

RE: SOURCE

Slutrapport för projekt

Feedstock Recycling i ett Plastreturraffinaderi: teknoekonomi, hållbarhet och policy

Projektperiod: 2019-03 - 2019-11
Projektnummer: 47565-1

Datum
2019-11-28

Dnr
2018-013544

Projektnr
47565-1

Med stöd från

VINNOVA
Sveriges innovationsmyndighet

 **Energimyndigheten**

FORMAS 

**Strategiska
innovations-
program**

<p>Titel på projektet – svenska Feedstock Recycling i ett Plastreturraffinaderi: teknoekonomi, hållbarhet och policy</p>
<p>Titel på projektet – engelska Feedstock Recycling of plastics: technoeconomics, sustainability and policy</p>
<p>Universitet/högskola/företag RISE Samhällsbyggnad- Energi och Cirkulär Ekonomi</p>
<p>Adress Sven Hultins Plats 5</p>
<p>Namn på projektledare Johan Berg</p>
<p>Namn på ev övriga projektdeltagare Lars Pettersson, Borealis Kristoffer Dingwell, Borealis Mikael Rogestedt, Inovyn Oleg Pajalic, Perstorp Anna Berggren, Perstorp Marianne Gyllenhammar, Stena Recycling Elin Hermansson, Hållbar Kemi 2030 Lars Josefsson, Johanneberg Science Park Henrik Thunman, Chalmers Fredrik Weiland, RISE ETC Rickard Fornell, RISE Research Institutes of Sweden AB Katarina Lorentzon, RISE Research Institutes of Sweden AB Magnus Andersson, RISE Research Institutes of Sweden AB</p>
<p>Nyckelord: 5-7 st Plastavfall, feedstock återvinning, kemisk återvinning, återvunnen råvara, kemiindustri, cirkulär ekonomi.</p>

Förord

Projektet har finansierats av Energimyndigheten, via Re:Source; dessutom finansierats i form av naturainsatser av företagen Borealis, Perstorp, Stena Recycling och Johanneberg Science Park. Företaget Inovyn har bidragit med kontanta medel.

Projektet har också stöttats av Volvo, IKEA, branschorganisationen IKEM och Svensk Dagligvaruhandel via stödbrev.

Vi vill rikta ett varmt tack till Hanna Ljungkvist Nordin och Åsa Stenmarck, IVL, Johan Felix, Chalmers Industriteknik och Nils Hannerz, IKEM, för diskussion och input kring viktiga policyfrågor.

Vi vill också varmt tacka de företag som medverkat genom att svara på enkät, samt genom att delta vid intervjuer och workshop kring fortsatt arbete.

7

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	7
1. Inledning och bakgrund	9
2. Genomförande	11
2.1 AP1 Teknoekonomisk screening av rutter för plastreturraffinaderi	11
2.1.1 Utbyten och massbalanser	11
2.1.2 Teknoekonomisk analys	14
2.2 AP2 Konsortium, policy	21
2.3 AP3 Hållbarhetsanalys.....	22
2.3.1 Plastreturraffinaderi	22
2.3.2 Jämförelseobjekt	23
2.3.3. Kompletterande system till plastreturraffinaderi	23
2.3.4 Illustration av metoden för hållbarhetsanalysen	23
3. Resultat och diskussion.....	25
3.1 AP1 Teknoekonomisk screening av rutter för plastreturraffinaderi	25
3.1.1 Utbyten och massbalans.....	25
3.1.2 Teknoekonomisk analys	31
3.2 AP2 Konsortium, policy	43
3.2.1 Screening av intresse och konsortium	43
3.2.2 Policy och acceptans för kemisk återvinning	45
3.3. AP3 Hållbarhetsanalys.....	47
3.3.1 Klimatpåverkan.....	47
3.3.2 Andra hållbarhetsaspekter.....	50
4. Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg	53
5. Publikationslista.....	55
6. Projektkommunikation.....	55
7. Referenser	56
8. Bilagor	60
8.1 Lista över förkortningar	60

Sammanfattning

I Sverige går en stor del av plastavfallet till förbränning och ger upphov till klimatpåverkande koldioxid; alltför lite plast återvinns. Kemi-industrin i Stenungsund behöver icke-fossila råvaror för att nå sin vision om hållbarhet år 2030. Marknaden efterfrågar plast från icke-fossil råvara. Vår lösning på dessa utmaningar är att plastavfall ska behandlas i ett plastreturaffineri.

Vi har studerat förutsättningarna för ett plastreturaffineri i Sverige, för plastavfall som inte kan återvinnas mekaniskt. Produkterna ska direkt kunna användas som råvaror av kemiindustrin: olefiner (eten, propen, buten), metanol, syntesgas. Produktionen ska ge lägre klimatpåverkan än motsvarande nyttor gör idag.

Projektets tre delar:

- teknoekonomisk studie;
- hållbarhet;
- finns stöd från intressenter? Vilka policy-instrument behövs?

Projektet har samarbetat med Vinnovas VinnVäxt-initiativet Klimatledande processindustri.

Två typer av avfall har studerats:

- Municipal Solid Waste (MSW) 58% plast, även papper, metaller, textilier, etc;
- Mixed Plastic Waste (MPW) 100% plast.

Två process-rutter: pyrolys och förgasning. Förgasningen kräver större investeringar, men klarar ”svårare” plast-typer än pyrolys, eftersom plasten vid förgasning bryts ner till enklare molekyler. Anläggningen har antagits hantera 200 kton plastavfall per år. För förgasning har vi även undersökt 1000 kton.

Resultaten från den teknoekonomiska analysen presenteras med fokus på att identifiera flaskhalsar för lönsamhet och parametrar som är viktiga att förstå för att göra mer detaljerade uppskattningar. Resultaten anges givet de antaganden som gjorts. De har hög grad av osäkerhet pga den låga träffsäkerheten hos bakomliggande ekonomiska data.

Pyrolysspåret ger en uppskattad återbetalningstid för 200 kton/år MPW på 12 år. För MSW blir motsvarande tid >20 år. För förgasningsspåret är en anläggning om 200 kton/år per år för liten; men 1000 kton MPW ger en uppskattad återbetalningstid på 14 år.

Slutsatser:

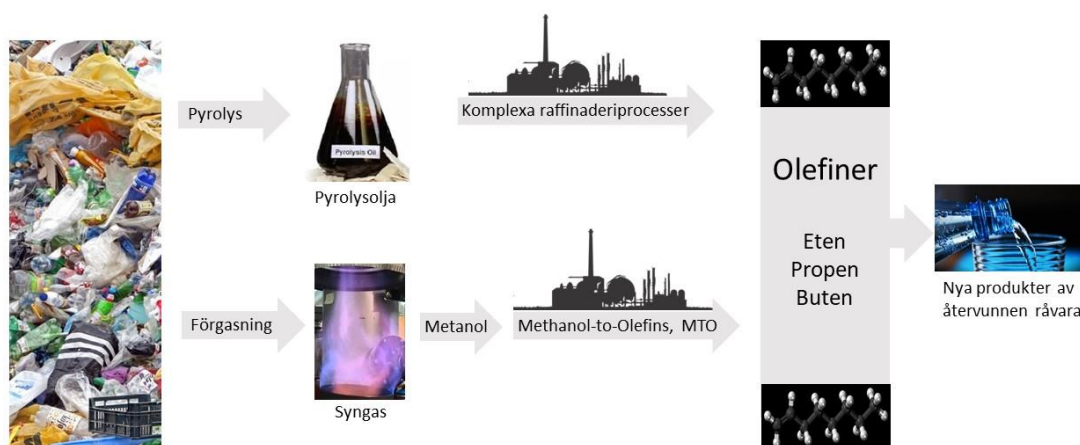
- återvinning av blandat plastavfall (MPW) ger högre utbyten än motsvarande återvinning av hushållsavfall (MSW);
- förgasnings-rutten ger högre utbyten av återvunna olefiner än pyrolysrutten;
- förgasnings-anläggningarna är dyra i investeringskostnad, måste vara stora för att ge en rimlig återbetalningstid;
- pyrolys av MPW är det ekonomiskt fördelaktigaste alternativet om man bygger en anläggning från grunden. Förgasningsrutten kan ev bli lönsam om redan befintlig infrastruktur i Stenungsund används;

- en stor andel av kolatomerna avgår utan att ge de nämnda slutprodukterna, fr a vid pyrolysis. För att minimera detta bör man beakta CCS/CCU, speciellt för förgasningsruttens rökgaser;
- stort intresse finns från politiker och företag att gå vidare med kemisk. En utredning bör genomföras om vilka politiska förutsättningar som krävs för att göra ett plastreturraffinaderi lönsamt i Sverige;
- både pyrolysis och förgasning ger klart lägre emissioner av fossil CO₂ än sina respektive jämförelseobjekt. Ett returraffinaderi om 200 kton råmaterial ger möjlighet att minska emissionerna av fossil CO₂ med mellan 180 och 440 kton motsvarande mellan ca 20% och 40% av hela Stenungsundsklustrets emissioner av fossil CO₂, ca 950 kton. Potentialen för svenskt plastavfall till kemisk återvinning är ca 370 kton; ett förgasningsbaserat returraffinaderi baserat på 1000 kton råmaterial skulle behöva delvis importerad råvara. Med samma jämförelseobjekt som för returraffinaderierna om 200 kton råmaterial, skulle utsläppen av fossil CO₂ då minska med mellan 1,7 och 2,7 Mton, varav en stor del utanför Sverige.

I nästa steg planeras att använda resultaten för att bedöma rimligheten av en anläggning, och fortsätta enligt visionen i ett fortsättningsprojekt. Resultaten kan även ligga till grund för andra aktörer som vill anlägga ett plastreturraffinaderi.

Det är tydligt att det finns förutsättningar att skapa ett returraffinaderi. Men för att detta ska kunna bli möjligt krävs det incitament, med tydliga och långsiktiga regler.

Två vägar från plastavfall till återvunnen råvara



Summary

In Sweden, most plastic is incinerated, producing carbon dioxide; too little is recycled. The chemical industry in Stenungsund needs non-fossil raw materials in order to reach its vision of sustainability in 2030. The market demands plastic of non-fossil origin. Our solution to these challenges is to treat plastic waste in a plastic waste refinery.

We investigated the possibilities for a plastic refinery in Sweden, for plastic waste that cannot be mechanically recycled. The products would be directly used as high-volume feedstock for the chemical industry: olefins (ethylene, propylene, butylene) methanol, synthesis gas. Production should give lower climate impact than the corresponding benefits presently.

We studied three aspects:

- a techno-economic study;
- sustainability;
- support from stakeholders? Policy instruments needed?

The project has collaborated with Vinnova's VinnVäxt initiative Climate-leading process industry.

Two types of waste were studied:

- Municipal Solid Waste (MSW), 58% plastic, including paper, metals, textiles, etc;
- Mixed Plastic Waste (MPW), 100% plastic.

Two process routes were included in the study: pyrolysis and gasification.

Gasification requires larger investment than pyrolysis, but can handle "difficult" plastic types. The capacity of the plastic refinery plant was set to 200 ktonnes of plastic waste per year. For gasification, we also studied a plant of 1000 ktonnes.

The results of the techno-economic analysis are presented with a focus on bottlenecks, and which parameters are the most important to understand. This type of analysis has large uncertainties. One should understand the variations in the results rather than compare specific values.

For the pyrolysis route, the estimated payback time of 200 ktons/year of MPW is 12 years. For MSW, the corresponding time is >20 years. For the gasification route, a plant of 200 ktons/year per year is too small; but for 1000 ktons MPW the estimated payback period is 14 years.

Some conclusions:

- recycling of MPW gives higher yields than the recycling of MSW;
- gasification gives higher yields of recovered olefins than pyrolysis;
- the gasification plant has a high investment cost, and needs to be large to provide a reasonable payback period;

- pyrolysis of MPW is the most economically feasible option when building the plant from the ground up. Gasification may be profitable if existing infrastructure in Stenungsund is used;
- a large part of the carbon atoms disappear without giving rise to the desired end products, especially for pyrolysis. To minimize emissions of these fossil carbon atoms, one should consider CCS/CCU. The flue gas from gasification is particularly suitable for this;
- there is great interest from politicians and companies for chemical recycling of plastics. A public inquiry is needed regarding policy&incentives required to make it economically feasible;
- both pyrolysis and gasification give significantly lower emissions of fossil CO₂ than their respective comparison objects. A plastic waste refinery with a capacity of 200 ktonnes raw material may reduce the emissions of fossil CO₂ with ca 20% to 40% of the fossil CO₂ emissions of the full Stenungsund cluster, ca 950 kton/yr. The potential for plastic waste to chemical recycling in Sweden is ca 370 kton. Thus, a gasification plastic refinery of 1000 ktonnes of raw material would use some imported feedstock. With the same comparison object as for the plastic refineries of 200 ktonnes raw material, the emissions of fossil CO₂ would be reduced by between 1.7 och 2.7 Mtonnes, of which a significant part would be outside Sweden.

As next step, we will use the results to further assess the feasibility of a plant, and continue according to the vision in a continuation project. The results can also form the basis for other actors who plan a plastic waste refinery.

Clearly, there are prerequisites for creating a return refinery. But to make this possible, incentives are needed, with clear and long-term rules.

1. Inledning och bakgrund

Frågan om cirkularitet av plast har hög prioritet inom EU. Under 2018 lanserades en plaststrategi för EU (European Commission, 2018), där en lång rad åtgärder skisseras, bl a innovationer för ökad cirkularitet av plast. I Sverige återvinns 8% av plastavfallet mekaniskt. I Europa samlades 32% av plastavfallet in för materialåtervinning 2018, dock oklart hur mycket som i realiteten materialåtervanns. Över 80% av Sveriges plastavfall energiåtervinns via förbränning; en mindre del deponeras. I Europa som helhet går 25% till deponi (Ljungkvist Nordin, Lindkvist, Boss, Baumann, & Boberg, 2019) (PlasticsEurope, 2019).

Mekanisk återvinning är vanligen det mest kostnadseffektiva. Begränsningen är att den endast kan användas för vissa polymerer och rena plastavfallsströmmar. Dessutom försämras kvaliteten på den återvunna råvaran jämfört med jungfrulig råvara. Många plastavfall är dessutom mycket heterogena, vilket försvårar mekanisk återvinning. Detta har resulterat i att komplexa plastavfallsströmmar oftast förbränns. Det finns stor potential att omdirigera stora volymer plast från energiåtervinning till materialåtervinning, om det vore möjligt, och därmed bidra till ökad cirkularitet av plast. Att ersätta jungfrulig, fossil råvara genom återvinning av denna del av plastavfallet med *sk feedstock recycling, feedstock återvinning*, kan med rätt processer också vara fördelaktigt ur klimatsynpunkt. Denna typ av process innefattar kraftfulla återvinningsprocesser, som innebär att plastavfall bryts ner till sina enklaste beståndsdelar, molekyler/byggstenar som kan användas vid tillverkning av kemiska produkter, t ex ny plast. Feedstock återvinning utgör därigenom en möjlighet att återfå plastens ursprungliga egenskaper efter många cykler av mekanisk återvinning, eller att användas då mekanisk återvinning inte är möjlig. De termokemiska processer som används vid feedstock återvinning lämpar sig även för andra råvaruströmmar, som för t ex lågvärdig biomassa. Genom att samprocessa biomassa och plastavfall finns möjligheten att på sikt göra svensk plastindustri oberoende av jungfrulig fossil olja och gas.

Hållbar Kemi 2030, som är ett samarbetsprojekt mellan Kemiföretagen i Stenungsund och stöttas av branschorganisationen IKEM och Västra Götalandsregionen, gjorde under 2018 en färdplan för möjliggörande av ett svenskt plastreturaffinaderi till 2030. I denna definierades viktiga områden att utreda för att skapa rätt förutsättningar. I färdplanen definierades teknologiscreening, ekonomisk analys, policyarbete och konsortieskapande som viktiga delar. Detta var en del av grunden till detta projekt, som även stöttades av stödbrev från IKEA, Volvo och Dagligvaruhandeln.

Syftet med det arbete som sammanfattas i denna rapport har varit att ta fram kostnader och övriga förutsättningar, i en teknoekonomisk studie, för ett par olika plaståtervinningsrutter baserade på feedstock återvinning utifrån de i projektet ingående företagens önskemål.

Vidare var syftet att lägga grund för ett starkt konsortium med sikte mot ett svenskt framtida plastreturaffinaderi och att definiera policyfrågor som är kritiska för möjliggörande av ett plastreturaffinaderi, till exempel regelverk och stimulansåtgärder.

Projektet har också omfattat en hållbarhetsanalys i enlighet med anvisningarna i projektutlysningen (ReSource, 2019). Syftet var att analysera effekterna av om projektets resultat omsätts i praktiken, och undersöka risker och möjligheter ur hållbarhetssynpunkt.

2. Genomförande

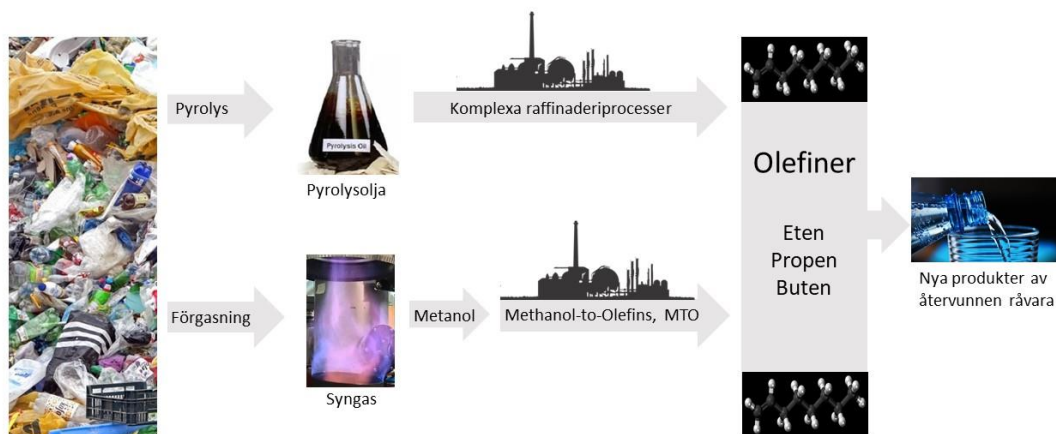
2.1 AP1 Teknoekonomisk screening av rutter för plastreturraffinaderi

Den teknoekonomiska studien har baserats på information om befintliga anläggningar och investeringsprojekt samt publicerade vetenskapliga data i existerande litteratur. Till författarnas kännedom finns det inga studier som beaktat helheten från plastavfall till ny plastråvara i ett kemiindustrikluster likt det i Stenungsund. Därför har resultaten från flera olika studier fått sättas samman för att beräkna kostnaderna för konverteringen av plastavfall. Projektpartnerna har gemensamt kommit överens om att studera två olika återvinningsrutter (Tabell 1 och Figur 1).

Tabell 1. Studerade återvinningsrutter för plastinnehållande avfall.

1	Plastpyrolys för att generera en naftaliknande produkt som kan ersätta fossil råvara vid ångreformeringsprocesser till olefiner.
2	Syrgasblåst medströmsförgasning, med nerströms syntes till metanol, följt av metanol-till-olefiner, s.k. MTO-syntes. Även i denna rutt ingår pyrolys, men då endast som ett förbehandlingssteg för att skapa en pumpbar slurry som kan matas in till förgasningsprocessen.

Två vägar från plastavfall till återvunnen råvara



Figur 1. Från plastavfall till återvunnen råvara

Projektutförare inom AP1: Fredrik Weiland, RISE ETC, ansvarade för att ta fram utbyten och massbalanser, medan Rickard Fornell, RISE, ansvarade för att beräkna produktionskostnader.

2.1.1 Utbyten och massbalanser

Pyrolys är en termokemisk process där ett material upphettas, till vanligtvis 500-700 °C, i syrefri miljö. Vid processen avgår flyktiga nerbrytningsprodukter från råvaran

och kvar blir en kolinnehållande återstod kallad *koks*. En kondenserad vätskeformig produkt erhålls efter nerkyllning av de flyktiga pyrolysoverprodukterna. Denna vätska benämns vanligtvis *pyrolysolja*. Bland pyrolysoverprodukterna återfinns även en del lättare kolväten (t ex metan) och andra gaser (CO, CO₂) som förblir i gasfas efter nerkyllning. Denna gasfraktion kallas i denna rapport för *pyrolysgas*.

Förgasning är en termokemisk process, där ett material/råvara omvandlas till en gasformig produkt med ett användbart värmevärde. Förbränning är därmed skiljt från förgasning, genom att rökgaserna från förbränning inte har något kvarvarande kemiskt värmevärde. Förgasning sker vid reducerande förhållanden, d v s med underskott av syre. Därmed erhålls en produktgas innehållande energirika gaser som i huvudsak kolmonoxid (CO), metan (CH₄) och vätgas (H₂). Gasprodukten från förgasning kallas vanligtvis för syntesgas, eller syngas, eftersom den lämpar sig väl för nerströms syntes till diverse kemikalier eller drivmedel. Flertalet olika förgasningstekniker har utvecklats genom åren. I denna studie har vi valt att studera syngasblåst *medströmsförgasning*; eng. *entrained flow gasification* (EFG).

Ingående råvara

I denna studie har vi antagit att rena, utsorterade plastavfallströmmar i första hand går till mekanisk återvinning och behandlas därför inte vidare i denna rapport. Detta arbete riktar sig istället till de mer komplexa, blandade avfallsströmmar som i dagsläget till stor del går till förbränning, d v s avfallsfraktioner som s.k. RDF (refuse derived fuel), där stor del av de icke-brännbara innehållet, som metall och glas, har sorterats ut för att höja energivärdet på den kvarvarande bränslefraktionen.

Utbyten från olika plaståtervinningsruttor beror till stor del på ingående råvara. Exempelvis ger pyrolys av polyolefiner, som polyeten (PE) och polypropen (PP), höga pyrolysoljeutbyten, medan mängderna koks och gas är små. Andra plastavfall, som exempelvis polyetentereftalat (PET) och polyvinylklorid (PVC) ger istället upphov till kraftig gasproduktion och endast små mängder pyrolysolja och koks (Sharuddin, Abnisa, Daud, & Aroua, 2016) (Al-Salem, Antelava, Constantinou, Manos, & Dutta, 2017) mfl. referenser däri). Plastinnehållet i projekts komplexa, blandade avfallsströmmar strömmar återspeglar den totala plastanvändningen i samhället, vilket innebär att det följer med en viss del polyolefiner. Men det är i dagsläget inte lönsamt, eller ens genomförbart, att separera ut allt i sina respektive plasttyper.

För att fånga effekten av avfallens heterogena sammansättning så har experimentella data från två olika plastavfall använts för studien; ett fast plastinnehållande *blandat* avfall s.k. municipal solid waste (MSW), samt ett utsorterat, men fortfarande heterogent blandat plastavfall kallat municipal *plastic* waste (MPW). Bränsleanalys för de två avfallen presenteras i Tabell 2. Svensk MSW har vanligen högre fukt- och askhalt än det MSW som presenteras i tabellen, så det kan diskuteras hur väl studiens två avfall i Tabell 2 representerar variationen i svenska plastinnehållande avfallsströmmar. Emellertid var det svårt att finna bra vetenskapliga artiklar som presenterade utbyten och *fullständig sammansättning* på samtliga produktströmmar. När det gäller de två plastinnehållande avfallen, MSW och MPW, i denna studie så kan de förmodligen betraktas tillhöra den nedre (MSW) respektive den övre (MPW) delen av en tänkt kvalitetsskala för plastavfall. Plastavfallen från Ates et al. och Miskolczi et al. fick därför utgöra basen för vår studie, eftersom dess data möjliggjorde relevanta beräkningar för utbyte och kolbalans (Ates, Miskolczi, & Borsodi, 2013) (Miskolczi, Ates, & Borsodi, 2013). Naturligtvis jämfördes resultaten från Ates et al. och Miskolczi et al. med andra liknande studier för plastavfall för att validera resultaten, exempelvis (Velghe, Carleer, Yperman, & Schreurs, 2011), (Haydary, Susa, Gelinger, & Cacho, 2016) m fl.

Tabell 2. Sammansättning på de två olika avfallsströmmarna som använts som underlag i studien, från (Ates, Miskolczi, & Borsodi, 2013) och (Miskolczi, Ates, & Borsodi, 2013).

<i>Sammansättning</i>	MSW	MPW
Plast (%)	58,4	100
Papper (%)	27,5	-
Metaller (%)	0,9	-
Textilier, syntetisk fiber (%)	4,8	-
Organiskt avfall (%)	8,1	-
Fukthalt (%)	5,2	1,6
Askhalt (%)	4,7	2,9
Värmevärde (MJ/kg)	27,1	42,2
<i>Organisk Elementarsammansättning</i>		
C (%)	59,3	85,9
H (%)	21,2	14,1
O (%)	19,5	0,0
<i>Plastinnehållets fördelning (%)</i>		
PE	-	59
PP	-	25
PS	-	7
Annat (PET, PVC, PA, ABS)	-	9

PE=polyeten; PP=polypropen; PS=polystyren; PET=polyetentereftalat; PVC=polyvinylklorid; PA=polyamid; ABS=Akrylnitril-butadien-styren.

2.1.2 Teknoekonomisk analys

Förutsättningar för analysen

Generella förutsättningar för den teknoekonomiska analys som gjorts är följande:

<ul style="list-style-type: none"> ▪ Återvinningsrutten enligt Tabell 1 (sid 11).
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anläggningsskapaciteten har i grundfallet satts till 200 000 ton/år råvara. Detta motsvarar för MSW alltså $0,58 \cdot 200000 = 116000$ ton plast. Eftersom förgasningsrutten kräver stora anläggningar för att kunna bli lönsam så har vi även studerat fallet med 1000 000 ton /år råvara för förgasningsfallet.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Råvaran har varit av två typer, plastinnehållande hushållsavfall (MSW) samt blandat plastavfall (MPW). Sammansättningar har varit i enlighet med Tabell 2.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Två anläggningstyper har analyserats och jämförts i enlighet med massbalanser och utbyten beskrivna tidigare i rapporten. Dels förgasning, där en anläggning med placering i Stenungsund har varit grundantagandet, och dels pyrolys, där ett flertal mindre anläggningar runt om Sverige har varit grundantagandet.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Den teknoekonomiska analysen har gjorts genom uppskattning av kostnader för relevant processutrustning. Endast utrustning inom de systemgränser som presenteras i Figur 3 och Figur 4 (se sid 26 resp 29) har inkluderats, inom de s.k. battery limits för processen. Battery limits är systemgränsen i denna studie. Sedan har den totala investeringskostnaden uppskattats genom att multiplicera summan av kostnaderna inom battery limit med en empiriskt framtagna faktor för att ta hänsyn till övriga kostnader (kringutrustning såsom rör, byggnader, etc). I denna analys är faktorn satt till 3, dvs totalkostnaden är 3 gånger högre än investeringskostnaden för den utrustning som inkluderats.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Resultaten från den teknoekonomiska analysen presenteras med fokus på att identifiera flaskhalsar för lönsamhet samt vilka parametrar som är viktigast att förstå för att göra mer detaljerade uppskattningar. Den här typen av analys innehåller ett stort mått av osäkerhet, därför är det viktigare att förstå större variationer i resultaten än att jämföra specifika värden.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Anläggningarna har antagits vara byggda utan större integration med Stenungsundsklustret gällande energiflöden. Detta är en avvikelse från projektansökan, utifrån önskemål som uttryckts i projektgruppen. Energibalanserna har, i enlighet med tidigare studier gjorda på liknande processer med annan råvara, antagits vara internt helt slutna, dvs ingen extern el eller ånga behövs utan detta kan produceras internt i anläggningen av den restvärme som finns tillgänglig.

- Integration med Stenungsundsklustret gällande material har för pyrolysalternativet antagits vara att naftaliknande produkt ersätter inköpt nafta, och för förgasningsalternativet att producerade olefiner ersätter inköpt eten.

Ekonomiska parametrar

Det finns ett antal ekonomiska parametrar som måste definieras för att kunna göra en teknoekonomisk analys. Man behöver ta hänsyn till hur värdet på pengar varierar över tid, vilken skatt man har på vinst, hur fluktuationer i marknad och förutsättningar ändras etc. I detta projekt var syftet att göra en relativt enkel initial uppskattning av potentialen för de koncept som analyseras, samt var flaskhalsar finns ur ett kostnadsmässigt perspektiv. Således presenteras ekonomin i form av produktionskostnader baserat på annualisering av investeringskostnader samt återbetalningstider baserat på nuvärdesberäkningar. Återbetalningstiden räknas från försäljningsstart. De parametrar som använts i denna analys visas i Tabell 3. Annuitetsfaktor anges vid beräkning av produktionskostnad (för att få ett årligt värde på investeringskostnad), medan inflation, kalkylränta, skattesats och ekonomisk livslängd är inkluderade i beräkning av återbetalningstid.

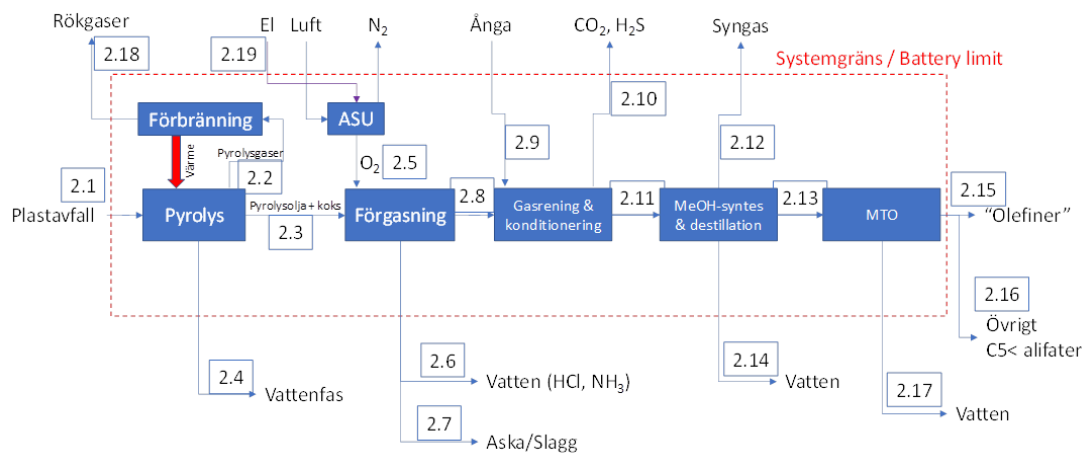
Tabell 3. Ekonomiska parametrar för nuvärdesanalys och annualisering av investeringskostnad.

Parameter	Värde	Enhet
Ekonomisk livslängd	20	År
Skattesats	26	%
Kalkylränta	10	%
Inflation	2	%
Annuitetsfaktor	0.11	-

Investeringskostnader

Uppskattningar av investeringskostnader för de två typer av anläggning som har inkluderats i detta projekt har beräknats med utifrån uppskattning av utrustningskostnader (s.k. Bridgwater-metoder, c.f. (P. Cheali, 2015)). Detta innebär att kostnadsuppskattningen för respektive anläggning baseras på skalkompenserade kostnader för utrustning i respektive delsystem (dvs sammankopplad processutrustning) i en anläggning. Utrustningsbehoven definierades inom projektet för de två alternativen. För pyrolysis-alternativet (se **Figur 3**, sid 26) användes två

delsystem för aggregerade referenskostnader, nämligen pyrolysreaktor-systemet och upprepning av pyrolysolja. För förgasnings-alternativet (se



Figur 4, sid 29) var delsystemen pyrolysreaktor-systemet, förgasningsreaktor-systemet, luftseparationsutrustning, gasrening och konditionering, metanolsyntes, samt metanol-till-olefin-process. Utöver detta inkluderades även ångcykel-turbin-system i förgasningsfallet.

Ekvation 1 nedan har använts för att uppskatta investeringskostnaderna för olika utrustningar.

$$\text{Kostnad} = \text{faktor} \times \text{Index för årtal} \times \text{Referenskostnad} \times \left(\frac{\text{Kapacitet}}{\text{Referenskapacitet}} \right)^{\text{Exponent}} \quad (1)$$

faktor = Beskriver kostnaden för att gå från utrustningskostnad till total investeringskostnad (typiskt i intervallet 3 – 6 beroende på förutsättningar och typ av anläggning).

Index för årtal = Skalning av referenskostnader till 2019 års index. Chemical Engineering Plant Cost Index har använts.

Referenskostnad = kostnad för utrustning i referens.

Kapacitet/Referenskapacitet = skalningsbar parameter för att räkna om referenskostnaden till alternativen i denna studie.

Exponent = värde som beskriver uppskalningsfördelar p g a storlek på anläggning.

För att använda ekvationen ovan behöver en skalparameter för *kapacitet* identifieras. Det är viktigt att säkerställa att man väljer en skalbar parameter som på ett så korrekt sätt som möjligt beskriver kostnaden man eftersöker. I referenslitteraturen på de anläggningar vi studerat kan man notera att ett flertal olika skalbara parametrar har använts för samma typ av utrustning, till exempel massflöde eller värmelast. Använder vi ingående massflöde (t ex 200 kton/år) som skalparameter, blir investeringskostnaden för exempelvis en pyrolysisreaktor lika, oavsett vilket plastavfall som råvaran utgörs av (MSW eller MPW). Om man däremot skalar investeringskostnaden mot värmelasten (värmeeffekten: megawatt, MW) får man ett helt annat resultat eftersom värmevärdet skiljer sig för de två ingående råvarorna MSW och MPW.

Tabell 4 visar information som använts vid beräkningar av grundfallet för investeringskostnader, t ex vilka skalfaktorer som antagits vara lämpligast för att modellera investeringskostnaderna.

Tabell 4. Information om den teknoekonomiska analysen.

Delsystem	Råvara	Skalparameter	Exponent ¹	Storlekskvot ²	Referenser
Pyrolys-reaktor	Biomassa	Massflöde råvara	1	0.8 – 2.5	(Pettersson, 2018), (Jones & Holladay, 2009)
Pyrolys upprening	Biomassa	Massflöde pyrolysolja	0.7	0.5	(Jones & Holladay, 2009)
Förgasning EFG ³	Biomassa, svartlut	Massflöde råvara	0.7	0.1 – 0.5	(Andersson, Lundgren, & Marklund, 2014), (Ekbom & Lindblom, 2001)
ASU - luftseparation	Biomassa, svartlut	Massflöde O ₂	0.85	0.3 – 0.7	(Andersson, Lundgren, & Marklund, 2014), (H. Thunman T. V., 2019), (Holmgren, 2015)
Gasrening & konditionering	Svartlut, biomassa	Massflöde syngas	0.7	0.4 – 7	(H. Thunman C. G., 2018), (Ekbom & Lindblom, 2001), (Andersson, Lundgren, & Marklund, 2014)
Metanolsyntes	Biomassa	Massflöde Metanol ut	0.67	0.1 – 0.5	(H. Thunman T. V., 2019), (Onel & Niziolek, 2019)
Metanol till olefiner		Metanol in eller Olefiner ut	0.67	0.5 – 5	(H. Thunman T. V., 2019), (Onel & Niziolek, 2019)
Ångcykel/turbin		MW el	0.67	0.7	(Onel & Niziolek, 2019)

¹För pyrolys sattes exponenten dels till 1 för att analysera möjligheten att bygga ett antal mindre anläggningar nära råvarukällorna, dels till 0.6 för att utvärdera byggnation av en central pyrolysanläggning.

²Storlekskvot uttrycks i formen "Storlek anläggning i denna studie" / "referensanläggning".

³EFG = entrained flow gasification, d v s medströmsförgasning.

Driftskostnader

Driftskostnader är svårt att uppskatta eftersom dessa ofta är specifika för den anläggning man analyserar. Uppskattningar i denna analys har gjorts på olika sätt beroende på vilken data som funnits. Kostnader för råvaran, hushållsavfall (MSW) och blandat plastavfall (MPW), visar stor variation i referenslitteraturen. Det är även svårt att avgöra hur kostnadsbilden för dessa två avfallstyper kommer att ändras över tid. Slutligen är det svårt att finna bra uppskattningar på hur stor skillnad i kostnad det är, och kommer att vara, mellan dessa avfall. I grundfallet har kostnaderna satts till -650 SEK/ton för MSW och noll för MPW, utifrån diskussioner som hållits inom projektet angående prisbilden idag för dessa avfallstyper.

För driftskostnader kopplade direkt till produktionsanläggningarna så kan vi utifrån energibalanser konstatera att det inte kommer att bli några markanta kostnader för el och värme. Båda alternativen producerar ett överskott av värme som i sin tur kan användas för att producera el för att täcka anläggningens behov. Således har denna post inte inkluderats i analysen.

Kostnader för underhåll och reservdelar mm kan antas vara direkt kopplade till investeringskostnaden enligt referenslitteraturen inom området. Dessa driftskostnader kommer att variera enligt Tabell 5. Slutligen kommer kostnaden för personal vara av relevans för analysen, och denna kostnad har mindre korrelation till investeringskostnad än t ex underhåll, i varje fall när komplexiteten och antalet enheter i processen är lika. Således har personalkostnad tagits från referenser och skalats om med en låg exponent (H. Thunman C. G., 2018).

Tabell 5 Information om driftskostnader

Rörliga kostnader	Referens	Storlekskvot	Ref.värde skalfaktor	Exponent	Skalfaktor
Underhåll	(Ekbom & Lindblom, 2001)	0.27	2.5	0.67	% av installerad utrustning
Kemikalier etc	(Ekbom & Lindblom, 2001)	0.27	1	1	% av Installerad utrustning
Personal	(Andersson E., 2014)	0.3	1	0.1	% av Installerad utrustning

Marknadsvärde för produkter

Uppskattning av produktpriser för eten, råolja och nafta har tagits från U.S. Energy Information Administration (EIA, 2019) där spot-priser är angivna för råolja (*Europe Brent Spot Price*) samt propan (*Mont Belvieu Spot Price*). Råolja uppvisar en relativt linjär korrelation i pris med eten, vilken har använts för uppskattning av etenpriset. Eten, propen och buten har sedan antagits ha samma värde i denna analys. Slutligen har nafta-priset antagits följa prisvariationer för propan, vilket också angivits i referenslitteraturen. Tex har (H. Thunman T. V., 2019) antagit att propanpriset är 89% av naftapriset i sin analys. I denna studie har samma antaganden gjorts baserat på prisdata från oktober 2017 – juli 2019. I grundfallet används medelvärdet av data inom detta tidsintervall för råolja och propan. Utöver olefiner (eten, propen och buten) så produceras även en del *övriga kolväten* från MTO-processen. Mängden övriga kolväten antogs kunna ersätta naturgas inom klustret. Priset på de övriga kolvätena har således korrelerats till naturgaspriset. Naturgaspriset har tagits från (H. Thunman T. V., 2019). De priser som använts i denna studie sammanfattas i Tabell 6.

Tabell 6. Priser på produkter som använts vid den teknoekonomiska analysen.

Produkt	Medelvärde	Min	Max	Enhet
Råolja	6078	2363	10214	SEK / ton
Nafta	4987	2811	6618	SEK / ton
Eten, propen, buten	12063	10615	13815	SEK / ton
Övrigt/naturgas	3348	2793	4309	SEK / ton

Energibalanser

Som tidigare nämnts kommer pyrolysrutten ha ett energiöverskott i form av överskottsånga, Figur 3. Siffror på hur mycket ångöverskott som finns och hur stort elbehovet är saknas för tillfället, men tidigare studier indikerar att det är möjligt att täcka både ång- och elbehov internt (Henrich, Dahmen, & Dinjus, 2009). I analysen i denna rapport antas en turbin vara inkluderad i investeringskostnader för pyrolyssystemet.

Enligt energiberäkningar gjorda på förgasning kan man producera mer el än förgasningsprocessens totala behov, om man förutsätter att man använder restvärme från processen till olefiner eller metanol (Arvidsson, 2016). I båda fallen anger Arvidsson att det blir ett litet överskott som potentiellt kan exporteras. Detta beskrivs även i IVLs sammanställning av investeringskostnader för förgasningsanläggningar (Holmgren, 2015).

Utifrån vad som beskrivs ovan så är antagandet i denna studie gällande de två studerade processerna att det inte föreligger något externt behov av värme eller el. Således är detta inte inkluderat i den teknoekonomiska analysen. En förutsättning för detta antagande är att man inte minskar råvara till krackern utan att produktionen av olefiner i plastreturraffinaderiet ersätter importerad eten. Annars kommer energibalansen på siten ändras. Studien omfattar emellertid inte någon beräkning av ytterligare integrationsmöjligheter.

2.2 AP2 Konsortium, policy

Inledningsvis i projektet gjordes en intressentanalys för att definiera intressenter och potentiella parter i ett möjligt framtida konsortium för att etablera ett plastreturraffinaderi i Stenungsund. Intresset undersöktes också hos medlemmarna i Västsvenska Kemi- och Materialklustrets arbetsgrupp Returraffinaderi. De definierade intressenternas och potentiella parternas intresse utvärderades via en enkät och uppföljande intervjuer. Tillfrågade var aktörer från olika delar av värdekedjan för avfall som representerade branscher såsom avfall, återvinning, kemi-, energi- och skogsindustri. Även några ”brand owners” och teknikkonsultbolag deltog. De aktörer som via enkät och intervjuer visat intresse för kemisk återvinning bjöds in till en gemensam workshop på Johanneberg Science Park för diskussion om fortsatta gemensamma steg.

För att identifiera policyfrågor som är kritiska för möjliggörande av ett plastreturraffinaderi arrangerades ytterligare en workshop på Johanneberg Science Park. Vid workshopen deltog representanter från projektgruppen samt speciellt inbjudna experter inom mekanisk och kemisk återvinning. Speciellt inbjuden var Åsa Stenmarck som ledde regeringsuppdraget om hållbar plastanvändning under 2018. Åsa inbjöds för sin kompetens inom politiska frågor rörande plast och plaståtervinning, och bidrog med skriftlig input. Vidare deltog andra experter inom återvinning från Chalmers Industriteknik, IVL Svenska Miljöinstitutet, IKEM Innovations- och Kemiindustrierna, Stena Recycling, Kemiföretagen i Stenungsund och Västsvenska Kemi- och Materialklustret.

För att väcka ökat intresse för kemisk återvinning och för att nå ut med policyfrågor till beslutsfattare och övriga intressenter arrangerades sex möten under Almedalsveckan 2019. Möten hölls med Naturskyddsföreningen, WWF, Håll Sverige Rent, Energiföretagen, miljöministerns statssekreterare samt lokala och regionala politiker från Västra Götalandsregionen och Stenungsund. Dessa möten syftade till att skapa acceptans för kemisk återvinning och konceptet plastreturraffinaderi. De policyfrågor som identifierats vid workshopen adresserades vid alla sex mötena.

2.3 AP3 Hållbarhetsanalys

Hållbarhetsanalysen har genomförts av RISE med hjälp och synpunkter från projektgruppen och kollegor till personer i gruppen.

Som beskrevs inledningsvis ska hållbarhetsanalysen jämföra påverkan från projektets metod eller teknik med påverkan av funktionellt likvärdiga produkter/processer som använder dagens vedertagna teknik. I projektet har en kvantitativ jämförelse gjorts endast med avseende på klimatpåverkan, medan möjliga konsekvenser med avseende på andra hållbarhetsaspekter har bedömts kvalitativt.

I projektansökan specificerades att hållbarhetsanalysen ska påvisa hållbarhetseffekterna av respektive återvinningsrutt och visa på skillnaderna mot alternativen förbränning respektive deponering av avfall, inklusive användning av fossil råvara. Eftersom avfallsförbränning är den i Sverige gängse metoden för omhändertagande av hushållsavfall (eng. municipal solid waste, MSW) och av plastavfall som inte lämpar sig för materialåtervinning (eng. mixed plastic waste, MPW) och eftersom deponering av utsorterat, brännbart avfall och organiskt avfall är förbjudet har avfallsförbränning utgjort ”dagens vedertagna teknik” i hållbarhetsanalysens termer. Ett avsnitt om deponering av plast återfinns i diskussionskapitlet nedan.

2.3.1 Plastreturraffinaderi

I projektet studeras plastreturraffinaderier (nedan förkortat PRR) baserade på tekniker, råmaterial och produkter enligt Tabell 7.

Tabell 7. Plastreturraffinaderier i projektet

Tekniker	Råmaterial	Kapacitet	Produkter
Pyrolys (pyrolysrutten)	MSW	200 kton	Naftaliknande produkt + tung produkt
	MPW		
Pyrolys+förgasning (förgasningsrutten)	MSW		Olefiner
	MPW		

Som beskrivits ovan används den naftaliknande produkten ut från pyrolysrutten för syntes av olefiner och kan ersätta nafta från fossil råvara. Den tunga produkten antas ersätta råolja. På liknande sätt ersätter olefinerna från förgasningsrutten olefiner från fossil råvara.

Eftersom syntesen av olefiner från den naftaliknande produkten från olefinrutten och från fossil nafta antas oförändrad ingår inte denna i PRR-systemet eller i jämförelseobjekten.

Klimatpåverkan från PRR-processen fördelas på ”nafta” och tung produkt i relation till deras respektive massa, vilken är en av flera möjliga metoder för allokering av miljöpåverkan i detta sammanhang (Plastics Europe:: Life Cycle Thinking, 2019).

Förgasningsrouten resulterar i okonverterad syngas och alifater > C₅, båda i mindre mängder. Dessa strömmar bortses från i beräkningarna nedan.

I förgasningsprocessens *air separation unit* (ASU) används 0,21 MWh_{el} per kg råmaterial för att producera syrgas till förgasningen. Enligt avsnitt Energibalanser ovan antas överskottsvärme täcka processernas egna el- och värmebehov, vilket gäller även ASU-utrustningen.

2.3.2 Jämförelseobjekt

Förbränning utgör, med hållbarhetsanalysens termer, ”dagens vedertagna teknik” för omhändertagande av MSW och MPW.

Andelen plast i MSW och MPW återfinns i Tabell 2. All plast i både MSW och MPW antas bestå av (CH₂)_n-polymerer. Av plasten i MSW och MPW till förbränning utgörs alltså ca 85% av kol, vilket till 100% antas vara av fossilt ursprung. Andra brännbara fraktioner i avfallet (papper, organiskt avfall, textilier, syntetisk fiber¹) antas vara av biogent ursprung. Med dessa antaganden bildas 1,8 kg fossil CO₂ per kg MSW och 3,1 kg fossil CO₂ per kg MPW.

Emissionsfaktorer för konventionellt producerad nafta (0,34 ton CO_{2e}/ton), råolja (0,18 ton CO_{2e}/ton) och olefiner (1,5 ton CO_{2e}/ton som ett medel för eten (1,44 CO_{2e}/ton), propen (1,44 CO_{2e}/ton) och butadien (1,98 CO_{2e}/ton)) har hämtats från (*Plastics Europe:: Eco-profiles, 2019*).

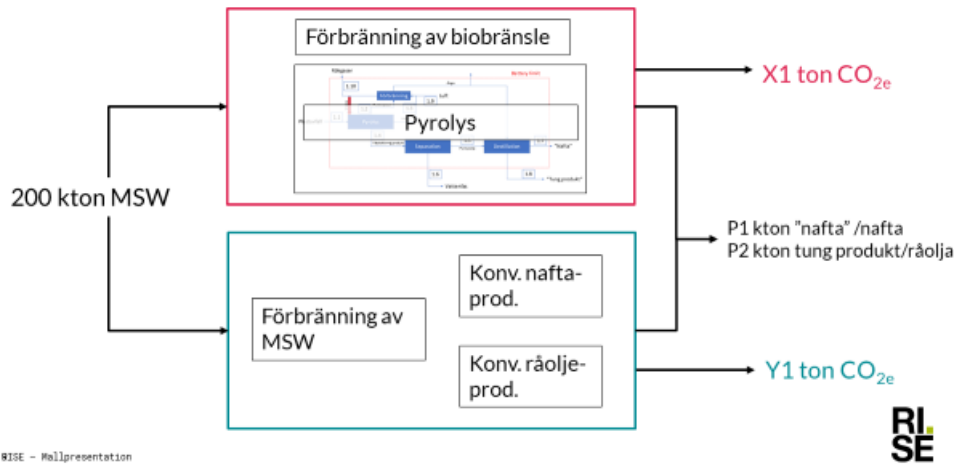
2.3.3. Kompletterande system till plastreturaffinaderi

Förbränningen av MSW och MPW i jämförelseobjekten ersätts med förbränning av biobränsle i PRR-systemen. Med värmevärden för MSW och MPW enligt Tabell 2 och för produktion, distribution och användning av skogsbränsle (19,2 MJ/kg TS) enligt (Gode, et al., 2011) beräknades mängden biobränsle som motsvarar energiinnehållet i MSW respektive MPW. Emissionsfaktorn för ett medelskogsbränsle (2,2 kg CO_{2e}/GJ) hämtades också från (Gode, et al., 2011).

2.3.4 Illustration av metoden för hållbarhetsanalysen

Angreppssättet i hållbarhetsanalysen illustreras med hjälp av Figur 2, där ett av PRR-systemen (MSW via pyrolysrouten till ”nafta” och tung produkt + förbränning av biobränsle) och dess jämförelseobjekt (förbränning av MSW + konventionell produktion av nafta och råolja) återges schematiskt.

¹ Textilier har troligen både fossilt och biogent ursprung, syntetisk fiber har sannolikt fossilt ursprung. Dessa delar av andra brännbara fraktioner (drygt 10% av brännbara fraktioner utöver plast) antas ha biogent ursprung.



Figur 2. Illustration av angreppssättet i hållbarhetsanalysen

3. Resultat och diskussion

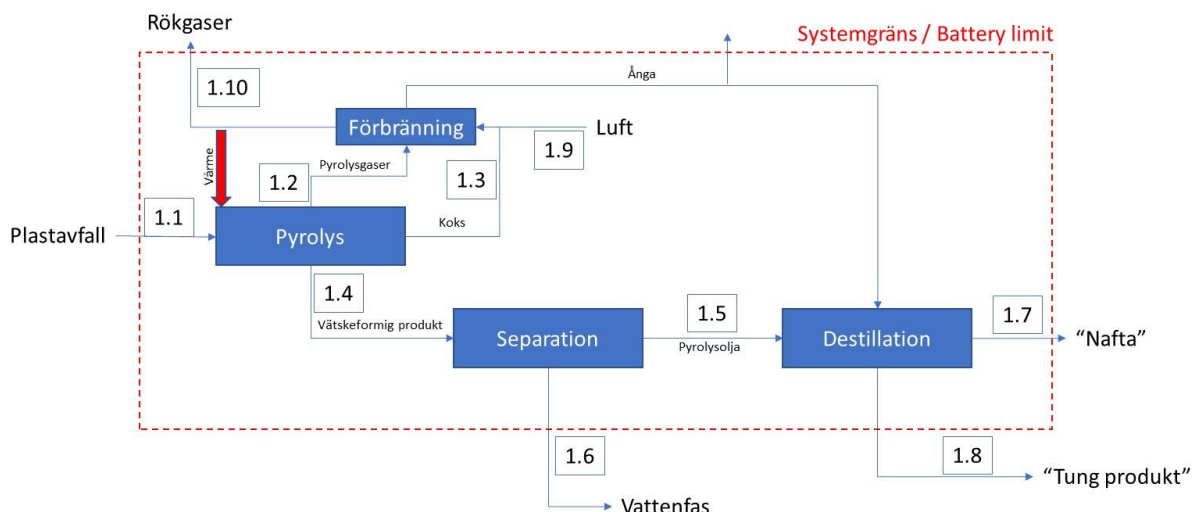
3.1 AP1 Teknoekonomisk screening av rutter för plastreturraffinaderi

3.1.1 Utbyten och massbalans

Pyrolysrutten

Pyrolysis av de två avfall som presenteras i Tabell 2 har ingående studerats vid olika betingelser, (Ates, Miskolczi, & Borsodi, 2013) och (Miskolczi, Ates, & Borsodi, 2013), varifrån presenterade data har använts för vidare utbytesberäkningar. Exempelvis kan nämnas att högst oljeutbyte erhöles vid 600 °C, där pyrolysis av MSW resulterade i 20 % koks och vax, 31 % pyrolysolja, 27 % vattenfas och 22 % gas. Motsvarande betingelser för MPW gav istället 36 % koks och vax, 50 % pyrolysolja, ingen vattenfas och 14 % gas. Dessa utbyten är jämförbara med andra studier, t ex Velghe et al. presenterade utbyten för pyrolysis av MSW (450-550 °C) motsvarande 13-30 % koks och vax, 30-44 % pyrolysolja, samt 26-54 % gas (Velghe, Carleer, Yperman, & Schreurs, 2011). Haydary et al. (2016) studerade pyrolysis av s.k. bilfluff, ASR (automobile shredder residue), som innehöll ca 47 % plast, 46 % gummi, 2 % vardera av textilier och skummaterial, samt ca 3 % annat organiskt material. Askhalten i ASR uppgick till ca 18 %. Pyrolysisutbytena vid 550 °C uppgick till ca 30 % koks, 30 % pyrolysolja respektive ca 40 % gas (Haydary, Susa, Geling, & Cacho, 2016).

I Figur 3 presenteras ett enkelt flödesschema för pyrolysrutten från plastavfall till nafta. Storleken på de olika flödena (1.1-1.10) presenteras i Tabell 8, tillsammans med en kolbalans för hela pyrolysrutten och de två studerade plastavfallen.



Figur 3. Flödesschema för plastavfalls pyrolysis till nafta.

Tabell 8. Flöden för de olika strömmarna från Figur 3 (enhet [kg/kg råvara]), samt en kolbalans över pyrolysrutten [%].

Flöde	MSW		MPW		Beskrivning
	Massflöde <i>kg/kg råvara</i>	C-balans %	Massflöde <i>kg/kg råvara</i>	C-balans %	
1.1	1	100	1	100	Plastavfall
1.2	0,22	20	0,15	13	Pyrolysgaser
1.3	0,20	24	0,36	37	Koks
1.4	0,57	56	0,50	50	Pyrolysolja+vattenfas
1.5	0,31	56	0,50	50	Pyrolysolja
1.6	0,27	-	-	-	Vattenfas
1.7	0,15	28	0,25	25	"Nafta"
1.8	0,15	28	0,25	25	Tung dest.produkt
1.9	3,76	-	6,86	-	Förbränningsluft
1.10	4,19	44	7,36	50	Rökgaser

Förbränning av pyrolysgaser och koks genererar ett energiöverskott i processen. Ett rimligt antagande är att förbränning av enbart pyrolysgaser vore tillräckligt för att generera den värme som är nödvändig för att driva pyrolysisprocessen. Ånga från förbränningspannan kan dock nyttjas vid pyrolysoljedestillationen, samtidigt som ett visst överskott kan distribueras utanför pyrolysisprocessens gräns.

Flertalet vetenskapliga studier har fokuserat på fraktionering via destillation och karakterisering av erhållna fraktioner pyrolysolja, exempelvis från plastavfall (t ex (Syamsiro, et al., 2014), (Khan, Sultana, Al-Mamun, & Hasan, 2016) och (Singh, Ruj, Sadhukhan, & Gupta, 2019)) och förbrukade bildäck (t ex (Chouaya, Abbassi, Younes, & Zoulalian, 2018)). Rapporterade utbyten till nafta varierar beroende på valet av ingående råvaror och pyrolysbetingelser.

Fossil nafta från petroleumindustrin definieras normalt som den destillationsfraktion som återfinns i kokpunktsintervallet 35-200 °C, vilket generellt sägs motsvara C₅-C₁₂ kolväten.

Chouaya et al. rapporterade att fraktionen inom kokpunktsintervallet 40-200 °C utgjorde ca 30 % av pyrolysoljan från förbrukade bildäck (Chouaya, Abbassi, Younes, & Zoulalian, 2018). Motsvarande siffra för pyrolysolja från en ren polyolefinström (HDPE) var ca 50 % (Khan, Sultana, Al-Mamun, & Hasan, 2016). Karakterisering av pyrolysolja från ett blandat plastavfall visade att 14-40 % utgjordes av lättare kolväten, d v s C₅-C₉, medan ca 24 % återfanns i fraktionen C₁₀-C₁₄ (Singh, Ruj, Sadhukhan, & Gupta, 2019). Vi har i detta arbete antagit att pyrolyprocessen har potential att producera en olja, från ett svenskt blandat plastavfall, där ca 50 % kan nyttjas som ersättning av fossil nafta vid ångreformerings. Det är relativt högt räknat i förhållande till referenserna ovan.

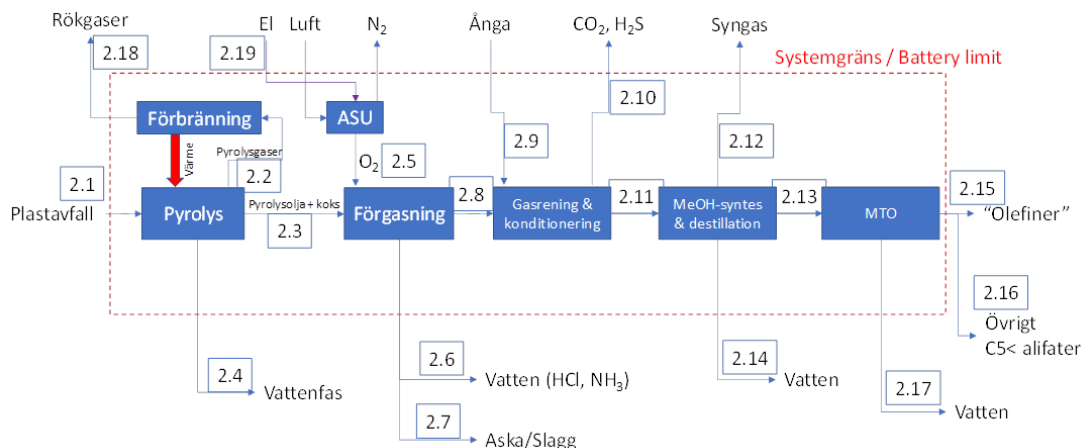
Olefinutbytet från ångreformerings motsvarar ungefär 50-60 wt-% av ingående nafta beroende på processbetingelser (t ex (Haghighi, Rahimpour, Raessi, & Dehghani, 2013) och (Keyvanloo, Towfighi, Sadrameli, & Mohamadalizade, 2010)). I denna studie har vi antagit att ångreformerings av naftafraktionen från plastpyroly ger motsvarande produktdistribution som beskrivits av Haghighi et al., d v s ca 20 % metan, ca 34 % eten, ca 15 % propen, ca 9 % buten (buten + butadien), samt ca 22 % övrigt (C₂-C₁₀₊). Detta innebär att olefinutbytet (eten, propen och buten) via pyrolysrutten motsvarar ca 0,09 kg/kg råvara för MSW respektive 0,15 kg/kg råvara för MPW.

Den tunga produkten efter pyrolysoljedestillation innehåller en mix av tyngre kolväten (>C₁₃). Denna ström är möjlig att uppgradera vidare med exempelvis vätgaskrackning (hydrocracking) i existerande raffinaderiprocesser som fluid catalytic cracking (FCC) eller slurry hydrocracking (SHC). Li et al. konverterade pyrolysoljan från ett blandat kommunalt plastavfall i en fast-bädd-reaktor innehållande en bifunktionell Mo-Ni/SiO₂-Al₂O₃ katalysator vid 425 °C, varifrån de rapporterar ca 66 % utbyte till produkter med kokpunkt <400 °C (Li, Xia, Hu, Hao, & Zhu, 2015). Detta kan jämföras med konventionell diesel, vars kokpunktsintervall ligger inom 160-360 °C (EU), respektive 180-320 °C (Sverige). Lovande resultat rapporteras även från RISE, där däckpyrolysolja har samuppgraderats med fossil matning i både FCC- och SHC-pilot (RISE ETC, 2019). Konverteringen av denna tyngre fraktion är dock inget som vi tagit med i denna teknoekonomiska studie, utan den tyngre fraktionen efter destillation antas istället säljas för samraffinering med fossil olja vid något redan existerande raffinaderi.

Förgasningsrutten

Förgasning är en termokemisk process där plastavfallet bryts ner till sina enklaste beståndsdelar och bildar en syngas bestående av kolmonoxid (CO) och vätgas (H₂), som sedan används för att producera metanol (MeOH) via katalytisk syntes. Metanolen går sedan att omvandla till ny plastråvara via exempelvis metanol-till-olefiner (MTO) processen. Figur 4 visar ett enkelt flödesschema över processvägen. Effektiv metanolsyntes kräver en "ren" syngas, huvudsakligen fri från tjärör och andra föroreningar som kan agera som katalysatorgifter. För att minimera behovet av gasrening så är det fördelaktigt att köra förgasningen vid hög temperatur, d v s >1400 °C. Detta genererar vanligtvis en syngas med väldigt låga metan- och tjärhalter (Weiland, et al., 2015). För att nå en förgasningstemperatur över 1400 °C krävs att förgasningsprocessen körs med ren syrgas som oxidant, vilket kräver fraktionering av luft i en s.k. *air separation unit* (ASU), eller alternativt en elektrolysör som delar vatten till vätgas och syrgas m h a elektricitet. På så sätt tillgodoses syrebehovet till förgasningen, samtidigt som tillförsel av extern vätgas skulle medföra ännu högre utbyten till återvunna olefiner, eftersom en stor del av den bildade koldioxiden skulle kunna nyttjas vid metanolproduktionen (enligt reaktionsformeln $\text{CO}_2 + 3\text{H}_2 \rightleftharpoons \text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2\text{O}$).

De flesta kommersiella förgasningsanläggningar inriktade mot nerströms syntes är av typen *medströmsförgasare* (*entrained flow gasifiers*). I denna typ av förgasare tillförs bränsle och syrgas till reaktorn via brännare som har till uppgift att skapa en väl dispergerad mix av små bränslepartiklar och syrgas. De små partiklarna är nödvändiga för att bränslet ska hinna konverteras under den korta uppehållstiden i förgasaren. Medströmsförgasare kräver således ett finmalt, pulveriserat bränsle, alternativt en vätske-/slurryformig matning som atomiseras i brännaren. Många plastavfall är svåra, för att inte säga omöjliga, att mala till fint pulver. Plastpyrolys utgör därmed en attraktiv förbehandlingsmetod för att skapa en pyrolysoljeslurry, bestående av den malda koksen från pyrolysen inblandat i pyrolysoljan. Detta möjliggör kontrollerad inmatning till förgasningsprocessen via slurrypumpar.



Figur 4 Flödesschema för förgasningsrutten till olefiner.

Tabell 9. Flöden för de olika strömmarna från Figur 4 [kg/kg råvara], samt en kolbalans över förgasningsrutten [%].

Flöde	MSW		MPW		Beskrivning
	Massflöde kg/kg råvara	C-balans %	Massflöde kg/kg råvara	C-balans %	
2.1	1	100	1	100	Plastavfall
2.2	0,22	20	0,15	13	Pyrolysgas
2.3	0,51	80	0,86	87	Pyrolysolja+koks
2.4	0,27	-	-	-	Vattenfas
2.5	1,07	-	1,15	-	Syrgas
2.6	0,17	1	0,05	1	Quenchvattenbleed
2.7	0,05	1	0,01	1	Aska/Slagg
2.8	1,36	78	1,95	85	Rå syngas
2.9	0,06	-	0,28	-	Ånga (till WGS)
2.10	0,92	43	1,29	42	Sura gaser
2.11	0,49	34	0,94	42	Syngas
2.12	0,02	2	0,04	3	Okonv. syngas
2.13	0,42	32	0,84	39	Metanol (MeOH)
2.14	0,04	-	0,06	-	Vatten från MeOH
2.15	0,15	26	0,31	31	Olefiner (C₂-C₄)
2.16	0,03	6	0,06	8	Övrigt (C ₂ -C ₅₊)
2.17	0,24	-	0,47	-	Vatten från MTO
2.18	1,94	20	2,73	13	Rökgas från förbr.

Som tidigare nämnts krävs värme för att driva pyrolysisprocessen. Enligt de gasutbyten och värmevärden som presenterats av Ates et al. och Miskolczi et al. (Ates, Miskolczi,

& Borsodi, 2013) och (Miskolczi, Ates, & Borsodi, 2013), så är det rimligt att anta att förbränning av pyrolysgaserna skapar tillräckligt med energi för att driva pyrolyprocessen. Vi har i denna studie fokuserat på återvinningsrutterna i stora drag. Det finns därför ett potentiellt utrymme för utbytesoptimering, t ex genom att optimera användningen av pyrolysgaserna till förbränning. Överskjutande del kan i en optimerad process skickas till förgasaren och därmed höja utbytet av syngas.

Till författarnas kännedom finns det inga publicerade data på medströmsförgasning av pyrolysolja / pyrolysoljeslurry från plastavfall. Utbytena från förgasningsprocessen baserades därför på tidigare erfarenheter från biomasseförgasning, både pulver (Weiland, et al., 2015) och pyrolysolja (Leijenhorst, et al., 2015), men även på egna data från syrgasblåst fast-bäddsförgasning av plastavfall, både icke-publicerade och offentliga (Weiland, et al., 2017). Syngasdata korrigerades delvis för att matcha C-, H- och O-massbalanser givet sammansättningen på ingående pyrolysoljeslurry.

Proportionerna vätgas och kolmonoxid (H_2/CO) behöver justeras för att erhålla den önskade sammansättningen för metanolsyntesen, d v s uppfylla kvoten $(H_2-CO_2)/(CO+CO_2)=2$ (Lange, 2001). Blocket *gasrening och konditionering* i Figur 4 innefattar därför ett reaktionssteg för vatten-gas-skift, d v s $CO + H_2O \rightleftharpoons CO_2 + H_2$, samt reningssteg för att avlägsna sura gaser (H_2S och CO_2).

Traditionell metanolsyntes kräver ett rätt så stort recirkulationsflöde av syngas på grund av den låga omsättningen per reaktorpassage. Utvecklingen av mer aktiva katalysatorer har resulterat i att metanolsyntesen effektivt kan drivas vid lägre temperaturer. Tillsammans med höga driftryck så har *once-through* processer utvecklats där konverteringen av $CO + CO_2$ når över 90-95 % vid 150-250 bar och 190-250 °C (van Bennekom, et al., 2013). För utbytesberäkningarna som ligger till underlag för denna teknoekonomiska studie har antagits 95 % konvertering till metanol.

En av de mest effektiva katalysatorerna för metanol-till-olefin (MTO) processen är SAPO-34, vilken ger höga utbyten av lätta olefiner. Experimentella tester visade på nära 100 %-ig omsättning av metanol, med ca 80 % utbyte till eten, propen och buten (Wang, et al., 2011). I denna studie har använts experimentella utbyten från MTO-reaktion vid 450 °C och atmosfärstryck, d v s ca 99 % omsättning och utbyten motsvarande ca 30 % eten, 40 % propen, 14 % buten och 16 % övrigt (C_1-C_{5+}) (Wang, et al., 2011).

Allt detta sammantaget gav upphov till de flöden [kg/kg plastavfall] som presenteras i Tabell 9. I tabellen återfinns även en kolbalans för återvinningsrutten och de två olika studerade plastavfallen. Elbehovet för produktion av nödvändig syrgas till förgasaren (ström 2.19 i Figur 4) motsvarar ca 0,28 kWh/Nm³ O₂ (Castle, 2002). Utifrån detta beräknades energiförbrukningen för syrgas till ca 0,21-0,22 kWh/kg plastavfall för de två olika fallen, MSW och MPW. Detta täcks av intern elproduktion.

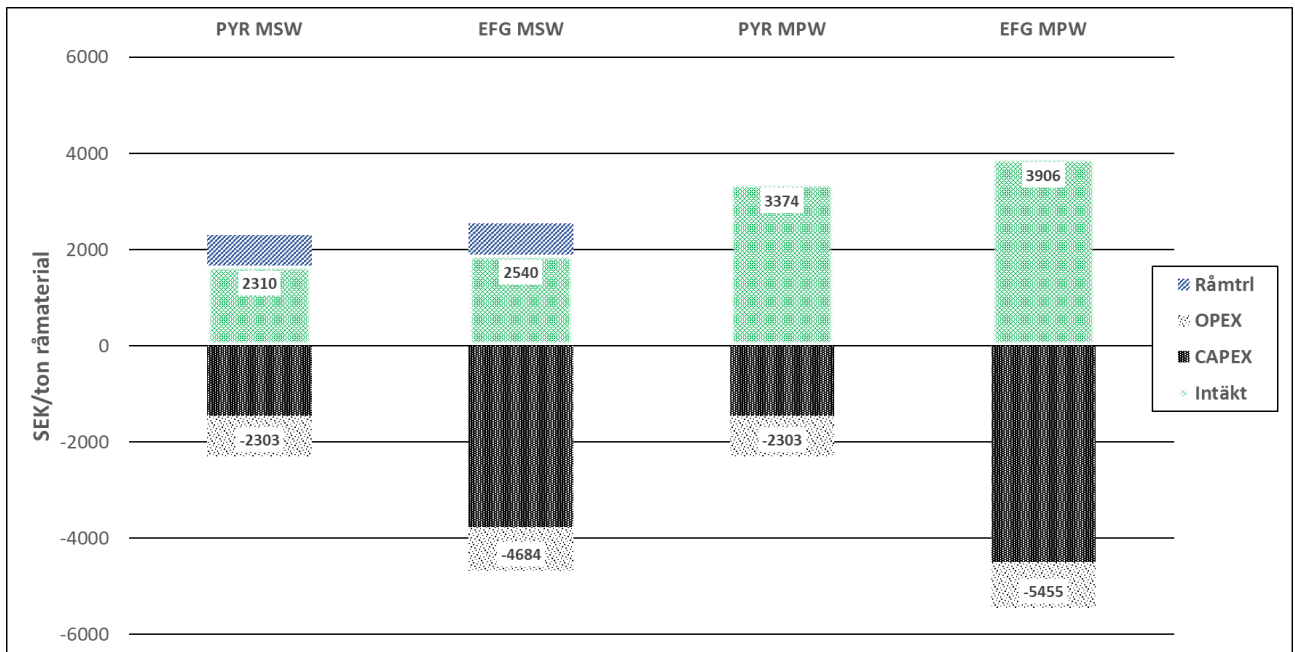
3.1.2 Teknoekonomisk analys

Grundfall

Grundfallet är baserat på antagandet att ett antal pyrolysanläggningar är anlagda i närheten av befintliga avfallsflöden, och att dessa sedan levererar nafta till Stenungsund för vidareförädling till olefiner. Således är uppskalningen av investeringskostnader för dessa anläggningar gjorda med en exponent = 1 i ekvation 1. För en förgasningsanläggning är det antaget att en central anläggning i Stenungsund har byggts, och således föreligger uppskalningsfördelar (exponent lägre än 1, varierar i enlighet med Tabell 4). Några resultat från analysen (se Figur 5) är att

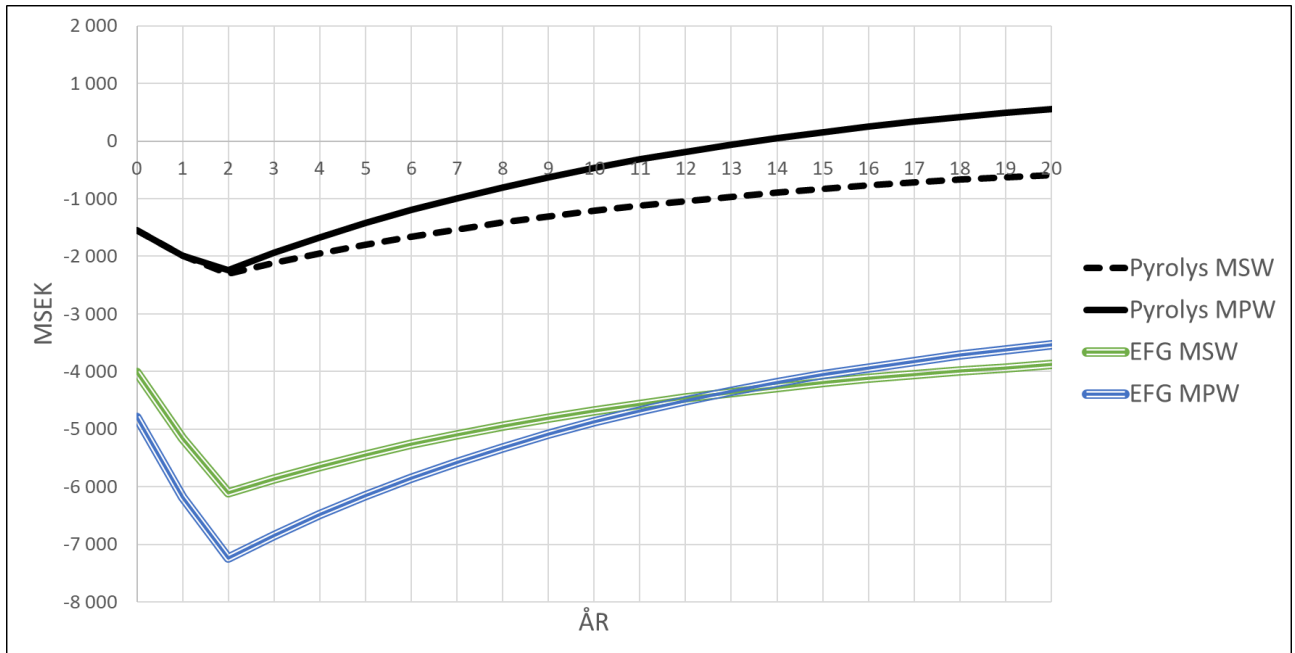
- Intäkten vid MPW som råvara är ca 50% högre än för MSW p g a det mycket högre utbytet.
- Investeringskostnader för förgasning av MPW är ca 15% högre än för MSW pga det sämre utbytet vid MSW som råvara (mindre storlek på utrustning behövs således i de olika delsystemen nerströms förgasningsreaktorn).
- För förgasning av MSW är intäkten ca 10% högre än vid pyrolysis av samma råvara. Å andra sidan är investeringskostnaden för förgasning av MSW ca 110% högre än för pyrolysis av MSW.
- För förgasning av MPW är intäkten ca 15% högre än vid pyrolysis av samma råvara. Samtidigt är investeringskostnaden för förgasning av MPW ca 150% högre än för pyrolysis av MPW.

Slutsatsen man kan dra av beräkningen av kostnader och intäkter i grundfallet är att endast pyrolysis av MPW har högre intäkt än totala kostnader. För förgasning till olefin ökar investeringskostnaderna, jämfört med pyrolysis, avsevärt mycket mer än vad intäkterna ökar. Således kan konstateras att den extra investering som behövs för att gå hela vägen till olefiner är svår motiverad.



Figur 5. Produktionskostnader för grundfallen. PYR = Pyrolys, MPW = blandat plastavfall, MSW = hushållsavfall, EFG = förgasning. Nettot (vinst eller förlust) erhålls genom att för varje enskilt fall subtrahera den negativa delstapeln från den positiva.

En nuvärdesberäkning med de ekonomiska parametrar som är angivna i Tabell 3 har utförts för grundfallet. Resultatet från denna analys visas i Figur 6, där det diskonterade kassaflödet visas för investeringen under dess ekonomiska livslängd (20 år). Som figuren visar är det enbart pyrolys av MPW som har en återbetalningstid på investeringen inom den ekonomiska livslängden. Som synes är övriga alternativ inte i närheten av att betala av investeringen, vilket är rimligt givet att kostnader i dessa fall är högre än totala intäkter (se Figur 5).



Figur 6. Nuvärdesanalys av alternativen i Figur 5

Jämförelse med referensanläggningar/andra studier

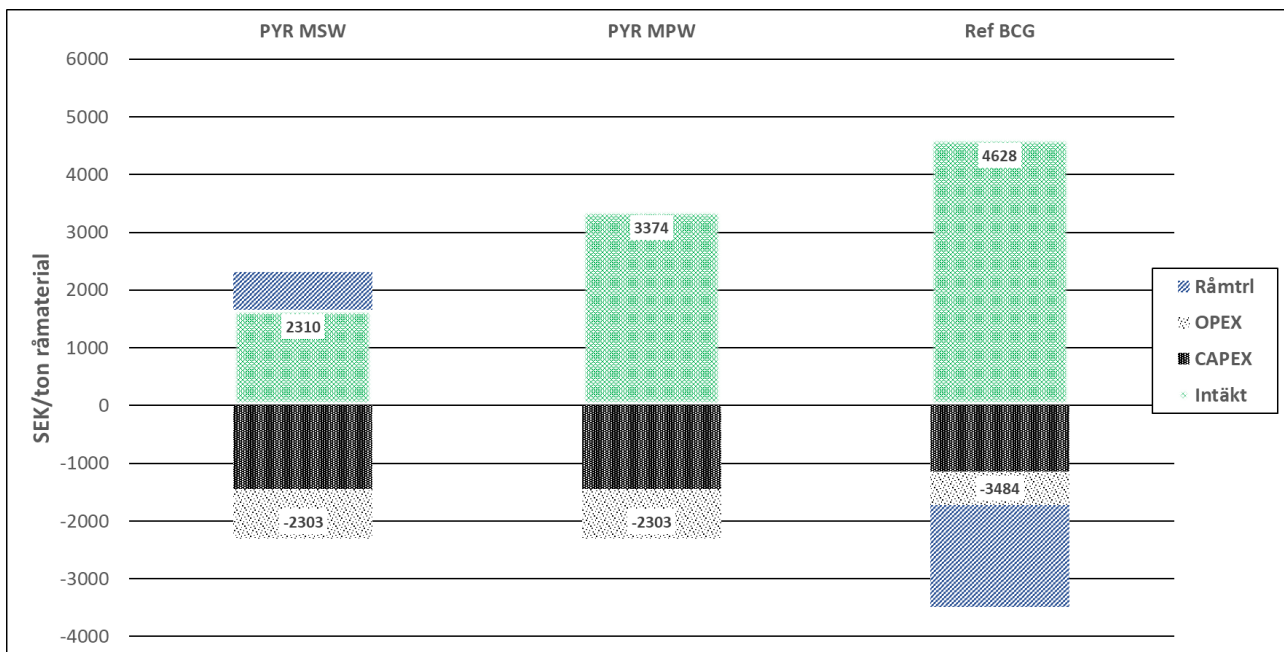
De siffror som tagits fram i denna analys har jämförts med andra studier och information om ekonomi vid byggnation av liknande anläggningar.

För pyrolys av plastavfall finns information om faktiska investeringskostnader för befintliga anläggningar på några olika platser i världen. Enligt Rubel et al. är investeringskostnader relativt likartade för anläggningar i Singapore, Frankrike och USA (Rubel & Jung, 2019). Om man jämför kostnaden i denna referens med de beräknade kostnaderna i detta projekt ser man att beroende på exponent som används vid uppskalning så varierar beräknade kostnader mellan 6 och 13 kronor per ton råvara. Detta är i samma härad som de angivna kostnaderna för befintliga anläggningar enligt (Rubel & Jung, 2019), där kostnaden är 10 kronor per ton råvara (Tabell 10).

Tabell 10. Variation i total investeringskostnad för alternativ, samt jämförelse med andra studier.

TOTAL INVESTERING [MSEK/KTON RÅVARA PER ÅR]	MIN	MEDEL	MAX
PYROLYS MSW	6	11	13
PYROLYS MPW	6	11	13
ANGIVNA KOSTNADER FÖR EXISTERANDE PYROLYSANLÄGGNINGAR I SINGAPORE OCH USA (RUBEL & JUNG, 2019)	10		

Figur 7 visar kostnader och intäkter för projektets två prolysfall jämfört med en anläggning i Singapore (Rubel & Jung, 2019). Som synes är investeringskostnad och driftskostnader något lägre i referensanläggningen, men intäkten är avsevärt högre (troligen pga ett mycket högre utbyte i processen, det är inte angivet några detaljer om råvaran som används i anläggningen) och plastavfallet som används i detta fall har en kostnad som är i paritet med investerings- och driftskostnaderna.



Figur 7. Kostnader och intäkter för pyrolysfall jämfört med referensanläggning i Singapore.

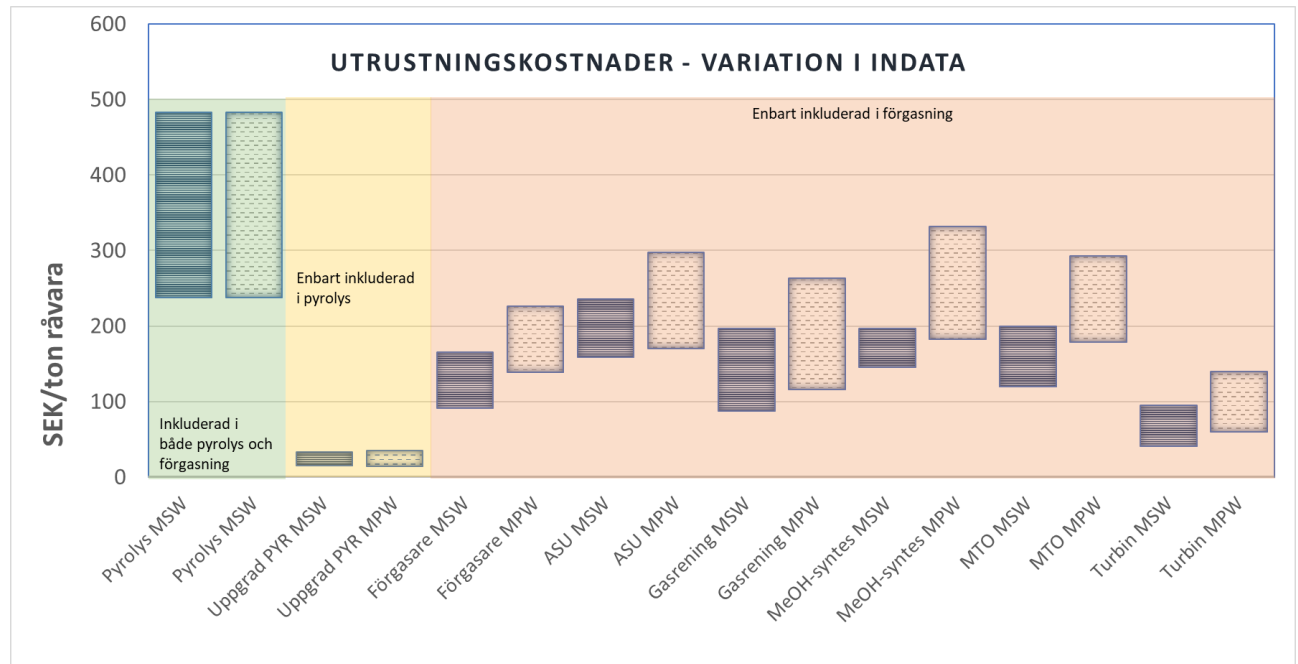
Gällande förgasningsrutten finns inte några befintliga anläggningar att använda som referenser, dock har (Holmgren, 2015) gjort en sammanställning av investeringskostnader från ett antal studier på biomassabaserad förgasning. De studier som skulle kunna användas för en jämförelse i den rapporten har metanol som slutprodukt, därför har investeringskostnaden för metanol-till-olefin-steget exkluderats vid jämförelser gjorda i Tabell 11. Som tabellen indikerar är investeringskostnaden, uttryckt som kronor per Watt metanol producerat, högre för anläggningen i denna studie än de anläggningar som presenterats i referensen. En anledning till detta kan vara utbytesförlusten i det förbehandlande pyrolyssteg som föregår förgasningsprocessen. En annan anledning kan vara att verkningsgraden är lägre i föreliggande studie än de som presenterats i referensen. För MSW-fallet är det tydligt att den låga verkningsgraden ger en väldigt dyr process jämfört med övriga fall.

Tabell 11. Variation i total investeringskostnad för alternativ, samt jämförelse med andra studier.

TOTAL INVESTERING [MSEK/MW METANOL PROD]	MIN	MEDEL	MAX
EFG MSW (EXKL. MTO-STEG)	82	97	115
EFG MPW (EXKLS. MTO-STEG)	46	56	70
STUDIER PÅ BIOMASSAFÖRGASNING TILL METANOL, (HOLMGREN, 2015)	22 - 51		

Variation i indata

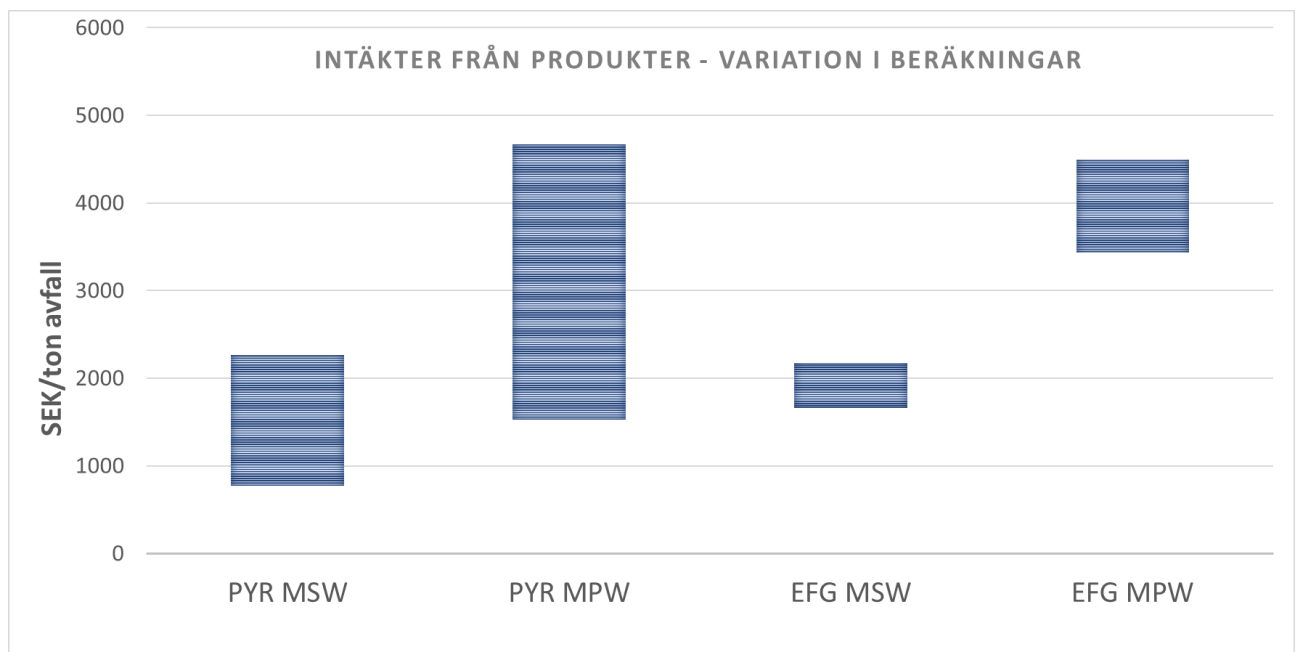
Variationen i antaganden gällande investeringskostnad beror dels på att ett flertal källor använts som underlag vid beräkning av utrustningskostnader (se Tabell 4, sid 18). Den beror också på att exponenten som används i ekvation 1 har varierats för att beskriva hur uppskalningsfördelar för utrustningskostnader har estimerats. I grundfallet har pyrolysanläggningen antagits med det maximala värde som visas i Figur 8. Detta gäller även för uppgradering av pyrolysoljan till nafta. För övriga utrustningar har ett medelvärde använts i grundfallet.



Figur 8. Variation i indata för utrustningskostnad för de olika delsystemen i studien.

Observera att Figur 8 enbart är utrustningskostnad, till skillnad från Tabell 10 (sid 34) och Tabell 11 (sid 36) som återger total kostnad för installerad utrustning. Pyrolysissteget (som ju är en del av processen även i förgasningsrutten) är det dyraste delsystemet i analysen, vilket till viss del beror på att störst massflöde går in i detta steg. Övriga delsystem är ganska likvärdiga i kostnad per ton råvara.

Variation i intäkter från produkter i de olika alternativen visas i Figur 9. Två saker kan noteras i denna figur, dels att variationen i prisbild för produkter är mycket större för nafta och råolja (vilka är referenser för produktpriser för pyrolys-anläggningarna), dels att intäkten inte skiljer sig markant mellan förgasning och pyrolys. Som Figur 8 visar så är förgasningsalternativet ett mer komplext system med ett stort antal flerdelsystem och således en klart högre investeringskostnad än pyrolysalternativet. Det är därför inte förvånande, givet dessa kostnadsintervall för delsystem, att pyrolysfallet är mer intressant ekonomiskt än en förgasningsfallet; skillnaden i intäkt är inte tillräckligt stor för att rättfärdiga den klart högre investeringskostnaden.



Figur 9. Effekten av produktprisernas variation på total intäkt.

Känslighetsanalys

De variationer som visas i Figur 8 har naturligtvis en påverkan på den ekonomiska potentialen för de olika alternativen. I Tabell 12 kan man se att den variation som analysen inkluderat inte har någon större effekt på återbetalningstid: förgasningsalternativen är fortfarande olönsamma och pyrolysalternativen har, givet att man kan bygga en stor anläggning, potential till lönsamhet. Om man t ex för PYR MPW (andra raden i tabellen) använder minimivärdena (Min) i staplarna i Tabell 8 för alla investeringar, så får man enligt tabellen en återbetalningstid på 4 år, motsvarande en internränta på 31%. För flera mindre pyrolysanläggningar (Kolumn Max i Tabell 12, vilket betyder att exponenten i ekvation (1) är 1 (linjär skalning av utrustningskostnad)) är enbart MPW-fallet i närheten av att kunna vara intressant.

Tabell 12. Variation i internränta och återbetalningstid för olika investeringskostnader från Figur 8. Min, Medel och Max syftar på värdena i staplarna i Figur 8.

INVESTERINGS- KOSTNAD	Internränta			Återbetalningstid		
	Min	Medel	Max	Min	Medel	Max
PYR MSW	23%	14%	9%	6 år	14 år	> 20 år
PYR MPW	31%	20%	15%	4 år	7 år	12 år
EFG MSW	5%	3%	<0%	> 20 år	> 20 år	> 20 år
EFG MPW	8%	6%	1%	> 20 år	> 20 år	> 20 år

Vad gäller variation i intäkter (dvs produktpriser) som visas i Figur 9 så kan man i Tabell 13 se liknande resultat som tidigare, dvs att enbart pyrolysis av MPW är i närheten av att vara intressant ekonomiskt, förutom möjligen om produktpriset för nafta och tung fraktion från pyrolysis är väldigt högt (kolumner Max i Tabell 13). Då kan även pyrolysis av MSW eventuellt vara av intresse. Förgasningsrutternas förändras inte särskilt mycket vid variation av intäkt, vilket var att vänta eftersom variationen i produktpriserna för eten och naturgas inte är alls lika stor som för nafta och tung fraktion.

Tabell 13. Variation i internränta och återbetalningstid för olika intäkter från Figur 9. Min, Medel och Max syftar på värdena i staplarna i Figur 9, som i sin tur är uträknade från produktpriser angivna i Tabell 6.

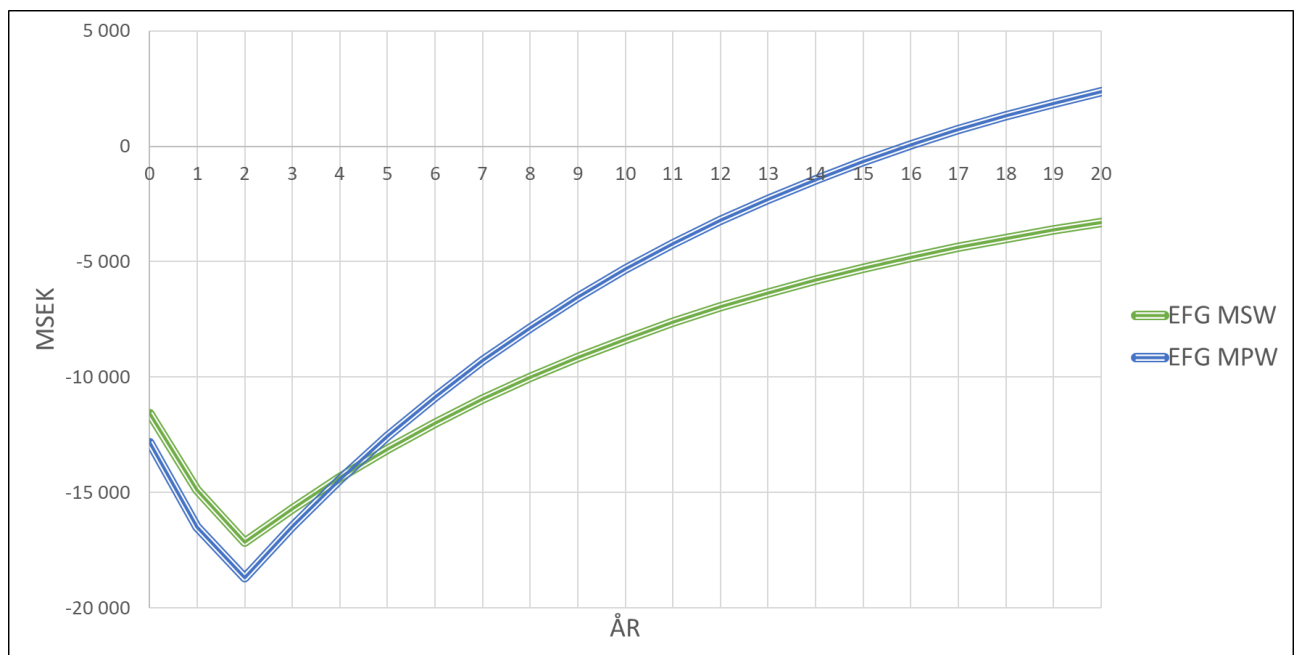
INTÄKT	Internränta			Återbetalningstid		
	Min	Medel	Max	Min	Medel	Max
PYR MSW	3%	9%	13%	> 20 år	> 20 år	17 år
PYR MPW	4%	15%	21%	> 20 år	12 år	7 år
EFG MSW	3%	3%	4%	> 20 år	> 20 år	> 20 år
EFG MPW	5%	6%	7%	> 20 år	> 20 år	> 20 år

Om vi istället skulle vända på analysen och fråga oss vad som krävs för en enskild parameter för att nå en rimlig återbetalningstid (8 år), så kan vi se i Tabell 14 att det skulle krävas relativt stora förändringar i investeringar, intäkter och avfallsavgifter för alla fall förutom pyrolys av MPW. Det kan också noteras i tabellen att investeringskostnaden är den parameter som är klart känsligast; det krävs minst förändring av denna parameter för att åstadkomma återbetalningstiden 8 år. De investeringskostnader som krävs för förgasningsalternativen blir dock helt orimligt låga, detsamma gäller för intäkter och avfallsavgifter. Vi kan konstatera att förgasningsalternativen således kräver drastiska förändringar av förutsättningarna för att bli lönsamma. En potentiell möjlighet vore att nyttja redan befintlig infrastruktur i Stenungsund, som t ex befintlig förgasare, för att kraftigt reducera investeringskostnaden för förgasningsspåret.

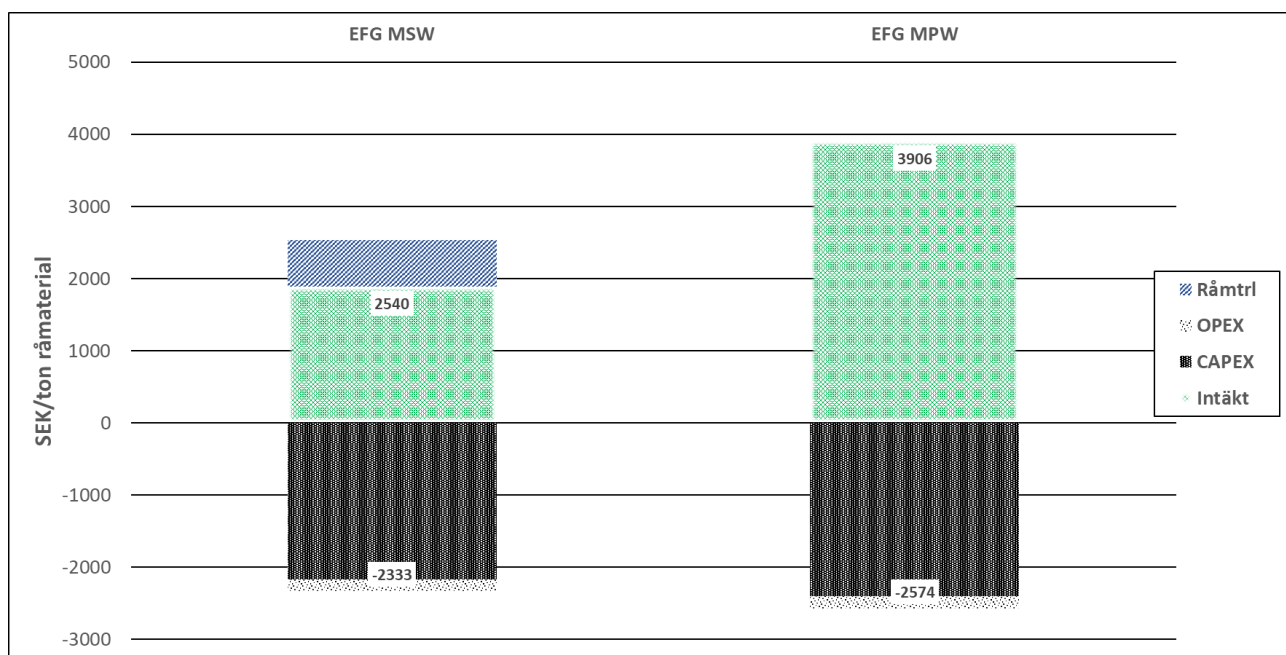
Tabell 14. Känslighet i ekonomiska parametrar; hur mycket (i miljoner kronor (investeringskostnad, intäkt) och kronor per ton avfall (Avfallsavgift)) behöver de öka (intäkt, avfallsavgift) eller minska (investeringskostnad) för att nå en återbetalningstid (ÅBT) på 8 år. Förändring i procent inom parentes där det är möjligt/relevant.

	Investering, grundfall (MSEK)	Investering, ÅBT 8 år (MSEK)	Intäkt, grundfall (MSEK)	Intäkt, ÅBT 8 år (MSEK)	Avfalls- avgift grundfall (SEK/ton)	Avfalls- avgift, ÅBT 8 år (SEK/ton)
PYR MSW	2632	1198 (-54%)	332	677 (104%)	-650	-2580
PYR MPW	2632	2053 (-22%)	675	823 (22%)	0	-820
EFG MSW	7357	1295 (-84%)	378	1890 (400%)	-650	-8320
EFG MPW	8696	2400 (-72%)	781	2343 (200%)	0	-8350

En slutsats som kan dras från analysen som gjorts i projektet är att storleken på den ökade investeringskostnaden relativt den ökade intäkt som fås för förgasningsrutten, jämfört med pyrolysrutten, är för hög för att förgasning ska kunna visa samma ekonomiska potential som pyrolys. Därför är ju också en större anläggning mer intressant p g a skalfaktorn för investeringskostnad. Detta kan också tolkas som att en anläggningskapacitet på 200 kton/år är för litet. I litteraturen är förgasningsanläggningar generellt klart större än 200 kton/år, och eftersom intäkter ökar linjärt medan investeringskostnader får skalfördelar vid byggnation av större anläggningar, kan det vara så att antagandet om 200 kton/år är alldeles för litet. Därför testades att skala upp förgasningsanläggningens kapacitet till 1000 kton/år för att studera effekten av detta. Detta visas i Figur 10 medan Figur 11 visar kostnader och intäkter vid denna anläggningskapacitet. Som Figur 10 visar så kommer vid denna storlek även förgasning av MPW få en någorlunda intressant återbetalningstid (ca 14 år), men investeringskostnaden uppskattas nu grovt till ca 20 till 22 miljarder kronor. Detta förutsätter också att pyrolysanläggningen går att skala upp till en stor central anläggning. Att bygga en mängd små anläggningar skulle bli alldeles för dyrt och eliminera skalfördelar (eftersom de då skalas upp linjärt i stort sett). En ytterligare osäkerhet i denna analys är att antagandet om att olefiner från förgasning ersätter importerad eten i Stenungsund inte gäller. Produktionen av olefiner från en sådan förgasningsanläggning uppgår till mellan 150 kton per år (MSW) och 310 (MPW) kton per år, och således kommer denna anläggning ha en stor påverkan på systemet på siten.



Figur 10. Diskonterat kassaflöde under den ekonomiska livslängden för en förgasningsanläggning med 1000 kton råvara per år.



Figur 11. Kostnader och intäkter för förgasningsalternativen vid en kapacitet på 1 000 kton per år avfall.

En minskning av investeringskostnaden skulle kunna uppnås genom att istället för olefiner producera syngas. Då skulle man varken behöva investera i metanolsyntes eller MTO. I denna analys har en grov uppskattning av potentialen för detta gjorts. Denna indikerar att produktion av syngas (med pris antaget samma som naturgas) skulle, för en anläggning med 1000 kton råvara per år, för MPW ge en återbetalningstid på 14 år, dvs exakt samma som när slutprodukten är olefiner. Den minskade investeringskostnaden på ca närmare 5 miljarder motverkas av en lägre intäkt på ca 750 miljoner SEK per år.

3.2 AP2 Konsortium, policy

3.2.1 Screening av intresse och konsortium

I den enkät som skickades ut till potentiella intressenter för kemisk återvinning av plastavfall ställdes frågor kring intresse, möjliga roller, potentiella hinder och möjligheter samt förutsättningar för att satsa på kemisk återvinning. Av de hinder som identifierades var t.ex. policyfrågor, affärsmodell och råvarutillgång tydliga. Gällande viktiga förutsättningar för att satsa på kemisk återvinning identifierades bland annat påvisad miljönytta, potential för uppskalning samt tillgång till grön el.

Av 16 tillfrågade intressenter som fick möjlighet att delta i enkäten visade sig 13 ha ett intresse av fortsatta diskussioner kring kemisk återvinning. Alla dessa intressenter inbjöds till gemensamma diskussioner under en workshop, och av dessa närvarade representanter från 11 olika företag. Via enkäten har dessa företag identifierat sig som att kunna ta någon eller några av följande roller:

- potentiell investerare,
- råvaruleverantör
- part i off-take avtal
- operatör
- projektledning och kompetens i förstudier och projektering
- byggnation och drift av infrastruktur
- leverantör av fossilfri energi och grön vätgas
- ägare av potentiell demoanläggning

Gruppen identifierade åtta olika projektförslag som möjliga fortsättningar för att arbeta vidare mot visionen om ett plastreturaffineri i Sverige:

1. Experimentella tester i existerande förgasningsanläggning
Utnyttja existerande förgasningsanläggning(ar) för experimentella tester
2. Vidare utvärdering av pyrolysspåret
Analys av vilka anläggningar som finns, med utgångspunkt i Lars Waldheims studie (teknikmognad, råvaror/produkter osv) (Waldheim, 2019).
3. Matcha råvaruströmmar med teknologi
Med utgångspunkt i Hanna Ljungkvist Nordins råvarukartläggning (Ljungkvist Nordin, Lindkvist, Boss, Baumann, & Boberg, 2019) och Lars Waldheims teknologiscreening (Waldheim, 2019) koppla ihop vilka råvaruströmmar som kan vara lämpliga för vilken teknologi.
4. Massbalanser för olika återvunna material
Utvärdering av process och material.
5. Internationell utblick av intressanta teknologier
Med utgångspunkt i Lars Waldheims teknologiscreening (Waldheim, 2019) utvärdera vilka som skulle vara intressanta i Västsverige

6. Utvärdera en integrerad anläggning

Med utgångspunkt i resultaten från detta projekt räkna på en integrerad anläggning i Stenungsund. Studien skulle kunna inkludera utvärdering av ekonomiska parametrar och hållbarhetsparametrar, samt energibalanser etc.

7. Lagstiftning och policy

Utreda vilka politiska förutsättningar som krävs för att ett plastreturaffinaderi ska bli lönsamt i Sverige.

8. Logistik

Utvärdera logistiska utmaningar kopplade till kemisk återvinning av plast, t.ex. transport och förvaring av råvaror och produkter.

Genom enkät, separata och gemensamma möten och workshops har projektet utvärderat olika potentiella parter intresse och sammanfört dessa i gemensamma diskussioner. Arbetet som utförts i projektet har därmed lagt en grund till ett framtida konsortium och öppnat upp för vidare dialog i konstellationen. Ett uppföljningsmöte inom gruppen för potentiella deltagare i ett konsortium är planerat efter projektidens slut.

3.2.2 Policy och acceptans för kemisk återvinning

Vid alla möten under Almedalsveckan var det mest positivt respons på kemisk återvinning, men även en hel del frågor. Ideella organisationer (NGO:s) är generellt intresserade av kemikaliefrågan, d.v.s. hur ett plastreturaffinaderi skulle hantera potentiellt farliga kemikalier i plast. Även energifrågan, dvs hur stor energiförbrukning ett plastreturaffinaderi skulle ha, var av intresse. Efter några av mötena i Almedalen har eller kommer även uppföljande aktiviteter att arrangeras. Enligt rekommendation från miljöministerns statssekreterare Gunvor G Ericson anordnades under september ett möte med Delegationen för cirkulär ekonomi. Uppföljningsmöten kommer även hållas med Energiförbundet och Naturskyddsföreningen under oktober och november. Vidare kommer en riksdagsfrukost arrangeras under december på tema kemisk återvinning.

Vid den workshop som handlade om policyfrågor definierades fyra huvudområden med tillhörande underpunkter för viktiga budskap att kommunicera.

1 Acceptans för kemiskt återvunnen råvara

- Införa kemisk återvinning i avfallshierarkin (på samma nivå eller på ett eget steg under mekanisk återvinning)
- Klassificering i avfallshierarkin? vid produktion av kemiprodukter och bränsle
 - Vid produktion av kemiprodukter och material ska klassificeringen vara återvinning (materialåtervinning)
 - Vid produktion av syntetiskt bränsle ska klassificeringen vara recovery (energiåtervinning)
- Offentlig upphandling som verktyg
 - Kravställ på klimateffekt och inkludera massbalans-principen
 - Harmoniserade kriterier för kravställning
- Lagen om förnybara drivmedel
 - Kriterier för klassificering av ? ska gälla även återvunnen råvara

2 Tillgång till avfall

- Hur säkerställer man att plasten i hushållsavfall/restavfall och grovavfall går till materialåtervinning?
Till exempel:
 - Tydligare krav på kommuner vart plastavfallet ska gå
 - Producentansvar för andra varugrupper som innehåller plast (t.ex. bygg och sjukvård)
 - Producentansvar för textilier
 - Spårbarhet för exporterat avfall
- Säkerställa långsiktighet för råvaran

3 Ekonomi, investeringar och ägare

- Investeringsstöd
 - Europeiska investeringsbanken
 - Utsläppshandelssystemets (EU ETS) Innovationsfond 100 miljarder 2020 (CAPEX och 10 år OPEX)
 - Nordiska investeringsbanken

- Industriklivet (Energimyndigheten)

- Tillgång till plastavfall till ett bra pris
- Tillgång till grön el till ett bra pris
- Olika scenarier för ägandestruktur

4 Övrigt

- Lagstiftningen måste anpassas efter en cirkulär ekonomi
- Långsiktiga politiska spelregler
- Nationella återvinningsmål för plast
- Användning av återvunnen plast klassas olika i olika sektorer
- Harmonisera utvecklingen med övriga länder i Europa
 - Uppnå fri handel (under ansvar) med avfall
 - Baselkonventionen
 - Ansluta sig till Internat. Green Deal North Sea Resources Roundabout
- Utveckling av LCA-metodik (regelbok och basdata)
- Standarder anpassade för kemisk återvinning och kompatibla med varandra
- End of waste kriterier för plast

Inför mötena i Almedalen sammanfattades dessa budskap enligt följande.

Skapa ökad acceptans för kemiskt återvunnen råvara genom att:

- Inkludera kemisk återvinning i avfallshierarkin
- Arbeta fram standarder som stödjer massbalansprincipen
- Driva efterfrågan genom offentlig upphandling

Sammanställa långsiktig råvarutillgång genom att:

- Utredda möjliga styrmedel som t.ex. fler producentansvar och förbränningsförbud
- Teckna långsiktiga avtal för råvaruförsörjning

Lagstiftning och stöd måste anpassat för en cirkulär ekonomi genom att

- Sätta mål för att materialåtervinna plast
- Införa *end-of-waste*-kriterier för plast
- Harmonisera utveckling med EU
- Ge utrymme för investerings- och fortsatt forskningsstöd för utveckling av innovativa koncept

För att definiera vilka politiska förutsättningar som krävs för att få till ett plastreturaffineri i Sverige behövs en utredning som studerar detta. Denna utredning bör utföras med staten som beställare.

3.3. AP3 Hållbarhetsanalys

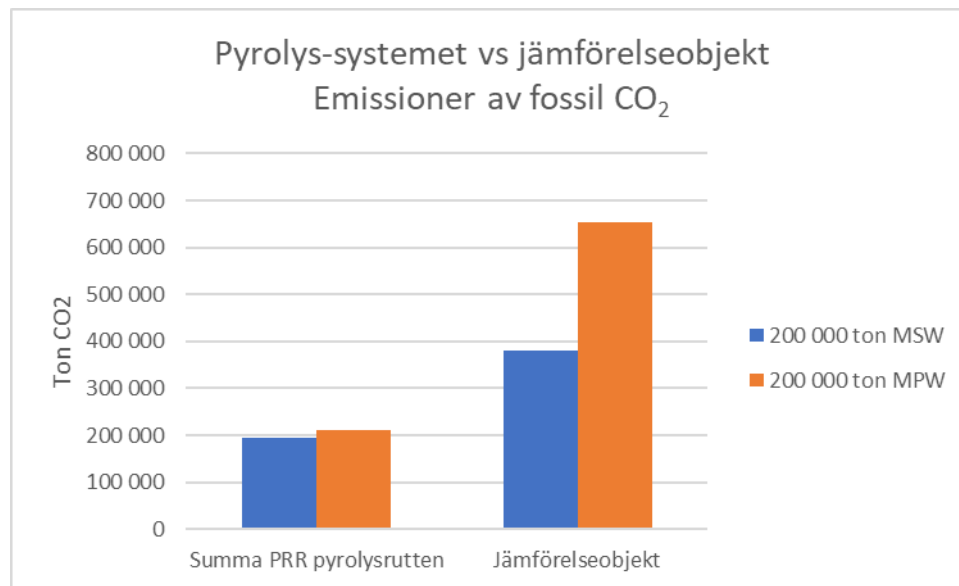
3.3.1 Klimatpåverkan

Med flöden enligt Tabell 8 och Tabell 9 och med data från kapitlet 2.1.1 Utbyten och massbalanser erhålls fossil CO₂ från PRR-processerna enligt Tabell 15.

Tabell 15. Fossil CO₂ från PRR-processerna

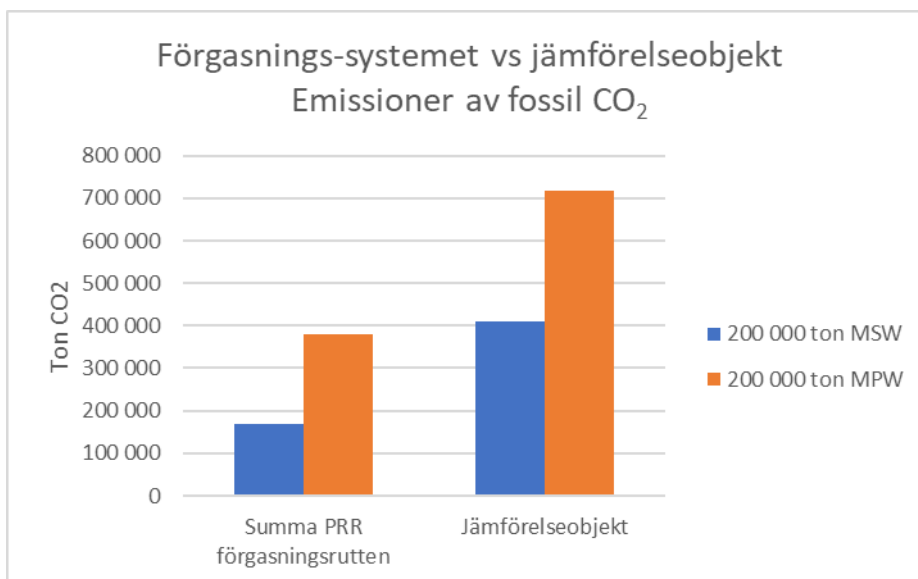
Råmaterial	Pyrolysrutten		Förgasningsrutten	
	Ström nr i Figur 3	kg fossil CO ₂ /kg råvara	Ström nr i Figur 4 .	kg fossil CO ₂ /kg råvara
MSW	1.10	0,92	2.10	0,54
			2.18	0,26
MPW	1.10	0,96	2.10	1,29
			2.18	0,52

Med ett råmaterialflöde om 200 kton kan klimatpåverkan från PRR-systemen och deras jämförelseobjekt beräknas, se Figur 12 och Figur 13.



Figur 12. Pyrolyssystemet vs jämförelseobjekt – emissioner av fossil CO₂.

Pyrolyssystemet ger betydligt lägre emissioner av fossil CO₂ än jämförelseobjektet, både för MSW och MPW som råmaterial. För det MSW-baserade systemet är utsläppen ca 180 kton lägre, för det MPW-baserade systemet ca 440 kton lägre.

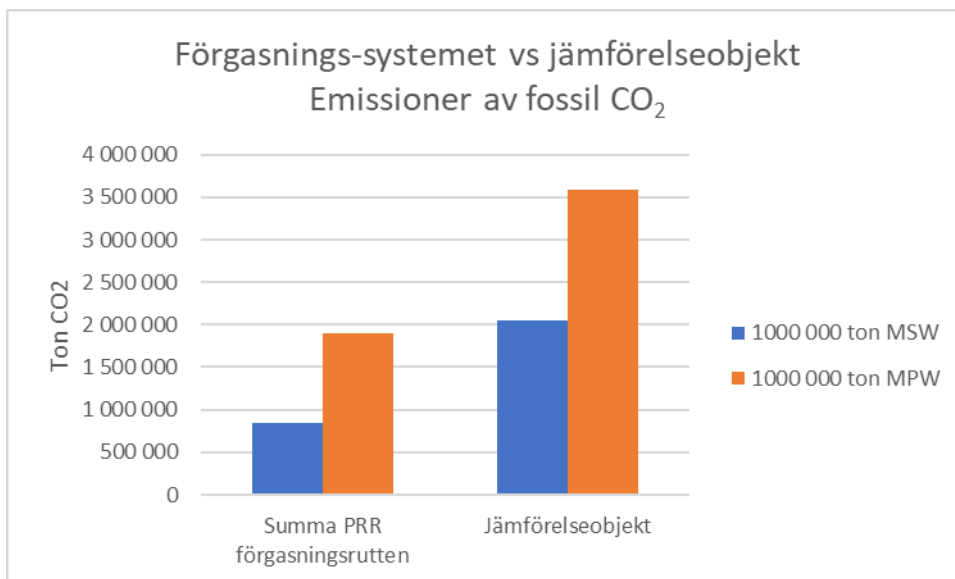


Figur 13. Förgasningssystemet vs jämförelseobjekt – emissioner av fossil CO₂.

Även förgasningssystemet ger betydligt lägre emissioner av fossil CO₂ än jämförelseobjektet, både för MSW och MPW. För det MSW-baserade systemet är utsläppen ca 240 kton lägre, för det MPW-baserade systemet ca 340 kton lägre.

I både pyrolys- och förgasningssystemet är det den utblivna avfallsförbränningen av fossilbaserad plast som antas ersättas av biobränsle som ger PRR-systemen betydligt lägre emissioner av fossil CO₂ än jämförelseobjekten. Det är alltså förändringar som sker utanför Stenungsund som är betydelsefulla ur klimatsynpunkt: ett returraffinaderi om 200 kton råmaterial ger en möjlighet att minska emissionerna av fossil CO₂ med motsvarande mellan ca 20% och 40% av hela Stenungsundsklustrets emissioner av fossil CO₂ (ca 950 kton (Karltorp, Bergek, Fahnestock, Hellsmark, & Ulmanen, 2019)).

För fallet med en förgasningsanläggning om 1 000 kton råmaterial blir relationen mellan PRR-systemet och jämförelseobjektet densamma men i större absoluta tal. Eftersom potentialen för plast från svenska avfallsflöden till kemisk återvinning uppgår till ca 371 kton (plus ett okänt antal ton från kommersiella aktörer) skulle en förgasningsanläggning om 1 000 kton råmaterial behöva importera plastavfall. Med samma jämförelseobjekt som för returraffinaderierna om 200 kton råmaterial, motsvarande dagens gängse teknik i Sverige, skulle utsläppen av fossil CO₂ minska med mellan 1,7 och 2,7 Mton, varav en betydande del skulle utgöras av utsläppsminskningar utanför Sverige. (Figur 14)



Figur 14 Förgasningssystemet baserat på 1 000 000 ton råvara vs jämförelseobjekt – emissioner av fossil CO₂

3.3.2 Andra hållbarhetsaspekter

Möjliga konsekvenser av förverkligandet av PRR-system, i förhållande till ”dagens gängse tekniker”, med avseende på andra hållbarhetsaspekter bedöms kvalitativt nedan.

Konsekvenser av mindre andel plast i avfall till förbränning

Egenskaper hos svenskt avfallsbränsle i en framtid, där tekniker, konsumtionsvanor och styrmedel har ändrat mängder och sammansättning, har studerats i (*Bisaillon, Sahlin, Johansson, & Jones, 2013*). Studien visade att förändringarna av avfallsbränslets egenskaper väntas bli små till 2020, eftersom effekten av förebyggande och utsortering av olika material till viss del kompenserar för varandra med avseende på bland annat värmevärde och innehåll av fukt. Likaså bedömdes att de tekniska konsekvenserna av förändringarna i sammansättning bli begränsade, under förutsättning att förändringarna sker långsamt och gradvis. Den ökade importen av avfallsbränslen som kan förväntas för att kompensera för ökad materialåtervinning men också för att svara mot ökad behandlingskapacitet kommer att ge större effekter på den genomsnittliga avfallsbränslemixen, men fortfarande utan dramatiska förändringar. Den fossila andelen kol i den genomsnittliga avfallsbränslemixen beror naturligtvis på andelen fossilt kol i det importerade avfallet. (*Bisaillon, Sahlin, Johansson, & Jones, 2013*). Denna marginaleffekt har inte tagits hänsyn till i ovanstående beräkningar, där utebliven avfallsförbränning antas ersättas med förbränning av biobränsle. Några effekter av utebliven deponering av detta marginalavfall ingår därmed inte heller.

Konsekvenser av ökat behov av biobränsle

Som ersättning för förbränning av MSW och MPW används biobränsle i PRR-systemen. Energiinnehållet i 200 000 ton MSW eller MPW motsvarar 1-1,5% av total tillförsel av bioenergi i Sverige 2018 (*Energimyndigheten, 2018*) (eller 10 st hetvattenpannor med samma biobränsleförbrukning som Göteborgs Energis anläggning Rya hetvattencentral (*Göteborgs Energi, 2018*)). I en rapport från Skogsstyrelsen 2017 (*Skogsstyrelsen, 2017*) konstateras att den årliga försörjningen av hållbar bioenergi i Sverige är uppskattad att kunna öka från nuvarande 130 TWh till 170–180 TWh i det korta perspektivet, och till 200–220 TWh fram till 2050. Konsekvenserna på det svenska skogsbruket och på biobränslemarknaden av det ökade behovet av biobränsle till följd av ett returaffineri för 200 kton råmaterial torde därför vara begränsade. Enligt (*Ljungkvist Nordin, Lindkvist, Boss, Baumann, & Boberg, 2019*) är potentialen från svenska avfallsflöden till kemisk återvinning ca 371 kton plus ett okänt antal ton från kommersiella aktörer. I fallet med en förgasningsanläggning om 1 000 kton råmaterial kommer en stor del av inkommande råvara att bestå av importerat avfall och ingår alltså inte idag i svensk avfallsförbränning. Några effekter av utebliven avfallshantering i andra länder har emellertid inte ingått i föreliggande studie.

Konsekvenser av ökad produktion av nafta och/eller olefiner i Sverige

Nafta och/eller olefiner från PRR-systemen, som i projektet antas ligga i Sverige, ersätter konventionellt producerad nafta och/eller olefiner i jämförelseobjekten, en produktion som skulle kunna äga rum utanför landets gränser. Klimatpåverkan från PRR-systemen orsakas enbart av territoriella utsläpp (utsläpp inom Sveriges gränser),

medan klimatpåverkan från jämförelseobjekten alltså skulle kunna orsakas av utsläpp både inom och utom Sveriges gränser. Om produktionen av konventionell nafta, råolja och olefiner idag äger rum utanför Sverige utgörs mellan 5% och 15% av klimatpåverkan från jämförelseobjekten av utsläpp utanför Sveriges gränser. Trots detta skulle de territoriella utsläppen vara lägre i PRR-systemen än i jämförelseobjekten.

Konsekvenser av förändrade emissioner (utöver klimatgaser) och restprodukter

Utöver klimatgaser har emissioner till luft, vatten och mark, restprodukter och avfall inte kvantifierats i hållbarhetsanalysen, varken för PRR eller för jämförelseobjekten, men en ökad produktion av nafta och/eller olefiner från MSW och/eller MPW torde leda till ökade mängder rökgaser, avloppsvatten och restprodukter lokalt i Stenungsund. Emissionerna till luft, vatten och mark samt restprodukter och avfall (mängder, sammansättningar) kommer att bero av kvaliteten och egenskaperna hos inkommande MSW och/eller MPW. Vidare ökar emissionerna från förbränning av biobränsle (NO_x, VOC, partiklar m m) någonstans i de svenska fjärrvärmesystemen för att kompensera för utebliven avfallsförbränning. Samtidigt minskar emissionerna från konventionell produktion av nafta och/eller olefiner utanför Stenungsund, eventuellt utanför Sveriges gränser, samt från svensk avfallsförbränning. I projektet gjordes ingen bedömning av vilken ökad kapacitet för rening och omhändertagande av rökgaser, avloppsvatten och restprodukter som kommer att behövas för ett PRR i Stenungsund och för förbränning av biobränsle (för att kompensera för utebliven avfallsförbränning).

Deponering av plast

EU:s avfallsdirektiv, som infördes i svensk lagstiftning 2011, har som utgångspunkt att avfallshierarkin ska utgöra prioriteringsordning för lagstiftning och politik på avfallsområdet. Hierarkin innebär att man i första hand ska förebygga avfall, i andra hand förbereda det för återanvändning, i tredje hand materialåtervinna, därefter återvinna på annat sätt (t ex energiåtervinning) och i sista hand bortskaffa genom deponering. Ordningen gäller under förutsättning att det är miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt (*Naturvårdsverket, Lagar och regler om avfall*, 2019).

Sedan år 2002 är det i Sverige förbjudet att deponera brännbart avfall. 2005 utökades förbudet till att omfatta allt organiskt avfall (*Naturvårdsverket, Deponering av avfall - Vägledning om regelverket inom deponeringsområdet*, 2019). Ur klimatsynpunkt är deponering av plast emellertid fördelaktigt tack vare långsam nedbrytning vilket ger låg klimatpåverkan i ett 100-års-perspektiv. I en studie utförd inom kompetenscentrumet (sedermera strategiskt nätverk) Waste Refinery (*Bisaillon, Detterfelt, Edner, & Mårtensson, 2013*) analyserades framtida emissioner av fossil CO₂ från svensk avfallsförbränning inom de svenska el- och fjärrvärmesystemen efter olika åtgärder för att minska dess klimatpåverkan, bland annat materialåtervinning och, trots deponiförbuden, deponering av sk kommunplast. Författarna kunde konstatera att deponering av kommunplast gav en större minskning av klimatpåverkan per utsorterat ton plast i förhållande till grundfallet i projektet men inte lika stor som materialåtervinning. Någon jämförelse med kemisk återvinning gjordes inte i studien.

I utredningen om hållbara plastmaterial (*Stenmarck, 2018*) konstaterades att kunskaperna om vad som händer med plast i deponier är begränsad (*Adamcová & Vaverková, 2016*) med undantag för att man vet att additiv från plast, till exempel ftalater, kan läcka ut från den deponerade plasten och hamna i lakvattnet (*Teuten, o.a., 2009*), att olika additiv har olika lakningsbenägenhet och lakningen även beror på polymerens egenskaper (*Bejgarn, MacLeod, Bogdal, & Breitholtz, 2015*). (I (*Stenmarck, 2018*)).

4. Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

Några resultat är tydliga från den teknoekonomiska analysen:

- 1) Återvinning av blandat plastavfall (MPW) resulterar generellt i högre utbyten än motsvarande återvinning av hushållsavfall (MSW). Det kan således vara motiverat med en viss grad av sortering för att anrika andelen plast i ingående råvara till återvinningsprocessen. Detta gäller både pyrolys- och förgasningsrutten.
- 2) Förgasning följt av metanol- och metanol-till-olefinsyntes (MTO) resulterar i högre utbyten av återvunna olefiner jämfört med om man återvinner plastavfallet via pyrolys och ångreforming. Denna studie visade att förgasning resulterade i olefinutbyten motsvarande 0,15–0,31 kg/kg råvara, medan pyrolys resulterade i olefinutbyten motsvarande 0,09–0,15 kg/kg råvara, där MSW representerar den lägre siffran i intervallet och MPW den högre.
- 3) Förgasningsanläggningarna är dyra i investeringskostnad, och således är det svårt att räkna hem nytillverkning av en så pass liten anläggning som i utgångspunkten i denna studie, 200 kton avfall/år. Vi har också studerat en anläggning med kapacitet på 1000 kton avfall/år, men inte heller den når riktigt ner till acceptabel återbetalningstid. Möjligen kan förgasningsrutten vara lönsam om det går att nyttja redan befintlig infrastruktur i Stenungsund.
- 4) Pyrolys av MPW visade sig vara det ekonomiskt mest fördelaktiga alternativet om man ska bygga en helt ny anläggning från grunden. Värdeökningen i form av intäkter från produktförsäljning för att gå från pyrolys till förgasning är liten i jämförelse med kostnadsökningen för en förgasningsanläggning.
- 5) Trots högre utbyten vid förgasningsrutten så försvinner ändå en stor del av kolatomerna från plastavfallet som CO₂ i rökgaser, etc. För att minimera utsläpp av dessa fossila kolatomer föreslås att vi i fortsatt arbete beaktar t ex CCS/CCU (carbon capture and storage / carbon capture and utilization). Eftersom rökgasen från förgasningsrutten innehåller relativt liten mängd andra föroreningar så är den mycket lämplig för detta. Alternativt föreslår vi att ersätta förgasningsruttens ASU (air separation unit) med en elektrolysanläggning för produktion av vätgas och syrgas från vatten. På så sätt tillgodoses syrebehovet till förgasningen, samtidigt som tillförsel av extern vätgas skulle medföra ännu högre utbyten till återvunna olefiner, eftersom en stor del av den bildade koldioxiden skulle kunna nyttjas vid metanolproduktionen.

När det gäller policyfrågor så är det tydligt att debatten kring plast idag är mycket livlig och ett plastreturaffinaderi är en möjlighet att sluta loopen för plast. Det finns ett stort intresse både från politiken och från företag att gå vidare med kemisk återvinning av

plast. Projektet har fört samman intresserade aktörer och initierat diskussioner om samarbete. I projektet har olika möjliga projektförslag definierats för att ta nästa steg.

Förslag på viktiga policyfrågor att driva har definierats inom projektet. Det handlar om att skapa ökad acceptans för feedstock återvinning, säkerställa långsiktig råvarutillgång och anpassa lagstiftning och stöd för en cirkulär ekonomi. För att utreda vilka politiska förutsättningar som krävs för att realisera ett plastreturraffinaderi i Sverige rekommenderas en separat utredning, gärna med staten som beställare.

Både pyrolyssystemet och förgasningssystemet ger betydligt lägre emissioner av fossil CO₂ än sina respektive jämförelseobjekt (konventionell, fossilbaserad råvaruproduktion i kombination med avfallsförbränning), både för MSW och MPW som råmaterial. I både pyrolys- och förgasningssystemet är det den uteblivna avfallsförbränningen av fossilbaserad plast som antas ersättas av biobränsle som ger plastreturraffinaderisystemen betydligt lägre emissioner av fossil CO₂ än jämförelseobjekten. Det är alltså förändringar som sker utanför Stenungsund som är betydelsefulla ur klimatsynpunkt. Tekniska konsekvenser till följd av mindre andel plast i avfall till förbränning, marknadsförändringar till följd av ökat behov av biobränsle samt konsekvenser från ökad produktion av nafta och/eller olefiner i Sverige torde bli begränsade.

I nästa steg planeras att använda resultaten för att bedöma rimligheten av en anläggning, och fortsätta enligt visionen i ett fortsättningsprojekt, i samarbete med företaget. Resultaten kan även användas av andra aktörer som vill bedöma rimligheten i att anlägga ett plastreturraffinaderi.

Det är tydligt att det finns förutsättningar att skapa ett returraffinaderi som skulle ge en stor reduktion av växthusgasemissioner, kunna hantera ”svåra” typer av plastavfall som annars skulle gått till förbränning, samt erbjuda kemi-industrin högklassig återvunnen råvara, som sen kan omsättas till återvunna förpackningar och annat som marknaden efterfrågar. Men för att detta ska kunna bli rimligt att planera och genomföra så krävs det lämpliga incitament, med tydliga och långsiktiga spelregler, för att göra det mer lönsamt än den befintliga fossila vägen. Om inte detta sker, så kommer det bli svårt att för någon aktörskonstellation överhuvudtaget att realisera ett plastreturraffinaderi.

5. Publikationslista

Inga artiklar har publicerats av projektet.

6. Projektkommunikation

Projektet har både inkluderat kommunikation och screening av intresse från företag inom olika branscher samt policydiskussioner med NGO:s, branschorganisationer, och politiker. Kommunikationen har skett via enkät, möten, intervjuer och workshops. Projektet har samarbetat tätt med Västsvenska Kemi- och Materialklustret och Vinnväxtinitiativet Klimatledande Processindustri. Därmed har alla företag som är involverade i klustret fått ta del av projektets framdrift och resultat. Dessutom är denna slutrapport offentlig.

7. Referenser

- Adamcová, D., & Vaverková, M. D. (2016). New polymer behavior under the landfill conditions. *Waste and Biomass Valorization*, 1459–1467.
- Al-Salem, S., Antelava, A., Constantinou, A., Manos, G., & Dutta, A. (2017). A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW). *Journal of Environmental Management*, 177-198.
- Andersson, E. (2014). *Skogskemi - Gasification platform, Sub project report to the Skogskemi project*. Örnsköldsvik: The Skogskemi project, SP Processum AB.
- Andersson, J., Lundgren, J., & Marklund, M. (2014). Methanol production via pressurized entrained flow biomass gasification - Techno-economic comparison of integrated vs. stand-alone production. *Biomass and bioenergy*.
- Arvidsson, M. (2016). *Assessing Integrated Gasification-Based Biorefinery Concepts for Decarbonising of the Basic Chemicals Industry*. Ph.D. thesis, Chalmers Univ. of Technology.
- Ates, F., Miskolczi, N., & Borsodi, N. (2013). Comparison of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part I: Product yields, gas and pyrolysis oil properties. *Bioresource Technology*, 443-454.
- Bejgarn, S., MacLeod, M., Bogdal, C., & Breitholtz, M. (2015). Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. *Chemosphere*, 114–119.
- Bisaillon, M., Detterfelt, L., Edner, S., & Mårtensson, P. (2013). *CO2-utsläpp från framtida avfallsförbränning - Delprojekt 5 inom projektet Perspektiv på framtida avfallsbehandling (PFA)*. Borås: Waste Refinery.
- Bisaillon, M., Sahlin, J., Johansson, I., & Jones, F. (2013). *Bränslekvalitet. Sammansättning och egenskaper för avfallsbränsle till energiåtervinning*. Borås: Waste Refinery.
- Castle, W. (2002). Air separation and liquefaction: recent developments and prospects for the beginning of the new millennium. *International Journal of Refrigeration*, 158-172.
- Chouaya, S., Abbassi, M., Younes, R., & Zoulalian, A. (2018). Scrap tires pyrolysis: Product yields, properties and chemical compositions of pyrolytic oil. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 1603-1611.
- EIA. (den 18 10 2019). *Spot Prices Petroleum and Other Liquids*. Hämtat från http://www.eia.gov/dnav/pet/pet_pri_spt_s1_m.htm
- Ekbom, T., & Lindblom, M. (2001). *Technical and commercial feasibility study of Black Liquor Gasification with Methanol/DME Production as Motor Fuels for Automotive Uses - BLGMF*. EU.
- Energimyndigheten. (2018). Retrieved from Energiläget 2018 - en översikt: <https://energimyndigheten.a-w2m.se>
- European Commission. (2018). *A European strategy for plastics in a circular economy*. <https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/plastics-strategy-brochure.pdf>: European Commission.

- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., & Palm, D. (2011). *Miljöfaktaboken 2011. Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter*. Stockholm: Värmeforsk.
- Göteborg Energi. (2018). Hämtat från Miljörapport: <https://www.goteborgenergi.se/Files/Webb20/Kategoriserad%20information/Informationsmaterial/Milj%C3%B6rapporter/2018/Rya%20HVC%20MR%202018.pdf?TS=636957703174756922>
- H. Thunman, C. G. (2018). Economic assessment of advanced biofuel production via gasification using cost data from the GoBiGas plant. *Energy Science & Engineering*.
- H. Thunman, T. V. (2019). Circular use of plastics - transformation of existing petrochemical clusters into thermochemical recycling plants with 100% plastics recovery. *Sustainable Materials and Technologies*.
- Haghighi, S., Rahimpour, M., Raessi, S., & Dehghani, O. (2013). Investigation of ethylene production in naphtha thermal cracking plant in presence of steam and carbon dioxide. *Chemical Engineering Journal*, 1158-1167.
- Haydary, J., Susa, D., Geling, V., & Cacho, F. (2016). Pyrolysis of automobile shredder residue in a laboratory scale screw type reactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 965-972.
- Henrich, E., Dahmen, N., & Dinjus, E. (2009). Cost estimate for biosynfuel production via biosyncrude gasification. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*.
- Holmgren, K. (2015). *Investment cost estimates for gasification based biofuel production systems*. IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Jones, S., & Holladay, S. (2009). *Production of Gasoline and Diesel from Biomass via Fast Pyrolysis, Hydrotreating and Hydrocracking: A design case*. U.S. Dept of Energy.
- Karltorp, K., Bergek, A., Fahnestock, J., Hellsmark, H., & Ulmanen, J. (2019). *Utmaningar och möjligheter för socioteknisk omställning i svensk industri för framställning av järn- och stål, cement, raffinaderiprodukter och kemikalier*. Göteborg: RISE Research Institutes of Sweden.
- Keyvanloo, K., Towfighi, J., Sadrameli, S., & Mohamadalizade, A. (2010). Investigating the effect of key factors, their interactions and optimization of naphtha steam cracking by statistical design of experiments. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 224-230.
- Khan, M., Sultana, M., Al-Mamun, M., & Hasan, M. (2016). Pyrolytic waste plastic oil and its diesel blends: Fuel characterization. *Journal of Environmental and Public Health*.
- Lange, J.-P. (2001). Methanol synthesis: a short review of technology improvements. *Catalysis Today*, 3-8.
- Leijenhorst, E., Assink, D., van de Beld, L., Weiland, F., Wiinikka, H., Carlsson, P., & Öhrman, O. (2015). Entrained flow gasification of straw- and wood-derived pyrolysis oil in a pressurized oxygen blown gasifier. *Biomass and Bioenergy*, 166-176.
- Li, J., Xia, H., Hu, Z., Hao, Z., & Zhu, Z. (2015). Hydrocracking of the crude oil from thermal pyrolysis of municipal wastes over bi-functional Mo-Ni catalyst. *Catalysis Today*.

- Ljungkvist Nordin, H., Lindkvist, L., Boss, A., Baumann, H., & Boberg, N. (2019). *Kartläggning av plastavfallsflöden, återvinningsmetoder och marknader: kunskapsunderlag för ett returraffinaderi*. IVL, Svenska miljöinstitutet.
- Miskolczi, N., Ates, F., & Borsodi, N. (2013). Comparison of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part II: Contaminants, char and pyrolysis oil properties. *Bioresource Technology*, 370-379.
- Naturvårdsverket. (den 16 10 2019). *Deponering av avfall - Vägledning om regelverket inom deponeringsområdet*. Hämtat från www.naturvardsverket.se: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Deponering-av-avfall/>
- Naturvårdsverket. (den 16 10 2019). *Lagar och regler om avfall*. Hämtat från www.naturvardsverket.se: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Lagar-och-regler-om-avfall/>
- Onel, O., & Niziolek, A. (2019). Optimal Production of Light Olefins from Natural Gas via the Methanol Intermediate. *Industrial & Engineering Chemistry Research*.
- P. Cheali, K. G. (2015). Uncertainties in early-stage capital cost estimation of process design - a case study on biorefinery design. *Frontiers in Energy Research*.
- Petersson, J. (2018). *Pyrolysoljeproduktion i BOBICs värdekedja - en inledande förstudie*. RISE ETC.
- Plastics Europe:: *Eco-profiles*. (den 05 11 2019). Hämtat från Plastics Europe: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/eco-profiles>
- Plastics Europe:: *Life Cycle Thinking*. (den 22 10 2019). Hämtat från Plastics Europe: <https://www.plasticseurope.org/en/focus-areas/life-cycle-thinking>
- PlasticsEurope. (2019). *Plastics - the Facts 2019*. Düsseldorf: PlasticsEurope.
- ReSource. (den 15 10 2019). *Projektfinansiering*. Hämtat från ReSource: <https://resource-sip.se/projekt/projektfinansiering/>
- RISE ETC. (2019, 07 15). *Vinnova - Från förbrukade bildäck till svavelfri bunkerolja, bensin och diesel*. Retrieved from <https://www.vinnova.se/p/fran-forbrukade-dack-till-svavelfri-bunkerolja-bensin-och-diesel/>
- Rubel, H., & Jung, U. (2019). *A circular solution to plastic waste*. Boston Consulting Group.
- Sharuddin, S., Abnisa, F., Daud, W., & Aroua, M. (2016). A review on pyrolysis of plastic waste. *Energy Conversion and Management*, 308-326.
- Singh, R., Ruj, B., Sadhukhan, A., & Gupta, P. (2019). Impact of fast and slow pyrolysis on the degradation of mixed plastic waste: Product yield analysis and their characterization. *Journal of the Energy Institute*.
- Skogsstyrelsen. (2017). Hämtat från Bioenergi på rätt sätt: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/publikationer/2017/rapport-201710-bioenergi-pa-ratt-satt.pdf>
- Stenmarck, Å. (2018). *Det går om vi vill - Förslag till en hållbar plastanvändning*. Stockholm: Statens offentliga utredningar SOU 2018:84.
- Syamsiro, M., Saptoadi, H., Norsujianto, T. N., Cheng, S., Alimuddin, Z., & Yoshikawa, K. (2014). Fuel oil production from municipal plastic wastes in

- sequential pyrolysis and catalytic reforming reactors. *Energy Procedia*, 180-188.
- Teuten, E. L., Jovita, S. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., . . . Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions for the Royal Society B*, 2027-2045.
- Waldheim, L. (2019). *Kemisk återvinning av plastavfall, kartläggning av pågående aktiviteter*. Göteborg: Johanneberg Science Park.
- van Bennekom, J., Venderbosch, R., Winkelman, J., Wilbers, E., Assink, D., Lemmens, K., & Heeres, H. (2013). Methanol synthesis beyond chemical equilibrium. *Chemical Engineering Science*, 204-208.
- Wang, Q., Wang, L., Wang, H., Li, Z., Wu, H., Li, G., . . . Zhang, S. (2011). Synthesis, characterization and catalytic performance of SAPO-34 molecular sieves for methanol-to-olefins (MTO) reaction. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 596-605.
- Weiland, F., Lundin, L., Jilvero, H., Gyllenhammar, M., Johansson, M.-L., Gullberg, M., & Pettersson, E. (2017). *Återvinning av SLF via högtemperaturförgasning*. Piteå: RISE ETC.
- Weiland, F., Wiinikka, H., Hedman, H., Wennebro, J., Pettersson, E., & Gebart, R. (2015). Influence of process parameters on the performance of an oxygen blown entrained flow biomass gasifier. *Fuel*, 510-519.
- Velghe, I., Carleer, R., Yperman, J., & Schreurs, S. (2011). Study of the pyrolysis of municipal solid waste for the production of valuable products. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 366-375.

8. Bilagor

8.1 Lista över förkortningar

ASU (air separation unit)

CAPEX CAPital EXpenditures, kapitalkostnader

CCS Carbon Capture and Storage

CCU Carbon Capture and Utilization

EFG Entrained Flow Gasification, medströmsförgasning

EU ETS EU Emission Trading System, EUs system för handel med utsläppsrätter

kton 1000 ton

LCA LivsCykelAnalys

MSW Municipal Solid Waste, en av de avfallstyper som studerats i projektet

MPW Mixed Plastic Waste, en av de avfallstyper som studerats i projektet

MTO Methanol-To-Olefins, en process där metanol omvandlas till olefiner

OPEX OPerating EXpenses, driftskostnader

PBP PayBack Period. Tiden det tar ett projekt att återställa sin initiala kostnad. I detta projekt räknas det från datumet för första intäkterna.

PRR PlastReturRaffinaderi

PYR Pyrolysis

TWh terawatt-timmar, en energi-enhet, 10^{12} watt-timmar

VOC Volatile Organic Compunds, lättflyktiga organiska föreningar

ÅBT ÅterBetalningsTid. Tiden det tar ett projekt att återställa sin initiala kostnad. I detta projekt räknas det från datumet för första intäkterna.