

Bränslekvalitet

- **Sammansättning och egenskaper
för avfallsbränsle till energiåtervinning**

Mattias Bisailon, Inge Johansson, Frida Jones, Jenny Sahlin

Bränslekvalitet
- Sammansättning och egenskaper
för avfallsbränsle till energiåtervinning

Fuel Quality
- Composition and properties
of waste fuel to waste-to-energy plants

Mattias Bisailon, Inge Johansson, Frida Jones, Jenny Sahlin

Projektnummer WR-57
År: 2013

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Sammanfattning

Styrmedel, nya insamlingssystem och förändrad konsumtion påverkar avfallssystemet och leder till förändringar i avfallshanteringen. Bland annat påverkas den avfallsfraktion som går till energiåtervinning – både med avseende på mängd och på sammansättning. Projektets syfte är att bedöma den framtida sammansättningen och egenskaper hos avfallsbränsle, både egenskaper hos svenskt och förväntat importerat avfallsbränsle. Därigenom kan man underlätta för verksamhetsutövare på avfallsmarknaden liksom för myndigheter att planera långsiktigt och anpassa sig.

Huvudslutsatser från projektet:

- Sammansättningen på svenskt avfallsbränsle ändras när främst mat- och plastavfall i restavfallet minskar som en följd av styrmedel och nya insamlingssystem. Effekten på avfallsbränslets egenskaper väntas dock bli liten, eftersom egenskaperna hos de förebyggda eller utsorterade materialen till viss del kompenserar för varandra med avseende på bland annat värmevärde och innehåll av fukt.
- De tekniska konsekvenserna av förändringarna i sammansättning väntas bli begränsade, så länge det handlar om långsamma och gradvisa förändringar. För en enskild anläggning det ha påverkan beroende på lokala variationer i kvalitet på avfallet och hur det fungerar i den specifika anläggningen.
- Med ett ökat förebyggande och källsortering av avfall i Sverige, finns ett behov av att finna andra avfallsbränslefraktioner. Behovet förstärks av en fortsatt byggnation av kapacitet för avfallsförbränning (kraftvärmeverk). Huvudalternativen i dag är främst import av sorterat avfallsbränsle från Storbritannien och förbränningstekniskt svårare bränslen som t.ex. Shredder light fraction (SLF, ”fluff”), monofraktioner, byggavfall och rötslam.
- En ökad andel förbränningstekniskt svåra bränslen gör att bränsleberedning och -blandning blir viktigare än idag, liksom övervakning, kontroll och beredskap för variationer som påverkar förbränningen.
- Analyser av avfallsbränsle från Storbritannien indikerar att det har hög kvalitet (t.ex. lågt innehåll av aska, klorider och zink.) i jämförelse med svenskt avfallsbränsle.
- Det bedöms viktigt att begära tydlig och fortlöpande kvalitetsdokumentation på avfallsbränslet som importeras för att undvika driftsproblem. För kvalitetssäkring rekommenderas även kravspecifikationer, mottagningskontroll, uppföljning samt dialog med avfallsleverantören.

Projektet har utförts genom datainsamling och modellberäkningar, samt diskussion och analys vid tre stycken workshops med projektgruppen. Måluppfyllelsen bedöms vara god och det har varit ett stort intresse för resultaten, som redan innan projektet är klart har efterfrågats av flera verksamhetsutövare, både inom och utanför projektet. Det har även varit ett internationellt intresse för projektet, som har presenterats på två internationella konferenser. Resultaten har därigenom redan god spridning.

Nyckelord: Avfallsbränsle, energiåtervinning, avfallsförbränning, kvalitet, systemanalys.

Summary

Policy instruments, changes in consumption patterns and waste collection systems affect the waste management system and leads to changes in waste treatment. Among other things, the waste fraction that goes to energy recovery is affected - both in terms of quantity and composition. The project aims to assess the future composition and characteristics of waste fuels, both characteristics of Swedish and expected imported waste fuel. This will help to facilitate the operator of the waste market as well as for authorities to plan ahead and adapt.

Key findings from the project:

- The composition of the Swedish waste fuel is changing, as mainly food and plastic waste in the residual waste is decreasing. The effect on properties of the waste fuel is, however, expected to be small, since the characteristics of the decreasing waste fractions materials to some extent compensate for each other with respect to calorific value and moisture content.
- With increased prevention and recycling of waste in Sweden, there is a need for finding other waste fuel fractions for energy recovery. The need is reinforced by the continued building of capacity for waste incineration with energy recovery. The current main options are mostly imports of sorted waste fuel from the UK and increased combustion of technically complicated waste fuels such as shredder light fraction (SLF), mono-fractions from industries, construction waste and sewage sludge.
- The technical implications of the changes in the composition are expected to be limited, so long as there are slow and gradual changes. For an individual plant, however, changes may have an impact, depending on local variations in the quality of the waste and characteristics of a specific plant.
- With an increased share of technically difficult waste fuels, pre-processing and mixing of waste fuels will become more important than today, as well as monitoring, control and attention for variations that affect the combustion process.
- Analyses of waste fuel from the UK indicate that it has high quality with regards to low content of ash, chlorides and zinc, in comparison with Swedish mixed waste fuel.
- For the future, it will be important to require clear and continuous quality documentation on imported waste fuels, in order to avoid operational problems. For quality assurance it is also recommended with specifications, acceptance test, tracking and dialogue with the waste fuel supplier.

The project has been carried out by data acquisition and modeling, as well as discussion and analysis in three workshops with the project team. The compliance rate is judged to be good and there has been considerable interest in the results, even before the project is completed, requested by several works votes practitioners, both within and outside the project. There has also been an international interest in the project, which has been presented at two international conferences. The results have thus already good spread.

Keywords: Waste fuel, energy recovery, waste-to-energy, systems analysis, fuel quality

Förord

Den här rapporten redovisar projektet *"Bränslekvalitet – Sammansättning och egenskaper för avfallsbränsle till energiåtervinning"*. Projektet har finansierats av Waste Refinery, Avfall Sverige, EON Värme AB, Renova AB, Fortum Värme AB och Sysav AB.

Avsikten är att slutrapporten, efter godkännande, kommer att publiceras i rapportserier både hos Waste Refinery och hos Avfall Sverige.

Inom projektet anordnades tre stycken workshops med representanter för deltagande finansiärer och projektpartners. Vid dessa tillfällen inhämtades dataunderlag samt diskuterades antaganden, erfarenheter, åsikter och reflektioner. Även projektets resultat och slutsatser har diskuterats vid en workshop. En slutredovisning av projektet kommer att ske vid ett arrangemang av Avfall Sverige under våren 2014.

Representanter för finansiärer och partners i projektet har varit:

Jakob Sahlén och Peter Flyhammar, Avfall Sverige
Eva-Katrin Lindman och Nadja Pilpilidou, Fortum,
Elisabeth Söderpalm, Martin Lindström och Henrik Nilsson, EON
Stig Edner och Tommy Nyström, Sysav
Lia Detterfelt och Peter Lundblad, Renova
Hans Söderberg och Tomas Karlsson, Stena Recycling
Mårten Eriksson, EFO

Därtill har ytterligare personer deltagit i workshoparna.

Samtliga påståenden, slutsatser och rekommendationer är författarnas ord.

Ett stort tack till alla deltagare som bidragit med kunskap, erfarenheter, åsikter, diskussioner och framförallt ett stort engagemang i frågan om sammansättning och egenskaper hos framtida avfallsbränsle. Tack även till EON, Fortum och Sysav, som stod som värdar för varsin workshop.

Jenny Sahlin, Profu, projektledare
Mölndal och Borås, december 2013

Inge Johansson, SP, projektledare

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMBESKRIVNING	1
1.2	SYFTE OCH MÅL	1
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
2	BAKGRUND	3
2.1	SAMMANSÄTTNING PÅ AVFALLSBRÄNSLE IDAG	3
2.2	DRIVKRAFTER FÖR FÖRÄNDRING	5
3	MATERIAL OCH METODER	9
3.1	WORKSHOPS	9
3.2	SIMULERING	10
4	RESULTAT: ERFARENHET AV SAMMANSÄTTNING PÅ IMPORTERAT AVFALL	12
4.1	IMPORT FRÅN STORBRITANNIEN	12
4.2	IMPORT FRÅN NORGE	17
5	RESULTAT: SCENARIER FÖR SAMMANSÄTTNING PÅ AVFALLSBRÄNSLE ÅR 2020	18
5.1	REFERENS 2020	18
5.2	STEG 1A – MINSKNING AV MATAVFALL TILL ENERGIÅTERVINNING	19
5.3	STEG 1B – MINSKNING AV ÅTERVINNINGSMATERIAL OCH TRÄAVFALL TILL ENERGIÅTERVINNING	21
5.4	STEG 2 – KOMBINATION AV STEG 1A OCH STEG 1B	22
5.5	STEG 3 – STEG 2 + KOMPENSERANDE IMPORT	23
5.6	STEG 4 – STEG 3 + KOMPENSERANDE IMPORT FÖR KAPACITETSÖKNING	24
5.7	EFTERFRÅGAN I EUROPA	25
6	RESULTAT: KONSEKVENSER AV IMPORT OCH FÖRÄNDRAD BRÄNSLE-SAMMANSÄTTNING	29
6.1	TRANSPORT OCH LAGRING	29
6.2	TEKNISKA KONSEKVENSER	31
7	RESULTAT: SORTERINGSTEKNIKER OCH STANDARDER FÖR AVFALLSBRÄNSLE AV TYPEN RDF/SRF	38
7.1	KLASSIFICERING AV RDF/SRF	38
7.2	SORTERINGSANLÄGGNINGAR	42
8	DISKUSSION	45
9	SLUTSATSER	48
10	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	50
11	LITTERATURREFERENSER	51

Bilagor

A WORKSHOP 1	55
B WORKSHOP 2	58
C WORKSHOP 3	61
D ORWARE-MODELLEN	63
E KVALITETSKRAV ENLIGT NÅGRA OLIKA LÄNDERS REGELVERK	65
F DATA FÖR MODELLERING AV ENSKILDA AVFALLSFRAKTIONER	67

1 Inledning

1.1 Problembeskrivning

Ett flertal olika faktorer påverkar avfallshanteringen. Det är exempelvis regelverk på EU-nivå, politisk vilja och myndigheternas styrmedel, men också den allmänna miljöopinionen. De styrmedel och mål som införs får i sin tur konsekvenser för aktörer på marknaden och för alternativ för avfallsbehandling. Avfallshierarkin ligger till grund för avfallshanteringen i Sverige och Europa. I Naturvårdsverkets nationella avfallsplan betonas vikten av att man vill röra sig uppåt i avfallshierarkin genom avfallsförebyggande, ökad materialåtervinning och biologisk behandling [1].

Beroende på hur väl man når uppsatta mål, kommer såväl mängderna som sammansättningen på den avfallsfraktion som går till energiåtervinning att förändras i framtiden. Utan tillräcklig kunskap om förändringarna kommer man att få problem, dels eftersom anläggningarna behöver anpassas tekniskt till nya förhållanden, och dels när man skall söka nya marknader för att finna avfallsbränsle.

Inom branschen för energiåtervinning av avfall finns därför ett behov av att undersöka hur den brännbara fraktionen kommer att förändras med de uppsatta målen och styrmedlen. Förändringen avser bland annat mängder, värmevärde, fukt, aska samt innehåll av icke brännbart material, t.ex. metaller vid förbränning av så kallad fluff, som har ökat.

Höjda mål för materialåtervinning och biologisk behandling tillsammans med en utbyggd kapacitet för energiåtervinning i Sverige leder till att man i framtiden kommer att behöva söka nya marknader för att finna avfallsbränsle, vilket kommer att importeras i större utsträckning. Redan nu undersöker företrädare för anläggningar att öka importen från bland annat Storbritannien, Irland och Italien. I dessa länder är det vanligare än i Sverige med centrala sorteringsanläggningar, där ett blandat avfall kan separeras i strömmar för material- respektive energiåtervinning, biologisk behandling och deponering.

Otillräcklig kunskap om funktionalitet och kapacitet hos dessa sorteringsanläggningar, och i förlängningen sammansättning och egenskaper hos de utsorterade bränslefraktionerna ger problem, eftersom den undergräver möjligheterna för aktörerna att anpassa sig till nya förutsättningar. Detsamma gäller förväntade ändringar på grund av styrmedel i ursprungsländerna, vilket också kommer att påverka det avfall som kan exporteras till Sverige.

1.2 Syfte och mål

Projektets syfte är att bedöma den framtida sammansättning och egenskaper hos avfallsbränsle till energiåtervinning och därigenom underlätta för verksamhetsutövare på avfallsmarknaden och myndigheter att långsiktigt planera och anpassa sig till dessa förändringar. Genom den ökade kunskapen kan projektet på lång sikt bidra till en miljömässigt förbättrad och mer ekonomiskt lönsam avfallshantering.

Målet är att bedöma hur det brännbara avfallet i Sverige kan påverkas vid uppfyllelse av mål och styrmedel inom avfallsområdet. Bedömningen görs med avseende på bland annat:

- avfallsmängder
- värmevärde
- innehåll av:
 - fukt,
 - icke-brännbart material t.ex. metaller från förbränning av fluff,
 - plast av fossilt ursprung,
 - aska,
 - andra utvalda ämnen som är problematiska av förbränningstekniska skäl (t.ex. klorider).

Dessutom är målet att undersöka sammansättningen på det brännbara avfallet som kan komma att importeras från andra länder, i allt större utsträckning.

Projektet har också som mål att bedöma hur resultaten påverkar förbränning med energiåtervinning och möjligheterna för import, med avseende på:

- prestanda, t.ex.
 - effektiv energiåtervinning,
 - pannans tillgänglighet med avseende på risk för oplanerade driftstopp och behov av underhåll
- pannkonstruktion,
- transport av avfallet,
- lagringsbarhet.

Resultaten bedöms vara mycket intressanta för energibolag, anläggningsägare, avfallsbolag, avfallsmäklare och leverantörer av utrustning för hantering och behandling av dessa avfallsfraktioner. Omställningen som initieras på det politiska planet ska hanteras och aktörer ansvarar för de anpassningar som kommer att behöva ske.

Resultaten kommer också kunna vara av intresse för kommuner och myndigheter, dels för att se vad som händer med restfraktionen om de når de uppsatta målen, men också för att se vilken typ av avfall som eventuellt kan komma att importeras för att behandlas i Sverige de kommande åren.

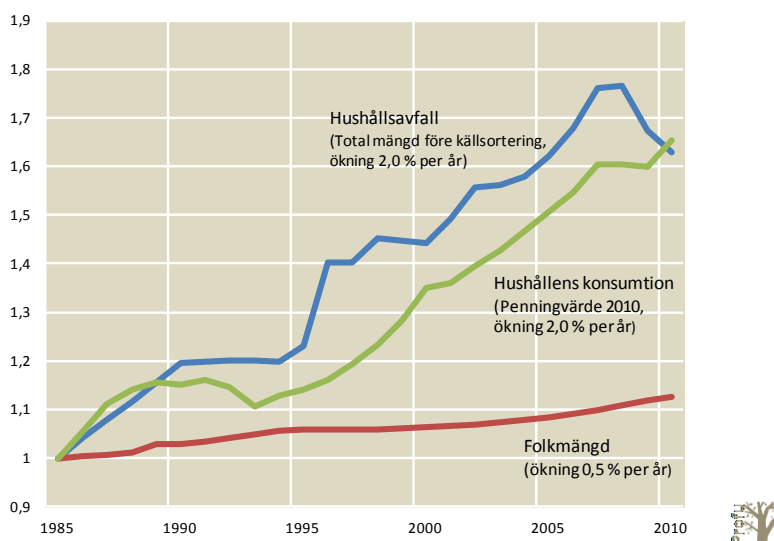
1.3 Avgränsningar

Projektet avgränsas till de brännbara avfallsfraktioner som bedöms vara intressanta för energiåtervinning i Sverige. Detta kan vara brännbara hushållsavfallsfraktioner, blandat brännbart verksamhetsavfall, fluff, slam och rejekt från plaståtervinning.

2 Bakgrund

2.1 Sammansättning på avfallsbränsle idag

Tidigare publicerat arbete ger en översiktlig bild av sammansättningen på det brännbara avfallet, både vilka typer av avfall det består av och den kemiska totalsammansättningen [2]-[6]. Det som saknas är ett helhetsgrepp där både utvecklingen av mängder och sammansättning av det kvarvarande avfallet studeras, samt en analys av konsekvenser. Man kan konstatera att konsumtionen generellt sett förändrats och ökat vilket påverkat både mängden uppkommet hushållsavfall (jämför t.ex. Figur 1 som illustrerar utvecklingen 1985-2011) och dess sammansättning.



Figur 1. Utvecklingen för mängden uppkommet hushållsavfall, hushållens konsumtion och folkmängden under perioden 1985-2011 (källa: Profu, baserat på statistik från RVF/Avfall Sverige och SCB). Index 1 = nivån 1985.

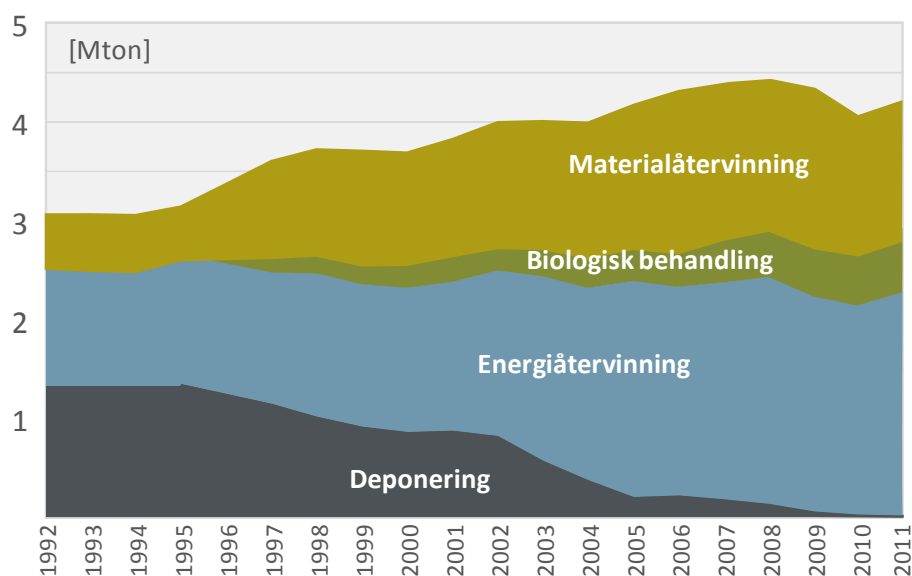
Figure 1. The development of municipal solid waste generation, household consumption, and population during 1985-2011 (source: Profu, based on statistics from RVF/Avfall Sverige – Swedish Waste Management and SCB). Index 1 = the levels 1985 (in Sweden).

En tydlig sådan effekt är att matens kostnad minskat som andel av hushållens utgifter vilket minskat den ekonomiska betydelsen av att slänga mat. Utvecklingen hänger också samman med produktutveckling som t ex gjort plast till ett viktigare förpackningsmaterial. Pågående arbete inom forskningsprojektet ”Indikatorer för en resurseffektiv avfallshantering – Verktyg för att mäta och följa upp utvecklingen för avfallshanteringen” (WR53) visar att det finns en koppling framförallt mellan mängden uppkommet hushållsavfall och hushållens varukonsumtion.

Mängd och sammansättning av avfall som går till energiåtervinning har också förändrats, och påverkats av styrmedel och utbyggnad av andra behandlingsalternativ såsom materialåtervinning och biologisk behandling. I Figur 2 illustreras hur behandlingen av hushållsavfall utvecklats under perioden 1992-2011.

Materialåtervinning har ökat kraftigt till följd av producentansvaret för förpackningar och tidningar, samtidigt som deponeringen minskat till en mycket låg nivå på grund av deponiskatt och deponiförbud. Vidare har biologisk behandling ökat gradvis. Energiåtervinning har ökat och övertagit deponeringens roll att ta hand om det avfall som återstår efter förebyggande utsortering till övriga behandlingsalternativ.

Kvalitativt innebär detta att blandade restfraktioner som tidigare gick till deponering nu går till förbränning medan både brännbara materialslag (plast- och pappersförpackningar samt returpapper) och materialslag med lågt eller inget energivärde (matavfall, glas- och metallförpackningar) nu i större grad sorteras ut ifrån mängderna till energiåtervinning.



Figur 2. Behandling av hushållsavfall under perioden 1992-2011 (källa: Profu baserat på statistik från RVF/Avfall Sverige).

Figure 2. Treatment of municipal solid waste during 1992-2011 (source: Profu, based on statistics from RVF/Avfall Sverige – Swedish Waste Management).

Statistiken för verksamhetsavfall är sämre än för hushållsavfall, vilket gör det svårt att undersöka trender. En aktör inom projektet har dock studerat utvecklingen av sammansättningen för utsorterat avfallsbränsle från svenskt verksamhetsavfall under perioden 2000-2011.

Det utsorterade avfallsbränslet, som domineras av papper, trä och plast, ska följa vissa kravspecifikationer gällande bland annat sammansättning och egenskaper, men dessa krav innehåller ganska stora frihetsgrader under vilken sammansättningen kan tolereras att variera. I undersökningen konstaterades att andelen trä tydligt minskat under perioden medan andelen papper och textil tydligt ökat. Samtidigt låg andelen plast relativt konstant. En möjlig förklaring till detta kan vara att marknaden och efterfrågan för utsorterat trä (sk RT-flis) ökat markant under denna period, vilket kan ha fått effekt både på inkommande avfall till bränsleberedning och hur denna utförs.

När det gäller avfall från andra länder, så finns det en del gjort kring miljöeffekter av denna hantering [7]-[12]. Ett samarbete mellan svenska aktörer på importmarknaden har givit riktlinjer för kravspecifikationer [10]. Kopplingen till vilka olika avfallskvaliteter som olika länder kan tänkas exportera och till vilket behov som finns i Sverige avseende mängd och sammansättning är däremot inte utredd.

Egenskaperna för avfallet till energiåtervinningen beror av vilken mix som förbränns. I projektet ”Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige” (härefter kallat C14-projektet) [4] presenteras resultaten från den senaste studien med den mest kompletta analysen av det svenska avfallsbränslets egenskaper. Projektet drevs under 2011 och i fokus var att bestämma andelen fossilt kol i det avfall som förbränns i Sverige. Man gjorde även analyser på andra bränsleegenskaper såsom effektivt värmevärde, fukthalt och innehåll av tungmetaller. Som grund för analyserna låg totalt 42 stycken bränsleprov (sex prov vardera från sju geografiskt separerade förbränningsanläggningar i Sverige). Metoder för provtagning och kemisk analys presenteras i projektrapporten [4].

Resultaten från C14-projektet visade att huvudparametrar såsom kol, syre och väte uppvisar en relativ standardavvikelse som är mindre än 10 % och det samlade effektiva värmevärdet på alla prover uppmättes till 11 MJ/kg. För fossilinnehållet så var slutsatsen att de fasta bränsleproverna i genomsnitt innehöll 36 % fossilt kol. Tabell 1 visar medelvärden från några utvalda parametrar från projektet, kompletta analysresultat visas i projektrapporten [4]. Rörande den fossila kolandelen studerades denna även med tre andra metoder i projektet. Huvudslutsatsen från alla fyra metoderna var att den fossila kolandelen utgör ungefär en tredjedel.

Tabell 1. Medelvärden från projektet ”Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige” [4]

Table 1. Average values from the project ”Determination of the fossil carbon content in combustible solid waste in Sweden” [4]

Parameter	Medelvärde
Eff värmevärde (MJ/kg)	10,8
Fukthalt (%)	38
Fossil kolandel (%)	36
Aska (% av TS)	21
Klor (% av TS)	0,78
Kalium (% av TS)	0,36
Zink (mg/kg TS)	1 131

2.2 Drivkrafter för förändring

Politisk vilja, strategier från myndigheter, våra konsumtionsmönster samt den allmänna miljöopinionen påverkar alla avfallssystemet i Sverige. Därtill kommer viljan från fjärrvärmebolagen att producera fjärrvärme och el till en låg kostnad, med en bedömd liten miljöpåverkan. Ökad materialåtervinning, förebyggande av avfall, deponiförbud och sortering av matavfall är alla områden som prioriteras, och det finns mål och delmål inom dessa områden. Strävan från de olika aktörerna att uppnå uppsatta mål kommer att påverka mängden och sammansättningen på det avfall som återstår till förbränning i framtiden.

Konkret så förordar Naturvårdsverket i den nationella avfallsplanen att man inom avfalls-systemet skall gå uppåt i avfallshierarkin [1]. Tillsammans med befintliga miljömål om ökad utsortering till biologisk behandling samt kommande etappmål om ökad återanvändning och materialåtervinning, påverkas den avfallsfraktion som går till förbränning med energiåtervinning. Beroende på hur väl målen uppnås, kommer såväl mängder som sammansättning på det brännbara avfallet att påverkas. Detta ställer i sin tur krav på anläggningsägarna att genomföra tekniska anpassningar av anläggningarna till nya förhållanden, men också att titta på nya marknader när det gäller att energiåtervinna avfall.

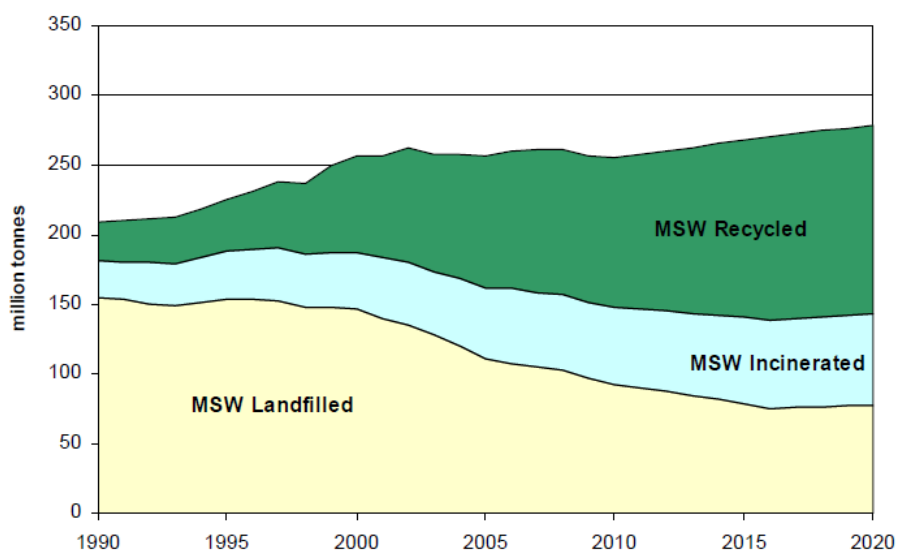
Avfallsbränsle utgör idag ca 16 % av produktionen av fjärrvärme i Sverige [13]. Energin kommer fortsatta att behövas i fjärrvärmesystemen, även om den långsiktiga prognosen visar ett minskat värmebehov till följd av energibesparingar och ökning av konkurrerande uppvärmningsformer [14].

En övergripande bild över hur styrmedlen kan påverka de brännbara mängderna finns redovisat i tidigare publicerade studier över kapaciteten och utvecklingen för svensk avfallsförbränning [15].

Avfallssystemen förändras även utanför Sverige. I Europa förändras avfallshanteringen, bland annat drivet av EUs deponeringsdirektiv (1999/31/EG). Nuläget för såväl avfallsgenerering som avfallshantering varierar dock kraftigt mellan olika länder. Figur 3 visar hantering av MSW i EU-27 samt Norge och Schweiz. Figuren visar både en historisk utveckling samt en prognos, och är gjord av ETC/SCP (2011)[8]. Det underliggande materialet i studien visar på stora skillnader mellan länderna.

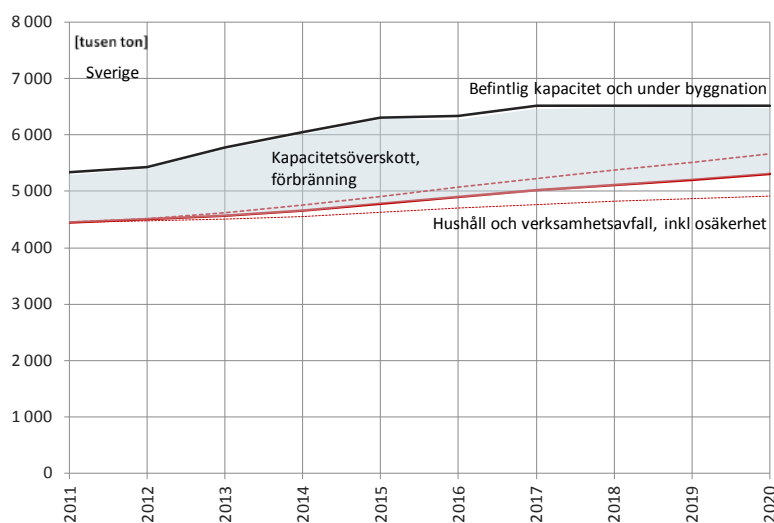
Skillnaderna mellan länderna är extra intressant ur perspektivet att betydande mängder Europeiskt avfall väntas importeras till energiåtervinning i Sverige i framtiden. En prognos för behovet av att importera avfall om man skall fylla kapaciteten i de svenska avfallsförbränningsanläggningarna visas i Figur 4 [15]-[16]. Figuren är en jämförelse mellan framtida kapacitet för avfallsförbränning och tillgängliga mängder avfall efter uppfyllelse av befintliga mål för materialåtervinning och biologisk behandling. En osäkerhet för avfallsmängderna markeras med streckade linjer. Osäkerheten avser variation i den ekonomiska tillväxten, som påverkar avfallsmängdernas. Ytterligare osäkerhet råder också hur väl mål för materialåtervinning och biologisk behandling nås i framtiden. Detta framgår inte i figuren, men beskrivs ingående i [15].

Nyligen avslutades ett Waste Refineryprojekt om drivkrafter och förutsättningar för import av avfallsbränsle till Sverige [16]. Man ser att import av avfallsbränsle hittills mest skett från Norge, och mindre mängder från bland annat Storbritannien, Finland, Irland och Skottland. En viktig förutsättning för import är dock att alternativkostnaden för avfallsbehandling i avsändarlandet är tillräckligt hög för att täcka tillkommande transportkostnad, balning och mottagningsavgift i Sverige. Idag är alternativkostnaden inte tillräckligt hög till exempel i Polen och i de baltiska länderna.



Figur 3. Prognos för behandling av MSW i EU-27 samt Norge och Schweiz, givet nu införda styrmedel samt utvärderade ifrån historiska trender för respektive land. Baseline scenario hämtad från ETC/SCP (2011) [9].

Figure 3. Prognosis for MSW treatment in EU-27, Norway, and Switzerland, given on new control measures and evaluated based on historic data from each country. Baseline scenario from ETC/SCP (2011) [9].



Figur 4. Prognos för importbehov av avfall till förbränning till år 2020. Jämförelse mellan planerad kapacitet för förbränning och avfallsmängder efter källsortering till materialåtervinning och biologisk behandling. Framtagen i projektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" [16] och uppdaterad med avseende på nyttillkomna planer för detta projekt.

Figure 4. Prognosis for need of import of waste fuels for energy recovery until year 2020. A comparison between planned capacity for combustion, and waste amounts after source separation for material recycling and biological treatment. The figure is from the project "Perspectives on future waste treatment" [16] and updated for this project.

I Sverige dominerar avfallsförbränning i rosterpannor eller fluidbäddar för termisk behandling av avfall. Sverige har också valt källsortering som det primära sättet för fraktionering av avfall. Vid de flesta (roster-)anläggningar sker därför en relativt liten förbehandling.

I flera europeiska länder (t.ex. Tyskland, Italien, Storbritannien och Österrike) har man i kombination med källsortering av olika grad, även valt att satsa på centrala sorteringsanläggningar som ger produkter för olika ändamål: materialåtervinning, energiåtervinning och/eller biologisk behandling [11]-[12]. En del av det avfall från andra länder som under de närmaste åren kommer energiåtervinnas i Sverige kommer att vara produkter från sådana anläggningar.

3 Material och metoder

3.1 Workshops

Inom projektet anordnades tre stycken workshops med deltagande projektpartners. De tre workshoparna var geografiskt spridda över Sverige för att underlätta för fler deltagare att medverka. De ordnades vid tre stycken förbränningsanläggningar vilket gav möjlighet för personal med olika arbetsuppgifter och erfarenheter att delta i diskussionerna.

De tre workshoppen hade varsitt tema som diskussionerna anpassades efter:

Workshop 1: *Trender, viktiga parametrar och tekniska konsekvenser för kraftvärmeverk/ värmeverk*

Workshop 2: *Importerat avfallsbränsle - Framtidens sammansättning och kvalitet*

Workshop 3: *Resultaten från erfarenhetsinsamlingen och simuleringarna*

Arbetsgången vid workshoparna var att det inledningsvis presenterades projektupplägg, inriktning och bakgrundsmaterial för det tema workshopen behandlade. Utifrån detta formulerades diskussionsfrågor som diskuterades i mindre grupper och resultaten av dessa diskussioner lyftes sedan i storgrupp. Gruppernas sammansättning ändrades till viss del under de olika diskussionerna.

Vid första workshopstillfället presenterades resultat på ett referensfall (baserat på projektet ”Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige” Avfall Sverige 2012:02) från beräkningsmodellen som ett utgångsläge i sammansättningen av svenskt avfallsbränsle. Utifrån detta fall fick de deltagande anläggningarna specificera vilka parametrar som var av intresse för projektets beräkningsmodellering att fokusera på med tanke på möjliga tekniska konsekvenser som kan uppstå om bränslet förändras.

Den andra workshopen fokuserade på erfarenheter från import av avfallsbränslen fram till denna tidpunkt. Diskussionerna rörde vilka länder som är vanligt förekommande idag, vilka länder man ser som kandidater till framtida import, samt svårigheter och utmaningar med att importera avfallsbränslen. Vid workshopen påbörjades också insamling av erfarenhetsdata från projektdeltagarna för underlag till beräkningsmodellen.

Vid den tredje workshopen presenterades det insamlade dataunderlaget och de resultat som beräkningsmodellen visade. Resultaten och deras påverkan på framtidens import låg till grund för diskussionerna.

Diskussionerna under workshopparna och insamlad data i samband med dem ligger till grund för många av resultaten presenterade i avsnitt 4-6. Korta sammanfattningar från workshopparna finns i Bilaga A, B och C.

3.2 Simulering

För simulering av effekten av olika förändringar på avfallsbränslets egenskaper användes beräkningsmodellen ORWARE. ORWARE är en modell för utvärdering av miljöpåverkan från hantering av avfall. Modellen kan hantera både fasta och flytande, organiska och oorganiska avfall från olika källor. Grunden för modellering av avfallshantering i ORWARE är att de avfallslag som hanteras kan beskrivas på elementnivå, dvs. deras sammansättning av näringsämnen, kol, föroreningar som tungmetaller etc.

ORWARE-modellen har utvecklats sedan början av 1990-talet. Utvecklingen startade som ett forskningssamarbete mellan Kungliga tekniska högskolan (KTH), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), JTI-Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik (JTI) samt IVL Svenska Miljöinstitutet. Utvecklingsarbetet ledde till en rad forskningsartiklar, avhandlingar och större studier. Numera används och vidareutvecklas modellen främst av Högskolan i Gävle, Profu, SLU och JTI.

Profu har inom ramen för projekt (t ex [52][53][54]) under 2010-2013 utvecklat ORWARE för nationella studier av avfallshantering. Detta gäller såväl tekniska data som t.ex. avfallsflöden och verkningsgrader hos olika behandlingstekniker som ekonomiska data (t.ex. behandlingskostnader och intäkter från utvunna produkter) och data rörande klimatpåverkande utsläpp. Vidare har beskrivningen och analysmöjligheterna av olika typer av avfallsförebyggande, materialåtervinning och biologisk behandling breddats och fördjupats.

I Bilaga D ges en detaljerad beskrivning av modellen och vilken typ av analyser som kan göras. I detta projekt används modellens möjlighet att beskriva egenskaper för olika avfallsfraktioner och modellens möjlighet att beräkna effekten på egenskaperna när man gör förändringar, såsom t.ex. ökar utsorteringen av matavfall till biologisk behandling eller ökar utsorteringen av plast till materialåtervinning.

Avfallet som hanteras i modellen har sitt ursprung i hushåll, verksamheter och industrier. De olika avfallen kan delas upp i mindre fraktioner som exempelvis organiskt avfall, brännbart avfall, metall, kartong, glas mm. beroende på hur avfallet är beskaffat. I modellen kopplas varje fraktion till en kemisk sammansättning av fraktionen. Denna baseras på insamlade kemiska analyser av olika avfallsfraktioner (se bilaga F) som kontinuerligt uppdateras i modellen, när ny kunskap finns tillgänglig. Genom denna koppling får man en beskrivning av bland annat följande parametrar för respektive fraktion:

- Fukthalt
- Torrsubstanshalt (TS)
- Kolhalt (C) i % av TS (både biogen och fossil andel)
- Vätehalt (H) i % av TS
- Syrehalt (O) i % av TS
- Kvävehalt (N) i % av TS
- Svavelhalt (S) i % av TS
- Askhalt (Aska) i % av TS
- Klorhalt (Cl) i % av TS
- Zinkhalt (Zn) i % av TS
- Kaliumhalt (K) i % av TS

Genom att kombinera data om sammansättningen av ett avfall från plockanalyser och den kemiska sammansättningen av respektive avfallsfraktion, kan modellen beräkna hela avfallets kemiska sammansättning. I modellen kombineras detta sedan med data om mängder för respektive avfall till energiåtervinning för att beräkna egenskaperna för den mix som förbränns.

Som utgångspunkt i projektet kalibrerades modellen så att den gav en god beskrivning av den avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011. Denna mix inkluderade en import av 150 kton hushållsavfall och 640 kton verksamhetsavfall från Norge. Kalibrering skedde både avseende avfallsflöden och de egenskaper som prioriterades (vilka är de som beskrivs i Tabell 2 nedan) av projektgruppen vid den första workshopen. För egenskaperna utnyttjades resultaten från C14-projektet [4]. Vid den första workshopen gav projektdeltagarna också viktig input till beskrivningen av flödena av verksamhetsavfall och importerat avfall.

I beskrivningen i ORWARE för den förbrända mängden år 2011 kunde sedan förändringar göras genom att t.ex. ta bort en viss mängd matavfall och ersätta den med ett importerat avfallsbränsle. Genom att modellen beskriver egenskaperna för varje avfall kunde effekterna på den resulterande avfallsmixen beräknas. Hur respektive förändring gjordes beskrivs i kapitel 5.

I Tabell 2 jämförs modellens beskrivning av avfallsbränslet 2011 mot de uppmätta medelvärdena enligt C14-projektet [4]. Tabellen avser den totalt förbrända mängden avfall enligt Avfall Sveriges sammanställning, exklusive anläggningar i Kil och Söderenergi, vilka exkluderades då dessa ansågs förbränna avfallstyper som inte var representerade i C14-projektet [4]. Totalt modellerad mängd avfall till energiåtervinning för år 2011 uppgick därför till 4,9 Mton (varav knappt 0,8 Mton utgjordes av import från Norge enligt ovan).

Tabell 2. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle år 2011 baserat på uppmätta värden enligt C14-projektet [4] och modellerat värde i ORWARE. För bägge beskrivningarna har värdena avrundats till två värdesiffror

Table 2. A comparison between the Swedish waste fuel year 2011, based on actual data from the C14-project [4] and modelled values in ORWARE. All values are given with two significant numbers

Parameter	Uppmätt medelvärde enligt C14-projektet [4]	Modellerat värde för förbränd mängd år 2011 i ORWARE
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11	11
Fukthalt (%)	38	38
Fossil kolandel (%)	33 ¹	32
Aska (% av TS)	21	21
Klor (% av TS)	0,78	0,83
Kalium (% av TS)	0,36	0,34
Zink (mg/kg TS)	1 100	1 100

¹ Observera att detta värde skiljer sig från Tabell 1 då vi här använder huvudslutsatsen från C14-projekt, dvs att den fossila kolandelen utgör en tredjedel baserat på alla de fyra metoder som användes.

4 Resultat: Erfarenhet av sammansättning på importerat avfall

Import av avfallsbränsle har hittills mest skett från Norge, och verksamheten är väl etablerad. Import från Storbritannien är under uppstart och väntas öka, enligt erfarenhet inom projektgruppen. I kapitlet beskrivs erfarenheter av kvalitet och sammansättning på avfallsbränsle från de två länderna, som valdes ut inom projektet.

4.1 Import från Storbritannien

Inom ramen för projektet, och främst baserat på den andra workshopen, har vi samlat in kemiska analyser av försorterat avfallsbränsle från huvudsakligen Storbritannien. Analyserna kommer från sex olika aktörer som är på gång att importera avfallsbränsle och/eller som undersöker möjligheterna för import. Det innebär att analyserna är gjorda både på verkliga leveranser och på bränsleprover från leverantörernas sorteringsanläggningar.

Prover från leverantörer dominerar eftersom importen från Storbritannien ännu är i en tidig fas, speciellt i jämförelse med den väl etablerade importen från Norge. Totalt har resultaten från 34 prover samlats in. Ett av proverna är på avfallsbränsle från Irland, övriga från Storbritannien. Samtliga prover är utförda under perioden 2010-2013. Analyserna varierar något i vad som inkluderas, speciellt med avseende på vilka föroreningar som har studerats.

I de följande avsnitten jämförs resultaten från proverna med resultaten för den avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011 enligt C14-projektet [4]. Jämförelsen görs för de egenskaper som deltagarna prioriterade under den första workshopen. Dessutom redovisas även en jämförelse för innehållet av kvicksilver, kadmium och svavel. Här bör noteras att tidsperioderna för provtagningen skiljer sig åt något då proverna för C14-projektet [4] huvudsakligen utfördes under år 2011, men även till viss del under 2010. Dessutom baseras dessa värden helt på verkliga levererade mängder till avfallspannorna.

Generellt indikerar jämförelsen att det importerade avfallet har en högre kvalitet jämfört med svenskt blandat avfall till energiåtervinning. Med högre kvalitet avses här att:

- fukt- och askhalterna är lägre
- det effektiva värmevärdet är högre
- innehållet av föroreningar är lägre

Resultatet är rimligt mot bakgrund av att det sker en försortering av det importerade avfallet, där material sorteras ut för annan behandling och återvinning. Två exempel är matavfall och metaller (med lågt eller inget energiinnehåll) där utsorteringen bidrar till att höja det effektiva värmevärdet på den återstående mängden avfallsbränsle, som går till export.

Ytterligare ett skäl till den högre kvaliteten är att flera aktörer använder en kravspecifikation för det importerade avfallet som innebär begränsningar gällande innehåll för t.ex. fukthalt, klorhalt, zinkhalt och kvicksilverhalt. Kravspecifikationen påverkar då sannolikt både utförandet på försorteringen och vilka avfall man tar in till sorteringsanläggningen. Samtidigt är det viktigt att betona att enbart en kravspecifikation inte är en garanti för att de verkliga leveranserna är inom de tillåtna gränserna. Kravspecifikationen behöver därför kompletteras med kontinuerlig provtagning för att följa upp och kontrollera att kvaliteten uppfylls.

Fukthalt

I Tabell 3 jämförs fukthalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en lägre fukthalt, vilket är rimligt mot bakgrund av att organiskt lättnedbrytbart och fuktigt material (t.ex. matavfall) normalt avskiljs i försorteringen. De fraktionerna går istället till biologisk behandling i Storbritannien. Samtidigt är det intressant att notera att 5 av 34 importprover har fukthalter över 40 %. Detta indikerar att försorteringen inte är en garanti för att alla leveranser har låga fukthalter.

Tabell 3. Jämförelse av fukthalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 3. Comparison of moisture content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Fukthalt	Medel (%)	Standard-avvikelse (%)	Min (%)	Max (%)
Importprover, försorterat avfall	32	7,1	17	46
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	38	5,9	22	48

Askhalt

I Tabell 4 jämförs askhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en tydligt lägre askhalt vilket är rimligt mot bakgrund av att försorteringen innebär att både metaller och inert material sorteras bort. I en importörs kravspecifikation får till exempel den sammanlagda mängden metaller och inert material (sten, glas, betong och tegel) maximalt motsvara 7 kg/ton avfall, dvs maximalt 0,7 %.

Tabell 4. Jämförelse av askhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 4. Comparison of ash content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Askhalt	Medel (% av TS)	Standard-avvikelse (% av TS)	Min (% av TS)	Max (% av TS)
Importprover, försorterat avfall	10	3,6	4,8	19
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	21	4,8	13	40

Effektivt värmevärde

I Tabell 5 jämförs det effektiva värmevärdet i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar ett högre värmevärde i genomsnitt, vilket är rimligt men inte självklart mot bakgrund av att ask- och fukthalterna är lägre. Ett avfall med högre ask- och fukthalt kan ha ett högre effektivt värmevärde beroende på hur innehållet av främst kol, väte, syre, kväve och svavel ser ut i övrigt. Innehållet av kol, väte, kväve och svavel bidrar till att höja det effektiva värmevärdet medan det motsatta gäller för innehållet av syre, se t.ex. [17].

Tabell 5. Jämförelse av effektivt värmevärde (MJ/kg) i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 5. Comparison of net calorific value in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Effektivt värmevärde (MJ/kg)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	13	2,1	9,7	17
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	11	1,5	8,3	15

Klorhalt

I Tabell 6 jämförs klorhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en lägre klorhalt i genomsnitt vilket kan vara rimligt dels utifrån att försorteringen innebär att matavfall (som kan innehålla visst klor från koksalt) sorteras bort och dels utifrån att vissa aktörer ställer krav på att klorhalten måste understiga en viss nivå.

Detta kan innebära att ökade resurser läggs vid försorteringen på att säkerställa att klorhaltiga material som t.ex. PVC blir bortsorterade och hanteras på annat sätt. I importproverna ligger klorhalten generellt på relativt låga värden, men två prover avviker rejält med halter på 1,1 respektive 2,6 % av TS. Kontinuerlig provtagning för att följa upp och kontrollera att kvaliteten uppfylls är lämpligt för att säkerställa att klorhalterna hålls på låga nivåer.

Tabell 6. Jämförelse av klorhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 6. Comparison of chlorine content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Klorhalt (% av TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	0,38	0,46	0,04	2,6
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	0,78	0,26	0,03	1,4

Kaliumhalt

I Tabell 7 jämförs kaliumhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en lägre kaliumhalt, men här är det viktigt att betona att endast 5 av 34 prover inkluderar en analys av kaliumhalten. Det förklarar också den låga spridningen mellan min- och maxvärdet.

Tittar man på kaliumhalten i enskilda avfallsfraktioner så utmärker sig matavfall med en hög kaliumhalt. Försortering som innebär att matavfall sorteras bort, bör därmed leda till lägre kaliumnivåer i det resterande materialet. I det svenska blandade avfallet varierar sannolikt utfallet med hur väl utbyggd källsorteringen av matavfall från hushåll, restauranger, storkök och butiker är i upptagningsområdet kring respektive avfallspanna.

Tabell 7. Jämförelse av kaliumhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 7. Comparison of potassium content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Kaliumhalt (% av TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	0,25	0,03	0,22	0,29
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	0,36	0,09	0,17	0,59

Zinkhalt

I Tabell 8 jämförs zinkhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en betydligt lägre zinkhalt, vilket sannolikt beror på att fraktioner med relativt högt zinkinnehåll sorteras bort eller inte alls ingår i det avfall som kommer in till de brittiska sorteringsanläggningarna. Ett sådant material är fluff (SLF = Shredder Light Fraction), som är en brännbar fraktion som uppstår vid fragmentering av uttjänta bilar, och som idag förbränns i vissa avfallsförbränningsanläggningar Sverige. Andra källor till zink kan vara plaster, textil, gummi, läder, glas och galvaniserade järn- och stålföremål [18][19].

Tabell 8. Jämförelse av zinkhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 8. Comparison of zinc content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Zinkhalt (mg/kg TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	98	110	17	480
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	800	400	250	1900

Kvicksilverhalt

I Tabell 9 jämförs kvicksilverhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Här bör noteras att för svenskt avfall i C14-projektet mättes kvicksilverhalten endast vid 1 av 7 anläggningar, varför resultaten är mer indikativa, jämfört med de tidigare redovisade egenskaperna. Importproverna uppvisar en lägre kvicksilverhalt vilket kan vara en effekt både av försorteringen och av kravspecifikationer där maxnivåer anges för kvicksilverhalten. Kravspecifikationerna kan få effekt både på försorteringens utförande men även på vilket avfall man tar in till försorteringen.

Tabell 9. Jämförelse av kvicksilverhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 9. Comparison of mercury content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Kvicksilverhalt (mg/kg TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	0,14	0,13	0,05	0,50
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet (mättes endast vid 1 av 7 deltagande anläggningar)	0,50	0,40	0,12	0,95

Kadmiumhalt

I Tabell 10 jämförs kadmiumhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en betydligt lägre kadmiumhalt, vilket sannolikt beror på att fraktioner med relativt högt kadmiuminnehåll sorteras bort eller inte alls ingår i det avfall som kommer in till de brittiska sorteringsanläggningarna. Ett exempel på detta är elektronikavfall där nickel-kadmium-batterier är en stor koncentrerad kadmiumkälla.

Tabell 10. Jämförelse av kadmiumhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 10. Comparison of cadmium content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Kadmiumhalt (mg/kg TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	0,30	0,31	0,07	0,98
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	2,3	3,2	0,2	16,0

Svavelhalt

I Tabell 11 jämförs svavelhalten i prover på importerat och svenskt avfallsbränsle. Importproverna uppvisar en lägre svavelhalt, vilket sannolikt beror på att fraktioner med relativt högt svavelinnehåll sorteras bort eller inte alls ingår i det avfall som kommer in till de brittiska sorteringsanläggningarna. Ett exempel på avfall med relativt högt svavelinnehåll är gips som man inte vill ha med i ett avfallsbränsle. Begränsning av svavelhalten ingår också i flera aktörers kravspecifikationer.

Tabell 11. Jämförelse av svavelhalt i importprover av försorterat avfall från Storbritannien och i svenskt avfallsbränsle enligt C14-projektet [4]

Table 11. Comparison of sulphur content in samples of imported sorted waste from Great Britain and in Swedish waste fuel according to the C14-project [4]

Svavelhalt (% av TS)	Medel	Standard- avvikelse	Min	Max
Importprover, försorterat avfall	0,13	0,14	0,04	0,80
Avfallsmix som förbrändes i Sverige år 2011, C14-projektet	0,37	0,21	0,09	0,86

4.2 Import från Norge

Avfall som importeras från Norge består framförallt av utsorterat verksamhetsavfall som transporteras med lastbil till Sverige. Erfarenheten inom projektet visar att kvalitén på avfall från Norge generellt är sämre än kvalitén på verksamhetsavfall från Sverige, främst med avseende på innehåll av gips samt en hög andel inert material.

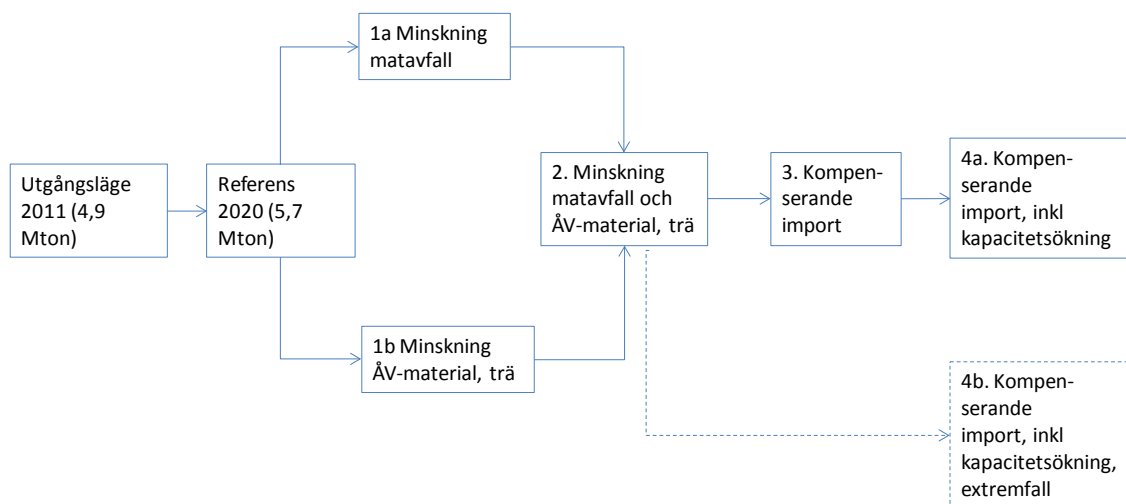
För gips är separat insamling för återvinning under uppbyggnad i Norge, och avsaknad av system för insamling kan göra att gipset läggs i den brännbara fraktionen. Erfarenheten inom projektgruppen är att det i Sverige har tagit lång tid att bygga upp den process för kvalitetssäkring som vi har idag, bland annat för att undvika just gips i den brännbara fraktionen. Processen börjar på arbets- och byggarbetsplatser med separata containrar för olika avfallsfraktioner och avslutas med mottagningskontroll och uppföljning vid anläggningen.

En orsak till att det har varit svårt att få rätt kvalitet på avfallet, kan vara att vid importen har man fler led i kommunikationskedjan. Flera led uppkommer om man har anlitat en avfallsmäklare och/eller har säljare på både export- och importsidan. Den långa kedjan kan göra att kraven från svensk sida inte alltid når den som kan påverka kvalitén. Dock har man i flera fall erfarenhet av dålig kvalitet, trots direktkontakt med leverantören. En ytterligare orsak kan vara att man arbetar på en konkurrensutsatt marknad för hantering av verksamhetsavfall. För att spara pengar håller man försorteringen till ett minimum.

Projektet bedömer att förbättringspotentialen är stor, men att det krävs tydlig och långvarig dialog med uppföljning för att säkerställa att man får en önskad sammansättning på det importerade verksamhetsavfallet från Norge. Inom projektet har inte några bränsleprover undersökts och jämförts såsom för importerat avfallsbränsle från Storbritannien.

5 Resultat: Scenarier för sammansättning på avfallsbränsle år 2020

I nedanstående avsnitt beskrivs de simuleringar som gjorts kring sammansättningen av avfallsbränslet år 2020. Analysen har skett i steg utgående från den anpassning som gjorts av modellen till avfallsflöden och deras egenskaper till förbränning år 2011 (jämför avsnitt 3.2). De olika stegen illustreras nedan översiktligt i Figur 5 och beskrivs i detalj under respektive avsnitt.



Figur 5. Illustration av simuleringen i olika steg

Figure 5. Illustration of the simulation step-by-step

5.1 Referens 2020

Referens 2020 utgår från modelleringen för år 2011 enligt avsnitt 3.2. Avfall till energiåtervinning från svenska hushåll år 2011 baseras på underlag från [16] och skrivs upp med knappt 1,9 % per år. Avfallsflöden från svenska verksamheter, exklusive fluff (SLF), skrivs upp med 2,0 % per år under perioden 2011-2020 [16]. För fluff gjordes antagandet om en fördubbling av mängderna till energiåtervinning, vilket innebär en ökning från 90 kton år 2011 till 180 kton år 2020. Antagandet diskuterades inom projektgruppen, där både leverantörer och användare av fluff ingår. I referensfallet för år 2020 antas importen inte öka, utan är samma som år 2011, dvs 790 kton.

Ovanstående antaganden innebär att mängderna till förbränning med energiåtervinning ökar från 4,9 Mton år 2011 till 5,7 Mton år 2020². De olika avfallsflödenas andel förändras relativt lite. De stora förändringarna är att importandelen sjunker från drygt 16 % till knappt 14 % och att andelen fluff ökar från 1,8 % till 3,1 %. Man kan därmed se föränd-

² Observera att mängderna här skiljer sig från mängderna genom de röda linjerna i Figur 4. Det beror dels på att här inkluderas existerande import (vilket inte inkluderas i Figur 4 som enbart avser svenska mängder) och dels på att här exkluderas svenska mängder som går till anläggningarna i Kil och Söderenergi (jämför avsnitt 3.2)

ringen som ett exempel på effekten av att ett ”svårare” bränsle såsom fluff eldas i större omfattning. Fluffen, som kommer från fragmentering av metallhaltigt avfall, består huvudsakligen av brännbart material, men en del metaller följer med från fragmenteringen (t ex koppar i kablar etc.). Även PVC återfinns i fluffen. I allmänhet karakteriseras fragmenteringsprodukter som bränsle av höga halter av metaller/tungmetaller och halogener (främst klor) [55].

I Tabell 12 jämförs mängder och egenskaper på avfallet till energiåtervinning i utgångsläget (modellerat enligt avsnitt 3.2) och i Referens 2020. De stora förändringarna är att bränslemängden ökar som en direkt följd av att mängderna ökar (förändringen på det effektiva värmevärdet är liten) och att zinkhalten tydligt ökar. Det sistnämnda beror på ökningen av fluff som har hög zinkhalt jämfört med de övriga avfallsflödena. Använda data rörande fluffens klorinnehåll (som baseras på [55] och modelleras som en 50/50-mix av floterad och icke-floterad SLF, se bilaga F) ligger ungefär på samma nivå som uppmätta värden för hela avfallsmixen enligt C14-projektet varför klorhalten i Referens 2020 hamnar på samma nivå som i Utgångsläge 2011.

Tabell 12. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle år 2011 och i Referens 2020

Table 12. Comparison of properties of Swedish waste fuels in 2011 and in Reference 2020

Parameter	Utgångsläge 2011	Referens 2020
Mängd till förbränning (Mton)	4,9	5,7
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,2	11,3
Bränslemängd (TWh)	15,2	17,9
Fukthalt (%)	38	38
Fossil kolandel (%)	32	33
Aska (% av TS)	21	21
Klor (% av TS)	0,83	0,83
Kalium (% av TS)	0,34	0,34
Zink (mg/kg TS)	1 100	1 480

5.2 Steg 1a – minskning av matavfall till energiåtervinning

Det finns tydliga ambitioner från regering, riksdag och myndigheter att både minska mängden matavfall som uppkommer och öka utsorteringen av matavfall till biologisk behandling (främst rötning med biogasproduktion). I detta steg studeras den sammanlagda effekten av att matavfall förebyggs och av att matavfall styrs över till rötning genom utbyggd källsortering, i jämförelse med Referens 2020. Förebyggandet innebär enbart minskande mängder till förbränning medan utsorteringen innebär minskande mängder matavfall men ökande mängder rejekt från förbehandling innan rötning.

Totalt antas i analysen följande förändringar i jämförelse med Referens 2020 (+/- avser hur mängderna till förbränning förändras)³:

- Förebyggande av matavfall till förbränning: - 180 kton
- Ökad utsortering av matavfall: - 270 kton
- Rejektmängder från förbehandling vid rötning: + 40 kton

Netto minskar alltså de förbrända mängderna med 410 kton vilket motsvarar drygt 7 % jämfört med Referens 2020. I Tabell 13 nedan jämförs mängder och egenskaper på avfallet till energiåtervinning i Referens 2020 och i steg 1a. De tydligaste förändringarna är att fukthalten sjunker (matavfallet har en fukthalt på 65 % i modelleringen), det effektiva värmevärdet ökar (vilket främst beror på minskad fukthalt), den fossila kolandelen ökar (matavfallet innehåller enbart förnybart kol) och kaliumhalten sjunker (vilket beror på att matavfall har ett högt kaliuminnehåll även räknat per ton våtvikt).

Bränslemängden minskar med drygt 3 %, dvs avsevärt mindre än mängden avfall till förbränning, vilket beror på att matavfallet har förhållandevis lågt energiinnehåll. Klorhalten ligger konstant, vilket kan vara något överraskande. Räknat per TS har matavfall ett högre klorinnehåll än många andra fraktioner, men eftersom TS-halten är förhållandevis låg (35 %) minskar differensen gentemot andra fraktioner när utsorteringen sker räknat i våtvikt. Dessutom uppvisar fraktioner av blandad plast, textil och gummi klart högre klorinnehåll än matavfall, baserat på de kemiska analyser av olika fraktioner som samlats in och används i modellen. Skulle dessa fraktioner sorteras ut, skulle det få en tydligare effekt i form av minskad klorhalt i det återstående materialet.

Tabell 13. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle i Referens 2020 och steg 1a – minskat matavfall

Table 13. Comparison of properties between Swedish waste fuel in Reference 2020 and step 1a – decreased amounts of food waste

Parameter	Referens 2020	Steg 1a – minskat matavfall
Mängd till förbränning (Mton)	5,7	5,3
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,3	11,7
Bränslemängd (TWh)	17,9	17,3
Fukthalt (%)	38	36
Fossil kolandel (%)	33	35
Aska (% av TS)	21	22
Klor (% av TS)	0,83	0,83
Kalium (% av TS)	0,34	0,28
Zink (mg/kg TS)	1 480	1 540

³ De två första antagandena baseras på att mängden uppkommet matavfall generellt skall minska med 20 % jämfört med mängden år 2010 och att etappmålet om att senast år 2018 ska minst 50 procent av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger sorteras ut och behandlas biologiskt så att växtnäring tas tillvara, där minst 40 procent behandlas så att även energin tas tillvara skall vara uppfyllt. De tredje antagande följer av det andra antagandet baserat på hur stora rejektmängder som normalt uppstår vid förbehandling av matavfall. Sammansättningen av detta rejekt beräknas i den nationella ORWARE-modellen i projektet.

5.3 Steg 1b – minskning av återvinningsmaterial och träavfall till energiåtervinning

Det finns tydliga ambitioner från regering, riksdag och myndigheter att öka utsorteringen och materialåtervinningen av olika brännbara material såsom t.ex. kartong, papper och plast. Detta gäller både inom det gällande producentansvaret och för bygg- och rivningsavfall. Marknaden för returträflis (för förbränning av flisat träavfall i anläggningar som förbränner skogsbränslen, returträflis och/eller vissa kvaliteter av utsorterade avfallsbränslen) innebär också en ekonomisk drivkraft för fortsatt käll- och utsortering av träavfall.

I detta steg studeras, i jämförelse med Referens 2020, den sammanlagda effekten av att dessa brännbara avfallstyper styrs bort från avfallet till energiåtervinning. Totalt antas i analysen följande förändringar i jämförelse med Referens 2020 (+/- avser hur mängderna till förbränning förändras)⁴:

- Ökad utsortering av plastförpackningar: - 60 kton
- Ökad utsortering av övrig plast: - 30 kton
- Ökad utsortering av kartong och papper: - 50 kton
- Ökad utsortering av trä: -50 kton

Netto minskar alltså de förbrända mängderna med 190 kton vilket motsvarar drygt 3 % jämfört med Referens 2020. I Tabell 14 jämförs mängder och egenskaper på avfallet till energiåtervinning i Referens 2020 och i steg 1b. Flera tydliga effekter är direkt motsatta jämfört med de effekter vi konstaterade i steg 1a (dvs vid minskat mängd matavfall):

-
- det effektiva värmevärdet sjunker (p g a att det utsorterade materialet har relativt högt värmevärde),
- fukthalten ökar (p g a relativt låg fukthalt i utsorterat material)
- den fossila kolandelen sjunker (p g a utsorteringen av plast)
- kaliumhalten ökar (p g a relativt låg kaliumhalt i utsorterat material)

Kopplat till den relativt stora påverkan på det effektiva värmevärdet sjunker bränslemängden i större omfattning än mängden till energiåtervinning. Bränslemängden minskar med nästan 7 %. Vi kan även notera att både zink- och klorhalterna stiger. Detta beror på lågt innehåll av dessa ämnen i det utsorterade materialet. Här är det viktigt att poängtera att plastförpackningarna och övrig plast är modellerade som en kombination av polyeten, polypropen och PET respektive av polyeten, polypropen och polystyren med lågt zink- och klorinnehåll. Om man istället skulle anta att PVC blev utsorterat skulle det ge en tydlig effekt framförallt i form av minskad klorhalt.

⁴ Antagandena baseras på uppfyllande av existerande målnivåer i producentansvaret, uppfyllande om ökad återanvändning och materialåtervinning av icke-farligt bygg- och rivningsavfall till 70 % år 2020 samt en bedömd nivå, utifrån avstämning med aktörerna i projektet, om hur stor mängd träavfall som kan sorteras ut för ytterligare produktion av RT-flis.

Tabell 14. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle i Referens 2020 och steg 1b - minskat återvinningsmaterial och trä

Table 14. Comparison of properties between Swedish waste fuel in Reference 2020 and step 1b – decreased amounts of recyclable material and wood

Parameter	Referens 2020	Steg 1b – minskat ÅV-material och trä
Mängd till förbränning (Mton)	5,7	5,5
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,3	10,8
Bränslemängd (TWh)	17,9	16,7
Fukthalt (%)	38	39
Fossil kolandel (%)	33	32
Aska (% av TS)	21	22
Klor (% av TS)	0,83	0,86
Kalium (% av TS)	0,34	0,35
Zink (mg/kg TS)	1 480	1 540

5.4 Steg 2 – kombination av steg 1a och steg 1b

I detta steg studeras, i jämförelse med Referens 2020, den sammanlagda effekten av steg 1a och steg 1b. Netto minskar de förbrända mängderna med 600 kton (med fördelning enligt tidigare avsnitt) vilket motsvarar drygt 10 % jämfört med Referens 2020. I Tabell 15 nedan jämförs mängder och egenskaper på avfallet till energiåtervinning i Referens 2020 och i steg 2. Flera effekter som var tydliga och direkt motsatta i steg 1a respektive i steg 1b balanserar nu ut varandra i stor utsträckning:

- det effektiva värmevärdet blir oförändrat (genomsnittet för det utsorterade materialet motsvarar ungefär mixen i Referens 2020)
- fukthalten sjunker endast något (genomsnittet för det utsorterade materialet är något fuktigare än mixen i Referens 2020)
- den fossila kolandelen blir oförändrad (genomsnittet för det utsorterade materialet har ungefär samma fossila kolandel som mixen i Referens 2020)

Bränslemängden sjunker på samma sätt som mängden med drygt 10 %. Zinkhalten ökade både i steg 1a och steg 1b och här i steg 2 fås den adderade effekten. När det gäller klor- och kaliumhalten ligger effekten i steg 2 närmast det steg som avvek mest från Referens 2020.

För klorhalten blev det en mycket liten effekt i steg 1a, vilket beror på att klorhalten i det utsorterade matavfallet låg mycket nära klorhalten i mixen i Referens 2020. I steg 1b hade däremot det utsorterade materialet en tydligt lägre klorhalt vilket innebar förhöjd halt i det återstående materialet och det är denna effekt som också fås när man ser på kombinationen av steg 1a och steg 1b.

För kaliumhalten ligger utfallet i steg 2 nära steg 1a, vilket beror på att det utsorterade matavfallets höga kaliuminnehåll får större genomslag än att sortera bort de förhållandevis kaliumfattiga fraktionerna trä, papper, kartong och plast.

Tabell 15. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle i Referens 2020 och steg 2 – kombination av steg 1a (minskat matavfall) och steg 1b (minskat ÅV-material och trä)

Table 15. Comparison of properties between Swedish waste fuel in Reference 2020 and step 2 – a combination of 1a (decreased amount of food waste) and 1b (decreased amounts of recyclable materials and wood)

Parameter	Referens 2020	Steg 2 – kombination av steg 1a och steg 1b
Mängd till förbränning (Mton)	5,7	5,1
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,3	11,3
Bränslemängd (TWh)	17,9	16,1
Fukthalt (%)	38	37
Fossil kolandel (%)	33	33
Aska (% av TS)	21	22
Klor (% av TS)	0,83	0,86
Kalium (% av TS)	0,34	0,29
Zink (mg/kg TS)	1 480	1 610

5.5 Steg 3 – steg 2 + kompenserande import

I detta steg studerar vi, i jämförelse med Referens 2020, den sammanlagda effekten av steg 2 och kompenserande import på 600 kton från Storbritannien, så att mängden till energiåtervinning blir lika stor som i Referens 2020⁵. Modelleringen av den kompenserande importen baseras på medelvärden för respektive parameter enligt avsnitt 4.1.

För en central parameter – den fossila kolandelen – saknas information i de importprover som sammanställts i avsnitt 4.1. Denna andel är beroende främst av andelen plast men även andelen syntetiska textilier och gummi spelar roll. Tyvärr finns inga plockanalyser kopplade till importproverna. Man kan konstatera att i en av kravspecifikationerna ställer man kravet att andelen plast får utgöra maximalt 20 %, vilket begränsar den fossila kolandelen.

Mot bakgrund av att importens klimatnytta minskar med ökad plastandel, både beroende på ökade utsläpp vid förbränningen i Sverige och mindre undvikna utsläpp vid undviken deponering i avsändarlandet, finns ett starkt skäl för svenska aktörer att aktivt arbeta för att ställa krav på en låg plastandel. Utifrån detta antogs en fossil kolandel på 25 %, vilket är lägre än i mixen för Referens 2020 där nivån ligger på 33 %. Observera att antagandet är helt avgörande för resultatet som gäller den fossila kolandelen nedan i Tabell 16.

Netto förbränns samma mängd (5,7 Mton) som i Referens 2020, men mixen får annorlunda egenskaper (jämför Tabell 16). Ett något högre effektivt värmevärde innebär att bränslemängden ökar med knappt 2 %. De största förändringarna jämfört med Referens 2020 gäller fukthalten och kaliumhalten, i övrigt är förändringarna relativt små. Den kompenserande importen har tydligt lägre fukthalt, vilket får effekt.

För kalium beror effekten snarare på antaganden i steg 2. Innehållet av kalium är lågt i den kompenserande importen vilket innebär en ”utspädningseffekt” på kaliumhalten, dvs den

⁵ Alternativt hade man kunnat utforma modelleringen så att energiinnehållet i importen hade varit densamma som i det utsorterade avfallet, dvs så att bränslemängden skulle hållas konstant. Detta bedömdes i projektgruppen som mindre intressant då detta inte skulle ge någon information om hur det effektiva värmevärdet skulle kunna påverkas givet att man ville ha konstanta avfallsmängder.

mängd kalium som finns i avfallet efter steg 2 slås ut på ytterligare mängder avfall vilket leder till en sänkning.

Tabell 16. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle i Referens 2020 och steg 3 – steg 2 + kompenserande import från Storbritannien

Table 16. Comparison of properties between Swedish waste fuel in Reference 2020 and step 3 – step 2 + compensating import from Great Britain

Parameter	Referens 2020	Steg 3 – steg 2 + kompenserande import
Mängd till förbränning (Mton)	5,7	5,7
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,3	11,5
Bränslemängd (TWh)	17,9	18,2
Fukthalt (%)	38	36
Fossil kolandel (%)	33	32
Aska (% av TS)	21	21
Klor (% av TS)	0,83	0,80
Kalium (% av TS)	0,34	0,28
Zink (mg/kg TS)	1 480	1 440

5.6 Steg 4 – steg 3 + kompenserande import för kapacitetsökning

I detta steg studerar vi, i jämförelse med Referens 2020, den sammanlagda effekten av steg 3 och kompenserande import på ytterligare 700 kton från Storbritannien så att mängden till energiåtervinning motsvarar 6,4 Mton år 2020. Detta motsvarar en möjlig nivå på den svenska kapaciteten för energiåtervinning år 2020⁶. Totalt kompenserande import jämfört med Referens 2020 uppgår alltså till 1,3 Mton. Vi studerar två alternativ för denna mängd:

- 4a: Modellering på samma sätt som i steg 3, dvs medelvärden enligt avsnitt 4.1
- 4b: Modellering som ett extremfall med högt värmevärde, låg fukt- och askhalt och höga föroreningshalter baserat på importproverna i avsnitt 4.1

Steg 4a innebär en direkt fortsättning av trenden när man jämförde Referens 2020 och steg 3 enligt ovan. Den största förändringen jämfört med steg 3 är att mängderna och bränslemängderna ökar tydligt, i övrigt sker relativt begränsade förändringar av övriga parametrar.

Steg 4b innebär betydligt kraftigare förändring jämfört med Referens 2020 än steg 4a, vilket är förväntat med tanke på att det är ett extremfall baserat på importproverna. Framförallt gäller detta det effektiva värmevärdet, fukthalten, askhalten och innehållet av klor⁷. Däremot blir påverkan på kalium- och zinkhalterna låga då importproverna generellt ligger relativt lågt även för de högsta nivåerna (jämför avsnitt 4.1), se Tabell 17.

⁶ Även här exkluderat kapaciteten vid anläggningar i Kil och Söderenergi

⁷ Vi har här använt nivån klorhalten 1,3 % av TS som ett extremfall.

Tabell 17. Jämförelse av egenskaper för svenskt avfallsbränsle i Referens 2020 och steg 4a och steg 4b – steg 3 + ytterligare kompenserande import med olika egenskaper för att fylla kapacitetsökning

Table 17. Comparison of properties between Swedish waste fuel in Reference 2020 and step 4a, and 4b – step 3 + additional compensating import with different properties to meet the capacity increase

Parameter	Referens 2020	Steg 4a	Steg 4b
Mängd till förbränning (Mton)	5,7	6,4	6,4
Effektivt värmevärde (MJ/kg)	11,3	11,6	12,7
Bränslemängd (TWh)	17,9	20,7	22,7
Fukthalt (%)	38	36	33
Fossil kolandel (%)	33	31	31
Aska (% av TS)	21	20	18
Klor (% av TS)	0,83	0,76	0,97
Kalium (% av TS)	0,34	0,28	0,29
Zink (mg/kg TS)	1 480	1 290	1 330

5.7 Efterfrågan i Europa

Avfallsbehandlingen skiljer sig mycket mellan länderna i Europa. Mest avfall behandlas genom deponering, men många länder har gjort stora ansträngningar för att bygga upp avfallssystem för en mer resurseffektiv och miljömässigt bättre hantering, i enlighet med avfallshierarkin. De länder som har liten andel avfall till deponering använder flera olika behandlingsalternativ för avfall, där energiåtervinning från avfall är en metod, tillsammans med materialåtervinning och biologisk behandling såsom rötning och kompostering.

Avfall som bränsle efterfrågas både inom den traditionella avfallsförbränningen som främst förbränner blandat avfall för produktion av värme, ånga eller el, från samförbränningsanläggningar och från cementugnar. De två sistnämnda efterfrågar utsorterat avfallsbränsle i form av Solid Recovered Fuel (SRF) eller Refuse Derived Fuel (RDF) vid samförbränning med främst kol.

5.7.1 Avfallsförbränning

Flera av de länder med lägst andel deponering av MSW (Municipal Solid Waste) har idag en kapacitet för förbränning som överstiger den nationellt, inhemskt tillgängliga mängden avfall. Det framgår av en tidigare kartläggning gjord för Avfall Norge (Figur 6) [20]. Studien uppskattade utbud och efterfrågan av brännbart avfall för sex länder: Sverige, Norge, Danmark, Tyskland, Nederländerna och Belgien. Resultatet för de sex länderna visade att det år 2010 totalt fanns en överskjutande kapacitet på omkring 2,2 Mton, jämfört med tillgängligt brännbart avfall i de sex länderna. Denna uppskattning erhålls genom summering av de sex ländernas överskjutande kapaciteter i Figur 6.

I figuren visas utbud och efterfrågan av brännbart avfall i de sex länderna. Restavfallet (röd linje) är en prognos av totalt inhemskt avfall efter materialåtervinning och biologisk behandling. Kapacitet för energiåtervinning (svart linje) avser kapacitet för både befintliga och planerade nya anläggningar. Det blå området är överskott i kapacitet tillgänglig för importe-

rat brännbart avfall. Utöver Sverige är det framförallt Tyskland som får ett tydligt överskott enligt [20] på grund av minskande folkmängd, ökat avfallsförebyggande och ökad utsortering av avfall till materialåtervinning och biologisk behandling. Projektet var avgränsat till avfallsförbränningsanläggningar med energiåtervinning och exkluderade samförbränningsanläggningar (cementugnar och kraftverk) och specialiserade anläggningar för RDF- eller SRF-förbränning.

Studien gjorde också en prognos, som visade att överkapaciteten skulle kunna växa till 7,2 Mton år 2020 (Figur 6). Import och export av avfall sker idag mellan dessa länder samt mindre mängder import från andra europeiska länder. I prognosen för utbud och efterfrågan beaktades för respektive land följande faktorer: den nuvarande och planerade nya kapaciteten för energiåtervinning, antaganden för hur den totala inhemska avfallsmängden kommer att förändras under tiden för prognosen, samt nationella mål för avfallshanteringen, t.ex. förebyggande av avfall och ökad materialåtervinning och biologisk behandling.

5.7.2 SRF-användning inom cementindustrin och vid samförbränning

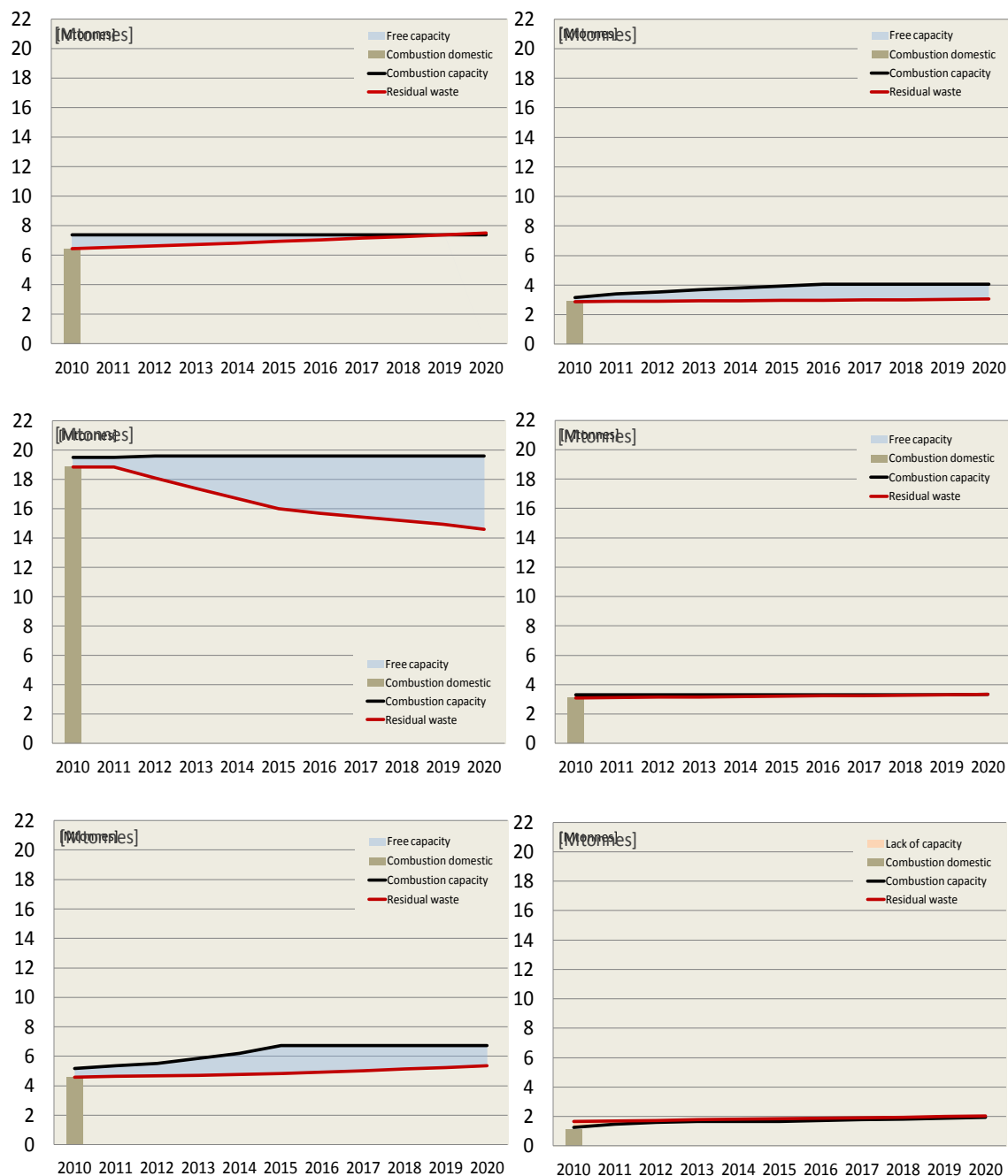
European recovered fuel organisation (ERFO) har i en studie uppskattat produktion och efterfrågan på SRF i Europa, där efterfrågan finns inom cementindustrin samt vid samförbränning med kol, i förgasningsanläggningar och i kraftvärmeverk (Tabell 18) [21]. Man kan konstatera att det är Tyskland som dominerar både produktion och användning av SRF. I studien gör man också en prognos för användningen av SRF inom dessa områden år 2020 (Tabell 19). I prognosen bedömer man att den största potentialen för ökad användning av SRF finns inom kraftvärmeverken, som man noterar för 15-25 Mton år 2020, från dagens knappa 5 Mton.

Om man jämför produktionen av SRF inom EU27, som uppskattas till 12 Mton idag, med efterfrågan på 24-43 Mton år 2020, är det tydligt att produktionen behöver öka kraftigt om man skall möta den uppskattade efterfrågan i framtiden. Det är dock svårt att bedöma kvalitén på prognosen, eftersom underlaget inte är tydligt beskrivet i källan och mer data behövs. För Sverige bedömer vi att man har inkluderat den användning av utsorterade avfallsbränslen som bland annat sker hos Söderenergi. Data i tabellerna omfattar inte SRF från träavfall, däck och slam.

Drivkraften till förändring inom cementindustrin baseras på både kostnads- och klimatskäl. För den energikrävande cementtillverkningen har man traditionellt använt fossila bränslen såsom kol, petroleumkoks och oljeprodukter. En uppskattning visar att cirka 40 % av de rörliga kostnaderna vid cementproduktion är energirelaterade [22]. För att minska både bränslekostnader och klimatpåverkan ökar man istället ”alternativa bränslen”. Då avses exempelvis SRF, förbrukade bildäck, icke-återvinningsbart papper och plast, animaliska restprodukter (t.ex. kött- och benmjöl), spillojor, lösningsmedel och farligt avfall. För t.ex. däck har man tagit en helt dominerande andel av energiåtervinningen i Europa, av den totala energiåtervinningen på knappt 1 250 kton skedde 92 % vid cementindustrier [23].

Det ställs dock krav på de alternativa bränslena att de inte ger negativa effekter på miljön, produktens kvalitet eller på tillverkningsprocessen jämfört med traditionella bränslen. Därmed krävs det sannolikt en noggrann utvärdering varje gång cementindustrin tar ställning till att införa eller utöka användningen av alternativa bränslen. För cement-

industrin är askan från bränslet en råvara som nyttiggörs i produkten, och man får därmed inte samma miljö- och kostnadspåverkan med aska såsom den traditionella marknaden för avfallsförbränning har.



Figur 6. Utbud av brännbart avfall (restavfall) i sex länder i förhållande till kapacitet för förbränning. Restavfallet (röd linje) är en prognos av totalt inhemskt utbud. Kapacitet för energiåtervinning (svart linje) visar den totala kapaciteten för både befintliga och planerade nya anläggningar. Det blå området är överskott i kapacitet tillgänglig för importerad brännbart avfall. Källa: Avfall Norge 2011 [20]

Figure 6. Supply and demand of combustible waste for each of the six selected countries. The residual waste (red line) is a prognosis of the total domestic supply of waste. The energy

recovery capacity (black line) shows the total capacity of both existing and planned new plants. The blue area indicates the surplus in capacity available for imported combustible waste. Source: Avfall Norge 2011 [20]

Tabell 18. Uppskattning av produktion och användning av SRF i elva länder inom EU (kton/år). Data i tabellen omfattar inte SRF från träavfall, däck och slam. Källa: [21]

Table 18. Estimation of the production and use of SRF in eleven countries within the EU (1000 tonnes/a). Data does not include SRF from wood waste, tyres and sludge. Source: [21]

	År	SRF-produktion	Cement- ugn	Kraftverk	MSW för- bränning	Export	
		Antal anlägggn		Stenkol lignit	För- gasning	Kraft- värme	
Belgien	2010	8	465	150			-
Finland	2010	>30	700	60	35	450	300
Frankrike	2011	10	200	100		100	-50
Irland	2009		200				10
Italien	2010		830	150	0		0
Neder- länderna	2010	>5	120	30	0	0	40
Polen	2009		590	850			
Spanien	2011	7	224	224			0
Stor- britannien	2009	14	765	200			70
Sverige	2010		280	60		430	-210
Tyskland	2010	> 100	6 150	1 900	750	3 500	0
Österrike	2011		580	230	0	0	250
EU 27			12 000				
SUMMA			3 954	750	35	4 770	310

Tabell 19. Prognos för användning av SRF år 2020, EU-27 (Mton/år). Källa: [21]

Table 19. Prognosis for the use of SRF in year 2020, EU-27 (Mtonnes/a). Source: [21]

	Mängd (Mton /år)
Cementugnar	5-10
Koleldade kraftverk	4-8
Kraftvärmeverk	15-25
TOTALT	24-43

6 Resultat: Konsekvenser av import och förändrad bränslesammansättning

Med förändrad lagstiftning, mål, konsumtion, insamlingssystem och ökad import, kan vi förvänta oss förändringar i bränslesammansättningen, enligt förra kapitlet. Dessutom förändras logistiken när en stor del av avfallsbränslet importeras.

Ett nationellt medelvärde för viktiga bränsleparametrar ger inte en specifik bild av situationen vid en enskild anläggning. En del anläggningar tar idag emot betydande mängder hushållsavfall med en låg andel matavfall, medan hushållsavfall till andra anläggningar fortfarande innehåller en stor andel matavfall, när man i upptagningsområdet inte har separat insamling av matavfall. Det skiljer sig också åt mellan anläggningar hur stor andel hushålls- respektive verksamhetsavfall man tar emot.

Det ökande överskottet på behandlingskapacitet gör att andelen importerat avfallsbränsle kommer att öka. Fler avfallsströmmar blir intressanta i sökandet efter nya marknader. Det framkom också under workshops i projektet att anläggningsägarna ser framför sig en större andel monofraktioner av olika slag. Exakt vilka monofraktioner som förväntas har inte framkommit men exempel såsom slam, SLF och rejekt- eller spillströmmar från tillverkningsindustrin nämndes.

Slutsatsen är att många anläggningar ser eller kommer att se större variationer i inkommande bränsle, än de variationer som det nationella medelvärdet indikerar. På det stora hela kommer en skiftande avfallsbränslemarknad ställa krav på att anläggningarna klarar att anpassa sig för att hantera variationerna.

I följande avsnitt redogörs för en del av de tekniska utmaningar som man på anläggningarna kan komma att ställas inför, som en följd av variationerna i bränslet. Vilka utmaningar som blir aktuella för den enskilda anläggningen beror på teknik, anläggningens design, samt hur det framtida avfallsbränslet slutligen kommer att förändras jämfört med idag.

6.1 Transport och lagring

I ansökan till projektet angavs transport och lagring som ett intressant område för projektet med avseende på hur bränslets karaktär påverkas under transporten och dess lagringsbarhet när det är mottaget. Detta för att se förändringar i förbränningsprocessen och energiåtervinningen orsakade av det åldrade bränslet.

Inom ramen för projektet stod det dock klart relativt tidigt att existerande transportproblem inte rör bränslets kvalitet. Istället är de problem som uppstår oftare relaterade till frågor om juridik och logistik och/eller praktiska detaljer som form, storlek och hållbarhet på balar, teknik och tidsåtgång för lastning och lossning, hamntillgänglighet, lossningsplatser och temporära förvaringsplatser.



Figur 7. Foton från lossning av importerat avfallsbränsle i fyrkants- respektive rundbalar. Foton: Elisabeth Söderpalm.

Figure 7. Photos of imported waste fuel being unloaded in square and round bales. Photos: Elisabeth Söderpalm.

Den mängd som importeras i dagsläget är hanterbar idag, men med en ökad import i framtiden kommer högre krav att ställas på hamnar och transport inom landet. I studien ”På spåret Transporter av avfall på järnväg – en möjlighet” för Avfall Sverige [24] har man undersökt möjligheterna för inhemsk transport via järnvägsnätet. I rapporten påpekas att det bästa alternativet hade varit specialbyggda järnvägsvagnar och järnvägsanpassning vid alla anläggningar med stickspår för lossning, likt anläggningar i både Tyskland och Österrike. Idag fungerar dock inte de vanligaste avfallscontainrarna (rullflak eller bakåttippad) ihop med järnvägstransporterna som skulle passa bättre ihop med sidtippade containrar av järnvägsdimensioner. Det medför att järnvägstransport kräver investeringar för att kunna ersätta den lastbilstrafik som används idag.

När de importerade mängderna avfallsbränsle ökar, förväntas också trafiken till och kraven på hamnarna öka, vilket eventuellt skulle kunna leda till en ny efterfrågan om anpassning av transportalternativen.

Balarnas utformning och hållbarhet har stor påverkan på lossningsförfarandet, framförallt vad det gäller tidsåtgång. Dåliga balar som läckt eller tappat formen under transport försvårar lossning och kan även vara en sanitär olägenhet beroende på hur mycket och vad som läckt ut.

När det gäller åldrandet av det balade materialet så är det ingen av de idag importerande anläggningarna som lagrar avfallet utan det går direkt till förbränning. I den danska tidskriften ”Teknik & Miljö” publicerades det 2007 en artikel av Rambøll [25] om hur svavelhalter ökar i balat lagrat avfall vilket påverkar SO_2 -halterna i rågasen. I en ny studie av Ozbay & Durmusoglu [26] påvisas att balat hushållsavfall tappar i värmevärde främst pga inblandning av matavfall och till viss del pga ökningen av fukthalten. Eftersom det importerade materialet är utsorterat bör det klara av åldring bättre och bör inte påverkas av den relativt korta tid transporten tar.

6.2 Tekniska konsekvenser

6.2.1 Högre effektivt värmevärde

Ett av resultaten från scenariostudierna var att i slutändan förväntas värmevärdet på den blandade avfallsmixen att öka (se avsnitt 5.6). Ett högre effektivt värmevärde kan dels bero på lägre fukthalt i bränslet men också på en ökad relativ andel av exempelvis plastavfall. Minskad andel aska i inkommande bränsle resulterar också i ett högre värmevärde.

6.2.1.1 Förändrade intäkter för mottagning av avfall och försäljning av energi

Rent ekonomiskt kan ett högre värmevärde ha ett relativt stort inflytande på den direkta ekonomin.

Om anläggningen är mekaniskt begränsad genom att exempelvis rökgasfläktarna går på maxlast så kommer bidraget att bli positivt då anläggningen kommer att kunna producera mer energi/ton avfall som då genererar högre intäkter från energiförsäljning.

Om avfallsförbränningsanläggningen däremot är termiskt begränsad så att maximal mängd energi redan produceras och säljs kommer ett högre värmevärde leda till att en mindre mängd avfall kan förbrännas. Därmed kommer anläggningen få minskade intäkter från mottagningsavgifter. Om det effektiva värmevärdet för en termiskt begränsad anläggning exempelvis ökar med 5 % så kommer med en oförändrad energieffektivitet 5 % mindre avfall att kunna eldas. Detta leder i sin tur till ett intäktsbortfall på 2,5 % (vid antagandet att mottagningsavgiften står för ca 50 % av intäkterna).

6.2.1.2 Högre förbränningstemperatur

Förbränningstemperaturen i eldstaden är ett resultat av den energi som frigörs vid oxidation av bränslet. Vid en adiabatisk process (dvs inget uttag av värme från processen) kommer den energi som frigörs att termiskt bäras av förbränningsprodukterna, rökgasen och askan. Eftersom energin vid förbränningen går till att öka temperaturen på gaser och partiklar, innebär det också att temperaturen kommer att vara beroende av närvaron av ämnen som inte reagerar. Dessa ämnen utgör istället ballast som kommer att sänka den resulterande temperaturen eftersom de inte direkt bidrar (och förbrukas) vid oxidationen. Detta utnyttjas normalt sett i en industriell förbränningsprocess för att kontrollera temperaturen i eldstaden. Det kan ske genom att exempelvis öka luftöverskottet, eller genom att återföra rökgas från slutet av pannan till eldstaden. Andra mer statiska möjligheter att påverka temperaturen är att exempelvis att ha vattenkylda panelväggar i eldstaden med mer eller mindre av värmeisolerande murverk för att skydda tuberna.

Ett ökat effektivt värmevärde kommer att resultera i högre förbränningstemperatur i eldstaden[27]. Detta kan i sin tur leda till högre materialpåkänningar på de tuber i eldstaden som inte är skyddade av eldfast material eller Inconel⁸.

⁸ Inconel är ursprungligen ett varumärke från Special Metals Corporation och används som beteckning på legeringar med krom, nickel och koppar som legeringsmedel. Legeringstypen har typiskt en hög resistens mot korrosion och används också vid högtemperaturapplikationer.

6.2.1.3 Försämrade NO_x -reduktion vid selective non catalytic reduction (SNCR)

Många svenska avfallspannor använder idag SNCR som metod för att reducera NO_x . Vanligtvis används ammoniak (NH_3) eller urea (NH_2CONH_2) som reduktionsmedel. Oavsett vilket av dessa reduktionsmedel som används så fungerar de bäst vid specifika temperaturintervall (se Figur 8) där det normalt är en förskjutning så att urea har ett högre temperaturfönster än ammoniak.

Om reduktionsmedlet tillsätts vid en för hög temperatur ($>1100^\circ\text{C}$) fås inte den reducerande effekten, utan tvärtom riskerar NO_x emissionerna att öka för att även reduktionsmedlet ombildas till NO_x [29].

En förhöjd eldstadstemperatur kommer att påverka temperaturerna vid de insprutningsnivåer som finns installerade för SNCR. Detta kan resultera i försämrade reduktion av NO_x med ökade kostnader som följd. Om en anläggning får en klar trend med ökat värmevärde på mixen kommer denna ändring bli bestående och inte bara vara en följd av fluktuationer i bränslet från en dag till en annan.

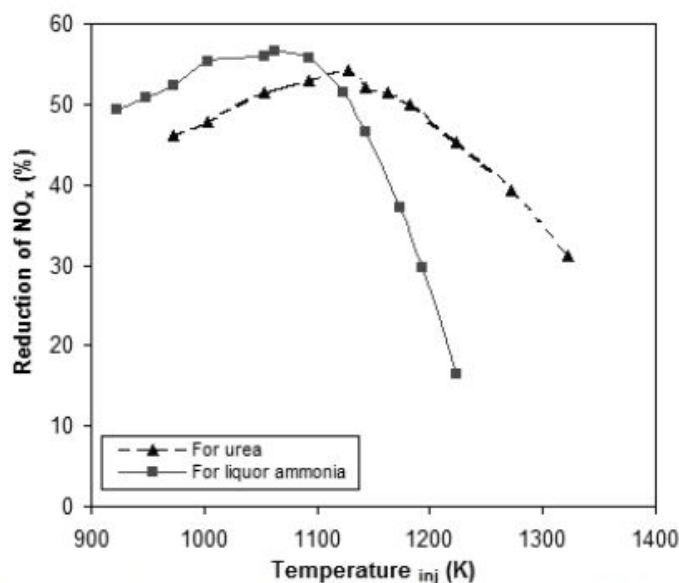


Figure 5. Comparison of reduction characteristics of urea and ammonia liquor at NSR of 3

Figur 8. Exempel på skillnad mellan temperaturfönster för ammoniak och urea [28]. Notera att temperaturen är angiven i Kelvin. Försöken är utförda i en biobränslepanna.

Figure 8. An example of the difference between the temperature windows for ammonia and Urea [28]. NB that the temperature is given in Kelvin. The experiments were conducted in a biomass boiler.

Tänkbara åtgärder är:

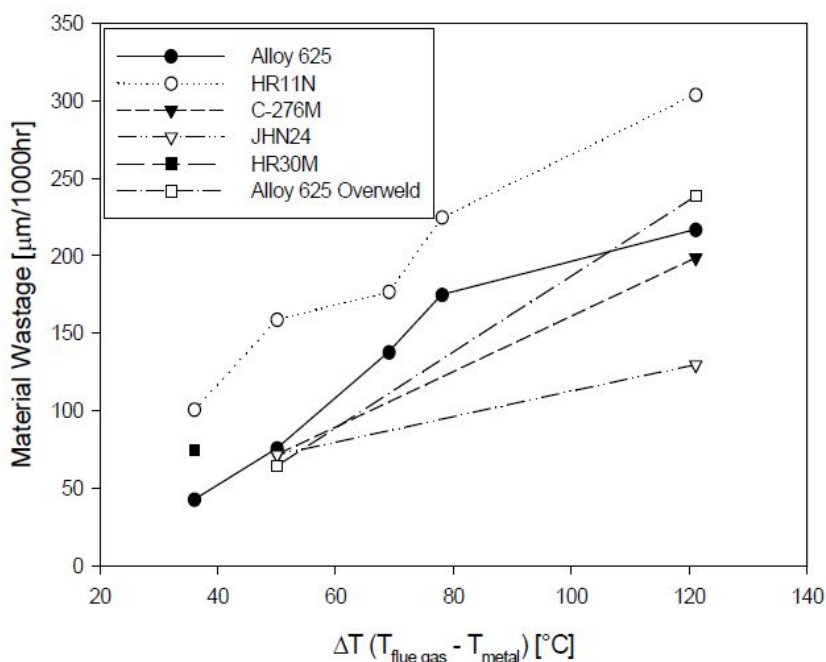
- Ökad rökgasåterföring för såväl temperaturreglerande effekt som för ökad turbulens/bättre omblandning och därmed bättre effektivitet
- Insprutning av vatten i eldstaden [30] vilket har visat sig ha positiv effekt på NO_x
- Installation av fler insprutningsnivåer för att kunna hantera förändringar i temperaturer i eldstaden
- Tillsats av additiv till reduktionsmedlet för att få dem effektiva i ett större temperaturfönster [29]
- Blanda in slam eller andra avfallsslag med lågt effektivt värmevärde
- Byta en del murverk mot Inconelbeläggning på tuberna. Denna åtgärd ökar värmeupptagningen i eldstaden. Eftersom en sådan åtgärd kommer att öka värmeupptaget även när en avfallsblandning har ett normalt eller ”lägre” värmevärde så kommer det påverka möjligheterna att kraven på uppehållstid (850°C , 2 sek [31]) Den är dock inte lämplig om det inte är en generellt högre värmevärde på blandningen som går in till pannan.

6.2.2 Risk för beläggningar/korrosion

En ökad temperatur på rökgasen när den möter överhettarna ökar också risken för korrosionsskador. I Figur 9 illustreras hur materialavverkning till följd av korrosion kan bero av skillnaden i temperatur mellan rökgasen och tubmaterialet. Även grundtemperaturen på tubmaterialet påverkar vilken effekt en ökad temperaturdifferens får på korrosionen.

Möjliga åtgärder är att tillsätta additiv för minskad beläggningsbildning och korrosion. Detta kan exempelvis vara rötat slam eller ChlorOut⁹ [33].

⁹ Chlorout är ett kommersiellt additiv som både kan ge förbättrad NO_x -reduktion och minska problem med korrosion. Additivet består av ammoniumsulfat.



Figur 9. Materialförlust som funktion av differensen mellan rökgastemperatur och materialtemperatur [32].

Figure 9. Material loss as a function of the difference between flue gas temperature and material temperature [32].

6.2.2.1 Ökad risk för bäddagglomerering/ bäddsintring i fluidbäddpannor

Bäddagglomerering, även kallat bäddsintring, orsakas av att bäddpartiklarna klumpas samman och skapar partiklar som är signifikant större än ursprungsmaterialet. Partiell defluidisering innebär att bäddpartiklarna bildar så pass stora partiklar så att bäddens fluidisering störs och total defluidisering innebär att hela bädden sintrar [34].

En ökning av element som t.ex. Na, K, Ca, Si, S och Cl har visats negativt för bäddagglomerering eftersom dessa bildar lättsmälta salter som kan orsaka agglomerering genom att bilda ett "lim" [35]. En ökad bäddtemperatur ökar även det i sin tur risken för att bädden skall agglomerera.

För att undvika bäddagglomerering kan man bland annat byta ut bäddmaterialet oftare, se över bränslepartiklarnas storlek, värmeöverföringen i bädden och syrgashalten i bädden eller reglera temperaturen, t.ex. med returluft.

6.2.2.2 *Ökad rosterbelastning*

Ett ökat värmevärde och ökad förbränningstemperatur ger också en ökad termisk belastning på rostern. Om rostern är luftkyld är det inte säkert att det finns tillräckligt reglerutrymme för att klara kylningen av rosterstavarna. En ungefärlig övre gräns på effektivt värmevärde som angetts för luftkylda rostrar är 14 MJ/kg¹. Det finns dock exempel på luftkylda rostrar som fungerat för bränsle med så högt effektivt värmevärde som 16 MJ/kg. Vattenkylda rostrar hanterar värmevärden på upp till 20 MJ/kg [27].

En för hög termisk belastning på rostern riskerar att leda till värmesprickor, korrosion samt metallsmältor på rosterstavarna. Resultatet blir ökade driftstörningar och ett ökat underhållsbehov (med ökade kostnader som följd).

6.2.3 **Lägre fukthalt**

Lägre fukthalt i bränslet kan naturligt leda till ökat värmevärde med de tänkbara konsekvenser som redovisats tidigare.

6.2.3.1 *Högre energieffektivitet i pannan*

En betydande del av den rökgasförlust som fås från en anläggning beror på den vattenånga som kommer från fukten i bränslet. Mindre fukt i bränslet kommer att generera mindre rökgasflöde vilket ger mindre arbete för rökgasfläkten.

Mindre fukt i rökgasen kommer också att leda till lägre rökgasförluster för anläggningar som inte har rökgaskondensering. Den minskade rökgasförlusten är dock i sammanhanget väldigt liten (uppskattningsvis 0,5 ‰ av tillförd bränsleeffekt)

6.2.3.2 *Minskad effekt i rökgaskondenseringen*

Rökgaskondensering bygger på att kondensationsenergin i vattenågan i rökgasen tillvaratas. Därför kommer en minskad fukthalt i ingående bränsle att minska potentialen för rökgaskondenseringen då fukthalten i rökgasen minskar. En minskning av fukthalten från 38-36 % som indikerades i avsnitt 5 skulle innebära att potentialen i en direktkondensering minskar med ca 5 %. Detta skulle kunna påverkas genom uppfuktning av bränslet eller tillsats av vatten i eldstaden.

En positiv effekt av den minskade potentialen i rökgaskondenseringen är minskade flöden av rökgaskondensat som måste renas.

6.2.4 **Minskad askmängd**

Resterna från förbränningen utgör idag totalt 20-25 % av den inkommande avfallsmängden. Flera anläggningar har sett ökade mängder av framförallt bottenaska. Det verkar främst vara verksamhetsavfallet som idag innehåller en större andel icke-brännbara fraktioner, som hamnar i bottenaskan. Hanteringen av askan medför en kostnad, men också intäktsmöjligheter. Metaller som sorteras ut från bottenaskan innebär en intäkt för anläggningarna. Däremot innebär sortering av slaggrus och åldring av slaggruset en kostnad. I dagsläget används huvuddelen av bottenaskan som konstruktionsmaterial på deponier och belastas därmed inte med deponiskatt.

I framtiden kan man vänta sig en minskad askhalt i bränslemixen, som beror på att det avfallsbränsle som förväntas tas från Storbritannien har passerat sorteringsanläggningar där det sorteras bort inert material. De svenska erfarenheterna av askhalt i importerat avfall, redovisades i avsnitt 2 och indikerar ”askhalter” om 10 % mot den traditionella svenska avfallsmixen som har ca 21 % [4].

6.2.4.1 Minskad intäkt från metallförsäljning

Eftersom det importbränsle som framförallt studeras i detta projekt har gått igenom olika sorteringsanläggningar kommer mycket av de rena metallerna i avfallet redan ha sorterats bort när avfallsbränslet kommer till den svenska anläggningen. Det innebär att det kommer sorteras ut mindre metaller ur bottenaskan och intäkterna från asksorteringen kommer att minska.

6.2.4.2 Minskat slitage på utrustning

Minskade mängder icke-brännbart material in till anläggningen kommer att minska det mekaniska slitage som uppstår på all processutrustning som utsätts för det inerta materialet. För FB-pannor kan en minskad mängd inert material klart minska belastning och slitage på exempelvis krossar i bränsleberedningen. Beroende på kvaliteten på det importerade bränslet kan det i vissa fall gå direkt till pannan och därmed skona bränsleberedningen helt.

Mindre metaller i just bränsleberedningen för FB-pannor bör också minska risken för bränder i krossar eller bränsleberedningen till följd av gnistbildning vid krossningen.

Ett vanligt problem i FB-pannor är också att det fastnar metall och metalltrådar i fördelningsdysorna i pannbotten. Det kan orsaka problem med luftfördelningen i bädden, men kan också ge ett större behov av revision, för att avlägsna dessa hinder.

En minskad mängd metall och andra icke-brännbara fraktioner i avfallet in i pannan, skulle kunna minska dessa effekter. Dock ska man vara medveten om att just metalltrådar inte nödvändigtvis är det enklaste att avskilja i en sorteringsanläggning. Det visas ju bland annat genom att det redan förekommer dessa problem trots att FB-pannor alltid eldar berett bränsle.

Minskad mängd aluminiumskrot in till anläggningen kan också minska problem med aluminiumsmältor som rinner ner mellan rosterstaverna. När smältan stelnar kan den täppa till rostermellanrum och de underliggande fördelningstrattarna för tillförsel av primärluft [27]. Annat metallskrot kan också sätta sig mellan rosterstaverna och orsaka mekanisk överbelastning på de rörliga delarna [27].

Stora inerta föremål kan också ställa till problem vid askutmatningen. I många fall kan dock kranföraren hindra att dessa går in i pannan, genom att plocka ur dem från bunkern. Det fungerar dock inte om kranarna körs på automatik. Dessa problem bör kunna undvikas helt vid eldning av bränslen som genomgått sorteringsanläggningar.

Det minskade slitaget i anläggningarna innebär också besparingar i form av minskade driftstörningar och minskade underhållskostnader.

6.2.4.3 Minskade hanteringskostnader för bottenaska

Om man jämför det importerade avfallsbränslet från Storbritannien, som har en askhalt om 10 %, med den svenska mixens 20 %, innebär det minskade hanteringskostnader för slagg-sortering, transport och eventuell framtida deponering. Dessutom ger det minskade underhållskostnader. Dessa kostnadsbesparingar ska sedan ställas mot förlust i intäkter från brännskrot.

$$\text{Besparing} = (K_{\text{hantering}} + K_{\text{transport}} + K_{\text{deponi}} + K_{\text{underhåll}}) * (\text{Ask}_{\text{referens}} - \text{Ask}_{\text{bränsle}}) - I_{\text{metallskrot}}$$

Där:

Besparingen är i kr/ton avfall

Kostnaderna (K) är i kr/ton aska

Askhalten är i % av inkommande avfall (i mottagningstillstånd)

Intäktsbortfall metallförsäljning (I) är kr/ton avfall

6.2.5 Ökade variationer i inkommande bränsle

En större variation i inkommande bränsle i form av exempelvis mer monofraktioner och fler besvärliga fraktioner kan ställa till en rad olika driftproblem. Konsekvenserna beror på vilka fraktioner som går in och hur stor skillnad det är på dessa jämfört med ”normalbränslet”. Hur stor andel samt hur väl inblandningen kan ske kommer också vara avgörande faktorer.

6.2.5.1 Risk för beläggningar och korrosion

Besvärigare fraktioner kan exempelvis innehålla höga halter av alkali och/-eller klor vilket kan öka risken för korrosion och beläggningar i pannan. Exempelvis har de generella erfarenheterna av eldning av SLF varit problem just med beläggningar om inblandningsgraden varit hög. Detta kan exempelvis motverkas genom att använda rötslam som additiv.

Dålig omblandning av monofraktioner leder till problem med styrning av bland annat förbränningsluften. Det kan lokalt ge en reducerande atmosfär vilket också leder till ökad risk för korrosion.

Riskerna blir större för rosterpannor då de inte har lika omfattande bränsleberedning som fluidbäddpannorna. För att minska risken för beläggningar och korrosion blir styrningen av inkommande avfall viktig samt blandningen av avfallet innan det eldas. Pannregleringen och operatörerna kommer också att bli avgörande för att klara större variationer i det inkommande bränslet.

6.2.5.2 Risk för försämrade NO_x-reduktion.

Vid större variationer i inkommande avfall är det risk att det optimala temperaturfönstret i pannan för SNCR rör sig. Det kan innebära att reduktionsmedlet sprutas in vid fel temperatur med sämre effektivitet som följd. Det kan eventuellt lösas med fler insprutningsnivåer och anpassad reglering.

7 Resultat: Sorteringstekniker och standarder för avfallsbränsle av typen RDF/SRF

7.1 Klassificering av RDF/SRF

När det gäller utsorterade avfallsbränslen finns det många olika beteckningar och metoder att ta fram dessa bränslen. Några beteckningar som är vanliga i Sverige är PTP (papper-träplast) och bränslekross medan internationellt talas det oftast om tidigare nämnda RDF (Refuse Derived Fuel) eller SRF (Solid Recovered Fuel). Det finns också andra begrepp som exempelvis SLF (Shredder Light Fraktion), TRF (Tyre Derived Fuel) och WDF (Waste Derived Fuel).

För SRF finns det en europeisk kvalitetsklassificering via CEN, som gör den till en mer väldefinierad fraktion, medan RDF ofta är en betydligt mer odefinierad fraktion. WDF kan ses som ett samlingsnamn på alla sorterade avfallsbränslefraktioner. Generellt kan SRF sägas vara ett mer högvärdigt och välspecifiserat bränsle än RDF [36]. Dock finns det på nationell nivå också olika initiativ för klassificering av RDF, vissa av dem kan vara integrerade i den nationella lagstiftningen (exempelvis Italien) medan andra kan vara initiativ från nationella organisationer (exempelvis Storbritannien och Tyskland).

7.1.1 CEN/TC 343 Fasta återvunna bränslen

CEN har under ett antal år arbetat med att ta fram standarder kring fasta återvunna bränslen, och idag kan man hitta mer än 30 olika standarder och rapporter som tagits fram inom området. Det är bland annat standarder för klassificering av SRF, provtagning, bestämning av biogen andel, bestämning av huvudelement med mera.

Den standard som hanterar klassificeringen är SS-EN 15359:2011 [37]. CENs klassificering bygger på tre parametrar vid klassningen: värmevärde, klorinnehåll samt kvicksilverinnehåll (se Tabell 20). Utöver detta ställer den också krav på avfalllets ursprung i den mån att det inte får härstamma från farligt avfall. Klassificeringen ges för alla tre parametrarna separat. För kvicksilver är det den högsta (sämsta) klassen som gäller för medelvärdet och 80:e percentilen. När det gäller analysmetoderna så ska SS-EN 15400 (värmevärde), SS-EN15408 (Cl) och SS-EN 15411 (Hg) användas vid analyserna och klassificeringen..

Även om det inte finns gränsvärden för andra ämnen för klassificeringen, så skall ett bränsle klassat enligt SS-EN 15359:2011 också innehålla information om askhalt, fukthalt, effektivt värmevärde på torr bas, samt innehållet av klor, kvicksilver, antimon, arsenik, bly, kadmium, krom, kobolt, koppar, kvicksilver, mangan, nickel, tallium och vanadin samt summan av tungmetallerna på samma sätt som kraven för emissionsmätning i industriemissionsdirektivet (IED) [38]. Även partikelform och partikelstorlek på SRF ska vara anggett. Standarden innehåller en rad räkneexempel samt mallar på hur bränslespecifikationen kan utformas.

Tabell 20. Klassificeringsparametrar enligt SS-EN 15359:2011

Table 20. Classification parameters according to SS-EN 15359:2011

Klassificeringsparameter	Statistisk storhet	Enhet	Klass				
			1	2	3	4	5
Effektivt värmevärde	Medel	MJ/kg (ar)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Klor (HCl)	Medel	% (torr)	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3,0
Kvicksilver (Hg)	Median	mg/MJ (ar)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	80:e percentilen	mg/MJ (ar)	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

7.1.1.1 Italien

Italien har haft regler för klassificering av RDF/SRF en längre tid även om dessa också har ändrats med tiden. 1998 lades det till minimikrav på RDF [39], och sedan dess har man gått längre och tagit fram nya kriterier som även innebär att bränslefraktionen kan klassas som end-of-waste enligt reglerna i ramdirektivet om avfall [40]. End-of-waste-kriterierna notifierades till EU och antogs i medlemsländerna i mars 2013 [41]. Grundkriterierna bygger på EN-standarden men för att uppnå end-of-waste-status måste bränslet uppfylla någon av klasserna 1-3 för värmevärde och klor och klasserna 1-2 för kvicksilver (Tabell 21).

Utöver kraven på värmevärde, klor och kvicksilver finns även en rad gränsvärden för andra parametrar, vilka visas i Tabell 22 (samma parametrar som måste följas upp på emissionsidan i förbränningsanläggningen enligt IED).

Tabell 21. De italienska kraven för end-of-waste diskvalificerar en del av klasserna i EN-standarden. Rödmärkade kursiva värden visar sådana som inte är godkända som end-of-waste

Table 21. The Italian demands for end-of-waste disqualifies some of the classes in the EN-standard. Values marked in italic and red are not approved as end-of-waste

Klassificeringsparameter	Statistisk storhet	Enhet	Klass				
			1	2	3	4	5
Effektivt värmevärde	Medel	MJ/kg (ar)	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3
Klor (HCl)	Medel	% (torr)	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3,0
Kvicksilver (Hg)	Median	mg/MJ (ar)	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	80:e percentilen	mg/MJ (ar)	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

Tabell 22. Ytterligare parametrar som ska vara uppfyllda för att avfallsbränslet ska klassas som end-of-waste. När det gäller askhalt och fukt regleras inte dessa eftersom de betraktas som rena kommersiella värden som blir en överenskommelse mellan producent och kund

Table 22. Additional parameters that need to be fulfilled for the waste fuel to be classified as end-of-waste. Ash content and moisture is not regulated as they are considered commercial values and an agreement between producer and customer

Parameter	Statistiskt mått	Måttenheter	Gränsvärde
Fysiska parametrar			
Aska	medeltal	% torrsubstans.	(se anmärkning 1)
Fuktighet	medeltal	% våt vikt	(se anmärkning 1)
Kemiska parametrar			
Antimon (Sb)	median	mg/kg TS	50
Arsenik (As)	median	mg/kg TS.	5
Kadmium (Cd)	median	mg/kg TS.	4
Krom (Cr)	median	mg/kg TS.	100
Kobolt (Co)	median	mg/kg TS.	18
Mangan (Mn)	median	mg/kg TS.	250
Nickel (Ni)	median	mg/kg TS.	30
Bly (Pb)	median	mg/kg TS.	240
Koppar (Cu)	median	mg/kg TS.	500
Tallium (Tl)	median	mg/kg TS.	5
Vanadin (V)	median	mg/kg TS.	10
Σ metaller [Sb, As, Cr, Cu, Co, Pb, Mn, Ni, V]	median	mg/kg TS.	--

Utöver dessa värden regleras också från vilka avfallstyper RDFen får vara framställd.

Det är oklart exakt vilken status dessa end-of-waste-bränslen får utanför Italien. Men eftersom bränslet formellt har upphört att vara avfall, kan det teoretiskt eldas i anläggningar som inte lyder under direktivet för industriella emissioner [38] (tidigare avfallsförbränningsdirektivet [42]).

7.1.1.2 Storbritannien

I Storbritannien har WRAP arbetat fram ett klassificeringssystem [43] tänkt för mindre förbränningsanläggningar (<100000 ton/år) medan man hänvisar de större anläggningarna till EN 15359:2011. Motiveringen var att det främst är stora anläggningar som medverkat i framtagandet av EN15359 och därför kanske inte de framarbetade gränserna där är lämpade för mindre anläggningar, som kan vara känsligare när det gäller bränslekvalitet för att bibehålla sin lönsamhet. I klassificeringen har man delat in klasserna i tre huvudområden, ekonomiska parametrar, tekniska parametrar och miljöparametrar, se Tabell 23.

Även WRAP:s klassificering hänvisar till de standardmetoder som återfinns i standardblocket kring fasta återvunna bränslen när det gäller de olika analysmetoderna för att bestämma exempelvis biogent kol eller kvicksilver.

Tabell 23. Parametrar som ligger till grund för WRAP:s klassning av RDF/SRF för mindre förbränningsanläggningar

Table 23. Base parameters for the quality classification scheme that WRAP has introduced for small waste-to-energy plants

Egenskap	Enhet	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Ekonomiska parametrar						
Andel biogent kol av totalt kol	%	≥90	≥80	≥60	≥50	<50
Effektivt värmevärde	MJ/kg (ar)	≥25	≥20	≥15	≥10	≥6,5
Fukthalt	Vikt%	≤10	≤15	≤20	≤30	<40
Tekniska parametrar						
Klorhalt	Vikt% torrt	≤0,2	≤0,6	≤0,8	-	-
Askinnehåll	Vikt% torrt	≤10	≤20	≤30	≤40	<50
Bulkdensitet	kg/m ³	>650	≥450	≥350	≥250	≥100
Miljöparametrar						
Kvicksilver	mg/MJ (median)	≤0,02	≤0,03	≤0,06	-	-
	mg/MJ (80 percentil)	≤0,04	≤0,06	≤0,12	-	-
Kadmium	mg/MJ (median)	≤0,1	≤0,3	≤1,0	≤5,0	≤7,5
	mg/MJ (80 percentil)	≤0,2	≤0,6	≤2,0	≤10	≤15
Summa övriga tungmetaller (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	mg/MJ (median)	≤15	≤30	≤50	≤100	≤190
	mg/MJ (80 percentil)	≤30	≤60	≤100	≤200	≤380

7.1.1.3 Övriga

Österrike har tagit fram gränser för RDF/SRF bränslen som är inskrivna i deras förordning om avfallsförbränning [44]. Det är olika gränsvärden beroende på om bränslet används i cementugnar, kraftverk eller samförbränningsanläggningar. Uppfylls gränsvärdena anses också avfallet uppfylla end-of-life-kriterierna för detta användningsområde. Provtagning och analys ska ske enligt publicerade EN-standarder.

Tyskland har tagit fram kvalitetskriterier för sekundära bränslen som publicerats i RAL-GZ 724 [45]. Dessa kriterier omfattar användningen i cementugnar och kraftverk (kolpannor) och beskriver förutom en rad gränsvärden även testmetoder samt krav på självkontroll.

Eurits (European union for responsible incineration and treatment of special waste) har en specifikation för avfallbränsle för användning i cementugnar [46]. Den har funnits sedan 1996 och det är oklart om den fortfarande används. Finland hade tidigare en standard för sekundära bränslen som dock har ersatts av EN15359.

För detaljer avseende gränsvärden/kvalitetskriterier för de ovan nämnda länderna eller organisationerna se Bilaga E.

7.2 Sorteringsanläggningar

Utformningen av en sorteringsanläggning beror på en rad olika faktorer [47]:

- Vilken typ av avfall som ska sorteras
- Hur många olika material som ska sorteras ut
- Mängden material som ska sorteras
- Hur sammanblandade fraktioner man får in till anläggningen
- Slutanvändarkrav på det sorterade materialet

Utifrån faktorerna kan en sorteringsanläggning vara allt ifrån en ensam grävare med förare som sorterar ut brännbart eller icke-brännbart avfall, till att vara en stor, komplex anläggning, där ett antal olika material sorteras ut för olika behandling: det organiska går till kompostering eller rötning och den brännbara fraktionen torkas för att producera en hög-värdig bränslefraktion.

För att påverka olika parametrar på bränslet används olika tekniker. Detta beror på både kvaliteten på inkommande avfall såväl som på kravet på slutprodukterna. Sett ur kvalitet på SRF/RDF kan följande exempel i Tabell 24 vara relevanta.

Tabell 24. Exempel på olika viktiga parametrar för SRF/RDF och tekniker som kan påverka dem [48]

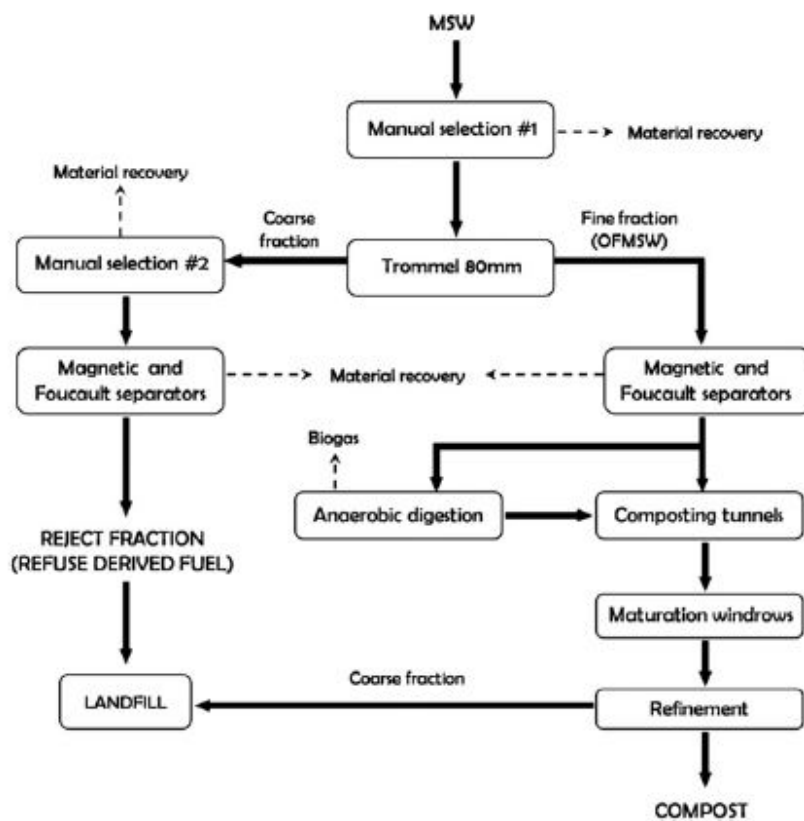
Table 24. Examples of different important parameters for SRF/RDF and techniques that can affect them [48]

Parameter	Teknikval
Fukthalt/effektivt värmevärde	Torkning för att höja fukthalten
Klorinnehåll	Sensorbaserad sortering av plastfraktion(NIR)
Tungmetaller	Sällning, tungmetallerna tenderar att ackumuleras i finfraktionen
Metallinnehåll	Magnetseparation, separation med virvelströmsteknik
Storlek	Krossning/malning

RDF/SRF kan komma som huvudprodukt ut ur sorteringsanläggningar men det kan också vara en biprodukt från anläggningar där huvudsyftet kan vara att sortera ut materialströmmar för återvinning. Exempel på sådana anläggningar är MRF (Material Recovery Facility) och MBT (Mechanical Biological Treatment).

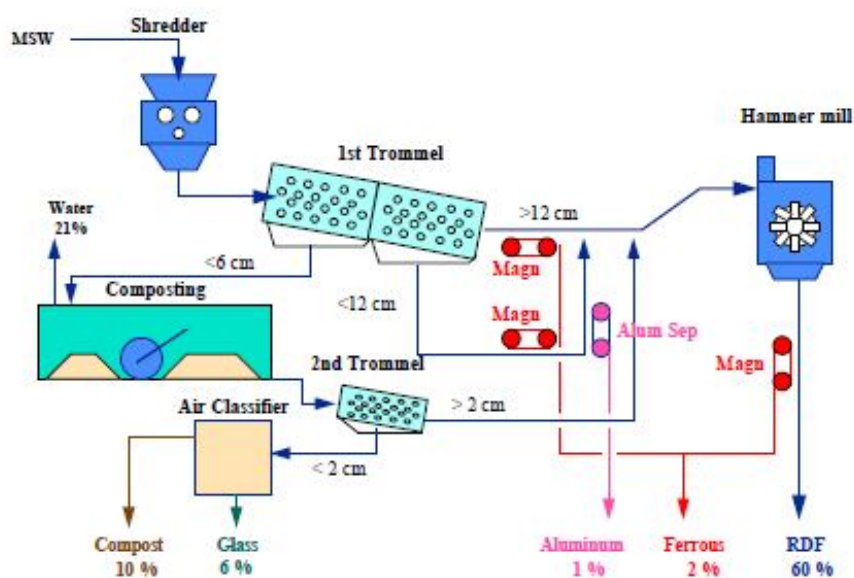
MRF hanterar oftast torra avfallsströmmar där det är blandade material (exempelvis förpackningar av olika slag) och där är huvudsyftet att separera de olika materialen som sedan ska kunna materialåtervinnas. Avfallsströmmarna som går till MRF innehåller oftast inte matavfall. Den bränslefraktion som kommer från en MRF är i huvudsak rejekt, dvs sådant de inte lyckas eller vill sortera ut till materialåtervinning.

MBT-anläggningar är sorteringsanläggningar för restavfallet, dvs avfallet som finns kvar efter källsortering av olika materialåtervinningsfraktioner. Denna ström innehåller som regel en hel del organiskt avfall (matavfall) och ett av stegen i processen är att avskilja den organiska finfraktionen som sedan går till någon form av biologisk behandling. Ett exempel på principskiss över en MBT-anläggning kan ses i Figur 10.



Figur 10 Schematisk beskrivning över en spansk MBT-anläggning. Bildkälla Montejo et al. [49]

Figure 10. Schematic view of a Spanish MBT facility. From Montejo et al. [49]



Figur 11. Principskiss över beredning av RDF vid Lomellina i Italien [50]

Figure 11. Principal sketch of the preparation of RDF at Lomellina in Italy [50]

En principskiss över en anläggning för produktion av RDF i Lomellina i Italien visas i Figur 11. Denna anläggning sorterar även bort organiskt material för kompostering.

Kvaliteten på det utsorterade materialet blir en funktion av prioriteringarna i anläggningen men också på betalningsviljan hos slutkunden.

Tabell 25 visar skillnaden mellan sammansättningen på en blandad kommunal avfallsfraktion och en RDF fraktion från en MBT anläggning kan se ut från en spansk studie [49] (denna jämförelse är bland annat baserat på MBT-systemet som visas i Figur 10).

Tabell 25. Skillnader mellan en kommunal avfallsfraktion och en RDF fraktion [49]

Table 25. Differences between the composition of MSW and RDF [49]

Kategori	Hushållsavfallets sammansättning		RDF sammansättning	
	Medel (%)	Std. Av. (%)	Medel (%)	Std. Av. (%)
Organiskt	56.26	7.44	23.71	7.84
Papper och kartong	13.80	5.52	27.91	4.73
Plast	10.67	3.08	24.50	4.25
HDPE	0.75	0.39	0.99	0.73
PET	1.46	0.52	1.87	0.85
LDPE	5.56	1.72	10.93	3.29
Mix	2.90	2.07	10.62	3.41
PVC	0.00	0.01	0.08	0.19
Glas	3.28	1.45	0.48	0.45
Magnetiska metaller	2.46	1.35	3.10	1.99
Icke-magnetiska metaller	0-50	0.46	0.61	0.51
Cellulosa	4.06	1.90	5.76	2.33
Pappersförpackningar	1.18	0.37	2.16	1.77
Textilier	3.57	2.03	8.65	3.76
Trä	1.33	1.06	2.18	1.37
Gummi	0.24	0-62	0.03	0.10
Batterier	0.01	0.04	0.00 ^a	0.00
Trädgårdsavfall	1.84	2.10	0.14	0.37
Elektronik	0.12	0.23	0.34	0.50
Byggavfall	0.69	1.04	0.48	0.45

^a Batterier återfanns i RDF men vikt-% var < 0.01 %

8 Diskussion

Projektets visar att svenska avfallsmängder till energiåtervinning förväntas stiga måttligt fram till år 2020. Ökningen av de avfallsmängderna kompenseras i stor utsträckning av mål och åtgärder om ökat avfallsförebyggande och ökad utsortering till materialåtervinning och biologisk behandling. Mängderna till energiåtervinning kan även minska om konjunkturen och vår konsumtion, som påverkar avfallsmängderna, växer mindre än förväntat.

Genom avfallsförebyggandet och den ökade utsorteringen förväntas sammansättningen på avfallsbränslet förändras. I projektet har analyser gjorts på ökat förebyggande och utsortering av matavfall och ökad utsortering av plast, trä, kartong och papper. De studerade förändringarna motsvarar att avfallsmängderna till energiåtervinning minskar med drygt 10 % (motsvarande 600 kton) år 2020 jämfört med ett referensfall där ingen ökning av förebyggande och utsortering av avfall sker.

Resultaten visar att var för sig kan förebyggande och utsortering av matavfall samt ökad källsortering av plast, trä, kartong och papper få tydlig effekt på olika studerade egenskaper för den avfallsfraktion som återstår till energiåtervinning. När man slår samman förändringarna visar dock analysen att effekten av förändringarna kompenserar för varandra i stor utsträckning. Det gör att effekterna på den återstående avfallsfraktionen till energiåtervinning blir relativt begränsad. Detta gäller i synnerhet det effektiva värmevärdet, fukthalten och den fossila kolandelen.

Analysen är gjord på nationell nivå, men lokalt för varje avfallspanna så varierar förutsättningarna. Som exempel är det idag stor skillnad på hur väl utbyggd källsortering och separat insamling av matavfall är i olika kommuner, och vilken insamlingsgrad som uppnås för material till återvinning. Det gör att sammansättningen på restavfallet till energiåtervinning varierar. Utgångsläget skiljer sig alltså åt, men vi bedömer att strävan att ytterligare öka förebyggande och utsortering är genomgående i hela landet. Lokalt kan dock påverkan bli större om man i dagsläget har låg utsortering, t.ex. enbart insamling av hushållsavfall i blandad fraktion, och det finns planer på att införa fastighetsnära insamlingssystem som innebär en kraftig ökning av insamlingen av både matavfall och material inom producentansvaret.

Mot bakgrund av ökat avfallsförebyggande och utsortering i Sverige och en förbränningskapacitet som ökar till år 2020 finns ett behov av att finna andra avfallsbränslen. Huvudalternativen i dag är främst import av avfallsbränsle, samt ökad andel av förbränningstekniskt svårare bränsle såsom t.ex. SLF (fluff), monofraktioner (t.ex. i form av rejekt från andra behandlingsanläggningar) byggavfall och rötslam (om det inte får spridas på åkermark). De svårare bränslena innehåller i större grad föroreningar och/eller har andra egenskaper (t.ex. hög fukthalt, hög askhalt) som gör dem mer utmanande att förbränna. För dessa svårare bränslen kan beredning av bränslen bli viktigare, liksom övervakning, kontroll och beredskap för variationer som påverkar förbränningen.

När det gäller ökad import är det i dag störst intresse för import av avfallsbränsle från Storbritannien. Inom ramen för projektet och främst baserat på den andra workshopen har vi samlat in kemiska analyser av bränslefraktioner från huvudsakligen Storbritannien. Analyserna är en blandning av prover på verkliga leveranser och prover från leverantörerna

på bränsle från deras sorteringsanläggningar. Prover från leverantörer dominerar eftersom importen från Storbritannien ännu är i en relativt tidig fas.

Generellt indikerar jämförelsen mot svenskt avfallsbränsle att det importerade avfallsbränslet har hög kvalitet. Detta är rimligt mot bakgrund av att det sker en försortering av avfallet där material sorteras ut för annan behandling/återvinning. Ytterligare ett skäl till den högre kvaliteten är att flera aktörer använder en kravspecifikation för avfallsbränsle som innebär begränsningar för t.ex. halter fukt, klor, zink och kvicksilver. Kravspecifikationen påverkar då sannolikt både genomförandet av försorteringen och vilka avfallslag man tar in till sortering. Samtidigt är det viktigt att betona att enbart en kravspecifikation inte är en garanti för att de verkliga leveranserna hamnar inom de tillåtna gränserna. Kravspecifikationen behöver kompletteras med kontinuerlig provtagning för att följa upp och kontrollera att kvaliteten uppfylls.

De svenska erfarenheterna av avfallsbränsle från Storbritannien har så här långt varit goda när det gäller egenskaperna i förhållande till svenskt avfall. Vid presentation av projektet vid ISWA:s årskonferens i Wien 2013 påpekades dock det låga klorinnehållet i importproverna. De halterna bedömdes som väldigt låga av flera deltagare vid konferensen, och att erfarenhet från andra länder är att kloridhalterna i importerat avfall varit mycket höga. Det avfallet har dock haft högre totalt plastinnehåll än det avfall som hittills importerats till Sverige. Detta betonar ytterligare vikten av att ställa upp krav för bränslets egenskaper och följa upp dessa kontinuerligt för att minimera negativ inverkan på avfallspannan, dess funktion och emissioner. För leverantörer som är certifierade bör risken för stora avvikelser vara mindre, eftersom de är styrda av certifieringsreglerna. För andra kan det behövas mer omfattande kontroll.

När det gäller SRF börjar standarderna kring fasta återvunna bränslen som har CEN/TC 343 arbetat fram få allt mer genomslag. För avfallsbränslen finns det dock en rad olika kvalitetskrav. Många av de övriga systemen hänvisar till dessa standarder men innehåller också specifika egna kvalitetskrav i tillägg till de som ryms i CEN standarderna. De som producerar RDF tillämpar inte dessa standarder – i alla fall inte fullt ut, eftersom de annars skulle ha en produkt de får kalla SRF. Det finns däremot ingenting som hindrar att anläggningsägaren som kund ställer kravet på att bränslekvaliteten för RDF redovisas enligt samma principer som EN15359.

Om en leverantör hävdar att de har en certifierad produkt skall de också kunna verifiera det. Som ny kund bör man säkerställa att leverantören inte olovligt utnyttjar trovärdigheten som certifieringssystem är tänkta att skapa. Det är också viktigt att undersöka vilka eller vilket kvalitetssystem de följer, eftersom det finns en rad olika sådana som har varierande krav. Eftersom CEN/TC 343-arbetet börjar få genomslag, är det bra om anläggningarna också gör sig bekanta med dessa standarder, och överväger att i högre grad tillämpa dem själva även på avfall som inte klassas som SRF. För exempelvis blandat hushållsavfall är det inte säkert att alla standarderna är fullt ut tillämpbara, men en tillämpning så långt det går är att rekommendera. Det skulle göra det enklare att jämföra olika kvalitéer och underlätta för branschen att tillammans jobba med kvalitetsfrågor.

Eftersom såväl det ingående avfallets sammansättning som tekniken i sorteringsanläggningen påverkar slutprodukterna, går det inte att bara utifrån en anläggnings uppbyggnad sluta sig till vilken kvalitet en bränslefraktion från sorteringsanläggningen kommer att ha. Det

ingående avfallet till en anläggning kan ändra sig med tiden i takt med att nya fraktioner sorteras ut vid källan. En sådan förändring kommer påverka bränslefraktionen även om sorteringsmekaniken inte ändras.

Storbritannien får inte exportera osorterat kommunalt avfall, utan det finns krav på att avfallet måste sorteras/behandlas innan export. Det verkar dock inte finnas klarlagt hur omfattande denna behandling behöver vara [51]. I en studie kring den engelska exporten av RDF och SRF konstaterades att de mottagande anläggningarna oftast inte hade några högre kvalitetskrav, utan snarare var intresserade av att få det så "obehandlat" som möjligt [36]. Det i sin tur gör att leverantörerna till dessa anläggningar förväntas göra så lite behandling av avfallet som är möjligt, eftersom kunden inte efterfrågar ett mer högvärdigt bränsle. Gränsen för behandlingen blir då det diffusa kravet om att ha behandlat avfallet innan det exporteras.

Produkten från de mest avancerade sorteringsanläggningarna har låg kloridhalt, och den går ofta till cementindustrin där betalningsviljan är högre. Värt att notera är att när PVC avskiljs från SRF-fraktionen, så hamnar den i rejektet. Detta kan sedan i sin tur säljas som RDF och då bör köparen vara beredd på att det kan vara relativt höga kloridhalter i den fraktionen. Det stämmer med erfarenheter från andra länder, om kvalitén på importerad RDF, som framkom under ISWA:s årskonferens i Wien 2013.

Det är tydligt att de tekniska konsekvenserna av förändringar i bränslets kvalitet och sammansättning är anläggningsspecifika. Konsekvenserna beror på hur stora skillnaderna blir jämfört med dagens bränslemix, men också på befintlig teknik och vilka marginaler och reglerutrymmen som finns i anläggningen idag. Faktorer som rökgasåterföring, rökgaskondensering, termiska eller mekaniska begränsningar i anläggningarna ger specifika förutsättningar för varje anläggning.

En generell effekt med ökad import och ökade monofraktioner (och kanske sämre fraktioner) är att omblandningen av bränslet innan det går in i pannan blir viktigare än idag. Styrning av leveranser av specifika monofraktioner blir också viktigare för att blandningen ska kunna fungera. Vid betydande inblandning av monofraktioner, så spelar det ingen roll hur duktig kranföraren är, eller hur väl kranautomatiken fungerar, om hela veckans leverans av en monofraktion exempelvis kommer in måndag morgon. FB-pannor är mindre känsliga på denna punkt eftersom de har en bränsleberedning som hjälper till att jämna ut kvalitén på bränslet, men kommer också behöva fundera mer kring denna styrning.

En bra kommunikation mellan tekniksidan och bränsleinköparna är redan vital, men kommer att bli än viktigare för att kunna förbereda tekniksidan på förändringar i kommande kvalitet och ge dem möjlighet att anpassa sig. Men viktigt är också att ge inköpsidan inblick i vilken kvalitet som är acceptabel från anläggningen, med hänsyn till olika tekniska begränsningar.

9 Slutsatser

Sammansättningen på svenskt avfallsbränsle ändras när främst mat- och plastavfall i restavfallet minskar som en följd av styrmedel och nya insamlingssystem. Totalt sett ger en uppfyllnad av uppsatta mål ca 600 000 ton mindre avfall till förbränning år 2020. Effekten på avfallsbränslets egenskaper väntas dock bli liten, eftersom egenskaperna hos de förebyggda eller utsorterade materialen till viss del kompenserar för varandra med avseende på bland annat värmevärde och fukthalt. Minskning av olika fraktioner kompenserar varandras inverkan på den resterande mixens egenskaper. En viss ökning av askhalt samt halterna av klor och zink väntas medan kaliuminnehållet förväntas sjunka.

Med ett ökat förebyggande och källsortering av avfall i Sverige, finns ett behov för att finna andra avfallsbränslefraktioner. Behovet förstärks av en fortsatt byggnation av kapacitet för avfallsförbränning (kraftvärmeverk). Huvudalternativen i dag är främst import av sorterat avfallsbränsle från Storbritannien och en större andel förbränningstekniskt svårare bränslen som t.ex. SLF (fluff), monofraktioner, byggavfall och rötslam. Vid en ökad andel förbränningstekniskt svåra bränslen blir bränsleberedning och bränsleblandning viktigare än idag, liksom övervakning, kontroll och beredskap för variationer som påverkar förbränningen.

Analyser av avfallsbränsle från Storbritannien indikerar att detta bränsle har hög kvalitet med till exempel lågt innehåll av aska, klorider och zink. Detta är rimligt mot bakgrund av att det sker en försortering av avfallet och att kravspecifikation används. Samtidigt är det viktigt att betona att enbart en kravspecifikation är inte en garanti för att de verkliga leveranserna ligger inom de tillåtna gränserna. Kravspecifikationen behöver kompletteras med kontinuerlig provtagning för att följa upp och kontrollera att kvaliteten uppfylls. Det effektiva värmevärdet i avfallsbränsle ligger generellt högre än för svenskt avfallsbränsle. Detta kan få ekonomisk betydelse i termiskt begränsade pannor eftersom mindre mängd avfall då kan tas emot vilket ger lägre intäkter.

Import sker redan idag i stor omfattning från Norge, och importen därifrån bedöms inte att öka i någon större utsträckning. För importerat verksamhetsavfall från Norge visar erfarenheterna en sämre kvalitet än svenskt verksamhetsavfall med avseende på högre innehåll av gips och inert material. Huvudorsaken bedöms vara att man inte i tillräcklig utsträckning har byggt upp sorteringssystem, samt befinner sig på en konkurrensutsatt marknad där försortering minimeras för att spara kostnader. För att nå en förbättrad kvalitet på importerat verksamhetsavfall från Norge, rekommenderas kravspecifikationer, mottagningskontroll, uppföljning samt dialog.

När man tar hänsyn till ökande import av avfallsbränslen för att täcka dels ökad materialåtervinning men också ökad behandlingskapacitet, spås större effekter på den genomsnittliga avfallsbränslemixen, men fortfarande inte några dramatiska förändringar. Värmevärdet ökar samtidigt som fukthalt, askhalt, andel fossilt kol, zink- och kaliumhalt förväntas sjunka. Denna förändring är baserad på att den tillkommande importen kommer från Storbritannien och motsvarar den kvalitet på bränsle som man hittills erhållit därifrån.

När det gäller de flesta av bränsleegenskaperna går det inte att fastslå några generella tekniska konsekvenser av de förändringar som förutspås i den genomsnittliga bränslekvaliteten. Tänkbara konsekvenser måste istället analyseras för varje enskild panna med de förutsättningar den har avseende panndesign, reglerutrymme, begränsningar samt dagens bränslemix.

Minskade askmängder kommer generellt att ge mindre slitage och därmed lägre underhållskostnader i anläggningarna. Samtidigt kan intäkterna från brännskrot komma att minska om metallerna är utsorterade före förbränningen i en högre utsträckning.

Större variation i inkommande bränsle (till följd av exempelvis mer monofraktioner) ökar riskerna för beläggningar, korrosion och exempelvis problem med CO-spikar. Detta gäller främst för rosterpannor, eftersom fluidbäddpannorna i regel har en mer omfattande bränsleberedning innan anläggningen. Större variationer kommer också ställa större krav på styrning av inkommande leveranser, pannreglering samt driftpersonalen.

De transportproblem som finns rör inte i första hand bränslets kvalitet. Istället är de problem som uppstår oftare relaterade till juridiska frågor, logistikfrågor och/eller praktiska detaljer som balform, balstorlek, balhållbarhet, hamntillgänglighet, lossningsplatser, temporära förvaringsplatser och tidsåtgång till lossning.

Kommunikation mellan bränsleinköpare och de som arbetar med anläggningen blir viktig för att fastslå förutsättningar för teknikanpassning till ändrad bränslemix men också för att ange begränsningar om vad som kan tas emot med befintlig teknik.

Arbetet med bränslekvalitetsfrågor kan underlättas om anläggningar använder och ställer krav på samma analyser och analysmetoder. Där kan standarder som tagits fram i CEN/TC 343 vara lämpliga. Det man dock ska ha i åtanke när det gäller provtagning är att den är framtagen för SRF som är betydligt enklare vid provtagning än blandat hushållsavfall. Där kan andra metoder vara lämpligare.

Det är viktigt att begära tydlig och fortlöpande kvalitetsdokumentation på avfallsbränslet som importeras om man så långt som möjligt vill undvika problem med exempelvis klorider. Att sedan även uppföra ett kontrollprogram för att själv också kontrollera kvaliteten och följa upp utvecklingen blir också viktigt.

Om anläggningarna inte köper en kvalitetssäkrad produkt enligt något av de system eller certifieringar som finns, är större svängningar att vänta i det avfallsbränsle som importeras.

10 Rekommendationer och användning

Projektet visar att det är viktigt för anläggningsägarna att förbereda sig för en förändrad sammansättning av avfallsbränslet och undersöka vad det betyder för den enskilda anläggningen. Hänsyn bör tas till lokala förutsättningar, t.ex. avseende pannans egenskaper, hur välutvecklad utsortering av matavfall och andra material är i avfallspannans upptagningsområde och vilka möjligheter som finns att ta in importerade avfallsbränslen och olika former av svåra avfallsbränslen såsom SLF etc.

Rörande import är sannolikt större svängningar i bränslet att vänta om inte anläggningarna mottar en kvalitetssäkrad produkt enligt något av de system med certifieringar som finns. En bedömning bör därför göras utifrån varje avfallspannas förutsättningar och kostnader, längs hela kedjan från mottagning till färdig behandling, för att se vilken kvalitetsnivå som är lämplig.

Förslag på fortsatt arbete inom området:

- En utökad kartläggning av möjliga avfallsbränslen och dess egenskaper, även från andra länder än Storbritannien. I ett sådant arbete skulle också fler utländska importörer kunna involveras för att fånga upp mer praktiska erfarenheter.
- En logistikutredning, där fokus ligger på hur anläggningarna i Sverige bäst kan samarbeta när det gäller import, transport och logistik av avfallsbränslen, både med avseende på smidighet men också på bränslekvaliteten.
- En fortsatt uppföljning och informationsutbyte om kvaliteten på importerat avfallsbränsle. Syftet vore att öka den gemensamma erfarenheten för ett effektivt arbete med kvalitetssäkring. Ett fortsatt informationsutbyte inom ett nätverk kan även involvera företrädare för fler svenska förbränningsanläggningar, än vad som deltagit i det här projektet.

11 Litteraturreferenser

- [1]. Från avfallshantering till resurshushållning - Sveriges avfallsplan 2012-2017, Naturvårdsverket, 2012
- [2]. Nationell kartläggning av plockanalyser av hushållens kärl- och säckavfall, Avfall Sverige U 2011:04, 2011
- [3]. <http://www.wasterefinery.se/sv/project/externalprojects/present-externalprojects/Sidor/default.aspx>
- [4]. Blomqvist, E.W., Jones, F. "Bestämning av andel fossilt kol i avfall som förbränns i Sverige" Avfall Sverige U 2012:02, 2012
- [5]. Profu 2005. SEA 3 – Sammansättning och egenskaper hos olika avfallsslag. Internrapport 2005
- [6]. Profu 2006. Uppdatering av SEA 3 – Sammansättning och egenskaper hos olika avfallsslag. Internrapport 2006
- [7]. Avfall Sverige (2012). Assessment of increased trade of combustible waste in the European Union. F 2012:04, 2012
- [8]. Projections of Municipal Waste Management and Greenhouse Gases, European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production (ETC/SCP) working paper 4 2011
- [9]. Import of combustible waste and its impact on emissions of climate gases, Avfall Sverige U 2010:01
- [10]. Avfall Sverige 2013. Importerat avfallsbränsle till förbränningsanläggningar för avfall. Rapport E 2013:06
- [11]. Comparison between MBT and WTE from a climate and cost point of view Christoph Wüensch, 2011
- [12]. M. Steiner, Status and trends in MBT across Europe, and relevant features, 2010
- [13]. <http://www.svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energitillforsel/>
- [14]. Fjärrvärmens i framtiden – behovet. Fjärrsyn rapport 2009:21. Svensk Fjärrvärme. ISBN 978-7381-036-4
- [15]. Kapacitetsutredning 2013. Avfallsförbränning till år 2020. Avfall Sverige Rapport E 2013:04
- [16]. Sahlin, J., Holmström, D., Bisailon, M. 2013. "Import av avfall till energiutvinning i Sverige – Delprojekt 1 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling" Waste Refinery-rapport 35, 2013
- [17]. Fellner, J., Cencic, O., and Rechberger, H. 2007 A New Method to Determine the Ratio of Electricity Production from Fossil and Biogenic Sources in Waste-to-Energy Plants, Environ. Sci. Technol. 2007, 41, 2579-2586
- [18]. Jones, F., Bisailon, M., Lindberg, D. and Hupa, M. 2013 "The presence of zinc in Swedish waste fuels" Waste Management, Volume 33, Issue 12, December 2013, Pages 2675–2679

- [19]. Jones, F., Bankiewicz, D., Hupa, M. "The occurrence and sources of zinc in fuels" FUEL, available online 26 Oct 2013.
- [20]. Avfall Norge, 2011. Assessment of increased trade of combustible waste in the European Union
- [21]. ERFO (European recovered fuel organisation), 2013. Facts and Figures about SRF. www.erfo.info Besökt 2013-10-29
- [22]. Vegas, I., 2012. Engineering properties of ternary blended cements containing activated paper sludge and fly ash, conference presentation, WASCON 2012
- [23]. ETRMA (European Tyre & Rubber Manufacturers' Association), 2012. European Tyre & Rubber Industry, Statistics, Utgåva 2012
- [24]. Retzner, C. "På spåret Transporter av avfall på järnväg – en möjlighet?" Avfall Sverige rapport U2011:01
- [25]. Baun, D., Hulgaard, T. "SO₂-emissioner ved forbænding af mellemdeponeret affald" Teknik & Miljø 2007, nr 3
- [26]. Ozbay, I., Durmusoglu, E. "Energy content of municipal solid waste bales" Waste Management & Research 2013, 31:7, 674-683
- [27]. Laporte Martin, Knudsen Christian, Jämförelse mellan olika rostertekniker, Avfall Sverige Rapport F2010:03; Avfall Sverige, Malmö, Juli 2010
- [28]. Ishak M.S.A., Jaafar M.N.M.; The used of aqueous urea solution in reduction of noxious emissions in bio fuel combustion system using selective non-catalytic reduction; Modern applied science vol 5, No. 4; August 2011
- [29]. Andersson Christer, Woxlin Helena; Utvärdering av reduktionsmedel för SNCR, Värmeforsk rapport 561, Januari 1996
- [30]. Tekniska verken i Linköping AB, "Miljörapport 2011 Gärsdäverket Linköping"
- [31]. Miljödepartementet; Förordning (2013:253) om förbränning av avfall, Utfärdad 2013-05-08
- [32]. Hjörnhede, A., Henderson, P., "Sotningens inverkan på materialförluster i bio- och avfallseldade pannor", Värmeforsk rapport 970, Stockholm, Mars 2006
- [33]. Viklund P., Pettersson R., Hjörnhede A., Hendersson P., Sjövall P.: "Effect of sulphur-containing additive on initial corrosion of superheater tubes in waste-fired boiler", Corrosion Engineering, Science and Technology; vol 44, No 3, June 2009
- [34]. Nordin, A., Levén, P. "Åskrelaterade driftsproblem I biobränsleeldade anläggningar" Värmeforsk rapport 607, Maj 1997
- [35]. Skrifvars, B.-J., Hupa, M., Moilanen, A., Lundqvist, R. "Characterization of biomass ashes" Proceedings of Engineer Foundation Conference on the Application of Advanced technology to Ash Related problems in Boilers, July 16-21, 1995, Waterville Valley, NH, USA
- [36]. AMEC Environment & Infrastructure UK Limited, "Research into SRF and RDF exports to other EU countries, Final technical report", The chartered institution of wastes management (CIWM), Juli 2013
- [37]. Swedish Standards Institute, "Svensk standard SS-EN 15359:2011 Fasta återvunna bränslen – Specifikation och klassificering", Swedish Standards Institute, 2011-11-28
- [38]. EU, "Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar)", Europeiska unionens officiella tidning, 2010-12-17

-
- [39]. Gendebien, A. et al., "REFUSE DERIVED FUEL, CURRENT PRACTICE AND PERSPECTIVES (B4-3040/2000/306517/MAR/E3) FINAL REPORT", EU kommissionen miljödirektoratet, Juli 2003
 - [40]. EU, "Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och upphävande av vissa direktiv", Europeiska unionens officiella tidning, 2008-11-22
 - [41]. "Regolamento recante disciplina della cessazione della qualifica di rifiuto di determinate tipologie di combustibili solidi secondari (CSS), ai sensi dell'articolo 184 -ter, comma 2, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, e successive modificazioni.", Gazzetta Ufficiale Della Repubblica Italiana, Anno 154 Numero 62, s1-22, 2013-03-14
 - [42]. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/76/EG av den 4 december 2000 om förbränning av avfall
 - [43]. WRAP, "A classification scheme to define the quality of waste derived fuels", WRAP, Oktober 2012
 - [44]. "Verordnung 476: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend, mit der die Abfallverbrennungsverordnung geändert wird (AVV-Novelle 2010)", Bundesgesetzblatt für die republic Österreich, Jahrgang 2010, s1-31, 2010-12-27
 - [45]. RAL, "RAL GZ 724:2012 Sekundaerbrennstoffe – Gütesicherung", RAL, 2012
 - [46]. Eurits, "Eurits methodology for the determination of technical co-incineration criteria", Eurits, Februari 1996
 - [47]. WRAP; "MRFs Comparison of efficiency and quality", September 2006
 - [48]. Glorius, T., van Tubergen, J., Pretz, T., Khoury, A., Uepping, R., "BREF "Waste treatment" Solid Recovered fuels", European Recovered Fuel Organisation (ERFO)
 - [49]. Montejo, C., Costa, C., Ramos, P. del Carmen Márquez, M., "Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants", Elsevier, Applied Thermal Engineering 31 (2011) 2135-2140
 - [50]. Pollastro, "Lomellina Waste-to-Energy Plant", Powergen Europe, Helsingfors, Juni 2000
 - [51]. Northern Ireland Environment Agency, "Exports of "treated" residual municipal waste to Europe for energy recovery", Regulatory Position statement, version 2, September 2011
 - [52]. Profu; "Utvärdering av förslaget nationellt miljömål för materialåtervinning utifrån ekonomi och klimatpåverkan", på uppdrag av Naturvårdsverket, 2011
 - [53]. Profu; "Analys av klimatpåverkan från materialåtervinning av plastförpackningar", på uppdrag av Förpacknings- och tidningsinsamlingen, 2012
 - [54]. Profu; "Tio perspektiv på framtida avfallsbehandling", bok med sammanfattande resultat från Waste Refinery-projektet "Perspektiv på framtida avfallsbehandling" (WR35 och WR46), Mölndal, 2013

- [55]. Gyllenhammar, M., Victorén, A., Niemi, J. och Johansson, A.; ”Energiåtervinning av brännbar fraktion från fragmentering av metallhaltigt avfall”, slutrapport WR-08, Waste Refinery, 2009

A Workshop 1

Sammanfattning av workshop 1 - Trender, viktiga parametrar och tekniska konsekvenser för kraftvärmeverk/värmeverk

Deltagare:

Projektledare (Profu & SP)

Representanter från Avfall Sverige

Representanter från bränsleinköpsbolag

9 stycken representanter från totalt 4 st förbränningsanläggningar. Deltagarna representerar olika arbetsuppgifter vid anläggningarna.

Vid denna första workshop så presenterades projektets inriktning och några inledande demonstrationsresultat om hur det skulle kunna se ut när insamlad data analyserats och inkluderats i beräkningsmodellen.

Följande redovisning i punktform baseras på de kommentarer/frågor som lyftes till gemensam diskussion efter inledande gruppdiskussioner. I denna första workshop ingick det för vissa av frågeställningarna att deltagarna även fick göra prioriteringar när det gällde relevans och hur stor påverkan man tror olika faktorer får.

Diskussion 1 – Kommentarer kring sättet att presentera resultat på

- Sifforna ser ok ut, enades man om efter diskussion om enheter och bas för beräkningarna.
- Bränslet upplevs fuktigare under vintertid, spelar det in?
- Vill gärna se spannet för bränslemixarna (min-max, std av).
- Bör vi på något sätt inkludera eventuellt kommande styrmedel? (återvinningsbart, förbränningsskatt, fjärrvärmekrav i byggnader etc.).
- Gällande importerat avfallsbränsle, så behöver förhållandet mellan mängden VA/HA undersökas och uppdateras eftersom avfallet består av mer verksamhetsavfall än uppskattat i modellen.
- Det är också en definitionsfråga som skiljer sig mellan t.ex. Norge och Sverige, framförallt olika omfattning på hushållsavfall. Norge inkluderar inte ”och därmed jämförligt avfall”. Konsekvensen blir att VA i Norge innehåller en del HA som innehåller matavfall, dvs bland annat högre fukthalt.
Från Norge är avfallet ofta mellanlagrat, varvid det kan ha en lägre kvalitet med avseende på värmevärde.
- Verksamhetsavfall är den största mängden och det är önskvärt att dela in i undergrupper. Följande grupper föreslogs:
 - Bygg- och rivningsavfall (som i sig är mycket inhomogent).
 - SLF (Shredder light fraction, ”Fluff”) från defragmentering av metallhaltigt material. Det kan bl.a. innehålla mer klor- och metall och en risk för problem med beläggning och korrosion.

- Monofraktion, t.ex. plastrejekt som kan vara klippta plastbitar, ensilageplast, mm och beror på industristrukturen i respektive upptagningsområde.
- Bränslekross.
- Pappersrejekt.

Diskussion 2 – Trender

- Man ser allmänt att mer komplicerade ”svårare” bränslen ökar.
- SLF väntas öka. Även de som inte vill, väntar sig att man måste ta emot sådant så småningom. Man lär sig samtidigt.
- Röttslam ökar något så länge det är kontroversiellt att sprida, men förväntas finnas i relativt små mängder. Det är svårt att få tag på slam av rätt fukthalt inom rimliga avstånd. Slam som additiv diskuterades och finns undersökt och väldokumenterat inom åtminstone två Värmeforskprojekt (Agglobelägg 1 & 2).
- Träavfall: här ser man redan en minskning pga. utsortering av de renare fraktionerna. CCA-impregnerat tar man emot. Askhalten ökar med minskad träandel och då fås bland annat ökade påslag och slitage (Fortum och Eon).
- Matavfall minskar. Där ser många redan en successiv, långsam minskning i takt med att insamlingssystemen för detta expanderar. Vad händer med fukthalten? Trenden är också att värmevärdet har ökat, men motverkas nu av att man eldar mer lagrat bränsle, med lägre värmevärde.
- Plast minskar, i alla fall högkvalitativ sådan.
- Restavfallet minskar allmänt, särskilt om insamling i 2*fyrafackskärl införs allmänt. Vid försök i Lomma, Skåne berättade Stig Edner att utfallet är en halverad mängd restavfall.
- Bränslekross.
- Monofraktioner ökar (vissa ovan räknas som sådana). Bland annat rejektströmmar från materialåtervinning, rötning mm.
- Byggavfall kan öka p g a behov av stor byggnation.

Diskussion 3 – Hur viktiga är ovanstående förändringar?

<u>Ökning med mindre betydelse:</u>	<u>Ökning med stor betydelse:</u>	<u>Minskning med stor betydelse:</u>
Röttslam	Import*	Träavfall
Användning av additiv	Bygg- & rivavfall	Matavfall
Ökning av S & Cl	SLF	Metaller
	Mellanlagring av bränslen	Utsortering av: papper,
	Monofraktioner & rejektströmmar	plast etc.
	Sämre bränslen överlag	

*När det gäller import var alla överens om att det kommer att öka och att det är av betydelse, hur stor var dock svårt för gruppen att enas om.

En analys av ökning/minskning av vissa parametrar fördelades med hur stor påverkan de får på förbränningen i Sverige.

Diskussion 4 – Tekniska konsekvenser av bränslets kvalitet

- Fraktionen (här: storleken på inkommande avfall, t.ex. stora bitar metall som inte krossas eller sorteras ut): sliter på förbehandlingsanläggningen för FB-pannor och påverkar också askutmatningen (detta leder till ökade kostnader, problem att hålla fullast, oplanerade driftstopp etc.).
- Mängden avfall. Om en del av flödet försvinner pga. utsortering av vissa fraktioner behöver det ersättas. Om det ersätts med importerat avfall är det inte säkert att kvaliteten motsvarar det som sorteras ut vilket skulle kunna orsaka problem. T.ex. om blött matavfall sorteras ut och ersätts med VA med högt värmevärde kan det bli problematiskt i anläggningen även om kvaliteten på det importerade är hög, så är den ”fel”.
- Fukthalten. Påverkar förutom värmevärdet också rökgaskondenseringen, flödet och fläktar i systemet.
- Återanvändning/-vinningsmålet för bygg- och rivavfall kan innebära att det bara är ”dåligt” avfall kvar, t.ex. askrik och obrännbart. Hur ersätts den fraktionen?
- Beläggingsbildning, kan påverkas av bränsleinhålllet, vid svårare bränsle, mer finfördelat som sliter. Bör det kanske utredas?
- Blandningsproblematik. Finns redan idag men kan bli mer komplicerad och krävande om bränslet består av många monofraktioner som behöver blandas om väl innan förbränningen.
- Värmevärdet.
- Det kommer att krävas en bränsleflexibilitet, och smartare anläggningar, t.ex. med avseende på övervakning i gasfas och reglering och styrning online.

Diskussion 5 – Viktiga parametrar

Workshopen fick också lista viktiga parametrar och sedan fick deltagarna fem streck var att placera för att rangordna dem enligt deras egen prioritet (uppdelat mellan Rosterpannor och FB-pannor):

	Rost	Fluidbädd
Askhalt	4	4
Fukt	4	5
Värmevärde	3	5
Klor	2	3
Alkali	1	2
Zn		
Pb		
S		
Cu		
Inert material		4
S/Cl förhållande		
Metaller		
Partikelstorlek		4
Fraktionsstorlek i bränsle	1	3
Storlek på aska	5	

Eftersom man ”bara” fick fem streck var att placera ut medförde det att vissa parametrar inte fick några streck alls. Dock är de ju redan framtagna som viktiga i steg ett av övningen. När det t.ex. gäller Zn och Pb ifrågasattes det varför de inte prioriterats.

B Workshop 2

Sammanfattning av workshop 2 - Importerat avfallsbränsle - Framtidens sammansättning och kvalitet

Deltagare:

Projektledare (Profu & SP)

Representanter från Avfall Sverige

Representant från Energimyndigheten

Representant från konsultbolag

Avfallsmäklare

15 stycken representanter från totalt 5 st förbränningsanläggningar. Deltagarna representerar olika arbetsuppgifter vid anläggningarna.

Workshopen inleddes med en presentation kring olika sorteringstekniker i länder aktuella för import (se avsnitt 7 i rapporten). Efter detta visades de första resultaten baserade på den svenska sammansättningen samt vad som händer om utsorteringen uppnås och det ersätts med importerat avfall (se slutlig version i avsnitt 4 i rapporten).

Följande redovisning i punktform baseras på de kommentarer/frågor som lyftes i storgrupp efter gruppdiskussioner.

Diskussion 1 – Erfarenheter idag? Bra/dåligt i olika regioner? Varför?

- Norge: Har varit låg, ojämn kvalitet. Verksamhetavfall (Näringsavfall) som varierar mycket, bland annat innehåll av inert och gips.
- England: importerat RDF har mycket bra kvalitet. Bättre än den svenska. Påverkar drift, underhåll till det positiva.
- Kan man enas om en specifikation för importerat bränsle från alla anläggningar?
- Ju längre bort desto bättre kvalitet, även krav på högre kvalitet. Viss politisk risk t.ex. Italien.
- Hamnhantering: Man vill verkligen undvika negativ publicitet kring importen, och hanteringen i hamnarna är mycket viktig. Borde finnas stora förbättringsmöjligheter för logistiken, bl.a. balar i hamnen, balar av dålig kvalitet som går sönder. Viktigt om de i framtiden skall lagras.
- Logistik, man är orolig för ”bad cases”, som kan spilla över på samtliga importörer. Vissa har öppnat balar i hamnen, ville kontrollera direkt, eller så har man inte plats vid anläggningarna. Det är ingen bra idé om det blåser. Bäst erfarenhet av att ta in hela balar inomhus innan öppning.
- Utmaning: hur bibehåller man en hög och jämn kvalitet?
- Det kan vara viktigt att undersöka syftet med sorteringsanläggningen. Om syftet är en utsortering av bränslekross, så skall man tänka på ”Vad blir kvar?”
- Vikten av närvaro hos leverantören poängterades.
- Kviksilver t.ex. batterier från Kina. Är det risk större andel och mängd? Fler komplexa produkter, t.ex. gypaskor med blinkande lampor – vem plockar isär

dessa innan kassering, eller tänker på att lämna dessa som små-el? Allmänt mer batterier, dioder, sladdar i avfallet.

Diskussion 2 – Stämmer data om svenskt avfallsbränsle? Är sammansättningen viktig?

- Metaller får inte heller öka. Man har jobbat länge i Sverige med proveldningar och rökgasrening. Nu ökar intresset av tungmetallerna eftersom importerat avfall kan ha sämre utsortering av batterier och WEEE, detta bör vi ha i åtanke i framtiden.
- För Nederländerna finns erfarenheten att man har sämre kontroll av importerat avfallsbränsle än vad vi har i Sverige. Det är ingen speciell uppmärksamhet kring importerat. Vid frågan ”Varifrån kommer avfallet”? Är svaret ”Från SITA”, och det underlättar att de agerar både i NL och UK.
- Vad händer under balning och lagring? En sak att göra analyser på plats. Men vad har hänt under tid? Någon form av lager. I alla fall transitlager 1-3 månader är normalt. Vad händer under den perioden? Vissa tycker att det är lagrat tillför positivt värde, man skulle behövt bala ändå. Om det kommer in i april kanske eldas i november. Problem hänger ihop med organiskt. Svenskt blandat hushållsavfall är inte bra att lagra. Undersökningar har visat att det är en aerob process, dvs ingen metanavgång. Men dåligt värmevärde. Bör hitta flöden som inte lagras innan de skickas till Sverige.
- Specifikationen behöver utökas till att sätta stopp för tungmetaller och radioaktivt avfall i importen. Det kan komma med från länder som har sämre utsortering av batterier och el.
- Hur gör vi i framtiden med aska: kan den skickas tillbaka? Stickprov, kontroll, centralt?
- Krav på analyser finns men det bör eventuellt utökas med krav på kontrollprogram hos leverantören. Hur arbetar de med sina egna leverantörer? Finns det nyckelfrågor i ett kontrollsystem? T.ex. insamlingstal för elektronik, korruption, etc. kanske bör man ringa in vilket kontrollprogram man kommer att behöva ha.
- Men varför ställa högre krav på det importerade? Det svenska systemet är känt och Sverige har högst elektronikskrotinsamling i världen.

Diskussion 3 - Går sammansättningen att påverka? Vilka faktorer/egenskaper är viktiga och värda mycket?

- Massmediala parametrar kanske är viktigare, snarare än processmässiga. Allmänheten har en känsla, en rädsla. Media orsakar en hårdare kontroll av importerat bränsle än det inhemska. Kanske kan man ställa högre krav på det svenska avfallet på sikt baserat på detta?
- Mottagaravgift eller prestanda i pannan, vad är viktigast?
- Win-win sammansättningen är jättebra, men priset kunde varit bättre. Mindre aska, rening, slitage mm kan dock leda till stora besparingar. Man diskuterade att det kan vara upp till 150-200 kr billigare köra genom anläggning, jämfört med verksamhetsavfall (uppgifter från Oslo).

- Bra respons på krav hos leverantören. De lever upp till ställda krav. Ingen som de köper bränsle av har reagerat negativt på kraven.
- Gruppen ser ingen risk med för hög kvalitet och ändrat värmevärde på avfallet.
- Ja, krav kan ställas. Vad är man villig att betala för högre krav? Jfr pris på andra bränslen. Vad är pris på andra bränslen i respektive fjärrvärmesystem? Det har inverkan.

Diskussion 4 – Viktiga parametrar för transport och lagring

- Man kan kartlägga transportflödena av varor i andra branscher mer systematiskt, och utnyttja/samarbeta för att optimera transporter. Det är bra om det passar med andra tekniska koncept. Det kan på sikt finnas möjlighet att standardisera hanteringen och därigenom minska kvalitetsrisker.
- Hur kan vi samverka? Omloppstid, flöden, affärsmässiga nyttor, möjlighet till en större volym mot leverantör. Chartra fartyg om mer volym. Storlek på balar är en utmaning. Notifiering minskar flexibilitet.
- Det är viktigt att ha ett emballage som är starkt nog, och även tänker på hur balar utformas. Om möjligt optimera storlek efter lastbil.
- Allmänt har logistiken stor utvecklingspotential. Men bör undersöka standard för bland annat storlek, kanske även andra transportsätt såsom tåg. Ett bekymmer är lakvatten i transporten. Hur hantera? Hamnarna har ingen beredskap. I så fall lever man inte upp till kvalitetskrav. Transportkalkylen ändras på sikt. Svårt att säga hur transportkostnaden ökar eller ändras. Det är önskvärt med en flexibilitet som möjliggör att man kan korrigera mottagaranläggning redan från hamn vid t.ex. driftstopp.
- En större balstorlek leder till snabbare lossning och därmed sparade pengar. Dock finns det risk att balarna går sönder om de är för tunga. En annan variant är en strumpa korvstoppad med löspackat bränsle i en container som är tippbar. Om man får upp kvantiteterna lättare effektivisera. Vissa bulkvaror skickas så från Asien.

C Workshop 3

Sammanfattning av workshop 3 - Resultaten från erfarenhetsinsamlingen och simuleringarna

Deltagare:

Projektledare (Profu & SP)

Representanter från Avfall Sverige

Representant från återvinningsbolag

Representanter från bränsleinköpsbolag

13 stycken representanter från totalt 4 st förbränningsanläggningar. Deltagarna representerar olika arbetsuppgifter vid anläggningarna.

Efter att ha fått in mer dataunderlag om importerat avfall presenteras nu resultat från beräkningsmodellen som visar hur sammansättningen förändras med importerat avfall (se slutlig version i avsnitt 5). I anslutning till detta visades teorier om hur en förändring av sammansättningsskulle kunna ge tekniska konsekvenser (se slutlig version i avsnitt 6). Det presenterades också en kartläggning över SRF/RDF-kriterier i olika EU-länder (se slutlig version i avsnitt 7). Slutligen sammanfattades transport & lagring som en del av projektet som varit svår att fastställa då ingen erfarenhet i gruppen funnits, dvs. ingen lagring av importerat avfall har skett (se slutlig version i avsnitt 6).

Följande redovisning i punktform baseras på de kommentarer/frågor som lyftes i stor-grupp efter gruppdiskussionerna.

Diskussion 1– Kommentarer kring visade data (svenska värden och importerat bränsle)

- Misstanke om reduktion av svavel vid lagring vilket kan leda till emissionsspikar (normalt kommer svavlet in som sulfat och hamnar i bottenaskan). Lagrat avfall måste doseras in för att undvika emissionsspikar.
- SLF kan bidra med flertal problem så som igensättningar, påslag på konvektionsdelar, katalysator mm. Viktigt dosera i rätt proportioner, vilket i praktiken är svårt.
- Vad är det i svenska hushållsavfallet som påverkar? Vad kan det innebära att det är bättre, önskvärd kvalitet? T.ex. för svenskt industriavfall, kan det påverka upphandlingar?
- Askhalt: Vad slängs egentligen i svenskt hushålls-/industriavfall? Utsorteringen är bättre i det importerade. Svenska sorteringsanläggningar är små och har inte kapacitet dvs. dyrt köpa in sorteringsutrustning. Om alla anläggningar skulle ställa samma krav så är det lättare att anpassa kvaliteten. Det är svårt att optimera efter de högsta kraven, då går avfallet istället till andra anläggningar.
- Ibland finns misstanke om ”deponirester” i verksamhetsavfall pga. kostnaden för deponi är högre än förbränning.
- Kan man göra kopplingar bakåt teoretiskt och kartlägga varifrån vissa element kommer? Trendstudier har visat att klorider har minskat i takt med att PVC-användning gått ned under 15 år.

Diskussion 2 - Kommentarer till beräknade resultat

- Finns det risk att fler aktörer gör att det blir brist på industriavfall för att det blir ett populärt bränsle?
- Mindre andel metall i det importerade bränslet, vilket mindre intäkt vid askhantering.
- Det får främst ekonomiska konsekvenser att ta in avfall med högre värmevärde.
- Lagring och logistik. Vad händer med överkapaciteten i Sverige när andra länder i framtiden möjligen vill ha kvar sitt eget avfall?
- Blandning i eller innan bunker? Behov av extern blandningsficka? Kommer bli viktigare i framtiden. Hur ska man ha beredskap för monofraktioner?
- Konsekvenserna i beräkningarna är mindre än man trott men blir såklart tuffare för t.ex. vissa, t.ex. de kommuner som i dagsläget inte sorterar ut matavfall alls.
- Det kan komma att ske en rejektförändring, t.ex. kanske de insamlingspåsar som idag är av plast ersätts av papperspåsar.
- Logistik och lagring kommer bli mycket viktigt för att importen skall fungera.
- Kommer det bli en konkurrens om avfallet med förgasningsanläggningar?

D ORWARE-modellen

ORWARE är uppbyggd av ett antal moduler som beskriver en process eller behandling. För att kunna beskriva dessa olika delar som utgör avfallshanteringen krävs en stor mängd information. Inför varje nytt projekt görs en avvägning hur mycket av informationen som måste inventeras i det specifika fallet. Avfallen följs genom modellen från hushållen via insamling och transporter till behandlingsanläggningar tills slutlig användning, nya produkter eller deponering.

Nedan presenteras de viktigaste parametrarna för modellens funktion med avseende på hantering av fast avfall (indelad i systemrelaterade parametrar - hur det ser ut på ort och ställe - och studierelaterade parametrar - vilken typ av undersökning och vilken typ av resultat som önskas).

Systemrelaterade parametrar

Nedanstående visar en översikt över de möjligheter som finns i ORWARE för att simulera avfallshantering. Varje del kräver olika mängder indata för att kunna fungera, vissa indata är allmänna för en viss process och påverkas inte nämnvärt, andra parametrar är mer kopplade till en existerande anläggning.

Avfalllets ursprung

Avfallet som hanteras i modellen har sitt ursprung i hushåll, verksamheter och industrier. Dessutom kan andra material hanteras som inte är avfall men som sambehandlas med avfall i syfte att öka en anläggnings kapacitet. De olika avfallen delas sedan upp i mindre fraktioner som exempelvis organiskt avfall, brännbart avfall, förpackningar av metall, kartong, glas mm. beroende på hur avfallet är beskaffat. När det t.ex. gäller insamling av plastförpackningar och plast från återvinningscentraler (kommunplast) modelleras materialet som en kombination av rena plastströmmar (uppdelade på olika polymertyper som t.ex. polyeten och polypropen) och felsorterat material (t.ex. metall, matavfall, övrigt brännbart och obrännbart material). Denna modellering baseras på plockanalyser av det aktuella materialet.

Insamling och transporter

Avfall och andra material samlas in och transporteras till, från och mellan olika anläggningar för behandling eller omhändertagande. Modellen kan hantera ett antal olika fordon för insamling och transporter: insamlingsfordon, lastbil med eller utan släp etc.

Insamlings- och transportfordon i modellen består av indata som är platsspecifika, t.ex. fordonslast och transportavstånd. Andra parametrar som energiförbrukning per km samt utsläpp från transporter är parametrar som generellt inte skiljer sig mellan olika studier.

Behandlingsanläggningar

Behandlingsanläggningar i ORWARE är optisk sortering, förbehandling innan biologisk behandling och innan förbränning, förbränningsanläggning, kompost, deponering, rötning, avvattning/behandling av rötrest, spridning till åkermark, reningsverk samt materialåtervinning. Modellen är dock flexibel och nya tekniker, åtgärder mm kan relativt enkelt läggas in och studeras med modellen.

De parametrar som är påverkningsbara för behandlingsanläggningar är olika prestanda-parametrar som verkningsgrader, energianvändning för drift och skötsel av anläggning. Parametrar som inte är påverkningsbara är parametrar som påverkar inre processer i anläggningarna t.ex. mikrobiella aktiviteten i rötnings- och komposteringsanläggningar.

Ekonomi

För att belysa det ekonomiska resultatet för systemen kan investeringskostnaderna samt drifts- och behandlingskostnader för respektive anläggningar inventeras. I systemanalysen bedöms kostnader för hela hanteringskedjan, behandling samt eventuell lagring av slutprodukter. Parametrar som är aktuella för resultatet är exempelvis, investeringskostnader, transportkostnader, elpris, pris på fordonsgas samt alternativkostnad för växt-näring i form av fosfor och kväve.

Studierelaterade parametrar

Från modellen genereras stora mängder resultat i form av materialflöden. Materialflödena ut från modellen fördelas sedan som utsläpp till luft, vatten eller mark, återstod i material etc. Dessutom tillkommer energi tillförd till avfallshantering och energi utvunnen från hanteringen.

Resultat kan erhållas som utsläpp av enskilda ämnen t.ex. koldioxid till luft eller utsläpp av övergödande ämnen till vatten. Vidare kan resultat som mängd växtnäring, fosfor eller kväve till åkermark, tungmetaller till mark och vatten m.m. erhållas. Utsläpp av olika ämnen kan med hjälp av viktningsfaktorer från livscykelanalys sammanställas till miljöpåverkans-kategorier som växthuseffekt, övergödning etc.

Utifrån de studerade parametrarna analyseras systemen utifrån både företagsekonomiska, samt miljömässiga aspekter. Detta ger en bild av både de direkta kostnaderna och vinsterna av behandlingsanläggningarna samt för de indirekta aspekter som påverkar samhället som helhet.

E Kvalitetskrav enligt några olika länders regelverk

E1 Gränsvärden enligt Österrikes lagstiftning

Tabell E1. Gränsvärden för användning i cementugnar

Table E1. Limit values for usage in cement furnaces

Parameter	Gränsvärde [mg/MJ]	
	Median	80:e Percentil
Sb	7	10
As	2	3
Pb	20	36
Cd	0,23	0,46
Cr	25	37
Co	1,5	2,7
Ni	10	18
Hg	0,075	0,15

Tabell E2. Gränsvärden för användning i kraftverk (kolpannor)

Table E2. Limit values for usage in power plants (coal-fired)

Parameter	Gränsvärde [mg/MJ]			
	Andel av tillförd bränsleeffekt ≤ 10%		Andel av tillförd bränsleeffekt ≤ 15%	
	Median	80:e Percentil	Median	80:e Percentil
Sb	7	10	7	10
As	2	3	2	3
Pb	23	41	15	27
Cd	0,27	0,54	0,17	0,34
Cr	31	46	19	28
Co	1,4	2,5	0,9	1,6
Ni	11	19	7	12
Hg	0,075	0,15	0,075	0,15

Tabell E3. Gränsvärde för användning i samförbränningspannor

Table E3. Limit values for usage in co-combustion boilers

Parameter	Gränsvärde [mg/MJ]	
	Median	80:e Percentil
Sb	7	10
As	1	1,5
Pb	15	27
Cd	0,17	0,34
Cr	19	28
Co	0,9	1,6
Ni	7	12
Hg	0,075	0,15

E2 Kvalitetskrav enligt det tyska kvalitetssystemet RAL-GZ 724

Tabell E4. Kvalitetskrav enligt det tyska kvalitetssystemet RAL-GZ 724

Table E4. Quality criteria according to the German quality system RAL-GZ 724

Parameter		Tungmetallhalt ¹			
		Median	80:e Percentil		
Cd	mg/kg torr	4	9		
Hg	mg/kg torr	0,6	1,2		
Tl	mg/kg torr	1	2		
As	mg/kg torr	5	13		
Co	mg/kg torr	6	12		
Ni	mg/kg torr	25 ²	80 ³	50 ²	160 ³
Sb	mg/kg torr	50	120		
Pb	mg/kg torr	70 ²	190 ³	200 ²	400 ³
Cr	mg/kg torr	40 ²	125 ³	120 ²	250 ³
Cu	mg/kg torr	200 ²	400 ³	500 ^{2,4}	1000 ^{3,4}
Mn	mg/kg torr	50 ²	250 ³	100 ²	500 ³
V	mg/kg torr	10	25		
Sn	mg/kg torr	30	70		

¹ Värdena gäller för högvärdiga avfallsfraktioner från kommunalt avfall med ett effektivt värmevärde ≥ 16 MJ/kg eller för produktionsspecifikt avfall med effektivt värmevärde ≥ 20 MJ/kg, för avfall med lägre värmevärde ska gränsvärdena reduceras i motsvarande omfattning, en ökning är inte tillåten.

² För SRF från produktionsspecifikt avfall

³ För SRF från fraktioner med högt värmevärde ur kommunalt avfall

⁴ Överträdelser orsakade av inhomogent material kan vara acceptabelt i vissa fall

E3 Rekommendationer från Eurits

Tabell E5. Gränsvärden rekommenderade av Eurits för användning i cementugnar

Table E5. Limit values recommended by Eurits for usage in cement furnaces

Parameter	Enhet	Gränsvärde
Minimum calorific value	MJ/kg	15
Cl	%	0.5
S	%	0.4
Br/I (1)	%	0.01
N	%	0.7
F	%	0.1
Be	mg/kg	1
Hg, Tl (1)	mg/kg	2
As, Se (Te), Cd, Sb (1)	mg/kg	10
Mo	mg/kg	20
V, Cr, Co, Ni, Cu, Pb, Mn, Sn (1)	mg/kg	200
Zn	mg/kg	500
ash content (excl. Ca, Al, Fe, Si)	%	5

F Data för modellering av enskilda avfallsfraktioner

I nedanstående tabeller redogörs för egenskaperna för de enskilda avfallsfraktioner som används för att modellera avfallet i ORWARE.

För alla fraktioner har det effektiva värmevärdet (MJ/kg) beräknats genom följande formel (där alla halter avser våtvikt):

$$35 \cdot \text{Kolhalt, total} + 94,3 \cdot \text{Vätehalt} + 10,4 \cdot \text{Svavelhalt} + 6,3 \cdot \text{Kvävehalt} - (10,8 \cdot \text{Syrehalt} + 3,4 \cdot \text{Klorhalt} + 2,44 \cdot \text{Fukthalt})$$

Samma formel appliceras även på blandningar av olika fraktioner, dvs först beräknas innehållet av kol, väte etc. i mixen och därefter appliceras formeln.

Tabell F1. Egenskaper för avfallsfraktionerna matavfall, icke brännbar restfraktion, brännbar restfraktion och blöjor

Table F1. Properties for waste fractions food waste, not combustible rest fraction, combustible rest fraction and diapers

Parameter	Enhet	Matavfall	Icke brännbar restfraktion	Brännbar restfraktion	Blöjor
Fukthalt	% av våtvikt	65%	24%	34%	72%
TS-halt	% av våtvikt	35%	76%	66%	28%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	47%	0%	45%	21%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	0%	0%	3%	38%
Kolhalt (C), total	% av TS	47%	0%	48%	59%
Vätehalt (H)	% av TS	5,8%	0,0%	6,0%	7,9%
Syrehalt (O)	% av TS	29%	0%	38%	26%
Kvävehalt (N)	% av TS	3,2%	0,0%	0,2%	1,3%
Svavelhalt (S)	% av TS	0,22%	0,00%	0,10%	0,00%
Askhalt	% av TS	12%	100%	8%	6%
Klorhalt (Cl)	% av TS	0,90%	0,00%	0,20%	0,00%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	45	130	350	47
Kaliumhalt (K)	% av TS	1,83%	0,00%	0,00%	0,33%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	5,1	-0,6	11,3	5,4

Tabell F2. Egenskaper för avfallsfraktionerna gummi, papper, kartong och blandad plast

Table F2. Properties for waste fractions rubber, paper, cardboard and mixed plastics

Parameter	Enhet	Gummi	Papper	Kartong	Blandad plast
Fukthalt	% av våtvikt	8%	35%	40%	30%
TS-halt	% av våtvikt	92%	65%	60%	70%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	0%	44%	40%	0%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	58%	0%	9%	73%
Kolhalt (C), total	% av TS	58%	44%	49%	73%
Vätehalt (H)	% av TS	8,9%	6,4%	6,9%	12,0%
Syrehalt (O)	% av TS	11%	44%	40%	5%
Kvävehalt (N)	% av TS	8,7%	0,3%	0,3%	0,3%
Svavelhalt (S)	% av TS	1,10%	0,12%	0,12%	0,15%
Askhalt	% av TS	10%	5%	4%	7%
Klorhalt (Cl)	% av TS	2,20%	0,09%	0,17%	3,00%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	16000	56	34	2000
Kaliumhalt (K)	% av TS	0,00%	0,14%	0,12%	0,15%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	25,6	10,5	10,5	24,7

Tabell F3. Egenskaper för avfallsfraktionerna laminat, glas, metall och textil

Table F3. Properties for waste fractions laminate, glass, metals and textiles

Parameter	Enhet	Laminat	Glas	Metall	Textil
Fukthalt	% av våtvikt	40%	5%	35%	10%
TS-halt	% av våtvikt	60%	95%	65%	90%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	24%	0%	0%	55%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	24%	0%	0%	0%
Kolhalt (C), total	% av TS	48%	0%	0%	55%
Vätehalt (H)	% av TS	6,9%	0,0%	0,0%	6,6%
Syrehalt (O)	% av TS	34%	0%	0%	31%
Kvävehalt (N)	% av TS	0,3%	0,0%	0,0%	4,1%
Svavelhalt (S)	% av TS	0,07%	0,00%	0,00%	0,10%
Askhalt	% av TS	10%	100%	100%	2%
Klorhalt (Cl)	% av TS	0,36%	0,00%	0,00%	1,39%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	120	2000	200	200
Kaliumhalt (K)	% av TS	0,12%	0,00%	0,00%	0,00%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	10,8	-0,1	-0,9	19,8

Tabell F4. Egenskaper för avfallsfraktionerna trä, trädgårdsavfall, mjukpapper och organiskt avfall från restaurang och handel

Table F4. Properties for waste fractions wood, garden waste, household paper and organic waste from restaurants and trade

Parameter	Enhet	Trä	Trädgårdsavfall	Mjukpapper	Organiskt avfall*
Fukthalt	% av våtvikt	13%	30%	55%	75%
TS-halt	% av våtvikt	87%	70%	45%	25%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	43%	48%	40%	45%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	0%	0%	0%	0%
Kolhalt (C), total	% av TS	43%	48%	40%	45%
Vätehalt (H)	% av TS	5,3%	4,5%	5,1%	3,1%
Syrehalt (O)	% av TS	37%	42%	39%	26%
Kvävehalt (N)	% av TS	1,9%	0,5%	0,1%	2,2%
Svavelhalt (S)	% av TS	0,15%	0,05%	0,03%	0,20%
Askhalt	% av TS	12%	5%	16%	20%
Klorhalt (Cl)	% av TS	0,09%	0,50%	0,22%	0,39%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	156	67	30	11
Kaliumhalt (K)	% av TS	0,08%	0,50%	0,07%	1,19%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	13,8	10,8	5,2	2,2

* Från restaurang och handel

Tabell F5. Egenskaper för avfallsfraktionerna SLF och PVC

Table F5. Properties for waste fractions SLF and PVC

Parameter	Enhet	SLF Fallande (icke-floterad)	SLF Floterad	PVC
Fukthalt	% av våtvikt	18%	27%	12%
TS-halt	% av våtvikt	82%	73%	88%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	0%	0%	0%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	35%	36%	39%
Kolhalt (C), total	% av TS	35%	36%	39%
Vätehalt (H)	% av TS	4,5%	4,7%	5,0%
Syrehalt (O)	% av TS	15%	15%	1%
Kvävehalt (N)	% av TS	0,9%	1,0%	0,0%
Svavelhalt (S)	% av TS	0,38%	0,31%	0,00%
Askhalt	% av TS	43%	43%	3%
Klorhalt (Cl)	% av TS	1,14%	0,71%	52%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	25589	22209	5000
Kaliumhalt (K)	% av TS	0,33%	0,34%	0,00%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	11,7	10,7	14,5

Tabell F6. Egenskaper för avfallsfraktionerna polyeten, polypropen, polystyren och PET

Table F6. Properties for waste fractions polyethylene, polypropylene, polystyrene and PET

Parameter	Enhet	Polyeten	Polypropen	Polystyren	PET
Fukthalt	% av vätvikt	12%	12%	12%	12%
TS-halt	% av vätvikt	88%	88%	88%	88%
Kolhalt (C), biogen	% av TS	0%	0%	0%	0%
Kolhalt (C), fossil	% av TS	83%	83%	89%	62%
Kolhalt (C), total	% av TS	83%	83%	89%	62%
Vätechalt (H)	% av TS	13,8%	13,9%	8,3%	2,0%
Syrehalt (O)	% av TS	0%	0%	0%	33%
Kvävehalt (N)	% av TS	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Svavelhalt (S)	% av TS	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Askhalt	% av TS	3%	3%	3%	3%
Klorhalt (Cl)	% av TS	0,03%	0,03%	0,03%	0,03%
Zinkhalt (Zn)	mg/kg TS	190	190	190	190
Kaliumhalt (K)	% av TS	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
Effektivt värmevärde	MJ/kg	37,6	37,7	33,8	17,8



WASTE REFINERY

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
wasterefinery@sp.se
www.wasterefinery.se