiksberg Forsyning, 2014)

fjernvarmeselskab, Verdo Varme A/S, rapporterede 594 GWh = 2140 TJ i 2012 i henhold til Dansk Fjernvarmes statistik 2012/2013 (Dansk Fjernvarme, 2013).

Det kan ikke på baggrund af de fundne resultater eller betragtninger konkluderes, om det miljømæssigt set er en fordel eller ulempe at brænde trykimprægneret træ og shredderaffald. Dette kan kun vurderes ved at opbygge en udførlig livscyklusvurdering, hvor op- og nedstrøms effekter tages med i betragtningen. En livscyklusvurdering bør se på den øgede genanvendelse af metaller ved behandling af shredderaffald i stedet for deponi, substitueret energiproduktion ved forbrænding, emissioner ved forbrænding, udvaskning ved brug af slagge i forhold til udvaskning ved deponi mm.

Det bør ligeledes vurderes, om en større grad af udsortering af metaller, inden shredderaffaldet sendes til forbrænding, kan ske indenfor teknisk og økonomisk rimelighed. At metalindholdet i shredderaffald i dag er relativt højt (set i forhold til blandet affald), kan betragtes som et udtryk for, at det ikke er rentabelt for shredder anlæg at udsortere større mængde metal, end de gør i dag ved de aktuelle metalpriser.

# 8. Konklusion

Ressourcestrategien udstikker nye retningslinjer for de danske kommuners håndtering af affald og de lokale løsninger vil i fremtiden betyde, at affaldet, der skal bruges til energiudnyttelse, har en ændret sammensætning i forhold til i dag. Samtidigt initierer ressourcestrategien en proces imod øget energiudvinning af to fraktioner: shredderaffald og trykimprægneret træ. Begge fraktioner har et højt indhold af miljømæssigt problematiske sporstoffer, og shredderaffald indeholder betydelige mængder metal, som kan genvindes efter forbrændingsprocessen.

Alle de ovenstående tendenser peger i samme retning; mod mere metal i affaldet, der behandles på energianlæg. Miljøstyrelsen har derfor ønsket at få udarbejdet en udredning af, hvad dette øgede metalindhold (herunder indhold af miljømæssigt problematiske metalsalte) betyder for restprodukterne, den rensede røggas og mulighederne for genanvendelse/potentiale for genvinding.

Kortlægningen af konsekvenser for forbrændingsanlæg efter implementering af ressourcestrategien viser, at der ved uændret affaldsmængde til anlæggene er kapacitet til forbrænding af betydelige mængder af andet affald som for eksempel shredderaffald og affaldstræ, herunder trykimprægneret træ, forudsat at dette findes miljømæssigt acceptabelt.

Det forventes, at forbrændingsanlæggene vil kunne brænde ca. 140.000 ton/år af shredderaffald, hvor mængden primært er begrænset af tekniske årsager. Denne mængde svarer til ca. 5 % af den samlede brændte affaldsmængde. Shredderaffald har relativt højt indhold af metal, afhængig af den konkrete shredderproces.

Fyring med indsamlet trykimprægneret træ begrænses af den mængde, der indsamles på pt. ca. 30.000 ton/år, evt. med tillæg af deponeret trykimprægneret træ, som opgraves. Dette svarer til ca. 1 % af den samlede brændte affaldsmængde.

Ressourcestrategien forventes at indebære reduceret metalindhold i husholdningsaffald til forbrændingsanlæggene. Med tilførsel af de anførte mængder shredderaffald forventes gennemsnitsaffaldets indhold af metal imidlertid at være stort set uændret, hvad angår magnetisk metal (jern), mens indholdet af ikke-magnetisk metal, såsom aluminium og kobber, øges, primært på grund af indholdet i shredderaffald. Ændringer i andre affaldsstrømme vurderes at have begrænset betydning for gennemsnitsaffaldets metalindhold.

Til vurdering af indflydelsen af medforbrænding af henholdsvis indsamlet trykimprægneret træ, shredderaffald og shredderaffald med højt metalindhold, opstilles en række scenarier. Scenarierne er udgangspunktet for efterfølgende vurderinger.

- Basisaffald (blandet forbrændingseget affald)
- Basisaffald og 10 % indsamlet trykimprægneret træ
- Basisaffald og 10 % shredderaffald
- Basisaffald og 10 % shredderaffald med højt metalindhold

Ved forbrænding af 10 % indsamlet trykimprægneret træ sammen med basisaffald, ses en kraftig forøgelse af affaldsblandingens indhold af arsen i forhold til basisaffald alene, mens indhold af kobber og krom ikke adskiller sig væsentligt fra andet affald. Arsenindholdet i trykimprægneret træ



ender for størstedelen i restprodukter fra røggasrensning, og i begrænset omfang må slaggens indhold også påregnes forøget. Det er dog sandsynligt, at dette kun i mindre grad vil påvirke udvaskningen fra slagge.

Fuldskalaforsøg med trykimprægneret træ giver ikke grund til at forvente nogen væsentlig forøgelse af arsenemissionen med den rensede røggas. Der er imidlertid forskel på røggasrensningsanlæg, og det forøgede indhold i rågassen inden rensning berettiger til opmærksomhed om arsenindholdet i den rensede røggas. Det gælder især, hvor der på grund af lokale forhold er fastsat en særlig lav emissionsgrænseværdi for arsen grundet spredningsberegningerne (OML-beregninger).

Forbrænding af 10 % shredderaffald sammen med basisaffaldet resulterer i forøgede indhold af en række tungmetaller i slaggen, bl.a. kobber, bly og zink, set i forhold til basisaffaldet. Den største del af forøgelsen skyldes metaller, som for en stor del efterfølgende kan udsorteres fra slaggen. Der ses forøgede koncentrationer af nogle tungmetaller i slaggen, selv efter udsortering af metal, men faktiske målinger ved fuldskalaforsøg viser, at udvaskningen ikke påvirkes væsentligt. Indholdet af tungmetaller i restprodukter fra røggasrensning ved medforbrænding af shredderaffald forøges. I den rensede røggas, viser fuldskalaforsøg ingen forøgelse af tungmetalindhold i forhold til de variationer, som normalt iagttages.

For forbrændingsanlæg generelt gælder, at tungmetalindhold i evt. spildevand først og fremmest afhænger af teknologi og drift af renseanlæg. Variationer i affaldets tungmetalindhold spiller dermed en ubetydelig rolle. Derfor er der ikke grund til at tro, at der vil være problemer med overholdelse af udledningsgrænseværdier med spildevand som følge af medforbrænding af trykimprægneret træ eller shredderaffald.

Metal i affaldet vil i vid udstrækning genfindes som metal i slaggen, hvorfra det principielt kan udsorteres. Det vurderes realistisk, at der i 2022, samlet set, vil blive udsorteret ca. 90 % af slaggens metalindhold af både magnetisk metal (jern) og ikke-magnetisk metal.

Ved energiudnyttelse af 140.000 ton shredderaffald per år, vurderes det at shredderaffald vil bidrage med 12.600 ton metal til genanvendelse. Endvidere vurderes at energiudnyttelse af shredderaffaldet samt trykimprægneret træ (30.000 ton/år) vil kunne bidrage med ca. 1.900 TJ af energi, svarende omtrent til opvarmning af 56.000 lejligheder eller dækning af den samlede fjernvarmeleverance i en by som Randers.

# Referencer

**AFATEK** Møde med AFATEK. - 6. 9 2013.

**affald.dk** [Online]. - 2013. - <http://affald.dk/da/7-10/farligt-affald/artikler/414-impraegneret-rae-7-10.html>.

**Ahmed N., Wenzel H. og Hansen J. B.** Characterization of Shredder Residues generated and deposited in Denmark [Tidsskrift] // Waste Management 34. - 2014. - s. 1279-1288.

**Allegrini Elisa** Resource recovery from waste incineration residues, P.hD. thesis [Rapport]. - [s.l.] : DTU Environment, 2014.

**Astrup Thomas [et al.]** Residues from waste incineration, Final report PSO-5784 [Rapport]. - [s.l.] : Energinet.dk, 2010.

**Astrup Thomas og Christensen Thomas H.** Slagge fra affaldsbehandling – Status og udviklingsmuligheder år 2003 [Rapport]. - [s.l.] : Miljø & Ressourcer DTU, 2003.

**Astrup Thomas og Christensen Thomas Højlund** Waste incineration bottom ashes in Denmark. Status and development needs by 2003 (Slagge hvidbogen) [Rapport]. - [s.l.] : affald danmark & E&R DTU, 2005.

**Astrup Thomas, Riber Christian og Pedersen Anne Juul** Incinerator performance: effects of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues [Rapport]. - 2011. - s. 57-68.

**Baun D.L., Kamuk B og Avanzi P** Treatment of bottomash from Waste to Energy plants: overview and experiences. [Konference] // Sardinia Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. - Cagliari, Italy : [s.n.], 2007.

**Biganzoli Laura** Aluminum Recovery from MSWI Bottom Ash [Bog]. - Milano : Politecnico Di Milano, 2012.

**Bisailon Mattias [et al.]** Bränslekvalitet - Sammansättning och egenskaper för avfallsbränsle till energiåtervinning, Projektnummer WR-57 [Rapport]. - [s.l.] : WASTE REFINERY, 2013.

**Boldrin Alessio [et al.]** Life cycle assessment of shredder residue management [Rapport]. - Copenhagen : Environmental Protection Agency, 2014.

**Chandler A.J. [et al.]** Municipal solid waste incinerator residues. [Tidsskrift] // Elsevier Science B.V., Studies in Environmental Science 67. - 1997.

**Christensen Thomas H.** Solid Waste Technology & Management [Bog]. - [s.l.] : Blackwell Publishing Ltd., 2011.

**Clausen C.A. og Smith R.L.** CCA removal from treated wood by chemical, mechanical, and microbial processing. [Konference] // Proceedings of the 4th International Wood Preservation Symposium "The challenge-Safety and Environment". - Cannes-Mandelieu, France : [s.n.], 1998.

**Danmarks Miljøundersøgelser** Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 - Energinet.dk Miljøprojekt Nr. 07/1882 - Delrapport 5. Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006 [Rapport]. - Aarhus : Danmarks Miljøundersøgelser, 2010.

**Dansk Fjernvarme** Statistik 2012/2013, Benchmarking [Rapport]. - [s.l.] : Dansk Fjernvarme, 2013.

**Dansk Wikipedia** Grundstof [Online] // Wikipedia. - 2014a. - 14. 11 2014. - <http://da.wikipedia.org/wiki/Grundstof>.

**Dansk Wikipedia** Spændingsrækken [Online]. - 13. 11 2014b. - <http://da.wikipedia.org/wiki/Sp%C3%A6ndingsr%C3%A6kken>.

**EASETECH** Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies. - 2012.

**Fellner Johann, Cencic Oliver og Rechberger Helmut** A New Method to Determine the Ratio of Electricity Production from Fossil and Biogenic Sources in Waste-to-Energy Plants [Tidsskrift] // Environment, Science and Technology 41. - 2007. - s. 2579-2586.

**Frederiksberg Forsyning** [Online]. - 2014. - [http://www.frb-forsyning.dk/files/filer/varme/varmeforbrug\\_gennemsnit\\_frederiksberg.pdf](http://www.frb-forsyning.dk/files/filer/varme/varmeforbrug_gennemsnit_frederiksberg.pdf).

**Hansen Jette Bjerre [et al.]** Partnerskab for shredderaffald, Statusrapport efter 1. år, Miljøprojekt nr. 1467 [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2013.

**Hansen Jette Bjerre [et al.]** Partnerskab for shredderaffald, statusrapport efter 2. år [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2014.

**Hjelmar Ole [et al.]** Grundlag for nyttiggørelse af forurenede jord og restprodukter, Miljøprojekt, nr. 415 [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 1998.

**Hu G. [et al.]** Opdatering af videngrundlaget om teknologier til behandling af CCA-imprægneret træ, Miljøprojekt 1487 [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2013.

**Hu Y., Bakker M.C.M. og de Heij P.G.** Recovery and distribution of incinerated aluminum packaging waste [Konference] // Waste Management. - [s.l.] : Elsevier, 2011. - s. 2422-2430.

**Hyks Jiri** Leaching from municipal solid waste incineration residues [Rapport] : Ph.D. thesis. - [s.l.] : Department of environmental engineering, 2008.

**Hyks Jiri og Astrup Thomas** Influence of operational conditions, waste input and ageing on contaminant leaching from waste incinerator bottom ash: A full-scale study [Tidsskrift] // Chemosphere 76. - 2009. - s. 1178-1184.

**Høstgaard Jesper [et al.]** Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald, miljøprojekt nr. 1441 [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2012.

**ISWA** Management of Bottom Ash from WTE Plants [Tidsskrift]. - 2006.

**Kallesøe Jens** Recovery of resources in Bottom Ash [Konference] // DAKOFA, 28. august 2013. - 2013.

**KEZO/ZAR** Møde med KEZO/ZAR v. Fabian Bühler. - 2013.

**López-Delgado Aurora [et al.]** Quality of ferrous scrap from MSW incinerators: a case study of Spain [Tidsskrift] // Resources Conservation and Recycling. - 2004. - s. 39.

**Miljøministeriet** Affaldsforbrændingsbekendtgørelsen, Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald, BEK nr. 1451 af 20/12,. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2012.

**Miljøministeriet** Danmark uden affald - Genanvend mere forbrænd mindre. - Oktober 2013.

**Miljøministeriet** Restproduktbekendtgørelsen, Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenede bygge- og anlægsaffald, BEK nr 1662 af 21/12/2010. - [s.l.] : Miljøministeriet, 2010.

**Miljøstyrelsen** Affaldsstatistik 2012 [Rapport]. - København : Miljøstyrelsen, 2014b.

**Miljøstyrelsen** Danmark uden affald, Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018en [Rapport]. - 2014a.

**Miljøstyrelsen** Imprægneret træ, bilag 1.8 // Erhvervsaffald og udvalgte affaldsstrømme - Et debatoplæg. - Copenhagen : Miljøstyrelsen, 23. september 1998.

**Morf Leo S. [et al.]** Precious metals and rare earth elements in municipal solid waste – Sources [Tidsskrift] // Waste Management 33. - [s.l.] : Waste Management, 2013. - s. 634-644.

**Møller Jacob [et al.]** Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation, miljøprojekt nr. 1458 [Rapport]. - København : Miljøstyrelsen, 2013.

**Nedenskov Jonas** Forsøg med forbrænding af shredderaffald [Rapport]. - Copenhagen : Affald Danmark, 2011.

**Nurmii A.J. og Lindroos L.** Recycling of treated timber by copper smelter [Konference] // Proceedings from the 25th Annual Meeting of the International Research Group on Wood Preservation, IRG. - Stockholm, Sweden : [s.n.], 1994.

**Poulsen Pia Brunn, Westborg Susanne og Cramer Jesper** Forprojekt til analyse af shredderaffald - Miljøprojekt Nr. 1374 [Rapport]. - [s.l.] : Miljøstyrelsen, 2011.

**Rahbek Uffe [et al.]** Nyttiggørelse af trykimprægneret træ, Miljøprojekt Nr. 1207, 2008 [Rapport]. - København : [s.n.], 2007.

**Rambøll** Rambølls database for brændværdier og fysisk/kemisk sammensætning af enkeltfraktioner, ved Tore Hulgaard, Intern opgørelse [Rapport]. - 2014.

**Rambøll** Samlet forbrændingsanlægskapacitet og affaldsmængder i Danmark i dag og i fremtiden, ved Kahle, Kristian og Brinck, Kim [Rapport] : Internt notat. - 2013.

**Riber Christian, Astrup T og Christensen T.H.** Second generation methodology for chemical characterization of solid waste fractions [Konference] // 20th International Waste Management and Landfill Symposium. - Sardinia : CISA, 2007.

**Sabbas T. [et al.]** Management of municipal solid waste incineration residues [Tidsskrift] // Waste Management. - 2003. - s. 61-88.

**Solo-Gabriele Helena og Townsend Timothy** Disposal practices and management alternatives for CCA-treated wood waste [Tidsskrift] // Waste Manage Res. - 1999. - s. 378-389.

**Strømberg Birgitta** Handbook of fuels [Bog]. - Stockholm : VÄRMEFORSK Service AB, 2005.

**Teknologisk Institut** Forsøg med forbrænding af trykimprægneret træ på Reno-Syd. - 2014.

**Wasson Shirley J., Linak, William P. [et al.]** Emissions of Chromium, Copper, Arsenic, and PCDDs/Fs from open Burning of CCA-Treated wood [Tidsskrift] // Environ. Sci. Technol. 39. - 2005. - s. 8865-8876.

**Zhang Hua [et al.]** Leaching behavior of heavy metals from municipal solid waste incineration bottom ash and its geochemical modeling [Tidsskrift] // J Mater Cycles Waste Manag 10. - [s.l.] : Springer, 2008. - s. 7-13.

**Zhang Shunli [et al.]** Separation mechanisms and criteria of a rotating eddy-current separator operation [Tidsskrift] // Resources, conservation and recycling 25. - 1999. - s. 215-232.

## Bilag 1: Ordlister

### Kemiske betegnelser

Ord/forkortelse	Beskrivelse
Ag	Kemisk betegnelse for grundstoffet sølv
Al	Kemisk betegnelse for grundstoffet aluminium
As	Kemisk betegnelse for grundstoffet arsen
Au	Kemisk betegnelse for grundstoffet guld
Ba	Kemisk betegnelse for grundstoffet barium
Be	Kemisk betegnelse for grundstoffet beryllium
Br	Kemisk betegnelse for grundstoffet brom
C	Kemisk betegnelse for grundstoffet kulstof
Ca	Kemisk betegnelse for grundstoffet calcium
Cd	Kemisk betegnelse for grundstoffet cadmium
Cl	Kemisk betegnelse for grundstoffet klor
Co	Kemisk betegnelse for grundstoffet kobolt
Cr	Kemisk betegnelse for grundstoffet krom
Cu	Kemisk betegnelse for grundstoffet kobber
Fe	Kemisk betegnelse for grundstoffet jern
H	Kemisk betegnelse for grundstoffet brint
HCl	Kemisk betegnelse for gasarten klorbrinte (saltsyre)
Hg	Kemisk betegnelse for grundstoffet kviksølv
I	Kemisk betegnelse for grundstoffet jod
K	Kemisk betegnelse for grundstoffet kalium
Mg	Kemisk betegnelse for grundstoffet magnesium
Mn	Kemisk betegnelse for grundstoffet mangan
Mo	Kemisk betegnelse for grundstoffet molybdæn
N	Kemisk betegnelse for grundstoffet nitrogen (kvælstof)
Na	Kemisk betegnelse for grundstoffet natrium
Nb	Kemisk betegnelse for grundstoffet niobium
Ni	Kemisk betegnelse for grundstoffet nikkel
O	Kemisk betegnelse for grundstoffet oxygen (ilt), O <sub>2</sub> er gasarten ilt
P	Kemisk betegnelse for grundstoffet fosfor
Pb	Kemisk betegnelse for grundstoffet bly
S	Kemisk betegnelse for grundstoffet svovl
Sb	Kemisk betegnelse for grundstoffet antimon
Sc	Kemisk betegnelse for grundstoffet scandium
Se	Kemisk betegnelse for grundstoffet selen
Si	Kemisk betegnelse for grundstoffet silicium
SO <sub>2</sub>	Kemisk betegnelse for gassen svovldioxid
Sn	Kemisk betegnelse for grundstoffet tin
Ti	Kemisk betegnelse for grundstoffet titan
Tl	Kemisk betegnelse for grundstoffet thallium
V	Kemisk betegnelse for grundstoffet vanadium
W	Kemisk betegnelse for grundstoffet wolfram
Y	Kemisk betegnelse for grundstoffet yttrium
Zn	Kemisk betegnelse for grundstoffet zink
Zr	Kemisk betegnelse for grundstoffet zirkonium
Au	Kemisk betegnelse for grundstoffet guld

## Øvrige ord/forkortelser

Ord/forkortelse	Beskrivelse
Aske	Betydning 1: I en forbrændingskemisk brændselsanalyse er asken den del af et brændsel, som ikke kan brænde. Askeindholdet måles som den del, der bliver tilbage efter en udglødning til typisk 550 °C for biobrændsler (og affald). Betydning 2: Fra et forbrændingsanlæg er aske en fællesbetegnelse for slagge, flyveaske og kedelaske.
CCA	Træimprægneringsmidlet kromeret kobber arsenat (CCA=chromated copper arsenate), som har været anvendt til trykimprægnering og har været forbudt i Danmark siden 1997, især på grund af indholdet af arsen og krom.
CCA-træ	CCA-imprægneret træ
ECS	Eddy Current Separator, system til udsortering af ikke-jernholdige metaller.
Hovedkomponent	De grundstoffer, som optræder med forholdsvis stor andel (ikke nærmere defineret grænse)
Indsamlet, trykimprægneret træ	Indsamlingskategori for genbrugspladser mv. og omfatter alt træ, der er indsamlet under kategorien uanset den egentlige oprindelse af dette træ.
ISS	Induction Sorting System, system til udsortering rustfrit stål.
RGA	Røggasaffald: fællesbetegnelse for affaldet fra røgrensningsprocessen. RGA inkluderer således flyveaske, filter aske, gips, slam fra spildevandsrensning, etc. Renset skrubber vand indgår i nærværende analyser af massestrømme i RGA.
Rengas	Den rensede røggas som den udledes fra skorstenen.
Rågas	Den urensede røggas, dvs. som den foreligger i afgang fra ovn/kedel-systemet, inden den har passeret røggasrensingsanlægget.
RDF	Refuse Derived Fuel, dvs. brændsel udvundet fra affald ved udsortering af især den våde del af affaldet og større, genanvendelige emner. Importeret affald er typisk RDF.
Shredderaffald	Bred betegnelse for rest fra shredderprocessen efter udsortering af metal mm. i det omfang, som producenten har valgt. Betegnelsen omfatter både nyproduceret shredderaffald og tidligere deponeret shredderaffald, som evt. opgraves.
Sporstoffer	De grundstoffer, som optræder i forholdsvis lav koncentration (ikke nærmere defineret grænse)
Tungmetaller	Anvendes her som fællesbetegnelse for de grundstoffer (sporstoffer med deres kemiske forbindelser), der typisk tillægges miljømæssig betydning, ved at de indgår med grænseværdi for indhold i eller udvaskning fra slagge eller udslip til luft eller vand, dvs. As, Ba, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V, Zn Dette vel vidende at nogle af de oplistede grundstoffer ikke anses for tungmetaller (eller metaller i det hele taget) i kemisk forstand.
Trykimprægneret træ	Fællesbetegnelse for al trykimprægneret træ uanset det anvendte imprægneringsmiddel (dvs. ikke kun CCA-imprægneret træ)
TS	Tørstof. Forkortelsen indikerer at vand/fugt i materialet ikke er inkluderet – eller beregningsmæssigt fjernet.

## Bilag 2: Affaldssammensætninger benyttet i model

Tabellen nedenfor viser sammensætningen af affald i de fire scenarier benyttet i modellen

Scenarier	Enhed	Basis scenarie	Basis scenarie + 10 % indsamlet trykimprægneret træ	Basis scenarie + 10 % shredderaffald	Basis scenarie + 10 % shredderaffald med højt metalindhold
<b>Hovedkomponenter</b>					
Totalaske	mg/kg TS	203.719	186.347	229.272	231.709
S	mg/kg TS	2.275	2.098	2.104	2.104
F	mg/kg TS	148	-	133	133
Cl	mg/kg TS	8.653	7.822	8.585	8.585
Si	mg/kg TS	35.762	32.640	38.965	38.965
Al	mg/kg TS	11.172	10.160	13.320	14.021
Ca	mg/kg TS	23.338	21.269	23.465	23.465
Fe	mg/kg TS	17.389	15.738	26.198	26.198
K	mg/kg TS	2.480	2.312	2.563	2.563
Mg	mg/kg TS	2.412	2.217	2.832	2.832
Mn	mg/kg TS	234	217	312	312
Na	mg/kg TS	6.717	6.101	6.754	6.754
P	mg/kg TS	1.156	1.047	1.128	1.128
Ti	mg/kg TS	1.153	1.107	1.362	1.362
<b>Metaller/sporstoffer total (mineralsk og metallisk)</b>					
Ag	mg/kg TS	-	-	-	-
As	mg/kg TS	6,6	25,1	8,1	8
Au	mg/kg TS	-	-	-	-
Ba	mg/kg TS	368,0	344,2	523,1	523
Be	mg/kg TS	0,1	-	0,2	0
Cd	mg/kg TS	6,9	6,2	7,8	8
Co	mg/kg TS	6,3	5,7	8,3	8
Cr	mg/kg TS	89,1	101,3	173,5	174
Cu	mg/kg TS	1.429,4	1.356,3	3.843,1	5.579
Ga	mg/kg TS	-	-	-	-
Hg	mg/kg TS	1,2	1,1	1,2	1
Mo	mg/kg TS	1,9	1,8	6,4	6
Nb	mg/kg TS	1,5	-	1,5	2
Ni	mg/kg TS	52,1	47,0	120,1	120
Pb	mg/kg TS	370,8	335,8	899,9	900
Sb	mg/kg TS	31,0	28,0	38,7	39
Sc	mg/kg TS	0,3	-	0,4	0
Sn	mg/kg TS	63,0	-	86,8	87
Sr	mg/kg TS	90,6	-	114,5	-
V	mg/kg TS	8,2	7,6	11,7	-
W	mg/kg TS	11,3	-	21,6	-
Y	mg/kg TS	2,1	-	2,4	-
Zn	mg/kg TS	966,6	910,6	2.952,7	-
Zr	mg/kg TS	36,8	-	55,1	-

### Bilag 3: Kategorier i restproduktbekendtgørelsen

Tabellen nedenfor viser kategorierne defineret i BEK nr. 1662 af 21/12/2010, (Miljøministeriet, 2010).

	Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
<b>Faststofindhold [mg/kg TS]</b>			
Arsen	0 - 20	> 20	> 20
Bly	0 - 40	> 40	> 40
Cadmium	0 - 0,5	> 0,5	> 0,5
Chrom, total	0 - 500	> 500	> 500
Chrom (VI)	0 - 20	> 20	> 20
Kobber	0 - 500	> 500	> 500
Kviksølv	0 - 1	> 1	> 1
Nikkel	0 - 30	> 30	> 30
Zink	0 - 500	> 500	> 500
<b>Koncentration i eluat [µg/l]</b>			
Klorid*	0 - 150000	0 - 150000	150000 – 3.000.000
Sulfat	0 - 250000	0 - 250000	250.000 – 4.000.000
Natrium	0 - 100000	0 - 100000	100.000 – 1.500.000
Arsen	0 - 8	0 - 8	8-50
Barium	0 - 300	0 - 300	300 - 4000
Bly	0 - 10	0 - 10	10 - 100
Cadmium	0 - 2	0 - 2	2 - 40
Chrom, total	0 - 10	0 - 10	10 - 500
Kobber	0 - 45	0 - 45	45 - 2000
Kviksølv	0 - 0,1	0 - 0,1	0,1 - 1
Mangan	0 - 150	0 - 150	150 - 1000
Nikkel	0 - 10	0 - 10	10 - 70
Selen	0 - 10	0 - 10	10 - 30
Zink	0 - 100	0 - 100	100 - 1500
* Resultatet skal korrigeres for tilsat CaCl <sub>2</sub> i forbindelse med udvaskningstesten for jord.			



## Bilag 4: Overføringskoefficienter

Tabellen nedenfor viser hvilke kilder der benyttes til bestemmelse af overføringskoefficienter

Scenario	Basis scenario	Basis scenario + indsamlet trykimpregner et træ	Basis scenario + shredderaffald	Basis scenario + shredderaffald med højt metalindhold
<b>Hovedkomponenter, uorganiske</b>				
Totalaske	ingen referencer	ingen referencer	Ingen referencer	ingen referencer
S	1, 3, 4	1, 3, 4	1, 3, 4	1, 3, 4
F	1, 4	5	6	6
Cl	1, 3, 4	1, 3, 4	1, 3, 4	1, 3, 4
Si	4	5	6	6
Al	3, 4	5	6	6
Ca	2	5	6	6
Fe	2, 3, 4	5	6	6
K	4	5	6	6
Mg	2, 4	5	6	6
Mn	1, 2, 3, 4	5	6	6
Na	4	5	6	6
P	4	5	6	6
Ti	2, 4	5	6	6
<b>Metaller/sporstoffer total (mineralsk og metallisk)</b>				
Ag		5	6	6
As	1, 2, 3, 4	5	6	6
Au		5	6	6
Ba	2, 4	5	6	6
Be	4	5	6	6
Cd	1, 2, 3, 4	5	6	6
Co	1, 4	5	6	6
Cr	1, 2, 3, 4	5	6	6
Cu	1, 2, 3, 4	5	6	6
Ga		5	6	6
Hg	1, 2, 3, 4	1, 2, 3, 4	1, 2, 3, 4	1, 2, 3, 4
Mo	3, 4	5	6	6
Nb	4	5	6	6
Ni	1, 2, 3, 4	5	6	6
Pb	1, 3, 4	5	6	6
Sb	1, 2, 3, 4	5	6	6
Sc	4	5	6	6
Sn	1, 4	5	6	6
Sr	2, 4	5	6	6
V	1, 4	5	6	6
W	4	5	6	6
Y	4	5	6	6
Zn	1, 2, 3, 4	5	6	6

Zr	4	5	6	6
<b>Referencer</b>				
1	(Christensen, 2011)			
2	(Chandler, et al., 1997)			
3	(EASETECH, 2012)			
4	(Astrup, et al., 2010), blandet affald			
5	(Astrup, et al., 2010), trykimprægneret træ			
6	(Astrup, et al., 2010), shredderaffald			

Det bemærkes, at der for chlor og svovl er benyttet de samme overføringskoefficienter i alle scenarier. Dette skyldes, at overføringskoefficienterne i studiet (Astrup, et al., 2010) ikke er repræsentative mht. fordelingen til henholdsvis rengas og RGA. I dette sæt overføringskoefficienter overføres omtrent halvdelen af al hhv. chlor og svovl som rengas emission, hvilke ikke stemmer overens med de udførte rengas målinger. I og med at indholdet af chlor og svovl i både shredderaffald og trykimprægneret træ ligger under de tilsvarende indhold i basisaffaldet, må det forventes, at røggasrensingsanlægget vil have tilstrækkelig kapacitet til at fjerne langt størstedelen af chlor (HCl) og svovl (SO<sub>2</sub>) fra røggassen, som det er tilfældet i dag.

Endvidere er der i alle scenarier benyttet samme overføringskoefficienter for kviksølv (Hg). Dette skyldes ligeledes, at der ikke opleves en mærkbar ændring i kviksølv indhold i affaldet de forskellige scenarier og derfor ikke forventes nogen ændring i overførslen.

## Bilag 5: Beregnede udsorteringsgrader (baggrund)

De beregnede udsorteringsgrader er bestemt på baggrund af praktiske forsøg med eddy current separation af forskellige metaller. Figuren nedenfor viser deflektions længden for forskellige materialer ved forskellige omdrejningstal

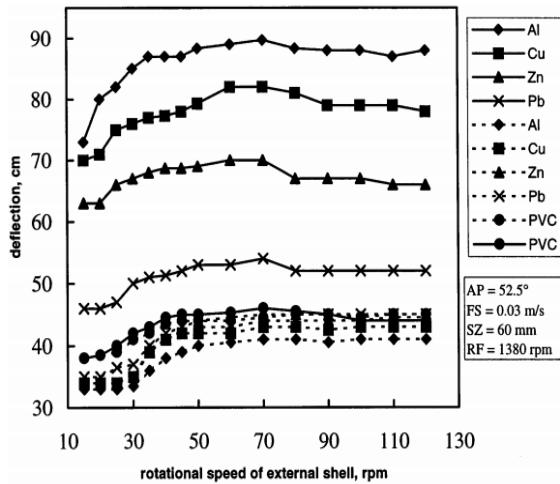
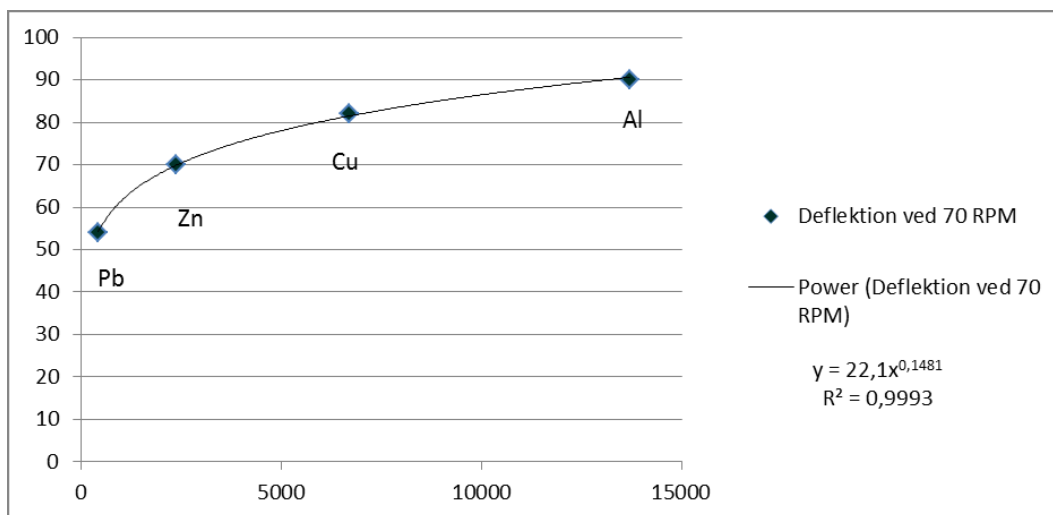


Fig. 6. Deflection as a function of rotational speed of both magnetic rolls and external shell,

Figuren viser Deflektion af forskellige metaller ved forskellige omdrejningstal af eddy current separatoren, fra (Zhang, et al., 1999)

Deflektionslængden ved omdrejningstallet 70 RPM benyttes for de listede metaller. Denne antages at være funktion af frastødningstallet, som er bestem ved hjælp af forholdet mellem metallets elektriske ledeevne samt densitet. Tendensen bestemmes som præsenteret ved figuren nedenfor.



Figur 2 viser deflektionen, jf. (Zhang, et al., 1999), som funktion af metallets frastødningstal

Tendensen antages at følge tendensen  $y=22,1*x^{0,1481}$ . Ved brug af denne sammenhæng estimeres deflektionslængden for de metaller, der ikke er omfattet af studiet.

Den relative deflektion bestemmes derefter for hvert enkelt metal, hvor Aluminium defineres ved relativ deflektion 1. Således fås for metallerne i fig. En relativ deflektion på hhv.  $Cu=0.899$ ,  $Zn=0,771$  og  $Pb=0,598$

Ved hjælp af den indbyrdes fordeling af de forskellige ikke-jernholdige metaller (fundet med modellen) samt det samlede potentiale af ikke-jernholdige metaller i slaggen, kan potentialet af hvert enkelt ikke jernholdigt metal beregnes.

Potentiale for hvert enkelt ikke-jernholdigt metal multipliceres med den relative deflektion for det pågældende metal samt multipliceret med konstanten A. Konstanten A påføres alle metaller.

Sidst justeres konstanten A iterativt, indtil at den samlede udsortering svarer til 90% af det samlede potentiale. Dette giver de separate udsorteringsgrader som præsenteret i Tabel 18.

## Bilag 6: Sammensætning af slagge i de fire scenarier

Tabellen nedenfor viser sammensætningen slagge i de fire scenarier

Scenarier	Enhed	Basis scenarie	Basis scenarie + 10 % indsamlet trykimprægneret træ	Basis scenarie + 10 % shredderaffald	Basis scenarie + 10 % shredderaffald med højt metalindhold
<b>Hovedkomponenter</b>					
S	mg/kg TS	4.851	4.891	3.988	3.941
F	mg/kg TS	559	-	447	442
Cl	mg/kg TS	5.754	5.686	5.073	5.013
Si	mg/kg TS	190.504	190.096	184.705	182.549
Al	mg/kg TS	59.894	59.533	63.157	65.774
Ca	mg/kg TS	115.771	115.322	103.217	102.012
Fe	mg/kg TS	92.447	91.480	124.878	123.420
K	mg/kg TS	8.780	8.961	8.163	8.067
Mg	mg/kg TS	11.326	11.393	11.969	11.829
Mn	mg/kg TS	1.163	1.182	1.405	1.389
Na	mg/kg TS	30.937	30.726	27.791	27.466
P	mg/kg TS	5.736	5.681	4.966	4.908
Ti	mg/kg TS	5.732	6.015	6.035	5.965
<b>Metaller/sporstoffer total (mineralsk og metallisk)</b>					
Ag	mg/kg TS	-	-	-	-
As	mg/kg TS	18	46	23	23
Au	mg/kg TS	-	-	-	-
Ba	mg/kg TS	1.854	1.899	2.396	2.368
Be	mg/kg TS	1	1	1	1
Cd	mg/kg TS	5	5	4	4
Co	mg/kg TS	31	31	38	37
Cr	mg/kg TS	429	533	776	767
Cu	mg/kg TS	7.349	7.634	18.156	26.261
Ga	mg/kg TS	-	-	-	-
Hg	mg/kg TS	0	0	0	0
Mo	mg/kg TS	10	10	29	28
Nb	mg/kg TS	7	7	6	6
Ni	mg/kg TS	259	256	560	553
Pb	mg/kg TS	1.303	1.293	3.342	3.303
Sb	mg/kg TS	78	77	108	106
Sc	mg/kg TS	2	2	2	2
Sn	mg/kg TS	299	294	371	367
Sr	mg/kg TS	414	408	484	479
V	mg/kg TS	41	41	53	52
W	mg/kg TS	51	50	93	92
Y	mg/kg TS	10	10	10	10
Zn	mg/kg TS	3.023	3.106	9.270	9.162
Zr	mg/kg TS	194	191	259	256

## Bilag 7: Sammensætning af RGA i de fire scenarier

Tabellen nedenfor viser sammensætningen af RGA i de fire scenarier. Talværdier er eksklusiv effekt af evt. tilsat absorbent, fx hydratkalk, og koncentrationer er udregnet som massestrøm af det respektive grundstof i forhold til askeindholdet.

Scenarier	Enhed	Basis scenarie	Basis scenarie + 10 % indsamlet trykimprægneret træ	Basis scenarie + 10 % shredderaffald	Basis scenarie + 10 % shredderaffald med højt metalindhold
<b>Absolutte mængder</b>					
Aske ekskl. evt. tilsat kalk	kg/ton affaldsblanding	20.37	18.63	22.92	22.92
<b>Hovedkomponenter</b>					
S	mg/kg TS	66.955	67.514	55.041	55.041
F	mg/kg TS	2.196	-	1.756	1.756
Cl	mg/kg TS	372.421	368.030	328.320	328.320
Si	mg/kg TS	40.898	40.693	37.145	37.145
Al	mg/kg TS	9.332	9.426	12.574	12.574
Ca	mg/kg TS	103.535	103.356	94.407	94.407
Fe	mg/kg TS	21.492	21.185	18.737	18.737
K	mg/kg TS	42.712	43.426	38.337	38.337
Mg	mg/kg TS	16.482	16.431	15.824	15.824
Mn	mg/kg TS	1.020	1.019	941	941
Na	mg/kg TS	51.278	50.879	44.472	44.472
P	mg/kg TS	5.114	5.070	4.504	4.504
Ti	mg/kg TS	5.015	5.249	5.089	5.089
<b>Metaller/sporstoffer total (mineralsk og metallisk)</b>					
Ag	mg/kg TS	-	0	-	-
As	mg/kg TS	156	930	143	143
Au	mg/kg TS	-	-	-	-
Ba	mg/kg TS	1.375	1.378	1.248	1.248
Be	mg/kg TS	1	1	1	1
Cd	mg/kg TS	295	292	304	304
Co	mg/kg TS	25	25	22	22
Cr	mg/kg TS	511	638	585	585
Cu	mg/kg TS	4.021	4.077	4.219	4.219
Ga	mg/kg TS	-	-	-	-
Hg	mg/kg TS	56	55	51	51
Mo	mg/kg TS	7	7	19	19
Nb	mg/kg TS	9	9	8	8
Ni	mg/kg TS	223	220	201	201
Pb	mg/kg TS	6.473	6.380	9.166	9.166
Sb	mg/kg TS	823	811	719	719
Sc	mg/kg TS	2	2	1	1
Sn	mg/kg TS	403	396	441	441
Sr	mg/kg TS	720	708	636	636
V	mg/kg TS	39	38	35	35
W	mg/kg TS	95	93	103	103
Y	mg/kg TS	11	11	10	10
Zn	mg/kg TS	20.232	20.903	45.352	45.352
Zr	mg/kg TS	62	61	75	75

## Bilag 8: Sammensætning af rengas i de fire scenarier

Tabellen nedenfor viser sammensætningen af rengas i de fire scenarier

Scenarie r	Enhed	Basis scenarie	Basis scenarie + 10 % indsamlet trykimprægneret træ	Basis scenarie + 10 % shredderaffald	Basis scenarie + 10 % shredderaffald med højt metalindhold
<b>Hovedkomponenter</b>					
S	mg/Nm <sup>3</sup>	4,0967062	3,7101288	3,7271980	3,7271980
F	mg/Nm <sup>3</sup>	0,1916297	-	0,1696025	0,1696025
Cl	mg/Nm <sup>3</sup>	2,4801013	2,2012171	2,4197977	2,4197977
Si	mg/Nm <sup>3</sup>	0,1458118	0,1288512	0,1290512	0,1290512
Al	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0455505	0,0402522	0,0403146	0,0403146
Ca	mg/Nm <sup>3</sup>	0,5285893	0,4671048	0,4678296	0,4678296
Fe	mg/Nm <sup>3</sup>	0,2089860	0,1846772	0,1849637	0,1849637
K	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0101104	0,0089343	0,0089482	0,0089482
Mg	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0098354	0,0086914	0,0087049	0,0087049
Mn	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0037102	0,0033460	0,0045760	0,0045760
Na	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0273860	0,0242005	0,0242381	0,0242381
P	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0047125	0,0041644	0,0041709	0,0041709
Ti	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0337983	0,0298669	0,0299133	0,0299133
<b>Metaller/sporstoffer total (mineralsk og metallisk)</b>					
Ag	mg/Nm <sup>3</sup>	-	-	-	-
As	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0011744	0,0016539	0,0010620	0,0010620
Au	mg/Nm <sup>3</sup>	-	-	-	-
Ba	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0065609	0,0057977	0,0058067	0,0058067
Be	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Cd	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0008758	0,0007774	0,0008657	0,0008657
Co	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0007089	0,0006283	0,0006572	0,0006572
Cr	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0023580	0,0023251	0,0026085	0,0026085
Cu	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0050134	0,0046405	0,0051108	0,0051108
Ga	mg/Nm <sup>3</sup>	-	-	-	-
Hg	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0035631	0,0031601	0,0035935	0,0035935
Mo	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Nb	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Ni	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0013560	0,0012003	0,0016530	0,0016530
Pb	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0060536	0,0053704	0,0145630	0,0145630
Sb	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0022692	0,0020078	0,0022300	0,0022300
Sc	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Sn	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0020901	0,0018470	0,0018498	0,0018498
Sr	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0032375	0,0028609	0,0028654	0,0028654
V	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0006569	0,0005805	0,0005814	0,0005814
W	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Y	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000
Zn	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0379385	0,0335256	0,0335776	0,0335776
Zr	mg/Nm <sup>3</sup>	0,0000000	0,0000000	0,0000000	0,0000000







### **Vurdering af metalholdigt affald til forbrænding**

I dette projekt afdækkes konsekvenserne for især slagge, når tilførslen af metalholdigt affald (metalimprægneret træaffald og shredderaffald) til forbrænding øges. Projektet er udført som et litteraturstudie, der har givet input til modellering af relevante scenarier for affaldets sammensætning. Denne sammensætning er herefter anvendt i en model, der beskriver effekten ved forbrænding og hermed muliggør en vurdering af potentialerne for genanvendelse af metaller og nyttiggørelse af slaggerne.



Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)