



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Ombruk av farlig avfall fra husholdningen i et livsløpsperspektiv

Reuse of hazardous waste from the household in a
life cycle perspective

Marie Ofstad Skeie og Frøydis Hognestad Steinset
Fornybar energi

Forord

Denne masteroppgaven markerer avslutningen av fem års utdanning innenfor fornybar energi, ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU) i Ås. Vi er svært takknemlige for vår tid på Ås, og ønsker å rette en stor takk til alle venner og bekjente som har bidratt til en fantastisk studietid. Videre ønsker vi å rette en spesiell takk til masterveilederen vår, Erling Holden, for ukentlige møter med god oppfølging gjennom hele denne prosessen, og gode tilbakemeldinger. Vi ønsker også å rette en takk til Hanne Raadal for gode tips til LCA modellen(e). I tillegg er vi også veldig takknemlig for god hjelp fra Tord Tjelflaat fra IVAR, som har bidratt med informasjon og data. Til slutt ønsker vi å takke hverandre for et godt samarbeid.

Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet

Ås, 10. mai 2022

Marie Ofstad Skeie og Frøydis Hognestad Steinset

Sammendrag

I denne studien ser vi på hvor stor de miljømessige fordelene ved ombruk av farlig avfall fra husholdningen er sammenlignet med standard behandling (forbrenning), sett ut ifra et livsløpsperspektiv. Vi har gjort flere litteratursøk og livssyklusanalyser (LCA) for å svare på denne problemstillingen. Fra litteratursøk viser det seg at dette er et veldig lite undersøkt område og kunnskapshullet er stort. LCA analysene blir brukt for å beregne utslipp. Vi brukte en funksjonell enhet på 1 tonn farlig avfall behandlet, og så på to typer av farlig avfall, maling og rengjøringsmidler, disse blir omtalt som systemer. For hvert system har vi to modeller, en modell for standard behandling av avfallet og en modell for ombruk. Det ble også laget 5 scenarier som så på 100 %-, 75 %-, 50 %-, 25 %-, og 0 %-ombruk for å se hvilken effekt dette ville ha på resultatet. 1M og 1R står for 100 % ombruk mens 5M og 5R står for 0 % ombruk. Tabell 1 under viser en oversikt på de ulike systemene, modellene og scenarioene, og hvordan de henger sammen.

Tabell 1 Oversikt over de ulike systemene, modellene og scenarioene som er brukt i studien. Delt opp i 2 systemer, 4 modeller og til sammen 10 scenarier som har ulik grad av ombruk i %.

System	Maling		Rengjøringsmidler	
Modeller	Maling standard behandling	Maling ombruk	Rengjøringsmidler standard behandling	Rengjøringsmidler ombruk
Scenario	5M	1M	5R	1R

I resultatene ble det fokusert på effektkategoriene; global oppvarming, knapphet av mineralressurser, menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet og forsurening av landjord. IVAR sitt avfallsmottak og bruktbuikk er blitt brukt som case og studien er gjort for å gjøre en beregning på hvor store klimagassbesparelser det potensielt er hos Forus gjenvinningsstasjon ved implementering av ombruk av farlig avfall. Ved en realistisk forutsetning med ombruk på 25 % viser resultatene et utslipp på 5 714 kg CO₂-e for maling, og 2 268 kg CO₂-e for rengjøringsmidler per funksjonell enhet for effektkategorien global oppvarming. Til sammenligning er utslippet for global oppvarming ved standard behandling 7 599 kg CO₂-e for maling, og 2 963 kg CO₂-e for rengjøringsmidler per funksjonelle enhet.

Resultatene viser tydelig at i scenario med en grad av ombruk er miljøpåvirkningen betydelig lavere enn hva de er for standard behandling i dag for alle effektkategoriene. Det finnes

derimot flere praktiske utfordringer med implementeringen av ombruk av farlig avfall fra husholdningen som ikke kan illustreres i LCA analysen. Det er ikke alle produkter som egner seg til ombruk og det må derfor bli lagt inn ressurser for å lage et system som sjekker dette. Ombruk vil derimot gi flere miljøgevinster som; lavere utslipp knyttet til livsløpet, produktene blir ført høyere opp i avfallshierarkiet og bedre utnyttelse av ressurser som også kan føre til mindre uttak av jomfruelig materiale.

Abstract

In this study, we look at how great the environmental benefits of reusing hazardous waste from the household are compared to standard treatment (incineration), seen from a life cycle perspective. We have conducted several literature searches and life cycle assessments (LCA) to provide insight to this thesis question. From the literature search, it turns out that there is a lack of research on this area. The LCA method is used to calculate emissions. We used a functional unit of 1-ton hazardous waste treated, and looked at two types of hazardous waste, paint, and cleaning agents, these are referred to as the systems. For each system we have two models, a model for standard waste treatment and a model for reuse. 5 scenarios were also developed, to analyse different degrees of reuse, with 100%, 75%, 50%, 25%, and 0% reuse to see what effect this would have on the result. 1M and 1R account for 100% reuse while 5M and 5R account for 0% reuse. Table 1 below provides an overview of the different systems, models, and scenarios, and how they are connected.

Table 2 Overview of the different systems, models and scenarios used in this study. Divided into 2 systems, 4 models and a total of 10 scenarios with different degrees of reuse in %.

Systems	Paint		Cleaning agents	
Models	Paint standard waste treatment	Paint reuse	Cleaning agents standard waste treatment	Cleaning agents reuse
Scenarios	5M	1M	5R	1R

The results focused on the impact categories, global warming, mineral resource scarcity, human non-carcinogenic toxicity, and terrestrial acidification. IVAR's waste collection facility and second-hand shop has been used as a case study, to make a calculation of how big the potential greenhouse gas emissions savings are at Forus waste collection facility when implementing reuse of hazardous waste. By using a realistic assumption with 25% reuse, the results show an emission of 5 714 kg CO₂-eq for paint, and 2 268 kg CO₂-eq for cleaning agents per functional unit for the impact category global warming. In comparison, the emission for global warming by standard treatment is 7 599 kg CO₂-eq for paint, and 2 963 kg CO₂-eq for cleaning agents per functional unit.

The results clearly show that in a scenario where there is a degree of reuse, the environmental impact is significantly lower than what it is for standard treatment today for all the impact categories. However, there are several practical challenges with the implementation of reuse of hazardous waste from the household, that cannot be illustrated in the LCA analysis. Not all products are suitable for reuse and therefore resources must be invested to create a system that has the capacity to check the products to see if they are suitable for reuse. On the other hand, reuse will provide several environmental benefits such as lower emissions related to the products life cycle, the products are brought higher up in the waste hierarchy, and better utilization of the resources which can also bring the need to extract virgin material down.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	IV
Figurligste	VIII
Tabell-liste	VIII
Ordliste	IX
1. Introduksjon	1
1.1 <i>Bakgrunn for oppgaven</i>	2
1.2 <i>Problemstilling</i>	3
1.2.1 <i>Sentrale spørsmål</i>	3
1.3 <i>Omfang og avgrensinger</i>	4
1.4 <i>Oppgavens struktur</i>	4
2. Kunnskapsstatus	5
2.1 <i>Norsk avfallspolitikk</i>	5
2.1.1 <i>Produsentansvar</i>	7
2.2 <i>Farlig avfall</i>	7
2.2.1 <i>Juridisk veileder for ombruk av farlig avfall</i>	8
2.3 <i>LCA av avfall</i>	9
2.4 <i>LCA av maling</i>	11
2.5 <i>LCA rengjøringsmidler</i>	14
2.6 <i>Kunnskapshull</i>	17
3. Metode og datagrunnlag	18
3.1 <i>Valg av metode</i>	18
3.2 <i>Litteraturstudie</i>	18
3.3 <i>Metode LCA</i>	19
3.3.1 <i>Fastsettelse av hensikt og omfang</i>	20
3.3.2 <i>Livsløpsegenskap</i>	26
3.3.3 <i>Livsløpseffektvurdering</i>	41
3.3.4 <i>Livsløpstolkning</i>	44
3.4 <i>Datagrunnlag og datakvalitet</i>	45
4. Resultater	47
4.1 <i>Resultat maling</i>	47
4.1.1 <i>Global oppvarming</i>	49
4.1.2 <i>Knapphet på mineralressurser</i>	50
4.1.3 <i>Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet</i>	51

4.1.4 Forsuring av landjord	52
4.2 Resultat rengjøringsmidler	53
4.2.1 Global oppvarming.....	55
4.2.2 Knapphet på mineralressurser	57
4.2.3 Mennekelig ikke-kreftfremkallende toksisitet	58
4.2.4 Forsuring av landjord	59
4.3 Resultat Forus gjenvinningsstasjon	60
5. Diskusjon.....	62
5.1 Hvor store utslipp er det ved ombruk av farlig avfall?.....	62
5.2 Hvor stor er miljøpåvirkningen ved standard behandling (forbrenning) av farlig avfall, og hvilken av livsløpsfasene har størst påvirkning?.....	64
5.3 Hvilke utfordringer er det med ombruk av farlig avfall?.....	65
5.4 Hvilke positive effekter kan ombruk av farlig avfall ha?.....	67
6. Vurdering av eget arbeid.....	71
7. Konklusjon	72
8. Referanser (vedlegg)	74
Vedlegg.....	78
Vedlegg A.1: Utklipp 1 av 2 av standard behandling modell for maling.	78
Vedlegg A.1.2: Utklipp 2 av 2 av standard behandling modell for maling.	78
Vedlegg A.2: Utklipp av ombruk modell for maling.	79
Vedlegg A.3: Utklipp 1 av 2 av standard behandling modell for rengjøringsmidler.....	81
Vedlegg A.3.1: Utklipp 2 av 2 av standard behandling modell for rengjøringsmidler.....	82
Vedlegg A.4: Utklipp av ombruk modell for maling.	83

Figurligste

Figur 1 Avfallshierarkiet	6
Figur 2 Overblikk over LCA metode	20
Figur 3 Flytskjema over systemene for standard behandlings modellen og ombruksmodellen.	28
Figur 4 Fordeling av utslipp fra livsfasene for effektkategoriene i standard behandlings modellen for maling ...	48
Figur 5 Resultat global oppvarming for maling ved ombruk scenario 1M-5M	50
Figur 6 Resultat knapphet på mineralressurser for maling ved ombruk scenario 1M-5M	51
Figur 7 Resultat menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet for maling ved ombruk scenario 1M-5M	52
Figur 8 Resultat forsuring av landjord for maling ved ombruk scenario 1M-5M.....	53
Figur 9 Fordeling av utslipp fra livsfasene for alle effektkategoriene i standard behandlings modellen for rengjøringsmidler	54
Figur 10 Resultat global oppvarming for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R.....	56
Figur 11 Resultat knapphet av mineralressurser for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R.....	58
Figur 12 Resultat ikke-kreftfremkallende toksisitet for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R	59
Figur 13 Resultat forsuring av landjord for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R	60

Tabell-liste

Tabell 1 Oversikt over de ulike systemene, modellene og scenarioene som er brukt i studien.	II
Table 2 Overview of the different systems, models and scenarios used in this study	IV
Tabell 3 Oversikt over hvordan systemene, modellene og scenarioene henger sammen.	4
Tabell 4 Søkeordene som ble brukt i litteratursøkene	18
Tabell 5 Oversikt over systemgrensen for studien	23
Tabell 6 Oversikt over de ulike scenarioene i analysen.....	23
Tabell 7 LCI av maling per funksjonell enhet.....	32
Tabell 8 Tabell for materiale og mengde i modell for ombruk av maling per funksjonelle enhet i kg	33
Tabell 9 LCI for rengjøringsmiddelet oppvaskmiddel per funksjonelle enhet. Mengde i kg.....	35
Tabell 10 LCI for rengjøringsmiddelet vindusvask spray per funksjonelle enhet. Mengde i kg.	35
Tabell 11 LCI for rengjøringsmiddelet baderspray per funksjonelle enhet. Mengde i kg.	36
Tabell 12 LCI for rengjøringsmiddelet syre toalettrens per funksjonelle enhet. Mengde i kg.....	36
Tabell 13 LCI for rengjøringsmiddelet bleke toalettrens per funksjonelle enhet. Mengde i kg.....	37
Tabell 14 Type materiale og mengde som inngår i ombruksmodellen for rengjøringsmidlene	38
Tabell 15 Tabell over transport til end-of-life i standard behandling modellen	38
Tabell 16 Data over end-of-life for maling i standard behandlings modellen	39
Tabell 17 Data over end-of-life for rengjøringsmidler i standard behandlings modellen.....	40
Tabell 18 Data over end-of-life for maling i ombruksmodellen	40
Tabell 19 Data over end-of-life for rengjøringsmidler i ombruksmodellen	41
Tabell 20 Oversikt over effektkategoriene som er fokus i studien	43
Tabell 21 Oversikt over hvordan system, modeller og scenario henger sammen.....	47
Tabell 22 Oversikt over de ulike scenarioene som blir undersøkt i studien	47
Tabell 23 Resultat av scenarioanalyse av maling	49
Tabell 24 Resultat av scenarioanalyse av rengjøringsmidler.	55
Tabell 25 Besparelse av CO ₂ -e ved ombruk av farlig avfall hos Forus gjenvinningsstasjon basert på 2021 tall ...	60

Ordliste

Begrep	Forklaring
Ombruk	vil si at produkter eller materialer blir brukt på nytt til samme formål uten behov for særing bearbeiding.
Avfall	blir definert som kasserte gjenstander, materialer, restprodukter eller lignende som ikke lenger har sin opprinnelige verdi
Farlig avfall	er avfall som ikke hensiktsmessig kan håndteres sammen med annet avfall fordi det kan føre til forurensning eller skader på mennesker og/eller dyr
Sirkulærøkonomi	Er et økonomisk system som har som erstatter end-of-life konseptet med avfallsreduksjon, ombruk, resirkulering og gjenvinning av avfall inn i nye produkter og materialsykluser. Den bygger på prinsippene om det sirkulære kretsløpet i naturen og skiller seg fra det lineære bruk-og-kast økonomisystemet som blir praktisert i dag
CO ₂ -ekvivalenter	Er en enhet som ofte blir brukt i klimagassregnskap. Denne enheten blir ofte brukt for å regne om utslipp fra andre klimagasser til en og samme enhet slik at det er mulig å sammenligne dem. Enheten sier noe om effekten en gitt mengde CO ₂ har på den globale oppvarmingen over en gitt tidsperiode (som regel 100 år)
Livssyklusanalyse (LCA)	er en systematisk analyse for vurdering av miljø-, helse og ressurspåvirkninger knyttet til et produkt, produktsystem eller aktivitet, gjennom hele livsløpet
Scenario	er en systematisk oversikt over flere tenkte mulige begivenheter som kan oppstå i fremtiden. Scenarioer er ofte del av forskningsarbeid for å teste usikkerhet i resultatet.
Modeller	her menes LCA modeller som er programmert i programmet SimaPro. Modellen er bygget opp av flere livsløpstrinn, bla uttak av råmateriale, transport, produksjon, bruk og end-of-life. I hvert livsløpstrinn blir det lagt inn alle prosessene som trinnet inneholder. For hver prosess blir det lagt inn mengde av materiale/stoff/energi og geografi
System	her menes system som det overordnede analyseobjektet, hvor modell og scenario er underliggende delanalyser

1. Introduksjon

Naturressursene på jorda har blitt lagt under press i flere år. Med en økende befolkning globalt og økt materialisme i samfunnet brukes det mer og mer ressurser. Hvert år beregnes Earth Overshoot Day (jordas overforbruksdag). Denne datoen markerer når menneskehetens etterspørsel etter økologiske ressurser og tjenester i et gitt år overstiger hva jorden kan regenerere i det året. I 2021 ble jordas overforbruksdag beregnet til å være den 29. juli (Earth_Overshoot_Day, 2022). Nordmenn er verstinger på forbruk og ligger på topplisten i Europa. Hvis alle mennesker på jorda hadde hatt et likt forbruk som en gjennomsnittlig innbygger i Norge, hadde vi trengt 3,4 jordkloder (FN-sambandet, 2021). Det vil ikke være mulig å fortsette å bruke ressursene vi har på denne måten i lengre tid fremover.

FNs bærekraftsmål er verdens felles arbeidsplan og jobber blant annet mot dette. FNs bærekraftsmål består av 17 mål, og flere delmål, som jobber for å utrydde fattigdom, bekjempe ulikhet og for å stoppe klimaendringene innen 2030 (FN-sambandet, 2022b). FNs bærekraftsmål nummer 12 er mest sentral for problemstillingen i studien og står for ansvarlig forbruk og produksjon. Målet går blant annet ut på forvaltning og effektiv bruk av naturressurser, reduksjon i svinn fra produksjon og reduksjon i mengden avfall. FN peker på at for å bidra til et mer ansvarlig forbruk kan politiske ordninger gjøre det billigere å reparere enn å kjøpe nytt og fremme mer resirkulering (FN-sambandet, 2022a). Vi har enda et godt stykke igjen før vi har nådd målet om ansvarlig forbruk og produksjon. Et av Norges hovedutfordring er overforbruk som stammer fra vår bruk og kast mentalitet. Endring av industrien og befolkningens livsstil vil være nødvendig for å nå disse målene. Oppnåelse av FNs bærekraftsmål nummer 12 vil ha en god effekt på planetens klima, miljø og naturmangfold.

Overforbruk av ressurser har sammenheng med klimakrisen vi står ovenfor. Norge har som mål om å redusere utslippet av klimagasser med 50-55 % innen 2030 i forhold til nivået i 1990. Dette er for å forhindre en økning av gjennomsnittstemperaturen på 1,5-2 grader celsius. En av de viktigste punktene fra klimarapporten av 2022 (Miljødirektoratet, u.å) er at konsekvensene av klimakrisen vil bli synlige raskere og være mer alvorligere enn tidligere antatt. Dette tiåret vil være avgjørende for å sikre en levelig og bærekraftig fremtid. Det vil derfor være avgjørende for miljøet og klimaet at ressursene blir holdt lenger i samfunnet og

at de gjenbrukes mer effektivt. Dette vil føre til et mindre behov for uttak av jomfruelig materiale fra naturen, som vil redusere klimagassutslipp (Miljødirektoratet, 2022).

Avfall ble før sett på som et problem, men blir i dag i større grad sett på som en ressurs. Frem til 1970-tallet, før vi forstod konsekvensene av forurensing fra søppelforbrenning, plast i havet og miljøgifter i naturen, ble avfallet hovedsakelig lagt på fyllinger, unna innbyggerne (Sortere, 2022). I ettertid har det kommet flere lover og krav til ending som har ført til innovasjon og nye metoder for avfallsbehandling. Vi er derimot enda et stykke fra målsetningen satt i EU og internt i Norge for ressurs og avfallsbehandling mot et klimanøytralt og sirkulært samfunn. Mye av avfallet i dag blir sendt til forbrenning. I 2020 var 4,4% av de norske klimagassutslippene fra avfallsbehandling (Miljøstatus, 2021). En del av dette «avfallet» kunne blitt utnyttet som ressurs. Store deler av avfallet vi kaster i dag kunne unngått forbrenning ved resirkulering, reparasjon eller ombruk.

I forbindelse med datainnsamlingen til masteroppgaven ble det gjort litteratursøk i ulike vitenskapelige databaser, se kapittel 3.2. Det har vist at det ikke finnes mange forskningsartikler som omhandler miljøpåvirkning av behandling av farlig avfall, eller ombruk av farlig avfall. Det har også vist at LCA av farlig avfall er et lite utforsket område, spesielt med norske forhold. Det finnes artikler som utforsker miljøpåvirkning av avfallsbehandling av andre avfallsfraksjoner, LCA studier av produksjon og bruk av rengjøringsmidler, samt artikler som studerer utslipp knyttet til produksjon og resirkulering av maling. Allikevel er det et stort kunnskapshull når det kommer til ombruk av både rengjøringsmidler og maling. Se kapittel 2. for hele kunnskapsstatusen.

1.1 Bakgrunn for oppgaven

IVAR er et interkommunalt selskap som blant annet har ansvar for renovasjon i flere av kommunene i Rogaland (IVAR, u.å.). Daglig får de inn flere tonn avfall i ulike kategorier. Fra erfaring har de observert at mye av avfallet enda er brukbart og kan brukes videre/på ny. De åpnet derfor for salg av brukte varer som ble solgt i en bruktbuå, «Bruktbuå». Sommeren 2021 hadde IVAR et nybrottsprosjekt hvor det ble forsøkt å samle inn og selge også farlig avfall i Bruktbuå (Skodje et al., 2021). I sommermånedene ble blant annet maling, rengjøringsmidler

og spraybokser samlet inn, og det som ble vurdert som brukbart ble priset og solgt tilbake til forbrukere. Ombruk av farlig avfall fra husholdningen er et nytt prosjekt som er unikt for IVAR, og er ikke blitt prøvd ut av andre aktører i Norge. Målet IVAR har for bruktboutikken og salg av farlig avfall er å redusere mengden avfall og dermed også redusere klimautslipp i forbindelse med eventuell produksjon av nye produkter (Laugaland & Kalstad, 2021). Prosjektet hadde stor suksess, og har blitt inspirasjonen for denne masteroppgaven. Her er målet å finne ut hvor stor effekt denne ombruken av farlig avfall har i et miljø- og klimaperspektiv.

1.2 Problemstilling

Oppgavens hovedproblemstilling handler om miljøeffekten av ombruk av farlig avfall. For å begrense og konkretisere problemstillingen skal vi se på miljøeffekten av ombruk av maling og rengjøringsmidler.

Problemstillingen som skal undersøkes er:

«Hvor stor er de miljømessige fordelene ved ombruk av farlig avfall fra husholdningen sammenlignet med standard behandling (forbrenning), sett ut ifra et livsløpsperspektiv?»

1.2.1 Sentrale spørsmål

For å besvare problemstillingen er det blitt definert noen sentrale spørsmål;

- Hvor stor er miljøpåvirkningen ved ombruk av farlig avfall?
- Hvor stor er miljøpåvirkningen ved standard behandling (forbrenning) av farlig avfall, og hvilken livsløpsfase har størst påvirkning?
- Hvilke utfordringer er det ved ombruk av farlig avfall?
- Hvilke positive effekter kan ombruk av farlig avfall ha?

Oppgaven skal besvares ved bruk av metoden livssyklusanalyse (LCA). Utslipet av varene som kunne gått til ombruk vil bli regnet ut ved hjelp av dataprogrammet SimaPro som er et verktøy utviklet for LCA-metodikk. Det vil bli gjort en avfalls-LCA som kun ser på produktene etter at

de er kommet til gjenvinningsstasjonen, ettersom prosessene før dette stadiet vil være av liten betydning i denne oppgaven.

1.3 Omfang og avgrensinger

Oppgaven er avgrenset til to systemer, ett med maling og ett med rengjøringsmidler, se Tabell 3 for nærmere beskrivelse. Vi har valgt å begrense oppgaven til å se på maling og rengjøringsmidler ettersom oppgaven hadde blitt for stor og komplisert om vi skulle tatt med alle de ulike kategoriene for farlig avfall som blir samlet inn på IVAR sin gjenvinningsstasjon på Forus. Kapittel 2, metode og datagrunnlag, gir en mer utfyllende beskrivelse av de to systemene som danner grunnlaget for analysen. Tidsperspektivet til oppgaven er omtrent 4 måneder, 10 januar - 15 mai. Dette har vært med på å legge føringer for omfanget av oppgaven i forhold til innhenting av data og modellering i SimaPro.

Tabell 3 Tabellen viser en oversikt over hvordan systemene, modellene og scenarioene henger sammen. Hovedfordelingen er i to systemer, et for maling og et for rengjøringsmidler. Det har så blitt laget to modeller for hvert system, en med standard behandling og en med ombruk, dette gir til sammen fire modeller. Basert på modellene er det fem scenarioer for hvert system, til sammen 10 scenario. Videre beskrivelse av scenarioene finnes i Tabell 6.

System	Maling		Rengjøringsmidler	
Modeller	Maling standard behandling	Maling ombruk	Rengjøringsmidler standard behandling	Rengjøringsmidler ombruk
Scenario	5M	1M	5R	1R

1.4 Oppgavens struktur

Denne artikkelen har blitt strukturert i 7 kapitler: 1) Introduksjon. 2) Kunnskapsstatus, om norsk avfallspolitikk og andre LCA analyser om lignende studier som er blitt gjort for farlig avfall. 3) Metode for litteraturstudie og LCA; målet for LCA-ene, systemgrenser, livssyklusinventar (LCI) og livssykluspåvirkningsvurdering (LCIA). 4) Resultater, denne delen viser resultatene av LCA for maling og rengjøringsmidler, i tillegg til scenarioanalyse på andel ombruk av avfall som blir levert til IVAR. 5) Diskusjonen som ser nærmere på ulike positive og negative sider for studien og som understreker begrensningene for oppgaven 6) Selvkritikk for oppgaven, hva kunne vi gjort bedre. 7) Konklusjonen for studien.

2. Kunnskapsstatus

Denne kunnskapsstatusen har seks hoveddeler. Første del tar for seg norsk avfallspolitikk.

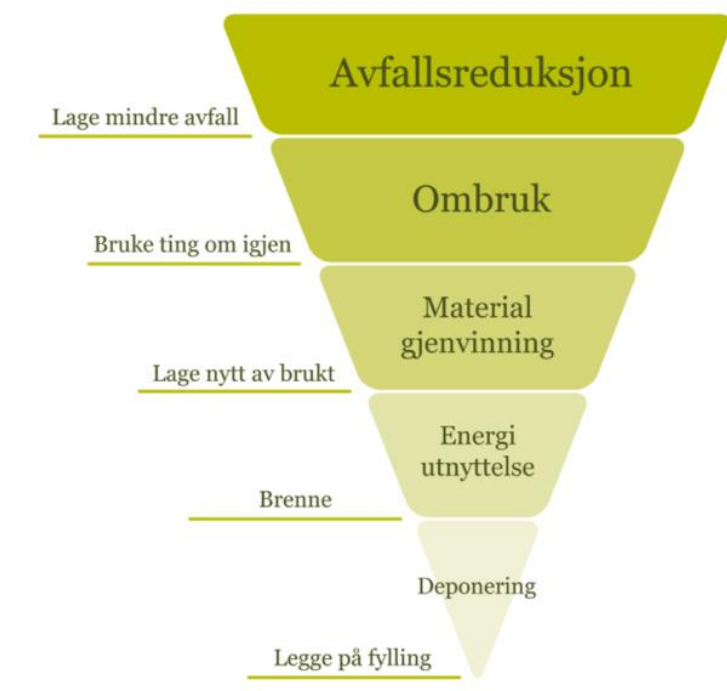
Den andre delen ser på farlig avfall, og juridisk veileder for ombruk av farlig avfall. Del tre er LCA av farlig avfall. I fjerde del er det LCA av maling, og i del fem LCA av rengjøringsmidler.

Til slutt presenterer vi kunnskapshull.

2.1 Norsk avfallspolitikk

Det har vært en stor endring i synet på avfall fra 1970 og frem til i dag, 2022. Tidligere var søkelyset på resirkulering av avfallsstoffer, mens det nå er snakk om avfallsforebygging og sirkulær økonomi (Grundt, 2015). I 1991/92 la Miljødepartementet frem St.meld. nr. 44, som er Norges første stortingsmelding om avfall. Denne meldingen satt avfallspolitikk på dagsorden med blant annet mål om avfallsreduksjon, strengere håndtering av farlig avfall og avfallspyramiden som styrende prinsipp med blant annet økt ombruk. Dette satte kursen for norsk avfallspolitikk og er fortsatt noen av de overordnede målsetningene i dagens avfallspolitikk. For farlig avfall ble det i 1991 vedtatt i Stortinget at det skulle opprettes et selskap for behandling av spesialavfall, dette er Norsk Avfallshandtering AS (NOAH) som også den dag i dag behandler farlig avfall. Senere kom også St.meld. nr. 26 (2006-2007) hvor det ble satt et mål om at genereringen av ulike typer farlig avfall skulle reduseres innen 2020 sammenlignet med 2005-nivå (Grundt, 2015). I 2000 ble også norsk forening for farlig avfall (NFFA) stiftet. Medlemmene i NFFA er i dag de som samler inn, transporterer og behandler farlig avfall.

Figur 1 under viser avfallspyramiden, også kjent som avfallshierarkiet, som ble nevnt ovenfor som en av de styrende prinsippene fra St.meld. nr. 44 (1991-1992). Avfallshierarkiet (LOOP_Stiftelsen_for_Kildesortering_og_Gjenvinning, 2022) er en figur som demonstrerer prioriteringsrekkefølgen i EUs rammedirektiv for avfall og norsk avfallspolitikk. Målet er å behandle avfallet så høyt oppe i pyramiden som mulig, hvor det fremste målet er å hindre at avfallet oppstår. I denne pyramiden er ombruk nummer to i prioriteringsrekkefølgen, og det er hovedsakelig dette trinnet vi setter søkelys på i denne masteroppgaven. Ombruk er å utnytte et produkt i dets opprinnelige form (Rognlien, 2002). Det vil si at produktet blir brukt på nytt uten at man endrer strukturen i materialet.



Figur 1 Avfallshierarkiet illustrerer prioriteringen i norsk avfallspolitikk, LOOP- Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning (2021) (LOOP_Stiftelsen_for_Kildesortering_og_Gjenvinning, 2022)

Et annet begrep som har blitt populært i litteraturen de siste årene er sirkulær økonomi. I følge Kirchherr et al. (2017) er definisjonen av sirkulær økonomi at det er et økonomisk system som erstatter end-of-life konseptet med avfallsreduksjon, ombruk, resirkulering og gjenvinning av avfall inn i nye produkter og materialsykluser. Begrepet er operativt på mikronivå, mesonivå og makronivå. Målet er at det skal bidra til bærekraft, og drives frem gjennom nye forretningsmodeller og ansvarlige forbrukere.

Gjennom litteratursøk er det **ikke** blitt funnet noen forskningsartikler som ser på ombruk av farlig avfall. Det finnes derimot mange forskningsartikler som ser på resirkulering. En forskningsartikkel av Kristensen og Mosgaard (2019) understreker dette. De gjorde et systematisk og ekstensivt litteratursøk for å finne indikatorer for sirkulærøkonomi. Ut fra alle forskningsartiklene og bedriftssidene de gikk igjennom, så de at resirkulering er den mest utviklede indikatoren innen sirkulær økonomi, mens gjenbruk og reparasjon var lite undersøkt og derfor lite utviklet. Samtidig er resirkulering den minst bærekraftige strategien i sirkulær økonomi. Allikevel viser flere forskningsartikler at ombruk, reparering og resirkulering har en positiv påvirkning på miljøet fremfor tradisjonell behandling av avfall.

2.1.1 Produsentansvar

Produsentansvarsordninger er en sentral del av norsk avfallspolitikk, og å utforske effekten av en produsentansvarsordning for farlig avfall er interessant, men det er valgt å ikke studere dette her fordi det ville blitt en altfor omfattende analyse. Allikevel har vi valgt å ta det med i kunnskapsgrunnlaget fordi det er et tema som har dukket opp flere ganger i litteratursøket. I Britisk Columbia, som er en kanadisk provins, har det blitt gjort forsøk på å ha utvidet produsentansvar også for farlig avfall (Driedger, 2002). De fant at det førte til at mengden kommunalt farlig avfall gikk ned, og at utvidet produsentansvar kan være et effektivt politisk verktøy, men at det er viktig å vedta enkelte retningslinjer som setter mål for gjenbruk og resirkulering og fremme forbrukerbevissthet.

2.2 Farlig avfall

I henhold til forskrift om farlig avfall blir farlig avfall definert som *«avfall som ikke hensiktsmessig kan håndtere sammen med annen husholdningsavfall eller næringsavfall fordi det kan medføre alvorlig forurensning eller skade på mennesker eller dyr» §27 (Forurensningsloven, 2016)*. Det finnes flere typer for farlig avfall. Noen av dem som listes i avfallsforskriften kapittel 11 er;

- Spilloljer og oljeforurenset avfall
- Tungmetallholdig avfall
- Eksplosivt avfall
- Avfall med organiske miljøgifter
- *Maling og løsemidler*
- *Rengjøringsmidler og etsende avfall*

Felles for disse avfallstypene er at de kan føre med seg en reell fare for helse og miljø. Disse avfallstypene må derfor behandles spesielt og holdes adskilt fra annet avfall. Avfallet må leveres til et mottak som kan håndtere farlig avfall.

En av de vanligste metodene for behandling av farlig avfall er ved forbrenning i en roterende ovn. En roterende ovn er en sylinder-formet reaktor med en rotasjonshastighet på 5-15 omdreininger per time. Oppholdstid for gassene er minimum 2 sekunder ved en temperatur

på 1200-1400 grader celsius. Fra den roterende ovnen blir så gassene sendt til et sekundærforbrenningskammer, som senker temperaturen ved hjelp av hydrokarboner. Videre går gassen igjennom avgassdampkjelen, hvor deler av gassens varmeinnhold brukes til dampproduksjon. Dampen brukes til å produsere varme, strøm til nettet eller til produksjon av for eksempel sement eller destillert vann (Moen, 2022).

2.2.1 Juridisk veileder for ombruk av farlig avfall

Nylig er det gitt ut en veileder/posisjonsnotat som tar for seg muligheten for ombruk av farlig avfall (NFFA & Avfall_Norge, 2021). Dette er et samarbeid mellom Avfall Norge og Norsk forening for farlig avfall (NFFA). Veilederen tar for seg ombruk, altså at det farlige avfallet benyttes om igjen til det opprinnelige formålet. Et viktig punkt er at for å muliggjøre ombruk må avfallet gå fra å være avfall til å bli et produkt (Bratteng, 2022). Kriteriene for at avfallet blir produkt følger av Forurensningsloven § 27 tredje ledd:

- «1. Har gjennomgått gjenvinning
2. Er alminnelig brukt til bestemte formål
3. Kan omsettes i et marked eller er gjenstand for etterspørsel
4. Innfrir de tekniske kravene som følger av de aktuelle bruksområdene og eventuelle produktkrav og -standarder
5. Ikke medfører nevneverdig høyere risiko for helseskade eller miljøforstyrrelse enn tilsvarende» (NFFA & Avfall_Norge, 2021).

Av kriteriene ovenfor er det punkt 4 som ifølge NFFA og Avfall_Norge (2021) kan by på den største utfordringen. Dette gjelder spesielt for produktkategorien maling, ettersom avfallsmottaket må foreta visse undersøkelser for å forsikre seg om at den fortsatt er egnet for det aktuelle formålet. Avfallsregelverket i seg selv setter ikke begrensninger for ombruk. Produktene som eventuelt blir videre distribuert må derimot ikke føre til nevneverdig skade og ulempe, i tillegg til at bruken må være lovlig. Selv om avfallsregelverket i seg selv ikke er svært begrensende i forhold til ombruk, er det noen tilstøtende regelverk som begrenser hvilke typer farlig avfall som kan gå til ombruk. Blant annet bør det farlige avfallet mottas i den originale emballasjen, produktet bør fortsatt være i omløp, i tillegg til at ombruk er utelukket for farlig avfall som omfattes av forskrift om farlig stoff.

Hovedpunktene som kommer frem av posisjonsnotatet er at ombruk er generelt positivt, da det forlenger livsløpet for produkter, og flytter dem høyere opp i avfallshierarkiet. Det er allikevel noen problemstillinger knyttet til ansvar og risiko i forbindelse med den rollen avfallsmottakene får som salgsledd ovenfor forbrukerne. Avfallsmottak som ønsker å starte med ombruk av farlig avfall må derfor sette seg grundig inn i relevant lovverk, og etablere skriftlige prosedyrer og gi nødvendig opplæring til ansatte (NFFA & Avfall_Norge, 2021).

2.3 LCA av avfall

I litteraturen er LCA av farlig avfall et lite utforsket område, spesielt gjelder dette for forskningsartikler med norske forhold. I avsnittene under blir noen av artiklene funnet i litteratursøket presentert. Det er funnet artikler som bruker livssyklusanalyse for kommunalt avfall, en som undersøker miljøpåvirkningen av industrielt farlig avfall i Kina, og en som sammenligner ulike teknologier for forbrenning av farlig avfall. I tillegg til dette er det også funnet en rapport som ser på utviklingen av klimaregnskap for ulike avfallsfraksjoner i Norge. Den inkluderer derimot ikke kommunalt farlig avfall i Norge, her er det et kunnskapshull.

En studie funnet i «The International Journal of Life Cycle Assessment», gjorde en sammenligning av ulike forbrenningsalternativer for farlig avfall ved hjelp av LCA verktøy i Nederland. Denne studien går i dybden på forskjellen mellom sementovner og kommunale forbrenningsovner, med 1 tonn brennbart avfall med typisk sammensetning som funksjonell enhet (Tukker, 1999). Det ble konkludert med at det ikke er en preferanse for en av ovnene ovenfor den andre, fordi valg av allokeringssystem kan påvirke resultatene. Studien undersøker tre ulike teknologier for forbrenning av farlig avfall i Nederland, og inkluderer ikke transport av avfallet fra innsamling til behandling.

Det har blitt gjort noen studier hvor LCA har blitt brukt som et verktøy for å finne energibruk og klimapåvirkning fra behandling av kommunalt avfall. En av disse studiene er Finnveden et al. (2005). Det er en LCA av kommunalt avfall i Sverige som inkluderer deponi, forbrenning, resirkulering og kompostering. Studien ser også på om LCA kan brukes til å teste avfallshierarkiet og identifisere situasjoner der hierarkiet ikke er gyldig, resultatene indikerer

at avfallshierarkiet i de alle fleste tilfeller er et godt grunnlag (Finnveden et al., 2005). Den funksjonelle enheten som brukes er behandling av mengden av de inkluderte avfallsfraksjonene samlet inn i Sverige i løpet av ett år. Studien inkluderer fraksjoner av kommunalt fast avfall som er brennbart og resirkulerbart eller komposterbart, det vil si fraksjoner som blant annet matavfall, papp og ulike plasttyper. Farlig avfall er derfor ikke inkludert her.

Hvorvidt resultatene av en livssyklusanalyse (LCA) har noe validitet har blant annet blitt diskutert i artikkelen Winkler og Bilitewski (2007) som sammenligner seks ulike modeller for LCA av avfallssystem for å se om de er sammenlignbare. Noe av det de fant var at variasjon i systemgrenser kan gi stor variasjon i resultatene, og at noen ganger kan disse variasjonene være så store at de fører til motstridende konklusjoner angående miljøpresentasjoner til avfallshåndteringsprosessene. Allikevel kommer det frem i konklusjonen at livssyklusanalyse er et nyttig verktøy spesielt for avfallshåndteringssystem, og at selv om forskjellene var store, peker resultatene på at det er store miljøproblemer knyttet til avfallshåndteringssystemene. Når man gjør en LCA (life cycle assessment) er det viktig å presisere at det er en «assessment», det innebærer menneskelig vurdering, som generelt er forskjellig fra person til person (Winkler & Bilitewski, 2007).

I et prosjekt for Avfall Norge utviklet NORSUS en modell for beregning av netto klimagassutslipp fra ulike avfallsbehandlinger av ulike avfallsfraksjoner (Raadal et al., 2009). Denne modellen er basert på LCA metodikk, og avfallsfraksjonene som er tatt med er metallemballasje, glassemballasje, papp, papir, våtorganisk avfall, restavfall, treavfall og plastemballasje. Modellen beregner utslipp per kg avfall, og er utarbeidet slik at blant annet kommuner og avfallsselskap kan utarbeide sine egne klimagassregnskap. Konklusjonene fra dette prosjektet er at det å kun se på en påvirkningskategori, i dette tilfellet klimagasser, danner et svært snevert beslutningsgrunnlag. Det er også konkludert med hvilken avfallsbehandling som medfører lavest klimabelastning for hver av avfallsfraksjonene som er analysert, for metallemballasje, glassemballasje og plastemballasje er dette materialgjenvinning. Denne studien tar hensyn til Norske forhold, men her er ikke farlig avfall inkludert.

I Kina er det gjort en LCA av industrielt farlig avfall, hvor de inkluderer forbrenning og deponi som sluttbehandlinger. Her er ett tonn blandet farlig avfall brukt som funksjonell enhet, og målet med studien er å finne livssykluspåvirkningene på miljøet fra forbrenning og deponering av farlig avfall i Kina (Hong et al., 2016). Resultatene viste at den samlede miljøbelastningen hovedsakelig ble tilskrevet kategorien kreftfremkallende, og at det var forårsaket av direkte kvikksølv- og arsenutslipp, samt indirekte kromutslipp. Videre ble gjenbruk og resirkulering av farlig avfall nevnt som noen av nøkkelfaktorene som bidrar til reduksjon av den nasjonale miljøbelastningen. I denne studien ble direkte utslipp til luft fra farlig avfall på deponi utelatt på grunn av mangel på informasjon. Disse utslippene bidrar derimot relativt lite til den samlede mulige miljøeffekten fordi sementbasert størkning og stabilisering ble brukt før deponiet. Det er viktig å merke seg at dette er en studie av industrielt farlig avfall med kinesiske forhold, og at resultatene derfor ikke vil være direkte overførbare til denne masteroppgaven, men ettersom metoden som er brukt vil være noe lik er det allikevel interessant å ta med.

2.4 LCA av maling

I litteratursøket for maling er det blitt funnet forskningsartikler som ser på innovative løsninger for håndtering av maling. Noen ser på muligheten for reduksjon av mengden farlig avfall fra malingsindustrien. Andre forskningsartikler ser på utslippet knyttet til forbrenning og produksjon av maling ved hjelp av LCA metoden. Det er flere forskere som ser på ulike løsninger for resirkulering av malingen, malings slam og av beholdere. En annen artikkel har også sett på muligheten for forbedring av råmaterialene i maling. Til slutt er det en forskningsartikkel som sammenligner malingsprodukter i et LCA perspektiv for å undersøke utslippsforskjeller og forbedringsmuligheter for produktene.

Et av de beste tiltakene vi kan gjøre for miljøet er reduksjon av mengden avfall. Dette bør prioriteres fremfor ombruk, reparasjon og resirkulering. Ved produksjon av maling oppstår det store mengder farlig avfall som er både dyrt å behandle og negativt for miljøet. I dag er det mange fabrikker som blant annet bruker restmaling fra produksjon til å lage en ny batch med maling. Andre fabrikker sender restmaling til resirkulering. En annen mulighet er å sende restmalingen til forbrenning som videre produserer varme. Avløpsvann fra

malingsproduksjon, som inneholder store mengder løsemiddel, er derimot vanskeligere å håndtere. Dursun og Sengul (2006) gjorde derfor en analyse av produksjonen av løsemiddelbasert maling med mål om å redusere mengde farlige avfall som genereres i en malingsfabrikk. Forfatterne foreslår et innovativt system for å redusere farlig avfall ved å bruke en destillasjonsenhet som kan gjenvinne minst 70 % av løsningsmidlet fra avløpsvann. Dette er et tiltak som er både positivt for miljøet og vil redusere kostnader knyttet til avfallshåndtering.

I dag blir derimot malingsavfall hovedsakelig forbrent i stedet for å bli gjenbrukt eller resirkulert. I en studie av Saft (2007) ble to metoder for håndtering av malingsavfall sammenlignet i et LCA perspektiv. Metodene som ble sammenlignet er forbrenning i en roterende ovn sammenlignet med forbrenning i pyrolyse/gassifiseringsanlegg. I analysen tok dem for seg forbrenning av 1 tonn malingsavfall som funksjonell enhet. Resultatet av analysen viste at pyrolyse/gassifiseringsanlegget fikk et bedre resultat for de fleste av påvirkningskategoriene. Dette kom spesielt tydelig frem for påvirkningskategoriene; global oppvarming, forsuring, menneskelig toksisitet og terrestrisk økotoksisitet. Det var bare for kategorien biodiversitet og livsstøtte at den roterende ovnen fikk bedre resultat enn pyrolyse/gassifiseringsanlegget. Dette var på grunn av mindre bruk av landareal. Pyrolyse/gassifiseringsanlegget var den metoden for forbrenning som hadde best miljøpresentasjon, dette er hovedsakelig på grunn større energieffektivitet som førte til mindre bruk av fossilt brensel. Resultatet for forbrenning av maling vil være avhengig av hvilken energimiks som blir brukt i analysen.

Det er også blitt gjort undersøkelser på utslipp knyttet til produksjonen av maling. Det er blant annet blitt gjort LCA studier som sammenligner ulike typer for maling og deres miljøutslipp. Jotun (2008) gjorde blant annet en slik LCA hvor de så på fem malingsprodukter for å sammenligne løsemiddelbasert maling mot vannbasert maling. Av de fem malingsproduktene var tre produkter løsemiddelbaserte og to var vannbaserte malingstyper. Studien kom frem til at løsemiddelbasert maling øker utslippet av VOC og at det å forlenge levetiden til et malingsprodukt bidrar med betydelige miljøgevinster og er i henhold til en sirkulær tilnærming.

En ide som er i henhold til sirkulærøkonomi og som kan være med på å redusere klimagassutslipp fra malingsindustrien er gjenvinning av maling. Det er få studier som ser på denne muligheten. Dunmade (2012) er en av de som har undersøkt dette, hvor de sammenlignet klimagassutslippet ved å kaste maling med det å samle inn restmaling for å lage et nytt produkt. Studien viste at resirkulering av gammel maling har lavere utslipp enn å sende gammel maling til deponier for deponering og produksjon av samme mengde jomfruelig maling som erstatning.

Nordmenn er kjent for å fikse og male ting selv, og en god del av malingsavfallet i Norge kommer derfor fra husholdningen. I likhet med nordmenn kjøper også britene en del maling til privat bruk. I en teknisk rapport fra British_Coatings_Federation (2015) oppgir de at bare 2 % av 50 millioner liter av restmaling som oppstår i Storbritannia blir ombrukt eller reproduert, mens det er teknisk mulig å endre rundt 40 % av restmalingen til ny maling. Gjennom estimering fant de ut at mesteparten av malingrestene sendes til deponi. Rapporten setter søkelys på behovet for å optimalisere bruken av naturressurser i malingsproduksjon. Fra analysene ble det foreslått en omfattende handlingsplan for å resirkulere malingsavfall og gjenbruke emballasjen for malingsindustrien i Storbritannia. I likhet med Storbritannia kan en lignende situasjon også være realitet i Norge og i flere andre land, hvor mer resirkulering og gjenbruk av maling og beholdere kan føre til en positiv endring i behandlingen av malingsavfall.

Det er også blitt gjort noen studier som ser på muligheten av å resirkulere farlig malings slam. I en forskningsartikkel av Blair et al. (2017) sammenlignet de mengden farlig avfall fra to bilprodusenter. De fant ut at i bilproduksjonen utgjør malings slam opp mot 35 % av det farlige prosessavfallet som genereres av et bilproduksjonsanlegg. Samtidig utgjør det over halvparten av de totale miljøkostnadene for håndtering av farlig avfall. En annen studie av Zanetti et al. (2018) har undersøkt bruken av malings slam fra bilindustrien ved å modifisere et middel av bituminøse bindemidler for veidekker. Forfatteren antar at dette kan være et godt alternativ til forbrenning, som er den mest vanlige metoden for behandling av malingsavfall.

I 2018 startet to prosjekter, «Green paint» og «bio-paint». Bio-paint prosjektet så på tekniske løsninger for å gjenvinne og resirkulere maling som var blitt kastet etter bruk. I tillegg så de på

muligheter for gjenbruk av malingsbøtter. Malingsbøtter med malingrester blir kastet i spesialavfall og blir derfor ikke resirkulert. Disse ble da brukt for å produsere nye biobaserte malinger (Biopaint, 2018). Green paint er et prosjekt i Italia, hvor de har sett på muligheten av å bruke bioplast laget av stammer fra maisstivelse og fra appelsin- og kakaoavfall som et alternativ til de tradisjonelle pigmentene som brukes i interiørmaling (Perotto et al., 2018). Denne studien ble gjort for å se på muligheten av å endre noen av råmaterialene i maling med råmateriale som gir mindre miljøutslipp.

I nyere tid har også Paiano et al. (2021) gjort en LCA av maling, hvor de sammenlignet to vannbaserte malingsprodukter for å se på mulige forbedringer rettet mot en sirkulær økonomi. Undersøkelsen består av to deler. Først ble det gjort en LCA av malingsproduktene for å sammenligne utslipp ved ulike materialoppbygging. Deretter ble det undersøkt forskjellige scenarier for hvert produkt. I scenarioene så de på effekten ved å blande inn malingsavfall i ny maling og på effekten av bruk av resirkulert tilførsel av emballasjematerialer. Målet med undersøkelsen var først å vurdere miljøpåvirkningene av livssyklusene til de to malingstypene for så å identifisere mulige tiltak for å redusere disse påvirkningene. Det andre målet var å velge det beste alternativet mellom de ulike scenariene, i henhold til en sirkulær tilnærming. Resultatene av undersøkelsen viste at produksjon og tilførsel av råvarer hadde den største påvirkningen for begge malingstypene, for alle effektkategoriene. De fant også ut at ved bruk av malingsavfall kunne miljøpåvirkningene bli redusert med omtrent 48 % i gjennomsnitt. For emballasjealternativene fant de ut at bruken av 50 % resirkulert polypropylen hadde en bedre miljøgevinst enn 100 % resirkulert aluminium. Samtidig så de at emballasjen hadde lite å si for den helhetlige miljøpåvirkningen for LCA-en.

2.5 LCA rengjøringsmidler

I litteratursøket for rengjøringsmidler ble det funnet artikler som blant annet ser på miljøpåvirkningen av produksjonen av ulike rengjøringsmidler. Noen av studiene omfatter sluttbehandling av produktene, men her antas det at produktene blir brukt opp og er tomme slik at det kun er emballasjen som må til avfallsbehandling. Ingen av artiklene som ble funnet ser på muligheten for ombruk av rengjøringsmidler. Det er heller ingen av studiene som er i Norske forhold, men to av dem er gjort under Europeiske forhold.

Det vitenskapelige tidsskriftet *Environmental Science & Technology* publiserte i 2009 en studie som var en grundig livssyklusvurdering av ni hjemmepleie og personlig hygiene produkter (Koehler & Wildbolz, 2009). Målet var å finne miljødata for de ulike produktene og relevansen for de ulike livssyklusfasene, samt å sammenligne miljøavtrykket til produkter som har den samme funksjonen. Ni ulike produkter ble analysert, det inkluderer blant annet noen husholdningsrengjøringsmidler, vaskemidler, såper og toalettrenngjøring. Dataene kommer fra to ulike produsenter og er representative for produkter i vesteuropeiske markeder. Det ble gjort to analyser. En vugge til port analyse som inkluderer produksjon og forsyning av produktene, og en vugge til grav analyse som også inkluderer salg, bruk og sluttbehandling av produktene. I den første analysen er den funksjonelle enheten 1 kg sluttprodukt, mens i den andre analysen er den funksjonelle enheten en typisk applikasjon som for eksempel kan omfatte vask av et toalett en gang for toalettrenngjøringsmiddel. Konklusjonen av studien var at en måte miljøbelastningen kan reduseres på er ved at produktene produseres i konsentrert form, og at forbrukeren bruker lave vanntemperaturer med riktig dosering under bruken av produktene. I denne analysen ble sluttbehandlingen av produktene modellert ved å anta at hele produktet går ned i avløpet i løpet av livsløpet, slik at sluttbehandlingen omfatter avløpsrensing. I tillegg til at det antas at den tomme emballasjen blir sendt til kommunal avfallsforbrenning.

I «*The International Journal of Life Cycle Assessment*» ble det publisert en studie som skulle sammenligne livssyklusen til konvensjonelle og Green Seal-kompatible industrielle og institusjonelle rengjøringsprodukter (Kapur et al., 2012). Omfanget av studien var vugge til grav, med en funksjonell enhet som omfattet rengjøringen av 100 000 ft² kontorområde. Studien inkluderte fire ulike kategorier av rengjøringsprodukter; generell bruk, glass, hydrogenperoksid, og bad. Det ble antatt at produktene ble brukt opp før de ble kastet, og sluttbehandlingen av produktene besto derfor i avfallsbehandling av plastemballasjen til produktene. Konklusjonen i studien var at de generelle rengjøringsproduktene sammen med rengjøringsproduktene for glass og bad, i samsvar med Green Seal standard for rengjøringsprodukter for industriell og institusjonell bruk, GS-37, hadde en betydelig lavere miljøpåvirkning enn de typiske andre alternativene som finnes ute på markedet. De fant også at emballasje og transport var viktige bidragsyttere når det kommer til de konvensjonelle

produktene, slik at reduksjon av dette kan bidra til å redusere den totale påvirkningen fra produktet. LCA-studien bekreftet at GS-37 er i en god posisjon for å være et rammeverk for utvikling og identifisering av mer bærekraftige rengjøringsprodukter. Denne studien har ikke sett på avfallsbehandling av eventuelle produkter som ikke blir brukt opp, eller inkludert muligheter for ombruk, men den sier noe om miljøpåvirkningen fra produksjon og bruk av ulike rengjøringsprodukter.

En annen artikkel som tar for seg husholdningsrengjøringsmidler er publisert i «Environmental Sciences Europe». Artikkelen er en samling av LCA studier for seks ulike husholdningsrengjøringsmidler i Europa (Golsteijn et al., 2015). Produktene som er tatt med i analysen er oppvaskmidler, vindusvask spray, vaskemidler i pulverform, baderspray, bleke toalettrens og syre toalettrens. Målet med studien var å identifisere hvilke påvirkningskategorier som var mest relevant, og hvilke deler av livssyklusen som hadde størst miljøpåvirkning. Den funksjonelle enheten var typisk bruk av produktet, basert på anbefalte doser. Studien var en vugge til grav analyse representativ for det Europeiske markedet. For sluttbehandling av emballasjen ble metoden for resirkulert innhold brukt. Dette betyr at fordelene og belastningene knyttet til resirkuleringen faller utenfor undersøkelsens omfang. Studien konkluderer med at for oppvaskmidlene og vaskemidlene var vanntemperatur, vannforbruk og dosering de variabelene som hovedsakelig styrte resultatene. For baderspray, vindusspray og toalettrensrengjøringsmidler var det derimot plastemballasjen og transport til forhandler som ble drivende faktorer. Denne studien kan gi informasjon om miljøpåvirkningen til rengjøringsmidler i det Europeiske markedet, men også her blir det antatt at produktene blir brukt opp og det er den tomme emballasjen som går til avfallsbehandling.

Det er tydelig at når det kommer til sluttbehandling av rengjøringsmidler, tar de fleste studiene ikke høyde for at det kan være rester av produktene i emballasjen som gjør at produktene ikke kan sendes til resirkulering eller forbrenning for plastemballasje, men heller blir sendt til behandling for farlig avfall. Det er også tydelig at ombruk av rengjøringsmidler ikke er et felt som er mye utforsket.

2.6 Kunnskapshull

Det er tydelig fra kunnskapsstatus at LCA av farlig avfall et lite utforsket område, spesielt gjelder dette for forskningsartikler med norske forhold. I tillegg er det ingen av artiklene som ble funnet som har sett på muligheten for ombruk, eller hvilke miljøeffekter ombruk av farlig avfall har. Noen ser på muligheten for reduksjon av mengden farlig avfall fra malingsindustrien, og andre miljøpåvirkningen av ulike rengjøringsmidler. Allikevel er det et stort kunnskapshull når det kommer til LCA av farlig avfall med norske forhold, og ombruk av farlig avfall.

3. Metode og datagrunnlag

3.1 Valg av metode

De ulike metodiske valgene som ble gjort i oppgaven blir gjort rede for i dette kapittelet. Ulike tilnærminger er brukt for å belyse problemstillingen og svare på de sentrale spørsmålene som ble identifisert. Det ble blant annet gjort en litteraturstudie av ulike vitenskapelige artikler som la et grunnlag for det videre arbeidet med oppgaven. Videre ble det naturlig å velge en kvantitativ metode for å belyse problemstillingen, gjennom å gjøre en livssyklusanalyse (LCA), hvor programvaren SimaPro Flow ble brukt til å lage fire kvantitative modeller.

3.2 Litteraturstudie

Kunnskapsgrunnlaget (som står i kapittel 2) og deler av datagrunnlaget for oppgaven er basert på en litteraturstudie. Det inkluderer rapporter om sirkulærøkonomi, avfallspolitikk og tidligere livssyklusanalyser. Litteratursøkene ble hovedsakelig gjort i databasene Web of Science, Scopus og Oria. I Tabell 4 er et utvalg av de mest brukte søkeordene listet opp. Søkeordene ble brukt i ulike kombinasjoner og alene for å finne relevant litteratur. I tillegg til litteratursøk i databaser, har også aktører delt relevant informasjon via e-post og videosamtaler.

Tabell 4 Søkeordene som ble brukt i litteratursøkene. Til høyre er den norske oversettelsen av nøkkelordene, mens til høyre er den engelske oversettelsen. Søkene i databasene ble gjort på både norsk og engelsk.

Søkeord	
Norsk	Engelsk
Livssyklusanalyse (LCA)	Life cycle assessment (LCA)
Avfalls-LCA	Waste management LCA
Farlig avfall	Hazardous waste
Maling	Paint
Rengjøringsmidler	Cleaning supplies
Sirkulærøkonomi	Circular economy
Produsentansvar	Extended Producer Responsibility (EPR)
Ombruk	Reuse
Husholdnings avfall	Household waste

Litteratursøkene gav få resultater, det var ikke mange forskningsartikler som var relevante for dette studiet. Det var en rekke forskningsartikler som omhandlet sirkulærøkonomi og avfallspolitikk, men få om temaene ombruk og farlig avfall fra husholdningen. Noen forskningsartikler hadde spesifikt valgt å se bort fra farlig avfall fra husholdningen, men inkluderte alle andre avfallstyper. I tillegg så de fleste LCA studier bort fra end-of-life livsfasen. Det ble heller ikke funnet mye forskning på rengjøringsmidler. Dette viser at det er et stort kunnskapshull rundt problemstillingen om farlig avfall fra husholdningen og ombruk. Resultatene fra denne studien vil derfor være unike og vanskelig å sammenligne med andre studier.

3.3 Metode LCA

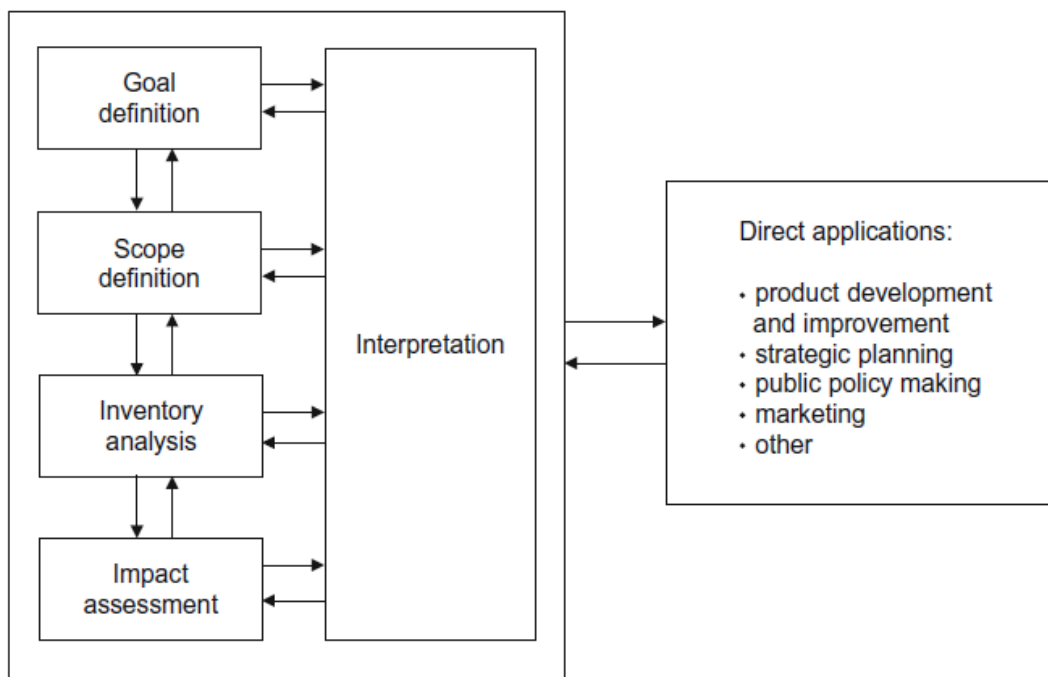
For å svare på problemstillingen for oppgaven er det valgt å bruke den kvantitative metoden livssyklusanalyse, også kjent som livsløpsvurdering:

En livssyklusanalyse (LCA) er en systematisk analyse for vurdering av miljø-, helse og ressurspåvirkninger knyttet til et produkt, produktsystem eller aktivitet, gjennom hele livsløpet.

LCA tar for seg hele livsløpet av analyseobjektet, fra utvinning av råmaterialer til bruk og til slutt som avfall. Dette betegnes ofte som «vugge-til-grav» eller «vugge-til-vugge» i tilfeller hvor man inkluderer gjenvinning (NORSUS, 2021). I en LCA tar man hensyn til materialene i produktet eller produktsystemet, men også materialer og energikilder som brukes til produksjon, transport og ulike former for bruk og vedlikehold. Ved å utføre en LCA får man informasjon om hvilke miljøpåvirkningskategorier som er mest relevant, til hvilken grad disse blir påvirket og hvor i livsløpet påvirkningen oppstår. Ut ifra resultatene fra analysen, vil det være mulig å gjøre vurderinger om produktdesign, sammenligning av produkter og markedsføring av produktet.

LCA metoden vil bli utført etter ISO 14040 og inneholder følgende steg (Hauschild et al., 2018):

1. Definisjon av mål og omfang; Goal and scope definition
2. Livsløpsregnskap; Life cycle Inventory analysis (LCI)
3. Livsløpeffektvurdering; Life cycle Impact assessment (LCIA)
4. Livsløpstolkning; Interpretation



Figur 2 Overblikk over LCA metode. Modifisert fra ISO 14040 hentet fra (Hauschild et al., 2018)

Figur 2 over illustrerer de ulike stegene i LCA og hvordan disse henger sammen, etter ISO 14040 standarden. Disse stegene vil bli beskrevet i mer detalj i delkapitlene under.

3.3.1 Fastsettelse av hensikt og omfang

Den første fasen av en LCA er å angi hensikten og omfanget av studien. Denne delen av metodikken skal sikre at systemene er klart definert og sammenlignbare. Valg av hensikt og omfang vil være betydelig for hvordan resten av studien blir utført og dermed også tolkningen av resultatet. Valgene i den første delen av LCA vil ha stor innflytelse på gyldigheten av konklusjonen og anbefalingene som er basert på resultatet av LCA studien.

Hensikten med studien skal være godt utenkt og svare på hvorfor, hva og hvem. Hensikten skal uttrykke hvorfor studien blir utført. Den skal uttrykke hvilke spørsmål studien skal prøve

å besvare og hvem målgruppen for resultatene er tenkt til. Hensikten med studien kan for eksempel være å øke kunnskap om produksystemer for å forbedre produktdesign. Målgruppen kan være internt i bedriften til eget bruk eller eksternt til samfunnet eller markedet. Hensikten legger grunnlaget for analysen og omfanget av den.

Hensikten med denne analysen er å skape et beslutningsgrunnlag for å kunne trekke en konklusjon om ombruk av maling og rengjøringsmidler kan være mer klima- og miljøvennlig enn standard forbrenning. Avgjørelsen vil baseres på utslipp fra ulike påvirkningskategorier, som blant annet klimautslipp, knyttet til systemet med sluttbehandling av maling og rengjøringsmidler. Målgruppen for denne analysen er hovedsakelig IVAR. Dette er fordi studien er basert på deres gjenvinningsstasjon på Forus, og de er interessert i å finne miljøavtrykket til ombruk av farlig avfall sammenlignet med forbrenning, ettersom det er noe de vurderer å begynne med. I tillegg kan analysen bli brukt til markedsføring i Rogaland og for å fremme mer ombruk av farlig avfall andre steder, samt være relevant for andre kommuner og aktører som kan ha nytte av å vite mer om miljøeffekten av ombruk av farlig avfall.

Omfanget av studien skal forklare hva som skal analyseres og gi en klar beskrivelse av;

- **Den funksjonelle enheten:** En kvantifisert enhet som beskriver funksjonen eller tjenesten som studien er utført for. Den funksjonelle enheten er en enhet for alle inn- og ut- strømmer av produksystemet skal relateres i forhold til. Et eksempel på en funksjonell enhet for maling kan være 10 m² vegg vedlikeholdt i 10 år.
- **Produktets systemgrenser:** Bestemme hvilke aktiviteter og prosesser som skal være med i livssyklusanalysen av produksystemet som blir studert.
- **Prosedyrer for allokering:** Er nødvendig når en prosess i produksystemet deles med andre produksystemer. Allokering er fordelingen av inngangs- eller utgangsfaktorer fra en prosess til produksystemet som undersøkes. Det vil ikke være riktig å allokere alle utslippene fra prosessen til bare ett av produktene.
- **Krav til data:** Data er en essensiell del av en LCA. Uten gode data blir ikke analysen god og medfører stor usikkerhet.
- **Forutsetninger:** LCA er en detaljert metode. Det er ofte nødvendig med forutsetninger for å forenkle analysen.

- **Begrensninger:** LCA er veldig detaljert og tidskrevende, det vil derfor være nødvendig med noen begrensninger for å gjøre studien mindre omfattende og for å få frem det essensielle av studien. Det er blant annet normalt med geografisk begrensning. Begrensninger for studien skal oppgis for å få en klar forståelse over hva studien ikke inkluderer.

Valgene vi har gjort for omfang i studien vår vil bli beskrevet i større detalj under.

3.3.1.1 Funksjonell enhet

Behandling av 1 tonn farlig avfall som blir levert inn på Forus gjenvinningsstasjon

Som nevnt i problemstillingen for oppgaven, vil denne studien se på hvor stor effekt ombruk av farlig avfall, her maling og rengjøringsmidler, har å si for de totale utslippene. For å best svare på problemstillingen er det blitt valgt en funksjonell enhet som er lik for maling og rengjøringsmidler. Den funksjonelle enheten er behandlingen av ett tonn farlig avfall. Videre er det også valgt å gjøre to separate analyser, en av maling og en av rengjøringsmidler, hvor den funksjonelle enheten henholdsvis vil være behandlingen av ett tonn maling i den ene analysen og ett tonn rengjøringsmidler i den andre. Bakgrunnen for valgt funksjonell enhet er at fokuset i analysen er behandling av farlig avfall, noe som blir reflektert i den funksjonelle enheten og gjør at det er hensiktsmessig i forhold til problemstillingen.

3.3.1.2 Systemgrense

I denne analysen omfatter systemet produksjon av rengjøringsprodukter og maling, og sluttbehandlingen av disse produktene. Sluttbehandlingen av produktene er enten ved forbrenning eller at produktene blir sendt til ombruk. Analysen inkluderer ikke bruksfasen til produktene eller transport fra husholdningene inn til gjenvinningsstasjonen. Tabell 5 viser en oversikt over hva som er inkludert og ikke innenfor systemgrensen.

Tabell 5 Oversikt over systemgrensen for studien. Til høyre vises alle livssyklusfasene som er inkludert i LCA analysen, mens til venstre vises alle fasene som er utelatt fra analysen.

Inkludert	Ikke inkludert
+ Produksjon av produktene	- Bruk av avfallsprodukt
+ Transport fra gjenvinningsstasjon til behandling	- Transport fra husholdninger til gjenvinningsstasjonen
+ Transport fra gjenvinningsstasjon til bruktbuikk	
+ Utslipp fra behandlingsprosess (forbrenning)	- Infrastruktur (veier, bygninger)

Tabellen under (Tabell 6) gir en oversikt over de ulike scenarioene som blir undersøkt i analysen. Det er laget 5 scenario for hver av analysene, som til sammen gir 10 scenarioer. Øverst vises de ulike prosentfordelingene av ombruk. Under er det blitt gitt navn til scenarioene for både analysen av maling og rengjøringsmiddel.

Tabell 6 Oversikt over de ulike scenarioene i analysen. I scenario 1M og 1R blir alt som blir levert inn på gjenvinningsstasjonen sendt til ombruk, i scenario 5M og 5R blir alt som er levert inn sendt til standard avfallsbehandling (forbrenning).

Andel Ombruk	100 %	75 %	50 %	25 %	0 %
Scenario maling	1M	2M	3M	4M	5M
Scenario Rengjøringsmidler	1R	2R	3R	4R	5R

3.3.1.3 Cut-off

Det var nødvendig å utføre cut-off for noen råvarer på grunn av manglende prosesser i SimaPro. I henhold til EN 15804/EN 15978, sier regelen for cut-off at hvis prosessen står for mindre enn 1 % av den total massen eller energien, og alle de ekskluderte materialene og prosessene ikke overstiger 5 %, så kan materialer og prosesser utelates (EeBGuide, 2012). For malingsproduktene er det nødvendig å fjerne jernoksider, perlitt, kokt linolje, butylglykol fra inventaret på grunn av manglende prosess i SimaPro. Disse stoffene utgjorde $\leq 0,1$ % av innholdet i malingsproduktene. For rengjøringsmidler gjelder dette duft i alle produktkategoriene, fargestoff i oppvaskmiddel, syre toalettrens, og bleketoalettrens, og konserveringsmiddel i oppvaskmiddel kategorien. Disse stoffene utgjorde 0,75% som er mindre enn 1% av den totale massen til produktene. Dette er innenfor grensene på 1 %. Til sammen vil de utelatte materialene ikke overstige grensen på 5 %.

Videre er det antatt at infrastruktur som veier og fabrikkbygninger er nødvendig, men er under kriteriegrensen for cut-off. Disse er også satt utenfor systemgrensen. Ettersom disse antakelsene ikke er sjekket, er dette også en usikkerhet (Ecoinvent, 2019).

3.3.1.4 Allokering

I denne oppgaven er det valgt å bruke regnskapsmodellering (attributional) og ikke konsekvensmodellering (consequential). Det er vanlig å skille mellom disse to metodene. I regnskapsmodellering blir et gjennomsnittlig produksystem basert på historiske data og observasjoner benyttet. Konsekvensmodellering forsøker derimot å beskrive hvordan endringer påvirker systemet man ser på, og det blir gjort antagelser om hvordan dette systemet vil se ut i fremtiden (Weidema, 2018). I denne oppgaven er det valgt å bruke regnskapsmodellering ettersom datagrunnlaget blir satt sammen av innhentet data fra eksisterende produkt og anlegg.

Allokering er en metode som brukes i attributional (regnskapsmodell) tilnærming. Ettersom det i denne analysen er ecoinvent databasen som er brukt, så avhenger den av økonomisk allokering. Økonomisk allokering vil si at allokeringen er basert på pris, men med noen få unntak som for eksempel energi hvor allokeringen baseres på mengden energi som er klar til å brukes (Ecoinvent, 2019).

3.3.1.5 Forutsetninger

Det er blitt gjort noen forutsetninger i studien i et forsøk på å kunne modellere en enklere, men relativt realistisk modell i LCA analysen. Det er blitt gjort noen forutsetninger for standard behandlingsmodellen og i ombruksmodellen. I standard behandlingsmodellen, for både rengjøringsmidlene og malingsproduktene, er det blitt gjort forutsetning for valg av produkt og produktfordeling, og i valg om forbrenningsanlegget avfallet blir sendt til. Ombruksmodellen er noe mindre og det er blitt gjort noen forutsetninger for avfallsbehandling og transport.

Det finnes mange ulike typer malings- og rengjøringsprodukter og det har derfor vært nødvendig å gjøre noen forutsetninger for valg av produkt. For å forenkle modellen har vi valgt noen få produkter som representerer utslippet i modellen. For maling er det blitt valgt to ulike, men kommersielt ettertraktede produkter. For rengjøringsmidler er det valgt å se på fem vanlige typer kategorier av rengjøringsmidler. Det er blitt forutsatt at fordelingen av de to malingsproduktene er halvparten hver, mens de fem rengjøringsmidlene står for 20 % hver. I virkeligheten er det stor sannsynlighet for at fordelingen av produkter som blir kastet hos IVAR ikke ville vært likt fordelt.

Vi har fått oppgitt gjennom mail og telefon med Fortum og IVAR (Moen, 2022; Tjelflaat, 2022b) at det farlige avfallet enten blir sendt til et forbrenningsanlegg i Brevik eller til et anlegg i Sverige. I standard behandlings modellen har vi valgt å ikke inkludere forbrenningsanlegget i Sverige og forutsetter at alt avfallet i standard behandlings modellen går til Brevik i Telemark.

Det er også blitt gjort forutsetninger for transport i ombruksmodellen. Produktene som går til ombruk antas at blir solgt i Bruktbuå, som er et bruktutvalg på Forus gjenvinningsstasjon hvor det selges produkter som mottas på stasjonen. Ettersom utsalget er på gjenvinningsstasjonen blir det ikke tatt hensyn til noe transport av produktene som går til ombruk. Videre antas det at produktene som blir solgt blir brukt opp før de returnerer til gjenvinningsstasjonen som tom emballasje, og blir sendt til avfallsbehandling. Her antas det at plasten går til forbrenning og ikke blir sortert ut og resirkulert. Dette antas ettersom det foreligger noe usikkert knyttet til hvor store andeler som sorteres ut. Det antas også at de produktene som blir sendt til ombruk erstatter produksjon av nytt produkt. Derfor er ikke fasen «produksjon av nytt produkt» med i ombruksmodellen. I SimaPro er det laget en modell som finner miljøpåvirkningen til avfallsbehandlingen av emballasjen til produktene, og det er dette som her regnes som miljøpåvirkningen til ombruk scenarioet.

3.3.1.6 Begrensninger

Vi har opplevd noen begrensninger i arbeidet med oppgaven. Disse er knyttet til forutsetningene som var nødvendig å gjøre. En av de største begrensningene er at vi ikke fikk tilgang på data fra en produsent av malings- og/eller rengjøringsprodusent i Norge. En annen

begrensning er mangel på feltarbeid hos IVAR utover arbeidet som ble gjort under sommerjobb hos IVAR sommeren 2021. På grunn av mangel på tid og mulighet, har vi ikke hatt mulighet til å gjøre for eksempel en plukk-analyse for husholdning farlig avfall hos IVAR under arbeidet med masteroppgaven. En plukk-analyse kunne gitt en annen fordeling av produktfordelingen for modellene av maling og rengjøringsmodellene i SimaPro. En annen viktig begrensning for oppgaven er at vi ikke har spesifikke data for forbrenning av avfallet. Det er blitt nødt til å bruke nokså generelle prosesser for forbrenning av avfall i SimaPro. Det er vanskelig å si i hvor stor grad disse begrensningene påvirker studien.

3.3.2 Livsløperegnskap

Livsløpsregnskapet, på engelsk; Life Cycle Inventory (LCI), er ofte den mest omfattende delen av en LCA. LCI består av datainnsamling av de fysiske ressurs- og materialstrømmene, halvprodukter og produkter i tillegg til produksjonen av utslipp, avfall og verdifulle produkter for produktsystemet. Analysen studerer alle prosessene som tilhører produktsystemet og strømmene skaleres i samsvar med referansestrømmen til produktet som bestemmes ut fra den funksjonelle enheten (Østfoldforskning, 2002a). Datainnsamlingen er en veldig omfattende prosess, og en del av dataen er derfor basert på generiske data fra databaser som for eksempelecoinvent som ligger inne som et alternativ i SimaPro. Det er viktig at datainnsamlingen og modelleringen av systemet henger sammen med beskrivelsen av hensikt og kravene satt i omfang.

Resultatet av livsløperegnskapet (LCI) blir en liste av kvantifiserte fysiske elementærstrømmer for produktsystemet som er knyttet til den funksjonelle enheten. LCI-en skal dermed analyseres i neste fase som kalles livsløpeeffektvurderingen, på engelsk; Life Cycle Inventory Analysis (LCIA). I denne fasen skal man analysere LCI og se om arbeidet er i tråd med hensikten og valg innenfor omfang. Hvis resultatet av LCIA viser at LCI ikke er i tråd med hensikt og omfang, er det normalt å justere på dette slik at de passer (Hauschild et al., 2018).

Resten av delkapittelet for LCI består av et flytskjema av maling og rengjøringsmidler, som viser alle materialstrømmene for de ulike livssyklusfasene for produktene. Deretter blir det i

større detalj gått igjennom materialoppbygningen til produktene og hvor dataene er hentet fra. Til slutt blir også transport og end-of-life beskrevet.

3.3.2.1 Flytskjema og systembeskrivelse

Flytskjema for de to modellene for ombruk og standard behandling (forbrenning) er illustrert på neste side i Figur 3. Denne figuren er delt i to. Venstre side illustrerer standard behandling modellen hvor 100% av malingen/rengjøringsmidlene som blir samlet inn blir sendt til forbrenning, også referert til som scenario 5M/5R. I standard behandling modellen er det første som skjer at avfallet blir samlet inn på Forus gjenvinningsstasjon sitt farlig avfall mottak, før det blir transportert til Renor i Brevik hvor det blir sendt inn i en forbrenningsovn. Denne prosessen er lik for både maling og rengjøringsmidlene (Tjelflaat, 2022b). Ettersom produktene nå er destruert er det behov for produksjon av nye produkter. Denne prosessen vises parallelt ved siden av i standard behandling modellen som en gul boks.

Til høyre i Figur 3 er modellen for ombruk illustrert, også referert til som scenario 1M/1R, hvor 100% av innsamlet mengde går til ombruk. På samme måte som i standard behandling modellen starter også dette systemet ved at maling/rengjøringsprodukter blir samlet inn på mottaket for farlig avfall på Forus gjenvinningsstasjon. Etter dette steget blir derimot forskjellene tydelige. Til forskjell fra standard behandlings modellen hvor avfallet nå blir transportert bort, blir det i ombruksmodellen igjen på Forus gjenvinningsstasjon. Produktene som går til ombruk, blir satt i Bruktbuå. Her blir de solgt ut igjen til kundene. Det antas så at produktene brukes opp av kunden før de returnerer til gjenvinningsstasjonen som tom emballasje. Denne tomme emballasjen sendes så til forbrenning på Forus gjenvinningsstasjon som vanlig emballasjeplast og ikke farlig avfall, dette er det siste steget. I ombruksscenarioet blir ikke produksjon av nytt produkt inkludert, ettersom det antas at ombruk av produktene erstatter produksjonen av nytt produkt.



Figur 3 Flytskjema over systemene for standard behandlings modellen og ombruksmodellen. Til høyre vises flytskjema for standard behandling modellen. Først er det innsamling av «avfall» på Forus gjenvinningsstasjon, deretter transport til end-of-life også forbrenning av maling/rengjøringsmidler (både emballasje og innhold). Parallelt er produksjon av et eventuelt nytt produkt som må erstatte «avfallet». I ombruksmodellen til venstre starter også flytskjema med innsamling på Forus. Videre blir produkt solgt i brukbutikken, denne blir brukt opp av forbruker og emballasjen blir så levert tilbake og forbrent på anlegget på Forus gjenvinningsstasjon.

3.3.2.2 Materialer og produksjon

Den største delen av LCI-en, er datainnsamling av oppbygning av produktet som inneholder hvilke råmaterialer som inngår og produksjon. Datainnsamling for materialer og produksjon for malings- og rengjøringsproduktene i dette studiet er funnet fra andre studier på grunn av mangel på tid og avslag på samarbeid med næringslivet. Oppbygging av maling- og rengjøringsproduktene er blitt beskrevet i større detalj under. I tillegg er LCI illustrert i Tabell 7 for maling og tabell 9-13 for rengjøringsmiddel. Tabellene viser produktenes råmaterialer

som inngår for de ulike komponentene i produktet, mengde i kg per produkt, geografi og kilde for data.

Geografien for prosessene i SimaPro er valgt så nært Norge som mulig for å få så likt utslipp som mulig. For mange av prosessene er valg av geografi begrenset. Mange av prosessene har derfor geografi «global». De fleste prosessene har geografi «Europa» og bare en prosess har geografi Norge. Vi antar at forskjellen i utslipp beregnet for prosessene ved valg av global/Europa vil være liten i forhold til hva den faktisk er i Norge.

I tillegg til geografi viser også tabellen hvilken database prosessene kommer fra. Alle prosessene kommer fra databasen ecoinvent 3.8 Cut-off. Ecoinvent er en av verdens største databaser for beregning av utslipp fra materialer og aktiviteter. Datakvaliteten anses å være av høy kvalitet. Selv om analysen ikke er basert på førstehåndsmålte materialdata, vil data innhentet fra ecoinvent databasen gjøre at resultatene allikevel kan gi en god oversikt over utslippene. Utslippene skiller seg kanskje ikke mye fra virkeligheten, det er imidlertid viktig å være klar over dette faktumet. Ecoinvent 3.8 Cut-off ble lansert i 2021 og er den nyeste av ecoinvent sine bibliotek (Ouranou, 2021). Denne databasen ble derfor valgt denne for å få så oppdaterte utslippsberegninger som mulig.

3.3.2.3 Maling

Modelleringen av maling i SimaPro Flow er basert på ingredienslisten fra en forskningsartikkel av Paiano et al. (2021). Det er blitt modellert for to forskjellige malingsprodukter, Multicolor Plus og Acrylux. Disse malingsproduktene er av medium kvalitet og er et vanlig kommersielt produkt. Malingsproduktene er produsert av Vitalvernici, som er en Italiensk bedrift.

Multicolor Plus og Acrylux er begge en type for akrylmaling. Multicolor Plus er hovedsakelig laget for maling av vegger inne, mens Acrylux blir brukt for å behandle eksponert betong og for restaurering av overflater belagt med nedbrutte plastveggbelegg. Malingstypene inneholder de samme ingrediensene, men mengdefordelingen for en del av komponentene er forskjellige. Malingen blir solgt i enten 14L eller 5L beholdere. I denne studien har vi valgt 5L beholdere ettersom vi antar at privatpersoner i større grad kjøper denne størrelsen.

Beholderen for malingene er derfor 5L hver. Mengdefordelingen av maling fra produktene er 50 %, altså 0,5 tonn hver som til sammen blir den funksjonelle enheten på 1 tonn maling. For å oppnå 0,5 tonn for Multicolor plus må det produseres 65 enheter, mens for Acrylux trengs det 43 enheter. Dette skyldes forskjeller i densitet på malingen.

Malingstypene vi har modellert for er fra en Italiensk produsent og ikke fra Norge. Grunnen til dette er fordi ingredienslister for maling og de fleste produkter generelt er konkurransebelagt. Etter kontakt med Jotun fikk vi derfor avslag i etterspørsel av ingrediensliste for deres produkter. Vi har heller ikke hatt hell i å få tak i ingredienslister for maling fra andre norske produsenter.

Sammensetningen av malingsprodukter avhenger av fordelingen av fire hovedkomponenter:

- **Harpiks/polymer**, som gir malingen de kjemiske og fysiske egenskapene. Den påvirker malingens hardhet, fleksibilitet og vannbestandighet.
- **Pigment**, er det som gir fargen og dekkevnen, i tillegg til noen av de fysiske egenskapene til malingen. Hoved pigmentene er titandioksid (TiO₂) til hvit, jernoksid til rød og oker, og kullsvart til svart farge.
- **Løsemidler**, inkludert organiske løsemidler som alkoholer, estere og ketoner. Disse er ofte blandet sammen med vann for å la harpiksen og pigmentet spre seg på overflaten og for å unngå herding av malingen.
- **Tilsetningsstoffer**, blir brukt til å forbedre funksjonaliteten til malingen. Noen eksempler er muggmotstand og spredningshastigheter. I tillegg forhindrer de skumdannelse og forlenger holdbarheten til malingen.

Kombinasjonen av disse fire hovedkomponentene (Harpiks, pigment, løsemidler og tilsetningsstoffer) er forskjellig for hver type maling og lakk. Det finnes derfor ikke en standard formel for maling og fører til mange typer produkter (Paiano et al., 2021).

Ulik type maling blir brukt til ulike formål. Sammensetningen og kjemikaliene for malingstypene vil derfor også være ulik. I tillegg til formålet med malingsproduktet, vil også eksterne faktorer som temperatur, fuktighet og vær ha stor betydning. Jotun sine malingsprodukter vil derfor ligne på Vitalvernici sine produkter, men de vil ikke være helt like.

De forskjellige produsentene har deres egne utviklede malingsprodukter som er tilpasset opprinnelseslandets klima og hvilke materialer som er standard å bruke i dette landet.

Tabell 7 på neste side viser LCI for maling som ble brukt i modelleringen av malingsproduktene i SimaPro. Tabellen viser mengde per funksjonell enhet. Summen av stoffene per produkt (med unntak av energi) gir 500 kg. Til sammen utgjør summen av stoffene for Multicolor plus og Acrylux i tabellen 1 tonn. I tillegg viser tabellen geografi for prosessen og database. Materialene er delt inn under hovedkomponentene til maling (harpiks/polymer, pigment, pudder, tilsetningsstoffer, vann, emballasje og energi til produksjon). Materialene for Multicolor plus og Acrylux er like, men materialsammensetningen er ulik.

Tabell 7 LCI av maling per funksjonell enhet. Massen er i kg mens energi er i MJ.

Materialene i de ulike komponentene	Mengde per funksjonell enhet Multicolor plus	Mengde per funksjonell enhet Acrylux	Geografi	Database
Harpiks/polymer:	kg	kg		
Cationic resin (acrylic dispersion)	99,5	118	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Pigment:	kg	kg		
Benzimidazole compound	7,91	4,38	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Chromium oxide flakes	7,91	4,38	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Titanium dioxide	7,91	4,38	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Puddere:	kg	kg		
Sodium Phosphate	0,298	0,113	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Silicon	34,2	13,0	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Titanium dioxide	19,3	7,35	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Kaolin	1,69	0,643	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Calcium carbonate	168	64,3	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sand	8,62	3,28	Rest-of-World	ecoinvent 3,8 Cut-off
Talc (magnesium oxide)	7,39	2,81	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Carboxymethyl cellulose	1,13	0,431	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Tilsetningsstoffer:	kg	kg		
Ethylene glycol	7,767	4,31	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Acrylic acid	3,47	1,92	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium phosphate	1,66	0,922	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Chemical inorganics	2,89	1,60	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Wax	2,78	1,54	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Solvent	1,39	0,769	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Latex	2,61	1,44	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Ammonia liquid	0,971	0,538	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Paraffin	0,173	0,096	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

Materialene i de ulike komponentene	Mengde per funksjonell enhet Multicolor plus	Mengde per funksjonell enhet Acrylux	Geografi	Database
Vann:	kg	kg		
Tap water	99,0	253	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Emballasje:	kg	kg		
Polypropylene (PP)	12,8	10,5	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Energi:	MJ	MJ		
Electrical energy	94,9	30,9	Norway	ecoinvent 3,8 Cut-off

I SimaPro er det blitt modellert ombruk ved å se på utslippene ved forbrenning av malingsbøttene. Dette er basert på forutsetningen om at produktene som går til ombruk blir brukt opp, og hvor det bare er emballasje som blir levert tilbake til gjenvinningsstasjonen som avfall. I modellering av mengde plast til forbrenning er det tatt utgangspunkt i mengden plast for fulle 5L malingsbøtter som var nødvendig for å oppfylle den funksjonelle enheten på 1 tonn. For produksjon og forbrenning av 1 tonn maling i standard behandlings modellen var det nødvendig med 108 malingsbøtter til sammen for Multicolor plus og Acrylux. 108 malingsbøtter utgjør 23,3 kg polypropylen. Type materiale og mengdefordelingen til forbrenning i ombruksmodellen er illustrert i Tabell 8.

Tabell 8 Tabell for materiale og mengde i modell for ombruk av maling per funksjonelle enhet i kg

Materialene i de ulike komponentene	Mengde i kg per funksjonell enhet Multicolor plus	Mengde i kg per funksjonell enhet Acrylux
Emballasje		
Polypropylene (PP)	12,8	10,5

3.3.2.4 Rengjøringsmidler

Modelleringen av rengjøringsmiddel produktene er gjort basert på ingredienser hentet fra (Golsteijn et al., 2015), som er en studie basert på europeiske husholdningsprodukter. I denne oppgaven antas det at ingrediensene fra rengjøringsproduktene i det europeiske markedet

ikke vil variere stort fra rengjøringsprodukter i det norske markedet. Det er modellert fire ulike kategorier av rengjøringsmidler; oppvaskmiddel, vindusvask spray, baderoms spray, syre toalettrens og bleke toalettrens. Disse kategoriene ble valgt ut fra de dataene som var tilgjengelig.

Ulike rengjøringsmidler har ulike formål og innholdet i produktene vil derfor variere i tabell 8-12 under er det derfor listet opp innholdet i produktene som er brukt i denne analysen.

Hovedingrediensen i alle de ulike rengjøringsmidlene er vann, det står for mellom 77-85% av produktenes innhold.

Av de ulike kategoriene rengjøringsprodukter ble det modellert slik at hver kategori er 25% av den funksjonelle enheten på 1 tonn rengjøringsmidler. Det vil si at hver av de fire kategoriene for rengjøringsmidler står for 200 kg av den totale mengden. Enkelte av ingrediensene i produktene manglet data i ecoinvent databasen, dette gjelder for: fragrance (parfyme), dye (fargestoff) og preservatives (konserveringsmiddel). Disse ingrediensene utgjør 0,75%, som er under 1%, av den totale vekten, og ble modellert som tom prosess, som betyr at det ikke er lagt inn input data i denne prosessen i SimaPro.

Tabellene 9-13 under viser LCI for rengjøringsmidlene som ble brukt i modelleringen av rengjøringsproduktene i SimaPro. De viser mengde i kg per funksjonell enhet, i tillegg til geografi for prosessen og database. Geografien for ingrediensene varierer mellom Europa og Global. Europa er valgt der hvor dette var mulig ettersom det antas å være mer sammenlignbart med norske forhold, men der hvor dette ikke var mulig er global valgt. Disse dataene er brukt for å modellere produksjonen av nytt produkt i standard behandlingsmodellen, og for alle ingrediensene er det valgt marked prosesser. Disse prosessen inkluderer transport til markedet/forbrukeren.

Tabell 9 LCI for rengjøringsmiddelet oppvaskmiddel per funksjonelle enhet. Mengde i kg.

Materialene i de ulike komponentene (oppvaskmiddel)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Water	157	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Ethanol	0,189	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Ethylene glycol	1,89	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Propylene glycol	0,189	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Overflateaktivt middel			
Ethoxylated alcohols (AE3)	26,2	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium hydroxide, 50% H2O	0,378	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium chloride (NaCl)	3,78	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Fragrance	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Dye	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Preservatives	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Emballasje			
Polyethylene terephthalate (PET)	8,27	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polypropylene (PP)	0,719	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

Tabell 10 LCI for rengjøringsmiddelet vindusvask spray per funksjonelle enhet. Mengde i kg.

Materialene i de ulike komponentene (Vindusvask spray)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Water	169	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Ethanol	9,1	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Propylene glycol	1,82	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Overflateaktivt middel			
Fatty alcohol sulphate, mix	1,82	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Fragrance	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Emballasje			
Polyethylene terephthalate (PET)	8,25	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polypropylene (PP)	7,52	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

Tabell 11 LCI for rengjøringsmiddelet baderoms spray per funksjonelle enhet. Mengde i kg.

Materialene i de ulike komponentene (Baderoms spray)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Water	164	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Overflateaktivt middel			
Ethoxylated alcohols	5,48	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Citric acid/citrate	9,13	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Colorants (acrylic acid)	1	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Silicone product	0,527	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Toluene	0,527	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium cumene sulphonate (alkylbenzene sulfonate, petrochemical)	1	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Fragrance	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Emballasje			
Polyethylene terephthalate (PET)	11,7	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polypropylene (PP)	5,28	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Paper	0,365	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

Tabell 12 LCI for rengjøringsmiddelet syre toalettrens per funksjonelle enhet. Mengde i kg.

Materialene i de ulike komponentene (Syre toalettrens)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Water	154	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Formic acid	16,7	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Overflateaktivt middel			
Fatty alcohol sulphate, mix	9,27	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium hydroxide, 50% H2O	1,85	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Fragrance	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Dye	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off

Materialene i de ulike komponentene (Syre toalettrens)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Emballasje			
High-density polyethylene (HDPE)	11,4	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polyethylene (PE)	0,212	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polypropylene (PP)	2,57	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Paper	0,494	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

Tabell 13 LCI for rengjøringsmiddelet bleke toalettrensjøring per funksjonelle enhet. Mengde i kg.

Materialene i de ulike komponentene (Bleke toalettrensjøring)	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Water	160	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium hypochlorite, 15% solution	9,29	Europa	ecoinvent 3,8 Cut-off
Overflateaktivt middel			
Fatty acids, from coconut oil	11,2	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium hydroxide, 50% H2O	3,72	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Konserveringsmiddel			
Sodium chloride, powder	0,929	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Sodium silicate, SKS-6, powder	0,929	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Fragrance	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Dye	Tom prosess	-	ecoinvent 3,8 Cut-off
Emballasje			
High-density polyethylene (HDPE)	10,4	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Polypropylene (PP)	3,1	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off
Paper	0,595	Global	ecoinvent 3,8 Cut-off

I modelleringen av ombruksscenario er det tatt utgangspunkt i at produktene som går til ombruk blir brukt opp og returnert til gjenvinningsstasjonen som emballasje avfall. Det er derfor mengden emballasje fra rengjøringsmidlene i ombruks modellen bruker som utgangspunkt. De ulike kategoriene av rengjøringsmidler har ulik emballasje, men felles for alle er at de består av ulike plasttyper. For å oppfylle den funksjonelle enheten på 1 tonn

rengjøringsmidler var det nødvendig med 71,33 kg emballasje, fordelingen på produktkategoriene og materiale er illustrert i Tabell 14 under. Det er brukt fire ulike prosesser for avfallsbehandlingen av emballasjen, listet i Tabell 19 i delkapittelet 3.3.2.6 end-of-life.

Tabell 14 Type materiale og mengde som inngår i ombruksmodellen for rengjøringsmidlene

Materialene i de ulike komponentene	Mengde i kg per funksjonelle enhet
Emballasje	
Polyethylene terephthalate (PET)	16,52
Polypropylene (PP)	19,19
High-density polyethylene (HDPE)	33,47
Polyethylene (PE)	0,21
Paper	1,94

3.3.2.5 Transport

IVAR samarbeider med Stena recycling for transport av farlig avfall til forbrenningsanlegg (Tjelflaat, 2022b). I Norge finnes det noen anlegg som tar for seg farlig avfall. Det meste av mengden farlig avfall fra IVAR blir sendt til Norcem hos Renor i Brevik. Noe farlig avfall blir også sendt til et anlegg i Kumla, Sverige. Vi har derimot bare tatt for oss transport til forbrenningsanlegget i Brevik ettersom dette anlegget er nærmest og mest benyttet for behandling av avfallet fra IVAR. For transport av farlig avfall fra IVAR har vi to transportetapper. En for 1 tonn maling og en annen for 1 tonn rengjøringsmidler. Begge etappene er på 386 km, som er avstanden mellom IVAR og forbrenningsanlegget i Brevik (Google_Maps, 2022). For transport er det valgt «freight, lorry, unspecified» (frakt, lastebil, uspesifisert). Opplysningene oppsummeres i tabellen under.

Tabell 15 Tabell over transport til end-of-life i standard behandling modellen

Transport av:	fra	til	Avstand	Transportmiddel
1 tonn maling	IVAR	Renor i Brevik	386 km	freight, lorry, unspecified
1 tonn rengjøringsmidler	IVAR	Renor i Brevik	386 km	freight, lorry, unspecified

Modelleringen for transport er ikke gjeldende for scenarioet med ombruk ettersom avfallet blir antatt å bli forbrent hos IVAR.

3.3.2.6 End-of-life

Den vanligste metoden for å behandle farlig avfall på er ved forbrenning. Renor i Brevik, som det farlige avfallet fra IVAR blir sendt til, er en roterende sementovn. En roterende sementovn opererer med temperaturer på 1400-1500 grader celsius for å dekomponere og kalsinere avfallet. Dette krever mye energi (Moen, 2022).

Ved modellering av end-of-life for maling, er prosessen «Incineration of waste paint» (forbrenning av restmaling) for forbrenning av 1 tonn malingsavfallet blitt valgt. I beskrivelsen av prosessen står det at den regner ut utslippet for forbrenning av restmaling og malingsavfall. Beskrivelsen av prosessen i SimaPro passer godt til hva vi ønsket å modellere for end-of-life av maling. I SimaPro er det blitt lagt inn -1000 kg avfall for prosessen av forbrenning av malingsavfall, slik at man ikke får en miljøgevinst for behandling av avfallet. Når det gjelder geografi stod valget mellom Europa uten Sveits og Sveits. Forskjellen mellom disse var liten, og Europa uten Sveits ble valgt for prosessen fordi den ble vurdert til å ha et likere forhold til Norge. Disse opplysningene er oppsummert i tabellen under.

Tabell 16 Data over end-of-life for maling i standard behandlings modellen

Prosess Maling	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Incineration of waste paint	-1000	Europa uten Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off

For rengjøringsmidler derimot er det valgt en mer generell prosess for forbrenning av farlig avfall. Prosessen er «treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration, with energy recovery». I beskrivelsen av prosessen inkluderes forbrenning av en blanding av en rekke ulike stoffer som utgjør en generell blanding av farlig avfall. Ett kg av dette avfallet gir 0,189 kg rester som deponeres, og ytterligere størkning med 0,07561 (Ecoinvent, 2021a). Denne prosessen er altså ikke spesifikk for forbrenning av rengjøringsmidler, og resultatet vil

derfor være usikkert. Prosessen ble allikevel valgt ettersom den var det beste alternativet for å finne miljøpåvirkningen av forbrenning av rengjøringsmidler, som er farlig avfall. Det ble valgt en prosess med energigjenvinning ettersom Renor benytter energien til produksjon av sement ved Norcems sementfabrikk (Renor, u.å.). Geografien for prosessen ble som vist i Tabell 17 valgt til å være Europa uten Sveits, det er fordi dette ble antatt å være nærmest norske forhold ettersom det ikke var et alternativ for Norge som geografi. I likhet med maling ble det også her lagt inn -1000 kg.

Tabell 17 Data over end-of-life for rengjøringsmidler i standard behandlings modellen

Prosess Rengjøringsmiddel	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration, with energy recovery	-1000	Europa uten Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off

Ombruksmodellen for maling består bare av livsfasen end-of-life. I ombruk av maling blir det ikke brukt samme prosess som for end-of-life i standard behandlings modellen for maling. Dette er fordi vi antar at malingsbøttene som leveres inn til avfall er tom og at bøttene derfor kan sendes til vanlig forbrenning av plast i stedet for forbrenning av malingsavfall eller annet spesialavfall. I ombruksmodellen blir derfor prosessen «treatment of waste polypropylene, municipal incineration», altså behandling av avfall polypropylen, kommunal forbrenning valgt for forbrenning av malingsbøttene. Ved den funksjonelle enheten på 1 tonn maling, oppstår det 23,3 kg polypropylen som er fordelt mellom malingsproduktene Multicolor Plus og Acrylux. Tabell 18 under viser input data for ombruk av maling i SimaPro.

Tabell 18 Data over end-of-life for maling i ombruksmodellen

Prosess Maling ombruk	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Treatment of waste polyethylene, municipal incineration	-23,3	Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off

I ombruk av rengjøringsmidler modellen er det flere prosesser for end-of-life, ettersom det er ulike prosesser for hver av de ulike emballasjetypene, vist i Tabell 19 under. Prosessene for de ulike plasttypene inkluderer forbrenning på kommunalt forbrenningsanlegg. Geografien ble satt til Sveits for disse prosessen ettersom valget var mellom Sveits eller resten av verden, og det ble da vurdert at Sveits ville være nærmere norske forhold. For prosessen for behandling av papir avfallet forutsettes det i prosessen at alt papiret går til forbrenning. Her ble valget Europa uten Sveits valgt som geografi av samme grunn som i standard behandlings modellen for rengjøringsmidler, at det antas å være nærmest norske forhold.

Tabell 19 Data over end-of-life for rengjøringsmidler i ombruksmodellen

Prosess Rengjøringsmiddel ombruk	Mengde i kg per funksjonelle enhet	Geografi	Database
Treatment of waste polyethylene, municipal incineration	-33,712	Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off
Treatment of wastepaper, unsorted, sorting	-1,939	Europa uten Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off
Treatment of waste polypropylene, municipal incineration	-19,194	Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off
Treatment of waste polyethylene terephthalate, municipal incineration	16,52	Sveits	ecoinvent 3,8 Cut-off

3.3.3 Livsløpeffektvurdering

I livsløpeffektvurderingen (LCIA) blir konsekvensene av de potensielle utslippene fra produktsystemet vurdert. Vurdering av miljøeffektene er basert på resultatene i livsløperegnskapet (LCI). LCIA inneholder noen obligatoriske og noen valgfrie steg. De obligatoriske stegene er (Golsteijn, 2014);

- **Valg** av karakteriseringsmodell(er), effektkategori(er) og kategoriindikator(er) som skal brukes i studien.

- **Klassifisering** av LCI ved å tildele de potensielle utslippene, fra de ulike livsfasene til produktsystemet, til passende effektkategorier. Dette er basert på årsakssammenhengen mellom miljøinngrepet, f.eks. utslipp fra forbrenning, og de potensielle effektene. Effekter kan blant annet være klimaforandringer, knapphet på ressurser og helseeffekter. Valg av effekter kan være på forskjellige stadier, for eksempel midpoint eller endpoint. Hvor midpoint indikatorer ser på virkningen av effekter tidligere langs årsak-virkning-kjeden, mens endpoint ser på miljøpåvirkningen på slutten av årsak-virkning-kjeden. Midpoint er tidlig i miljømekanismen, noe som gjør det lettere å måle f.eks. økt kjemisk konsentrasjon i jord. Endpoint er mer relevant, men det er derimot vanskeligere å fastslå årsaks-effekten, f.eks. utryddelse av arter og menneskelig helse. I tillegg til de allerede nevnte metodiske valgene, er også bestemmelsen av kulturelt perspektiv viktig. Særlig fordi det bestemmer tidsperspektivet (Hauschild et al., 2018). Ulike tilnærminger brukes i LCA: egalitær (E), hierarkisk (H) og individualistisk (I).
- I **karakteriseringstrinnet** blir miljøpåvirkningene dermed beregnet ved å bruke en konverteringsfaktor for å oppnå en indikator for effektkategoriene. Dette er for å kvantifisere hvor stor effekt produktsystemet har på hver effektkategori. Miljøeffektene av produktsystemet kan slik også summeres som en kvantifisert sum. Den mest brukte konverteringsfaktoren i dag er Global oppvarmingspotensial (GWP100) som bruker CO₂-ekvivalenter. For eksempel, hvis en strøm resulterer i utslipp av CO₂ og CH₄ til atmosfæren, vil CO₂-karakteriseringsfaktoren være 1 mens den for metan vil være 28 (Golsteijn, 2014).

I tillegg har vi de valgfrie stegene som normalisering og vektning/gruppering. Ved normalisering sammenligner man den kvantifiserte effekten fra LCA studien til en referanseverdi for hver effektkategori. Man kan for eksempel sammenligne LCA studien med et tidligere år. Normalisering relaterer altså mikroverden til LCA studien til makroverden. Mens ved vektig eller gruppering kan man sammenligne på tvers av påvirkningskategoriene ved å gruppere effektkategoriene og rangere dem etter deres opplevde alvorlighetsgrad, eller etter vektig av dem ved å bruke en vektingsfaktor. Vektingsfaktoren gir et kvantitativt uttrykk for hvor alvorlig en effektkategori er i forhold til de andre. Videre kan man aggregere resultatet av vektningen

til en samlet miljømessig poengsum (Golsteijn, 2014). Vi har valgt å ikke se på disse stegene i denne studien.

I denne oppgaven har Midpoint blitt valgt, som er ofte brukt i LCIA for kjemikalieindustrien. Modelleringen av systemet i SimaPro Flow følger ReCiPe 2016 Midpoint (H), hvor H står for hierarkisk.

Det er blitt valgt fire utslippskategorier for analysen. Dette er for å begrense oppgaven og for å sette søkelys på utslippskategoriene som er viktigst for analysen. Utslippskategoriene vi har valgt er global oppvarming, knapphet av mineralressurser, menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet og forsuring av landjord. Tabell 20 under oppsummerer valg av effektkategorier, men også de ulike oversettelsene, forkortelsene og enhet som brukes i beregningen av utslipp.

Tabell 20 Oversikt over effektkategoriene som er fokus i studien

Effektkategori (Engelsk)	Effektkategori (Norsk oversettelse)	Forkortelse	Enhet
Global warming	Global oppvarming	GWP	CO ₂ -ekvivalenter
Mineral resource scarcity	Knapphet av mineralressurser	APDE	CU-ekvivalenter
Human-non carcinogenic toxicity	Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet	HNCT	1,4-DCB-ekvivalenter
Terrestrial acidification	Forsuring av landjord	TA	SO ₂ -ekvivalenter

Det er blitt valgt å se på global oppvarming fordi dette er en av de mest aktuelle utslippskategoriene i dag på grunn av klimakrisen. Global oppvarming er økt gjennomsnittstemperatur på jorda på grunn av økning i klimagasser i atmosfæren. Dette øker risikoen for blant annet ekstremvær, økt nedbør, økt tørke og havforsuring. Det er stor interesse for utslippskutt i CO₂-ekvivalenter for land og industri for å nå klimamålene satt i regjeringen og i EU. For å nå målet om 50-55 % reduksjon av klimagasser innen 2030 sammenlignet med 1990-nivå, er det nødvendig med en innovasjon i flere industrier, blant annet avfallsindustrien (Regjeringen, 2021).

I tillegg til global oppvarming er det også blitt valgt å se på knapphet av mineralressurser. Denne effektkategorien ser på hvordan mineraler og ressurser som brukes og hvordan de blir påvirket av hastigheten ressursene utvinnes. Effekten av forbruket av mineraler og ressurser (ikke fossile) estimeres i henhold til deres tilgjengelighet på global skala. For maling gjelder dette blant annet krom (chromium på engelsk) (Henckens, 2021).

Det er også valgt å se på menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet og forsurening av landjord, som ser på konsekvenser knyttet til helse og miljø. Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet reflekterer den potensielle skaden på mennesker fra en enhet av kjemikalie som slippes ut i miljøet, og er basert på den iboende toksisiteten til en forbindelse og dens potensielle dose (Hillege, 2019). Forsuring av landjord refererer derimot til utslipp som er forløpere til sur nedbør. Dette inkluderer oksider som svoveldioksid (SO₂), nitrogenoksider (NO_x), nitrogenmonoksid (NO), nitrogendioksid (NO₂) og andre forskjellige stoffer. Disse sure gassene slippes vanligvis ut i atmosfæren på grunn av forbrenning (Dincer & Bicer, 2018). Disse effektkategoriene er valgt fordi de passer under definisjonen av farlig avfall. Ettersom, ifølge definisjonen på farlig avfall, kan farlig avfall føre til betydelig forurensning i miljøet eller skade på mennesker og dyr. Disse utslippskategoriene er derfor relevante for denne studien.

3.3.4 Livsløpstolkning

Den siste fasen i en LCA er livsløpstolkningen (Østfoldforskning, 2002b). I denne fasen skal man systematisk identifisere, kvalitetssikre, sjekke og vurdere informasjonen fra resultatene av LCI og/eller LCIA for produktsystemet. Her vil det også være naturlig å beskrive begrensninger av studien og komme med anbefalinger. I denne delen er det også viktig å tolke resultatene i forhold til hensikten og omfanget av studien. Det er i dette trinnet man utfører en/flere sensitivitetsanalyser eller scenarioanalyser. Dette er for å sjekke effekten av endringer og for å teste robustheten av resultatene. Dette er nødvendig for at livsløpstolkningen skal kunne gi verdi for senere beslutningstakere.

3.3.4.1 Valg av dataverktøy

Analysen er gjennomført ved hjelp av Microsoft Excel og SimaPro. Microsoft Excel er brukt ettersom dette er hensiktsmessig med tanke på eksterne data, utviklingen av ulike scenario, og fremstilling av tabeller og figurer. SimaPro er et av de ledende verktøyene på markedet innenfor LCA, og her er store deler av modelleringen av systemet gjort. Programmet er koblet opp mot en stor database med tilgang til mye data om utslipp fra ulike prosesser og produkter (SimaPro, 2022) som har vært svært nyttig i modelleringen av systemet.

3.4 Datagrunnlag og datakvalitet

I modellering av LCA-ene i SimaPro er databasen ecoinvent 3,8 Cut-off blitt brukt, ettersom den ble gjort tilgjengelig september 2021 og dermed gir de siste og mest oppdaterte utslippsdataene som er relevante for denne analysen (Ouranou, 2021). Det er blitt hentet generiske data fra deres database, som ikke er spesifikke for gjenvinningsstasjonen på Forus. Ecoinvent er en av de største utgiverne av livssyklusbeholdningsdatabaser i verden. Hvor ecoinvent 3,8 Cut-off er den nyeste databasen fra ecoinvent per dato, og ble gjort tilgjengelig i 2021 (Ecoinvent, 2021b). Utslippsdataene er oppdaterte og anses av god kvalitet.

Materialsammensetning og mengde som ble brukt for å modellere malings- og rengjøringsproduktene i SimaPro er hentet fra andre forskningsartikler. Forskningsartikkelen for maling er av (Paiano et al., 2021). Forfatterne av artikkelen samarbeidet med en Italiensk malingsprodusent, Vitalvernici s.r.l. Materialsammensetningen og mengde for rengjøringsmidler er i likhet med maling også hentet fra en artikkel (Golsteijn et al., 2015). Selv om analysene ikke er basert på førstehåndsmålte materialdata til malings- og rengjøringsmidlene, vil allikevel resultatene gi en god oversikt over utslippet fra produktene. Prosessen for transport er mer usikker ettersom det her er usikkert hvilket kjøretøy som benyttes til transporten, og det er valgt en prosess for uspesifisert kjøretøy. Google_Maps (2022) ble brukt for å finne transportavstand i kilometer, og antas å være av god kvalitet, allikevel er det verdt å nevne at ruten funnet i Google Maps kan avvike fra den faktiske transportruten. Den mest usikre prosessen er imidlertid sluttbehandlingen av rengjøringsmidlene i standard behandlings modellen. Her brukes en prosess som ikke tar

hensyn til at det er rengjøringsmidler som forbrennes, ettersom den tar utgangspunkt i forbrenning av en sammensatt mengde farlig avfall. Geografiene som er brukt i modelleringen i SimaPro varierer, og for flere av prosessene er de globale som igjen gir usikkerhet i forhold til hvor overførbart det er til norske forhold.

4. Resultater

I denne delen av studien blir resultatene for modellene for maling og rengjøringsmidlene presentert. I resultatet kan man se hvilke faser av livsløpet som har bidratt til mest utslipp for de ulike effektkategoriene. Først blir resultatene for scenarioet uten ombruk presentert, scenario 5M/5R, som tilsvarer resultatene av standard forbrenning modellen. Her kommer det frem hvilken livsløpsfase som har den største påvirkningen av produksjon, transport og forbrenning. Det er ikke laget et slikt kapittel for ombruk modellen, ettersom denne kun består av en endelig forbrenning. Deretter vil resultatene for scenarioene fra Tabell 21 Tabell 22 bli presentert i underkapitler for de utvalgte effektkategoriene. Under i Tabell 21 og Tabell 21 Tabell 22 vises igjen tabellen for de ulike modellene og scenarioene som blir undersøkt i denne studien.

Tabell 21 Oversikt over hvordan system, modeller og scenario henger sammen. Tabellen viser en oversikt over hvordan systemene, modellene og scenarioene henger sammen. Hovedfordelingen er i to systemer, et for maling og et for rengjøringsmidler. Det har så blitt laget to modeller for hvert system, en med standard behandling og en med ombruk, dette gir til sammen fire modeller. Basert på modellene er det fem scenarioer for hvert system, til sammen 10 scenario. Videre beskrivelse av scenarioene finnes i Tabell 22

System	Maling		Rengjøringsmidler	
Modeller	Maling standard behandling	Maling ombruk	Rengjøringsmidler standard behandling	Rengjøringsmidler ombruk
Scenario	5M	1M	5R	1R

Tabell 22 Oversikt over de ulike scenarioene som blir undersøkt i studien. I scenario 1M og 1R blir alt som blir levert inn på gjenvinningsstasjonen sendt til ombruk, i scenario 5M og 5R blir alt som er levert inn sendt til standard avfallsbehandling (forbrenning).

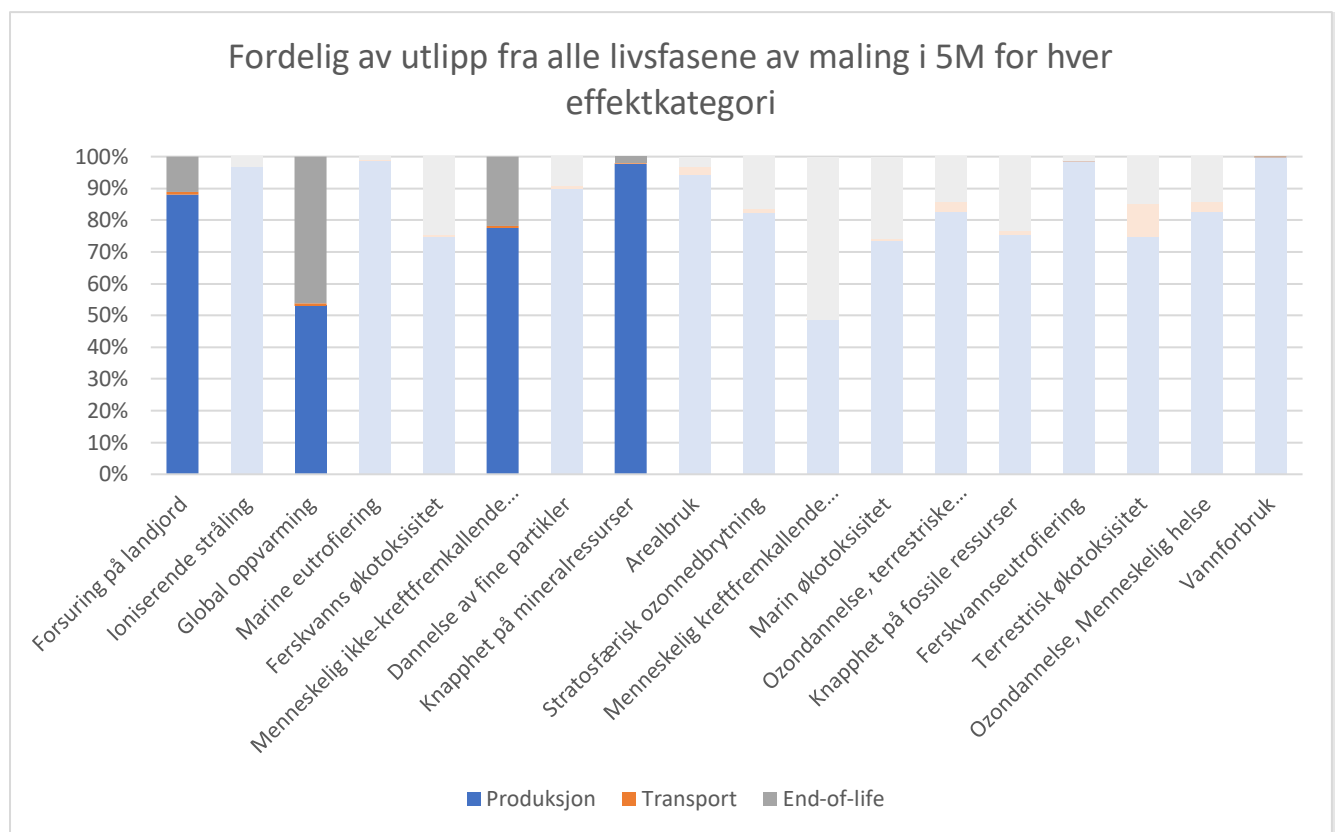
Andel Ombruk	100 %	75 %	50 %	25 %	0 %
Scenario maling	1M	2M	3M	4M	5M
Scenario Rengjøringsmidler	1R	2R	3R	4R	5R

4.1 Resultat maling

De totale resultatene for maling scenario 5M hvor det er 0 % ombruk, som i dette tilfellet er hovedscenarioet, vises i Figur 4 på neste side. I denne figuren er miljøpåvirkningen fra alle de ulike livsløpsfasene for alle effektkategoriene illustrert. Fordelingen er oppgitt i prosent hvor hver søyle består av utslipp fra produksjon (Mørkeblå), transport (Oransje) og end-of-life (Grå). Til sammen utgjør disse 100 % for hver effektkategori. I denne analysen blir det sett nærmere på effektkategoriene; global oppvarming, forsurening av landjord, knapphet på

mineralressurser og menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet. Disse er markert i Figur 4 med sterkere farger, mens de andre effektkategoriene er i duse farger.

Fra resultatene kommer det frem at produksjonen av malingene står for den største delen av utslipp for alle effektkategoriene. Videre viser resultatene fra standard behandling modellen at end-of-life også står for en betydelig andel utslipp. Denne andelen er størst for global oppvarming, hvor den står for ca. 50 % utslippet. Transport står for den miste andelen av utslipp for alle effektkategoriene og utgjør null eller bare et par prosent av utslippsfordelingen.



Figur 4 Fordeling av utslipp fra livsfasene for alle effektkategoriene i standard behandlings modellen for maling. De valgte effektkategoriene er forsuring av landjord (terrestrial acidification), global oppvarming (global warming), Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet (human-non-carcinogenic toxicity) og knapphet på mineralressurser (mineral resource scarcity) og er markert i sterke farger. Søylen er fordelt i forholdet mellom utslipp fra produksjon, transport og end-of-life.

Tabell 23 under viser resultatene fra modelleringen i SimaPro for scenario 1M (100 % ombruk) til 5M (0 % ombruk). Her vises utslippet for alle effektkategoriene som blir sett nærmere på i denne analysen. Først presenteres utslippene for effektkategorien global oppvarming. Ved «andel ombruk» 100 %, er utslippet 59 kg CO₂-e og 0 for standard behandlings modellen, den

totale summen blir da også 59 kg CO₂-e. I scenario 3M derimot, er utslippet basert på at 50 % av produktene som kommer inn til avfallsmottaket går til ombruk, og 50 % går til forbrenning. Her blir utslippet 30 kg CO₂-e fra ombruk og 3800 kg CO₂-e fra forbrenning i standard behandling modellen. Til slutt summeres disse opp og vi ser at totalt utslipp fra scenario 3M er 3 830 kg CO₂-e. Videre beskrivelse av resultatene for de ulike effektkategoriene blir presentert i delkapitlene under.

Tabell 23 Resultat av scenarioanalyse av maling. Andel ombruk viser scenarioene; 1M = 100%, 2M=75%, 3M=50%, 4M=25% og 5M=0%. Utslipet fra resultatet er delt opp i utslipp fra ombruk modell, standard behandling modell også det sammenlagte totale utslippet for begge modellene per scenario. Samme metode er brukt for resultatet av alle effektkategoriene.

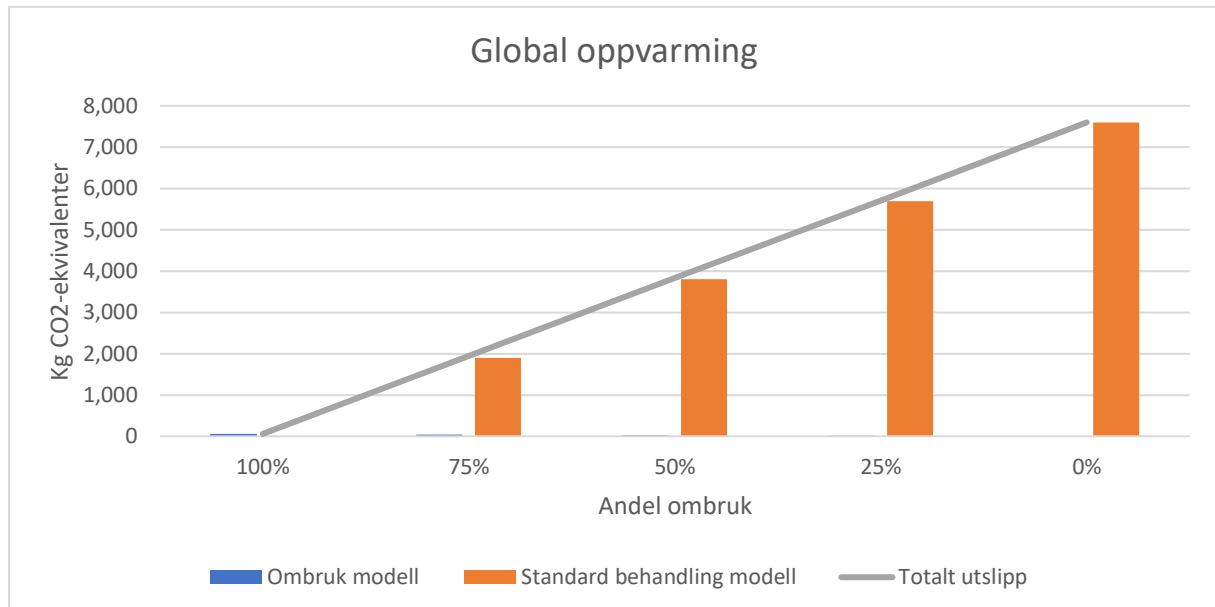
	Andel Ombruk	100 %	75 %	50 %	25 %	0 %
Global oppvarming (CO ₂ -e)	Ombruk modell	59	44	30	15	0
	Standard behandling modell	0	1 900	3 800	5 699	7 599
	Totalt utslipp	59	1 944	3 830	5 714	7 599
Knapphet på mineralressurser (kg Cu-e)	Ombruk modell	0,003	0	0	0	0
	Standard behandling modell	0	388	775	1 162	1 550
	Totalt utslipp	0,003	388	775	1 162	1 550
Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet (kg 1,4-DCB)	Ombruk modell	10	7	5	2	0
	Standard behandling modell	0	1 307	2 613	3 920	5 227
	Totalt utslipp	10	1 314	2 618	3 922	5 227
Forsuring av landjord (kg SO ₂ -e)	Ombruk modell	0,004	0	0	0	0
	Standard behandling modell	0	2 390	4 781	7 171	9 562
	Totalt utslipp	0,004	2 390	4 781	7 171	9 562

4.1.1 Global oppvarming

For effektkategorien global oppvarming viser resultatet fra scenario 5M hvor 0 % går til ombruk, for den funksjonelle enheten på 1 tonn maling, at utslippet vil være 7 599 kg CO₂-ekvivalenter.

Resultatene for Scenario 1M med 100 % ombruk viser at det er et utslipp på 59 kg CO₂-e. Dette utslippet kommer fra forbrenningen av malingsbeholderene. Utslipet fra transport er 0 ettersom det ikke forekommer transport i ombruksscenarioet 1M. I scenario 4M hvor 25 % av

produktene går til ombruk og 75 % går til forbrenning er utslippet betydelig lavere enn i scenario 5M med 0 % ombruk, men fortsatt høyere enn scenario 1M. Her er utslippet 5 714 kg CO₂-ekvivalenter.



Figur 5 Utslipp i kg CO₂-ekvivalenter for global oppvarming for maling ved ombruk scenario 1M-5M. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

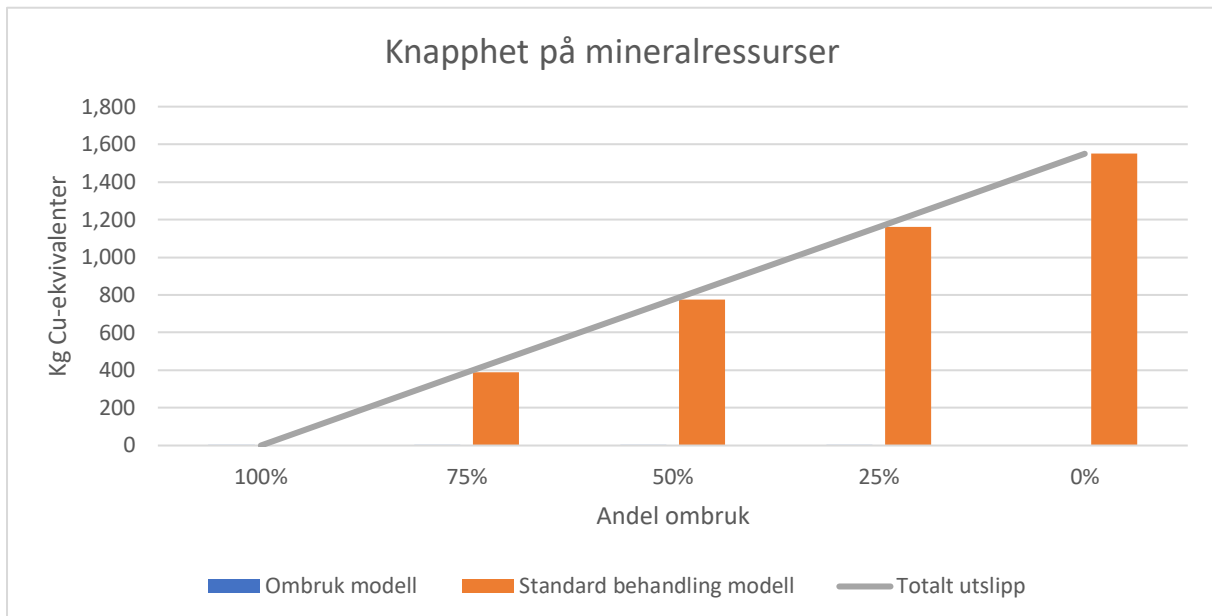
Figur 5 viser utslippet for effektkategorien global oppvarming for maling. Standard behandling modellen har fargen oransje og er mest dominerende i grafen. Ombruk har fargen blå. Utslippet fra standard behandling modellen er så høyt i forhold til utslipp ved ombruk at det nesten ikke kan ses på grafen. Den grå linjen viser det totale utslippet ved de ulike scenarioene fra scenario 1M med 59 kg CO₂-ekvivalent til scenario 5M med totalt 7 599 kg CO₂-ekvivalent. Figuren illustrerer tydelig at mer ombruk fører til mindre utslipp av klimagasser.

4.1.2 Knapphet på mineralressurser

For effektkategorien knapphet på mineralressurser (mineral resource scarcity) viser resultatet fra scenario 5M at utslippet, for den funksjonelle enheten på 1 tonn maling, vil være 1550 kg Cu-ekvivalent.

I resultatet for 100 % ombruk, scenario 1M, er det et utslipp på 0,003 kg Cu-e. Forbrenningen av malingsbøttene har veldig lite utslipp for knapphet på mineralressurser i forhold til

resultatet fra scenario 5M. Utslippet fra ombruk er så lite at den ikke påvirker summen av utslipp for scenarioene. At utslipp fra ombrukscenariet for effektkategorien knapphet på mineralressurser er så lavt er ikke overraskende, ettersom polypropylen ikke er et materiale som er i fare for et uttømmningspotensiale. Plast er hovedsakelig laget av petroleum eller cellulose (Ore & Stori, 2021). Forbrenning av polypropylen (PP) vil derfor ikke har stor påvirkning på uttømming av mineraler og andre menneskelig ikke-fossile ressurser.



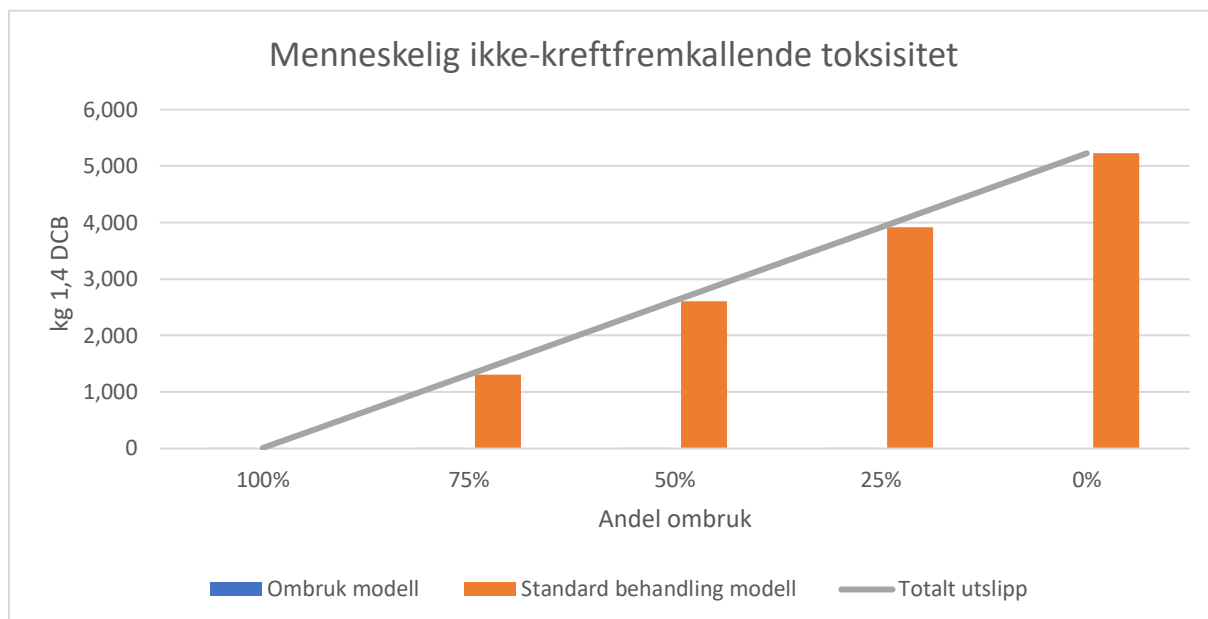
Figur 6 Utslipp i kg Cu-ekvivalenter for knapphet på mineralressurser for maling ved ombruk scenario 1M-5M. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

Fra Figur 6 ser vi at ombruk scenarioene for knapphet på mineralressurser har så liten effekt at den ikke synes på grafen. I likhet med resultatene for global oppvarmingspotensialet er også trenden for knapphet på mineralressurser for maling stigende. Ved 100 % ombruk er utslippet omtrent 0, videre stiger utslippet lineært ved reduksjon i andel ombruk.

4.1.3 Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet

For effektkategorien menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet som handler om menneskelig helse viser resultatet fra scenario 5M at utslippet, for den funksjonelle enheten på 1 tonn maling, vil være 5 227 kg 1,4-DCB. I resultatet for 100 % ombruk, scenario 1M, er utslippet betydelig lavere med 10 kg 1,4-DCB.

I likhet med de tidligere effektkategoriene, utgjør ombruk modellen så lite av utslippet i forhold til standard behandling modellen at den ikke vises i Figur 7. I likhet med de andre effektkategoriene er de totale utslippene stigende fra 1M-5M.

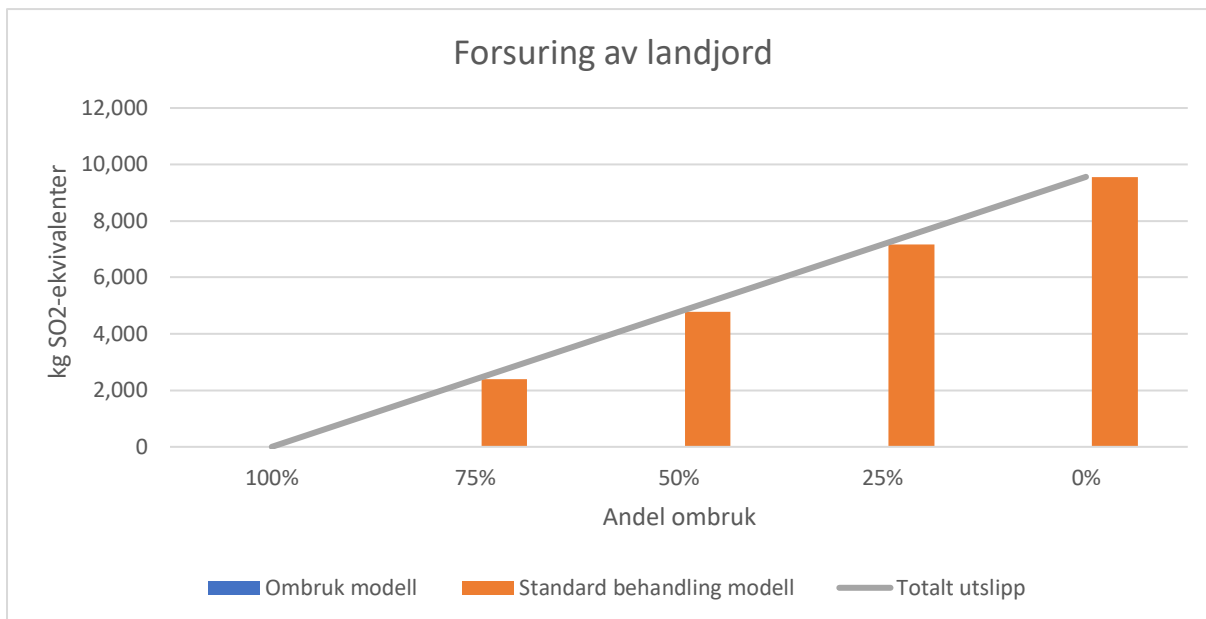


Figur 7 Utslipp per kg 1,4 DCB for menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet for maling ved ombruk scenario 1M-5M. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.1.4 Forsuring av landjord

For effektkategorien forsuring av landjord viser resultatet fra scenario 5M at utslippet, for den funksjonelle enheten vil være 9562 kg SO₂-ekvivalenter. Til sammenligning er utslippet fra 1M med 100 % ombruk på 0,004 kg SO₂-e.

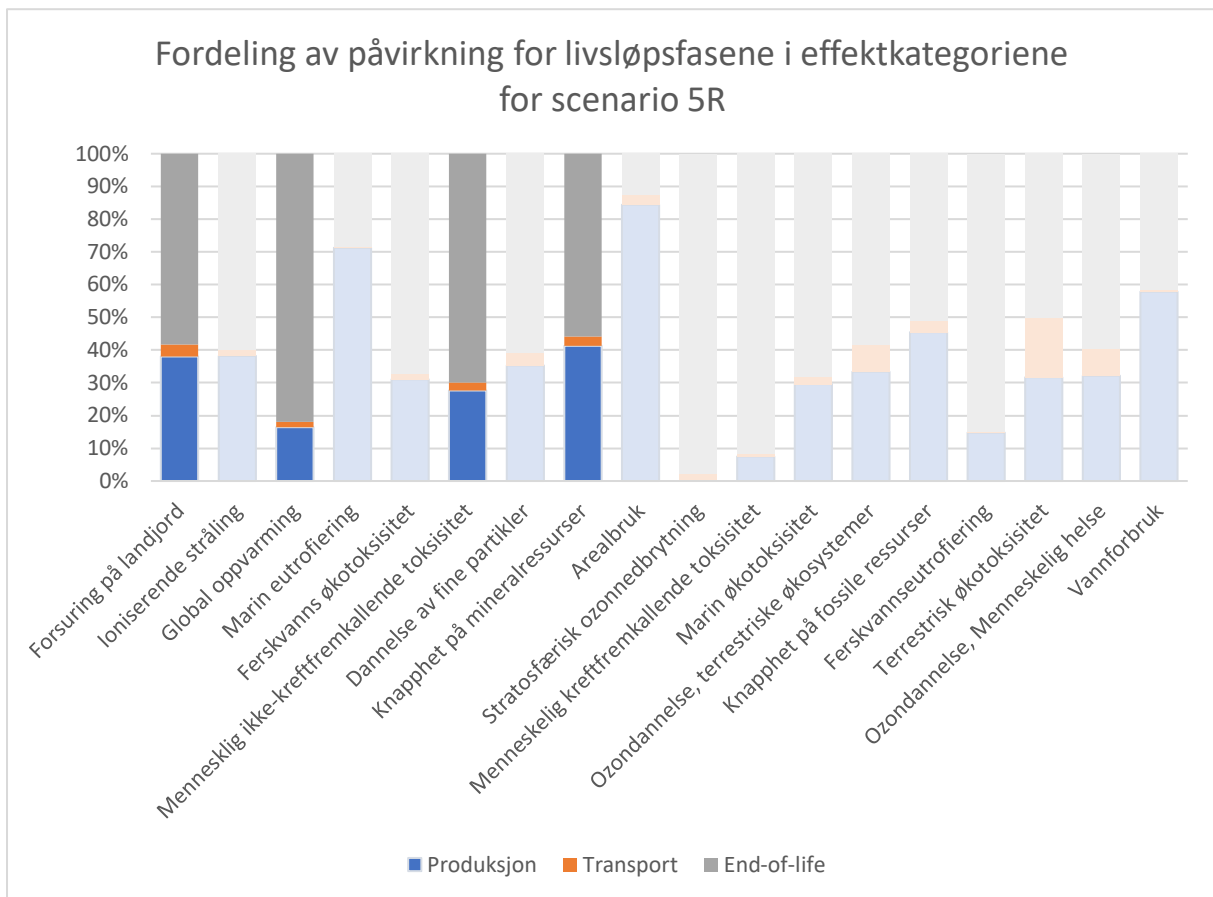
I likhet med effektkategorien knapphet på mineralressurser er utslippet fra ombruk modellen så lavt at det ikke har noe utslag på utslippet i Figur 8. De totale utslippene stiger lineært ved reduksjon av ombruk, som er likt for de andre effektkategoriene.



Figur 8 Utslipp i kg SO₂-ekvivalenter for forsuring av landjord for maling ved ombruk scenario 1M-5M. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.2 Resultat rengjøringsmidler

Resultatene fra scenario 5R, som i dette tilfellet er hovedscenario, er illustrert i Figur 9 under. I dette scenarioet er det 0 % ombruk, og alt blir sendt til standard behandling (forbrenning). I Figur 9 under er miljøpåvirkningen fra alle de ulike livsløpsfasene for alle effektkategoriene illustrert. Effektkategoriene som blir det sett nærmere på i denne analysen er markert ved sterkere farge. Fordelingen er oppgitt i prosent hvor hver søyle består av utslipp fra produksjon (Mørkeblå), transport (Oransje) og End-of-life (Grå). Til sammen utgjør disse 100 % for hver effektkategori. Det kommer tydelig frem at end-of-life, her markert i grått, er den livsløpsfasen som utgjør den største prosentandelen i de valgte effektkategoriene i dette scenarioet.



Figur 9 Fordeling av utslipp fra livsfasene for alle effektkategoriene i standard behandlings modellen for rengjøringsmidler. De valgte effektkategoriene er forsuring av landjord (terrestrial acidification), global oppvarming (global warming), menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet (human-non-carcinogenic toxicity) og knapphet på mineralressurser (mineral resource scarcity) og er markert i sterke farger. Søylene er fordelt i forholdet mellom utslipp fra produksjon, transport og end-of-life.

Tabell 24 under viser resultatene fra modelleringen i SimaPro for scenario 1R (100% ombruk) – 5R (0% ombruk). Her vises resultatene for effektkategoriene som blir sett nærmere på i denne analysen. Videre beskrivelse av resultatene for de ulike effektkategoriene kommer under.

Tabell 24 Resultat av scenarioanalyse av rengjøringsmidler. Andel ombruk viser scenarioene; 1R = 100%, 2R=75%, 3R=50%, 4R=25% og 5R=0%. Utslippet fra resultatet er delt opp i utslipp fra ombruk modell, standard behandling modell også det sammenlagte totale utslippet for begge modellene per scenario. Samme metode er brukt for resultatet av alle effektkategoriene.

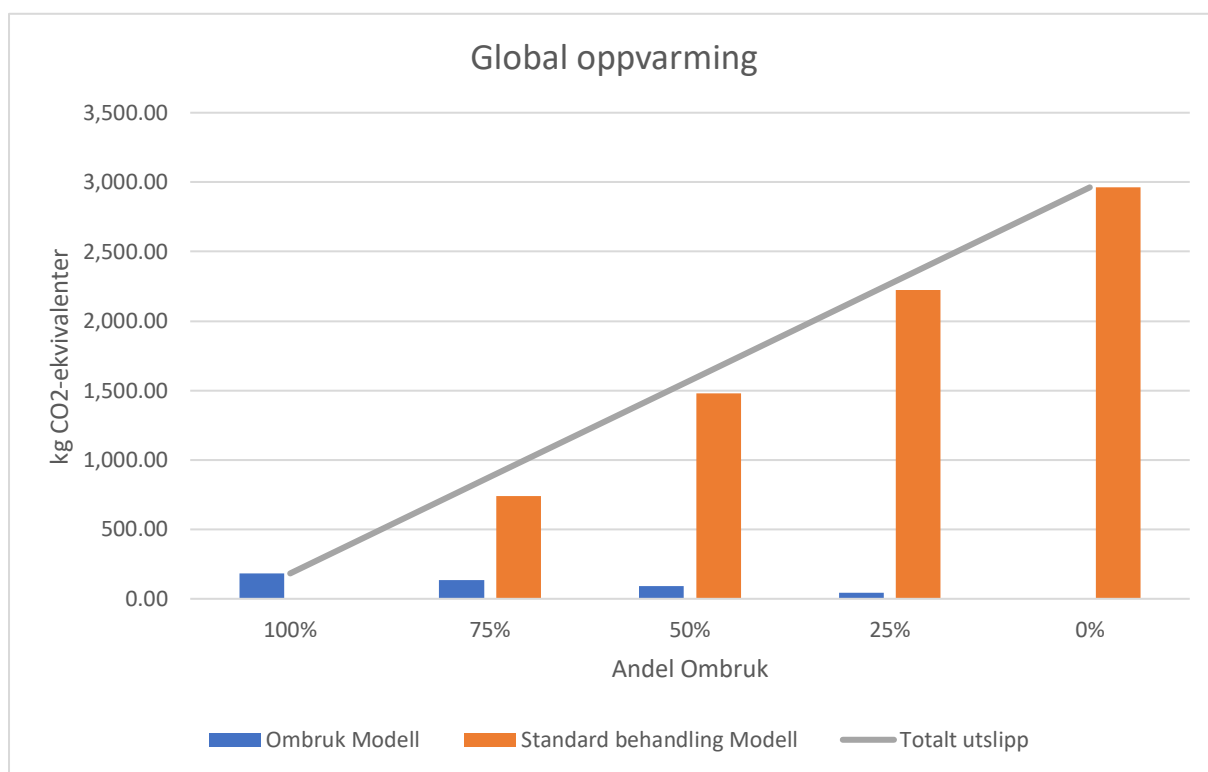
	Andel Ombruk	100 %	75 %	50 %	25 %	0 %
Global oppvarming (kg CO ₂ -e)	Ombruk Modell	183	137	91	46	0
	Standard behandling Modell	0	741	1 481	2 222	2 963
	Totalt utslipp	183	878	1 572	2 268	2 963
Knapphet på mineralressurser (kg Cu-e)	Ombruk Modell	0,01	0,01	0	0	0
	Standard behandling Modell	0	1	2	3	3
	Totalt utslipp	0,01	1	2	3	3
Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet (kg 1,4-DCB)	Ombruk Modell	32	24	16	8	0
	Standard behandling Modell	0	359	718	1 077	1 436
	Totalt utslipp	32	383	734	1 085	1 436
Forsuring av landjord (kg SO ₂ -e)	Ombruk Modell	0,01	0,01	0,01	0	0
	Standard behandling Modell	0	1	2	3	4
	Totalt utslipp	0,01	1	2	3	4

4.2.1 Global oppvarming

For effektkategoriene global oppvarming utgjør livsløpsfasen end-of-life hele 81,7% i scenario 5R. I dette scenarioet med 0 % ombruk, er påvirkningen for den funksjonelle enheten på 1 tonn rengjøringsmidler, på 2 963 kg CO₂-ekvivalenter. Resultatene viser også at det i scenario 1R, hvor 100% blir sendt til ombruk, er et utslipp på 183 kg CO₂-e. Dette er betydelig lavere enn scenario 5R hvor alt blir sendt til forbrenning, men dette viser at selv i et scenario med ombruk vil det være utslipp som påvirker global oppvarming.

Utslippet i ombruksscenarioet 1R kommer fra forbrenningen av den tomme emballasjen til rengjøringsmidlene som returneres til gjenvinningsstasjonen. I dette scenarioet er utslippet fra transport 0 ettersom det ikke forekommer transport i 1R. Det er også tydelig fra resultatene at også i de andre scenarioene hvor ombruk forekommer, vil utslippet være betydelig lavere enn i scenario 5R. Blant annet i scenario 3R hvor 50 % går til ombruk og 50 % ikke gjør det, vil utslippet være på 1 573 kg CO₂-ekvivalenter, som er en differanse på 1 390 kg CO₂-ekvivalenter fra scenario 5R.

Figur 10 under viser påvirkningen for effektkategorien global oppvarming for rengjøringsmidler med de ulike gradene av ombruk. Standard behandling modellen, utslippet fra det som ikke blir sendt til ombruk, har fargen oransje og er mest dominerende i grafen. Ombruk modellen har fargen blå og viser utslippet fra forbrenningen av den tomme emballasjen som blir igjen etter ombruk. Fra Figur 10 kan man se at utslippet fra standard behandling er betydelig høyere enn utslippet knyttet til ombruk. Den grå linjen viser det totale utslippet fra hvert av scenarioene, hvor utslippene fra standard behandling og ombruk er kombinert. Fra den grå linjen kan man tydelig se at påvirkningen på global oppvarming, her målt i kg CO₂-ekvivalenter, stiger ettersom andel som går til ombruk synker, det er en tydelig korrelasjon.



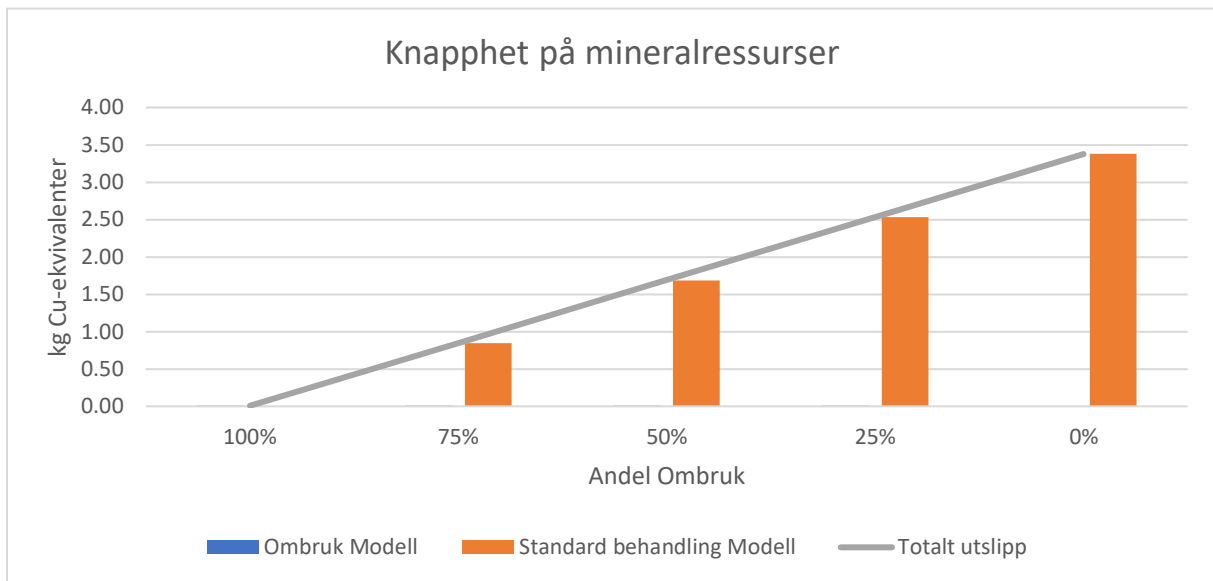
Figur 10 Utslipp i kg CO₂-ekvivalenter for global oppvarming for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.2.2 Knapphet på mineralressurser

For effektkategorien knapphet på mineralressurser (mineral resource scarcity) viser resultatet fra scenario 5R at utslippet, for den funksjonelle enheten vil være 3,4 kg Cu-e. Det er tydelig når man sammenligner dette resultatet med resultatet for maling i scenario 5M, at påvirkningen på abiotisk uttømmingspotensiale er betydelig mindre for rengjøringsmidler enn for maling.

I resultatet for 100 % ombruk, scenario 1R, er det et utslipp på 0,01 kg Cu-e. Forbrenningen av emballasjen for rengjøringsmidlene i scenario 1R har mindre påvirkning for knapphet på mineralressurser enn scenario 5R hvor det er 0 % ombruk, men det er ikke en veldig stor forskjell sammenlignet med resultatene for maling. I tillegg ser vi fra Figur 11 at påvirkningen på knapphet på mineralressurser i de andre scenarioene for rengjøringsmidler også er relativt lavt. At utslipp fra ombrukscenariet 1R er lavt, er ikke overraskende ettersom emballasjen rengjøringsmidlene benytter hovedsakelig består av ulike plasttyper som polypropylen (PP), polyetylentereftalat (PET) og polyeten med høy tetthet (HDPE). Dette er materialer som hovedsakelig er laget av petroleum eller cellulose (Ore & Stori, 2021). Forbrenning av den tomme emballasjen vil derfor ikke har stor påvirkning på uttømming av mineraler og andre ikke-fossile ressurser.

Figur 11 under viser at scenarioene med en grad av ombruk har så liten betydning for påvirkningen av uttømmingspotensialet til ikke-fossile ressurser, at det nesten ikke synes på grafen. Trenden er i likhet med resultatene for global oppvarmingspotensialet og resultatene fra maling, også her stigende lineært ved reduksjon i andelen ombruk.

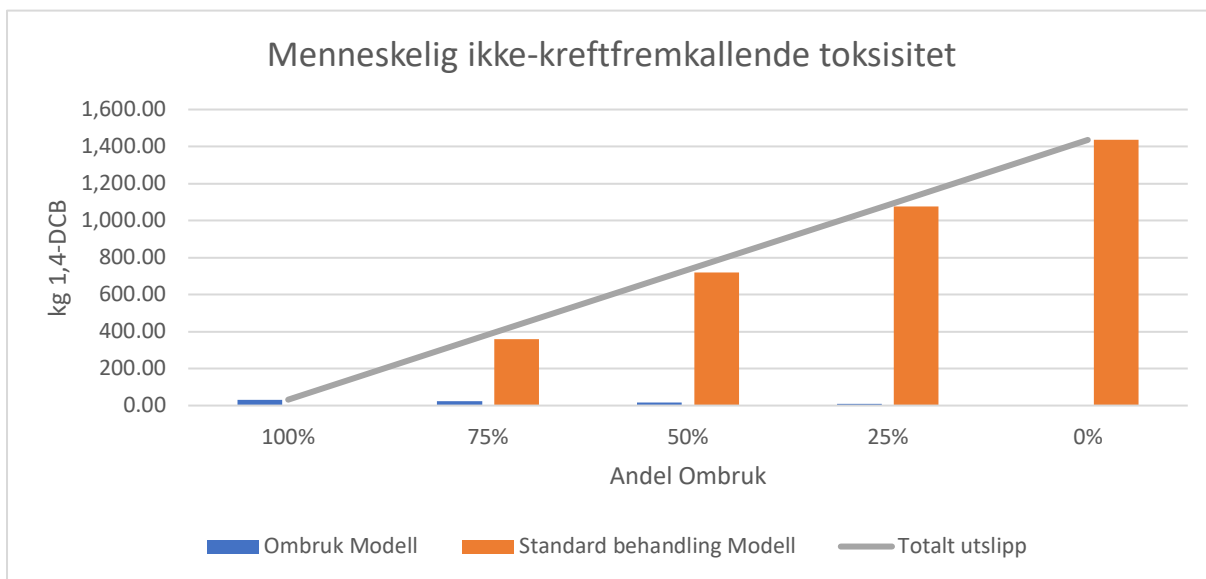


Figur 11 Utslipp i kg Cu-ekvivalenter for knapphet av mineralressurser for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.2.3 Menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet

For effektkategorien menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet, viser resultatet fra scenario 5R at utslippet, for den funksjonelle enheten vil være 1 436 kg 1,4-DCB. I resultatet for 100 % ombruk, scenario 1R, er utslippet mindre med 32 kg 1,4-DCB.

I likhet med de tidligere effektkategoriene, utgjør utslippene fra ombruk modellen en så liten del av det totale utslippet i forhold til standard behandling modellen, at den vises bare som en blå strek nederst på x-aksen i Figur 12 for scenario 1R-2R og ikke vises i scenario 3R-5R. I likhet med de andre effektkategoriene er også her trenden stigende ettersom ombruksgraden synker.

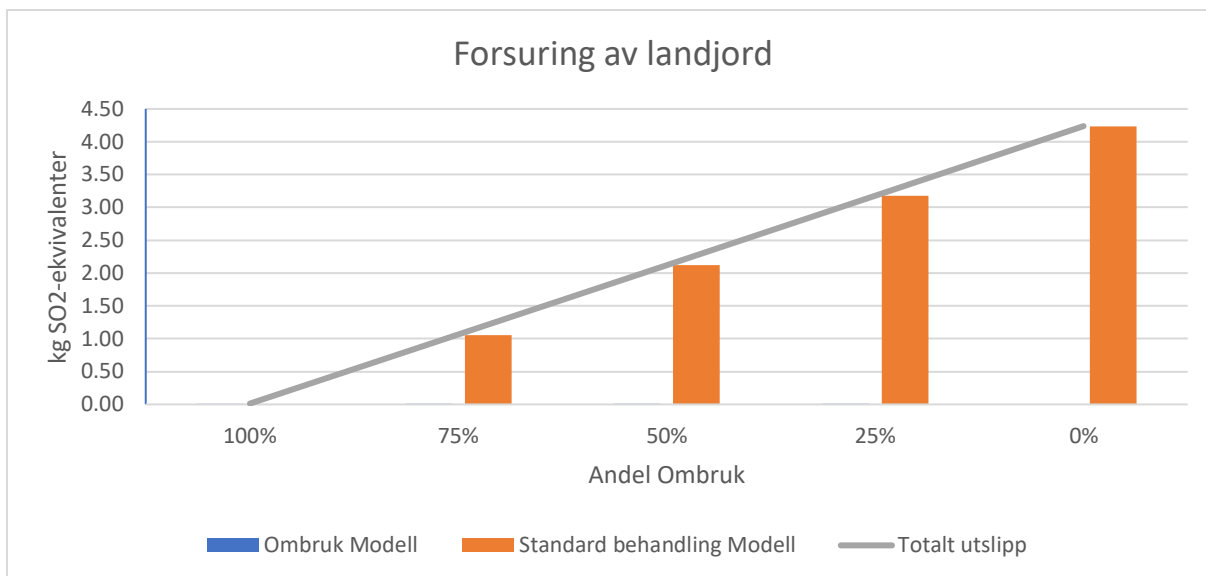


Figur 12 Utslipp kg 1,4-DCB for menneskelig ikke-kreftfremkallende toksisitet for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.2.4 Forsuring av landjord

For effektkategorien forsuring av landjord viser resultatet fra scenario 5R at påvirkningen, for den funksjonelle enheten på 1 tonn rengjøringsmidler, vil være 4,2 kg SO₂-e. Scenario 1R har det samme resultatet som 1M med en bare 0,01 kg SO₂-e. Forskjellen mellom 0 % ombruk og 100 % ombruk er ikke like stor her som i resultatet fra maling, i tillegg til at påvirkningen i 5R er betydelig lavere enn 5M.

Selv om resultatet for rengjøringsmidler i denne effektkategorien ikke var i like stor skala som for maling, kan man også her se hvordan påvirkningen i 5R er større enn 1R, og gjør at den blå søylen som representerer påvirkningen fra ombruk, nesten ikke vises i Figur 13 under. De totale utslippene stiger ved reduksjon av ombruk, som er likt for de andre effektkategoriene.



Figur 13 Utslipp i kg SO₂-ekvivalenter for forsuring av landjord for rengjøringsmidler ved ombruk scenario 1R-5R. På x-aksen viser de ulike scenarioene i andel ombruk fra 100 % til 0 %. De blå søylene viser utslipp fra ombruk modellen mens de oransje søylene viser utslipp fra modellen med standard behandling. Den grå kurven viser det totale utslippet for summen av begge modellene.

4.3 Resultat Forus gjenvinningsstasjon

I denne oppgaven er IVAR sin gjenvinningsstasjon på Forus valgt ut for å illustrere hva resultatene fra analysen kan ha å si for utslippene på en kommunal gjenvinningsstasjon i Norge. Årstonnasje for farlig avfall på Forus gjenvinningsstasjon var 496 tonn i 2019 og 400 tonn i 2020. I 2021 var årstonnassen på 446 tonn, dette inkluderer blant annet 322 tonn malingsavfall og 15,4 tonn rengjøringsmidler (Tjelflaat, 2022a). Med tallene fra 2021 som utgangspunkt er det funnet hvor stor mengde CO₂-e Forus gjenvinningsstasjon kan spare ved ulike grader av ombruk av farlig avfall innen kategoriene maling og rengjøringsmidler. I Tabell 25 under er påvirkningen på global oppvarming gitt i CO₂-ekvivalenter, for Forus gjenvinningsstasjon illustrert.

Tabell 25 Besparelse av CO₂-e ved ombruk av farlig avfall hos Forus gjenvinningsstasjon basert på tall fra 2021

Andel Ombruk	Maling kg CO ₂ -ekvivalenter	Rengjøringsmidler kg CO ₂ -ekvivalenter
0 %	2 447 950	45 650
25 %	1 840 424	34 942
50 %	1 232 895	24 233
75 %	625 369	13 525
100 %	17 843	2 817

Ved å ta differensen mellom de ulike scenarioene kan man finne hvor store utslipp som kan spares ved større grad av ombruk. For eksempel vil de sparte utslippene for rengjøringsmidler utgjøre 42 834 kg CO₂-e ved å gå fra scenario 5R med 0 % ombruk til scenario 1R med 100 % ombruk. Det er usannsynlig å anta at 100% av rengjøringsmidlene som blir levert inn er brukbare, men det illustrerer allikevel hvor stor miljøgevinst ombruk kan ha. I et mer realistisk eksempel med 25% ombruk av rengjøringsmidler, vil det være mulig å redusere utslippet med 10 708 kg CO₂-e. Fra Tabell 25 på forrige side kan man se at det er stor forskjell i kg CO₂-e for rengjøringsmidler og maling. Dette er blant annet på grunn av at det som nevnt i avsnittet ovenfor er en betydelig forskjell i mengden maling og rengjøringsmidler som blir levert inn på gjenvinningsstasjonen per år.

Fra et ombruksprosjekt utført på Forus gjenvinningsstasjon sommeren 2021 ble det utarbeidet en rapport som kartla potensialet for ombruk ved denne gjenvinningsstasjonen (Larsen et al., 2021). Denne rapporten inkluderer blant annet en undersøkelse av potensialet for ombruk av farlig avfall, og kartlegger prosentandel brukbar innenfor fem kategorier av farlig avfall. To av kategoriene som er undersøkt er maling og rengjøringsmidler, hvor 77% av rengjøringsmidlene var brukbar og 23% av malingen var brukbar. Tallene er basert på andel brukbar av innsamlet vekt. Dersom man tar utgangspunkt i at disse tallene er representative kan vi finne hvor stor del av utslippet i kg CO₂-e som kan reduseres dersom dette potensialet blir oppfylt. Tabell 25 på forrige side viser at ved 25 % ombruk for maling vil utslippet være 1 840 424 kg CO₂-e. Differansen mellom scenario uten ombruk og dette 25 % ombruksscenario er på 607 526 kg CO₂-e som er det mulige sparte utslippet. For rengjøringsmidler anslår rapporten som nevnt ovenfor at andelen brukbar er på 77%. I tabell 25 er det oppgitt at ved 75 % ombruk vil utslippet være 13 525 kg CO₂-e, ved å ta differansen mellom dette og 0 % ombruk finner man at det er 32 125 kg CO₂-e som mulig kan være sparte utslipp dersom det registrerte potensialet oppnås.

5. Diskusjon

I denne delen av oppgaven vil de sentrale spørsmålene som ble nevnt i kapittel 1.4 bli brukt som utgangspunkt i diskusjonen. Her vil blant annet noen av forutsetningene som ble gjort for å få resultatene bli sett nærmere på, og det diskuteres hvor realistiske disse er. I tillegg blir det diskutert hvilke utfordringer og positive effekter ombruk av farlig avfall har.

5.1 Hvor store utslipp er det ved ombruk av farlig avfall?

Fra resultatene i analysen i kapittel 4 kommer det tydelig frem for både maling og rengjøringsmidler at ombruk fører til betydelig lavere utslipp enn vanlig prosedyre i dag som er forbrenning av produktet. Vi har antatt at malingen og rengjøringsmidlene som blir kjøpt på Bruktbuå, blir brukt opp av forbrukeren før den videre blir kastet og forbrent i et kommunalt forbrenningsanlegg. Modellen for ombruk er en forenklet versjon av virkeligheten og inneholder altså bare end-of-life livsfasen ettersom andre eventuelle utslippsfaktorer ligger utenfor systemgrensen for analysen. Dette er en kilde til stor usikkerhet.

Modelleringen av ombruk ble gjort på denne måten fordi det ikke er mulig å få data på hvor stor andel av farlig avfallsprodukter som blir kjøpt brukt, som faktisk blir bruk opp eller hvor mye som eventuelt er igjen før produktet blir kastet igjen. De beregnede utslippstallene for ombruk stammer derfor fra forbrenning av plastemballasjen til produktene. Utslippstallene er nokså lave i forhold til andre eventuelle behandlingsmetoder, som for eksempel forbrenning i et farlig avfallsanlegg.

Sammenligner vi utslippstallene fra ombruksmodellen med andre lignende analyser, ser vi at resultatene er nærme hverandre. I resultatet fra vår analyse ved 100 % ombruk per funksjonell enhet fikk vi 58,97 kg CO₂-e ved forbrenning av 23,3 emballasje for maling og 182,79 kg CO₂-e for forbrenning av 71,37 forskjellig type plast for effektkategorien global oppvarming. Per kg gir dette et utslipp på 2,5 kg CO₂-e for maling og 2,6 kg CO₂-e for forbrenning av emballasjen til rengjøringsmidlene. I en forskningsartikkel fra NORSUS har de undersøkt utslippet ved ulike typer avfallshåndtering av ulike typer materiale, blant annet plast, i Norge. De fikk et utslipp på ca. 2,9 kg CO₂-e (uten hensyn til miljøgevinst) for forbrenning av plast med behandlingsmetoden energiutnyttning (Raadal et al., 2009). Forskjellen mellom våre resultater

og resultatene fra NORSUS er lave. Dette viser at utslippstallene i Norge sammenlignet med resultatene vi fikk gjennom valgte prosesser i SimaPro er nokså like og det gir større troverdighet til resultatet vi fikk fra egen analyse av forbrenning av plast.

Selv om de teoretiske utslippstallene fra resultatet virker realistiske sammenlignet med andre forskningsartikler, er ikke scenarioet med 100 % ombruk realistisk. Vi valgte å ha et scenario med 100 % ombruk for å illustrere forskjeller. Det er derimot flere faktorer som gjør at dette ikke er et realistisk scenario. Et eksempel er at noen ganger blir det levert inn produkter som bare har litt rester av produkt igjen og det er derfor ikke nok produkt til salg i Bruktbuå. Noen produkter regnes som ikke brukbare fordi de er blandet med andre ting. Et annet eksempel er produkter som har gått ut på dato og derfor kanskje ikke ha god nok kvalitet lenger til ombruk. På grunn av disse og flere faktorer er det ikke realistisk med 100 % ombruk og det ble derfor laget flere scenarioer som så på prosentvis andel ombruk og standard forbrenning som blant annet inkluderer produksjon av et eventuelt nytt produkt.

I kapittel 4.3 blir resultatene fra modellene brukt for å finne hvor store klimagassbesparelser det potensielt er ved Forus gjenvinningsstasjon ved ulike prosentandeler av ombruk for maling og rengjøringsmidler. Ovenfor ble det nevnt at 100 % ombruk ikke er realistisk, men i kapittel 4.3 kommer det frem at 25 % ombruk kan være mulig. Ved 25 % ombruk, vil den sparte miljøpåvirkningen ved Forus gjenvinningsstasjon være 607 526 kg CO₂-e for maling, og 10 708 kg CO₂-e for rengjøringsmidler. Det er en betydelig forskjell mellom maling og rengjøringsmidler, blant annet fordi andelen maling er betydelig større enn andelen rengjøringsmidler som blir levert inn ved Forus gjenvinningsstasjon hvert år.

I modelleringen av ombruks- og standard behandlings modellen var det tenkt at ombruk av produktene kunne erstatte eventuell produksjon av et nytt produkt. Dette er sant til en viss grad, men i likhet med at det ikke er realistisk med 100 % ombruk, er det heller ikke realistisk å si at 100 % av produktene erstatter produksjon av nye produkter. Det kan være mange situasjoner hvor dette er eksempel. En grunn er at mange av produktene som går til ombruk er halvfulle, og om dette ikke dekker behovet må man kanskje allikevel ende opp med å kjøpe mer. I slike tilfeller vil det ikke være riktig å si at ombruk fører til erstatning av produksjon av et nytt produkt. Produksjon av et nytt produkt sto for en stor del av utslippene i standard

behandlings modellen og er en stor grunn til at utslippene ble så store for resultatet i denne modellen.

5.2 Hvor stor er miljøpåvirkningen ved standard behandling (forbrenning) av farlig avfall, og hvilken av livsløpsfasene har størst påvirkning?

Standard behandlings modellene til maling- og rengjøringsproduktene består av produksjon av produkt, transport og forbrenning av produkt. Produksjon av produkt og transport er ikke relevant i ombruksmodellen, og er derfor ikke inkludert. Standard behandlings modellene til maling- og rengjøringsproduktene består derfor av flere livsfaser enn ombruksmodellen, noe som er med på å gi modellene større utslipp. Utslipet fra standard behandlings modellen står for omtrent hele utslippet i de ulike scenarioene for både maling og rengjøringsmidler. Standard behandlings modellene har et så stort utslipp i forhold til ombruk at ombruk ikke vises/nesten ikke vises i scenario grafene for de ulike effektkategoriene.

I likhet med utslipp fra ombruk, står også transport i standard behandlings modellen for omtrent ingen utslipp i forhold til de andre livsfasene. Den står for under 1 % for alle effektkategoriene i modellen for maling, mens den står for bare et par prosent mer i modellen for rengjøringsmidler. Produksjon av produkt og end-of-life utgjør omtrent hele utslippet i begge standard behandlings modellene. For maling er det produksjon av produkt som står for den største andelen av utslipp for alle effektkategoriene. For effektkategorien global oppvarming står den bare for litt over 50 % av utslippet, mens end-of-life utgjør bare litt mindre enn halvparten. For rengjøringsmidler derimot er det end-of-life som står for det største utslippet. Et skille mellom standard behandlings modellen for maling og rengjøring er at i rengjøring ble det ikke inkludert energien som går med på å produsere produktet med grunnlag i mangel av data. Dette kunne vært med på å påvirke fordelingen. I tillegg er andel vanninnhold mye høyere for rengjøringsproduktene enn for malingsproduktene, som også kan ha gitt lavere utslipp i produksjon av produkt. Mengde vann er antageligvis hovedgrunnen til at det totale utslippet fra rengjøringsproduktene er mindre enn for malingsproduktene.

For å teste resultatene vi fikk fra de to standard behandlings modellene ønsket vi å sammenligne utslippstallene med andre lignende analyser, men dette var ikke mulig. Vår

studie er svært vanskelig å sammenligne med andre studier fordi det ikke er blitt gjort en lignende nok analyse før. Andre forskningsartikler vi har studert har blant annet brukt en annen funksjonell enhet. Den funksjonelle enheten i en LCA er svært viktig og er avgjørende for resten av analysen og dens resultater. I tillegg har de ulike LCA-ene ulike systemgrenser som de har valgt å se på. De aller fleste LCA-ene vi har funnet har blant annet ikke inkludert end-of-life. End-of-life er en stor del av vår analyse, og dette gjorde det også vanskelig å sammenligne resultatene våre med andre lignende LCA-er.

5.3 Hvilke utfordringer er det med ombruk av farlig avfall?

Fra resultatene kommer det frem at ombruk av maling og rengjøringsmidler har lavere miljøpåvirkning enn alternativet, som er at produktene blir sendt direkte til avfallsbehandling. Det er likevel flere utfordringer knyttet til ombruk av farlig avfall. Her blir noen av utfordringene knyttet til farlig avfall kategoriene maling og rengjøringsmidler utforsket ettersom det er disse som også har blitt analysert i oppgaven.

En av utfordringene med ombruk av maling og rengjøringsmidler er om det i det hele tatt er mulig å gjøre innenfor de rettslige rammer som foreligger for behandling av farlig avfall og avfall generelt. I kunnskapsgrunnlag kapittel 2.2.1 Juridisk veileder for ombruk av farlig avfall, er det blitt nevnt at det nylig har kommet ut en juridisk veileder/posisjonsnotat for ombruk av farlig avfall (NFFA & Avfall_Norge, 2021). Det kommer frem at selv om avfallsregelverket i seg selv ikke setter begrensninger for ombruk av farlig avfall, er det tilstøtende regelverk som begrenser hvilke typer farlig avfall som kan gå til ombruk. Posisjonsnotatet nevner blant annet at for at farlig avfall skal kunne gå til ombruk, er det noen kriterier som må oppfylles slik at avfallet kan gå fra å være avfall til å bli et produkt. Disse kriteriene er listet opp i kapittel 2.2.1 Juridisk veileder for ombruk av farlig avfall, og inkluderer blant annet at produktene «ikke medfører nevneverdig høyere risiko for helseskade eller miljøforstyrrelser enn tilsvarende» (NFFA & Avfall_Norge, 2021). Det kommer også frem at det er viktig at bruken av produktene som eventuelt blir videre distribuert er lovlig.

Et av kriteriene i Forurensingsloven § 27 tredje ledd (Forurensingsloven, 2016), som blir referert til i posisjonsnotatet, er punkt 4 som omhandler de tekniske kravene til produktet.

Her er det flere utfordringer, som hvordan kan man sikre at produktene som går til ombruk er av god nok kvalitet? Hva som regnes som god kvalitet vil også variere etter hva bruksområdet er. For eksempel er det for maling enkelte forutsetninger for oppbevaring av malingen før den ankommer gjenvinningsstasjonen, som kan påvirke om den er brukbar eller ikke. Normalt er holdbarheten for vannbasert maling på ca. 2-3 år og 6 år for oljemaling, men det kan variere etter type (Gudvangen, 2022; Owren, 2017). For at malingen skal holde lenge er det viktig at den oppbevares riktig. Den bør oppbevares mørkt og ikke for kaldt, og det er viktig at vannbasert maling ikke blir utsatt for frost da dette vil ødelegge innholdet (Gudvangen, 2022; Montér, u.å.). Hvordan malingen er behandlet før den ankommer gjenvinningsstasjonen vil altså kunne påvirke om den kan regnes som brukbar når den blir levert inn. Det er derfor viktig at det blir foretatt en kontroll av produktene som blir levert inn, for eksempel ved å spørre kunden om hvordan den har blitt oppbevart.

Et annet sentralt spørsmål som kommer fram i forhold til kvaliteten på produktene som leveres inn, er hvordan kan man sikre at malingsspannet eller rengjøringsmidlene som blir innlevert faktisk inneholder det som er på etiketten, og at ingenting er helt i? Det kan foretas visuelle kontroller, og som nevnt ovenfor kan man også snakke med kunden for å prøve å finne ut hva malingsspannet eller beholderen med rengjøringsmidler faktisk inneholder. Allikevel er det vanskelig å være helt sikker på at det som vises på etiketten til produktet faktisk er det som er inni. En kvalitetskontroll kan være en omfattende prosess, og kan være vanskelig å gjennomføre. Noen produkter kan være lettere å sjekke enn andre, for eksempel for rengjøringsmidler kan det å foreta en visuell kontroll av produktet sammen med å sjekke utløpsdato og om det er produkter som fortsatt omsettes i markedet, være nok. Dette er fordi det ikke stilles like store krav til kvaliteten for rengjøringsmidler som det gjør for maling. Det er blant annet fordi malingen skal kunne ha en beskyttende evne, og sørge for at materialene som blir malt ikke får sopp eller andre skader. Allikevel kan det argumenteres for at maling til en lekehytte, møbler til innendørsbruk eller annen estetisk dekor ikke har de samme kravene som malingen av yttervegger som krever en grad av beskyttelse. I tillegg til at det er opp til kundene som kjøper den brukte malingen å ta den risikoen i forhold til kvaliteten på malingen.

En annen utfordring er om folk faktisk ønsker å kjøpe brukt farlig avfall, i dette tilfellet brukt maling og rengjøringsmidler. Dersom man klarer å lage et system hvor brukbar maling og

rengjøringsprodukter blir lagt til side for ombruk og ikke sendt direkte til forbrenning, er man allikevel avhengig av at kunder ønsker å kjøpe disse produktene for at systemet skal fungere. Ovenfor ble det nevnt at det kan være en risiko for kundene som kjøper brukte farlig avfall produkter, ettersom det er vanskelig å garantere for kvaliteten på produktene. Dette kan være en utfordring når det gjelder å få til ombruk av disse produktene.

Sommeren 2021 ble det gjort et forsøk på ombruk av farlig avfall ved Forus gjenvinningsstasjon (Larsen et al., 2021). Observasjonene gjort i dette prosjektet taler for at selv uten særlig markedsføring ble flere av produktene solgt, og at det var en interesse blant kundene både for å levere inn og kjøpe farlig avfall (Larsen et al., 2021). Systemet som ble testet sommeren 2021 var tillitsbasert, hvor kundene som leverte avfall ble spurt om innholdet stemmer med etiketten på emballasjen. Kundene som kjøpte det farlige avfallet, ble også informert om at det var på eget ansvar (Skodje et al., 2021). Dette prosjektet viser at det er mulig at kunder ønsker å både levere inn og kjøpe farlig avfall som går til ombruk. Samtidig er det viktig å merke at prosjektet ble gjennomført over en kort tidsperiode, og at det er behov for flere slike prøveprosjekter for å styrke resultatene fra prosjektet.

Utfordringene for ombruk av farlig avfall er dermed å sikre at det blir gjort på en lovlig måte i henhold til gjeldende regelverk. Samtidig som man må lage et system hvor det kan foretas en kvalitetssjekk av produktene, sjekke at etiketten på emballasjen og innholdet stemmer overens, og at produktene fortsatt omsettes i markedet. I tillegg til at det må være interesse blant kunder som kan sørge for at de produktene som blir sendt til ombruk faktisk kommer ut av brukbutikken og blir brukt.

5.4 Hvilke positive effekter kan ombruk av farlig avfall ha?

Ovenfor i kapittel 5.3 ble ulike utfordringer ved ombruk av farlig avfall diskutert, og videre i dette kapittelet blir det sett på hvilke positive effekter som kan komme av ombruk av maling og rengjøringsmidler, i tillegg til hvordan dette kan bidra positivt i samfunnet. En av de positive effektene som allerede har blitt diskutert i kapittel 5.1, er at økt ombruk av maling og rengjøringsmidler vil ha en positiv effekt på miljøet. Fra resultatene i denne oppgaven kom det frem at det å sende produkter til ombruk vil ha en miljøpåvirkning, men det var tydelig at

denne var mindre i scenarioene hvor alt eller deler av avfallet gikk til ombruk heller enn direkte til avfallsforbrenning.

En av de positive effektene ved ombruk av farlig avfall, i dette tilfellet maling og rengjøringsmidler, er at det vil forlenge livsløpet til produktene og flytte dem høyere opp i avfallshierarkiet. I kapittel 2.1 Norsk avfallspolitikk, ble det nevnt at avfallshierarkiet er en av de styrende prinsippene i St.meld. nr. 44 (1991-1992), og at den demonstrerer prioriteringsrekkefølgen i EUs rammedirektiv for avfall og norsk avfallspolitikk. I dette hierarkiet er ombruk det nest øverste steget etter avfallsreduksjon, og har derfor en høy prioritet. Malingen og rengjøringsmidlene som ikke blir sendt til ombruk blir sendt til forbrenning med energiutnyttelse som er det nest siste nivået i avfallshierarkiet. Ved å sende deler av avfallsmassen til ombruk vil derfor det flytte disse produktene til et høyere nivå i avfallshierarkiet, noe som er et politisk mål.

I tillegg til at avfallsproduktene blir flyttet høyere opp i avfallspyramiden når de blir sendt til ombruk i stedet for energiutnyttelse, kan dette også være positivt for utnyttelsen av emballasjen til produktene. I oppgaven ble det antatt at produktene som blir sendt til ombruk blir brukt opp før de returnerer til gjenvinningsstasjonen som emballasje. Dette betyr at emballasjen nå kan behandles som vanlig plastemballasje og ikke farlig avfall. I modellen i oppgaven ble det antatt at denne plastemballasjen blir sendt til forbrenning, men det er også en mulighet for at plastemballasjen kan bli sendt til materialgjenvinning. Dette ble ikke tatt hensyn til i denne oppgaven, men dersom det ble gjort ville dette vært enda en positiv effekt av ombruk som kan bidra til å flytte også emballasjen høyere opp i avfallshierarkiet.

I avsnittene ovenfor ble det nevnt at det er et politisk mål å flytte produkter høyere opp i avfallshierarkiet, et annet område det blir satt mer og mer søkelys på i politikken er sirkulær økonomi. Sirkulær økonomi begrepet ble nevnt i kapittel 2.1 Norsk avfallspolitikk, sammen med definisjonen som er at det er et økonomisk system som erstatter end-of-life konseptet med avfallsreduksjon, ombruk, resirkulering og gjenvinning av avfall inn i nye produkter og materialsykluser (Kirchherr et al., 2017). Våren 2020 ble EUs handlingsplan for sirkulær økonomi lagt frem (European_Commission, 2020), som er en viktig del av The European Green Deal (European_Commission, 2019). Denne handlingsplanen satte sirkulær økonomi på

dagsorden, og har gjort at dette har fått et større fokus. Ombruk er ifølge definisjonen gitt ovenfor en del av sirkulær økonomi begrepet, og vil være en sentral faktor for å få til overgangen til et mer sirkulært samfunn. Her vil ombruk av farlig avfall kunne bidra positivt, og sørge for at brukbare produkter får et lenger og mer sirkulært livsløp.

Farlig avfall som blir sendt til ombruk i stedet for forbrenning vil kunne spare uttak av jomfruelige materialer, ettersom ombruk kan føre til at behovet for produksjon av nye maling- og rengjøringsprodukter blir mindre. Dette ble brukt som en antagelse i denne oppgaven hvor utslippene fra produksjon av nytt produkt ikke ble tatt med i ombruksmodellen ettersom det ble antatt at de ombrukte produktene erstattet produksjonen av nye maling og rengjøringsprodukt. Det er vanskelig å si helt sikkert om det at en kunde kjøper et rengjøringsprodukt i brukbutikken erstatter et kjøp av nytt produkt, eller om kunden egentlig ikke hadde tenkt å kjøpe nytt produkt uansett. Her er det behov for videre undersøkelser, for å finne ut i hvor stor grad denne erstatningen av nytt produkt faktisk er gjeldende.

I kapittel 1. Introduksjon, ble FNs bærekraftsmål 12, som står for ansvarlig forbruk og produksjon (FN-sambandet, 2022a), nevnt som relevant for denne oppgaven. Dette bærekraftsmålet handler blant annet om hvordan man kan hindre overforbruk ved at ressurser blir utnyttet på en bedre måte, i tillegg til å minske miljøpåvirkning og den totale ressursbruken. I delmål 12.5 står det at det er et mål at avfallsmengden skal reduseres betydelig innen 2030, blant annet gjennom økt ombruk. Her vil ombruk av maling og rengjøringsmidler, samt farlig avfall generelt, kunne bidra positivt til dette bærekraftsmålet. I tillegg til å bidra positivt til bærekraftsmål 12, vil også bærekraftsmål 13 bli positivt påvirket av ombruk av maling og rengjøringsmidler. FNs bærekraftsmål 13 handler om å stoppe klimaendringene, og finne løsninger som kan kutte klimagassutslipp på en bærekraftig måte (FN-sambandet, 2022c). I denne oppgaven kom det frem av resultatene at økt ombruk av maling og rengjøringsmidler vil føre til lavere utslipp enn alternativet uten ombruk. Det viser at ombruk av farlig avfall, her maling og rengjøringsmidler, vil ha en positiv effekt på bærekraftsmål 13.

De positive effektene er mange, og i dette kapitlet har en del av dem blitt trukket frem. Ombruk av maling og rengjøringsmidler vil kunne føre til at miljøpåvirkningen fra

avfallsbehandlingen av produktene blir lavere, og at produktene får en høyere posisjon i avfallshierarkiet. I tillegg vil det ha en positiv påvirkning på prosessen med å bevege samfunnet over i en mer sirkulær økonomi, og er dermed i tråd med regjeringens handlingsplan for sirkulær økonomi. Det vil føre til en bedre utnyttelse av ressursene, og kan føre til at uttaket av jomfruelige materialer blir mindre. Til slutt er det også i tråd med noen av FNs bærekraftsmål, spesielt bærekraftsmål 12 og 13 som allerede er trukket frem som viktige faktorer.

6. Vurdering av eget arbeid

Det er blitt jobbet jevnt med oppgaven og samarbeidet har vært bra, allikevel er det flere faktorer som kunne ført til en bedre studie. En av de viktigste faktorene for best mulig resultat er blant annet tilgang til data. Vi har basert våre data på andre forskningsartikler. Forskningsartiklene anses å være av god kvalitet, men resultatene hadde blitt mer nøyaktige om vi fikk tak i tall fra Norske produsenter av malingsprodukter og rengjøringsprodukter. I begynnelsen av arbeidet med oppgaven ble det tatt kontakt med noen norske produsenter av maling og rengjøringsprodukter, blant annet Jotun. Vi fikk kontakt, men fikk ikke tilgang til data fra aktørene. Vi kunne prøvd å ta kontakt med flere aktører i etterspørsel av data. Det var derimot bekymringer rundt om dette ville ta lang tid og føre til mindre tid til modellering og presentasjon av resultat.

I tilknytning til mangel på førstehånds innhenting av data ble det gjort en del antagelser. Antagelsene fører også til et mindre nøyaktig resultat. En antagelse som kunne blitt unngått om vi hadde hatt tid og mulighet til å hente inn data selv, er for eksempel fordeling av mengde produkter som blir levert inn til IVAR. For å få en mer realistisk fordeling av produkter, kunne vi ha gjort en plukk-analyse hos IVAR. Da ville antageligvis ikke fordelingen blitt 1/5 for rengjøringsmidler.

I tillegg er det noen prosesser som er veldig generelle og ikke spesifikke nok for vår analyse. Dette gjelder blant annet spesifikk data til forbrenning av avfallet i end-of-life. Dette har spesielt vært et problem for prosessen for forbrenning av rengjøringsmidler i standard behandling modellen, prosessen som ble valgt var veldig generell og gav derfor et veldig usikkert utslippstall.

Det har vært vanskelig å finne relevant litteratur til litteraturstudiet. Vi sendte et par mailer i begynnelsen av prosessen med masteroppgaven, hvor vi etterspurte informasjon og relevant litteratur fra flere professorer og personer fra relevante arbeidsplasser. Vi fikk derimot ikke svar. Vi kunne gjort en større innsats for å få kontakt med flere som kanskje kunne mer om farlig avfall og spurt om relevant litteratur fra dem.

7. Konklusjon

Formålet med denne studien har vært å undersøke hvor store de miljømessige fordelene ved ombruk av farlig avfall fra husholdningen er, sammenlignet med standard avfallsbehandling (forbrenning) i et livsløpsperspektiv. Gitt en funksjonell enhet som ser på miljøpåvirkningen knyttet 1 tonn farlig avfall behandlet, hvor det farlige avfallet består av maling eller rengjøringsmidler, indikerer analysen at scenario med en grad av ombruk har lavere miljøpåvirkning enn scenarioene uten ombruk.

Hvor stor er miljøpåvirkningen ved ombruk av farlig avfall?

- Ved 100 % ombruk per funksjonell enhet fikk vi 58,97 kg CO₂-e ved forbrenning av emballasje for maling, og 182,79 kg CO₂-e ved forbrenning av emballasje for rengjøringsmidler i effektkategorien global oppvarming.
- Resultatene ble brukt for å finne ut hvor store klimagassbesparelser det potensielt er ved Forus gjenvinningsstasjon ved ulike prosentandeler av ombruk. Her kom det frem at ved 25 % ombruk, vil den sparte miljøpåvirkningen være 607 526 kg CO₂-e for maling, og 10 708 kg CO₂-e for rengjøringsmidler.

Hvor stor er miljøpåvirkningen ved standard behandling (forbrenning) av farlig avfall, og hvilken livsløpsfase har størst påvirkning?

- I effektkategorien global oppvarming er miljøpåvirkningen ved standard behandling 7 599 kg CO₂-e for maling, og 2 963 kg CO₂-e for rengjøringsmidler per funksjonelle enhet.
- For maling er produksjonen av nytt produkt den livsløpsfasen som står for den største miljøpåvirkning. Dette er til forskjell fra rengjøringsmidler hvor forbrenningen av avfallet hadde den største miljøpåvirkningen i de utvalgte effektkategoriene.

Hvilke utfordringer er det ved ombruk av farlig avfall?

- Det må lages et system hvor det kan foretas en kvalitetssjekk av produktene, sjekke at etiketten på emballasjen og innholdet stemmer overens, og at produktene fortsatt omsettes i markedet. I tillegg må det være en interesse blant kunder for å levere og kjøpe produkter som går til ombruk.

Hvilke positive effekter kan ombruk av farlig avfall ha?

- Miljøpåvirkningen knyttet til produktenes livsløp blir lavere ved høyere grad av ombruk
- Ombruk fører produktene høyere opp i avfallshierarkiet og gir dem et lengre livsløp.
- Ombruk fører til en bedre utnyttelse av ressursene, og kan føre til at behovet for uttak av jomfruelige materialer blir mindre

8. Referanser (vedlegg)

- Biopaint. (2018). *A new goal for the sustainable innovation in wood coatings*. Tilgjengelig fra: <https://www.ivm-lifebiopaint.com/en/> (lest 12.01.22).
- Blair, S. L., MacMillan, A. C., Drozd, G. T., Goldstein, A. H., Chu, R. K., Paša-Tolić, L., Shaw, J. B., Tolić, N., Lin, P., Laskin, J., et al. (2017). *Molecular Characterization of Organosulfur Compounds in Biodiesel and Diesel Fuel Secondary Organic Aerosol*. Environmental Science & Technology.
- Bratteng, E. (2022, 22.03.22). *Ombruk av farlig avfall*. Gjenvinningsseminaret 2022, Oslo.
- British_Coatings_Federation. (2015). *A Resource Efficiency Action Plan for Decorative Paint: Creating a circular economy for leftover decorative paint in the UK*. British Coatings Federation.
- Dincer, I. & Bicer, Y. (2018). *Acidification Potential*. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/acidification-potential> (lest 09.03.22).
- Driedger, R. J. (2002). *From Cradle to Grave Extended Producer Responsibility for Household Hazardous Wastes in British Columbia*. Tilgjengelig fra: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1162/10881980152830150> (lest 12.01.22).
- Dunmade, I. (2012). *Recycle or Dispose Off? Lifecycle Environmental Sustainability Assessment of Paint Recycling Process*, 2. 291-296. Resources and Environment.
- Dursun, D. & Sengul, F. (2006). *Waste minimization study in a solvent-based paint manufacturing plant*. Resources, Conservation and Recycling. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134490500176X?via%3Dihub> (lest 13.01.22).
- Earth_Overshoot_Day. (2022). *About Earth overshoot day*. Tilgjengelig fra: <https://www.overshootday.org/about-earth-overshoot-day/> (lest 15.03.22).
- Ecoinvent. (2019). *System Models*. Tilgjengelig fra: https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/system-models/?fbclid=IwAR3lqXyWQDgwfk-4wgWEHyr-6Vz34xhyn-FzHUEU9tAcN6iOBXEm9OI_vQ (lest 23.03.22).
- Ecoinvent. (2021a). *ecoinvent 3.8 Cut-off: treatment of hazardous waste, hazardous waste incineration, with energy recovery*. Tilgjengelig fra: <https://apps.simapro.com/libraries/da225fb9-63e4-41d1-b478-3393f95123a5/processes/list> (lest 07.04.22).
- Ecoinvent. (2021b). *ecoinvent v3.8*. Tilgjengelig fra: <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/data-releases/ecoinvent-3-8/> (lest 07.03.22).
- EeBGuide. (2012). *G-12 (Buildings) / G-11 (Products) Cut-off rules for screening, simplified, complete LCA*. Operational Guidance for Life Cycle Assessment Studies of the Energy Efficient Buildings Initiative. Tilgjengelig fra: <https://www.eebguide.eu/eeblog/?p=1739> (lest 23.02.22).
- European_Commission. (2019). *The European Green Deal*. European Commission.
- European_Commission. (2020). *Circular economy*. Tilgjengelig fra: https://ec.europa.eu/environment/topics/circular-economy_en (lest 26.04.22).
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P. & Moberg, Å. (2005). *Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results*. ScienceDirect. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652604000915?via%3Dihub> (lest 12.01.22).
- FN-sambandet. (2021). *Norge*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/Land/norge> (lest 15.03.22).

- FN-sambandet. (2022a). *Ansvarlig forbruk og produksjon*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/ansvarlig-forbruk-og-produksjon> (lest 14.04.22).
- FN-sambandet. (2022b). *FNs bærekraftsmål*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal> (lest 14.04.22).
- FN-sambandet. (2022c). *Stoppe klimaendringene*. Tilgjengelig fra: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/stoppe-klimaendringene> (lest 26.04.22).
- Forurensningsloven. (2016). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*: Lovdata.
- Golsteijn, L. (2014). *Characterization: new developments for toxicity*. Tilgjengelig fra: <https://pre-sustainability.com/articles/characterisation-new-developments-for-toxicity/> (lest 25.02.22).
- Golsteijn, L., Menkveld, R., King, H., Schneider, C., Schowanek, D. & Nissen, S. (2015). *A compilation of life cycle studies for six household detergent product categories in Europe: the basis for product-specific A.I.S.E. Charter Advanced Sustainability Profiles*. Environmental Sciences Europe: SpringerOpen. Tilgjengelig fra: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-015-0055-4> (lest 15.01.22).
- Google_Maps. (2022). Tilgjengelig fra: <https://www.google.com/maps/dir/Renor+Brevik,+Tangenvegen,+Brevik/IVAR+Gjenvinningsstasjon+Forus,+Forusbeen+200,+4313+Sandnes/@58.9588305,5.3236439,7z/data=!3m1!4b1!4m14!4m13!1m5!1m1!1s0x4646e052e913d189:0x13536dbb85515dd8!2m2!1d9.695053!2d59.0653563!1m5!1m1!1s0x463a360862215feb:0xf75b5301345d58cf!2m2!1d5.6995976!2d58.8840744!3e0> (lest 15.01.22).
- Grundt, A. (2015). *Norsk avfallspolitikk – Veien fra deponi til ressurs*. Avfall Norge.
- Gudvangen, K. (2022). *Videomøte vedrørende ombruk av maling med Ken Gudvangen, Sustainability & Support Manager i Jotun* (23.02.22).
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (2018). *Life Cycle Assessment: theory and practice*: Springer Cham.
- Henckens, T. (2021). *Scarce mineral resources: Extraction, consumption and limits of sustainability*. Resources, Conservation and Recycling: ScienceDirect. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134492100118X> (lest 15.03.22).
- Hillege, L. (2019). *Impact Categories (LCA) – Overview*. Tilgjengelig fra: <https://ecochain.com/knowledge/impact-categories-lca/> (lest 09.03.22).
- Hong, J., Han, X., Chen, Y., Wang, M., Ye, L., Qi, C. & Li, X. (2016). *Life cycle environmental assessment of industrial hazardous waste incineration and landfilling in China*. SpringerLink. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-016-1228-0> (lest 12.01.22).
- IVAR. (u.å.). *Kort om IVAR*. Tilgjengelig fra: <https://www.ivar.no/Omivar/> (lest 09.05.22).
- Jotun. (2008). *Jotun paints –Product Life Cycle Assessment*. Tilgjengelig fra: <https://fdocuments.in/document/jotun-paints-product-life-cycle-assessment.html> (lest 15.01.22).
- Kapur, A., Baldwin, C., Swanson, M., Wilberforce, N., McClenachan, G. & Rentschler, M. (2012). *Comparative life cycle assessment of conventional and Green Seal-compliant industrial and institutional cleaning products*. The International Journal of Life Cycle Assessment: SpringerLink. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0373-8> (lest 14.01.22).
- Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M. (2017). *Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions*. ScienceDirect. Tilgjengelig fra:

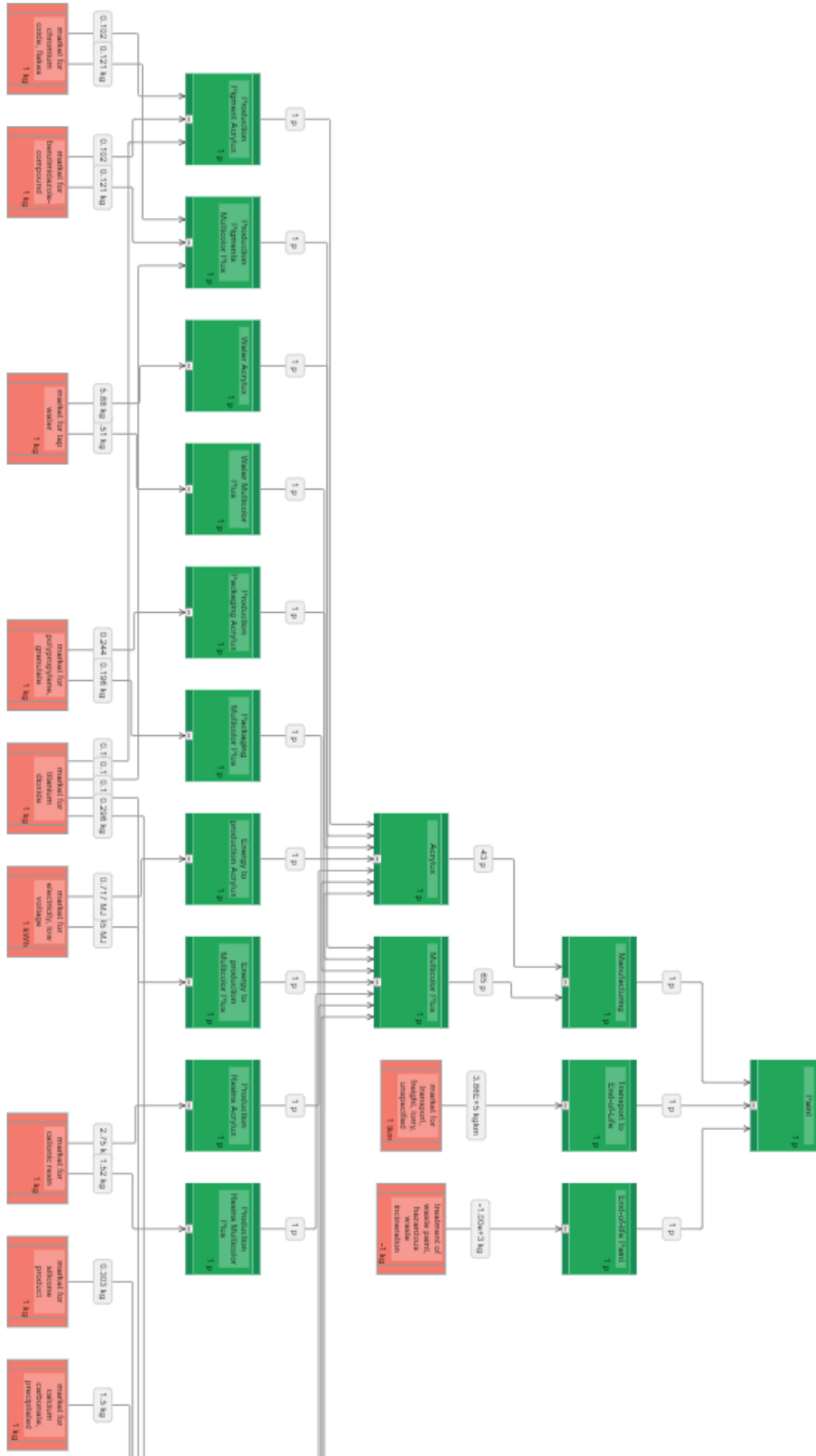
- <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344917302835?via%3Dihub>
(lest 12.01.22).
- Koehler, A. & Wildbolz, C. (2009). *Comparing the Environmental Footprints of Home-Care and Personal-Hygiene Products: The Relevance of Different Life-Cycle Phases*. Environmental Science & Technology. Tilgjengelig fra: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es901236f> (lest 15.04.22).
- Kristensen, H. S. & Mosgaard, M. A. (2019). *A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability?* ScienceDirect. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619334018> (lest 12.01.22).
- Larsen, E. K. R., Steinset, F. H., Aarak, S. B. J. & Lindheim, T. (2021). *Ombruksprosjekt sommer 2021: Hva er potensialet for mer og bedre ombruk?* IVAR IKS.
- Laugaland, J. M. & Kalstad, L. M. (2021). *Trur avfallsmottak kan tene over ein milliard på gjenbruk: – Enorme mengder blir kasta*. nrk.no. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/rogaland/meiner-norske-avfallsmottak-kan-tene-meir-enn-ein-milliard-kroner-pa-bruktbuene-sine-1.15647872> (lest 20.04.22).
- LOOP_Stiftelsen_for_Kildesortering_og_Gjenvinning. (2022). *Avfallshierarki*. snl.no: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/avfallshierarki> (lest 10.04.22).
- Miljødirektoratet. (2022). *Sirkulær økonomi*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/sirkular-okonomi/> (lest 14.04.22).
- Miljødirektoratet. (u.å). *FNs klimapanel (IPCC)*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/klima/fns-klimapanel-ipcc/> (lest 14.04.22).
- Miljøstatus. (2021). *Klimagassutslipp fra avfall i Norge*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/klimagassutslipp-fra-avfall/> (lest 14.04.22).
- Moen, L. S. (2022). *E-postkorrespondanse vedrørende behandling av farlig avfall med Lisa Sollie Moen, Senior Project Manager hos Fortum Waste Solutions Norway AS* (01.02.22).
- Monter. (u.å.). *Hvor lenge kan maling stå?* Tilgjengelig fra: <https://www.monter.no/tips-og-inspirasjon/maling-og-farge/hvor-lenge-kan-maling-sta/> (lest 26.04.22).
- NFFA & Avfall_Norge. (2021). *Posisjonsnotat Salg av produkter levert som farlig avfall på mottaksanlegg* Fagforum farlig avfall
- NORSUS. (2021). *Om livsløpsvurdering – LCA (Life Cycle Assessment)*. Tilgjengelig fra: <https://norsus.no/om-livsløpsvurdering/> (lest 07.03.22).
- Ore, S. & Stori, A. (2021). *Plast*. snl.no: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/plast> (lest 08.04.22).
- Ouranou, M.-L. (2021). *We are pleased to announce the release of ecoinvent v3.8!* Ecoinvent. Tilgjengelig fra: <https://ecoinvent.org/ecoinvent-38-release/> (lest 22.02.22).
- Owren, B. (2017). *Hvor lenge holder malingen?* Tilgjengelig fra: <https://www.ifi.no/hvor-lenge-holder-malingen> (lest 25.04.22).
- Paiano, A., Gallucci, T., Pontrandolfo, A., Lagioia, G., Piccinno, P. & Lacalamita, A. (2021). *Sustainable options for paints through a life cycle assessment method*. ScienceDirect. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652621006843?via%3Dihub> (lest 18.01.22).
- Perotto, G., Ceseracciu, L., Simonutti, R., Paul, U. C., Guzman-Puyol, S., Tran, T.-N., Bayer, I. S. & Athanassiou, A. (2018). *Bioplastics from vegetable waste: Via an eco-friendly water-based process*. Tilgjengelig fra:

- https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85042549084&origin=inward&txGid=cf4d00f73dbcb04d7bbf49f943f5cac3&featureToggles=FEATURE_NEW_DOC_DETAILS_EXPORT:1 (lest 12.01.22).
- Regjeringen. (2021). *Klimaendringer og norsk klimapolitikk*. Regjeringen.no: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/innsiktsartikler-klima-miljo/klimaendringer-og-norsk-klimapolitikk/id2636812/> (lest 09.03.22).
- Renor. (u.å.). *Hva gjør Renor?* Tilgjengelig fra: <https://www.renor.no/no/Farlig%20avfall> (lest 20.04.22).
- Rognlien, S. (2002). *Designstrategi for bruk av gjenbruksmaterialer*. Statsbygg.
- Raadal, H. L., Modahl, I. S. & Lyng, K.-A. (2009). *Klimaregnskap for avfallshåndtering, Fase I og II*, OR.18.09: NORSUS.
- Saft, R. J. (2007). *Life cycle assessment of a pyrolysis/gasification plant for hazardous paint waste*. The International Journal of Life Cycle Assessment. Tilgjengelig fra: <https://link.springer.com/article/10.1065/lca2007.05.332> (lest 12.01.22).
- SimaPro. (2022). *About SimaPro*. Tilgjengelig fra: <https://simapro.com/about/> (lest 09.05.22).
- Skodje, M., Evensen, M. R. & Hualand, A. (2021). *Vil selge farlig avfall som gjenbruk*. nrk.no. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/rogaland/vil-selge-farlig-avfall-som-gjenbruk-1.15588685> (lest 23.04.22).
- Sortere. (2022). *Det usynlige systemet*. Tilgjengelig fra: <https://sortere.no/hvorfor/det-usynlige-systemet> (lest 14.04.22).
- Tjelflaat, T. (2022a). *E-postkorrespondanse vedrørende oversikt over farlig avfall innkommet på Forus gjenvinningsstasjon og som har blitt levert til videre behandling med Tord Tjelflaat, Ass. Avdelingsleder gjenvinning* (22.02.22).
- Tjelflaat, T. (2022b). *Telefonsamtale vedrørende behandling av farlig avfall ved Forus gjenvinningsstasjon med Tord Tjelflaat, Ass. Avdelingsleder gjenvinning* (01.02.22).
- Tukker, A. (1999). *A comparison of thermal treatment processes for hazardous waste*. SpringerLink. Tilgjengelig fra: https://link.springer.com/article/10.1007/bf02978525?utm_source=getftr&utm_medium=getftr&utm_campaign=getftr_pilot (lest 12.01.22).
- Weidema, B. P. (2018). *Attributional and consequential interpretations of the ISO 14044*. lca-net.com.
- Winkler, J. & Bilitewski, B. (2007). *Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management*. ScienceDirect. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X07000591?via%3Dihub> (lest 12.01.22).
- Zanetti, M. C., Ruffino, B., Vercelli, A., Dalmazzo, D. & Santagata, E. (2018). *Reuse of paint sludge in road pavements: Technological and environmental issues*. Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy. Tilgjengelig fra: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X18804628> (lest 14.01.22).
- Østfoldforskning. (2002a). *Livsløpsregnskap*. LCA-kurs- en innføring i livssyklusvurderinger. Tilgjengelig fra: <http://www.sto-projects.com/lcakurs/index9.asp> (lest 22.02.22).
- Østfoldforskning. (2002b). *Tolkning*. LCA-kurs- en innføring i livssyklusvurderinger. Tilgjengelig fra: <http://www.sto-projects.com/lcakurs/index11.asp> (lest 23.03.22).

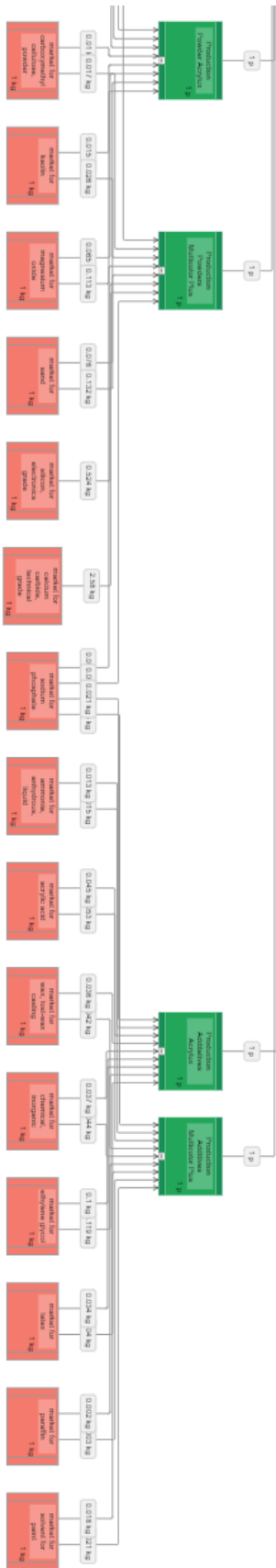
Vedlegg

Vedlegg A: Canvas for modeller i SimaPro.

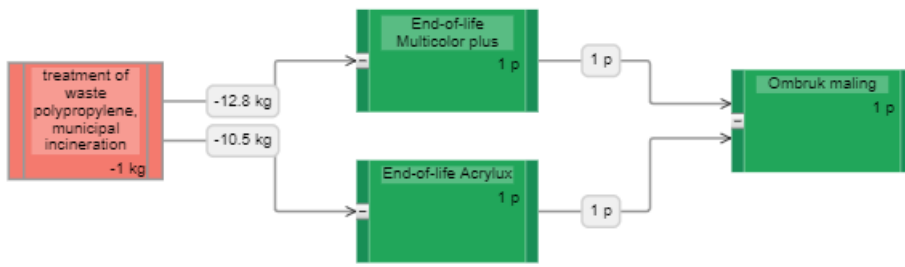
Vedlegg A.1: Utklipp 1 av 2 av standard behandling modell for maling.



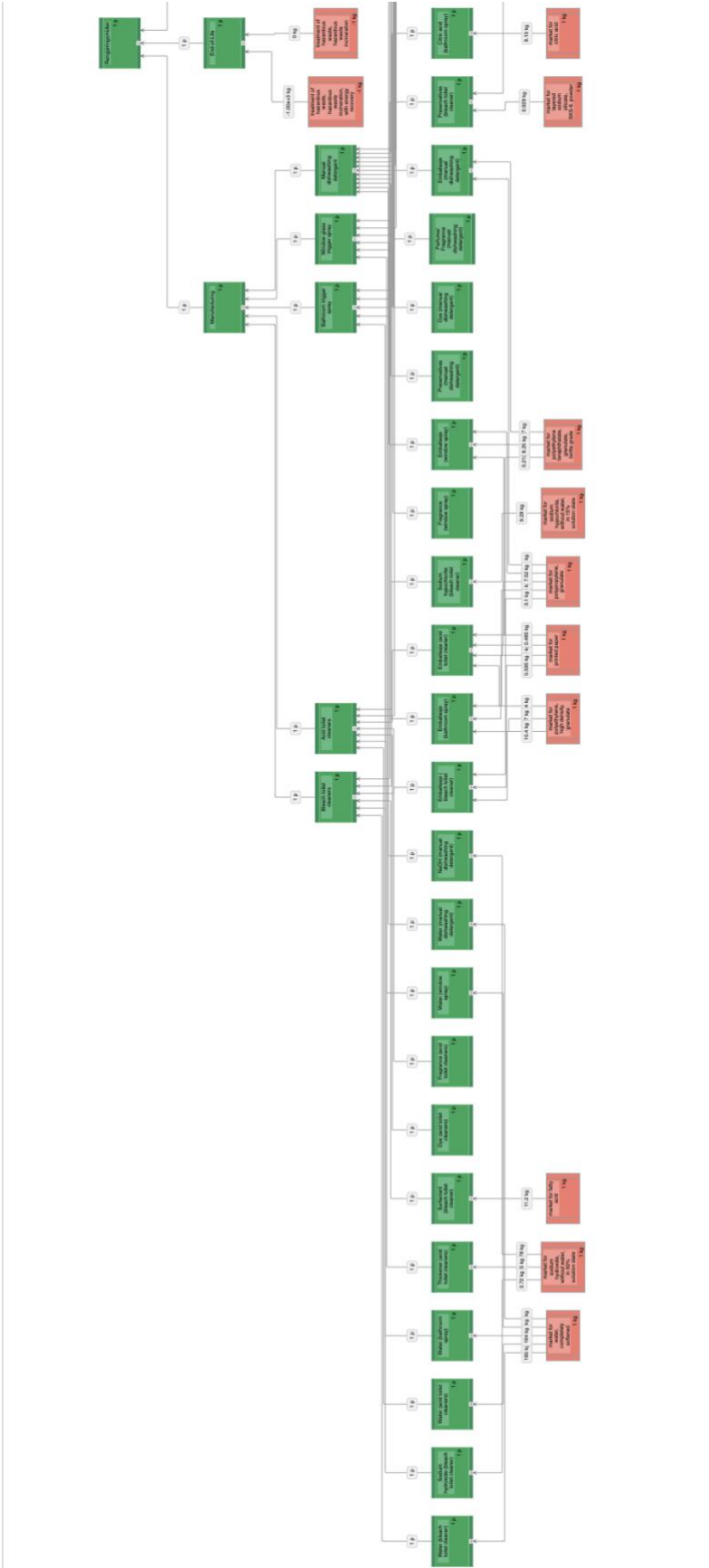
Vedlegg A.1.2: Utklipp 2 av 2 av standard behandling modell for maling.



Vedlegg A.2: Utlipp av ombruk modell for maling.



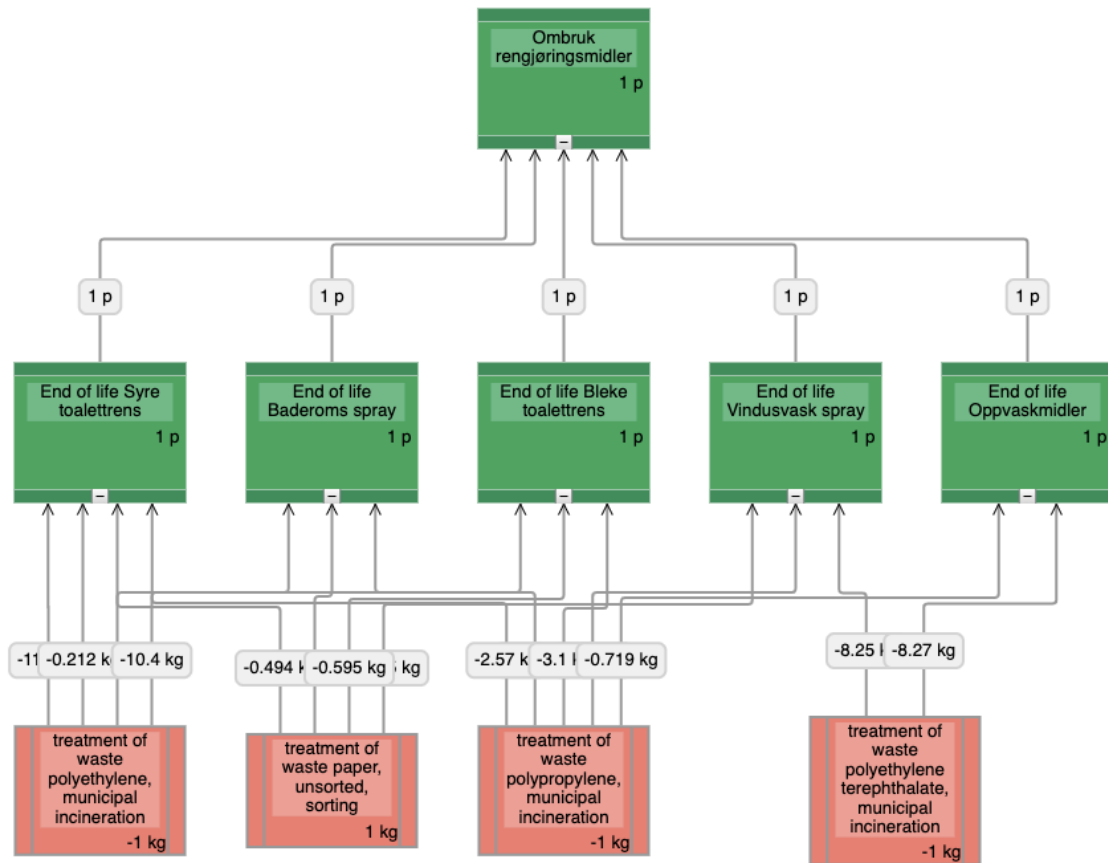
Vedlegg A.3: Utklipp 1 av 2 av standard behandling modell for rengjøringsmidler.



Vedlegg A.3.1: Utklipp 2 av 2 av standard behandling modell for rengjøringsmidler.



Vedlegg A.4: Utklipp av ombruk modell for rengjøringsmidler.





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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway