



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Gjenvinning av asfaltbaserte takbelegg ved hjelp av mikrobølge- assistert pyrolyse, et nytt bidrag til sirkulærøkonomi ved Isola AS på Eidanger

Valorization of bituminous roofing waste by
microwave-assisted pyrolysis, a contribution to
circular economy at Isola AS, Eidanger

Amjad Saada

Miljøfysikk og fornybar energi

Denne masteroppgaven dedikeres

Ahmad Saada

15.07.1987 – 10.05.2010

Forord

Jeg vil begynne med å takke alle som har bidratt til det faglige innholdet i denne oppgaven; Petter H Heyerdahl, Wilhem Huus Hansen, Morten Schelver, Kjell Ivar Kasin, Raquel Flavio og alle de som jeg har sitert. Takk til fagfolk ved NMBU som har gitt meg tid til å stille mange spørsmål; Yngve H Stenstrøm, Carl Fredrik Næss-Andersen, Jorge Marchetti og mange andre som matet min nysgjerrighet med lærerike samtaler. Jeg vil også takke folk som har hjulpet meg og gjorde det mulig for meg å fullføre oppgaven; Gayathiri Eelavendan, Trine Næss Henriksen og de flotte menneskene på Ås Helsestasjon. Sist men ikke minst vil jeg takke Arne Grimnes og Petter Heyerdahl for å være de beste motivatorene ved NMBU i min studietid, og for mange spennende samtaler som forhåpentligvis fortsetter videre.

Dette er det avsluttende arbeidet på mitt masterstudium ved Norges (beste) Miljø og Biovitenskapelige Universitet. Studien må jeg innrømme har vart for lenge, og det har ikke vært enkelt å legge til side tanken om at jeg kunne og burde ha vært ferdig allerede. Men arbeidet med masteroppgaven var heldigvis slitsom nok at jeg kunne glemme det mens jeg satt og jobbet. Dersom du (leseren) holder på å skrive en masteroppgave er mitt råd til deg å arbeide så mye du kan og litt til, og jeg lover deg det kommer til å gå bra tilslutt. Ja det er tøft å være student, en 200% stilling faktisk, men husk at det «ordna» seg som regel tilslutt. Heldigvis er man aldri alene i verden, og spesielt ikke i Ås. Tilbudene som studentene har og fokuset på både mental og fysisk velferd er noe unikt ikke bare i Ås men i Norge.

Jeg kom til Norge som en ung gutt og vokst videre opp til den mannen jeg er i dag. Først Svolvær (kjære hjem), deretter Elverum (Terningmoen spesifikt) og tilslutt Ås der jeg bodde i nesten ¼ av livet mitt. Jeg vil først og fremst takke min far og mor som har brakt meg til verdens beste land. Dette landet som har gitt meg så mye, og som fortsetter å gi meg alt som folk i andre land (dessverre) drømmer om. Jeg kunne aldri tenke meg at man kunne få lønn for å studere, for å ikke nevne at det er gratis å gå på skole og universitet. En av motivasjonene mine er å kunne gi tilbake og det vil jeg gjøre som energi-ingeniør. Energi er nemlig kanskje det viktigste behovet vi har. Alle problemene i verden kan kokes ned til energi.

Som Petter Heyerdahl, legende ved NMBU, sier «energi er for billig». Han nevnte et eksempel som jeg aldri kommer til å glemme. Hva er en kWh? og hvor mye koster en kWh egentlig? Jo det er energimengden en elektrisk motorsag bruker på ca. en halv time, og det koster vel ca. 1 kr. Gi en mann en håndsag og be han kutte like mange trær som denne motorsagen klarte på halvtimen. Foreslå at han skal få 1 kr i lønn, tror du han gjør det? Så billig er det faktisk å bruke energi, og det er derfor folk forbrenner diesel for å kjøre til butikken i stedet for å gå. Økningen i strømpriser har minnet oss på luksus. Men jeg syns det skal være så billig og jeg syns man skal leve i luksus, derfor må vi finne alternativer til den lett-tilgjengelig, billige, lettvinde og miljøforgiftende fossile oljen. Jordens sorte blod.

Jeg vil avslutte denne delen og starte oppgaven med et utsagn som Petter gjorde meg oppmerksom på:

“The Stone Age didn’t end because they ran out of stone, but as a result of competition from the bronze tools which met people’s needs.”

Ahmed Zaki Yamani, tidligere oljeminister i Saudi Arabia [Investigator].

Sammendrag

Avfallshåndtering og sirkulærøkonomi henger tett sammen. Sirkulærøkonomi er et økonomisk system der sluttbehandling av avfall er ikke et alternativ, i stedet skal ferdigbrukte produkter konverteres til råvarer i ny produksjon. Formålet med denne er å minke belastningen på naturen og støtte en bærekraftig økonomisk vekst. Omstillingen til sirkulærøkonomi krever avfallshåndteringsmetoder som bidrar til verdiskapning i avfallssektoren. Behandlingsstatistikken i Norge tyder på at det gjenstår en stor økning i materialgjenvinning og reduksjon i deponering for en overgang til sirkulærøkonomi. Forbrukere og produsenter spiller en like stor rolle for å realisere denne fundamentale endringen.

Isola AS på Eidanger sender store mengder uomsettelige asfaltbaserte takbelegg (restpapp) til avfallsbehandlingsanlegg hvert år. I 2021 var mengden restpapp på 1620 tonn. Fabrikken ønsker å undersøke muligheter for en lokalbehandling av disse. I tillegg ønsker fabrikken å undersøke muligheter for behandling av takpapp fra rehabilitering og riveaktivitet (returpapp). Det er estimert at denne mengden kan være på 9000 tonn/år. Takpapp har stor verdi som råstoff i termokjemisk behandling på grunn av høy brennverdi og høyt innhold av bitumen og polymerer. Kalorimetri-forsøk og antagelser gir at gjennomsnittlig nedre brennverdi i restpapp er på 4,6 MWh/tonn. Returpapp er antatt å inneholde 40 %-vekt uorganiske materialer (inertstoff). Dermed er det estimert at denne har en gjennomsnittlig nedre brennverdi på ca. 2,8 MWh/tonn. Denne studien analyserer to tilnæringer for å gjenvinne takpapp.

Forbrenning med energiutnyttelse kan være en attraktiv tilnærming ved behandling av restpapp. Denne løsningen kan nemlig dekke fabrikkens varmebehov som er på 6,3 GWh/år. Antatt en strømpris på 1 NOK/kWh, tilsvarer dette en besparelse i strømutgifter på 6,3 mill. NOK/år. Det er estimert at dette vil medføre CO₂-utslipp på 2300 tonn/år. Utslippsintensiteten til denne løsningen er estimert til 360 g-CO₂/kWh. Forbrenning med energiutnyttelse av returpapp kan gi et overskudd av varme på 15 GWh/år, og et årlig CO₂-utslipp på 7700 tonn-CO₂/år. Ulempen med denne løsningen er det store varmeoverskuddet, store utslippene og at kun inertstoff kan bli materialgjenvunnet. En annen tilnærming som har blitt analysert er behandling ved hjelp av mikrobølgeassistert pyrolyse (MAP).

Behandling av takpapp med mikrobølge assistert pyrolyse (MAP) kan innebære mange fordeler. Denne gir fleksibilitet med hensyn på både energi- og materialgjenvinning. Ved behandling med MAP kan det produseres energirike og verdifulle produkter, og disse er pyrolyseolje, syngass og pyrolysekull. Det er estimert at ved energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass fra returpapp, kan hele varmebehovet og ca. 90% av resterende strømbehov på fabrikken dekkes. Dette kan gi en besparelse i strømutgifter på 10,5 mill. NOK/år. Utslippsintensitet er estimert til 345 g-CO₂/kWh som er lavere enn energigjenvinning uten MAP. Videre er det estimert at ca. 1700 tonn-CO₂/år blir bundet i resterende pyrolyse-produkt, som også kan bli materialgjenvunnet. I tillegg er MAP-anlegget selvforsynt med elektrisitet i dette tilfelle. MAP-behandling av restpapp kan være attraktiv med hensyn på materialgjenvinning.

Behandling av restpapp med MAP kan gi mulighet for material- og/eller energigjenvinning av pyrolyse-produkter. Forbrenning med energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass kan i dette tilfelle dekke ca. 50% av varmebehovet og 27% av resterende strømbehov på fabrikken. Dette gir en besparelse i strømutgifter på 4,4 mill. NOK/år, og binder 500 tonn-CO₂/år i resterende pyrolyseprodukter. I tillegg er anlegget selvforsynt. Dette kan bidra til sirkulærøkonomi og verdiskapning på fabrikken. Innføring av MAP på Isola er viktig ettersom dette kan bidra til å forstå potensialet til teknologien i storskala. Denne teknologien kan potensielt støtte EUs og Norges ønsker om en overgang til sirkulærøkonomi.

Abstract

Waste management and the circular economy are closely linked. Circular economy is an economic system where final disposal of waste is not an option, instead wastes must be converted into raw materials for new production. Its purpose is to reduce the burden on nature and support sustainable economic growth. The transition to a circular economy requires waste treatment methods that contribute to value creation in the waste sector. Waste treatment statistics in Norway indicate that there a large increase in recycling and a reduction in landfilling is required for a transition to a circular economy. Consumers and producers play an equally important role in realizing this fundamental change.

Isola AS in Eidanger sends large quantities of unmarketable bituminous roofing products (residual products) to waste treatment plants every year. In 2021, the amount of residual products was 1,620 tons. The factory wants to investigate possibilities for a local treatment of these. In addition, the factory wants to investigate possibilities for treating bituminous roofing waste materials from rehabilitation and demolition activities (roofing waste). It is estimated that this amount could be 9,000 tons/year. Bituminous roofing materials has great value as a raw material in thermochemical treatment due to their high calorific value and high content of bitumen and polymers. Calorimetric experiments and assumptions show that the average lower calorific value in residual products is 4.6 MWh/ton. Recycled cardboard is assumed to contain 40 wt% of inorganic materials (inert matter). It is thus estimated that this has an average lower calorific value of approx. 2.8 MWh/ton. This study analyzes two approaches for the valorization of roofing materials.

Energy recovery can be an attractive approach when treating residual products. This solution can meet the factory's heating needs of 6.3 GWh/year. Assuming an electricity price of NOK 1/kWh, this corresponds to a saving in electricity costs of NOK 6.3 million/year. It is estimated that this will result in CO₂ emissions of 2,300 tons/year. The emission intensity of this solution is estimated at 360 g-CO₂/kWh. Energy recovery of roofing waste can produce a surplus of heat of 15 GWh/year, and an annual CO₂ emission of 7,700 ton-CO₂/year. The disadvantage of this solution is the large excess heat, emissions and that only inert material can be recycled. Another approach that has been analyzed is treatment by microwave-assisted pyrolysis (MAP) with energy recovery of pyrolysis products.

Treatment of roofing materials with microwave assisted pyrolysis (MAP) can provide many advantages over conventional treatment. This provides flexibility regarding both energy recovery and recycling. When treated with MAP, products with high energy content and recyclability can be produced, and these are pyrolysis oil, syngas, and pyrolysis char. It is estimated that by recovering energy of both pyrolysis oil and syngas from roofing wastes, the entire heating requirement and approx. 90% of the remaining electricity needs at the factory can be fulfilled. This can result in a saving in electricity costs of NOK 10.5 million/year. Emission intensity is estimated at 345 g-CO₂/kWh, which is lower than energy recovery without MAP. Furthermore, it is estimated that approx. 1,700 tons/year of CO₂ are bound in the remaining pyrolysis product, which can also be recycled. In addition, the MAP system is self-sufficient in terms of electricity in this case. MAP treatment of residual products can also be attractive as a recycling approach.

Treatment of residual products with MAP can provide the opportunity for material and/or energy recovery of pyrolysis products. Energy recovery of both pyrolysis oil and syngas can in this case cover approx. 50% of the heat demand and 27% of the remaining power demand at the factory. This provides a saving in electricity costs of NOK 4.4 million/year and binds 500 tons/year of CO₂ in remaining pyrolysis products. In addition, the system is also self-sufficient with regards to energy consumption. This can contribute to a circular economy and value added at the factory. Implementation of MAP at Isola is important as this can help to understand the potential of the technology on a large scale. This technology can potentially support the EU's and Norway's goals for a transition to a circular economy.

Generelle merknader for leseren

- Alle figur, tabell, likning og kapittel henvisninger i teksten er interaktive. For å finne det som refereres til kan du enkelt trykke på nummeret.
- Tabell og figur henvisninger bruker samme type indeksering, dermed er figur henvisninger i kursiv.
- Kapittel henvisninger skrives med uthevet indeks.
- Restpapp er en forkortelse som brukes om asfaltbasert takbelegg som er i utgangspunktet et nytt produkt, men som av kvalitetshensyn ikke kan selges til kunder. Begrepet produksjonsrester brukes også om denne.
- Returpapp er en forkortelse som brukes om ferdigbrukt asfaltbasert takbelegg som stammer fra sorterte fraksjoner i avfall fra byggeaktivitet.
- Store tabeller er delt opp i flere seksjoner, der overskriften på kolonnene er samme for alle seksjoner.
- De fleste tabeller leses radvis med oppgitt enhet. Tallene er avrundet slik at de største tallene er enkelt å oppdage på første øyekast. Mer nøyaktige tall kan finnes i vedlegg.
- Det skilles mellom tre enheter for effekt; W_H for termisk (varme) effekt, W_{EL} for elektrisk effekt og W for innfyrt effekt basert på energiinnhold i en masse og tid.
- %-vekt er en forkortelse for andel målt i vekt (*vektprosent*).
- %-vol er en forkortelse for andel målt i volum (*volumprosent*).

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord.....	ii
Sammendrag.....	iii
Abstract.....	iv
Generelle merknader for leseren.....	v
INNHALDSFORTEGNELSE	vi
Figurliste.....	viii
Tabelliste.....	viii
1 Innledning	1
1.1 Generelt om Isola.....	2
1.2 Behandling av restpapp og returpapp	3
Generelt om denne studien	4
Problemstilling	4
Hypotese	4
1.3 Oppgavens struktur.....	5
2 Teori	6
2.1 Avfall	6
2.2 Avfallsbehandling.....	7
2.3 Sirkulærøkonomi.....	12
2.4 Forbrenning.....	16
2.5 Mikrobølgeassistert pyrolyse (MAP).....	21
3 Metode.....	34
3.1 Kalorimetri, forsøk og resultater.....	34
3.2 Energi og håndtering, førende bakgrunnsinformasjon.....	41
3.3 Råstoff	42
3.4 Forbrenning med energiutnyttelse.....	44
3.5 Behandling med MAP	45
4 Resultater	48
4.1 Energi og håndtering, estimater for dagens situasjon.....	48
4.2 Råstoff, energi- og masseflyt	49

4.3	Estimater ved forbrenning med energiutnyttelse	50
4.4	MAP-behandling	52
5	Diskusjon	56
	Utgangspunkts situasjon på Isola AS Eidanger	56
	Råstoff	57
	Forbrenning med energiutnyttelse	58
	Behandling med MAP	59
	Samlet vurdering av de ulike løsningene	61
	Forslag til fremtidig arbeid.....	64
6	Konklusjon.....	65
	Referanseliste	66
	Vedlegg A: Restpapp behandling	79
	A.1: Estimerte strømutfgifter, energi- og effektbehov hos Isola AS, Eidanger	79
	A.2: Råstoff, innfyrt effekt og massestrømmer	80
	A.3: Forbrenning av restpapp med energiutnyttelse.....	81
	A.4: Estimater for pyrolyseprodukter fra MAP-behandling.....	82
	A.5: Forbrenning av syngass med energiutnyttelse.....	83
	A.6: Forbrenning av pyrolyseolje med energiutnyttelse	84
	A.7: Forbrenning av pyrolyseolje & syngass med energiutnyttelse.....	85
	Vedlegg B: Returpapp behandling	86
	B.1: Estimerte strømutfgifter, energi- og effektbehov hos Isola AS, Eidanger	86
	B.2: Råstoff, innfyrt effekt og massestrømmer	87
	B.3: Forbrenning av returpapp med energiutnyttelse.....	88
	B.4: Estimater for pyrolyseprodukter fra MAP-behandling.....	89
	B.5: Forbrenning av syngass med energiutnyttelse.....	90
	B.6: Forbrenning av pyrolyseolje med energiutnyttelse.....	91
	B.7: Forbrenning av pyrolyseolje & syngass med energiutnyttelse.....	92
	Vedlegg C: NorEnergy AS simulering	93

Figurliste

Figur 2-1: Illustrasjon av avfallspyramiden.....	9
Figur 2-2: Illustrasjon av lineærøkonomisk modell.....	12
Figur 2-3: Illustrasjon av sirkulærøkonomisk modell.....	12
Figur 2-4: Mikrobølger i det elektromagnetiske spekteret.....	24
Figur 2-5: Relasjonen mellom dielektrisk tapsfaktor og inntrengningsdybde & absorbert effekt.....	27
Figur 2-6: Skjematisk diagram av CMAP-systemet fra studien til Zhou et al. [2021].....	30
Figur 3-1: Kalorimetri-oppsett brukt i kalorimetriske forsøk.....	34
Figur 3-2: Grafen til temperaturutvikling under et kalorimetri forsøk.....	35

Tabelliste

Tabell 2-1: Tenntemperatur for noen materialer.....	16
Tabell 2-2: Elementær-sammensetning og brennverdi til bitumen, noen termoplaster og bildekk.....	20
Tabell 2-3: Klassifisering av pyrolyse [Chen et al., 2016].....	22
Tabell 2-4: Dielektrisk tapstangent for et utvalg av materialer [Zhang et al., 2020; Zhou, 2021].....	26
Tabell 2-5: Et utvalg av resultater fra studien til Chaala og Roy [2003] om pyrolyse av takpapp.....	33
Tabell 3-1: Resultater fra kalorimetri-forsøkene.....	38
Tabell 3-2: Data om Isolas Shingel, Overlag og Underlag.....	39
Tabell 3-3: Estimert gjennomsnittlig brennverdi av takpapp i store mengder.....	40
Tabell 3-4: Forutsatt strømforbruk på Isola AS, Eidanger.....	41
Tabell 3-5: Et utvalg av data fra NorAnergy AS simulering ved MAP-behandling av takpapp.....	45
Tabell 4-1: Estimerte effektbehov på Isola AS, Eidanger.....	48
Tabell 4-2: Estimert årlig utslipp og energiforbruk knyttet transport av restpapp og returpapp.....	48
Tabell 4-3: Massestørm og innfyrt effekt for restpapp-råstoff.....	49
Tabell 4-4: Massestørm og innfyrt effekt for returpapp-råstoff.....	49
Tabell 4-5: Resultater ved forbrenning med energiutnyttelse av restpapp.....	50
Tabell 4-6: Resultater ved forbrenning med energiutnyttelse av returpapp.....	50

Tabell 4-7: Analyse av resultater ved forbrenning med energiutnyttelse, besparelser hos Isola.....	51
Tabell 4-8: Estimer for produkter fra MAP-behandling av restpapp.....	52
Tabell 4-9: Estimer for produkter fra MAP-behandling av returpapp.....	53
Tabell 4-10: Energiutnyttelse av syngass i en multifuel-generator, resultater.....	53
Tabell 4-11: Energiutnyttelse av pyrolyseolje i en multifuel-generator, resultater.....	54
Tabell 4-12: Energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass i en multifuel-generator, resultater.....	54
Tabell 4-13: Analyse av resultater ved energiutnyttelse av syngass.....	54
Tabell 4-14: Analyse av resultater ved energiutnyttelse av pyrolyseolje /- og syngass fra restpapp.....	55
Tabell 4-15: Analyse av resultater ved energiutnyttelse av pyrolyseolje /- og syngass fra returpapp.....	55
Tabell 5-1: Oppsummering og sammenligning av alle løsninger presentert for restpapp.....	62
Tabell 5-2: Oppsummering og sammenligning av alle løsninger presentert for returpapp.....	63

1 Innledning

Økonomisk vekst er viktig for alle land i verden fordi den forbedrer velferden til innbyggerne og øker landets soliditet. Denne er basert på produksjon og salg av varer og tjenester. Industrialisering gir økt produksjon og gjør varer og tjenester mer tilgjengelig, noe som igjen øker både etterspørsel og forbruk. Produksjon er direkte avhengig av tilgang på råvarer, og siden den industrielle revolusjonen har utvinning av nye ressurser vært den dominerende framgangsmåten for å tilfredsstille behovene. Lett tilgang og lave priser førte til ubegrenset og uansvarlig forbruk, og følgelig har belastningen på naturen økt. Nå står vi ovenfor et dobbeltsidig problem, nemlig utarming av naturressurser og forurensning. Det er kritisk for alt liv på jorda, inkludert mennesker, at løsninger blir satt i gang umiddelbart.

Livsstilen til mennesker har siden den industrielle revolusjonen i stor eller mindre grad vært basert på uansvarlig forbruk. Produsenter har bidratt til dette gjennom prinsipper om mersalg og størst mulig fortjeneste, som blant annet styrte valg av materialer. Verdikjeden fra utvinning av ressurser og produksjon, til forbruk og sluttbehandling, har ført til økt belastning både på miljø og naturressurser. Lineær økonomi har vært den dominerende modellen. Denne går ut på at råvarer hentes ut fra naturen og ender fort opp som avfall etter forbruk. En direkte konsekvens av dette er en økning i avfallsmengder som fortsetter i dag. Nylig har myndigheter i Europa innsett behovet for å tvinge frem en endring i denne modellen ved å stimulere til en overgang til sirkulær økonomi. Siden 2015 har EU-kommisjonen jobbet med å realisere overgangen ved å innføre nye regelverk og sette konkrete mål [European Commission, 2020]. Målet er at EU skal oppnå 100% sirkulærøkonomi innen 2050 [Miljødirektoret, u. å.]. Dette skal bidra til å nå bærekrafts målene til FN ved å fjerne avfallsproblemet og redusere ressurs utvinning [Miljødirektoret, u. å.].

Avfall betegner gjenstander eller stoff som er kassert eller som skal kasseres [Regjeringen.no, u. å.]. Avfall kan betraktes som en dobbeltsidig mynt; på den ene siden er det et miljøproblem, men på andre siden er det en verdifull ressurs. Avfallshåndtering spiller en sentral rolle i omstillingen til sirkulær økonomi. Riktig utført kan det bidra til verdiskapning og økt utnyttelse av allerede uthentet ressurs. Økende behov for energi og ressurser, forårsaket av befolkningsvekst og utvikling, skaper et alvorlig behov for bedre metoder å utnytte alle ressurser. Dette er et av formålene med sirkulærøkonomi.

Innføring av sirkulær økonomi krever ofte betydelige endringer i infrastruktur. Slike endringer krever en drivkraft, og motivet for denne drivkraften er hovedsakelig bærekraft og miljøbevissthet. Innføring av bærekraftige og miljøvennlige løsninger forutsetter at løsningene innebærer økonomisk lønnsomhet enten direkte eller indirekte. Direkte lønnsomhet er knyttet besparelser i utgifter og/ eller økning i fortjeneste. Indirekte lønnsomhet er knyttet rennommé og markedsføring. FNs rapport «Vår felles framtid» understreker viktigheten av en bærekraftig utvikling gjennom hensynsfull utnyttelse av naturressurser [World Commission on Environment and Development, 1987]. Dette er også stadfestet i bærekrafts målene til FN, spesielt mål nr. 12 som går ut på ansvarsfull forbruk og produksjon både av materialer og energi [FN-Sambandet, 2020a]. Dermed er det viktig å hente ut verdifulle ressurser i avfall. Dette vil redusere miljøforurensning og samtidig tilgjengeliggjøre ressurser for mennesker både i nåtid og framtid.

1.1 Generelt om Isola

Isola-konsernet ble grunnlagt i 1940 av Harald Thiis-Evensen, og er en Norsk byggevare-produsent [Halvorsen et al., 1999]. Konsernet omfatter flere datterselskaper både i utlandet og i Norge, blant annet Isola AS som har fabrikker på Eidanger og Notodden, og Røros Dører og Vinduer AS. Kapital rangerte morselskapet, Isola Holdning AS, blant Norges 500 største selskaper i 2020 [Næss, 2020]. Hovedkontoret og hovedlageret til Isola AS ligger på Eidanger ved Porsgrunn. Der finnes også fabrikken som produserer Isolas asfaltbaserte produkter, og denne åpnet i 1970 [Isola]. Isola er Norges eneste produsent av asfaltbaserte takbelegg og besitter den største markedsandelen innenfor takbelegg [Byggfakta, 2021; Schelver, 2021].

Noen av hovedprinsippene til Isola er miljøbevissthet, innovasjon, egenproduksjon og bærekraft. Isola har et skarpt fokus på innovasjon og utvikling, og selskapet deltar aktivt i forskningsprogrammer, for eks. Zero Emission Buildings (ZEB) og bygningsintegreerte solceller (BIPV) [Isola]. Isola Kompetansesenter samarbeider med forskningsinstitusjoner for å utvikle miljøvennlige produkter og systemer som tilfredsstiller gjeldende forskrifter og regelverk til enhver tid [Isola]. Selskapet ønsker å bidra til bærekraftig økonomisk vekst i byggenæringen ved å støtte utvikling av klimaeffektive bygg [Isola].

Et av målene til Isola er «å være en aktiv bidragsyter og samfunnsaktør innenfor bærekraftig utvikling» [Isola]. Dette innebærer miljømessige prioriteringer som skal både redusere eget klimafotavtrykk og gi konkurransemessige fortrinn. Byggematerialets miljøprofil spiller en viktig rolle i miljøsertifisering av bygg, dermed er produkter med lav klimabelastning tiltrekkende for byggeprosjekter som søker miljøsertifisering. Selskapet var det første på markedet som laget en miljødeklarasjon (Environmental Product Declaration – EPD) for takbelegg. Denne ble publisert i 2013 [Byggindustrien, 2013; Schelver, 2021]. Isola investerer stadig for å realisere sin bærekraftstrategi og i 2020 utviklet selskapet et eget analyseverktøy for å lage EPD'er [Byggfakta, 2021; Isola]. De genererte EPD'ene verifiseres av en tredjepart og de hjelper produsenten til å forbedre miljø- og bærekraftsprestasjonen til sine produkter kontinuerlig. Verktøyet blir brukt for flere av taktekkingsproduktene som produseres på Isola AS Eidanger.

En EPD inneholder standardisert informasjon om miljøprestasjonen til et produkt «*fra vugge til grav*», ved hjelp av livsløpsanalyser (LCA) [Isola]. Analysen tar for seg bestemte faser i livsløpet til et produkt og kvantifiserer miljøbelastning i form av utslipp, avfall og material- og energiforbruk. Fasene i LCA omfatter blant annet produksjon og sluttbehandling etter forbruk. Isola AS fabrikken på Eidanger ønsker å undersøke muligheter for å videre forbedre EPD'ene for sine taktekkingsprodukter. Bedriften sikter mot produksjons- og sluttbehandlingsfasen, spesielt med hensyn på avfall som oppstår i disse fasene. Det er ønsket en alternativ avfallshåndtering som både reduserer miljøbelastningen knyttet produktene og bidrar til sirkulærøkonomi på fabrikken.

1.2 Behandling av restpapp og returpapp

I Norge er asfalttakbelegg en av de mest brukte taktekkings produktene [Byggstart, u. å.]. Asfalttakbelegg kalles også takpapp og disse inneholder generelt en stamme som er impregnert med asfalt som er modifisert med polymermaterialer [Gunnarsjaa, u. å.; SNL, u. å.]. Takpapp som produseres på Isola inneholder hovedsakelig polymer modifisert bitumen (PMB), fyllstoff og plast- eller glassfiberstamme. Isola benytter omtrent samme type PMB i sine takpapp-produkter. Den er produsert ved å blande bitumen og en elastomer av gummi på en mekanisk måte under høy temperatur, typisk 200-220°C. Dette fører til at blandingen er vanskelig å løse opp. Fyllstoff og type stamme varierer mellom de forskjellige produktene.

Isola AS fabrikken på Eidanger, produserer over 15 millioner m² asfaltbaserte takbelegg årlig ifølge Morten Schelver, utviklingssjef. Disse deles hovedsakelig i tre kategorier; Shingel, Overlag og Underlag. Produksjonsprosessen fungerer som en semi-kontinuerlig prosess, slik at den må stanses etter visse perioder, blant annet for å skifte filt-ruller, bytte til en annen produkt, ved vedlikehold og på slutten av et skift eller produksjon. Dette gjør at det produseres en mengde produkt som ikke kan selges fordi den ikke møter kvalitetsstandarden til Isola AS. Slike produkter blir fraktet ut av fabrikken og til avfallsbehandlingsanlegg der de forbrennes eller deponeres. Disse blir heretter kalt for restpapp.

Produsentansvar er en ordning som plikter produsenter til å håndtere sine produkter når de er ferdig brukt. Denne ordningen er allerede implementert for en rekke produkter i Norge, som for eksempel batterier og lyspærer. Noen land i Europa har utvidet sin produsentordning til å omfatte takbelegg. Isola ønsker å være forberedt på en mulig utvidelse av ordningen i Norge, slik at den også omfatter takbelegg. I denne oppgaven refereres til ferdigbrukt takpapp som returpapp.

Isola har allerede studert en rekke løsninger som brukes blant annet i Belgia der produsentansvar omfatter takbelegg. Fabrikken ønsker en løsning som kan behandle restpapp lokalt, og det stilles en rekke krav til en slik løsning. Det viktigste kravet er at løsningen skal kunne håndtere store mengder restpapp med forskjellig sammensetning på en effektiv og miljøvennlig måte. I tillegg må løsningen også kunne håndtere returpapp. Det foretrekkes en løsning som kan tilby gjenvinning av energi og eventuelt materialer til produksjonen. Det er verdt å nevne at Porsgrunn hadde et totalt strømforbruk på ca. 2 TWh i 2021 og rundt 77% av dette ble brukt av industri og bergverksdrift [Statistisk sentralbyrå, 2022b].

Generelt om denne studien

Først er energiinnholdet i takpapp målt gjennom kalorimetri-forsøk. Ved hjelp av Morten Schelver og Raquel Flavio fra Isola AS er det gjort estimater om energi- og effektbehovene på fabrikken, samt mengde av og egenskaper til takpapp. Deretter er forbrenning med energiutnyttelse av selve råstoffet etablert som et lokalt alternativ til å sende takpapp ut til behandlingsanlegg. Denne har funksjonen av et referansepunkt (*baseline model*) mellom dagens håndtering av restpapp og en eventuell behandling med MAP. Samtaler med Wilhelm Huus Hansen og Kjell Ivar Kasin fra NorAnergy AS, samt et omfattende litteraturstudium, gir mulighet for å estimere produktutbytte fra MAP-behandling. Når energi- og karboninnhold i produktene og anleggets forbruk er estimert, presenteres det tre ulike alternativer for energiutnyttelse av pyrolyseprodukter. Disse løsningene sammenlignes med referansepunkts løsningen som igjen sammenlignes med et utgangspunkt uten noen av disse løsningene.

Hovedmomentene i oppgaven kan oppsummeres som følger:

0. Scenariet dersom ingen løsning innføres. Situasjonen som studien tar utgangspunkt i.
1. Energigjenvinning av råstoffene lokalt på fabrikken. Det antatte beste scenariet dersom ingen MAP innføres.
2. MAP med energiutnyttelse av pyrolyseolje, syngass, begge eller ingen. Scenariet antatt å kunne støtte sirkulærøkonomi ved Isola.

Problemstilling

Undersøke muligheter for material- og energigjenvinning fra restpapp og returpapp ved hjelp av mikrobølgeassistert pyrolyse som et bidrag til sirkulærøkonomi ved Isola AS på Eidanger. I tillegg vurdere denne løsningen med hensyn på fabrikkens energibehov og dagens løsning for håndtering av disse råstoffene.

Hypotese

Ved innføring av MAP for behandling av restpapp og returpapp kan bedriften Isola AS bli selvforsynt med termisk energi, gjenvinne innsatsmaterialer og samtidig forbedre miljøprestasjonen for takbelegg-produktene sine. Dette kan bidra til å styrke sirkulærøkonomi ved bedriften og være samtidig lønnsomt.

1.3 Oppgavens struktur

- 1 **Innledning:** Dette kapitlet presenterer først generell bakgrunn om tema og om bedriften som oppgaven omhandler. Deretter presenteres problemet som studien fokuserer på og fremgangsmåten brukt for å løse denne. Tilslutt beskrives oppgavens innhold og oppbygning.
- 2 **Teori:** Første delen i dette kapitlet omhandler avfall, sirkulærøkonomi og avfallsbehandling i Norge. Dette danner grunnlag for vurdering av dagens situasjon på bedriften og gir en grundig forklaring av motivasjonen for studien. Deretter beskrives nødvendig teoretisk bakgrunn for forbrenning og mikrobølgeassistert pyrolyse (MAP). I enden av MAP kapitlet er det en litteraturgjennomgang som setter antagelsene og resultatene fra MAP-behandling av takpapp i perspektiv.
- 3 **Metode:** Dette kapitlet danner basisen for estimer som er gjort i studien. Underkapitlene bygger på hverandre og dermed er det anbefalt å følge rekkefølgen. Antagelsene som ligger til grunn for estimer presenteres og rettferdiggjøres. Kalorimetri underkapitlet inneholder fremgangsmåten som er brukt for å estimere brennverdi til de forskjellige råstoffene. Estimerte brennverdier for takpapp er basert på resultatene fra kalorimetri, dermed er disse resultatene også inkludert i kapitlet.
- 4 **Resultater:** De viktigste estimatene som er gjort presenteres kort i dette kapitlet, og diskusjonen tar utgangspunkt i disse. Tallene er avrundet for å forbedre lesbarhet og for å gjøre det enklere for leseren å kunne selv vurdere de ulike løsningene. Dette er også med hensyn på formålet med studien, som er å gi indikere muligheter, fordeler og ulemper ved de ulike løsningene. Detaljerte og mer nøyaktige resultater fra beregninger er vedlagt.
- 5 **Diskusjon:** Utgangssituasjonen, verdien i uomsettelig takpapp og de ulike løsningene er diskutert. Det er også gjort en vurdering av situasjoner der de ulike løsningene er aktuelle. Mest hensiktsmessig løsning er avhengig av Isolas krav, forventninger og ønsker, dermed er det ikke gjort et valg av «beste løsning». På slutten av dette kapitlet er det presentert to tabeller der viktige aspekter ved de ulike løsningene er oppsummert.
- 6 **Konklusjon:** Kortsagt er konklusjon at uansett hvilken løsning som innføres på Isola AS Eidanger så kommer dette til være et viktig bidrag til fabrikkens sirkularitet. Miljøprestasjonen til produktene kan forbedres dersom MAP velges. Dersom Isola velger en løsning som tillater materialgjenvinning kan dette være et viktig steg mot realisering av sirkulærøkonomi i Norge. Isola AS vil da være et forbilde for andre bedrifter og hjelpe med videreutvikling av teknologi som støtter sirkulærøkonomi.

Vedlegg A (restpapp): Resultater fra beregninger for takpapp fra produksjonsrester som råstoff.

Vedlegg B (returpapp): Resultater fra beregninger for takpapp fra byggeaktivitet som råstoff.

Vedlegg C: MAP-simulering fra Kjell-Ivar Kasin, NorAnergy AS. Estimer for MAP-behandling av takpapp.

2 Teori

2.1 Avfall

Avfall er definert i forurensningsloven § 27 første ledd, som «... *løseøregjenstander eller stoffer som noen har kassert, har til hensikt å kassere eller er forpliktet til å kassere. Som avfall regnes ikke avløpsvann og avgasser.*» [forurensningsloven, 1981]. I 2020 var avfallsmengden i Norge på ca. 11,6 millioner tonn, der industri stod for ca. 16% og bygge- og anleggsvirksomhet stod for ca. 29% [Skjerpen, 2021]. Dette er utenom lett forurensete masser, som er for eksempel kassert jord, stein eller grus som er ikke farlig men inneholder stoffer med forurensningspotensial og krever dermed særskilt behandling. Mengden lett forurensete masser var på 2,7 millioner tonn i 2020 [Statistisk sentralbyrå, 2021c].

Avfallsmengden hadde gått ned med 5% fra 2019, hovedsakelig grunnet en nedgang på 30% i avfall fra tjenesteytende næring som følge av koronapandemien. Industriavfall hadde også gått ned med ca. 3,3%. Avfall fra bygge- og anleggsvirksomhet har siden 2014 vært den største kilden til avfall i Norge, og den hadde en økning på 4% fra 2019 til 2020. Byggeaktivitet omfatter nybygging, riving og rehabilitering, og er en del av bygge- og anleggsvirksomhet. I 2020 var avfall fra byggeaktivitet på 2,14 millioner tonn inkludert lett forurensete masser, som er en økning på 10% fra 2019 [Chaudhary, 2021]. Dette var 15% av den totale avfallsmengden, inkludert lett forurensete masser. Riving stod for 46% av dette avfallet, mens nybygging og rehabilitering stod for henholdsvis 30% og 24%.

I Norge har avfallsmengden stort sett vært økende siden 1990, og fra 1995 til 2020 økte den med 63% [Miljødirektoratet, u. å.-b]. I perioden 2015 - 20 steg avfallsmengden i Norge med 5% [Statistisk sentralbyrå, 2021c]. Avfall fra industri og bygge- og anleggsvirksomhet økte med 27% og 29% henholdsvis. Disse utgjorde i gjennomsnitt henholdsvis 14% og 25% av årlig avfallsmengde. Den totale avfallsmengden, inkludert lett forurensete masser, økte med 10% i løpet av denne perioden. Byggeaktivitetsavfall økte med 20%, og i gjennomsnitt stod det for 14% av årlig total avfallsmengde [Statistisk sentralbyrå, 2021a]. I denne perioden stod riving i gjennomsnitt for 40% av årlig byggeaktivitetsavfall, mens nybygging og rehabilitering stod for 34% og 26% henholdsvis.

Mengden avfall per norsk innbygger er høyere enn tilsvarende gjennomsnitt i Europa [Miljødirektoratet, u. å.-a]. Nordmenn har også et stort forbruk av naturressurser og har et estimert økologisk fotavtrykk på 3,6 jordkloder [FN-Sambandet, 2020b]. Økonomisk vekst er forbundet med økt forbruk og produksjon, og den er dermed nærknyttet til økning i avfallsmengde [Miljødirektoratet, u. å.-a]. Avfallsmengde i Norge hadde en nedgang i perioden 2008-09 da den finanskrisen inntraff, og i 2019 - 20 samtidig som koronapandemien. Norge har satt et mål om å redusere mengden avfall, forbedre utnyttelse av ressursene og frakoble økonomisk vekst fra økning i avfallsmengde [Miljødirektoratet, u. å.-a].

Norges Klima- og miljødepartement har satt sammen en liste med 24 mål som skal fungere som et kart i oppdraget om å løse miljøproblemene, og for å oppnå en bærekraftig utvikling og forbruk av naturressurser [Klima- og miljødepartementet, u. å.]. Målene er fordelt i 6 kategorier, der kategori nr. 4 omhandler forurensning. Miljømål 4.3 handler om å fjerne økonomisk vekst fra utvikling i avfalls-

mengde, slik det har vært gjennom tiden [Miljødirektoratet, u. å.-b]. Miljømål 4.4 omhandler avfallsbehandling, og her settes det et krav om at materialgjenvinning skal øke [Miljødirektoratet, 2022c]. Formålet med disse målene er å redusere avfallsmengde, behovet for å ta ut nye ressurser og miljøbelastningen knyttet både avfall og utvinning av ressurser. Dette skal støtte FNs bærekrafts mål nr. 8 som omhandler bærekraftig økonomisk vekst, og mål nr. 12 som omhandler bærekraftig forbruk og produksjon.

2.2 Avfallsbehandling

Avfallsbehandling er et sentralt tema i avfallspolitikken i Norge, og et av formålene til forurensningsloven er å fremme bedre behandling av avfall [Olerud & Halleraker, 2021]. Avfallsforskriften § 1-3, bokstav f, definerer behandling av avfall som *«aktiviteter som gjøres for gjenvinning eller sluttbehandling av avfall, herunder forberedelse til gjenvinning eller sluttbehandling og lagring i påvente av gjenvinning eller sluttbehandling»* [Avfallsforskriften, 2004]. En mer utfyllende definisjon er gitt i § 9-3, bokstav i som, *«de fysiske, termiske, kjemiske eller biologiske prosesser, herunder sortering, som endrer avfallets egenskaper med formål å redusere dets volum eller den fare det representerer, gjøre det lettere å håndtere eller enklere å gjenvinne»* [Avfallsforskriften, 2004]. Håndtering av avfall har som formål å fjerne eller hindre spredning av helse- og miljøskadelige stoffer, i tillegg til å utnytte ressursene i avfall [Miljødirektoratet, 2021a].

Det finnes flere måter å behandle avfall på, og de vanligste er deponering og gjenvinning. Deponering går ut på å anbringe avfall på permanente disponeringssted på en forsvarlig måte [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2018a]. I 2020 ble 35% av alt avfall som oppstod i Norge levert til deponering, mens det årlige gjennomsnittet i perioden 2015-20 var 32% [Statistisk sentralbyrå, 2021d]. Det er verdt å nevne at i løpet av denne perioden så økte deponert andel med 10%-poeng. Dette er hovedsakelig grunnet 60% økning i mengden lett forurensede masser, og deponertandel av disse økte fra 88% til 99%. Avfallsforskriften kapittel 9 regulerer deponering, slik at det skjer på en forsvarlig måte som hindrer utslipp av helse- og miljøfarlige stoffer [Miljødirektoratet, 2021b]. Ifølge avfallsforskriften § 9-3, bokstav q, er sluttbehandling definert som deponering eller forbrenning uten energiutnyttelse [Avfallsforskriften, 2004]. Deponering skal gi en forsvarlig sluttbehandling til avfall, og dette kan være rester fra gjenvinning.

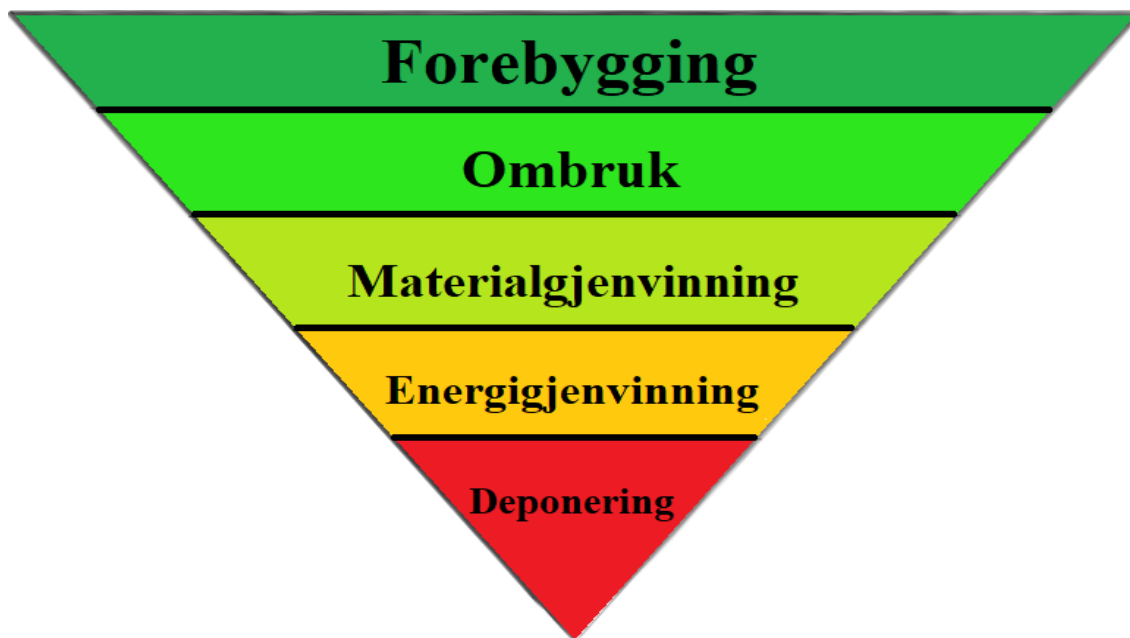
Forurensningsloven § 27a fjerde ledd, definerer gjenvinning som, *«... ethvert tiltak der hovedresultatet er at avfall kommer til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt, eller at avfall har blitt forberedt til dette.»* [forurensningsloven, 1981]. Gjenvinning omfatter forberedelse til ombruk, materialgjenvinning og energigjenvinning [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning et al., 2022]. Ifølge Camillia Skjerpen fra SSB regnes også bruk som fyll- og/ eller dekkmasser og biologisk behandling, som gjenvinning. Basert på dette og ekskludert avfall levert til ukjent behandling, var andelen sendt til gjenvinning av alt avfall som oppstod i Norge i 2020 på 56% [Statistisk sentralbyrå, 2021d]. Dette er en nedgang på 13%-poeng fra 2015.

Nedgangen i gjenvinning er knyttet en nedgang i bruk til utfyllingsformål og energigjenvinning. Bruk som fyll- og/ eller dekkmasse var under 1% i 2020, som er en nedgang på 7%-poeng fra 2015. Energi-gjenvinning hadde en andel på 22% i 2020, og denne gikk ned med 7%-poeng siden 2015.

Energigjenvinning er hovedsakelig definert som forbrenning med energiutnyttelse [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning et al., 2022]. Varme fra forbrenning kan utnyttes til kraftproduksjon, fjernvarme, fjernkjøling, industridamp eller en kombinasjon [Avfall Norge, u.å.; CEWEP, 2022]. Ifølge Håkon Bratland og Jens Måge fra Avfall Norge regnes produksjon av brensel som energigjenvinning. Videre forklarer de at andelen energigjenvinning beregnes som forholdet mellom masse som blir til brensel og masse til råstoffet. Dersom produktet blir ikke brukt som brensel men heller som råstoff i ny produksjon, regnes dette som materialgjenvinning.

Materialgjenvinning går ut på å utnytte ressurser i avfall for å fremstille materialer, produkter eller stoffer som erstatter bruk av nye råvarer. Biogassproduksjon regnes som materialgjenvinning kun dersom restene blir også utnyttet, for eks. som kompost eller biogjødsel [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning et al., 2022; Miljødirektoratet, 2021c]. Ifølge avfallsforskriften § 1-3, bokstav i, så er biologisk behandling av avfall en form for materialgjenvinning. Derimot regnes ikke fremstilling av energi eller materialer som skal anvendes som brensel eller fyllmasser som materialgjenvinning [Avfallsforskriften, 2004]. EUs rammedirektiv om avfall definerer resirkulering på samme måte. Derimot er materialgjenvinning definert som all gjenvinning unntatt bruk til energiformål. Materialgjenvinning, inkludert biologisk behandling, har holdt seg relativt stabil i perioden 2015 - 20, og i 2020 var den på 33% av alt avfall. Behandlingsstatistikk rapporteres til Eurostat i henhold til EUs avfallsregelverk.

EU-kommisjonen har siden 1975 jobbet aktivt med å regulere avfallssituasjonen i EU og EØS medlemsland, og da ble det første rammedirektivet om avfall introdusert [Zhang et al., 2022]. Dette ble opphevet av et nytt avfallsrammedirektiv i 2006, som igjen ble opphevet i 2008 av rammedirektivet som er gjeldende direktiv i dag [EUR-Lex, 2008]. Formålet med dette direktivet er å fremme avfallshåndtering som både reduserer forurensning knyttet avfall og øker utnyttelse av ressurser i avfall [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2022]. Avfallshierarkiet, også kjent som avfallspyramiden, er et begrep som ble introdusert i avfallsrammedirektivet i 2008 [Zhang et al., 2022]. Avfallspyramiden rangerer de ulike håndteringsmetodene i en prioritetsrekkefølge. Hierarkiet er illustrert i figur 2-1, og den er laget slik at avfall skal håndteres så nær toppen som mulig [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2022].



Figur 2-1: Avfallspyramiden. Denne leses fra topp til bunn, slik at forebygging er den mest ønskede tilnærmingen, mens deponering er uønskelig.

Avfallshierarkiet i rammedirektivet om avfall prioriterer først tiltak som reduserer avfallsmengde. Nasjonalt miljømål nr. 4.3 er i tråd med dette, og målet er at den økonomiske veksten siden 1995 målt i bruttonasjonalprodukt (**BNP**) skal være høyere enn økningen i avfallsmengden [Miljødirektoratet, u. å.-b]. I tillegg er dette viktig for å nå FNs bærekrafts mål nr. 12 om ansvarlig forbruk og produksjon [FN-Sambandet, 2020a]. Dette kan for eksempel gjøres ved å kjøpe mindre, hindre svinn og bruke produktene i lengre tid. Produsenter spiller en viktig rolle i avfallsforebygging, og produsentansvar er en ordning som blir gjennomgått i artikkel 8 og 8a i avfallsdirektivet [EUR-Lex, 2018a]. Produsentansvar handler om at produsenten tar selv ansvaret for sine produkter når de blir til avfall. En slik ordning kan gjøre at produsenter velger resirkulerbare råvarer, at de produserer produkter med lengre levetid og som kan repareres eller oppgraderes [Regjeringen.no, 2021]. Formålet er å hindre at avfall oppstår i utgangspunktet, fordi da unngås utslipp og energiforbruk ved håndtering [Miljødirektoratet, u. å.-b]. Klimagassutslipp knyttet tungkjøretøy var på 2,8 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i 2020, mens avfallsbehandling stod for utslipp på 2,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter [Statistisk sentralbyrå, 2022c].

Når avfall først oppstår, er neste tiltak i avfallshierarkiet å bruke produktet om igjen til samme formål [Miljødirektoratet, 2021c]. Ombruk kan være at klær eller møbler gis bort eller selges. Materialgjenvinning er neste prioritet ifølge avfallshierarkiet. I 2020 ble ca. 46% av ordinært avfall som oppstod i Norge sendt til materialgjenvinning og biologisk behandling, som er en økning på ca. 0.40%-poeng fra 2019 [Miljødirektoratet, 2021c; Skjerpen, 2021]. Ordinært avfall vil si utenom farlig avfall, i tillegg utelates lett forurensede masser og avfall med ukjent behandling fra statistikken om ordinært avfall. Ifølge Norges nasjonalt miljømål 4.4, så må andelen materialgjenvinning øke, men målet er ikke tallfestet [Miljødirektoratet, 2022c]. EU har vedtatt tallfestede mål for andelen avfall som skal gjenvinnes i rammedirektivet om avfall, og disse gjelder for Norge gjennom EØS-avtalen.

EU-målene for gjenvinning omfatter ikke energigjenvinning, men kun forberedelse til ombruk og materialgjenvinning [Miljødirektoratet, 2022c]. Målene for materialgjenvinning er satt for de forskjellige avfallstypene eller avfallskildene [EUR-Lex, 2018a]. EUs mål for materialgjenvinning av bygg- og anleggsavfall i 2020 var på 70%, mens i Norge ble kun 56% materialgjenvunnet [Miljødirektoratet, 2022b]. Målet inkluderer både forberedelse til ombruk, resirkulering og bruk til utfyllingsformål, men ekskluderer farlig avfall [EUR-Lex, 2018a]. Dette var en økning på 4%-poeng fra 2019, men fremdeles 14%-poeng unna EUs mål. Det er verdt å nevne at i 2015 var andelen materialgjenvinning av bygge- og anleggsavfall på 62%. Byggeteknisk forskriften er under revidering, og formålet er å øke sortering og materialgjenvinning i sektoren. Resirkulering er viktig fordi ved å bruke materialer i avfall som råvarer inn i ny produksjon reduseres tap av ressurser, og dermed reduseres behovet for å ta ut nye ressurser. Likevel er det noen avfall som kan eller bør ikke materialgjøvinnnes, for eksempel på grunn av dårlig kvalitet eller miljøgifter [Avfall Norge, u.å.]. Da er energigjenvinning neste prioritet i henhold til avfallshierarkiet.

Energigjenvinning er viktig for å behandle avfall som ikke kan resirkuleres, i tillegg til rester fra materialgjenvinning [Avfall Norge, u.å.]. Denne har to hovedfunksjoner i samfunnet; hygiene og energi. Primærfunksjonen til avfallsforbrenning er å fjerne miljø- og helseskadelige stoffer fra avfall og hindre klimagassutslipp fra biologisk nedbrytning [Miljødirektoratet, 2022a]. Forbrenning vil også redusere avfallsmengden til omtrent en tiende del av opprinnelig mengde. I tillegg kan aske materialgjøvinnnes ved å utsortere metaller [Avfall Norge, u.å.; CEWEP, 2022]. Den andre viktige funksjonen til energigjenvinning er energitilførsel. Rundt 60% av Europas 500 energigjenvinningsanlegg (WtE) generer både varme og strøm, såkalt CHP [CEWEP, 2022]. Ved å konvertere avfall til energi eller brensel reduseres behovet for fossile brensler. Rundt 50% av fjernvarme i Norge stammer fra spillvarme fra avfallsforbrenning [Avfall Norge, u.å.]. Hensikten med dette er å redusere bruk av elektrisitet til oppvarmingsformål. Avfallsforskriften § 10-10 stiller et krav om energiutnyttelse fra avfall forbrenning, slik at så mye som praktisk mulig av den termiske energien fra forbrenningen skal utnyttes [Avfallsforskriften, 2004].

Avfallsforskriften kapittel 10 regulerer all forbrenning av avfall, og forbrenningsanlegg må ha konsesjon i henhold til dette kapittelet [Miljødirektoratet, 2022a]. Det stilles blant annet krav til utslipp og håndtering av bunnaske, slagg og stoffer fra rensesystemet til røykgassen. Avfallsforbrenning stod for et klimagassutslipp på ca. 1 million tonn CO₂-ekvivalenter i 2020, som tilsvarte 2% av klimagassutslipp i Norge [Statistisk sentralbyrå, 2022c]. Rundt 59% av klimagassutslipp knyttet energiforsyning var fra forbrenning av avfall. Det er verdt å nevne at regnskapet tar kun hensyn til CO₂-utslipp som har fossilopprinnelse, for eksempel plast [CEWEP, 2022]. Ifølge IPCC regnes CO₂-utslipp av biologisk opprinnelse som klimanøytral, såkalt biogen-CO₂ for eksempel papir, tre eller mat. I juni 2022 startet avfallsforbrenningsanlegget på Klemetsrud et stort prosjekt for karbonfangst og lagring (CCS) som er planlagt å være i drift i 2026 [Regjeringen.no, 2022]. Prosjektet er delvis finansiert fra staten som en del av Norges største klimaprojekt, Langskip for fangst og lagring av karbondioksid. Fangstprosessen er aminbasert og krever energi, som kan hentes fra spillvarme [Nordal, 2019; SINTEF, 2021]. Det estimeres at 400 000 tonn karbondioksid vil fanges per år, som tilsvarer 90% av anleggets utslipp [CEWEP, 2022].

Anlegget på Klemetsrud er Norges største avfallsforbrenningsanlegg, og dette prosjektet er viktig for å demonstrere fangstteknologi på stor skala [fortum, 2022]. I Norge er det sju store avfallsforbrennings-

anlegg, som har kapasitet på over 100 000 tonn per år, i tillegg til i underkant av 20 mindre anlegg [CEWEP, 2017; Miljødirektoratet, 2022a]. I 2020 ble ca. 3,1 millioner tonn eller 27% av alt ordinært avfall som oppstod i Norge sendt til forbrenning [Miljødirektoratet, 2022a; Skjerpen, 2021]. Mengden hadde økt med ca. 1%-poeng fra 2019, men den hadde en nedgang på 8%-poeng siden 2015. Byggeaktivitetsavfall som ble sendt til energiutnyttelse i 2020 var på ca. 2,2 millioner tonn eller en andel på 25% [Chaudhary, 2021]. Denne andelen hadde gått ned med ca. 6%-poeng siden 2015. En av årsakene til reduksjonen i andelen som sendes til energigjenvinning er de strenge kravene som stilles til avfallsforbrenningsanlegg [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2018b]. Utslippskravene vil trolig skjerpes ytterligere på grunn av innføring av nytt EU-regelverk [Miljødirektoratet, 2022a]. Bunnaske, slagg, filterstøv og slam blir sendt videre til neste trinn i avfallshierarkiet, nemlig deponering.

Deponering er den laveste avfallshåndteringsmetoden i avfallshierarkiet, og dermed den minst ønskede. Det er mange grunner til dette, blant annet utslipp av deponigass, utlekking av gifte stoffer, smittefare, forsøpling, lukt- og støyplager [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2022]. Deponigass består hovedsakelig av metan som er en klimagass med 86 ganger større drivhuspotensial enn CO₂ i 20-års perspektiv [CEWEP, 2022]. Biologisk nedbrytning av organisk avfall i deponier er den nest største kilden for metanutslipp, etter jordbruk [Miljødirektoratet, 2022d]. Omtrent 10% av Norges klimagassutslipp i 2020 var forårsaket av metanutslipp, og 18% av dette utslippet stammer fra avfallsdeponier. Under FN konferansen COP26 i Glasgow, ble det satt et mål om 30% reduksjon i årlig metangass utslipp innen 2030, sammenlignet med nivået i 2020 [CEWEP, 2022].

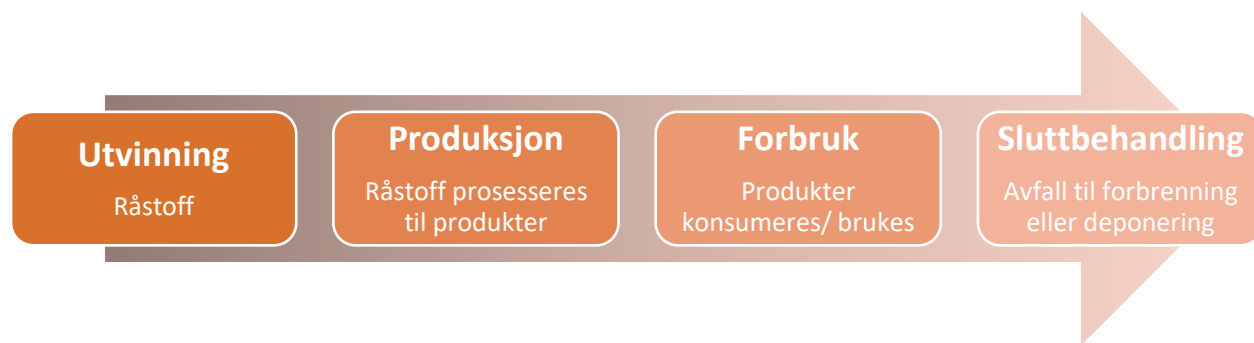
Utslipp av metan fra deponier har gått ned med 59% fra 1990 til 2020, og en viktig årsak til dette innføring av strengere regelverk som gjorde at mindre avfall ble deponert [Miljødirektoratet, 2022d]. I 1999 kom EUs deponidirektiv, og i 2002 ble det tatt inn i norsk regelverk og gjennomført i avfallsforskriftens kapittel 9 [Miljødirektoratet, 2021b]. Innføring av strengere krav til deponier i Norge førte til at mange deponier ble nedlagt. Deponiforbudet ble innført i 2009, og fra først juli ble det forbudt å deponere biologisk nedbrytbart avfall i Norge. Strengere miljøkrav og deponiforbudet har ført til en nedgang i mengden deponert avfall i Norge, likevel har mengden avfall som deponeres økt de siste årene. I 2020 ble 1,7 millioner tonn eller omtrent 18% av alt ordinært avfall som oppstod i Norge levert til deponering [Skjerpen, 2021]. Andelen hadde økt med ca. 6%-poeng siden 2015. Omtrent 0,54 millioner tonn avfall fra byggeaktivitet ble deponert i 2020 [Statistisk sentralbyrå, 2021b]. Dette tilsvarer en andel på 25% av dette avfallet, og den hadde også økt med ca. 6%-poeng siden 2015 [Chaudhary, 2021]. Økningen i deponering skjer på bekostning av gjenvinning og andre håndteringsmetoder.

Deponidirektivet ble endret i 2018, og en viktig endring finner man i artikkel 1 første ledd. Det presiseres at et av målene med direktivet er å redusere mengden avfall som blir deponert, og særlig avfall som egner seg for gjenvinning [EUR-Lex, 2018b]. Deponier skal kun brukes for avfall som ikke bør gjenvinnes av miljøårsaker. Eksempelvis bør ikke avfall med høyt innhold av tungmetaller gjenvinnes, dermed er deponering den eneste forsvarlige måten for håndtering av disse [LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, 2022]. EUs rammedirektiv om avfall ble også endret i 2018, og en merkbar endring er å finne i artikkel 1 der første målet er å redusere mengden avfall [EUR-Lex, 2018c]. Deponering anses som en sluttbehandling der verdifulle ressurser blir tapt. Formålet med endringene i EUs avfallsregelverk er å fremme avfallshåndtering i henhold til avfallshierarkiet. Et av de viktigste formålene med endringene i

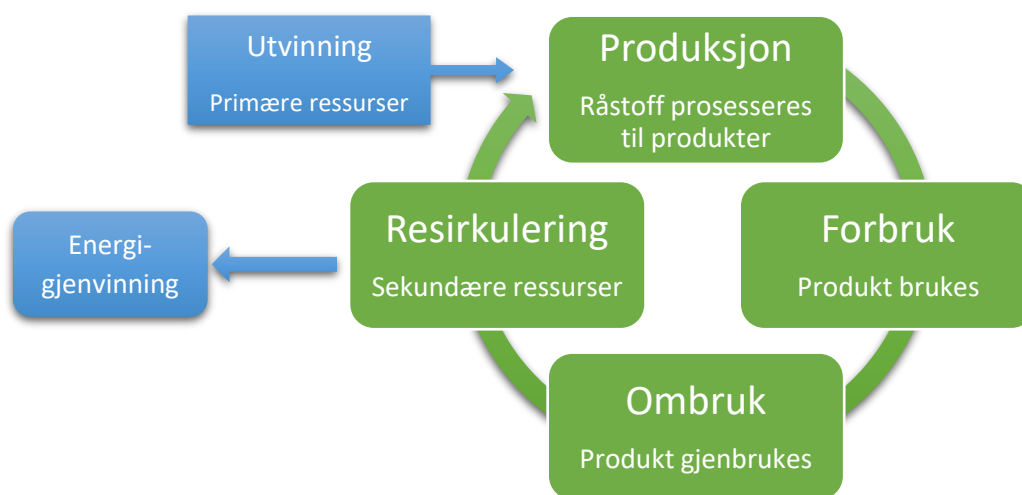
det europeiske avfallsregelverket er at de skal støtte EUs ambisjoner om en overgang til sirkulærøkonomi. Dette er noe som står eksplisitt i artikkel 1 i begge direktivene. De nye direktivene er en del av oppfølgingen av EUs handlingsplan for sirkulær økonomi fra 2015.

2.3 Sirkulærøkonomi

Markedsøkonomien i dag er i stor grad basert på en såkalt lineær økonomisk modell. Ressurser utvinnes, prosesseres til produkter som distribueres til forbrukere, og tilslutt blir deler av eller hele produktet til avfall [Nilsen, u. å.]. Når noe blir til avfall så innebærer det at den har ingen verdi. Sirkulærøkonomi er, i motsetning til lineærøkonomi, et halvlukket økonomisk system der ressurser oppholder seg i økonomien lengst mulig. Figurene 2-2 og 2-3 illustrerer henholdsvis lineærøkonomi og sirkulærøkonomi.



Figur 2-2: Lineær økonomi er et åpent system og kan illustreres som en rett pil med retning fra utvinning av ressurser til sluttbehandling, såkalt vugge-til-grav. Falmende farge representerer verditap.



Figur 2-3: Sirkulærøkonomi er et halvlukket system som kan illustreres som en sirkel. Utvinning og energigjenvinning skal minimaliseres, og dette er representert med tynnere pil for begge. Sirkulærøkonomi er et vugge-til-vugge system som vil si at ressurser forsvinner ikke ut av økonomien men i stedet går fra bruk til annen bruk.

Sirkulærøkonomi er et begrep som har fått mye oppmerksomhet i de siste årene [Ghisellini et al., 2016; Kirchherr et al., 2018]. Det er mange forskjellige oppfatninger av hva konseptet innebærer og dette er grunnlaget for mye av kritikken det har fått [Kirchherr et al., 2017]. Dersom den skal realiseres så er det viktig med en entydig definisjon som fjerner all usikkerhet rundt den. Kirchherr et al. [2017] ga en utfyllende definisjon av sirkulærøkonomi, og første delen lyder:

«Sirkulærøkonomi er et økonomisk system som erstatter livsløpets-slutt konseptet med reduksjon, alternativt ombruk, resirkulering og gjenvinning av materialer for bruk i ny produksjon/ distribusjon og forbruks prosesser. (...).»

Definisjonen er basert på en såkalt 4R-rammeverk; reduser (*Reduce*), ombruk (*Re-use*), resirkuler (*Recycle*) og gjenvinn (*Recover*). Det finnes mange andre definisjoner basert på R-rammeverk, for eksempel 3R-rammeverk som utelater gjenvinning [Ghisellini et al., 2016]. 4R-rammeverket stammer fra EUs rammedirektiv om avfall og avfallshierarkiet som inneholder gjenvinning [Kirchherr et al., 2017].

Sirkulærøkonomi og avfallshierarkiet har mye tilfelles, men i en sirkulærøkonomi så skal ikke sluttbehandling være et alternativ [Zhang et al., 2022]. Både sirkulærøkonomi og avfallshierarkiet tar for seg alle fasene i livssyklusen til et produkt eller en ressurs, nemlig før, under og etter forbruk. Sirkulærøkonomi omhandler forvaltning av naturressurser generelt, og ikke bare avfallsbehandling [Ghisellini et al., 2016]. Den handler ikke bare om miljø, men også om økonomisk velstand. Formålet med sirkulærøkonomi er å oppnå bærekraftig utvikling der det legges like stor vekt på miljøvennlighet, økonomisk velstand og sosialt velferd for både nåværende og fremtidige generasjoner [Kirchherr et al., 2017]. Et slikt system operer på mikronivå (produkt, bedrift, forbruker), mesonivå (industripark) og makronivå (by, regional, nasjonal og internasjonal). Innføring av sirkulærøkonomi krever en fundamental endring der alle tre nivåer er like viktige. Dette drives av både nye forretningsmodeller og ansvarlige forbrukere, i tillegg til insentiver fra myndigheter [Ghisellini et al., 2016; Kirchherr et al., 2017; Kirchherr et al., 2018].

Det er fremdeles svak framgang i implementering av sirkulærøkonomi. Årsakene for dette er situasjonsavhengig, men stort sett skyldes det på teknologiske aspekter [Kirchherr et al., 2018]. Kirchherr et al. [2018] har utført en omfattende studie for å undersøke de grunnleggende og største barrierene for sirkulærøkonomi. Studien konkluderte med at teknologiske utfordringer er relativt ubetydelige. Ifølge studien skyldes den svake progresjonen først og fremst holdninger hos både forbrukere og bedrifter, såkalte kulturelle barrierer. Forbrukere mangler kunnskap og interesse, mens bedrifter er nølende. De kulturelle barrierene er drevet av et marked som er tilpasset linearøkonomi, for eks. ved at prisene for nye (primære) råstoff er vesentlig lavere enn de resirkulerte (sekundære).

Kirchherr et al. [2018] identifiserer noen koblinger mellom de forskjellige hindringer for innføring av sirkulærøkonomi. For eksempel vil lave priser for primære råstoff påvirke konkurransevnen til sirkulære forretninger i markedet. Videre vil forbrukere ikke velge sirkulære produkter, blant annet på grunn av høye priser eller dominerende markedsføring av ikke-sirkulære produkter. Dette fører til at bedrifter velger den sikre lineære modellen. Manglende tillitt for sirkulær prinsippet hos bedrifter kan være en direkte årsak til høye kapitalinvesterings kostnader knyttet til nødvendig teknologi [Kirchherr et al., 2018]. Økende interesse og kunnskap om sirkulærøkonomi kan føre til mer eksperimentering, som igjen

kan hjelpe med utvikling av gjennomførbare sirkulære forretningsmodeller og en vellykket implementering. Inngrep fra myndigheter er en avgjørende drivkraft for overgangen til sirkulærøkonomi, for eksempel gjennom lovgivning og økonomiske inngrep som favoriserer sirkulære produkter.

EU-kommisjonen har siden 2015 jobbet med å legge til rette for en overgang til sirkulærøkonomi i EU- og EØS-land [EUROPEAN COMMISSION, 2015]. Handlingsplanen fra 2015, «Closing the loop», inneholder 54 konkrete tiltak og allerede i 2019 var alle gjennomført eller satt i gang. Kommisjonen skriver at tiltakene har blant annet bidratt til verdiskapning og sysselsetting. Handlingsplanen fra 2015 identifiserte byggeaktivitet som en kritisk sektor for omstillingen til sirkulærøkonomi. I forbindelse med handlingsplanen ble avfallsrammedirektivet revidert i 2018, og blant annet har det blitt satt minimumskrav til en utvidet produsentansvars ordning. Dette er et økonomisk insentiv som oppfordrer produsenter til å designe produkter som har lengre levetid og/eller kan enkelt gjenvinnes eller brukes om. I det reviderte avfallsrammedirektivet er det satt spesifikke mål for materialgjenvinning av visse typer avfall, blant annet byggeaktivitetsavfall. Artikkel 9 d og 9 f oppfordrer til reduksjon i avfall fra byggeaktivitet, mens artikkel 11 § 1 oppfordrer til selektiv riving for å forbedre sortering og håndtering av riveaktivitets avfall.

Byggeaktivitet er blant de største kildene til avfall, og mye av dette avfallet kan gjenvinnes men blir sluttbehandlet i stedet. I tillegg spiller denne sektoren en sentral rolle i miljøprestasjonen til bygg og infrastruktur. Siden bygg har en lang levetid, er det viktig å fremme design av bygg med lave miljøpåvirkninger og resirkulerbare komponenter som har lang levetid. EUs første handlingsplan for sirkulærøkonomi, «Closing the loop», har gitt tre handlinger knyttet byggeaktivitet; retningslinjer for forhåndsvurdering før riving, bransjedekkende protokoll for gjenvinning av avfall og kjerneindikatorer for livssyklus vurdering av miljøprestasjon samt insentiver for å bruke disse. Formålet med den første er å fremme sortering, den andre skal fremme gunstig avfallshåndtering mens den siste skal forbedre miljøprestasjonen gjennom hele livsløpet til bygg. I 2020 la EU-kommisjonen en ny handlingsplan for sirkulærøkonomi. Kommisjonen skriver at byggeaktivitet genererer over 35% av EUs avfall, i tillegg bruker sektoren ca. 50% av utvunnet materialer.

Arbeidet med sirkulærøkonomi har blitt mer intens etter krigen i Ukraina som blant annet har skapt høye energipriser, som følge av avhengighet av importert gass fra Russland. Den 30.mars 2022 la EU-kommisjonen fram en pakke, «Making sustainable products the norm», som en del av den nye sirkulærøkonomi handlingsplanen [EUROPEAN COMMISSION, 2022]. I kommunikasjonen blir det nevnt at koronapandemien og nå situasjonen i Ukraina har økt behovet for å revurdere den økonomiske modellen og energisystemet i EU. Kommisjonen skriver at halvparten av globale klimagassutslipp og 90% av tapet i biomangfold forårsaket av utvinning og prosessering av primære råmaterialer. Den lineære økonomien fører til mer uttak og tap av ressurser, i tillegg fører det til at EU er så avhengig av ekstern tilførsel av ressurser inkludert fra Russland. Formålet med den nye handlingsplanen er å gjøre EU mer selvstendig og solid i tillegg til å hjelpe med klimanøytralitetsmålet for 2050. Handlingene sikter for å gjøre de fleste produktene i EU-markedet mer holdbare, energi- og materialeffektive, reparerbare, resirkulerbare og med et innhold av sekundære materialer. Dette i tillegg til å fremme sirkulære forretningsmodeller, vil hjelpe å frakoble økonomisk vekst fra ressursforbruk og generering av avfall.

Sammen med den nye pakken er et forslag til en ny økodesign forordning, «*Ecodesign for Sustainable Product Regulation*» (ESPR), som skal gjelde for flere produkter og ha strengere krav til produktene gjennom hele livssyklusen [EUROPEAN COMMISSION, 2022]. Det blir lagt vekt på forbrukere sin rolle i det grønne skiftet, og dermed skal ESPR også sette minimumskrav for informasjon om blant annet miljøfotavtrykket til produktene. I tillegg skal alle produkter regulert under ESPR ha «digitale-produkt-pass» som inneholder informasjon om blant annet miljøprestasjonen til produkter. Dette skal hjelpe forbrukere å ta miljøansvarlige valg, og samtidig fremme sirkulære og bærekraftige forretningsmodeller og verdikjeder [EUROPEAN COMMISSION, 2022]. Kommisjonen utpeker byggevarer som en prioritert produktgruppe med stor innvirkning på miljø og klima. Dermed foreslås også en revidering av byggevare-forordningen, for å sikre bærekraftige og miljøvennlige bygg. Reglene i ESPR som gjelder for byggevarer er dem som den eksisterende byggevare-forordningen ikke dekker.

Den norske regjeringen la fram en nasjonal strategi for sirkulærøkonomi i 2021, som bygger på EUs grønne avtale og sirkulærøkonomi handlingsplanen fra 2020. Hensikten med strategien er å legge til rette for en omstilling til sirkulær økonomi i Norge gjennom en rekke tiltak. Blant annet skulle regjeringen tilrettelegge for lønnsom bruk av resirkulerte råvarer og utvikling av sirkulære verdikjeder [Næringslivets Hovedorganisasjon, 2021]. Disse følger rammebetingelsene satt av EU som ønsker blant annet mer ressurseffektiv produksjon og miljøvennlige produkter som inneholder resirkulerte råvarer. NHO-sjef, Ole Erik Almlid, uttrykte seg positivt til strategien og mente at det er viktig for miljøet å holde ressursene i økonomien lengst mulig [Næringslivets Hovedorganisasjon, 2021]. I tillegg mente han at satsing på sirkulærøkonomi vil innebære «nye forretningsmuligheter og økt konkurransekraft» [Næringslivets Hovedorganisasjon, 2021].

Ifølge den norske strategien ønsker Norge å være et foregangsland i utviklingen av sirkulærøkonomi [Regjeringen.no, 2021]. Strategien utpeker bygge- og anleggsvirksomhet og prosessindustri som områdene med størst potensial for å bidra til omstillingen til sirkulærøkonomi. Regjeringen anser sirkulærøkonomi som et viktig bidrag til verdiskapning og bærekraft, og samtidig et middel for å oppnå FNs bærekrafts målene [Regjeringen.no, 2021]. Dermed vil regjeringen støtte overgangen med både politiske og økonomiske virkemidler. I Stortingsmelding 45, «*Avfall som ressurs*», skrev Klima- og miljødepartementet at ca. 85 %-vekt av verdens vareproduksjon blir avfall etter én eller ingen gangs bruk [St.meld. nr. 45 (2016-2017)]. Avfallsbehandling er et kritisk område for å realisere sirkulærøkonomi.

Termokjemisk behandling av avfall, for eksempel forbrenning med energiutnyttelse, har vist seg å være en av de mest gunstige tilnærminger. Dette er blant annet på grunn av fleksibilitet til type råstoff, relativt lettvent og effektiv drift, relativt lave kostnader og ikke minst stor energietterspørsel [Anuar Sharuddin et al., 2016]. Netto elektrisitetsforbruk i Norge var på ca. 132 TWh i 2021, og den hadde økt med 15% siden 2011 [Statistisk sentralbyrå, 2022a]. Energigjenvinnings anlegget på Klemetsrud klarte å forsyne totalt ca. 1 TWh varme og strøm i 2021 [Hafslund Oslo Celsio AS, 2021]. Mekaniske metoder for materialgjenvinning av noen typer avfall kan være utfordrende og produktene har ofte uønskkelige egenskaper [Ragaert et al., 2017]. Avfall som er energirike, som for eksempel plast, bildekk og biomasse, vil være nyttige ved forbrenning med energiutnyttelse.

2.4 Forbrenning

Forbrenning er en eksoterm kjemisk reaksjon mellom et oksidasjonsmiddel og et drivstoff [Raghavan, 2022]. Reaksjonen tilhører klassen redoksreaksjoner, som er en forveksling av elektroner der en substans oksideres mens en annen reduseres [Pedersen, 2018]. Substansen som oksideres avgir elektroner og har dermed færre elektroner etter reaksjonen. Denne kalles for elektrondonor [Aarnes, 2021]. Elektronene overføres fra elektrondonor til elektronakseptor som blir redusert. Oksidasjonsmiddelet er elektronakseptor i en forbrenning, og dette inneholder vanligvis oksygen [Kondratiev, 2020]. Drivstoff er elektrondonor og dette er reduksjonsmiddelet i reaksjonen [Raghavan, 2022]. Vanligvis inneholder drivstoff karbon (C) og hydrogen (H). Dersom disse er de eneste bestanddelene, så er drivstoffet et hydrokarbon [Bernatek et al., 2022]. Drivstoff og oksidasjonsmiddel kalles for reaktanter, og produktene fra reaksjonen inkluderer oksider av aktive elementer i drivstoffet.

Reaktantene begynner å reagere ved en viss temperatur, såkalt tenntemperatur [Haraldsen & Pedersen, 2022]. Tenntemperatur er hovedsakelig avhengig av type drivstoff men også trykk og mengde oksygen i reaksjonsvolumet [Basu, 2018]. Reaksjonen genererer energi, derfor er denne en eksoterm reaksjon. Energi genereres som følge av differansen i energinivå mellom produkter og reaktanter [Raghavan, 2022]. Denne er i form av varmeenergi og ofte sammen med elektromagnetisk energi i form av lys. En andel vil ledes til omgivelser og resten vil øke temperaturen på nærliggende drivstoff [Kondratiev, 2020]. Reaksjonen fortsetter så lenge temperaturen i drivstoff er større eller lik tenntemperatur og det er tilstrekkelig mengde reaktanter. Derimot vil reaksjonen opphøre når energinivået til reaktantene er lik energinivået til produktene. Tabell 2-1 viser tenntemperatur for noen materialer.

Tabell 2-1: Tenntemperatur for noen materialer.

Material	Tenntemperatur [°C]	Kilde
Bitumen (asfalt)	~ 400	[International Labor Organization, u.å.]
Polystyren (PS)	427	[International Labor Organization, u.å.]
Polyetylen (PE)	330 – 410	[International Labor Organization, u.å.]
Styren-Butadien-Styren (SBS)	320 – 440	[SIBUR International, u.å.]
Polypropylen (PP)	315 – 410	[Egyptian Propylene & Polypropylene, 2022]

Varme som utløses fra forbrenning kan for eksempel utnyttes til å generere fjernvarme og elektrisitet i et såkalt kraftvarmeverk eller kogenanlegg (*CHP - Combined Heat and Power production*) [Rosvold & Hofstad, 2019]. Slike anlegg utnytter mest mulig av energien fra forbrenning av et råstoff. Forholdet mellom utnyttet energi og utløst energi ved en prosess eller maskin, kalles for virkningsgrad [Hofstad, 2021]. For et kogenanlegg er total virkningsgrad gitt som,

$$\eta_{tot} = 100\% \cdot \frac{Q+E}{H}, \quad (1)$$

[EPA, 2021]. Der $\eta_{tot} [\%]$ er total virkningsgrad, $Q [kWh]$ er utnyttet varmeenergi, $E [kWh]$ er utnyttet elektrisk energi og $H [kWh]$ er energi utløst fra forbrenning. Denne kan også uttrykkes som summen av elektrisk virkningsgrad (η_{EL}) og varmekvinningsgrad (η_H) der,

$$\eta_{EL} = 100\% \cdot \frac{E}{H}, \quad (2)$$

og

$$\eta_H = 100\% \cdot \frac{Q}{H} \quad (3)$$

[EPA, 2017]. Typisk elektrisk virkningsgrad på en kraftvarmeverk (CHP) er 20%, mens total virkningsgrad er mellom 75% og 90% [Rosvold & Hofstad, 2019]. Dette gir en varmekvinningsgrad på 55 -70%. Varme utløst fra forbrenning kan også utnyttes for å generere kun varme, for eksempel i en dampkjel. Typisk varme virkningsgrad for dampkjel er mellom 75-85%, men den kan være opptil 90% [EPA, 2022; Johnson, 2019]. Virkningsgraden til et system er avhengig av teknologien som benyttes og type råstoff.

Mengden energi som blir utløst er avhengig av type og mengde drivstoff som brennes [Raghavan, 2022]. Dette kan bestemmes ved hjelp av en termodynamisk analyse av forbrenningsprosessen. En prosess kan analyseres ved å betrakte et visst volum som kalles for kontrollvolum, eller en viss masse som kalles for kontrollmasse [Borgnakke & Sonntag, 2017]. Alt innenfor grensene kalles for systemet og alt utenfor kalles for omgivelser. Kontrollvolum tillater utveksling av masse mellom omgivelser og systemet (åpent system), derimot er dette utelukket ved en kontrollmasse (lukket system). Et system kan betraktes som isolert dersom hverken masse- eller energiutveksling med omgivelser finner sted.

Termodynamikkens første lov gir at endringen i systemets energi er differansen mellom energiflyt inn og ut av systemet [Borgnakke & Sonntag, 2017]. For en prosess som endrer tilstanden til systemet fra 1 til 2 kan loven generelt uttrykkes som,

$$(U_2 - U_1) + \Delta KE + \Delta PE = {}_1Q_2 - {}_1W_2. \quad (4)$$

Der;

- U_1 og $U_2 [kJ]$ er systemets indreenergi ved henholdsvis start og slutt av prosessen,
- $\Delta KE [kJ]$ er endringen i systemets kinetiske energi,
- $\Delta PE [kJ]$ er endringen i systemets potensielle energi,
- ${}_1W_2 [kJ]$ er arbeidet som systemet enten utfører på omgivelsene (positiv), eller som utføres på systemet (negativ) i løpet av prosessen,
- ${}_1Q_2 [kJ]$ er varmen som omgivelsene tilfører systemet (positiv), eller som systemet tilfører omgivelsene (negativ) i løpet av prosessen.

Arbeid som følge av endring i volum kan uttrykkes som,

$${}_1W_2 = P \cdot (V_2 - V_1), \quad (5)$$

gitt at trykk er konstant og prosessen er ideell. Der $P [Pa]$ er systemets trykk, V_1 og $V_2 [m^3]$ er i systemets volum ved henholdsvis start og slutt. En ideell prosess i denne sammenhengen betyr at den foregår så

sakte at systemet til enhver tid er veldig nær termodynamisk likevekt, såkalt kvasistatisk prosess. Dersom dette er det eneste arbeidet i en prosess og det er ingen endring i kinetisk og potensiell energi, kan likning 4 skrives som

$${}_1Q_2 = (U_2 + P \cdot V_2) - (U_1 + P \cdot V_1). \quad (6)$$

Dette kan skrives om ved hjelp av entalpi (H) [Borgnakke & Sonntag, 2017]. Den generelle formelen for entalpi er gitt som,

$$H \equiv U + PV. \quad (7)$$

I likning 7 er tegnet \equiv brukt for å vise at dette er en definisjon. Likning 6 kan dermed skrives som,

$${}_1Q_2 = H_2 - H_1, \quad (8)$$

Der H_1 og H_2 [kJ] er entalpi ved henholdsvis start og slutt av prosessen. Likning 8 brukes for å beregne varmeoverført ved en konstant trykk prosess (isobar) og vanligvis for et kontrollvolum.

En annen tilnærming for å kalkulere varmeoverføring mellom system og omgivelse er å betrakte en konstant-volum prosess, såkalt isokor. Dersom ingen arbeid gjøres på eller fra systemet og det er ingen endring i potensiell og kinetisk energi, kan likning 4 forenkles til

$$U_2 - U_1 = {}_1Q_2. \quad (9)$$

I dette tilfelle er overført varme lik endringen i systemets interne energi, og denne brukes vanligvis for en kontrollmasse. Både likning 8 og 9 brukes også i forbindelse med kjemiske reaksjoner som for eksempel forbrenning. Forbrenningsvarme er varme som tilføres omgivelser som følge av en forbrenningsreaksjon. Forbrenningsentalpi (H_{RP}) er entalpi til produkter (H_p) fratrukket entalpi til reaktanter (H_R). Dersom forbrenning skjer ved konstant trykk gir likning 8 at varme avgitt fra forbrenning er lik forbrenningsentalpi. I dette tilfelle er forbrenningsvarme lik forbrenningsentalpi med negativt fortegn. Når forbrenning skjer ved konstant volum kan likning 9 brukes for å beregne varme avgitt fra forbrenning. Indre energi til forbrenning (U_{RP}) er indre energi til produkter (U_p) fratrukket indre energi til reaktanter (U_R). Forbrenningsvarme i dette tilfelle er lik indre energi til forbrenning med negativt fortegn.

Forbrenningsvarme kan også beregnes indirekte ved en termodynamisk analyse av omgivelse. Dersom varmeoverføringen skjer uten endring i kinetisk og potensiell energi, brukes likning 8 ved konstant trykk eller likning 9 ved konstant volum. Antatt en konstant varmekapasitet kan endringen i entalpi og indre energi til omgivelsene uttrykkes som henholdsvis,

$$\Delta H = C_p \Delta T, \quad (10)$$

og

$$\Delta U = C_v \Delta T. \quad (11)$$

Der C_p og C_v [kJ/K] er varmekapasitet ved henholdsvis konstant trykk og volum, og ΔT [K] er endringen i omgivelses temperatur. Varmekapasitet er mengden varmeenergi som må tilføres en substans for å øke

temperaturen med 1 K [Helseth, 2022]. Dersom omgivelsen består av en væske eller faststoff er endringen i intern energi i mange tilfeller tilnærmet lik endringen i entalpi [Borgnakke & Sonntag, 2017]. Forbrenningsvarme kan da uttrykkes som,

$$Q = C \cdot \Delta T. \quad (12)$$

Der C kan både være C_p og C_v siden i dette tilfelle er disse tilnærmet like. Det er hensiktsmessig å oppgi forbrenningsvarme på en standardisert måte som gjør det enkelt å sammenligne forskjellige drivstoff. Standard forbrenningsvarme kalles ofte for brennverdi (HV – *Heat Value*).

Brennverdi er varme som frigis ved fullstendig forbrenning av en spesifikk mengde drivstoff under standardiserte betingelser [Hofstad, 2018]. Denne er forbrenningsvarmen per masse eller volum av drivstoffet. De standardiserte betingelsene spesifiserer tilstanden til reaktantene og produktene. Vanligvis skal begge være ved en temperatur på 298 K eller 25°C [Raghavan, 2022]. Fullstendig forbrenning vil si at det er tilstrekkelig oksygen og temperaturen er høy nok for å oksidere hele mengden drivstoff [Liebe, 2020]. Man skjelner mellom tre typer brennverdi; øvre, nedre og effektiv brennverdi [Hofstad, 2018]. Øvre brennverdi (HHV – *Higher Heat Value*) er den høyeste mengden varme som frigis. Denne inkluderer latent varme som utløses ved kondensasjon av vanndamp etter forbrenning, såkalt kondensasjonsvarme.

Nedre brennverdi (LHV – *Lower Heat Value*) er varme som frigis kun fra selve reaksjonen, slik at vann dannet fra reaksjonen befinner seg i gassfase. Denne er øvre brennverdi fratrukket kondensasjonsvarmen til vann mengden som dannes [Hofstad, 2018]. Dersom hydrogen innhold i drivstoffet og øvre brennverdi er kjent kan nedre brennverdi beregnes ved å bruke empiriske formler. En empirisk formel for nedre brennverdi er gitt som,

$$LHV = HHV - 6,1 \frac{kWh}{\% - vekt} \cdot H, \quad (13)$$

[Walters et al., 2000]. Der LHV [kWh/kg] er nedre brennverdi, HHV [kWh/kg] er øvre brennverdi og H [%-vekt] er vektandelen hydrogen i drivstoffet. Dersom drivstoffet inneholder fuktighet vil nedre brennverdi inkludere kondensasjonsvarme knyttet dette. Effektiv brennverdi er nedre brennverdi fra trukket kondensasjonsvarme til fuktigheten i drivstoffet. Øvre brennverdi kan beregnes ved hjelp av likning 8 dersom entalpi til reaktanter og produkter er kjent. Alternativt kan denne bestemmes fra likning 9 der variablene bestemmes ved hjelp av kalorimetri.

Kalorimetri er en teknikk som brukes for å bestemme mengden varme som overføres ved en kjemisk eller fysisk prosess [Flowers et al., 2019]. Denne teknikken benytter et apparat, såkalt kalorimeter, som måler temperatur endringen ved en prosess. Temperaturendringen brukes for å beregne varmen som overføres til eller fra prosessen. Bombekalorimeter er et apparat som brukes til å bestemme brennverdi til stoffer. Prosessen i bombekalorimeter foregår ved konstant volum, høyt trykk og med et stort overskudd av oksygen gass. Først bestemmes varmekapasitet ved å forbrenne et stoff med kjent brennverdi og måle temperaturendringen i apparatet. Deretter kan temperaturendringen som følge av forbrenning av et drivstoff brukes i likning 12 for å beregne brennverdien til drivstoffet. Brennverdien som bestemmes ved bombekalorimetri er øvre brennverdi. Siden drivstoffet gjennomgår en fullstendig

forbrenning, kan produktene fra reaksjonen bestemmes dersom den kjemiske formelen til drivstoffet er kjent.

Produkter fra forbrenning er avhengig av type drivstoff og om forbrenningen er fullstendig eller ufullstendig. Under fullstendig forbrenning vil produktene være de mest stabile forbindelsene, og mengden av disse kan bestemmes ved å analysere reaksjonslikningen. Dersom andelen karbon og andre grunnstoffer i et drivstoff er kjent kan utslipp fra fullstendig forbrenning estimeres. Tabell 2-2 viser sammensetning og brennverdi for noen materialer. Ved forbrenning med energiutnyttelse brukes begrepet *utslippsintensitet* [$g\text{-CO}_2/kWh$], som er forholdet mellom CO_2 -utslipp og utnyttet energi. Utslippsintensitet knyttet strømgenerering i EU-land var på $275\text{ g-CO}_2/kWh$ i 2021 [European Environment Agency, 2022].

Tabell 2-2: Elementær sammensetning og brennverdi for bitumen, termoplast og bildekk.

Material	Brennverdi (HHV) [kWh/kg]	Karbon (C) [%-vekt]	Hydrogen (H) [%-vekt]	Nitrogen (N) [%-vekt]	Svovel (S) [%-vekt]	Kilder
Bitumen	*11	70 – 88	7 – 15	< 3	0,9 – 9	[Eurobitume & Asphalt Institute Inc., 2015; IARC, 2013; Jamal, 2017; RAHA Bitumen Co, u. å.; Sciencealpha, 2019; Statistisk sentralbyrå, 2018]
PE	13 – 14	84 – 86	12 – 16	< 0,5	< 0,7	[Al-Salem et al., 2017], [Sørum et al., 2001], [Heikkinen et al., 2004], [Zannikos et al., 2013]
PP	12 – 13	84 – 91	7 – 14	0,1	0	[Arena & Ardolino, 2022], [Suriapparao et al., 2020], [Suriapparao et al., 2018], [Al-Salem et al., 2017], [Sørum et al., 2001], [Heikkinen et al., 2004]
Polyester (PET, PBT osv.)	6,5 – 8,4	63 – 65	4 – 6	< 0,7	< 0,2	[Liu et al., 2022], [Al-Salem et al., 2017], [Heikkinen et al., 2004], [Zannikos et al., 2013]
Polyvinylklorid (PVC)	6,3	41 – 43	5 – 6	< 0,05	< 0,03	[Sørum et al., 2001], [Heikkinen et al., 2004]
PS	11 – 12	90 – 93	8 – 9	0	0	[Suriapparao et al., 2020], [Suriapparao et al., 2018], [Al-Salem et al., 2017], [Sørum et al., 2001]
Bildekk	8,3 – 11	75 – 88	6 – 8	< 2	< 2	[Uçar et al., 2005], [Mastral et al., 2000], [Martínez et al., 2013],

*Nedre brennverdi.

Ifølge Marius Tednes, prosessingeniør ved Hafslund Oslo Celsio, kan avfallsforbrenningsanlegget på Klemetsrud oppnå nesten fullstendig forbrenning av avfall. Ufullstendig forbrenning vil føre til dannelse av andre substanser i tillegg til produkter fra fullstendig forbrenning. Dersom drivstoffet er et hydrokarbon kan slike substanser være for eksempel karbonmonoksid, flyktige hydrokarboner, hydrogengass og sot (karbon). Disse kan også oppstå som mellomprodukter ved en fullstendig forbrenning, men da vil de reagere videre med oksygen. Denne type forbindelser oppstår som følge av nedbrytning av drivstoffet på grunn av temperatur. Dette kalles for en termokjemisk nedbrytning eller pyrolyse.

2.5 Mikrobølgeassistert pyrolyse (MAP)

Pyrolyse er en termokjemisk nedbrytningsprosess av stoffer ved hjelp av varme [Martínez et al., 2013]. Ordet stammer fra de greske ordene *pyro* og *lyse* som betyr henholdsvis ild og spalting. Prosessen skjer ved oppvarming av organiske materialer uten tilgang på oksygen, såkalt inert atmosfære. Pyrolyse betraktes som det første steget ved en forbrenningsprosess, altså før oksidasjon. Under prosessen spaltes sammensatte stoffer til enklere forbindelser [Pedersen, 2021]. Bruksområder for pyrolyse er for eksempel framstilling av trekull og i petrokjemisk industri for å konvertere råolje til diverse kjemikalier som etylen. Pyrolyse har vist et stort potensial for å konvertere forskjellige typer råstoff til verdifulle produkter [Anuar Sharuddin et al., 2016]. I de siste tiårene har forsknings og utviklingsarbeid fokusert på pyrolyse av avfall som en alternativ termokjemisk behandling til forbrenning [Motasemi & Afzal, 2013].

Mange studier har rapportert vellykket pyrolyse av forskjellige typer avfall, for eksempel plast, takpapp, biomasse, bildekk og slam [Anuar Sharuddin et al., 2016; Chaala & Roy, 2003; Foong et al., 2020; Martínez et al., 2013; Tian et al., 2011]. Generelt kan produktene fra prosessen kan deles i tre faser; fast, væske og gass. Det faste produktet består av pyrolysekull og uorganiske materialer fra det opprinnelige råstoffet. Væsken består av kondenserbare hydrokarboner og kan inneholde vann. Denne kalles for pyrolyseolje. Gassen kalles for syngass, og denne inneholder blant annet H₂, CO₂, CO, H₂S og C₁-C₄ hydrokarboner [Williams, 2013]. Alle produktene har høye brennverdier, og vanligvis har pyrolyseolje og syngass høyere brennverdi enn råstoffet. Produktene har også høyere verdi enn råstoffet, dermed betraktes pyrolyse som valorisering i motsetning til forbrenning som er først og fremst en destruksjon [Arabiourrutia et al., 2020; Arena & Ardolino, 2022; Martínez et al., 2013]. En av fordelene med pyrolyse er fleksibilitet til sammensetning av råstoff og ønsket produkt [Anuar Sharuddin et al., 2016]. Prosessen kan optimaliseres for å produksjon av ønsket produkt ved å manipulere prosessforhold.

Fordeling og kvalitet av pyrolyseprodukter er hovedsakelig avhengig av råstoff, oppvarmingsrate, temperatur og oppholdstid [Motasemi & Afzal, 2013]. Råstoff analyseres ved hjelp av en såkalt *Proximate analysis* som gir blant annet fraksjonen av flyktige komponenter og fiksert karbon i materialet [Anuar Sharuddin et al., 2016; Arabiourrutia et al., 2020]. Det er den flyktige fraksjonen som kan omdannes til syngass og pyrolyseolje. Oppvarmingsrate er temperaturøkning per tid, mens oppholdstid refererer til tidslengden på prosessen. Basert på temperatur, oppholdstid og oppvarmingsrate kan pyrolyse

klassifiseres som enten langsom, hurtig eller flash. Tabell 2-3 viser sammenhengen mellom prosesseringsforhold og de ulike klassene av pyrolyse.

Tabell 2-3: Klassifisering av pyrolyse avhengig av oppvarmingsrate, temperatur og oppholdstid [Chen et al., 2016].

Pyrolyse klasse	Oppvarmingsrate [°C/s]	Temperatur [°C]	Oppholdstid [s]
Langsom	< 1	300 – 700	> 450
Rask	10 – 300	550 – 1000	0,5 – 10
Flash	> 1000	800 – 1100	$< 0,5$

Langsom pyrolyse har blitt benyttet allerede for flere tusenår siden til å lage biokull fra biomasse [Chen et al., 2016; Martínez et al., 2013]. Pyrolysekull lages ved lang oppholdstid, lav oppvarmingsrate og ofte relativt lav temperatur. Kort oppholdstid og høy oppvarmingsrate, slik som i rask og flash pyrolyse, favoriserer produksjon av syngass og pyrolyseolje [Motasemi & Afzal, 2013]. Gassproduksjon krever ofte lengre oppholdstid og temperatur enn oljeproduksjon. Dermed kan det konkluderes med at hovedproduktet fra langsom pyrolyse er pyrolysekull, mens hovedprodukt fra rask og flash pyrolyse er henholdsvis pyrolyseolje og syngass [Foong et al., 2020]. Dette viser at karakteristikken til oppvarming er en avgjørende faktor i pyrolyseprosesser.

Pyrolyse er en endotermisk prosess som krever mye energi i form av varme [Anuar Sharuddin et al., 2016]. Konvensjonell pyrolyse går ut på å forsyne varmebehovet ved hjelp av elektriskoppvarming eller forbrenning [Foong et al., 2020]. Varme transporteres fra en varm overflate og innover i volumet gjennom varmeledning, konveksjon og varmestråling [Thostenson & Chou, 1999]. Generelt består et kontinuerlig pyrolysesystem av fem hoveddeler. Disse er som følger [Fortuna et al., 1997; Horn et al., 2020; Lewandowski et al., 2019; Zhou et al., 2020]:

- **Innmatingsystem:** Denne kan ha en integrert tørkeenhet ved forvarming. Ofte er råstoffet delt opp i små stykker i forkant. Noen ganger har denne også en kvernemekanisme som omformer råstoffet til små granulat. Råstoffet føres deretter inn i reaktoren enten mekanisk (for eksempel skruemater), pneumatisk (trykk-drevet) eller slippes ned i en trakt (tyngde-drevet).
- **Reaktorkammer:** Her foregår pyrolyseprosessen. Flyktige fraksjoner i råstoffet omdannes helt eller delvis til pyrolysegass, mens fiksert karbon og inerte materialer forblir i fastform. Dette er et lufttett kammer laget av materialer som tåler høye temperaturer, for eksempel keramiske materialer. Ofte er det en inert gass, for eksempel nitrogen, i kammeret men noen ganger er det vakuum. Reaktoren opererer ofte ved atmosfærisk trykk, men høyere og lavere trykk har også blitt brukt. Ved konvensjonell pyrolyse skjer oppvarming gjennom plater som råstoffet befinner seg på, men noen ganger brukes et forvarmet medium som strømmer inn i reaktoren. Varme overføres til råstoff via fysisk kontakt i konvensjonell pyrolyse. Ved katalytisk pyrolyse kan

katalysatorer befinne seg i reaktoren, såkalt in-situ katalyse. Alternativt ligger katalysatorer utenfor slik at kun pyrolysegass kommer i kontakt med disse, og dette kalles for ex-situ katalyse.

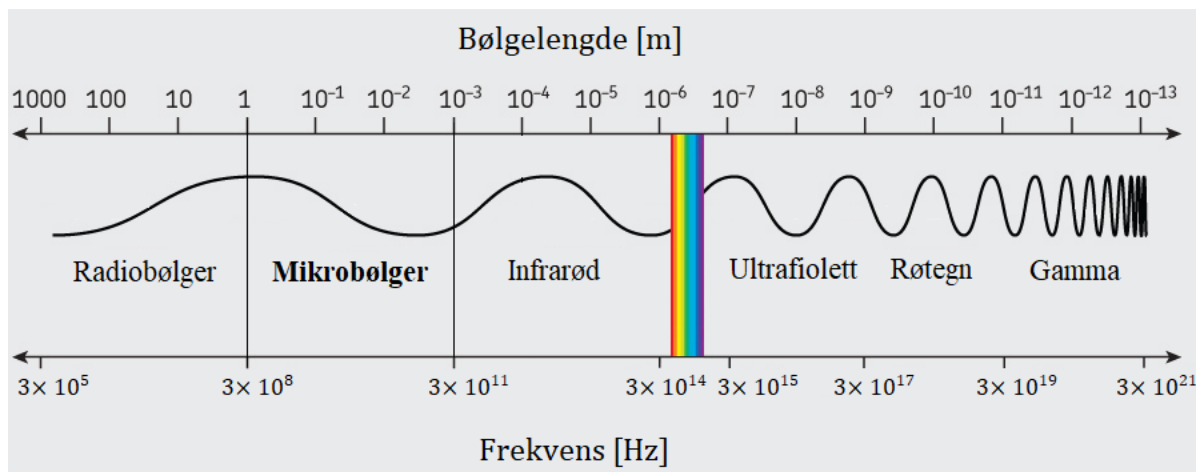
- **Destillering og gassrensesystem:** Pyrolysegass strømmer videre for destillering enten ved hjelp av en bæregass eller vakuüm. Kondenserbar andel blir til olje, mens resterende strømmer videre til en gassvasker. De separate fraksjonene blir vanligvis lagret, men noen ganger prosesseres disse videre. For eksempel forbrennes disse i en generator.
- **Kjølesystem:** Kjøling er viktig for å redusere temperaturen på produktene, apparater og destillere pyrolysegassen. Noen ganger brukes varmen til å forvarme og tørke råstoffet for å redusere varmetap.
- **Styreenhet:** Oppholdstid, temperatur og oppvarmingsrate styres via denne enheten.

Det har blitt utviklet noen få kommersielle systemer basert på konvensjonell pyrolyse med kapasitet opptil flere tonn per dag, for behandling av bildekk og biomasse [Fortuna et al., 1997; Martínez et al., 2013; Roy et al., 1999; Williams, 2013]. Dog er fremgangen i implementering av denne teknologien fremdeles svak [Lopez et al., 2017; Wong et al., 2015; Zhou et al., 2021]. De fleste systemer sliter med kvalitet og utbytte av produkter, i tillegg til systemets pålitelighet. Disse har en direkte virkning på prosessens økonomiske lønnsomhet og energieffektivitet. Årsaken til dette kan knyttes tilbake til oppvarmingsteknikken [Motasemi & Afzal, 2013].

Konvensjonelle pyrolyse systemer krever ofte avansert design av reaktoren for å kunne varme opp materialet effektivt. Avfall som inneholder bitumen, gummi eller plast skaper problemer i systemet [Chaala & Roy, 2003; Motasemi & Afzal, 2013]. Dette er fordi disse smelter til en klebrig væske med dårlig varmeledningsevne før de gjennomgår termisk nedbrytning. Dette fører til ujevnfordelt temperatur i reaktoren, lengre prosesseringstid og påvirker kvalitet og kvantitet av ønskelig produkt. I tillegg tapes en vesentlig mengde varmeenergi til omgivelsene siden varmeoverføringen skjer eksternt [Anuar Sharuddin et al., 2016]. Oppvarmingsrate ved konvensjonell pyrolyse er begrenset av temperaturdifferanse mellom varmekilden og materialet. Dette, i tillegg til materialets evne til å lede varme videre innover i volumet, begrenser oppvarmingsrate. Dersom oppvarmingsraten blir for høy fører dette til overoppheting av materialets overflate. Nylig har forsknings og utviklingsarbeid vendt fokuset mot en alternativ metode for oppvarming, nemlig mikrobølge-oppvarming.

Mikrobølger er elektromagnetisk stråling med frekvens i området 300 MHz til og med 300 GHz [National Research Council, 1994]. Figur 2-4 illustrerer området som denne strålingen opptar i det elektromagnetiske spekteret. Mikrobølger ble først brukt under andre verdenskrig i radar systemer. I 1946 ble det kjent at mikrobølger kunne brukes til oppvarming, og noen år etter ble mikrobølgeovner tilgjengelig i markedet. Noen materialer kan varmes opp ved bestråling med mikrobølger og dette kan forklares ved hjelp av et fenomen som kalles for dielektriskoppvarming. Dette går ut på at det elektriske feltet fra mikrobølger påvirker materialet på molekylært nivå. Temperaturen i materialet øker på grunn av materialets indre motstand mot ytre påvirkning og fordi dette feltet skifter retning opptil 300 milliarder

ganger per sekund. Det er verdt å nevne at det magnetiske feltet kan også bidra til temperaturøkning i magnetiske materialer, og dette skjer gjennom blant annet hysteresese og eddystrømmer.



Figur 2-4: Illustrasjon av det elektromagnetiske spekteret. Frekvens og bølgelengdeområdet for mikrobølger er markert med linjer, mens synliglys er illustrert med regnbue farger. Det er verdt å nevne at radiobølger er bølger med frekvens mellom 1 mHz og 300 GHz. Dermed er mikrobølger et navn på radiobølger med høyest frekvens [Wiström & Kristiansen, 2021].

Interaksjonen mellom et material og mikrobølger er hovedsakelig avhengig av materialets elektriske og magnetiske egenskaper [National Research Council, 1994]. Disse vil variere med temperatur, tid og frekvens. I elektrisk ledende materialer påvirker det elektriske feltet fra mikrobølger de frie elektronene, slik at det dannes en elektrisk strøm i materialet. Dersom materialet er ikke en perfekt leder vil denne strømmen skape et varmetap. Siden feltet endrer retning mange ganger per sekund vil strømmen også skifte retningen og dermed varmes materialet opp. Jo bedre elektriskledningsevne (konduktans) materialet har, desto mindre temperaturøkningen blir. Det er verdt å nevne at i slike materialer oppstår en såkalt skinneffekt, som gjør at en vesentlig del strømmen går nært overflaten av materialet. Dette skjer som følge av den høye frekvensen til mikrobølger og gjør at mikrobølger ikke trenger godt inn i materialet. Dersom materialet er i tillegg magnetisk vil denne effekten være større. Gode ledere, for eksempel alle metaller, klassifiseres disse som mikrobølgerreflektorer [Mishra & Sharma, 2016].

Materialer som er dårlig ledere, såkalte elektriskisolatorer, klassifiseres som enten transparente eller absorbatore for mikrobølger. Transparente materialer har neglisjerbar interaksjon med et ytre elektrisk felt, dermed trenger mikrobølger nær upåvirket gjennom disse. Mikrobølgeabsorbatorer er isolatorer som polariseres i et ytre elektriskfelt. Polarisering vil si at det oppstår et indre elektriskfelt i materialet på grunn av omorganisering av ladninger [Sandstad, 2018]. Slike materialer består ofte av permanente polare molekyler eller molekyler som blir polare når de befinner seg i et elektriskfelt. Et polart molekyl har netto positiv ladning på en side og netto negativ ladning på motsatt side, og kalles for en dipol. Materialer som har en slik sammensetning kalles for dielektriske materialer eller dielektrikum.

Dielektriskoppvarming i dielektrikum skjer hovedsakelig på grunn av hindret reorientering av dipoler [Mishra & Sharma, 2016]. Når dipoler befinner seg i et elektriskfelt vil disse orientere seg slik at det dannes (induseres) et indre elektriskfelt som peker i motsatt retning til det ytre feltet. Dette kalles for dipol polarisering. Når det ytre elektriske feltet endrer retning eller fjernes vil dipolene tilpasse seg igjen, men indre motstand vil gjøre at dette krever tid, såkalt relaksasjonstid [Thostenson & Chou, 1999]. Siden elektriskfelt i mikrobølger endrer retning fort vil polariseringen stadig henge etter og en del av den elektromagnetiske energien blir konvertert til varme i materialet. Høyere frekvens vil øke mengden varme generert og minke polariseringen i materialet. Mengden varme som genereres ved mikrobølge bestråling er avhengig materialets dielektriske egenskaper.

Dielektriske egenskaper til materialer brukes for å bestemme om de egner seg til dielektriskoppvarming, og for å sammenligne ulike materialer med hensyn på evnen til å koble til mikrobølger [Gabriel et al., 1998; Thostenson & Chou, 1999]. Disse beskriver materialets respons i et elektriskfelt. De viktigste parametere som beskriver responsen er dielektrisk konstant (ϵ') og dielektrisk tapsfaktor (ϵ''). Dielektrisk konstant, også kalt relativ permittivitet, beskriver materialets evne til å lagre elektrisk energi i form av polarisering (kapasitiv respons). Dielektrisk tapsfaktor representerer materialets evne til å omdanne elektrisk energi til varme (konduktiv respons). Denne er temperaturavhengig, og ofte øker den med temperatur. Både dielektrisk konstant og tapsfaktor er viktig for dielektrisk oppvarming. En god mikrobølge absorber har moderat til lav dielektrisk konstant og relativt høy dielektrisk tapsfaktor.

Ofte brukes forholdet mellom dielektrisk tapsfaktor og dielektrisk konstant for å bestemme om et material egner seg for dielektriskoppvarming. Dette forholdet kalles for tapstangent ($\tan\delta$) og er gitt som,

$$\tan\delta = \frac{\epsilon''}{\epsilon'}. \quad (14)$$

Tapstangent er direkte relatert til relaksasjonstiden for et material [National Research Council, 1994]. Mikrobølgeabsorbatorer har som regel både høy tapsfaktor og tapstangent. Slike materialer har generelt tapstangent på rundt 0,1 eller høyere [Bhattacharya & Basak, 2016]. Eksempler på mikrobølgeabsorbatorer er vann, silisiumkarbid, grafitt og sot. Transparente materialer ofte en tapsfaktor på rundt 0,01 eller lavere, for eksempel teflon, glass og alumina. Reflekterende materialer har høy dielektrisk tapsfaktor men lav tapstangent. Et typisk på disse eksempel er metaller. Tabell 2-4 gir en oversikt over tapstangenten for et utvalg av materialer ved en mikrobølgefrekvens på 2.45 GHz og romtemperatur.

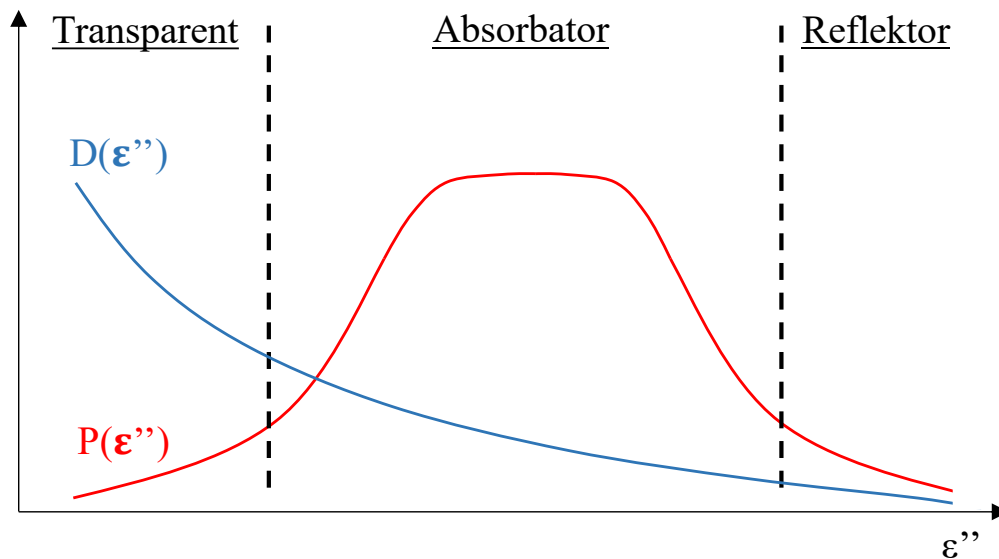
Tabell 2-4: Dielektrisk tapstangent for et utvalg av materialer ved en frekvens på 2.45 GHz og romtemperatur [Zhang et al., 2020; Zhou, 2021].

Stoff	tan δ
Fossilt kull	0,02 – 0,08
Vann	0,12
Polypropylen	0,0003 – 0,0004
Polystyren	0,0002 – 0,0003
Polyetylen	0,0001 – 0,0002
Trekull	0,11 – 0,29
Kjønrøk (sotpulver)	0,35 – 0,83
Aktivt kull	0,22 – 2,95
Silisiumkarbid (SiC)	0,58 – 1,00
Naturgummi	0,002 – 0,005
¹ Asfalt veidekke med 8,5% bindemiddel	~ 0,02
² Bildekk	0,13

¹ Hentet fra Jaselskis et al. [2003]. Bindemiddel referer til bitumen.

² Hentet fra Zhang [2014]

Dielektriske egenskaper brukes blant annet til å bestemme inntrengningsdybde og absorbert strålingseffekt i materialer, og spesielt i ikke-magnetiske materialer. Inntrengningsdybde er avstand fra overflaten der elektriskfelt styrke reduseres med en faktor på e^{-1} [Mishra & Sharma, 2016]. Generelt minker denne både med økende dielektrisk tapstangent og frekvens på strålingen [Chandrasekaran et al., 2012; Thostenson & Chou, 1999]. Inntrengningsdybde bestemmer den optimale dimensjonen på et gitt material for å oppnå volumetrisk oppvarming. Absorbert effekt representerer mengden elektromagnetisk effekt som blir omdannet til varme per volum av et material. Generelt øker absorbert effekt med frekvens, elektriskfelts styrke og tapstangent til materialet [National Research Council, 1994]. Det er viktig å nevne at dielektriske egenskaper til materialer er frekvensavhengig, men sammenhengen er komplisert [Anna Angela & Matteo, 2012]. Figur 2-5 illustrerer sammenhengen mellom dielektrisk tapsfaktor og både inntrengningsdybde (D) og absorbert effekt (P). I tillegg viser figuren hvordan dette kan brukes for å klassifisere materialer etter evnen til å kunne varmes opp ved hjelp av mikrobølger.



Figur 2-5: Illustrasjon av relasjonen mellom dielektrisk tapsfaktor og inntrengningsdybde (D) eller absorbert effekt per volum (P). Her er det antatt at kun dielektrisk tapsfaktor varierer. Figuren er inspirert fra Mishra og Sharma [2016]. Materialer på «Transparent»-siden har veldig høy inntrengningsdybde (noen meter) og dermed avsettes lite eller ingen energi i disse. Reflektorer har for lav inntrengningsdybde (noen mikrometer) og dermed reflekterer disse mikrobølger. I midten er mikrobølgeabsorbatorer og disse kan effektivt varmes opp ved hjelp av mikrobølger. Mikrobølger trenger inn i materialet (noen centimeter) og det avsettes energi innover i volumet.

Dielektrisk oppvarming har anvendelse innenfor et bredt spekter av områder. Blant annet brukes den innenfor kjemisk industri, matvareindustri, legemiddelindustri, medisinsk bruk, behandling av tre, metaller, keramikk, polymerer og miljø-relaterte bruksområder [Chandrasekaran et al., 2012; Horikoshi et al., 2018; Mishra & Sharma, 2016; Wang et al., 2015]. Den mest dominerende anvendelsen av mikrobølger er innenfor kommunikasjon og fjernstyring. For å unngå interferens med disse er det satt visse frekvenser som kan brukes til oppvarming [Menéndez et al., 2010]. Den mest brukte frekvensen er 2,45 GHz, men 915 MHz er også mye brukt. Et viktig aspekt ved anvendelse av mikrobølger er strålesikkerhet. Mikrobølger er ikke-ioniserende stråling og virkningen på vev er dielektrisk, og hovedsakelig termisk. Det er satt en grense på 50 W/m^2 i en avstand på 5 cm fra en mikrobølgeovn.

Mikrobølgeoppvarming har mange unike egenskaper, og noen av disse er som følger [Horikoshi et al., 2018; Menéndez et al., 2010; National Research Council, 1994; Thostenson & Chou, 1999]:

1. **Penetrenderende stråling:** Mikrobølger trenger inn i materialet og avsetter energi innover i volumet. Varme ledes videre til resten av volumet via varmeledning og konveksjon. Dette fører til at temperaturen på overflaten er lavere enn innsiden, såkalt omvendt eller revers temperaturgradient. Dette sørger for jevnfordeling av temperatur i volumet, såkalt volumetrisk oppvarming.

2. **Fjern varmeoverføring:** Mikrobølgekilden kan være i en avstand fra materialet. Varmeoverføring uten fysisk kontakt med kilden forenkler varmeisolering, utforming og sikring av systemet.
3. **Energikonvertering:** Ved mikrobølgeoppvarming overføres elektromagnetisk energi i stedet for varme. Dermed er denne ikke avhengig av en temperaturdifferanse. Dette fører til rask oppvarming, og oppvarmingsraten akselerere fort etter en viss kritisk temperatur.
4. **Rask respons:** Oppvarmingen styres direkte ved å variere effekten til mikrobølgegenerator. Dette tillater presis kontroll over temperatur i materialet som optimaliserer resultatene. I tillegg fører dette til rask oppstart og stansing.
5. **Selektiv oppvarming:** Mikrobølger kobler til materialer avhengig av dielektrisk tapsfaktor, såkalt differensial kobling. Noen materialer varmes opp raskere enn andre, og det samme gjelder for forskjellige faser av samme material. Dette gir muligheten for å varme opp forskjellige komponenter i en kompositt eller blanding til forskjellig grad. I tillegg gir dette mikrobølgeoppvarming en selvbegrensnings karakter ved oppvarming av blandinger som reagerer og gir produkter med lav absorpsjonsevne. Dette gjelder også fase endring, for eksempel ved tørking.

Det er en rekke utfordringer ved anvendelse av mikrobølgeoppvarming. Først er det virkningsgraden til mikrobølgegenerator og absorpsjonsevnen til materialet. Det finnes flere typer mikrobølge-generatorer og den mest brukte er magnetron [Atuonwu & Tassou, 2018]. Ved romtemperatur har denne virkningsgrad på opptil 70 % for en frekvens på 2,45 GHz og opptil 88 % ved 915 MHz. Virkningsgraden blir lavere for høyere temperatur, i tillegg er den avhengig av blant annet alder og kvalitet. Andelen som konverteres til varme i materialet kan være opptil 90 %, dermed er konverteringen fra elektrisk- til varmeenergi rundt 60 % [National Research Council, 1994].

Videre har mange materialer en dielektrisk tapsfaktor som er sterkt avhengig av temperatur, slik at ved en viss temperatur øker den fort. Dette fører til en positiv tilbakekobling mellom temperatur økning og absorpsjonsevnen, som kan forårsake termisk rømling. En annen utfordring er dannelse av varmeklekler i kompositter med forskjellig dielektrisk tapsfaktor og dårlig varmeledning. Dette skjer også dersom tykkelsen på materialet er betydelig større enn inntrengningsdybden. Optimalisering av mikrobølgeoppvarming krever presis temperaturmåling og data om egenskapene til materialet ved forskjellige temperaturer, frekvenser og faser [Chandrasekaran et al., 2012]. Når systemet er optimalisert kan mikrobølgeoppvarming være overlegen til konvensjonell oppvarming i mange anvendelser.

I det siste tiåret har pyrolyse ved hjelp av mikrobølgeoppvarming, såkalt mikrobølge-assistert-pyrolyse (MAP), fått mye oppmerksomhet [Suriapparao et al., 2018]. Det har blitt rapportert at sammenlignet med konvensjonell pyrolyse har denne gitt bedre kvalitet og utbytte av produkter [Lam & Chase, 2012; Motasemi & Afzal, 2013]. Det har også blitt rapportert at det gir forbedring i energieffektivitet, spesielt ved bruk av mikrobølge-absorbatorer. I tillegg kan denne potensielt redusere kostnadene for pyrolyse-systemer og dermed bidra til kommersialisering av teknologien. Litteraturen rapporterer også en vesentlig forbedring i kvalitet og utbytte av ønsket produkt ved bruk av katalysatorer. Katalysatorer er materialer som reduserer aktiveringsenergi til kjemiske reaksjoner, dermed reduserer disse også

temperaturbehovet [Anuar Sharuddin et al., 2016; Arabiourrutia et al., 2020]. Flere har studert pyrolyse av forskjellige blandinger av avfall, og resultatene viser at MAP kunne håndtere disse [Suriapparao et al., 2018; Suriapparao et al., 2020; Uçar et al., 2005]. I tillegg ble det rapportert en synergistisk effekt for en rekke blandinger. Dette tyder på potensialet av MAP for behandling av avfall. Dog mangler fremdeles storskala MAP-systemer [Zhou, 2021].

Ludlow-Palafox og Chase [2001] har undersøkt mikrobølge assistert pyrolyse av høydensitetspolyetylen (HDPE) og tannkrem emballasje. Grunnen til at tannkrem emballasje ble brukt er at det skulle representere en blanding som finnes i reelle avfall. I tillegg er denne utfordrende ved konvensjonell pyrolyse. Det ble brukt karbon pulver som absorberator fordi polyetylen er vanskelig å varme opp fra romtemperatur ved hjelp av mikrobølger. Pyrolyseolje fraksjonen fra HDPE var på ca. 79-81 %-vekt og resten var syngass. Produktene fra begge råstoffene hadde relativt lik sammensetning, dermed ble det konkludert med at aluminium hadde en neglisjerbar virkning i prosessen. Det ble også konkludert med at MAP kunne enkelt håndtere utfordrende blandinger i reelle avfall.

MAP egner seg spesielt godt til behandling av bildekk, fordi disse har ofte et høyt innhold av kjørnrøk som er en god mikrobølgeabsorbator [Arabiourrutia et al., 2020]. Song et al. [2017] studerte mikrobølge assistert pyrolyse av pulverisert bildekk i et batch-system. Studien definerte spesifikk mikrobølge effekt (SMP) som forholdet mellom mikrobølgeeffekt og prøvemasse. Det ble rapportert at en maksimal andel av pyrolyseolje på 45 %-vekt ble oppnådd ved en SMP på 15 W/g. Videre økning i SMP førte til en reduksjon av oljefraksjon og økning i syngass, noe som også ble rapportert av Undri et al. [2013]. Maksimal gassfraksjon på 18,5 %-vekt ble oppnådd ved SMP på 24 W/g. Kullfraksjonen ble derimot redusert med økende SMP. Denne gikk fra 48,85 %-vekt ved 9 W/g til 41 %-vekt ved 24 W/g. Ifølge forfatterne hadde produktene en høyere kvalitet enn ved konvensjonell pyrolyse ved samme betingelser.

Videre diskuterte Song et al. [2017] prosessens effektivitet. Energieffektivitet (η_e) ble definert som forholdet mellom energiinnhold i produkter og summen av energiinnhold i råstoff og energiforbruk til mikrobølgegenerator. Denne ble gitt som,

$$\eta_e = \frac{HV_O \cdot m_O + HV_G \cdot m_G + HV_K \cdot m_K}{HV_R \cdot m_R + P_M \cdot t} \quad (15)$$

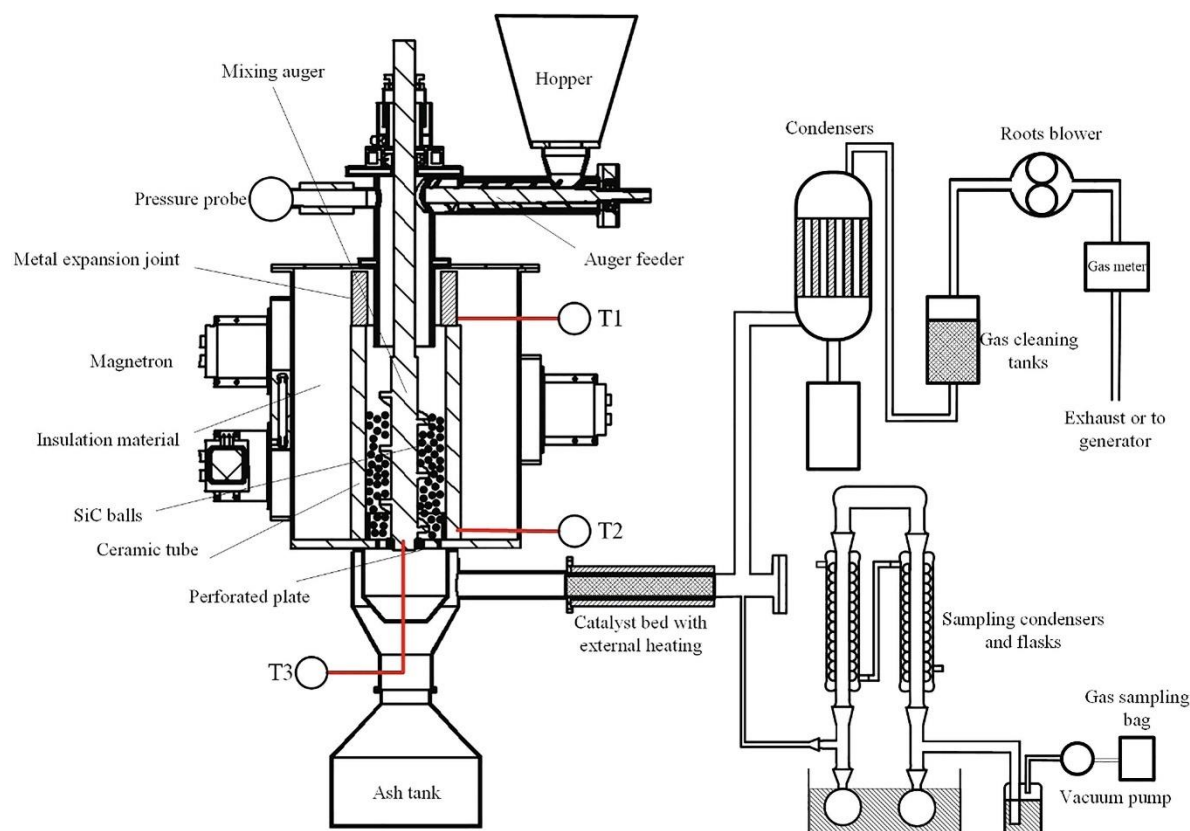
Der;

- HV_O , HV_K , HV_G og HV_R er brennverdi til henholdsvis pyrolyseolje, -kull, syngass og råstoff,
- m_O , m_K , m_G og m_R er masse til henholdsvis pyrolyseolje, -kull, syngass og råstoff,
- P_M er mikrobølgeeffekt,
- og t er behandlingstiden.

Studien rapporterte energieffektivitet på 61%, 52% og 42% ved SMP på henholdsvis 9 W/g, 15 W/g og 24 W/g. Til sammenligning hadde andre studier vist at MAP av forskjellige råstoff kunne ha en energieffektivitet på opptil 80% [Huang et al., 2010; Lam & Chase, 2012; Tian et al., 2011; Zhao et al., 2011]. Konverteringseffektivitet (η_c) ble definert som forholdet mellom energiinnhold i produktene og energiinnhold i råstoff. Denne ble på 86% ved SMP på 9 W/g, mens SMP på 15 W/g og 24 W/g ga en

konverteringseffektivitet på 87%. Lam et al. [2012] rapporterte at konverteringseffektivitet for MAP av oljeavfall var på opptil 90% kun basert på oljeprodukt, og høyere dersom energiinnhold i syngass og pyrolysekull inkluderes.

Zhou et al. [2021] rapporterte høy energi- og konverteringseffektivitet ved katalytisk MAP av plast. Studien undersøkte effekten av katalysatorer i et kontinuerlig-system med kapasitet på 10 kg/h. Det ble brukt silisiumkarbid (SiC) som mikrobølgeabsorbator og en zeolitt katalysator (ZSM-5). Katalysen forgikk i ex-situ konfigurasjon i en elektriskoppvarmet beholder. Det er verdt å nevne at det ble ikke brukt bæregass, i stedet ble pyrolysegasser drevet ut av reaktoren ved hjelp av vakuüm. Ifølge forfatterne skulle dette redusere det totale energibehovet. Figur 2-6 viser et skjematisk diagram av systemet som ble kalt for CMAP. Prosessen hadde en energieffektivitet på ca. 90 %, og konverteringseffektivitet på ca. 99,5 %. Selv uten katalysator ble konverteringseffektivitet over 95 %. Silisiumkarbid viste seg å forbedre oppvarming av plast, som har dårlig evne til å absorbere mikrobølger.



Figur 2-6: Skjematisk diagram av MAP-systemet som ble brukt i studien til Zhou et al. [2021]. «T1», «T2» og «T3» er steder der temperatur ble målt, ettersom det var utfordrende å ha termometer inne i reaktoren. «Miksing auger» er en skrue som sørger for omrøring av råstoff i reaktoren og drive fastprodukt ut av den [Zhou et al., 2020]. I tillegg bidrar denne til å kverne råstoffet via fysisk kontakt mellom oppvarmet silisiumkarbid baller («SiC balls») og råstoff i reaktoren. «Catalyst bed with external heating» er der pyrolysegass reagerer med katalysator. Figuren er hentet fra artikkelen Zhou et al. [2021].

Videre rapporterte Zhou et al. [2021] at polypropylen (PP) som hadde et innhold av talkum ga høyere utbytte av syngass, lavere utbytte av voks (tjærestoff) og bedre kvalitet på oljen enn PP uten fyllstoff. Det ble foreslått at talkum har en katalytisk virkning som bidrar til nedbrytningsreaksjonen. Tilslutt ble det rapportert at katalytisk pyrolyse økte bensinfraksjonen i pyrolyseolje (C₅-C₁₂ hydrokarboner) fra 54,3% til 73,5%. I tillegg gikk pyrolyseolje og syngass utbytte opp med henholdsvis ca. 9 %-poeng og ca. 11 %-poeng, derimot gikk voks utbytte fra 44 %-vekt og ned til 1,2 %-vekt. Dette var ved bruk av HDPE som råstoff, og ifølge forfatterne har denne vanligvis stor motstand mot termisknedbrytning sammenlignet med andre typer plast. Det ble nevnt at generelt kan plasttyper sorteres i økende rekkefølge med hensyn på motstand mot termisknedbrytning som; PVC, PS, PP, LDPE og HDPE.

Studien til Zhou et al. [2021] gjennomfører en energianalyse på slutten. Ved katalytisk MAP hadde anlegget et spesifikkforbruk av elektrisk energi på 5 MJ/kg-HDPE. Mikrobølgegeneratorer stod for ca. 38% av dette. Denne prosessen produserte syngass med et energiinnhold på ca. 21,7 MJ, som kunne benyttes for strømproduksjon. Det ble foreslått at denne utnyttet i et aggregat som med en virkningsgrad på 28% kunne gjøre anlegget selvforsynt. Videre ble energieffektivitet og energibehovet sammenlignet med konvensjonelle pyrolysesystemer. Det ble konkludert med at systemet hadde høyere energieffektivitet, grad av fleksibilitet, lavere energiforbruk og temperaturbehov enn disse. I tillegg er det viktig at systemet er kontinuerlig, ettersom dette er et krav i industrielle anvendelser.

Undri et al. [2013] har undersøkt sammenhengen mellom mikrobølge effekt og produktene fra MAP av bildekk. Det ble ikke brukt bæregass for å forhindre fortykning av produktene og dannelsen av uønskede forbindelser. Resultatene viste at både brennverdi, komposisjon og fordeling av produktene varierte med mikrobølgeeffekt. Ifølge studien er optimal mikrobølgeeffekt på 3 kW per 0,2 kg bildekk. Høyere effekt viste seg å øke kvalitet på oljen men redusere utbytte. Videre rapporterte Undri et al. [2013] at oljefraksjonen utgjorde mellom 30 %-vekt og 44 %-vekt av produktene ved fullstendig konvertering av råstoff. Pyrolysekull var på 40 %-vekt til 48 %-vekt av produktene, mens gassfraksjonen var mellom 14 %-vekt og 27 %-vekt. Gjennomsnittlig øvre brennverdi til pyrolysekull, pyrolyseolje og syngass var på henholdsvis 34 MJ/kg, 45 MJ/kg og 46 MJ/kg.

Ifølge Undri et al. [2013] hadde syngass et lavt innhold av svovel og kunne benyttes som brensel. Pyrolyseolje kunne også benyttes som brensel etter en eventuell behandling for å redusere svovelinnhold. Pyrolysekull hadde et innhold av karbon på opptil 92%-vekt og kunne brukes som brensel eller som fyllstoff i nytt bildekk produksjon. Det ble rapportert at prosessen brukte kortere tid sammenlignet med en konvensjonell pyrolyse. Bildekk med høyt innhold av styren kopolymer, for eksempel styren-butadiengummi, er generelt raskere å pyrolysere enn bildekk med høyt innhold av naturgummi [Undri et al., 2014].

Zhang et al. [2021] har undersøkt alternative metoder å utnytte pyrolyseolje fra konvensjonell pyrolyse av bildekk. Det høye innholdet av urenheter og andre egenskaper som høy tetthet er utfordrende dersom den skal brukes som brensel. Urenheter er blant annet i form av sulfider, nitrider og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Prosessering av pyrolyseolje er viktig for å øke verdien av den. Ifølge Zhang et al. [2021] kan oljen destilleres og den tunge fraksjonen, som har kokepunkt over 400 °C, kan brukes som pyrolytisk bitumen. Dette vil både øke den økonomiske verdien av oljen og skape interesse med hensyn på miljøaspektet av å benytte resirkulert bitumen.

Studien til Zhang et al. [2021] rapporterer at opptil 29 %-vekt av oljen kan bli konvertert til pyrolytisk bitumen (PB). Sammenlignet med fossilt bitumen er denne mykere og har et lavere innhold av svovel. Det foreslås at PB kan blandes med fossilt bitumen. Det rapporteres at blandingen øker termisk stabilitet til fossilt bitumen og gjør den mykere. Denne kan også brukes i produksjon av polymer-modifisert bitumen. Roy et al. [1999] har også studert bruksområder av pyrolyseolje og kjørnrøk (sotpulver) fra pyrolyse av dekk. Det ble konkludert med at den tunge fraksjonen kan brukes som kompatibilisator for SBS-modifisert bitumen. I tillegg er det foreslått at pyrolyseolje brukes som råstoff i petrokjemisk industri. Studien foreslo også bruk av kjørnrøk som tilsetningsstoff i bitumen for veidekker.

Chaala og Roy [2003] har studert vakuum konvensjonell pyrolyse av takpapp. Råstoffet besto av bitumen, polymerer, glassfiber og steingranulat. Analyse av råstoffet viste at det hadde et innhold av flyktige komponenter på 90 %-vekt, som tyder på at det egner seg til pyrolyse. Til sammenligning kan plast ha en flyktigstoff-andel på over 99 %-vekt, og dette er et material kjent for å kunne konverteres hovedsakelig pyrolyseolje og syngass [Anuar Sharuddin et al., 2016]. Bildekk kan ha et innhold av flyktige komponenter på opptil 70 %-vekt [Arabiourrutia et al., 2020]. Videre brukte Chaala og Roy [2003] vakuum i stedet for atmosfærisk trykk, som skulle bidra til å øke andelen pyrolyseolje og redusere nødvendig temperatur. Dette er blant annet fordi oppholdstiden til pyrolysegass i reaktoren er lavere og det reduserer kokepunkt til de flyktige komponentene i råstoffet [Roy et al., 1999; Williams, 2013].

Studien til Chaala og Roy [2003] foreslo at et høyt mineralinnhold i takpapp kunne være fordelaktig for pyrolyseprosessen. Disse har en stor overflate som bidrar til oppvarming av de organiske fraksjonene og dermed nedbrytningsreaksjonen. I tillegg hjelper disse med strømming av råstoff i reaktoren ved å redusere klebrighet til mellomprodukter som oppstår ved pyrolyse av bitumen. Et utvalg av resultater fra studien til Chaala og Roy [2003] er oppsummert i tabell 2-5. Fraksjonene fra destillering av oljen var ikke kjemisk stabil, men det er foreslått at kjemiskstabilitet kan nås ved en eventuell behandling.

Tabell 2-5: Resultater fra studien til Chaala og Roy [2003] om konvensjonell pyrolyse av takpapp i et batch-system. Merk at tabellen er delt opp i fire seksjoner; råstoff, pyrolyseolje, syngass og faststoff. Hver seksjon tar for seg resultater knyttet til tittelen.

Variabelnavn	Enhet	Verdi	Kommentar
<u>Råstoff</u>			
Inertstoff andel*	%-vekt	~15	
<u>Pyrolyseolje</u>			
Brennverdi (HHV)	MJ/kg	42,7	
Andel	%-vekt	52,3	Av massen til råstoff
- Bensin fraksjon i olje	vol-%	10,1	Kokepunkt på 96-180 °C
- Parafin fraksjon i olje	vol-%	15,7	Kokepunkt på 180-240 °C
- Lettolje fraksjon i olje	vol-%	14,1	Kokepunkt på 240-320 °C
- Tungolje fraksjon i olje	vol-%	56,1	Kokepunkt på 320-360 °C
- Resterende fraksjon i olje	vol-%	4	Ikke-kondenserbar gass og urenheter
Karboninnhold	%-vekt	76,6	Av massen til olje
Svovelinhold	%-vekt	1,8	Av massen til olje
Vanninnhold	%-vekt	4,5	Av massen til olje
<u>Syngass</u>			
Brennverdi (HHV)	MJ/kg	45,2	
Andel	%-vekt	14,4	Av massen til råstoff
- Metan fraksjon i gass	%-vol	33,4	Av massen til gass
- Etan fraksjon i gass	%-vol	12,5	Av massen til gass
- Hydrogen fraksjon i gass	%-vol	11,3	Av massen til gass
<u>Faststoff</u>			
Brennverdi (HHV)	MJ/kg	17,5	
Andel	%-vekt	31,2	Av massen til råstoff
Askeinnhold	%-vekt	49,7	Av massen til faststoff
Fiksertkarbon innhold	%-vekt	36,3	Av massen til faststoff
Flyktigstoff innhold	%-vekt	14	Av massen til faststoff

* Beregnet basert på andel og askeinnhold til faststoff.

Tabell 2-5 viser at oljens svovelinhold var relativt høyt sammenlignet med kommersiell diesel (under 0,7 %-vekt) [Uçar et al., 2005]. Chaala og Roy [2003] presiserer at selv etter avsvovling vil det være utfordrende å bruke lett- og tungolje fraksjonene i en dieselmotor. I stedet er det foreslått at oljen i sin helhet brukes som råstoff i oljeraffinerier for produksjon av nyttige petrokjemikalier. Faststoffet kunne være nyttig for sementindustri på grunn av brennverdi og mineralinnhold. Tilslutt ble det foreslått at syngass benyttes som brensel eller råstoff for produksjon av polymerer eller syntetisk bensin. Denne kunne også benyttes for å forsyne varmebehovet til pyrolyse-prosessen.

3 Metode

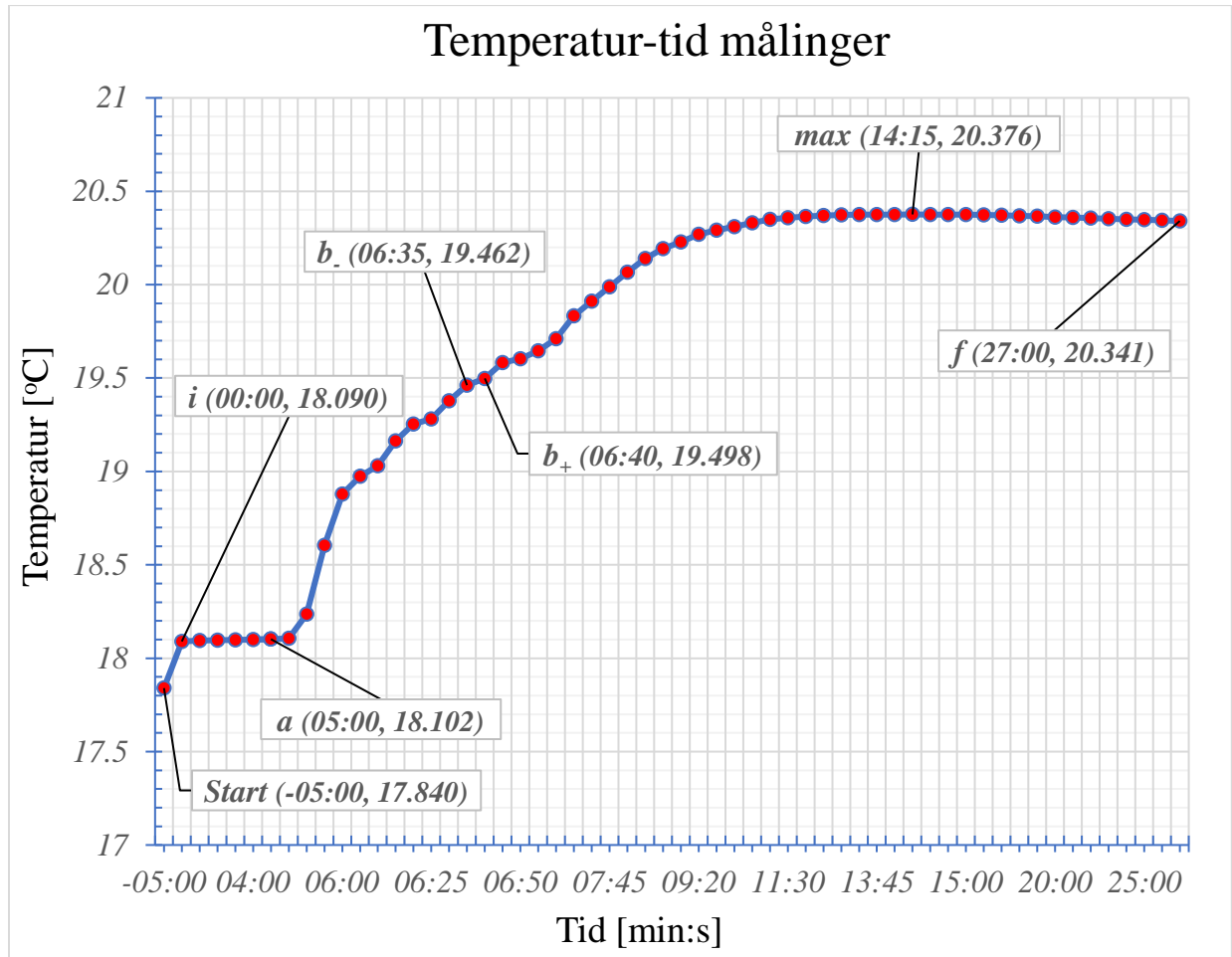
3.1 Kalorimetri, forsøk og resultater

Representative prøver fra Shingle, Overlag og Underlag er brukt i en rekke eksperimenter med bombekalorimeter på lab ved NMBU. Kalorimeteret 1341 Plain Oxygen Bomb Calorimeter levert fra Parr er brukt i forsøkene. Dette inneholder blant annet et forbrenningskammer (modell 1108), termometer (modell 6775) og en antenningsenhet (modell 2901). Figur 3-1 viser et bilde av oppsettet der de forskjellige delene er nummerert og beskrevet i figurteksten. Videre er det benyttet tenntråd (type 45C10) og benzosyre pellets (type 3415), og begge er levert av Parr. En finvekt fra Ohaus (modell DV215CD) med oppløsning på 10 μg og usikkerhet på $\pm 0,02$ mg, er brukt for å veie prøve og tenntråd.



Figur 3-1: Kalorimetrioppsettet der komponentene er; 1, Lokk med røremekanisme og termometer; 2, Digital termometer; 3, Vannbøtte; 4, Isolert beholder; 5, bombe; 6, stativ med kapsel og tenntråd-feste; 7, antenningsenhet. Komponent 1 og 4 sørger for tilstrekkelig isolasjon av systemet i kalorimeteret. Vannbøtten fylles med vann fra springen og denne veies på en vekt fra Soehnle (modell 67080) med oppløsning på 1 g. Det ble brukt ca. 2000 g vann i alle forsøkene. Prøvene legges i skålen vist i 6 og tenntråd festes på elektrodene. Deretter legges denne i bomben som fylles deretter med oksyngengass opptil et trykk på ca. 25 bar i alle forsøk. Bomben plasseres i vannbøtten som igjen legges i kalorimeteret. Prøven antennes og temperaturøkningen i vannbøtte sammen med tiden noteres ned fra termometeret.

Det er viktig at alle forsøk er så like som mulig for å minimere feilkilde knyttet variasjon, for eksempel blir romtemperatur notert før hvert måleforløp. Termometeret viser både temperatur og tid med usikkerhet på $\pm 0,001$ K og ± 1 s henholdsvis. Motoren som driver røremekanismen er startet omtrent samtidig som termometeret. Prøven blir antent etter en periode på ca. 5 min (300 ± 1 s) fra termometerstart. Dette er for å tillate systemet i kalorimeteret å nå termisklikevekt. Figur 3-2 viser grafen for et typisk måleforløp under et forsøk. Merk at tid (x-aksen) er oppgitt som *min:s*, og dette er for å gjøre grafen oversiktlig.



Figur 3-2: Temperaturutvikling under et forsøk med Overlag, der de viktigste punktene vist med verdier (min:s, °C). Merk at det brukes punktum som desimaltegn, og dette er for å forenkle lesbarheten. De røde punktene er målinger.

De viktigste punktene er markert i figur 3-2, og disse er som følger:

- **Start:** Dette er tidspunktet når termometeret blir satt i gang. Tiden blir skrevet som -05:00 for å markere at dette er 5 min før antenning. Denne brukes ikke i beregninger, men den viser tiden systemet bruker på å nå termisk likevekt.

- $i (t_i, T_i)$: Dette er første måling etter at systemet har nådd termisk likevekt. Tiden (t_i) er 5 min etter at røremekanismen settes i gang, men den blir skrevet som 00:00. I beregninger settes t_i som 0 min alltid. Både t_i og temperaturen (T_i) blir brukt i beregning av korreksjonsfaktor r_1 .
- $a (t_a, T_a)$: Dette er punktet der prøven blir antent. Temperaturen (T_a) blir brukt i beregning av korreksjonstemperaturen (T_b), mens både tiden (t_a) og temperaturen (T_a) brukes i beregning av r_1 og den korrigerede temperaturendringen (ΔT_{korr}). Tiden t_a er 5 min i alle forsøk, i henhold til prosedyren.
- $b. (t_{b-}, T_{b-})$ & $b_+ (t_{b+}, T_{b+})$: Disse punktene er de nærmeste til korreksjonstemperaturen (T_b), og blir brukt ved beregning av tiden for denne (t_b).
- $max (t_{max}, T_{max})$: Dette er punktet der den maksimale temperaturen er nådd. Både temperaturen (T_{max}) og tiden (t_{max}) blir brukt i beregning av korreksjonsfaktor r_2 og den korrigerede temperaturendringen ΔT_{korr} . Temperaturen (T_{max}) brukes også i beregning av korreksjonstemperaturen (T_b).
- $f (t_f, T_f)$: Dette er det siste målepunktet. Både temperaturen (T_f) og tiden (t_f) blir brukt i beregningen av korreksjonsfaktor r_2 .

Data fra forsøkene brukes for å beregne brennverdi til de forskjellige prøvene. Først beregnes temperatur og tid når 60% av den totale temperaturøkningen inntreffer. Denne temperaturen (T_b) beregnes som,

$$T_b [^\circ\text{C}] = 0,6 \cdot (T_{max} - T_a) + T_a. \quad (16)$$

Der $T_{max} [^\circ\text{C}]$ er den høyeste temperaturen målt under forsøket, og $T_a [^\circ\text{C}]$ er temperaturen etter at likevekt er nådd. Lineær interpolering mellom de to punktene som er nærmest T_b gir tiden (t_b),

$$t_b [\text{min}] = t_{b-} + \left(\frac{T_b - T_{b-}}{T_{b+} - T_{b-}} \right) \cdot (t_{b+} - t_{b-}). \quad (17)$$

Der $T_{b-} [^\circ\text{C}]$ er nærmeste temperatur som er lavere enn T_b , $t_{b-} [\text{min}]$ er tiden når T_{b-} er målt, $T_{b+} [^\circ\text{C}]$ er nærmeste temperatur som er høyere enn T_b og $t_{b+} [\text{min}]$ er tilsvarende tid. Deretter blir t_b brukt for å beregne den korrigerede temperaturendringen (ΔT_{korr}). Grunnen til at temperaturendringen korrigeres er for å kompensere for varmeoverføring med omgivelser, fordi systemet er ikke fullstendig isolert [Parr, u. å.-a]. Den korrigerede temperaturendringen er gitt som,

$$\Delta T_{korr} [K] = T_{max} - T_a - r_1(t_b - t_a) - r_2(t_{max} - t_b). \quad (18)$$

Der $t_{max} [\text{min}]$ er tiden når T_{max} måles. Korreksjonsfaktorene r_1 og r_2 er gitt som,

$$r_1 [K/\text{min}] = \frac{T_a - T_i}{t_a - t_i}, \quad (19)$$

og

$$r_2 [K/\text{min}] = \frac{T_f - T_{max}}{t_f - t_{max}}. \quad (20)$$

Kalibrering gir varmekapasiteten til kalorimeteret (C_k). Denne kan uttrykkes som,

$$C_k [kWh/K] = \frac{(HV_{benzo} \cdot m_{benzo}) + (HV_{tråd} \cdot m_{tråd})}{\Delta T_{korr}} \quad (21)$$

Der;

- $HV_{benzo} [kWh/kg]$ er brennverdien til benzosyre. Denne er gitt av leverandøren som 7,4 kWh/kg.
- $m_{benzo} [kg]$ er massen til benzosyre pellets og den måles i forkant av kalibrering.
- $HV_{tråd} [kWh/kg]$ er brennverdien til tenntråd. Denne er gitt av leverandøren som 1,6 kWh/kg.
- $m_{tråd} [kg]$ er massen til tenntråd som blir brent. Denne beregnes som differansen mellom massen til tenntråd før og etter et forsøk.

Når kalorimeterets varmekapasitet er beregnet, kan den øvre brennverdien ($HHV_{prøve}$) til en prøve beregnes,

$$HHV_{prøve} [kWh/kg] = \frac{(\Delta T_{korr} \cdot C_k) - (HV_{tråd} \cdot m_{tråd})}{m_{prøve}} \quad (22)$$

Der $m_{prøve} [kg]$ er massen til prøven. Merk at enheten for vekt er standardisert til kg, selv om i forsøkene er det brukt en prøve på maksimalt 1,5 g. Dette er for å holde rapporten oversiktlig og enheter i samsvar med resultater. Videre består prøvene hovedsakelig av en brennbar- og en ubrennbarandel. Den brennbare andelen er antatt å være fullstendig forbrent i bomben, mens den ubrennbare andelen (inertstoff) er det som står igjen i kapselen etter et forsøk. For å beregne andelen inertstoff blir restene i kapselen først tørket, fordi både kapselen og bomben er fuktig etter et forsøk. Deretter er andelen inertstoff beregnet som differansen mellom prøvens masse før og etter forsøket. Mengde tenntråd som er igjen i kapselen blir også tatt hensyn til i beregningene. Først er det bestemt en faktor for endring i masse når tenntråd forbrennes, og deretter blir faktoren multiplisert med mengden brent tenntråd. Når inertstoff andelen er bestemt, kan andelen og brennverdien til brennbarstoff beregnes.

Totalt er det utført tretten forsøk med de tre typene takpapp fra Isola, nemlig Shingel, Overlag og Underlag. Gjennomsnittsverdiene fra resultatene er vist i tabell 3-1. Tabellen viser også fuktighetsinnhold i de forskjellige produktene. Prøvene ble tørket ved 100°C i 3 dager, deretter ble fuktighetsinnholdet beregnet som endringen i masse. Tabellen viser at fuktighetsinnholdet i alle prøvene er under 0,5%, dermed blir prøvene betraktet som rent tørrstoff. Det er også verdt å merke at gjennomsnittlig brennverdi til den brennbare andelen er relativt lik på tvers av produktene. Dette er i motsetning til brennverdien til prøvene som er vesentlig forskjellig fra en type takpapp til en annen. Den brennbare andelen er minst for Shingel og størst for Underlag. Videre er det viktig å korrigere øvre brennverdi for å finne energiinnhold i råstoffet som er praktisk utnyttbar i et forbrenningssystem.

Tabell 3-1: Resultater fra kalorimetri-forsøkene. Shingel, Overlag og Underlag er navn på de tre typene takpapp som ble brukt i forsøkene. Tabellen viser gjennomsnittlig øvre brennverdi fra alle tretten forsøk sammen med standardavvik. $HHV_{prøve}$ er brennverdien basert på massen til prøven. $HHV_{brennbar}$ er $HHV_{prøve}$ dividert med andel brennbar, og denne gir brennverdi til blandingen av bitumen og polymerer i prøven.

Parameter	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag
$HHV_{prøve}$	kWh/kg	$4,2 \pm 0,1$	$6,1 \pm 0,2$	$9,3 \pm 0,3$
$HHV_{brennbar}$	kWh/kg	$11 \pm 0,3$	$9,4 \pm 0,3$	$11 \pm 0,5$
Andel inertstoff	%-vekt	61 ± 1	35 ± 1	16 ± 2
Andel brennbarstoff	%-vekt	39 ± 1	65 ± 1	84 ± 2
Andel fuktighet	%-vekt	0,22	0,44	0,34

Forbrenningen i bomben skjer ved et stort overskudd av oksygen, et høyt trykk og initial temperatur. Dermed vil det oppstå reaksjoner som ikke finner sted i realistiske forbrenningsprosesser, ettersom vanligvis brukes atmosfæretrykk og luft i forbrenningskammer [Parr, u. å.-a]. Det dannes blant annet salpetersyre og svovelsyre i bomben. Det er målt en pH-verdi på 3 ved å skylle bomben med 50 ml destillert vann etter et av forsøkene, og dette tyder på syredannelse. Reaksjonene som danner disse syrene utløser varme (eksoterme reaksjoner). Dermed gir disse et bidrag (dannelsesentalpi) til den totale varmen fra forbrenningen. Dette bidraget legges til i telleren i likning 21, og trekkes fra telleren i likning 22. Korreksjonsprosedyren oppgitt i databladene til kalorimeteret forutsetter tilgang på titrerings-utstyr og analyse av grunnstoffinnhold i prøvene (*Ultimate analysis*). Titrering av kondensert væske i bomben etter et forsøk gir mengde salpetersyre (HNO_3) som dannes. Vektandelen (%-vekt) av svovel i prøven brukes for å beregne mengde svovelsyre (H_2SO_4) som dannes.

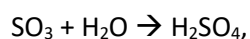
Laben på NMBU har ikke muligheter for hverken titrering eller en analyse av grunnstoffinnhold i prøvene. I tillegg til korreksjon for syredannelse er grunnstoffinnhold viktig for å bestemme nedre brennverdi. Beregning av nedre brennverdi ved hjelp av likning 13 krever nemlig å vite hydrogeninnhold. For å kunne estimere grunnstoffinnhold er det hentet data om produktene er hentet hos Raquel Flavio, laboratorieleder på Isola AS Eidanger. Data om de forskjellige typene takpapp er oppsummert i tabell 3-2. Brennbarstoff i de forskjellige typene takpapp består av bitumen og polymerer. Denne bestemmer brennverdien til råstoffet, dermed er det grunnstoffinnhold i denne som er nødvendig for videre analyse. Det er antatt at brennbarstoff i takpapp har lignende grunnstoffinnhold som termoplast, bitumen og bildekk. Grunnstoffinnhold og brennverdi for disse er presentert tidligere i tabell 2-2.

Tabell 3-2: Data om de forskjellige produktene hentet hos Raquel Flavio. Disse viser gjennomsnittlig materialinnhold i de forskjellige typene takpapp og gjennomsnittlig spesifikk vekt.

Materiale	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag
Inertstoff andel	%-vekt	65	40	50
Bitumen andel	%-vekt	30	50	40
Polymerer andel	%-vekt	5	10	10
Spesifikk vekt	kg/m ²	4,1	5,2	0,8

Tabell 2-2 viser at termoplast har en gjennomsnittlig øvre brennverdi (HHV_{plast}) på 9,7 – 11 kWh/kg. I tillegg viser den at gjennomsnittlig øvre brennverdi er på 8,3 – 11 kWh/kg for bildekk (HHV_{dekk}), og ca. 11 kWh/kg for bitumen ($HHV_{bitumen}$). De tre nevnte øvre brennverdiene er i samme størrelsesorden som øvre brennverdiene for den brennbare andelen av takpapp ($HHV_{brennbar}$) vist i tabell 3-1. Det er verdt å bemerke at et gjennomsnitt av HHV_{plast} , HHV_{dekk} og $HHV_{bitumen}$ gir en øvre brennverdi som er nesten lik (kun 2% avvik) gjennomsnittlig $HHV_{brennbar}$. Gjennomsnittlig innhold av karbon, hydrogen, svovel og nitrogen i termoplast, bildekk og bitumen er beregnet fra tabell 2-2. For å forenkle analysen videre er det antatt at den brennbare andelen har likt grunnstoffinnhold på tvers av typene takpapp. Karbon- og hydrogeninnhold er antatt å være på henholdsvis 80 %-vekt og 12 %-vekt. Det antas at brennstoff i alle takpapp typene har et nitrogeninnhold på 2 %-vekt og svovelinnhold på 5 %-vekt.

Korreksjonen av øvre brennverdi med hensyn på dannelse av svovelsyre er neglisjerbar. Den brennbare andelen utgjør ca. 40 – 80 %-vekt av prøvene som ble brukt i forsøkene. Antagelsen om 5 %-vekt i den brennbare andelen gir dermed at prøvene hadde et innhold av svovel på 2 – 4 %-vekt. Basert på prosedyren beskrevet av Parr, så utløses det 84 Wh/mol- H_2SO_4 [Parr, u. å.-a]. I henhold til reaksjonslikningen,



er det 1 mol svovel per mol H_2SO_4 . Siden molarvekten til svovel er ca. 32 g/mol, så er utløst varme på 2,6 Wh/g-S [Kofstad & Pedersen, 2022]. Tar man i betraktning at det er mellom 0,02 – 0,04 g-S/g-prøve, så vil bidraget være mellom 0,050 – 0,11 Wh/g-prøve. Til sammenligning så er brennverdien for benzosyre på 7,4 Wh/g, og det er i samme størrelsesorden som brennverdiene for prøvene. Dermed er bidraget fra dannelsesentalpien til svovelsyre neglisjerbar. Det samme gjelder bidraget fra dannelse av salpetersyre.

Bidraget fra dannelsesentalpien til salpetersyre er i samme størrelsesorden som svovelsyre. Det er antatt at den brennbare andelen i prøvene inneholder 2 %-vekt nitrogen. Igjen antas at den brennbare andelen er mellom 40 – 80% av den totale massen til prøvene, dermed er det kun 0,8 – 1,6 %-vekt nitrogen i prøvene. Et eksempel i datablad for kalorimeteret viser utregning av salpetersyre bidraget fra kalibrering med benzosyre [Parr, u. å.-a]. Det viser at bidraget er på 0,16% av den utløste varmen fra benzosyre, og siden benzosyre ikke inneholder nitrogen så må dette bidraget komme fra luft i bomben. Tilstandslikningen for en idealgass er gitt som,

$$PV = nRT \quad (23)$$

[Pedersen, 2022]. Der P [atm] er trykk, V [L] er volum, n [mol] antall mol gass, R [atm·L/mol·K] er gasskonstanten og T [K] er temperatur. Volumet i bomben er på 0,35 L og 1 mol luft består av ca. 80% N₂ [Borgnakke & Sonntag, 2017; Parr, u. å.-b]. Antar man en temperatur på 291 K (18°C), trykk på 1 atm og idealgass så er det ca. 0,012 mol eller 0,33 g nitrogen fra luft i bomben. Til sammenligning så er massen av nitrogen fra 1 g prøve på 0,008 – 0,016 g. Dermed vil bidraget fra dannelsesentalpien til salpetersyre være i samme størrelsesorden som eksempelet fra databladet, altså er korreksjonen neglisjerbar.

Det er to viktige korreksjoner som er gjort for å få et mer realistisk anslag på energiinnhold i råstoffene som kan utnyttes i et forbrenningssystem. Først er nedre brennverdi til den brennbare andelen beregnet. Dette er gjort ved hjelp av likning 13, ettersom øvre brennverdi er beregnet og hydrogeninnhold er antatt. Videre er det viktig å ta hensyn til variasjoner i inertstoff andel som kan oppstå under produksjon av store mengder takpapp. Variasjonen er neglisjerbar i prøvene som er brukt ettersom de er klipt fra et lite stykke på ca. 15 cm² av hver type. Ved å sammenligne tabell 3-1 med tabell 3-2 er det tydelig at prøvene hadde lavere inertstoff andel enn data fra Isola tilsier. Dette gjelder spesielt for Underlag som har ca. 35 %-poeng høyere inertstoff andel ifølge data fra Isola. Ifølge Morten Schelver er dette som forventet siden Underlag er et tynt produkt, noe som kan gi variasjoner mellom batchene produsert på fabrikken.

Brennverdiene til store mengder av de forskjellige typene takpapp tar utgangspunkt i andelen brennbarstoff gitt i tabell 3-2. Ifølge Raquel Flavio og Morten Schelver er data i denne tabellen representativ også med hensyn på variasjoner fra batch til annen. Øvre brennverdi til den brennbarstoff ($HHV_{brennbar}$) fra tabell 3-1 multipliseres med summen av andelen bitumen og polymerer gitt i tabell 3-2. Dette gir øvre brennverdi ($HHV_{takpapp}$) til store mengder takpapp av hver type produkt. Antatt en hydrogenandel på 12 %-vekt i brennbarstoff blir nedre brennverdi ($LHV_{takpapp}$) beregnet ved hjelp av likning 13 og $HHV_{takpapp}$. Videre forklarer Morten Schelver at prøvene brukt i disse forsøkene er representative for takpapp i produksjonsrester (restpapp). Tabell 3-3 viser estimat for gjennomsnittlig øvre og nedre brennverdi til de forskjellige typene restpapp. I tillegg viser tabellen forholdet mellom nedre og øvre brennverdi for å illustrere avviket mellom disse. Til sammenligning så er brennverdi for restavfall på 2,8 – 3,1 MWh/tonn, mens for ved så er den på 4,7 MWh/tonn [Jarle Marthinsen et al., 2008; Statistisk sentralbyrå, u. å.].

Tabell 3-3: Estimert brennverdi med hensyn på data om fordelingen av inert- og brennbarstoff i de forskjellige typene takpapp. Disse gjelder for omsettelig takpapp (ordinær kvalitet) og produksjonsrester (restpapp). Forholdet mellom nedre brennverdi og øvre brennverdi viser at i et typisk forbrenningsanlegg vil opptil 8% av energiinnhold i takpapp bli tapt i vanddamp som går ut sammen med avgassen.

Parameter	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag
$HHV_{restpapp}$	MWh/tonn	3,8	5,7	5,6
$LHV_{restpapp}$	MWh/tonn	3,5	5,2	5,2
$\frac{LHV_{restpapp}}{HHV_{restpapp}}$	%	93	92	93

3.2 Energi og håndtering, førende bakgrunnsinformasjon

Beregning av effektbehov og energikostnader tar utgangspunkt i data hentet inn gjennom samtaler og møter med Morten Schelver, utviklingssjef, og Raquel Flavio, laboratorieleder på Isola AS Eidanger. Tabell 3-4 viser elektrisitetsforbruket på fabrikk i 2021 fordelt på bruksområder, i tillegg til strøm-utgifter per år. Strømkostnader estimert ved å anta en total strømpris på 1 NOK/kWh, som ifølge Morten Schelver er en rimelig antagelse.

Tabell 3-4: Forutsatt elektrisitetsforbruk ved Isola AS fabrikk på Eidanger. Enhet er oppgitt i kolonnetittel.

Formål	Strømforbruk [GWh/år]	Strømkostnader [mill. NOK/år]
Oppvarmingsbehov	6,3	6,3
Infrastruktur forbruk	4,7	4,7
Total forbruk	*11,0	*11,0

* Desimalkomma og null bak komma er kun for å forbedre lesbarheten.

Tabellen viser at oppvarmingsbehovet utgjør ca. 57% av strømforbruket på fabrikk. Dette går til elektrisk oppvarming av bitumentanker og en het-olje kjel, der begge skal holde en temperatur på 160-220°C. Disse skal holdes varm året rundt, men temperatur under produksjon er høyere enn utenom produksjonstiden. I tillegg blir temperaturen justert ned under vedlikehold og noen ganger ved høylast timer, etter avtale med strømleverandør. Resterende strømforbruk går blant annet til diverse maskiner, produksjonsanlegg, lys, opplading av truck, varmepumper og et anlegg for opprydding av lager. Effektbehov til begge formål er varierende, dermed blir det gjort en forenkling ved å anta en gjennomsnittlig effekt basert på energibehov og et antall timer. Ifølge Morten er det dermed rimelig å anta 7000 h/år for oppvarming og 6240 h/år for resterende strømforbruk. Det siste er antall produksjonstimer ved fabrikk per år. Effektbehov til oppvarming (P_H) og for andre formål (P_M) estimeres ved å dividere årlig strømforbruk med tilsvarende antall timer.

Ifølge Morten Schelver behandles takpapp hos avfallsbehandlingsanlegg med energigjenvinning vanligvis, men noen ganger blir det deponert. Det antas at både restpapp og returpapp blir behandlet med energigjenvinning. Dette er blant annet med tanke på det nasjonale målet om en overgang til sirkulærøkonomi, men også for å forenkle sammenligning av nåværende situasjon med alternative energigjenvinnings løsninger. Ifølge Jon Iver Bakken, leder for bærekraft og ytre miljø ved Hafslund Oslo Celsio, kan avfallsforbrenningsanlegget på Klemetsrud behandle takpapp. Han forklarer at det er mulig at takpapp fra Isola AS på Eidanger blir behandlet på Klemetsrud men dette er avhengig av avfallsleverandøren. Videre er det rimelig å anta at det koster 500 – 800 NOK/tonn levert til anlegget ifølge Jon Iver. Takpapp må fraktes fra fabrikk til avfallsbehandlingsanlegg, og dette krever transport.

Utslipp og energiforbruk fra transport beregnes ved å anta at restpapp blir fraktet til avfallsforbrenningsanlegget på Klemetsrud. Når det gjelder returpapp så er det antatt at det leveres tilbake til fabrikk og deretter fraktes det til Klemetsrud. Dette er for å forenkle transport beregninger. Ifølge Google Maps er

avstanden mellom fabrikk og anlegget på 164 km. Det antas at råstoffet fraktes til anlegget i en lastebil som bruker diesel og med maksimal lastekapasitet på 32 tonn. Minimum antall kjøreturer er beregnet ved å dividere den årlige mengden restpapp og returpapp på maksimal lastekapasitet. Det antas at lastebilen kjører tilbake fra anlegget til fabrikk uten last hver gang, siden tomkjøring er vanlig [Granerud, 2022; Statistisk sentralbyrå, 2017]. Lastebilens utslipp og drivstofforbruk per kilometer er antatt å være henholdsvis 1 kg-CO₂/km og 0,33 kg/km. Dette er forutsatt kjøring på motorvei med et gjennomsnitt av alle trafikkforhold [Statistisk sentralbyrå, 2016]. Diesel antas å ha en nedre brennverdi på 12 kWh/kg [Statistisk sentralbyrå, 2018; Statistisk sentralbyrå, u. å.].

3.3 Råstoff

Data fra Morten Schelver og Raquel Flavio gir at fabrikk produserte 1620 tonn restpapp i 2021, og studien tar utgangspunkt i denne mengden. Det blir foretatt en forenkling for å estimere mengden takpapp som er tilgjengelig for behandling til enhver tid. Ifølge Morten kan det antas at det er like stor masse av hver produktkategori i den totale massen, både når det gjelder restpapp og returpapp. Tidsrommet når behandlingen foregår er bestemt av fabrikkens forbruk, og fabrikk har et effektbehov også utenom produksjonstiden. Tidsrommet for oppvarming omfavner fabrikkens forbruk både under og utenom produksjonstiden, dermed er det antatt at behandling skjer i det samme tidsrommet. Takpappmassen som behandles per time (\dot{m}_r) er beregnet ved å dividere den årlige totale massen takpapp med 7000 h/år. Restpapp masse som er tilgjengelig for behandling per time (\dot{m}_{rest}) blir,

$$\dot{m}_{rest} = \frac{1620 \frac{\text{tonn}}{\text{år}} \cdot 1000 \frac{\text{kg}}{\text{tonn}}}{7000 \frac{\text{h}}{\text{år}}} \approx 231 \frac{\text{kg}}{\text{h}}.$$

Antagelsen om en lik massefordeling gjelder også for massen som kan behandles hver time. Slik at ca. 77 kg/h av hver produktkategori forsynes til behandlingssystemet. Det samme er gjort for å beregne mengden returpapp som er tilgjengelig for behandling hver time (\dot{m}_{retur}).

Ifølge Morten Schelver er det rimelig å anta en mengde returpapp på 9000 tonn/år. Dette gir en massestrøm på 1286 kg/h totalt eller 429 kg/h av hver produktkategori. Denne mengden tilsvarer 1/3 av takpappmassen som produseres av Isola hvert år, dersom like stor masse av hver type produseres. Dette er basert på de spesifikke vektene til de forskjellige typene (se tabell 3-2) og at Isola produserer over 15 millioner m² per år (se kapittel 1.2). Videre anbefaler Morten Schelver at det tas hensyn til at returpapp vil inneholde andre materialer i tillegg til takpapp. Dette vil eksempelvis være spiker og andre byggematerialer. Det antas at 60 %-vekt av returpapp kan betraktes som restpapp, mens resten antas å være inertstoff. Massene som er tilgjengelig per time brukes for å estimere blant annet innfyrt effekt og massestrømmen av karbon inn i systemet.

Innfyrt effekt beregnes ved å multiplisere massen til råstoff som behandles hver time med tilsvarende brennverdi, slik at,

$$P_{\text{innfyrt}} [kW] = \dot{m}_r \cdot \text{brennverdi}. \quad (24)$$

Der $P_{\text{innfyrt}} [kW]$ er effekt i råstoff som forsynes til behandlingssystemet, $\dot{m}_r [kg/h]$ er massestrøm av råstoff og $\text{brennverdi} [kWh/kg]$ er nedre eller øvre brennverdi til råstoff. Brennverdien til restpapp er hentet fra kalorimetri resultater (se tabell 3-3). Likning 24 brukes for å beregne innfyrt effekt både med hensyn på øvre og nedre brennverdi til restpapp. Den første brukes i forbindelse med MAP-behandling mens den andre brukes ved forbrenning med energiutnyttelse av selve råstoffet. Når innfyrt effekt er kjent kan effekt utnyttet ved et behandlingssystem beregnes ved hjelp av systemets virkningsgrad. Utnyttet effekt brukes både for å beregne andelen av effektforbruk på fabrikken som en løsning kan dekke og for å beregne utslippsintensitet. Det siste krever et estimat på mengde CO₂-utslipp ved de ulike løsningene.

Massestrøm av karbon er avhengig av både andel brennbarstoff og karboninnhold. Det antas at karboninnhold i brennbarstoff er 80%-vekt for alle typene restpapp (se kapittel 3.1). Videre kan CO₂-utslipp ved fullstendig forbrenning beregnes ved å multiplisere massestrøm av karbon i råstoff med en omgjøringsfaktor, slik at,

$$\dot{m}_{CO_2} [kg/h] = \dot{m}_{C_r} \cdot \frac{M_{CO_2}}{M_C}. \quad (25)$$

Der $\dot{m}_{CO_2} [kg/h]$ er CO₂-utslipp fra et forbrenningssystem, $\dot{m}_{C_r} [kg/h]$ er massestrøm av karbon i råstoff, $M_{CO_2} [kg/kmol]$ er molarvekt til karbondioksid og $M_C [kg/kmol]$ er molarvekt til karbon. Molarvekt til karbondioksid er 44 kg/kmol, mens molarvekt til karbon er 12 kg/kmol [Borgnakke & Sonntag, 2017]. Når CO₂-utslipp og utnyttet effekt er beregnet, kan utslippsintensitet beregnes som,

$$\text{utslippsintensitet} [g-CO_2/kWh] = \frac{\dot{m}_{CO_2}}{\text{utnyttet effekt}}. \quad (26)$$

Utslippsintensitet brukes til å sammenligne og vurdere ulike alternativer for energigjenvinning.

3.4 Forbrenning med energiutnyttelse

Det er antatt at varme utløst ved forbrenning av returpapp og restpapp kan utnyttes i en dampkjel for å forsyne fabrikkens store varmebehov. For å forenkle beregninger antas det at varme fra forbrenning overføres til varmetransport mediet med en virkningsgrad på 85%. Siden dampkjelen skal være på fabrikkens vil overføringstap være minimale, dermed neglisjeres disse i beregninger og det antas all varme generert kan utnyttes [Jarle Marthinsen et al., 2008]. Ifølge Marius Tednes, prosessingeniør ved Hafslund Oslo Celsio, kan anlegget på Klemetsrud oppnå en total virkningsgrad på godt over 95%. Dette anlegget generer også elektrisitet, men ifølge han kan virkningsgraden være tilsvarende dersom det kun ble generert varme.

Det er antatt at fabrikkens har mulighet for å endre infrastrukturen knyttet oppvarming, slik at elektrisk oppvarming erstattes av varmevekslere og bruk av damp med tilfredsstillende temperatur. Innfyrt effekt er estimert tidligere ved bruk av nedre brennverdi til de forskjellige råstoffene. Generert termisk effekt beregnes ved hjelp av virkningsgrad til dampkjelen. Denne brukes for å analysere løsningen med hensyn på effektbehovet til oppvarming på fabrikkens og estimere besparelse i strømutgifter. I tillegg brukes generert termisk effekt for å estimere utslippsintensitet.

Det antas at takpapp gjennomgår en fullstendig forbrenning og at avgassen blir tilstrekkelig renset. Videre er det antatt at det ikke foregår karbonfangst. Massestrøm av karbon er estimert tidligere, dermed blir CO₂-utslipp beregnet ved hjelp av likning 25. Deretter blir utslippsintensitet beregnet ved hjelp av likning 26. Denne kan sammenlignes med utslippsintensitet fra elektrisitetsforbruk. Utslippsintensitet knyttet strømforbruk er hentet fra Electricity Maps og det er antatt at Porsgrunn tilhører området Sørvest-Norge. I 2021 var utslippsintensitet i dette området på 34 g-CO₂/kWh [Electricity Maps, 2022]. Utslippsintensitet knyttet forbruk er alltid noe høyere enn det knyttet generering, fordi mengden utnyttet energi hos forbrukere er lavere grunnet overføringstap. I tillegg er det en utslipp knyttet infrastruktur som vanligvis tas i betraktning [Lucas et al., 2012].

3.5 Behandling med MAP

NorAnergy AS har utviklet et kontinuerlig MAP anlegg, og ifølge Kjell-Ivar Kasin fra NorAnergy AS er dette egnet til behandling av takpapp. Analysen av restpapp og returpapp ved MAP-behandling er hovedsakelig basert på en simulering gjort av Kjell-Ivar Kasin. Denne simuleringen tar utgangspunkt i rapporten fra Chaala og Roy [2003] som er presentert i kapittel 2.5. Rapporten omhandler konvensjonell pyrolyse av takpapp. Massefordelingen til faststoff, flytendestoff og gass i simuleringen er på henholdsvis 33 %-vekt, 52,5 %-vekt og 14,5 %-vekt. Dette er nesten det samme som i rapporten (se tabell 2-5). Det er ikke mulig å bruke samme fordeling på produktene i denne analysen. Dette ettersom råstoff i både rapporten og simuleringen har forskjellig innhold av inertstoff enn både restpapp og returpapp.

Restpapp og returpapp har høyere andel av inertstoff enn råstoffet som brukes i simuleringen og rapporten. I tillegg har disse forskjellig brennverdi. Det er også forskjell i brennverdi og inertstoff andel mellom Shingel, Overlag og Underlag. Dermed er simuleringen analysert for å utlede noen sammenhenger som brukes til å estimere produktfordelingen og egenskapene til produktene for hver type takpapp. Tabell 3-5 oppsummerer data fra simuleringen som analysen ta hensyn til.

Tabell 3-5: Data fra simulering som analyseres og brukes til å anslå resultater fra MAP behandling av Shingel, Overlag og Underlag.

Variabelnavn	Enhet	Verdi
<u>MAP spesifikasjoner</u>		
Antall driftstimer per år	h/år	7000
Energiforbruk	GWh	0,16
<u>Råstoff</u>		
Masse	tonn	539
- Herav vann	tonn	3
Energiinnhold*	GWh	4,75
<u>Fast produkt</u>		
Andel karbon i pyrolysekull	%vekt	87,3
Brennverdi for pyrolysekull	kWh/kg	6,7
Energiinnhold i pyrolysekull*	GWh	0,43
<u>Flytende produkt</u>		
Pyrolyseolje masse	tonn	281
Vannmasse	tonn	3
Energiinnhold i pyrolyseolje*	GWh	3,34
<u>Syngass</u>		
Masse	tonn	78
Energiinnhold i syngass*	GWh	0,98

* Basert på øvre brennverdi (HHV).

Data som er vist i tabell 3-5 brukes for å gjøre følgende antagelser:

- Energiinnhold i råstoffet basert på HHV er lik summen av energiinnhold i produktene fra MAP.
- Energiinnhold i pyrolysekull utgjør 9% av totalt energiinnhold i produktene fra MAP.
- Mengden inertstoff i fastprodukt fra MAP er like stor som i råstoffet.
- Energiinnhold i pyrolyseolje utgjør 70% av totalt energiinnhold i produktene fra MAP.
- Mengden vann i flytendeprodukt fra MAP er like stor som i råstoffet.
- Energiinnhold i syngass utgjør 21% av totalt energiinnhold i produktene fra MAP.

Videre er brennverdien til pyrolyseolje antatt å være på ca. 12 kWh/kg. Rapporten til Chaala og Roy [2003] oppgir denne som øvre brennverdi til pyrolyseolje. Dette er i overensstemmelse med simuleringen med hensyn på energiinnhold og masse av pyrolyseolje. Ettersom nedre brennverdi er vanskelig å estimere blir denne brukt. Syngass er antatt å ha en brennverdi på ca. 13 kWh/kg. Denne er også oppgitt i rapporten som øvre brennverdi, og stemmer overrens med simuleringen. Massestrømmen til de ulike produktene fra MAP kan uttrykkes som,

$$\dot{m}_x = \frac{P_x}{HV_x} \quad (27)$$

Der \dot{m}_x [kg/h], P_x [kW] og HV_x [kWh/kg] er henholdsvis massestrøm, effekt og brennverdi til produkt x fra MAP. Når effekt og brennverdi til produktene er estimert, kan massestrømmen til hvert produkt estimeres ved hjelp av likning 27. Videre er det antatt at massen er bevart gjennom prosessen, slik at massen til råstoffet kan enten omdannes til pyrolysekull, -olje, syngass eller strømme uomdannet gjennom. Massen som ikke omdannes består hovedsakelig av den ubrennbare andelen i råstoffet. En massebalanse gir at det er i tillegg en mengde brennbart stoff som ikke omdannes i prosessen. Denne mengden består av 80%-vekt karbon og brukes dermed i massebalansen for karbon.

Karboninnhold i pyrolysekull er gitt i simuleringen som 87,3%. Derimot er denne ikke gitt for pyrolyseolje og syngass. Ifølge Chaala og Roy [2003] er karboninnhold i pyrolyseolje på ca. 77%-vekt. Karboninnhold i råstoffet er estimert tidligere og det er antatt massebevaring slik at,

$$\dot{m}_{C_r} = \dot{m}_{C_o} + \dot{m}_{C_k} + \dot{m}_{C_g} + \dot{m}_{C_b} \quad (28)$$

Der \dot{m}_{C_r} , \dot{m}_{C_o} , \dot{m}_{C_k} , \dot{m}_{C_g} og \dot{m}_{C_b} [kg/h] er karbonmassestrøm i henholdsvis råstoff, pyrolyseolje, -kull, syngass og uomdannet råstoff. Likning 28 brukes for å bestemme karbonmassestrømmen i syngass. Når karbon-massestrømmene er bestemt kan utslipp ved fullstendig forbrenning estimeres. Produkter som ikke utnyttes på stedet antas å bli lagret og sendt ut av fabrikk. Karbonmasse i disse er gjort om til CO₂ ved hjelp av likning 25 for å estimere unngått utslipp, og denne kalles for bundet-CO₂. Dersom produkter forbrennes, brukes karboninnhold for å beregne CO₂-utslipp på samme måte. Det antas da en fullstendig forbrenning. Denne brukes for å estimere utslippsintensitet ved hjelp av likning 26. Videre er forbruket til MAP-anlegget gitt i simuleringen, og denne tilsvarer 3,4% av energiinnhold i råstoffet. Ifølge Wilhelm Huus Hansen fra NorAnergy AS kan forbruket til anlegget være på 10% av energiinnhold i råstoff. Dermed er det valgt å bruke dette for å beregne forbruket til anlegget.

Det er antatt at syngass og/ eller pyrolyseolje kan forbrennes for å forsyne fabrikk og selve anlegget med energi. Forbrenningen er antatt å skje i en multifuel-generator som generer både elektrisitet og varme (CHP). Ifølge Kjell-Ivar Kasin kan en slik generator ha en elektrisk virkningsgrad på opptil 35% og varme- virkningsgrad på opptil 50%. Dette gir en total virkningsgrad på 85%. Ifølge Odd Ivar Lekang, førsteamanuensis på IMT ved NMBU, er den elektriske virkningsgraden for høy. Han foreslår en virkningsgrad på under 30% og forklarer at den totale virkningsgraden blir redusert betydelig jo høyere elektrisk virkningsgraden er.

Ifølge Jon Iver Bakken, leder for bærekraft og ytre miljø ved Hafslund Oslo Celsio, har anlegget på Klemetsrud en elektrisk virkningsgrad på ca. 20%. Marius Tednes, prosessingeniør ved Hafslund Oslo Celsio, forklarer at dette anlegget er ikke optimalisert for strømgenerering, og at elektrisk virkningsgrad kunne være mellom 30% og 40% dersom den hadde vært optimalisert for det. Det er antatt at multifuel-generatoren har en total virkningsgrad på 70%, med en elektrisk virkningsgrad på 30% og 40% varme virkningsgrad. Generert elektrisitet går først og fremst til å dekke behovet til selve anlegget, og resterende brukes for å forsyne behovene på fabrikk.

Netto generert elektrisk effekt beregnes som differansen mellom brutto generert elektrisk effekt og effektbehovet til MAP. Det antas at denne blir først og fremst brukt for å forsyne infrastruktur effektbehovet på fabrikk (se kapittel 3.2). Dette behovet eksisterer i 6240 timer per år, mens anlegget er antatt å ha 7000 driftstimer per år. Dersom brutto elektrisk effekt er større enn effektbehovet til MAP, generer multifuel-turbinen et overskudd av elektrisitet i 760 timer per år. Det er antatt at dette overskuddet kan konverteres til termiskeffekt med en virkningsgrad på 100%. I noen tilfeller er generert termiskeffekt fra multifuel-generatoren mindre enn effektbehovet til oppvarming på fabrikk. Dermed er det antatt at overskuddet av elektrisitet konverteres til varme og bidrar til å dekke varmebehovet. Bidraget beregnes ved å multiplisere elektrisk effekt med 760 h. Dersom varmebehovet er allerede dekket, blir overskuddet oppgitt som elektrisk energi.

4 Resultater

4.1 Energi og håndtering, estimater for dagens situasjon

Effektbehovene på fabrikkene er estimert basert på antagelsene i kapittel 3.2 og resultatene er oppsummert i tabell 4-1. Tabellen viser også antall timer som beregningen er basert på. Summen av de to effektene gir effektbehov ved produksjonstiden, mens utenom produksjonstiden er det kun effektbehovet knyttet oppvarming som er gjeldende.

Tabell 4-1: Estimerte effektbehov på Isola AS Eidanger. Disse er basert på antagelser og data i kapittel 3.2.

Formål	Driftstimer per år [h/år]	Midlere Effekt [kW_{EL}]
Varmebehov	7000	900
Infrastruktur forbruk	6240	750
Totalt*	6240	1650

*Estimert totalt effektbehov kun ved produksjonstiden.

Alle effektene vist i tabell 4-1 er elektrisk effekt ettersom per i dag brukes kun strøm til å dekke disse behovene. Videre er årlig energiforbruk og utslipp knyttet transport av restpapp og returpapp til behandlingsanlegg estimert, og estimatene er presentert i tabell 4-2. Utslipp knyttet transport tar ikke hensyn til slitasje av dekk, produksjon av lastebil eller tomgangsutslipp.

Tabell 4-2: Årlig utslipp og energiforbruk knyttet transport av takpapp til Klemetsrud. Disse er basert på antagelser og data i kapittel 3.2.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp	Returpapp
Antall fraktinger	tur/år	51	282
Energiforbruk	MWh/år	66	362
Utslipp	tonn-CO ₂ /år	17	96

4.2 Råstoff, energi- og masseflyt

Masse- og effektflyt inn til et behandlingssystem er estimert basert på antagelser og data presentert i kapittel 3.1 og kapittel 3.3. Resultatene er presentert i tabell 4-3 for restpapp og tabell 4-4 for returpapp.

Tabell 4-3: Restpapp flyt inn til behandlingssystem. Innfyrt effekt og massestrøm for Shingel, Overlag, Underlag og totalt. Tabellen viser også massestrøm av inertstoff og karbon. Merk at disse er en del av den totale massestrømmen av et råstoff.

Parameter	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag	<u>Total</u>
Innfyrt effekt basert på HHV	kW	290	440	430	1200
Innfyrt effekt basert på LHV	kW	270	400	400	1100
Restpapp massestrøm	kg/h	77	77	77	230
- Herav inert	kg/h	50	31	39	120
- Herav karbon	kg/h	22	37	31	90

Tabell 4-4: Returpapp flyt inn i behandlingssystem. Tabellen viser innfyrt effekt og massestrøm for Shingel, Overlag, Underlag og totalt. Tabellen viser også massestrøm av inertstoff og karbon. Merk at disse er en del av den totale massestrømmen av et råstoff.

Parameter	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag	<u>Total</u>
Innfyrt effekt basert på HHV	kW	1000	1400	1400	3900
Innfyrt effekt basert på LHV	kW	900	1300	1300	3600
Returpapp massestrøm	kg/h	430	430	430	1300
- Herav inert	kg/h	340	270	300	910
- Herav karbon	kg/h	70	120	100	300

4.3 Estimater ved forbrenning med energiutnyttelse

Antagelser presentert i kapittel 3.4 er brukt for å estimere generert termisk effekt og CO₂-utslipp ved forbrenning med energiutnyttelse. Disse er igjen brukt for å estimere utslippsintensiteten til løsningen. Tabell 4-5 viser estimatene for Shingel, Overlag og Underlag i restpapp. Tilsvarende resultater for returpapp er presentert i tabell 4-6.

Tabell 4-5: Estimater for generert termisk effekt, utslippsintensitet og årlig utslipp av CO₂ ved fullstendig forbrenning med energiutnyttelse av restpapp. Resultatene er presentert for hver type produkt i restpapp.

Variabelnavn	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag
Termisk effekt generert	kW _H	230	340	340
Utslippsintensitet	g-CO ₂ /kWh	340	390	330
Årlig CO ₂ -utslipp	tonn-CO ₂ /år	550	950	790

Tabell 4-6: Estimater for generert termisk effekt, utslippsintensitet og årlig utslipp av CO₂ ved fullstendig forbrenning med energiutnyttelse av returpapp. Resultatene er presentert for hver type produkt i returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag
Termisk effekt generert	kW _H	770	1100	1100
Utslippsintensitet	g-CO ₂ /kWh	340	390	330
Årlig CO ₂ -utslipp	tonn-CO ₂ /år	1900	3200	2600

Effektbehovet til oppvarming på fabrikken er estimert til på 900 kW_H (se tabell 4-1). Tabell 4-5 viser at hele varmebehovet på fabrikken kan forsynes dersom alt restpapp forbrennes med energiutnyttelse. I tillegg er det estimert et lite overskudd av termisk effekt på 15 kW_H. Derimot ved forbrenning av returpapp blir det store overskudd i termisk effekt. Dette gjelder ved energiutnyttelse av Overlag, Underlag eller alt returpapp. Overskuddet i termisk effekt ved energiutnyttelse av kun Overlag eller Underlag er på 240 kW_H. Derimot er det et underskudd på 130 kW_H ved utnyttelse av kun Shingel. Energiutnyttelse av den totale mengden returpapp gir et overskudd i termisk effekt på ca. 2,2 MW_H.

Estimatene over er analysert med hensyn på varmebehovet på fabrikken og et estimat for årlig besparelse i strømutfgifter er beregnet. Tabell 4-7 viser estimatene for andelen som dekkes av varmebehovet, årlig overskudd i varmeenergi og besparelse i strømutfgifter ved energiutnyttelse av den totale mengden returpapp eller restpapp. Besparelse i strømutfgifter er lik for begge løsninger fordi begge dekker hele varmebehovet på fabrikken.

Tabell 4-7: Estimerer for overskudd varme generert, andel som dekkes av fabrikkens effektbehov til oppvarming og besparte strømutgifter ved energiutnyttelse av den totale mengden restpapp eller returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp i alt	Returpapp i alt
Varme overskudd	GWh/år	0,1	15
Andel dekket av Isolas forbruk til oppvarming	%	100	100
Strømutgifter bespart	mill. NOK/år	6,3	6,3

4.4 MAP-behandling

Antagelsene i kapittel 3.5 er brukt for å gjøre estimater ved behandling av de forskjellige typene takpapp med MAP. Tabellene 4-8 og 4-9 viser estimert flyt av masse og effekt ut av antatt MAP-anlegg for henholdsvis restpapp og returpapp. I tillegg viser tabellene estimert effektforbruk til MAP for de forskjellige typene takpapp og totalt. Merk at effekt er beregnet basert på øvre brennverdi (HHV) til de respektive massestrømmene. Karboninnhold i syngass ble estimert til 87% ved hjelp av massebalansen for karbon.

Tabell 4-8: Estimert masse og effekt flyt ut av MAP og effekt forbruk til MAP for Shingel, Overlag, Underlag og totalt i den samlede mengden restpapp.

Variabelnavn	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag	Totalt
<u>MAP forbruk</u>					
Elektrisk effekt til MAP	kW _{EL}	29	44	43	120
<u>Pyrolyseolje</u>					
Massestrøm	kg/h	17	26	25	69
- Herav karbon	kg/h	13	20	20	53
Effekt	kW	210	310	300	810
<u>Syngass</u>					
Massestrøm	kg/h	5	7	7	19
- Herav karbon	kg/h	4	6	6	17
Effekt	kW	60	90	89	240
<u>Pyrolysekull</u>					
Massestrøm	kg/h	4	6	6	16
- Herav karbon	kg/h	3	5	5	14
Effekt	kW	26	39	39	100
<u>Uomdannet</u>					
Massestrøm	kg/h	51	38	39	130
- Herav inert	kg/h	50	31	39	120
- Herav karbon	kg/h	1	6	0	7

Tabell 4-9: Estimert masse og effekt flyt ut av MAP og effekt forbruk til MAP for Shingel, Overlag, Underlag og totalt i den samlede mengden returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Shingel	Overlag	Underlag	Totalt
<u>MAP forbruk</u>					
Effektforbruk	kW _{EL}	97	150	140	390
<u>Pyrolyseolje</u>					
Olje massestrøm	kg/h	58	86	85	230
- Herav karbon	kg/h	44	66	65	180
Effekt	kW	680	1020	1010	2710
<u>Syngass</u>					
Massestrøm	kg/h	16	24	24	64
- Herav karbon	kg/h	14	21	20	55
Effekt	kW	200	300	300	800
<u>Pyrolysekull</u>					
Massestrøm	kg/h	13	20	19	52
- Herav karbon	kg/h	11	17	17	45
Effekt	kW	88	130	130	350
<u>Uomdannet</u>					
Massestrøm	kg/h	342	300	300	940
- Herav inert	kg/h	339	274	300	913
- Herav karbon	kg/h	2	19	0	22

Basert på multifuel-generatorens virkningsgrad for varme og elektrisitet ble generert varmeeffekt (P_H) og elektrisk effekt (P_{EL}) estimert. Tabell 4-10 viser estimatene ved forbrenning av syngass fra restpapp og returpapp. Denne viser generert effekt (P_H og P_{EL}), utslippsintensitet og mengden bundet-CO₂ per år. Bundet-CO₂ representerer mengden karbon som lagres i produkter som ikke brennes. Utslippsintensitet og bundet-CO₂ er basert på antall driftstimer per år, og karbonmassestrøm gitt i tabellene 4-8 og 4-9 for de respektive produktene. Det er også estimert generert effekt, utslippsintensitet og bundet-CO₂ ved forbrenning av kun pyrolyseolje eller både syngass og pyrolyseolje. Estimaten for oljeforbrenning er presentert i tabell 4-11, og for energiutnyttelse av både syngass og pyrolyseolje i tabell 4-12.

Tabell 4-10: Estimater for generert effekt, utslippsintensitet og bundet-CO₂ ved forbrenning av kun syngass i multifuel-generatoren. Resultatene er vist for den samlede mengden av både Shingel, Overlag og Underlag i restpapp eller returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp	Returpapp
Brutto elektrisk effekt generert	kW _{EL}	72	240
Termisk effekt generert	kW _H	96	320
Utslippsintensitet	g-CO ₂ /kWh	360	360
Bundet-CO ₂	tonn-CO ₂ /år	1900	6300

Tabell 4-11: Estimerer for generert effekt, utslippsintensitet og bundet-CO₂ ved forbrenning av kun pyrolyseolje i multifuel-generatoren. Resultatene er vist for den samlede mengden av både Shingel, Overlag og Underlag i restpapp eller returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp	Returpapp
Brutto elektrisk effekt generert	kW _{EL}	250	810
Termisk effekt generert	kW _H	330	1100
Utslippsintensitet	g-CO ₂ /kWh	340	340
Bundet-CO ₂	tonn-CO ₂ /år	940	3100

Tabell 4-12: Estimerer for generert effekt, utslippsintensitet og bundet-CO₂ ved forbrenning av både pyrolyseolje og syngass i multifuel-generatoren. Resultatene er vist for den samlede mengden av både Shingel, Overlag og Underlag i restpapp eller returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp	Returpapp
Brutto elektrisk effekt generert	kW _{EL}	320	1100
Termisk effekt generert	kW _H	420	1400
Utslippsintensitet	g-CO ₂ /kWh	350	350
Bundet-CO ₂	tonn-CO ₂ /år	520	1700

Tabellene 4-8, 4-9 og 4-10 viser at forbruket til MAP er alltid større enn brutto elektrisk effekt generert ved gassforbrenning. Dette gir en negativ netto strømeffekt, som betyr at anlegget må forsynes med elektrisk effekt fra fabrikken. Generert termiskeffekt brukes til å dekke behovet til oppvarming på fabrikken, som er gitt i tabell 3-4 (energi) og tabell 4-1 (effekt). Netto besparelse i strømutgifter er estimert basert på differansen mellom generert termiskeffekt og forbrukt elektrisk effekt. Slik at det tas hensyn til strømutgifter knyttet elektrisk effekt som må forsynes til anlegget fra fabrikken. Estimatenes for netto elektrisk effekt, netto strømutgifter bespart og andelen av fabrikkens varmebehov som dekkes ved energiutnyttelse av syngass er presentert i tabell 4-13. Denne viser estimatene for restpapp og returpapp.

Tabell 4-13: Estimerer for netto elektrisk effekt, andel av varmebehovet på fabrikken som dekkes og besparelse i strømutgifter ved forbrenning av kun syngass i multifuel-generatoren. Estimatenes er for den samlede mengden Shingel, Overlag og Underlag.

Variabelnavn	Enhet	Restpapp	Returpapp
Netto elektrisk effekt	kW _{EL}	- 44	- 150
Andel dekket av varmebehov på Isola	%	11	36
Netto strømutgifter bespart	mill. NOK/år	0,4	1,2

Ved å sammenligne tabellene 4-11 og 4-12 med tabellene 4-8 og 4-9, er det tydelig at forbrenning av pyrolyseolje eller både syngass og pyrolyseolje gir høyere elektrisk effekt enn behovet til anlegget. Netto elektrisk effekt brukes for å forsyne fabrikkens infrastruktur behov, som er som er gitt i tabell 3-4 (energi) og tabell 4-1 (effekt). Videre viser tabellene 4-11 og 4-12 at generert termiskeffekt for restpapp er lavere enn effektbehovet til oppvarming på fabrikk, som er på 900 kW_H (se tabell 4-1). Dermed antas det at overskuddet av elektrisk energi suppleres til oppvarming. Estimaten for netto elektrisk effekt og overskudds elektrisitet er presentert i tabell 4-14 for den samlede mengden restpapp. Tabellen viser også andelen av energibehovene på fabrikk som kan dekkes og estimert besparelse i strømuttergifter.

Tabell 4-14: Estimert netto elektrisk effekt, overskudd elektrisk energi, andel dekket av behovene på fabrikk og bespart strømuttergifter ved forbrenning av pyrolyseolje eller både syngass og pyrolyseolje fra restpapp.

Variabelnavn	Enhet	Pyrolyseolje	Pyrolyseolje & -gass
Netto elektrisk effekt generert	kW _{EL}	130	200
Strøm overskudd	GWh/år	0,1	0,2
Andel dekket av Isolas forbruk til infrastruktur	%	17	27
Andel dekket av Isolas forbruk til oppvarming	%	38	49
Strømuttergifter bespart	mill. NOK/år	3,2	4,4

Forbrenning av pyrolyseolje eller både syngass og pyrolyseolje fra returpapp i multifuel-generatoren vil kunne gi et overskudd av termisk effekt. Tabell 4-11 gir at ved forbrenning av pyrolyseolje fra returpapp er overskuddet av termisk effekt på 200 kW_H. Dette tilsvarer ca. 1,3 GWh per år basert på 7000 driftstimer per år. Overskuddet ved forbrenning av både pyrolyseolje og syngass fra returpapp er på 500 kW_H, som tilsvarer 3,5 GWh per år. Dermed brukes ikke strømooverskuddet til oppvarmingsformål i begge tilfeller. Estimer for netto elektrisk effekt, strømooverskudd og andel som dekkes av energibehovene på fabrikk ved energiutnyttelse av pyrolyseolje eller både olje og syngass er presentert i tabell 4-15. Tabellen viser disse estimaten for den samlede mengden Shingel, Overlag og Underlag i returpapp.

Tabell 4-15: Estimert netto elektrisk effekt, overskudd elektrisk energi, andel dekket av behovene på fabrikk og besparte strømuttergifter ved forbrenning av pyrolyseolje eller både syngass og pyrolyseolje fra returpapp.

Variabelnavn	Enhet	Pyrolyseolje	Pyrolyseolje & -gass
Netto elektrisk effekt generert	kW _{EL}	430	670
Strøm overskudd	GWh/år	0,3	0,5
Andel dekket av Isolas forbruk til infrastruktur	%	57	89
Andel dekket av Isolas forbruk til oppvarming	%	100	100
Strømuttergifter bespart	mill. NOK/år	9,0	10,5

5 Diskusjon

Utgangspunkts situasjon på Isola AS Eidanger

Det er estimert at fabrikken har strømutfgifter på totalt 11 millioner NOK per, og det er grunn til å tro at strømprisen vil øke i de neste årene. Dermed kan lokal generering av energi medføre betydelig lønnsomhet. I tillegg vil en lokal behandling av takpapp medføre en betydelig besparelse i kostnader knyttet avfallshåndtering. Disse utgiftene kan estimeres til mellom 0,5 million NOK og 1 million NOK per år. Dette er kun med hensyn på restpapp ettersom per i dag så betaler ikke Isola for behandling av returpapp. Fabrikken har et stort forbruk av energi. Lokale løsninger for behandling av restpapp kan redusere innkjøp av energi og gi en besparelse i utgifter, som igjen kan gjøre disse løsningene økonomisk lønnsomme.

Fabrikkens strømforbruk er tydelig skjevfordelt mellom et stort behov for varme og mindre resterende strømbehov. Videre har bruk av elektrisitet til oppvarming en iboende svakhet ved å bruke høykvalitets energi til lavkvalitets formål. Elektrisitet er en verdifull form for energi som det moderne samfunnet er avhengig av. En annen løsning som kan forsyne varmebehovet er dermed viktig. Dette vil frigjøre elektrisitet som kan brukes til andre formål. I tillegg til å redusere trykket på kraftnettet vil dette være et viktig bidrag for å ivareta verdifull norsk grønn kraft. Dette er nemlig situasjonen i mange andre virksomheter. Norsk kraft har betydelig lavere utslippsintensitet enn gjennomsnittet i Europa. Dermed er det viktig for resten av Europa at norsk bidrag i det europeiske kraftmarkedet økes. Dersom varmebehov dekkes av varme fra konvertering av lokalt råstoff vil dette være en løsning på to problemer samtidig.

Isola eksporterer store mengder takpapp til avfallsanlegg per år, og det samme gjør de aller fleste andre fabrikk. Dette behøver transport som både skaper store utslipp. Sammen med de enorme mengder takpapp fra forbrukere, er dette bidraget omfattende. Dette vises i at både utslipp og energiforbruk knyttet transport av returpapp ble nesten seksdoblet de respektive verdiene for restpapp. Mengden returpapp er nemlig nesten seks ganger større enn mengden restpapp. Det er rimelig å tro at mengden returpapp ble underestimert ettersom Isola produserer omtrent tre ganger så mye hvert år. Dette tar heller ikke i betraktning returpapp fra andre produsenter. De store mengdene takpapp som sendes til avfallsbehandling hvert år representerer en verdifull ressurs som kan utnyttes for å realisere overgangen til sirkulærøkonomi.

Råstoff

Takpapp fra Isola har høy brennverdi på grunn av høyt innhold av polymerer og bitumen. Kalorimetri resultatene viser betydelig høy brennverdi og stor forskjell mellom de prøvene som er benyttet. Det viser at brennverdien til Underlag er høyest mens for Shingel er den lavest, og dette stemmer overrens med andelene brennbarstoff som er beregnet. Etersom disse er hentet fra et lite stykke av hver type, så kan brennverdiene fra kalorimetri ikke være representativ for de store mengdene restpapp og returpapp. Dermed er disse korrigert ved hjelp av data om gjennomsnittlig materialinnhold i de forskjellige typene. Denne korreksjonen er mest betydelig for brennverdien til Underlag, som blir redusert til ca. 60% av den målte verdien. Dette er fordi gjennomsnittlig brennbarstoff innhold i Underlag er 35 %-poeng mindre enn prøvene benyttet i kalorimetri. Korreksjonen påvirker også brennverdiene til Shingel og Overlag, som er redusert til henholdsvis ca. 90% og 93% av den målte brennverdien.

Brennverdiene er også korrigert med hensyn på hydrogeninnhold, nemlig fra øvre brennverdi til nedre brennverdi. Denne korreksjonen er av betydning kun i analysen av forbrenning av råstoffet med energiutnyttelse. Metoden som er brukt for å estimere hydrogeninnhold gir at det kan være mellom 9 %-vekt og 12 %-vekt, men 12 %-vekt hydrogeninnhold er valgt. Dette vil blant annet redusere feilen knyttet til korreksjoner som ikke blir gjort i kalorimetri. Dette er også interessant fordi brennverdien etter korreksjonene som er gjort er omtrent den minimale brennverdien til takpapp. Likevel er den høyere enn restavfall for alle typene takpapp. Brennverdien i Overlag og Underlag er også høyere enn brennverdien til ved. Det er verdt å merke at forholdet mellom nedre og øvre brennverdi er forskjellig mellom typene takpapp. Overlag har størst avvik mellom sin øvre og nedre brennverdi. Nedre brennverdiene til Overlag og Underlag er nesten like, derimot er øvre brennverdi til disse noe forskjellig. Årsaken til denne variasjonen mellom de forskjellige typene stammer fra innhold av brennbarstoff.

Det er antatt at brennbarstoff i alle typene takpapp har samme vektfordeling av grunnstoff. Dette er en forenkling som påvirker resultatene direkte. Kalorimetri resultatene viser at brennbarstoff i Overlag har lavere brennverdi enn brennbarstoff i Shingel og Underlag. Derimot har brennbarstoff i Shingel og Underlag nesten identisk brennverdi. Data om materialinnhold i de forskjellige typene takpapp viser at fordelingen av polymerer og bitumen i brennbart material er forskjellig. Det er ikke spesifisert hvilken type polymerer som brukes i hver, men det er rimelig å tro at det er ikke samme type i alle. Dette er tydelig fordi disse har forskjellig brennverdi. Dermed kan det konkluderes med at det er forskjellig vektandel av hydrogen og karbon i de forskjellige typene takpapp. Hydrogeninnhold påvirker estimatene for nedre brennverdi. Karboninnhold påvirker blant annet estimatene om CO₂-utslipp ved forbrenning.

Forskjellen i andel brennbarstoff mellom de forskjellige typene takpapp gir et utslag på karbon massestrømmene. Siden det er antatt 80 %-vekt karbon i brennbart material for alle typene, vil Overlag ha størst karboninnhold ettersom den har høyest brennbarandel. Underlag har mindre karboninnhold enn Overlag men brennverdiene for disse er relativt like. Dermed vil energiutnyttelse av Overlag gi høyere utslippsintensitet enn Underlag. Utslippsintensitet knyttet til Overlag er også høyere enn Shingel, og årsaken er at forskjellen i brennverdi er mindre enn forskjellen i karboninnhold. Disse konsekvensene gjelder både for returpapp og restpapp, ettersom det er antatt at returpapp består av 60% restpapp og

resten er inerte materialer. Både brennverdi og karboninnhold i returpapp er dermed 60% av tilsvarende takpapp typer i restpapp.

Årlig mengde restpapp er enklere å anslå enn returpapp, ettersom det foreligger data hos fabrikken om den første. Det er estimert at fabrikken produserer om lag 27 tusen tonn takpapp hvert år. Antagelsen om 60% restpapp gir at 9000 tonn returpapp inneholder ca. 5,4 tusen tonn takpapp. Dette er vesentlig mindre enn det som produseres på Isola. Det rimelig å tro at utskiftet takpapp tilsvarer kun en andel av solgt takpapp. Ifølge Morten Schelver, utviklingssjef på Isola AS, behøves det ikke nødvendigvis at gammel takpapp fjernes før installering av ny takpapp. Det er en stor andel av solgt takpapp som installeres på nye bygninger, som kan gi et lite bidrag til returpapp i form av kapperester. Dette bidraget er dog ubetydelig med tanke på den store mengden returpapp antatt. Likevel er det mulig at mengden returpapp kan være større enn antatt dersom takpapp fra andre produsenter inkluderes. Videre er det rimelig å anta at andelen brennbart material vil være høyere enn antatt. Dette er fordi det kan være andre organiske materialer blandet i returpapp.

Forbrenning med energiutnyttelse

Resultatene fra forbrenning med energiutnyttelse er basert på en rekke antagelser og estimater knyttet både til råstoffene og selve løsningen. Først er det antatt fullstendig forbrenning, og dette er mulig å oppnå i praksis. Eksempelvis kan anlegget på Klemetsrud oppnå over 99% forbrenning ifølge Marius Tednes, prosessingeniør ved Hafslund Oslo Celsio. Videre er det antatt en total virkningsgrad på 85% som er også rimelig, men det kunne være mer realistisk å anta en virkningsgrad på 80%.

Estimatene gitt for forbrenning med energiutnyttelse av restpapp viser at dette kan være en god løsning for å forsyne det store varmebehovet på fabrikken. Dette er fordelaktig også med tanke på lite varme overskudd som gjør løsningen ideell dersom Isola ønsker kun å forsyne egne energibehov. Besparelse i strømutfgifter på 6,3 millioner NOK per år kan være lønnsomt. Videre er det estimert en utslippsintensitet på 360 g-CO₂/kWh som er betydelig høyere en tilsvarende verdi knyttet bruk av elektrisitet til oppvarming. Dette kan ha en negativ effekt på en livssyklus analyse som tar i betraktning utslipp knyttet produksjon av produktene. Derimot vil denne ha en netto positiv effekt på produktenes EPD dersom livssyklus analysen tar utgangspunkt at produktene ender opp hos avfallsforbrenningsanlegg. Da vil denne løsningen redusere karbon fotavtrykk knyttet transport. I tillegg vil netto utslippsintensitet være på 325 g-CO₂/kWh dersom utslippsintensitet knyttet elektrisitet er på 34 g-CO₂/kWh.

Utslippsintensitet til Underlag er betydelig lavere enn Overlag. Dette er fordi disse hadde nesten like brennverdier men Overlag hadde 8 %-poeng mer karboninnhold enn Underlag. Dette er en konsekvens av antagelsen om 80 %-vekt karbon i den brennbare massen i alle produktene, som var kun en forenkling. Videre er utslippsintensitet for returpapp helt lik den for restpapp. Dette er en direkte konsekvens av antagelsen om 60% innhold av material med like egenskaper som restpapp i alle typene returpapp. Dermed ble både brennverdi og karboninnhold redusert til 60% av de respektive verdiene for restpapp.

Estimatene for returpapp viser at det vil genereres et stort varme overskudd dersom denne blir energiutnyttet. Dette overskuddet ble estimert til 15 GWh per år. Energiutnyttelse av returpapp er dermed kun aktuell for en eventuell fjernvarme løsning. Dette kan være lønnsomt for fabrikken, men det vil forårsake høy utslippsintensitet og dermed være uønskelig av kunder. Spesielt dersom aktuelle kunder er fabrikker i området som er opptatt av god EPD for sine produkter. Det kan dermed konkluderes med at denne løsningen er aktuell kun for restpapp, men ikke for returpapp. I stedet kan returpapp brukes til en materialgjenvinnings behandling, for eksempel MAP.

Behandling med MAP

Antagelsene som ligger til grunn for resultatene ved behandling med MAP gir usikkerheter i estimatene. Disse estimater er kun ment for å gi en indikator på utfall ved innføring av en slik løsning. Total virkningsgraden til multifuel turbinen er antatt å være 70%. Denne kan være noe for høy, spesielt med tanke på 30% elektrisk virkningsgrad. Det kunne være hensiktsmessig for fabrikken å benytte en kjel for å genere kun varme, ettersom dette vil øke total virkningsgraden. I tillegg vil dette fjerne behovet for å ha elektrisk oppvarming når termisk effekt generert ikke tilfredsstillende varmebehovet på fabrikken. Videre er både fordeling av produktene fra MAP, karboninnhold og brennverdi til disse usikker. Det er uklart om anlegget til NorAnergy AS benytter mikrobølgeabsorbatorer (absorbatorer) og/ eller katalysatorer. Dette kan bidra til å øke anleggets effektivitet både med hensyn på energi- og konverteringseffektivitet.

Ifølge estimatene gjort har anlegget en energieffektivitet på 91% som er omtrent samme som CMAP anlegget rapportert av Zhou et al. [2021], som benyttet både katalysatorer og absorbatorer. Det er estimert at 93% av brennstoff blir konvertert til pyrolyseolje, syngass og pyrolysekull. Dette er antatt 100% konverteringseffektivitet med hensyn på energiinnhold i råstoff. Dersom man i stedet antar at alt brennbart material i råstoff konverteres til MAP produkter, øker energieffektiviteten til 94% og 93% for henholdsvis restpapp og returpapp. Dette gjør også at samlet energiinnhold i produktene blir 4 %-poeng og 2 %-poeng høyere enn energiinnhold i henholdsvis restpapp og returpapp. Det er ikke funnet litteratur der slike resultater er oppnådd, dermed er det valgt å anta 100% konverteringseffektivitet med hensyn på energi. Mikrobølgeabsorbatorer og katalysatorer kan øke systemets effektivitet, i tillegg til å øke kvalitet og utbytte av syngass og pyrolyseolje. Dersom anlegget til NorAnergy AS benytter disse, er det rimelig å tro at estimatene gjort vil være i samme størrelsesorden som praktiske resultater.

Behandling med MAP kan åpne for mange alternative måter å utnytte verdien i restpapp og returpapp på. Resultatene indikerer at energiutnyttelse av kun syngass produsert fra restpapp eller returpapp vil være et godt alternativ med hensyn på karbonbinding og eventuelt materialgjenvinning. Mengden bundet-CO₂ i resterende pyrolyseprodukter er estimert til 1900 tonn og 6300 tonn per år for henholdsvis restpapp og returpapp som råstoff. I tillegg åpner dette for materialgjenvinning av pyrolyseolje og pyrolysekull. Det er estimert at energiutnyttelse av syngass fra restpapp og returpapp vil kunne dekke henholdsvis 11% og 36% av varmebehovet på fabrikken. Dette tilsvarer 47% av varmebehovet på fabrikken dersom begge utnyttes samtidig. Til tross for at MAP-anlegget ikke er selvforsynt i dette

tilfelle, kan det bli en netto besparelse i strømutfgifter på nesten 1,6 millioner NOK per år. Utslippsintensiteten er estimert til 360 g-CO₂/kWh, som er høyest av alle tre løsnings med MAP. Dette er fordi karboninnhold i syngass ble ca. 12% større enn i pyrolyseolje, mens brennverdien for den ble ca. 6% større enn pyrolyseolje.

Energiutnyttelse av kun pyrolyseolje produsert fra restpapp eller returpapp kan være et godt alternativ dersom formålet er å dekke energibehovene på fabrikken. Utslippsintensitet for denne løsningen er estimert til 340 g-CO₂/kWh. Det er estimert at for restpapp som råstoff kan denne løsningen dekke 17% av strømbehovet til infrastruktur og 38% av varmebehovet på fabrikken. Dette tilsvarer en besparelse i strømutfgifter på 3,2 millioner NOK per år. For returpapp som råstoff er det estimert at denne løsningen kan dekke hele varmebehovet og gi et overskudd av varme på 1,3 GWh. Det er estimert at denne kan også dekke 57% av strømbehovet til infrastruktur. Total besparelse i strømutfgifter er estimert til 9 millioner NOK per år. Dersom kun pyrolyseolje forbrennes kan syngass og pyrolysekull materialgjenvinnes. Mengden bundet-CO₂ er estimert til 940 tonn og 3100 tonn for henholdsvis restpapp og returpapp som råstoff. I tillegg vil det være et overskudd av elektrisitet fordi antall driftstimer til anlegget er større enn antall produksjonstimer ved fabrikken. Dette overskuddet er estimert til 0,1 GWh for restpapp og 0,3 GWh for returpapp som råstoff.

Estimatene for energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass ved MAP behandling av returpapp indikerer at dette er kun aktuelt dersom fabrikken er interessert i å eksportere varmeenergi. Det samme gjelder energiutnyttelse av kun pyrolyseolje produsert fra dette råstoffet. Salg av fjernvarme kan både være lønnsomt for fabrikken og redusere bruk av elektrisitet til oppvarmingsformål andre steder. Det er estimert et årlig overskudd av varme på 3,5 GWh ved energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass fra returpapp. Dette er fordi varmebehovet er allerede dekket ved energiutnyttelse av bare pyrolyseolje. Dermed blir all varme som genereres fra syngass til et overskudd. Videre er det estimert at denne løsningen kan også dekke 89% av strømbehovet til infrastruktur. Total besparelse i strømutfgifter er estimert til 10,5 millioner NOK per år, og strøm overskuddet er på 0,5 GWh. Det er estimert at mengden bundet-CO₂ er på 1700 tonn per år. Utslippsintensitet ved energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass er estimert til 350 g-CO₂/kWh. Denne gjelder både for returpapp og restpapp som råstoff.

Pyrolyseolje og syngass fra restpapp kan også være nyttig å bruke sammen til energiformål. Det er estimert at nesten halvparten av varmebehovet på fabrikken kan dekkes ved energiutnyttelse av begge. Dette vil redusere bruk av elektrisitet til oppvarming. I tillegg er det estimert at denne løsningen dekke 27% av strømbehovet til infrastruktur. Elektrisitets overskudd som oppstår utenom produksjonstiden til fabrikken er estimert til 0,2 GWh. Dette overskuddet kan brukes til oppvarming utenom fabrikkens arbeidstid. Dermed blir total besparelse i strømutfgifter estimert til 4,4 millioner NOK per år, som tilsvarer 40% av de totale strømutfgiftene på fabrikken. Dette kan dermed være lønnsomt for fabrikken, også med hensyn på utgifter knyttet avfallshåndtering. Det er verdt å nevne at denne løsningen gir laveste mengde bundet-CO₂, som er estimert til 520 tonn per år.

Løsningene som er undersøkt viser fleksibiliteten knyttet til behandling av restpapp og returpapp med MAP. Det er nemlig mulig å velge en løsning som gir en god balanse mellom lønnsomhet og miljøvennlighet. Energiutnyttelse kan være en god tilnærming for å forbedre lønnsomhet av løsningen, men disse produktene kan ha høyere verdi som råstoff i ny produksjon. Siden fabrikken ligger i et område

med mye industri er det verdt å undersøke symbiotiske relasjoner til andre fabrikker i nærheten. Det kan også være lønnsomt å valorisere disse produktene på selve fabrikken. Fabrikken trenger å modifisere bitumen til sine produkter og som nevnt i kapittel 2.5 så er det mulig å destillere pyrolyseolje for å produsere pyrolysebitumen. Denne kan redusere behovet for fossilt bitumen på fabrikken og sannsynligvis øke kvaliteten på deres polymer modifisert bitumen. Andre destillater vil også ha høyere verdi enn pyrolyseolje, og dermed kan destillasjonsprosessen bli netto lønnsom.

Innføring av MAP på Isola AS Eidanger vil være et viktig steg i evolusjonen av denne teknologien. Dette er nemlig et storskalasystem som vil gi kunnskap om gjennomførbarehet av prosessen både fra et teknisk og økonomisk perspektiv. Dersom systemet til NorAnergy AS gir de resultatene som er estimert, vil dette være starten på teknologiens overgang fra labskala systemer med kapasitet på noen få gram eller kg, til storskala systemer med kapasitet på flere 100 kg. Flere studier har rapportert katalytisk effekt av diverse kompositter ved behandling med MAP. Eksempelvis dersom takpapp inneholder talkum, kan dette være en *in-situ* (i reaktor) katalyse som øker kvalitet og utbytte av pyrolyseproduktene. Dette vil da spare eventuelle kostnader for innkjøp og bruk av avanserte katalysatorer. Returpapp kan også inneholde gode mikrobølgeabsorbatorer eller katalysatorer. Det er først ved storskala praktisk gjennomføring at potensialet til MAP ved behandling av ulike råstoff kan studeres.

Samlet vurdering av de ulike løsningene

Alle løsningene presentert kan også forbedre miljøprestasjonen til Isola produkter. Det er nemlig antatt at både restpapp og returpapp ville blitt sendt til energigjenvinning uten karbonfangst. I et livssyklus-perspektiv kan utslippene fra forbrenning føres på miljøprofilen til produktet. Besparelse i utslipp knyttet strømbruk under produksjon og transportutslipp for dagens håndtering, vil alle løsningene presentert bidra positivt til miljøprestasjonen til Isola produktene. Valg av mest hensiktsfull løsning er avhengig av Isolas krav, forventninger og ønsker. Hver løsning har sine fordeler og ulemper avhengig av formål og hvilket perspektiv disse blir sett fra. Tabellene 5-1 og 5-2 på neste sidene oppsummerer kritiske aspekter ved de ulike løsningene presentert for henholdsvis restpapp og returpapp.

Tabell 5-1: Oppsummering av de ulike alternativene presentert for behandling av restpapp. Verdier for CO₂-utslipp og bundet-CO₂ er rundet av for å forbedre lesbarheten. Formålet med denne tabellen er å vise hvordan de fire løsningene varierer med hensyn på andelen som kan dekkes av energibehovene på fabrikken, utslippsintensitet, besparelse i strømutfgifter, CO₂-utslipp, bundet-CO₂ og materialer som kan gjenvinnes. Nøyaktige tall fra beregninger kan finnes i resultater (se kapitlene 3.4 og 3.5).

Sammenligning med hensyn på	Uten MAP	Med MAP		
	Forbrenning med energiutnyttelse av			
	Restpapp	Syngass	Pyrolyseolje	Syngass & Pyrolyseolje
Andel dekket av varmebehov på fabrikken [%]	100	11	38	49
Overskudd termisk energi [GWh/år]	0,1	0	0	0
Andel dekket av resterende strømbehov på fabrikken [%]	0	0	17	27
Overskudd elektrisk energi [GWh/år]	0	0	*0	*0
Utslippsintensitet [g-CO ₂ /kWh]	360	360	340	350
Strømutfgifter bespart [mill. NOK/år]	6,3	0,36	3,2	4,4
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	2300	400	1400	1800
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	0	1900	900	500
Mulighet for materialgjenvinning av	<i>Inertstoff</i>	<i>Pyrolyseolje Pyrolysekull Inertstoff</i>	<i>Syngass Pyrolysekull Inertstoff</i>	<i>Pyrolysekull Inertstoff</i>

* Overskudd elektrisitet forsynes til oppvarming

Tabell 5-2: Oppsummering av de ulike alternativene presentert for behandling av returpapp. Verdier for CO₂-utslipp og bundet-CO₂ er rundet av for å forbedre lesbarheten. Formålet med denne tabellen er å vise hvordan de fire løsningene varierer med hensyn på andelen som kan dekkes av energibehovene på fabrikken, utslippsintensitet, besparelse i strømutfgifter, CO₂-utslipp, bundet-CO₂ og materialer som kan gjenvinnes. Nøyaktige tall fra beregninger kan finnes i resultater (se kapitlene 3.4 og 3.5).

Sammenligning med hensyn på	Uten MAP	Med MAP		
	Forbrenning med energiutnyttelse av			
	Returpapp	Syngass	Pyrolyseolje	Syngass & Pyrolyseolje
Andel dekket av varmebehov på fabrikken [%]	100	36	100	100
Overskudd termisk energi [GWh/år]	15	0	1,3	3,5
Andel dekket av resterende strømbehov på fabrikken [%]	0	0	57	89
Overskudd elektrisk energi [GWh/år]	0	0	0,3	0,5
Utslippsintensitet [g-CO ₂ /kWh]	360	360	340	350
Strømutfgifter bespart [mill. NOK/år]	6,3	1,2	9,0	10,5
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	7700	1400	4500	6000
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	0	6300	3200	1700
Mulighet for materialgjenvinning av	<i>Inertstoff</i>	<i>Pyrolyseolje Pyrolysekull Inertstoff</i>	<i>Syngass Pyrolysekull Inertstoff</i>	<i>Pyrolysekull Inertstoff</i>

Forslag til fremtidig arbeid

Det finnes flere andre løsninger som egner seg til å resirkulere takpapp, og det anbefales å studere andre alternativer nærmere. De to foreslåtte løsningene er godt egnet med tanke på energi, dog gjenstår det å undersøke økonomiske og praktiske detaljer. Forbrenning med energiutnyttelse har vist seg å være den mest lønnsomme for behandling av restpapp. Derimot kan MAP være svært tiltrekkende for behandling av returpapp.

Det er utfordrende å estimere utbytte og kvalitet fra produkter dannet med MAP. Litteraturen mangler storskala prosjekter der MAP er testet og detaljerte resultater er rapportert. Denne studien har forsøkt å utlede sammenhenger og bruke disse til å estimere utfall ved behandling av et råstoff med MAP. Et omfattende litteratursøk ga kun én artikkel om behandling av asfaltbaserte takbelegg med pyrolyse, og det var et batch-system med konvensjonell pyrolyse. Det er dermed viktig at kunnskapen som Isola AS kan tilegne seg ved innføring av denne teknologien blir rapportert og offentliggjort.

6 Konklusjon

Denne studien har analysert hovedsakelig to forskjellige alternativer for gjenvinning av takpapp i uomsettelige produksjonsrester (restpapp) og takpapp fra byggeaktivitetsavfall (returpapp), ved Isola AS på Eidanger. Antatt at takpapp vanligvis sendes til energigjenvinning uten karbonfangst, ville begge løsningene være positive for miljøprestasjonen til Isola produktene. Den første løsningen var energigjenvinning av hvert råstoff. Det ble konkludert med at energiutnyttelse av restpapp eller returpapp alene kunne dekke hele varmebehovet på Isola AS fabrikken. Dette ble estimert en besparelse i strøm-utgifter på 6,3 mill. NOK/år ved denne løsningen. Ved energiutnyttelse av returpapp ville det i tillegg være et overskudd av varme på 15 GWh/år. Årlig CO₂-utslipp ved denne løsning ble på ca. 2300 tonn og 7700 tonn for henholdsvis restpapp og returpapp. Denne løsningen tillater kun materialgjenvinning av inertstoff, mens den andre løsning var mer fleksibel med hensyn på både energi- og materialgjenvinning.

Den andre løsningen var behandling med MAP og energiutnyttelse av pyrolyseolje og/eller syngass. For restpapp kunne ca. 50% av varmebehovet dekkes dersom både pyrolyseolje og syngass forbrennes i en multifuel-generator. I tillegg ble det estimert til 27% av resterende strømbehov kunne dekkes, slik at total besparelse i strøm-utgifter ble på 4,4 mill. NOK/år. I tillegg kunne 500 tonn-CO₂/år bindes i pyrolysekull som eventuelt kunne materialgjenvinnes. Energiutnyttelse av både pyrolyseolje og syngass fra returpapp kunne dekke hele varmebehovet på fabrikken og gi et varmeoverskudd på 3,5 GWh/år. I tillegg kunne ca. 90% av resterende strømbehov på fabrikken dekkes. Estimert besparelse i strøm-utgifter ble på 10,5 mill. NOK/år. MAP-løsninger hadde lavere utslippsintensitet og CO₂-utslipp enn energigjenvinning av råstoffet. Disse kunne også tillate materialgjenvinning av store mengder verdifulle MAP-produkter.

I en sirkulærøkonomi skal sluttbehandling erstattes av materialgjenvinning og eventuelt energigjenvinning. MAP egner seg for dette formålet, ettersom produktene kan være nyttige i begge sammenhenger. Ved å innføre MAP-behandling på Isola AS kan verdifulle MAP-produkter gjenvinnes og eventuelt prosesseres til råstoff i ny produksjon. Dermed kan MAP bidra til sirkulærøkonomi på Isola. Løsningene presentert kan også innebære økonomisk gevinst, og ikke mist forbedring av miljøprestasjonen til Isola produktene. Innføring av MAP på Isola vil gi kunnskap om tekniske og økonomiske aspekter ved teknologien i storskala. Dermed vil dette hjelpe med å videreutvikle teknologien. Siden Isola er et kjent og stort varemerke kan dette bidra til at flere bedrifter følger i samme spor. Dette vil støtte innføring av sirkulærøkonomi i Norge.

Referanseliste

- Aarnes, H. (2021). redokspotensial. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/redokspotensial> (lest 01.11.2022).
- Al-Salem, S. M., 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*, 197: 177-198. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.084>.
- Anna Angela, B. & Matteo, d. A. (2012). Relevance of Dielectric Properties in Microwave Assisted Processes. I: Sandra, C. (red.) *Microwave Materials Characterization*, s. Ch. 6. Rijeka: IntechOpen.
- Anuar Sharuddin, S. D., Abnisa, F., Wan Daud, W. M. A. & Aroua, M. K. (2016). A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Conversion and Management*, 115: 308-326. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.02.037>.
- Arabiourrutia, M., Lopez, G., Artetxe, M., Alvarez, J., Bilbao, J. & Olazar, M. (2020). Waste tyre valorization by catalytic pyrolysis – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 129: 109932. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109932>.
- Arena, U. & Ardolino, F. (2022). Technical and environmental performances of alternative treatments for challenging plastics waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 183: 106379. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106379>.
- Atuonwu, J. C. & Tassou, S. A. (2018). Quality assurance in microwave food processing and the enabling potentials of solid-state power generators: A review. *Journal of Food Engineering*, 234: 1-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2018.04.009>.
- Avfall Norge. (u.å.). *Avfallsforbrenning med energigjenvinning*. Tilgjengelig fra: <https://avfallnorge.no/fagomr%C3%A5der/energigjenvinning> (lest 22.10.2022).
- Avfallsforskriften. (2004). *Forskrift 1. juni 2004 nr. 930 om gjenvinning og behandling av avfall*: Lovdata. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/forskrift/2004-06-01-930/§1-3> (lest 09.09.2022).
- Basu, P. (2018). Chapter 3 - Biomass Characteristics. I: Basu, P. (red.) *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction (Third Edition)*, s. 49-91: Academic Press.
- Bernatek, E. R., Gravdal, T. & Allkunne. (2022). hydrokarbon. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/hydrokarbon> (lest 01.11.2022).
- Bhattacharya, M. & Basak, T. (2016). A review on the susceptor assisted microwave processing of materials. *Energy*, 97: 306-338. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.11.034>.
- Borgnakke, C. & Sonntag, R. E. (2017). *Borgnakke's Fundamentals of thermodynamics*. Ninth edition.; Global edition.; SI version. utg. Fundamentals of thermodynamics. Hoboken, New Jersey: Wiley.

- Byggfakta. (2021). *Isola med eget analyseverktøy for EPD*. Tilgjengelig fra: <https://nyheter.byggfakta.no/isola-med-eget-analyseverktoy-for-epd-185203/nyhet.html> (lest 18.08.2022).
- Byggindustrien. (2013). *Isola først med EPD på asfalt takbelegg*. Tilgjengelig fra: <https://www.bygg.no/isola-forst-med-epd-pa-asfalt-takbelegg/115617/> (lest 21.08.2022).
- Byggstart. (u. å.). *Takpapp: En komplett guide (pris, regler, tips)*. Tilgjengelig fra: <https://www.byggstart.no/guide/takpapp> (lest 24.08.2022).
- CEWEP. (2017). *Interactive Map of Waste-to-Energy Plants*. Tilgjengelig fra: <https://www.cewep.eu/interactive-map/> (lest 22.10.2022).
- CEWEP. (2022). *Waste-to-Energy Climate Roadmap* Tilgjengelig fra: <https://www.cewep.eu/wte-climate-roadmap/> (lest 29.07.2022).
- Chaala, A. & Roy, C. (2003). Preliminary investigation of the vacuum pyrolysis of bituminous roofing waste materials. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2 (2): 119-126. doi: 10.1139/s03-008.
- Chandrasekaran, S., Ramanathan, S. & Basak, T. (2012). Microwave material processing—a review. *AIChE Journal*, 58 (2): 330-363. doi: <https://doi.org/10.1002/aic.12766>.
- Chaudhary, M. (2021). *Størst økning i avfall fra riving i 2020*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfall-fra-byggeaktivitet/artikler/storst-okning-i-avfall-fra-riving-i-2020> (lest 05.10.22).
- Chen, P., Xie, Q., Addy, M., Zhou, W., Liu, Y., Wang, Y., Cheng, Y., Li, K. & Ruan, R. (2016). Utilization of municipal solid and liquid wastes for bioenergy and bioproducts production. *Bioresource Technology*, 215: 163-172. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.094>.
- Egyptian Propylene & Polypropylene. (2022). *Material Safety Data sheet*. Tilgjengelig fra: [https://www.epp-eg.com/images/products/material-safety-data-sheet\(msds\).pdf](https://www.epp-eg.com/images/products/material-safety-data-sheet(msds).pdf) (lest 03.11.2022).
- Electricity Maps. (2022). *Southwest Norway*. Tilgjengelig fra: <https://app.electricitymaps.com/zone/NO-NO2>.
- EPA. (2017). *Catalog of CHP Technologies*. Tilgjengelig fra: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/catalog_of_chp_technologies.pdf (lest 24.11.2022).
- EPA. (2021). *Methods for Calculating CHP Efficiency*. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/chp/methods-calculating-chp-efficiency#system> (lest 10.11.2022).
- EPA. (2022). *CHP Benefits*. Combined Heat and Power (CHP) Partnership: United States Environmental Protection Agency (EPA). Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/chp/chp-benefits> (lest 04.08.2022).

- EUR-Lex. (2008). *DIRECTIVE 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj> (lest 22.09.2022).
- EUR-Lex. (2018a). *DIRECTIVE 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Tilgjengelig fra: <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/2018-07-05> (lest 22.09.2022).
- EUR-Lex. (2018b). *DIRECTIVE (EU) 2018/850 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 30 May 2018 amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32018L0850> (lest 07.10.2022).
- EUR-Lex. (2018c). *DIRECTIVE (EU) 2018/851 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32018L0851> (lest 07.10.2022).
- Eurobitume & Asphalt Institute Inc. (2015). *THE BITUMENINDUSTRY*. 3rd utg. INFORMATION SERIES (IS 230). Tilgjengelig fra: https://www.eurobitume.eu/public_downloads/General/The%20Bitumen%20Industry%203rd%20edition.pdf (lest 02.08.2022).
- EUROPEAN COMMISSION. (2015). *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. Brussels. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614> (lest 27.07.2022).
- European Commission. (2020). *New Circular Economy action plan*. Tilgjengelig fra: https://environment.ec.europa.eu/strategy/circular-economy-action-plan_en (lest 25.07.2022).
- EUROPEAN COMMISSION. (2022). *Making sustainable products the norm*. COM(2022) 140 final utg. Brussels. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52022DC0140> (lest 26.07.2022).
- European Environment Agency. (2022). *Greenhouse gas emission intensity of electricity generation*. Tilgjengelig fra: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-12#tab-googlechartid_chart_11 (lest 27.10.2022).
- Flowers, P., Theopold, K., Langley, R. & Robinson, W. R. (2019). *Chemistry 2e*. I. Houston, Texas: OpenStax. Tilgjengelig fra: <https://openstax.org/books/chemistry-2e/pages/5-2-calorimetry> (lest 05.11.2022).
- FN-Sambandet. (2020a). *Ansvarlig forbruk og produksjon*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/ansvarlig-forbruk-og-produksjon> (lest 26.07.2022).
- FN-Sambandet. (2020b). *Norge*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/Land/norge> (lest 26.07.2022).
- Foong, S. Y., Liew, R. K., Yang, Y., Cheng, Y. W., Yek, P. N. Y., Wan Mahari, W. A., Lee, X. Y., Han, C. S., Vo, D.-V. N., Van Le, Q., et al. (2020). Valorization of biomass waste to engineered activated biochar by microwave pyrolysis: Progress, challenges, and future directions. *Chemical Engineering Journal*, 389: 124401. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124401>.

- fortum. (2022). *Fortum selger sine eierandeler i Fortum Oslo Varme til Hafslund Eco, Infranode og HitecVision for ti milliarder NOK*. Tilgjengelig fra: <https://www.fortum.no/media/2022/03/fortum-selger-sine-eierandeler-i-fortum-oslo-varme-til-hafslund-eco-infranode-og-hitecvision-ti-milliarder-nok> (lest 06.10.2022).
- Fortuna, F., Cornacchia, G., Mincarini, M. & Sharma, V. K. (1997). Pilot-scale experimental pyrolysis plant: Mechanical and operational aspects. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 40-41: 403-417. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(97\)00026-0](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(97)00026-0).
- forurensningsloven. (1981). *Lov 13. mars 1981 nr. 6 om vern mot forurensninger og om avfall*: Lovdata. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/lov/1981-03-13-6/§27> (lest 08.09.2022).
- Gabriel, C., Gabriel, S., H. Grant, E., H. Grant, E., S. J. Halstead, B. & Michael P. Mingos, D. (1998). Dielectric parameters relevant to microwave dielectric heating. *Chemical Society Reviews*, 27 (3): 213-224. doi: <http://dx.doi.org/10.1039/A827213Z>.
- Ghisellini, P., Cialani, C. & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114: 11-32. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>.
- Granerud, N. (2022). *Mer godstransport på norske veier*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/landtransport/statistikk/godstransport-med-lastebil/artikler/mer-godstransport-pa-norske-veier> (lest 15.10.2022).
- Gunnarsjaa, A. (u. å.). takpapp. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/takpapp> (lest 21.08.2022).
- Hafslund Oslo Celsio AS. (2021). *Nøkkeltall for miljø og klima 2021*. Tilgjengelig fra: <https://www.celsio.no/om-oss-miljoarbeidet-vart-nokkeltall-for-miljo-og-klima/> (lest 09.08.2022).
- Halvorsen, C. J., Rasmussen, J. A. & Skiensfjordens polytekniske forening. (1999). *PIONERER viste vei i Grenland*: Skiensfjordens polytekniske forening.
- Haraldsen, H. & Pedersen, B. (2022). tenntemperatur. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/tenntemperatur> (lest 03.11.2022).
- Heikkinen, J. M., Hordijk, J. C., de Jong, W. & Spliethoff, H. (2004). Thermogravimetry as a tool to classify waste components to be used for energy generation. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 71 (2): 883-900. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2003.12.001>.
- Helseth, L. E. (2022). varmekapasitet. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/varmekapasitet> (lest 20.11.2022).
- Hofstad, K. (2018). brennverdi. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/brennverdi> (lest 05.11.2022).
- Hofstad, K. (2021). energieffektivitet. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/energieffektivitet> (lest 10.11.2022).

- Horikoshi, S., Schiffmann, R. F., Fukushima, J. & Serpone, N. (2018). *Microwave Chemical and Materials Processing : A Tutorial*. 1 utg. Singapore: Springer Singapore. doi: <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6466-1>.
- Horn, J., Kapral, D. F., Langley, W. J. & Reynolds, T. A. (2020). *PYROLYSIS PROCESS*.
- Huang, Y. F., Kuan, W. H., Lo, S. L. & Lin, C. F. (2010). Hydrogen-rich fuel gas from rice straw via microwave-induced pyrolysis. *Bioresource Technology*, 101 (6): 1968-1973. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.073>.
- IARC. (2013). *BITUMENS AND BITUMEN EMISSIONS*. Tilgjengelig fra: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK294237/> (lest 02.08.2022).
- International Labor Organization. (u.å.). *International Chemical Safety Cards*. Tilgjengelig fra: https://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.listcards3?p_lang=en (lest 03.11.2022).
- Investigator, Q. The Stone Age Did Not End Because the World Ran Out of Stones, and the Oil Age Will Not End Because We Run Out of Oil.
- Isola. (u. å.-a). *Fabrikker*. Tilgjengelig fra: <https://www.isola.no/om-isola/fabrikker> (lest 20.08.2022).
- Isola. (u. å.-b). *Innovasjon og produktutvikling*. Tilgjengelig fra: <https://www.isola.no/om-isola/innovasjon-og-produktutvikling> (lest 20.08.2022).
- Isola. (u. å.-c). *Isola med eget analyseverktøy for EPD-dokumentasjon*. Tilgjengelig fra: <https://blogg.isola.no/isola-med-eget-analyseverktoy-epd-dokumentasjon/> (lest 21.08.2022).
- Isola. (u. å.-d). *Kvalitet og miljø* (lest 20.08.2022).
- Isola. (u. å.-e). *Mestertekk EPD Miljødeklarasjon*. Tilgjengelig fra: <https://blogg.isola.no/mestertekk-epd-miljodeklarasjon/> (lest 21.08.2022).
- Isola. (u. å.-f). *Visjon og misjon*. Tilgjengelig fra: <https://www.isola.no/om-isola/visjon-og-misjon> (lest 20.08.2022).
- Jamal, H. (2017). *Chemical and Physical Composition of Bitumen*. Tilgjengelig fra: <https://www.aboutcivil.org/Composition%20and%20Properties%20of%20Bitumen.html> (lest 02.08.2022).
- Jarle Marthinsen, Olav Skogesal, Johan Thobek & Briseid, T. (2008). *Alternative behandlingsformer for nedbrytbart avfall*. Rapport fra SFT TA-2475: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2475/ta2475.pdf> (lest 05.08.2022).
- Jaselskis, E. J., Grigas, J. & Brilingas, A. (2003). Dielectric properties of asphalt pavement. *Journal of materials in Civil Engineering*, 15 (5): 427-434. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0899-1561\(2003\)15:5\(427\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0899-1561(2003)15:5(427)).

- Johnson, D. G. (2019). dampkjel. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/dampkjel> (lest 24.10.2022).
- Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127: 221-232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>.
- Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A. & Hekkert, M. (2018). Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU). *Ecological Economics*, 150: 264-272. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.028>.
- Klima- og miljødepartementet. (u. å.). *Norges nasjonale miljømål*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/> (lest 26.07.2022).
- Kofstad, P. K. & Pedersen, B. (2022). svovel. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/svovel> (lest 20.08.2022).
- Kondratiev, V. N. (2020). combustion. I: *Encyclopedia Britannica*. Tilgjengelig fra: <https://www.britannica.com/science/combustion> (lest 01.11.2022).
- Lam, S. S. & Chase, H. A. (2012). A Review on Waste to Energy Processes Using Microwave Pyrolysis. *Energies*, 5 (10): 4209-4232. doi: <https://doi.org/10.3390/en5104209>.
- Lam, S. S., Russell, A. D., Lee, C. L. & Chase, H. A. (2012). Microwave-heated pyrolysis of waste automotive engine oil: Influence of operation parameters on the yield, composition, and fuel properties of pyrolysis oil. *Fuel*, 92 (1): 327-339. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.07.027>.
- Lewandowski, W. M., Januszewicz, K. & Kosakowski, W. (2019). Efficiency and proportions of waste tyre pyrolysis products depending on the reactor type—A review. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 140: 25-53. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.03.018>.
- Liebe, G. (2020). røyk - brann. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/r%C3%B8yk -
brann](https://snl.no/r%C3%B8yk_-_brann) (lest 05.11.2022).
- Liu, Y., Fu, W., Liu, T., Zhang, Y. & Li, B. (2022). Microwave pyrolysis of polyethylene terephthalate (PET) plastic bottle sheets for energy recovery. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 161: 105414. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105414>.
- LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning. (2018a). avfallsdeponi. I: *Store norske leksikon*: snl.no. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/avfallsdeponi> (lest 09.09.2022).
- LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning. (2018b). forbrenningsanlegg. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/forbrenningsanlegg> (lest 06.10.2022).
- LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning. (2022). avfallshierarki. I: *Store norske leksikon*: snl.no. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/avfallshierarki> (lest 27.07.2022).
- LOOP - Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning, Lystad, H. & Nordal, O. (2022). gjenvinning. I: *Store norske leksikon*: snl.no. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/gjenvinning> (lest 09.09.2022).

- Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Bilbao, J. & Olazar, M. (2017). Thermochemical routes for the valorization of waste polyolefinic plastics to produce fuels and chemicals. A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73: 346-368. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.142>.
- Lucas, A., Alexandra Silva, C. & Costa Neto, R. (2012). Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles. *Energy Policy*, 41: 537-547. doi: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.11.015>.
- Ludlow-Palafox, C. & Chase, H. A. (2001). Microwave-Induced Pyrolysis of Plastic Wastes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 40 (22): 4749-4756. doi: <https://doi.org/10.1021/ie010202j>.
- Martínez, J. D., Puy, N., Murillo, R., García, T., Navarro, M. V. & Mastral, A. M. (2013). Waste tyre pyrolysis – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23: 179-213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.02.038>.
- Mastral, A. M., Murillo, R., Callén, M. S., García, T. & Snape, C. E. (2000). Influence of process variables on oils from tire pyrolysis and hydrolysis in a swept fixed bed reactor. *Energy and Fuels*, 14 (4): 739-744. doi: <https://doi.org/10.1021/ef990183e>.
- Menéndez, J. A., Arenillas, A., Fidalgo, B., Fernández, Y., Zubizarreta, L., Calvo, E. G. & Bermúdez, J. M. (2010). Microwave heating processes involving carbon materials. *Fuel Processing Technology*, 91 (1): 1-8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2009.08.021>.
- Miljødirektoratet. (2021a). *Behandling av avfall*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/behandling-av-avfall/> (lest 09.09.2022).
- Miljødirektoratet. (2021b). *Deponering av avfall*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/avfallshandtering/deponering-av-avfall/> (lest 09.09.2022).
- Miljødirektoratet. (2021c). *Ombruk og materialgjenvinning*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/avfallshandtering/ombruk-og-materialgjenvinning/> (lest 23.09.22).
- Miljødirektoratet. (2022a). *Avfallsforbrenning med energiutnyttelse*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/avfallshandtering/avfallsforbrenning-med-energiutnyttelse/> (lest 05.10.2022).
- Miljødirektoratet. (2022b). *Miljøindikator 4.4.2*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.4/miljoindikator-4.4.2/> (lest 23.09.2022).
- Miljødirektoratet. (2022c). *Miljømål 4.4: Materialgjenvinningen av avfall skal øke*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.4/> (lest 26.07.2022).
- Miljødirektoratet. (2022d). *Utslipp av metan i Norge*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/metan-ch4/> (lest 07.10.2022).

- Miljødirektoratet. (u. å.-a). *Avfall*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/> (lest 08.09.2022).
- Miljødirektoratet. (u. å.-b). *Miljømål 4.3: Utviklingen i mengden avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.3/> (lest 26.07.2022).
- Miljødirektoratet. (u. å.). *Sirkulær økonomi*. Avfall, sirkulær økonomi. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/sirkular-okonomi/> (lest 25.07.2022).
- Mishra, R. R. & Sharma, A. K. (2016). Microwave–material interaction phenomena: Heating mechanisms, challenges and opportunities in material processing. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 81: 78-97. doi: <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2015.10.035>.
- Motasemi, F. & Afzal, M. T. (2013). A review on the microwave-assisted pyrolysis technique. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28: 317-330. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.008>.
- Næringslivets Hovedorganisasjon. (2021). *Ny strategi for sirkulær økonomi*. Nyhet, Energi, klima og miljø. Tilgjengelig fra: <https://www.nho.no/tema/energi-miljo-og-klima/artikler/ny-strategi-for-sirkular-okonomi/> (lest 26.07.2022).
- Næss, H. J. (2020). *Norges 500 største selskaper*: Kapital. Tilgjengelig fra: <https://kapital.no/reportasjer/2020/07/16/7547889/regnearket-med-de-500-storste-selskapene-i-norge> (lest 18.08.2022).
- National Research Council. (1994). *Microwave Processing of Materials*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Nilsen, H. R. (u. å.). sirkulær økonomi. I: *Store norske leksikon*: snl.no. Tilgjengelig fra: https://snl.no/sirkul%C3%A6r_%C3%B8konomi (lest 27.07.2022).
- Nordal, A. G. (2019). *CO₂-fangerne på Klemetsrud*: Tekna Magasinet. Tilgjengelig fra: <https://www.tekna.no/magasinet/co2-fangerne-pa-klemetsrud/> (lest 22.10.2022).
- Olerud, K. & Halleraker, J. H. (2021). forurensningsloven. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/forurensningsloven> (lest 08.09.2022).
- Parr. (u. å.-a). *204M: 1341 Plain Jacket Calorimeter Operating Instructions*. Tilgjengelig fra: <https://www.parrinst.com/products/oxygen-bomb-calorimeters/1341-plain-jacket-bomb-calorimeter/documents/> (lest 01.02.2022).
- Parr. (u. å.-b). *Model 1108 Oxygen Combustion Vessel*. Tilgjengelig fra: <https://www.parrinst.com/products/sample-preparation/oxygen-combustion-bombs/oxygen-combustion-bomb-model-1108/> (lest 20.11.2022).
- Pedersen, B. (2018). red-oksreaksjon. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/red-oksreaksjon> (lest 01.11.2022).

- Pedersen, B. (2021). pyrolyse. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/pyrolyse> (lest 19.11.2022).
- Pedersen, B. (2022). gass-tilstandsligningen. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/gass-tilstandsligningen> (lest 20.11.2022).
- Ragaert, K., Delva, L. & Van Geem, K. (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Management*, 69: 24-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.044>.
- Raghavan, V. (2022). *Combustion technology : essentials of flames and burners*. 2. utg. Cham, Sveits: Springer.
- RAHA Bitumen Co. (u. å.). *Bitumen components*. Tilgjengelig fra: <https://rahabitumen.com/bitumen-components/> (lest 02.08.2022).
- Regjeringen.no. (2021). *Nasjonal strategi for ein grønn, sirkulær økonomi*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/f6c799ac7c474e5b8f561d1e72d474da/t-1573n.pdf> (lest 26.07.2022).
- Regjeringen.no. (2022). *3,58 milliardar kroner til framleis satsing på Langskip*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/foreslar-358-milliardar-kroner-til-framleis-satsing-pa-langskip/id2930617/> (lest 22.10.2022).
- Regjeringen.no. (u. å.). *Avfall*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/forurensning/innsiktsartikler-forurensning/avfall/id2076495/> (lest 25.07.2022).
- Rosvold, K. A. & Hofstad, K. (2019). kraftvarmeverk. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kraftvarmeverk>.
- Roy, C., Chaala, A. & Darmstadt, H. (1999). The vacuum pyrolysis of used tires: End-uses for oil and carbon black products. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 51 (1): 201-221. doi: [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(99\)00017-0](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(99)00017-0).
- Sandstad, J. (2018). dielektrikum. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/dielektrikum> (lest 20.11.2022).
- Schelver, M. (2021). *Teams-møte med Utviklingssjef, Morten S., og Laboratorieleder, Raquel F. fra Isola AS Eidanger, Wilhelm Huus Hansen fra Noranergy AS, og Petter H. Heyerdahl, førsteamanuensis på NMBU og masterveileder*. (17.11.2021).
- Sciencealpha. (2019). *Bitumen, eiendommer, sammensetning, produksjon og anvendelse*. Tilgjengelig fra: <https://sciencealpha.com/no/bitumen-properties-composition-production-and-application/> (lest 02.08.2022).
- SIBUR International. (u.å.). *Styrene-Butadiene-Styrene Block Copolymers*. Tilgjengelig fra: https://sibur-int.com/product/plastics/catalog/item250.php?sphrase_id=70517 (lest 03.11.2022).

- SINTEF. (2021). *Viktig samarbeid skal gjøre norsk industri utslippsfri*. Tilgjengelig fra: <https://www.sintef.no/siste-nytt/2021/-viktig-samarbeid-skal-gjore-norsk-industri-utslippsfri/> (lest 29.07.2022).
- Skjerpen, C. (2021). *Avfallsmengdene redusert i 2020*. Artikler om avfallsregnskapet: Statistisk sentralbyrå. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet/artikler/avfallsmengdene-reduert-i-2020> (lest 14.08.2022).
- SNL. (u. å.). *asfalt-takbelegg*. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/asfalt-takbelegg> (lest 21.08.2022).
- Song, Z., Yang, Y., Sun, J., Zhao, X., Wang, W., Mao, Y. & Ma, C. (2017). Effect of power level on the microwave pyrolysis of tire powder. *Energy*, 127: 571-580. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.150>.
- Sørum, L., Grønli, M. G. & Hustad, J. E. (2001). Pyrolysis characteristics and kinetics of municipal solid wastes. *Fuel*, 80 (9): 1217-1227. doi: [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(00\)00218-0](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(00)00218-0).
- St.meld. nr. 45 (2016-2017). *Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-45-20162017/id2558274/> (lest 26.07.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2016). *Drivstofforbruk og utslipp per kjørte kilometer for et utvalg av trafikksituasjoner og kjøretøygrupper*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/318322/drivstofforbruk-og-utslipp-per-kjorte-kilometer-for-et-utvalg-av-trafikksituasjoner-og-kjoretoygrupper.2016.g-km> (lest 09.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2017). *Hver tredje kilometer er tomkjøring*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/transport-og-reiseliv/artikler-og-publikasjoner/hver-tredje-kilometer-er-tomkjoring> (lest 15.10.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2018). *Energiregnskap og -balanse*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/energi-og-industri/artikler-og-publikasjoner/attachment/369610?ts=1673ff3e218> (lest 02.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2021a). *Avfall fra byggeaktivitet*. Genererte mengder avfall fra nybygging, rehabilitering og riving, etter materialtype. Kildetabell 09247. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfall-fra-byggeaktivitet#om-statistikken> (lest 14.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2021b). *Avfall fra byggeaktivitet*. Behandling av avfall fra nybygging, rehabilitering og riving, etter materialtype og behandling. Kildetabell 09781. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfall-fra-byggeaktivitet#om-statistikken> (lest 14.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2021c). *Avfallsregnskapet*. Avfallsmengder i Norge etter kilde og materiale. Kildetabell 10514. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet> (lest 14.08.2022).

- Statistisk sentralbyrå. (2021d). *Avfallsregnskapet*. Avfallsmengder i Norge etter behandling og materiale. Kildetabell 10513. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet> (lest 14.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2022a). *08311: Nettoforbruk av elektrisk kraft, etter type og forbrukergruppe*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/energi-og-industri/energi/statistikk/elektrisitet> (lest 16.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2022b). *10314: Nettoforbruk av elektrisk kraft, etter forbrukergruppe*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/energi-og-industri/energi/statistikk/elektrisitet> (lest 16.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (2022c). *Utslipp til luft*. Kildetabell 08940. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/forurensning-og-klima/statistikk/utslipp-til-luft#om-statistikken> (lest 15.08.2022).
- Statistisk sentralbyrå. (u. å.). *Energiinnhold, tetthet og virkningsgrad*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/a/magasinet/miljo/tabell.html> (lest 04.08.2022).
- Suriapparao, D. V., Boruah, B., Raja, D. & Vinu, R. (2018). Microwave assisted co-pyrolysis of biomasses with polypropylene and polystyrene for high quality bio-oil production. *Fuel Processing Technology*, 175: 64-75. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.02.019>.
- Suriapparao, D. V., Vinu, R., Shukla, A. & Haldar, S. (2020). Effective deoxygenation for the production of liquid biofuels via microwave assisted co-pyrolysis of agro residues and waste plastics combined with catalytic upgradation. *Bioresource Technology*, 302: 122775. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122775>.
- Thostenson, E. T. & Chou, T. W. (1999). Microwave processing: fundamentals and applications. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 30 (9): 1055-1071. doi: [https://doi.org/10.1016/S1359-835X\(99\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S1359-835X(99)00020-2).
- Tian, Y., Zuo, W., Ren, Z. & Chen, D. (2011). Estimation of a novel method to produce bio-oil from sewage sludge by microwave pyrolysis with the consideration of efficiency and safety. *Bioresource Technology*, 102 (2): 2053-2061. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.082>.
- Uçar, S., Karagöz, S., Yanik, J., Saglam, M. & Yuksel, M. (2005). Copyrolysis of scrap tires with waste lubricant oil. *Fuel Processing Technology*, 87 (1): 53-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2005.06.001>.
- Undri, A., Meini, S., Rosi, L., Frediani, M. & Frediani, P. (2013). Microwave pyrolysis of polymeric materials: Waste tires treatment and characterization of the value-added products. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 103: 149-158. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.11.011>.
- Undri, A., Rosi, L., Frediani, M. & Frediani, P. (2014). Upgraded fuel from microwave assisted pyrolysis of waste tire. *Fuel*, 115: 600-608. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.07.058>.

- Walters, R. N., Hackett, S. M. & Lyon, R. E. (2000). Heats of combustion of high temperature polymers. *Fire and Materials*, 24 (5): 245-252. doi: [https://doi.org/10.1002/1099-1018\(200009/10\)24:5<245::AID-FAM744>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/1099-1018(200009/10)24:5<245::AID-FAM744>3.0.CO;2-7).
- Wang, W., Zhao, C., Sun, J., Wang, X., Zhao, X., Mao, Y., Li, X. & Song, Z. (2015). Quantitative measurement of energy utilization efficiency and study of influence factors in typical microwave heating process. *Energy*, 87: 678-685. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.036>.
- Williams, P. T. (2013). Pyrolysis of waste tyres: A review. *Waste Management*, 33 (8): 1714-1728. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.003>.
- Wiström, E. L. & Kristiansen, J. R. (2021). elektromagnetisk spektrum. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/elektromagnetisk_spektrum (lest 20.11.2022).
- Wong, S. L., Ngadi, N., Abdullah, T. A. T. & Inuwa, I. M. (2015). Current state and future prospects of plastic waste as source of fuel: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50: 1167-1180. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.063>.
- World Commission on Environment and Development. (1987). *Our Common Future*: Oxford University Press. Tilgjengelig fra: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf> (lest 26.07.2022).
- Zannikos, F., Kalligeros, S., Anastopoulos, G. & Lois, E. (2013). Converting Biomass and Waste Plastic to Solid Fuel Briquettes. *Journal of Renewable Energy*, 2013: 360368. doi: <https://doi.org/10.1155/2013/360368>.
- Zhang, C., Hu, M., Di Maio, F., Sprecher, B., Yang, X. & Tukker, A. (2022). An overview of the waste hierarchy framework for analyzing the circularity in construction and demolition waste management in Europe. *Science of The Total Environment*, 803: 149892. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149892>.
- Zhang, G., Chen, F., Zhang, Y., Zhao, L., Chen, J., Cao, L., Gao, J. & Xu, C. (2021). Properties and utilization of waste tire pyrolysis oil: A mini review. *Fuel Processing Technology*, 211: 106582. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106582>.
- Zhang, Y. (2014). *Microwave absorption properties of tires*. Masteroppgave: Michigan Technological University.
- Zhang, Y., Cui, Y., Liu, S., Fan, L., Zhou, N., Peng, P., Wang, Y., Guo, F., Min, M., Cheng, Y., et al. (2020). Fast microwave-assisted pyrolysis of wastes for biofuels production – A review. *Bioresource Technology*, 297: 122480. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122480>.
- Zhao, X., Zhang, J., Song, Z., Liu, H., Li, L. & Ma, C. (2011). Microwave pyrolysis of straw bale and energy balance analysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 92 (1): 43-49. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.04.004>.
- Zhou, N., Zhou, J., Dai, L., Guo, F., Wang, Y., Li, H., Deng, W., Lei, H., Chen, P., Liu, Y., et al. (2020). Syngas production from biomass pyrolysis in a continuous microwave assisted pyrolysis system. *Bioresource Technology*, 314: 123756. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123756>.

Zhou, N. (2021). *Scaling up catalytic microwave-assisted pyrolysis for energy production from biomass and plastic wastes*. Dissertation: University of Minnesota.

Zhou, N., Dai, L., Lv, Y., Li, H., Deng, W., Guo, F., Chen, P., Lei, H. & Ruan, R. (2021). Catalytic pyrolysis of plastic wastes in a continuous microwave assisted pyrolysis system for fuel production. *Chemical Engineering Journal*, 418: 129412. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129412>.

Vedlegg A: Restpapp behandling

Alle massestrømmer og effekter i begge vedlegg er basert på 7000 driftstimer per år. For å finne årlig mengde multipliseres disse med 7000 h/år. I alle vedlegg er det antatt en strømpris på 1 NOK/kWh.

Det brukes punktum i stedet for komma som desimalskilletegn.

A.1: Estimerte strømutgifter, energi- og effektbehov hos Isola AS, Eidanger

Formål	Årlig energiforbruk [kWh/år]	Driftstimer [h/år]	Beregnet effektbehov [kW_{EL}]	Beregnet strømutgift [mill. NOK/år]
Til oppvarming	6300000	7000	900	6.3
Resterende forbruk	4700000	6240	753	4.7

A.2: Råstoff, innfyrt effekt og massestrømmer

Øvre tabell viser forutsetninger brukt i beregninger.

Årlig mengde restpapp [tonn/år]	1620
Antall driftstimer per år [h/år]	7000
Andel karbon i brennbarstoff [%-vekt]	80%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>Total</u>
Massestrøm av råstoff [kg/h]	77.1	77.1	77.1	231
HHV [kWh/kg]	3.78	5.67	5.57	
Innfyrt effekt mhp HHV [kW]	291	437	430	1158
LHV [kWh/kg]	3.52	5.23	5.20	
Innfyrt effekt mhp LHV [kW]	271	403	401	1076
Andel brennbar [%-vekt]	35%	60%	50%	
Brennbarstoff massestrøm [kg/h]	27.0	46.3	38.6	112
Inertstoff massestrøm [kg/h]	50.1	30.9	38.6	120
Karboninnhold [%-vekt]	28%	48%	40%	
Karbon massestrøm [kg/h]	21.6	37.0	30.9	89.5

A.3: Forbrenning av restpapp med energiutnyttelse

Disse beregnes basert på LHV til råstoff. Det antas en dampkjel med virkningsgrad på 85%.

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>I alt</u>
Generert termisk effekt [kW _H]	231	343	341	915
Utslippsintensitet [g-CO ₂ /kWh]	343	396	332	359
Andel dekket av varmebehov på Isola [%]	26%	38%	38%	100%
Årlig besparelse i strømutfgifter [mill. NOK]	1.6	2.4	2.4	6.3
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	554	950	792	2297
Varme overskudd [GWh/år]	0	0	0	0.1

A.4: Estimater for pyrolyseprodukter fra MAP-behandling

Disse beregnes basert på HHV både til råstoff og til alle pyrolyseprodukter. Brennverdi til syngass, pyrolyseolje og pyrolysekull er antatt å være henholdsvis 12,6 kWh/kg, 11,9 kWh/kg og 6,7 kWh/kg.

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>I alt</u>
MAP forbruk (P_{MAP}) [kW _{EL}]	29.1	43.7	43.0	116
<u>Pyrolyseolje (77%-vekt karbon)</u>				
Massestrøm [kg/h]	17	26	25	69
- Herav karbon [kg/h]	13	20	20	53
Innfyrt effekt [kW]	205	307	302	814
<u>Syngass (vekt-andel karbon beregnes)</u>				
Massestrøm [kg/h]	4.8	7.2	7.1	19
- Herav karbon [kg/h]	4.2	6.2	6.1	17
Karboninnhold [%-vekt]	87%	87%	87%	87%
Innfyrt effekt [kW]	60.2	90.4	88.8	239
<u>Pyrolysekull (87.3%-vekt karbon)</u>				
Massestrøm [kg/h]	3.9	5.9	5.8	15.6
- Herav karbon [kg/h]	3.4	5.1	5.1	13.6
Innfyrt effekt [kW]	26.3	39.4	38.8	104
<u>Ikke-konvertert (basert på massebalanse)</u>				
Massestrøm [kg/h]	51.1	38.0	38.7	128
- Herav inert [kg/h]	50.1	30.9	38.6	120
- Herav brennbarstoff [kg/h]	0.9	7.1	0.1	8.1
- Herav karbon [kg/h]	0.7	5.7	0.1	6.5

A.5: Forbrenning av syngass med energiutnyttelse

Merk: Med "strømbehov på Isola" menes strømforbruk annet enn til oppvarming. Altså diverse infrastruktur behov. Øvre tabell viser forutsetninger for beregninger. Netto elektrisk effekt er brutto elektriskeffekt fratrukket effektforbruk til MAP (P_{MAP}).

Multifuel-generator virkningsgrader [%-HHV]	
Elektrisk virkningsgrad	30%
Varme virkningsgrad	40%
Total virkningsgrad	70%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
<u>Effekt generert [kW]</u>				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	18	27	27	72
Termisk effekt [kW _H]	24	36	36	96
Brutto elektrisk & termisk effekt	42.1	63.3	62.2	168
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	-11	-17	-16	-44
Netto elektrisk & termisk effekt	13	20	19	52
<u>Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]</u>				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	361	361	361	361
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	1168	1168	1168	1168
<u>Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]</u>				
El. til anlegg fra fabrikk	77404	116159	114179	307742
Varme fra anlegg til fabrikk	168597	253009	248697	670303
Netto varmeenergi forsynt til fabrikk	91193	136850	134518	362561
<u>Resultater</u>				
Varmebehov på Isola dekket [%]	3%	4%	4%	11%
Strømbehov på Isola dekket [%]	0%	0%	0%	0%
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	0.1	0.1	0.1	0.4
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	107	160	157	424
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	448	791	635	1873

A.6: Forbrenning av pyrolyseolje med energiutnyttelse

Elektrisk effekt generert brukes til oppvarming utenom fabrikkens produksjonstimer.

Multifuel-generator virkningsgrader [%-HHV]	
Elektrisk virkningsgrad	30%
Varme virkningsgrad	40%
Total virkningsgrad	70%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
Effekt generert [kW]				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	61	92	91	244
Termisk effekt [kW _H]	82	123	121	326
Brutto elektrisk & termisk effekt	143	215	211	570
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	32.3	48.5	47.6	128
Netto elektrisk & termisk effekt	114	171	168	454
Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	340	340	340	340
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	427	427	427	427
Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]				
Elektrisitet levert til fabrikk	201515	302408	297254	801177
Overskudd elektrisitet	24544	36832	36204	97579
Varme generert	573215	860207	845546	2278968
Totalt til oppvarming (inkl. El. overskudd)	597758	897039	881750	2376547
Resultater				
Varmebehov på Isola dekket [%]	9%	14%	14%	38%
Strømbehov på Isola dekket [%]	4%	6%	6%	17%
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	0.8	1.2	1.2	3.2
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	341	512	503	1356
Bundet CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	213	439	289	941

A.7: Forbrenning av pyrolyseolje & syngass med energiutnyttelse

Elektrisk effekt generert brukes til oppvarming utenom fabrikkens produksjonstimer.

Multifuel-generator virkningsgrader [%-HHV]	
Elektrisk virkningsgrad	30%
Varme virkningsgrad	40%
Total virkningsgrad	70%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
Effekt generert [kW]				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	79.5	119	117	316
Termisk effekt [kW _H]	106	159	156	421
Brutto elektrisk & termisk effekt	185	278	274	737
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	50.4	75.6	74.3	200
Netto elektrisk & termisk effekt	156	235	231	622
Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	345	345	345	345
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	409	409	409	409
Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]				
Elektrisitet levert til fabrikk	314234	471563	463526	1249323
Overskudd elektrisitet	38272	57434	56455	152161
Varme generert	741812	1113216	1094243	2949271
Totalt til oppvarming (inkl. El. overskudd)	780084	1170650	1150698	3101432
Resultater				
Varmebehov på Isola dekket [%]	12%	19%	18%	49%
Strømbehov på Isola dekket [%]	7%	10%	10%	27%
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	1.1	1.6	1.6	4.4
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	448	672	660	1780
Bundet CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	107	279	132	517

Vedlegg B: Returpapp behandling

Alle massestrømmer og effekter i begge vedlegg er basert på 7000 driftstimer per år. For å finne årlig mengde multipliseres disse med 7000 h/år. I alle vedlegg er det antatt en strømpris på 1 NOK/kWh.

Det brukes punktum i stedet for komma som desimalskilletegn.

B.1: Estimerte strømutgifter, energi- og effektbehov hos Isola AS, Eidanger

Formål	Årlig energiforbruk [kWh/år]	Driftstimer [h/år]	Beregnet effektbehov [kW_{EL}]	Beregnet strømutgift [mill. NOK/år]
Til oppvarming	6300000	7000	900	6.3
Resterende forbruk	4700000	6240	753	4.7

B.2: Råstoff, innfyrt effekt og massestrømmer

Øvre tabell viser forutsetninger brukt i beregninger.

Returpapp består av 60 %-vekt returpapp og resten inertstoff	
Årlig mengde returpapp	9000
Antall driftstimer per år	7000
Andel karbon i brennbarstoff	80%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>Total</u>
Massestrøm av råstoff [kg/h]	429	429	429	1286
HHV [kWh/kg]	2.27	3.40	3.34	
Innfyrt effekt mhp HHV [kW]	971	1457	1432	3859
LHV [kWh/kg]	2.11	3.14	3.12	
Innfyrt effekt mhp LHV [kW]	905	1344	1338	3586
Andel brennbar [%-vekt]	21%	36%	30%	
Brennbarstoff massestrøm [kg/h]	90.0	154	129	373
Inertstoff massestrøm [kg/h]	339	274	300	913
Karboninnhold [%-vekt]	17%	29%	24%	
Karbon massestrøm [kg/h]	72.0	123	103	298

B.3: Forbrenning av returpapp med energiutnyttelse

Disse beregnes basert på LHV til råstoff. Det antas en dampkjel med virkningsgrad på 85%.

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
Generert termisk effekt [kW _H]	769.1	1142	1137	3048
Utslippsintensitet [g-CO ₂ /kWh]	343	396	332	359
Andel dekket av varmebehov på Isola [%]	85%	100%	100%	100%
Årlig besparelse i strømutfgifter [mill. NOK]	5.4	6.3	6.3	6.3
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	1848	3168	2640	7656
Varme overskudd [GWh/år]	0	1.7	1.7	15

B.4: Estimater for pyrolyseprodukter fra MAP-behandling

Disse beregnes basert på HHV både til råstoff og til alle pyrolyseprodukter. Brennverdi til syngass, pyrolyseolje og pyrolysekull er antatt å være henholdsvis 12,6 kWh/kg, 11,9 kWh/kg og 6,7 kWh/kg.

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>I alt</u>
MAP forbruk (P_{MAP}) [kW _{EL}]	97.1	146	143	386
<u>Pyrolyseolje (77%-vekt karbon)</u>				
Massestrøm [kg/h]	57.5	86.3	84.9	229
- Herav karbon [kg/h]	44.3	66.5	65.3	176
Innfyrt effekt [kW]	682	1024	1007	2713
<u>Syngass (vekt-andel karbon beregnes)</u>				
Massestrøm [kg/h]	16	24	24	64
- Herav karbon [kg/h]	14	21	20	55
Karboninnhold [%-vekt]	87%	87%	87%	87%
Innfyrt effekt [kW]	201	301	296	798
<u>Pyrolysekull (87.3%-vekt karbon)</u>				
Massestrøm [kg/h]	13	20	19	52
- Herav karbon [kg/h]	11	17	17	45
Innfyrt effekt [kW]	87.6	131	129	348
<u>Ikke-konvertert (basert på massebalanse)</u>				
Massestrøm [kg/h]	342	298	300	940
- Herav inert [kg/h]	339	274	300	913
- Herav brennbarstoff [kg/h]	3.0	24	0.3	27
- Herav karbon [kg/h]	2.4	19	0.2	22

B.5: Forbrenning av syngass med energiutnyttelse

Merk: Med "strømbehov på Isola" menes strømforbruk annet enn til oppvarming. Altså diverse infrastruktur behov. Øvre tabell viser forutsetninger for beregninger. Samme antagelser brukes også for de to neste sidene. Netto elektrisk effekt er brutto elektriskeffekt fratrukket effektforbruk til MAP (P_{MAP}).

Multifuel-generator virkningsgrader [%-HHV]	
Elektrisk virkningsgrad	30%
Varme virkningsgrad	40%
Total virkningsgrad	70%

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
<u>Effekt generert [kW]</u>				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	60.2	90.4	88.8	239
Termisk effekt [kW _H]	80.3	120	118	319
Brutto elektrisk & termisk effekt	140	211	207	559
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	-36.9	-55.3	-54.4	-147
Netto elektrisk & termisk effekt	43.4	65.2	64.1	173
<u>Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]</u>				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	361	361	361	361
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	1168	1168	1168	1168
<u>Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]</u>				
El. til anlegg fra fabrikk	258015	387196	380596	1025807
Varme fra anlegg til fabrikk	561990	843363	828989	2234343
Netto energi forsynt til fabrikk	303976	456168	448393	1208536
<u>Resultater</u>				
Varmebehov på Isola dekket [%]	9%	13%	13%	35%
Strømbehov på Isola dekket [%]	0%	0%	0%	0%
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	0.3	0.5	0.4	1.2
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	355	533	524	1412
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	1493	2635	2116	6244

B.6: Forbrenning av pyrolyseolje med energiutnyttelse

Elektrisk effekt generert brukes til oppvarming utenom fabrikkens produksjonstimer, kun dersom det ikke genereres nok varme til å dekke hele varmebehovet på fabrikk.

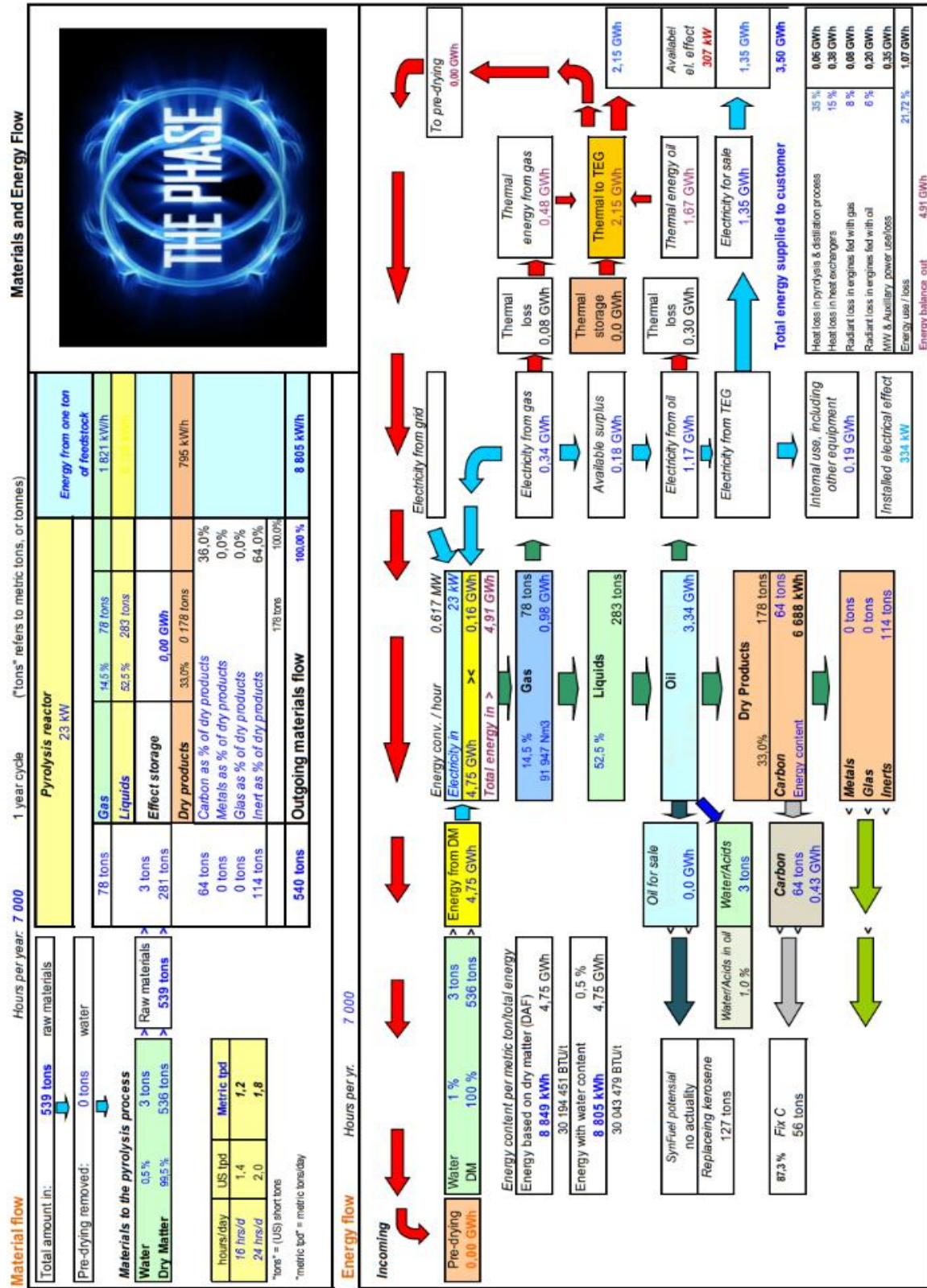
Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	I alt
Effekt generert [kW]				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	205	307	302	814
Termisk effekt [kW _H]	273	410	403	1085
Brutto elektrisk & termisk effekt	478	717	705	1899
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	108	162	159	428
Netto elektrisk & termisk effekt	381	571	561	1513
Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	340	340	340	340
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	427	427	427	427
Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]				
Elektrisitet levert til fabrikk	671717	1008027	990847	2670591
Overskudd elektrisitet	81812	122773	120680	325264
Varme generert	1910716	2867357	2818487	7596560
Totalt til oppvarming (inkl. El. overskudd)	1992528	2990130	2939167	Nok varme
Resultater				
Varmebehov på Isola dekket [%]	32%	47%	47%	100%
Varme overskudd [GWh/år]	0	0	0	1.3
Strømbehov på Isola dekket [%]	14%	21%	21%	57%
Elektrisitet overskudd [GWh/år]	0	0	0	0.3
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	2.7	4.0	3.9	9.0
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	1137	1706	1677	4521
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	711	1462	963	3135

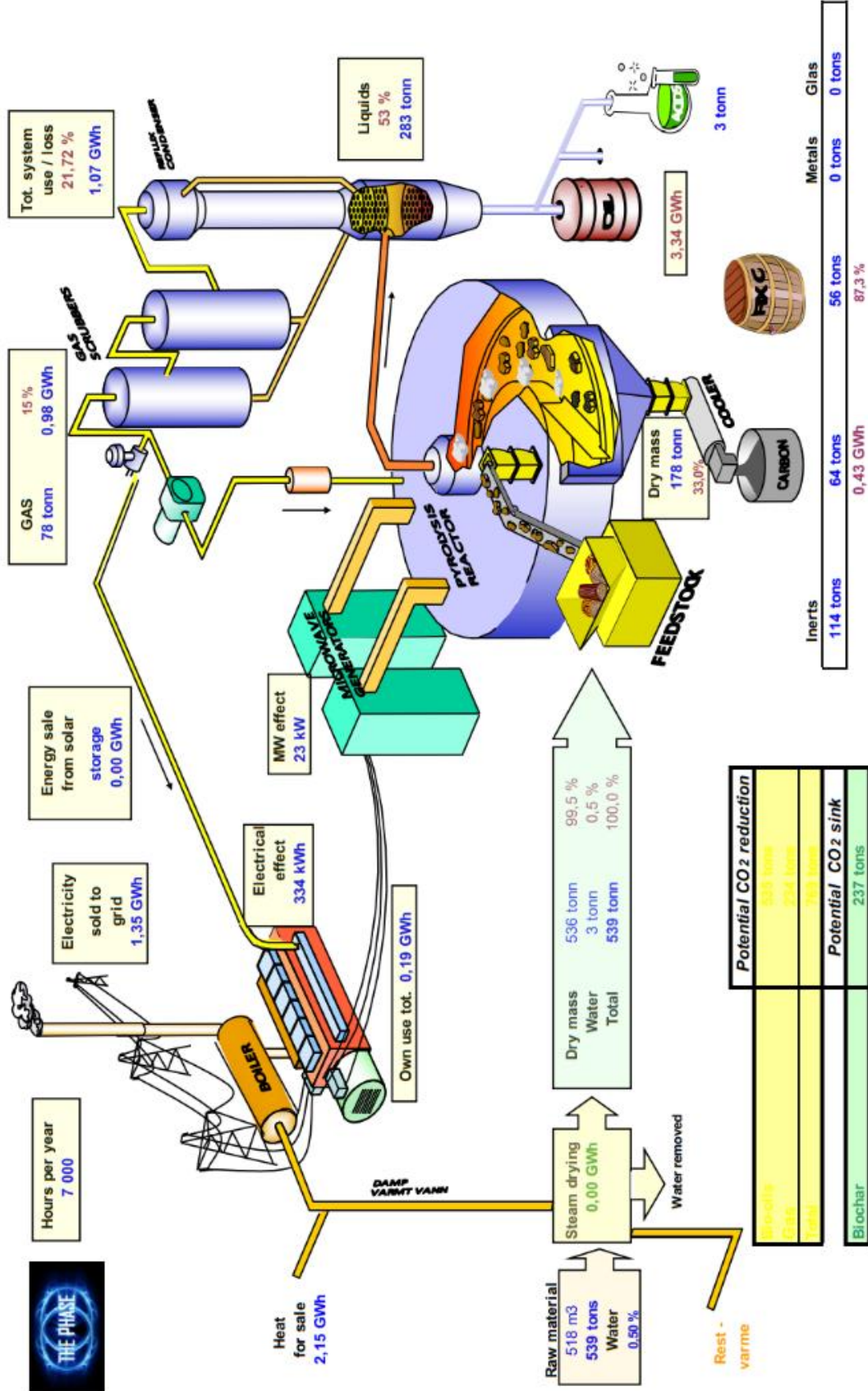
B.7: Forbrenning av pyrolyseolje & syngass med energiutnyttelse

Elektrisk effekt generert brukes til oppvarming utenom fabrikkens produksjonstimer, kun dersom det ikke genereres nok varme til å dekke hele varmebehovet på fabrikken.

Variabelnavn	Shingel	Overlag	Underlag	<u>I alt</u>
<u>Effekt generert [kW]</u>				
Brutto elektrisk effekt [kW _{EL}]	265	398	391	1053
Termisk effekt [kW _H]	353	530	521	1404
Brutto elektrisk & termisk effekt	618	928	912	2458
Netto elektrisk effekt [kW _{EL}]	168	252	248	667
Netto elektrisk & termisk effekt	521	782	769	2072
<u>Utslippsintensitet [g-CO₂/kWh]</u>				
Mhp brutto elektrisk & termisk effekt	345	345	345	345
Mhp netto elektrisk & termisk effekt	409	409	409	409
<u>Energiflyt mellom fabrikk og multifuel-generator [kWh]</u>				
Elektrisitet levert til fabrikk	1047448	1571876	1545085	4164409
Overskudd elektrisitet	127574	191446	188183	507204
Varme generert	2472706	3710721	3647476	9830903
Totalt til oppvarming (inkl. El. overskudd)	2600280	3902167	3835659	<u>Nok varme</u>
<u>Resultater</u>				
Varmebehov på Isola dekket [%]	41%	62%	61%	100%
Varme overskudd [GWh/år]	0	0	0	3.5
Strømbehov på Isola dekket [%]	22%	33%	33%	89%
Elektrisitet overskudd [GWh/år]	0	0	0	0.5
Strømutgifter bespart [mill. NOK/år]	3.6	5.5	5.4	10.5
Årlig CO ₂ -utslipp [tonn-CO ₂ /år]	1492	2239	2201	5933
Bundet-CO ₂ [tonn-CO ₂ /år]	356	929	439	1723

Vedlegg C: NorEnergy AS simulering





NORENERGY AS

Skjematisk flyt

03.11.2022



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway