



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Farlig avfall fra husholdningen: Hvordan ulike innsamlingsløsninger påvirker innsamlingsgrad og klima

Household hazardous waste: How different collection solutions affect collection rates and climate

Elin Nathali Monefeldt Bergfall og Jonas Bergh Hagemoen

Fornybar Energi

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på vår seks år lange studietid. Oppgaven er vektet 30 studiepoeng, og er avslutningen på mastergraden i fornybar energi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Vår studietid har bestått av seks fine år, hvor vi har møtt mange fine mennesker, og lært utrolig mye nytt.

I denne masteroppgaven gjøres det ulike analyser, deriblant livsløpsvurderinger (LCA), for å sammenlikne ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall fra husholdninger. Gradsoppgaven er skrevet i samarbeid med Vestfold avfall og ressurs (Vesar), Remiks miljøpark AS og Stavanger kommune. Vi ønsker å takke Magnus Pedersen som utlyste oppgaven, og ga oss muligheten til å skrive for oppgavens aktører. Dette har vært en utrolig spennende oppgave, i et fagfelt under kontinuerlig innovasjon og forbedring.

Vi ønsker videre å takke vår hovedveileder Hanne Lerche Raadal (NORSUS/NMBU) som har vært uvurderlig igjennom arbeidet med oppgaven. Tusen takk for all bistand og tålmodighet underveis i oppgaven. Ditt engasjement innenfor fagfeltet er inspirerende! Videre ønsker vi å takke Magnus Pedersen for gode tilbakemeldinger, veiledning og data. Tusen takk til Bengt Åge Lind (Remiks) og Siv Margrethe Figved (Stavanger kommune) for oppfølging under datainnhenting igjennom oppgaven. Til slutt ønsker vi å takke våre foreldre og kjærester for kontinuerlig oppmuntring og støtte gjennom våren.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15. mai 2024



Elin Nathali Monefeldt Bergfall



Jonas Bergh Hagemoen

Sammendrag

Farlig avfall utgjør en stor miljø-, og helseutfordring, og håndteringen av avfallsfraksjonen krever spesifikke strategier for å redusere risikoen for mennesker, dyr og miljø. I denne oppgaven er det gjennomført mengdeanalyser og livsløpsvurderinger for å identifisere effektiviteten og miljøpåvirkningen ved tre ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall fra husholdningen. Det er også sett nærmere på innsamlingen og behandlingen av de farlige avfallsfraksjonene: Maling og Alkaliske batterier.

Remiks drifter innsamlingsløsningen som samlet inn mest farlig avfall per innbygger med 11,5 kg, via en hybridløsning med gjenvinningsstasjon, returpunkter og en mobil innsamlingsløsning. Vesar har innsamlingsløsningen som samler inn størst mengde farlig avfall fra husholdningene, og har stasjonære miljøstasjoner rundt om i Vestfold. Stavanger kommune har en rød-boks løsning, hvor det farlige avfallet hentes hos privatpersonene. Det er denne løsningen som får tilsynelatende dårligst resultater fra mengdeanalysene. Plukk-analysene for hver innsamlingsløsning viser derimot at det er mindre variasjon i mengden farlig avfall i restavfallet til hver avfallsinnsamler. Remiks og Stavanger kommune hadde 1,4% farlig avfall i restavfallet sitt, mens Vesar hadde 1,3%. Dette indikerer at effektiviteten til hver innsamlingsløsning er tilnærmet lik, til tross for variasjonene i innsamlede mengder.

Innsamlingsløsningen basert på henteordning har betraktelig lavere klimapåvirkning enn innsamlingsløsningene basert på en bringeordning. Dette skyldes i all hovedsak at bringeordningene krever at privatpersonene kjører avfallet til innsamlingspunkter, da dette utgjør majoriteten av utslippene. Stavanger kommune har lavest miljøpåvirkning, med 0,63 kg CO₂-ekvivalenter. Remiks og Vesar sine innsamlingsløsninger har en miljøpåvirkning på henholdsvis 1,47 og 2,52 kg CO₂-ekvivalenter.

Det ble gjennomført to ulike livsløpsvurderinger for innsamling og behandling av maling, og alkaliske batterier. Et felles funn for begge analysene er en generell mangel på studier og dokumentasjon for sorterings-, og behandlingsprosesser for disse avfallsfraksjonene. Dette funnet preger analysene, da det ikke var mulig å inkludere alle tiltenkte prosesser på grunn av mangel på informasjon.

Denne oppgaven kan være nyttig for både offentlige og private aktører i avfallsbransjen, som håndterer farlig avfall. Oppgaven kan også være relevant for å skape bedre beslutningsgrunnlag for fremtidig utforming av innsamlingsløsninger for farlig avfall fra husholdninger.

Abstract

Hazardous waste poses significant environmental and health challenges, and managing this waste fraction requires specific strategies to reduce the risks it poses to humans, animals, and the environment. In this thesis, quantity analyses and life cycle assessments have been conducted to identify the efficiency and environmental impact of three different collection solutions for hazardous household waste. The collection and treatment of hazardous waste fractions, such as Paint and Alkaline batteries, have also been examined in detail.

Remiks operates the collection solution that gathers the most hazardous waste per capita, with 11.5 kg, through a hybrid solution of a recycling station, return points, and a mobile collection solution. Vesar has a collection solution that gathers the largest amount of hazardous waste from households and has stationary environmental stations throughout Vestfold. Stavanger municipality has a red-box solution, where hazardous waste is collected from private individuals. This solution appears to yield the poorest results from the quantity analyses. However, “pick analyses” for each collection solution show that there is less variation in the amount of hazardous waste in the residual waste of each waste collector. Remiks and Stavanger municipality had 1.4% hazardous waste in their residual waste, while Vesar had 1.3%. This indicates that the efficiency of each collection solution is approximately the same, despite variations in collected amounts.

The collection solution based on a pickup system has considerably lower climate impact than the collection solutions based on a bring-in system. This is primarily because the bring-in systems require private individuals to drive the waste to collection points, as this constitutes the majority of the emissions. Stavanger municipality has the lowest environmental impact, with 0.63 kg CO₂ equivalents. Remiks and Vesar's collection solutions had environmental impacts of 1.47 and 2.52 kg CO₂ equivalents, respectively.

Two different life cycle assessments were conducted for the collection and treatment of paint and alkaline batteries. A common finding for both analyses is a general lack of studies and documentation for the sorting and treatment processes for these waste fractions. This finding affects the analyses, as it was not possible to include all intended processes due to lack of information.

This thesis can be useful for both public and private actors in the waste management industry who handle hazardous waste. The thesis may also be relevant for creating a better decision-making basis for the future design of collection solutions for hazardous waste from households.

Innholdsfortegnelse

Innhold

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iii
Innholdsfortegnelse	iv
Figurliste	vii
Tabelloversikt	viii
1. Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn og motivasjon	1
1.2 Problemstilling og forskningsspørsmål	3
1.3 Deltagende aktører	4
1.3.1 Vestfold Avfall og Ressurs AS	4
1.3.2 Remiks Miljøpark AS	4
1.3.3 Stavanger Kommune	4
1.4 Farlig avfall i Norge	5
1.4.1 Mengder i Norge	5
1.4.2 Håndtering av farlig avfall	5
2. Kunnskapsgrunnlag	6
2.1 Regelverk	6
2.1.1 Produktkontrollen	6
2.1.2 Avfallsforskriften	7
2.1.3 Forurensningsloven	7
2.1.4 Produsentansvarsordningen	7
2.1.5 Baselkonvensjonen	8
2.1.6 EØS-avtalen	8
2.1.7 Waste Electrical and Electric equipment	8
2.2 Innsamlingsløsninger av farlig avfall for innbyggerne i Norge	8
2.3 Avfallskoder	9
2.4 Farlige avfallsfraksjoner: Batterier og Maling	10
2.4.1 Batterier	10
2.4.2 Maling	11
2.5 Litteraturstudie	13
3. Metode	18
3.1 Introduksjon til LCA	18

3.1.1 Hensikt og omfang	18
3.1.2 Livsløpsregnskap	20
3.1.3 Livsløpseffektvurderinger	20
3.1.4 Livsløpstolkning	21
3.2 Intervjuer og befarings	22
3.2.1 Intervjuer	22
3.2.2 Befaring:	22
4. Systembeskrivelse	23
4.1 Beskrivelse av case og produktssystem	23
4.2 Omfangsdefinisjon	24
4.2.1 Funksjon og funksjonell enhet	24
4.2.2 Systemgrenser	24
4.2.3 Beskrivelse av Vesar sin innsamlingsløsning	25
4.2.4 Beskrivelse av Stavanger kommune sin innsamlingsløsning	25
4.2.5 Beskrivelse av Remiks sin innsamlingsløsning	26
4.2.6 Beskrivelse av scenario 1: Behandling av maling	27
4.2.7 Beskrivelse av scenario 2: Behandling av alkaliske batterier	27
4.2.8 LCIA-metode og valgte miljøpåvirkningskategorier	28
5. Data og forutsetninger	29
5.1 Datakilder	29
5.2 Avfallsmengder	30
5.2.1 Vesar	30
5.2.2 Remiks	31
5.2.3 Stavanger kommune	31
5.3 Transport for innsamlingsløsningene	32
5.3.1 Bilparken	32
5.3.2 Renovasjonsbil	33
5.3.3 Kjøreavstander i innsamlingssystemene	34
5.4 Behandling av maling	37
5.4.1 Maling – Vesar	38
5.4.2 Maling - Remiks og Stavanger kommune	38
5.5 Behandling av alkaliske batterier	38
6. Resultater	39
6.1 Innsamlingsgrad	39
6.2 LCA-Transportanalyse	41
6.2.1 LCA-analyse: Vesar	42

6.2.2 LCA-Remiks transportanalyse	43
6.2.3 LCA - Stavanger kommune transportanalyse	44
6.3 LCA-Maling.....	45
6.4 LCA-Alkalisk Batteri	46
7. Diskusjon	47
7.1 Innsamlingsgrad og effektivitet.....	48
7.2 Klimaeffekt innsamlingsløsninger	51
7.3 LCA-Maling.....	53
7.4 LCA-Alkaliske Batterier	55
8. Konklusjon og videre forskning	57
8.1 Konklusjon.....	57
8.2 Videre forskning	58
Referanser:.....	59
Vedlegg:	65
Vedlegg A: Kart brukt for utregning av distanser for Vesar	65
Vedlegg B: Kart brukt for utregning av distanser for Remiks	65
Vedlegg C: Livsløpsregnskap Transport	66
Vedlegg D: Livsløpsregnskap Maling	67
Vedlegg E: Livsløpsregnskap - Alkaliske Batterier	68

Figurliste

FIGUR 1: FASER I EN LCA-ANALYSE, BASERT PÅ FIGUR FRA (HAUSCHILD ET AL., 2018).	18
FIGUR 2: GENERELT PRODUKTSSYSTEM FOR INNSAMLING AV FARLIG AVFALL	23
FIGUR 3: VESAR SIN INNSAMLINGSLØSNING FOR FARLIG AVFALL FRA HUSHOLDNINGEN, MED ALLE TILHØRENDE PROSESSER.....	25
FIGUR 4: STAVANGER KOMMUNE SIN INNSAMLINGSLØSNING FOR FARLIG AVFALL FRA HUSHOLDNINGEN, MED ALLE TILHØRENDE PROSESSER.....	25
FIGUR 5: REMIKS SIN INNSAMLINGSLØSNING FOR FARLIG AVFALL FRA HUSHOLDNINGEN, MED ALLE TILHØRENDE PROSESSER.....	26
FIGUR 6: BEHANDLING AV MALING, MED ALLE TILHØRENDE PROSESSER.....	27
FIGUR 7: BEHANDLING AV ALKALISKE BATTERIER, MED ALLE TILHØRENDE PROSESSER.....	27
FIGUR 8: RESULTATER FRA MENGDEANALYSER AV FARLIG AVFALL PER AKTØR.....	40
FIGUR 9: TOTALT MILJØAVTRYKK FRA HVER INNSAMLINGSLØSNING I KG CO2-EKVIVALENTER	41
FIGUR 10: RESULTATER FRA LCA-ANALYSEN FOR VESAR, PER VEKTEDE SONE.....	42
FIGUR 11: RESULTATER FRA REMIKS SIN LCA-ANALYSE.....	43
FIGUR 12: RESULTAT AV INNSAMLINGSLØSNING STAVANGER KOMMUNE.....	44
FIGUR 13: RESULTATER FRA LCA-ANALYSE FOR BEHANDLING AV 1 KG MALING, PER AKTØR ..	45
FIGUR 14: RESULTAT LCA-ANALYSE FOR PRODUKSJON AV ALKALISKE BATTERIER MED/UTEN GJENVINNING	46
FIGUR 15: BEHANDLING AV ALKALISKE BATTERIER, MED UTSLIPP FRA INNSAMLINGSLØSNING	47

Tabelloversikt

TABELL 1: VEKTING AV TRANSPORTDISTANSER I VESTFOLD FYLKE	34
TABELL 2: GJENNOMSNITTLIG KJØREDISTANSE FOR PRIV.PERSON PER VEKTEDE SONE FOR VESAR	35
TABELL 3: DISTANSE RENOVASJONSBIL PER VEKTET SONE FOR VESAR	35
TABELL 4: ANTALL GANGER RENOVASJONSBILEN TIL VESAR BESØKER HVER VEKTET SONE.....	36
TABELL 5: MATERIALKOMPOSISJON TIL EN KILO ALKALISKE BATTERIER (HAMADE ET AL. 2020)	39

1. Introduksjon

Dette kapittelet skal introdusere bakgrunnen og motivasjonen for hvorfor studiet gjennomføres. Her vil også overordnet problemstilling, og assosierte forskningsspørsmål presenteres.

1.1 Bakgrunn og motivasjon

Farlig avfall utgjør en stor utfordring for samfunnet, både i henhold til miljøkonsekvenser og risikoen det representerer for mennesker og naturens helse. Farlig avfall er avfall som inneholder giftige stoffer, kjemikalier og materialer som kan føre til forurensning og generell skade dersom det ikke håndteres korrekt (Franzefoss, 2020). Denne avfallsfraksjonen krever spesialhåndtering i form av sikker transport, lagring og behandling for å minimere skadevirkningene på miljøet og sikre folkehelsen. Kjennetegn som giftighet, korrosivitet, reaktivitet og brannfare klassifiserer avfallet som «farlig», og understreker behovet for nøye regulering og styring (Lovdata, 2003).

Det er avgjørende at farlig avfall ikke blandes med ordinært husholdningsavfall (Franzefoss, u.å.). Innsamlingsløsninger for farlig avfall spiller en avgjørende rolle i å minimere de negative konsekvensene knyttet til feil håndtering, og sikrer en bærekraftig avfallshåndtering. Riktig håndtering av det farlige avfallet muliggjør også gjenvinning av materialer, energiutvinning, og bidrar til å uskadeliggjøre de farlige stoffene ved avfallet (Franzefoss, 2020).

Kommunene i Norge er lovpålagt å gi «et tilstrekkelig tilbud for mottak av farlig avfall fra husholdninger og virksomheter med mindre mengder farlig avfall» (Lovdata, 2004). Avfallsforskriften kapittel 11 pålegger alle virksomheter en leveringsplikt når forekomsten av farlig avfall overstiger en kilo. Det finnes per 2024 ingen lovfestede krav som plikter husholdninger å levere farlig avfall til riktig behandling, på lik linje som virksomheter må. Det er ulovlig å forurense, noe som inkluderer hensiktsmessig feilsortering av farlig avfall. Risikoen for feilsortering er stor hos husholdningene, gitt vanskelighetene med å kontrollere at hvert enkelt individ sorterer det farlige avfallet korrekt.

Som nevnt tidligere, kan feilaktig håndtering av farlig avfall resultere i alvorlige konsekvenser for miljø, mennesker og dyr. Skadelige virkninger av feilaktig behandling kan være både umiddelbare og langtidsvirkende. Batterier som sorteres feil og havner i restavfallet, kan skape branner i sorteringsanlegg. Avfall som inneholder giftige stoffer har potensiale til å infiltrere drikkevann og matkilder (Finstuen, 2021).

Dette studien har som hensikt å utforske ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall fra husholdningene. Studiet skal analysere innsamlingsløsningene til Vesar, Remiks og Stavanger kommune, og sammenlikne løsningenes effektivitet og miljøbelastning. Det er besluttet å gjennomføre livsløpsanalyser for hver innsamlingsløsning, med avfallsfraksjonene småbatterier og maling som sammenlikningsgrunnlag. Hensikten ved analysene er å belyse potensielle miljøbesparelser ved riktig håndtering av avfallsfraksjonene, og sammenlikne dette med miljøbelastningen fra innsamling og behandlingen av avfallet. Begrunnelsen for valget av småbatterier og maling som sammenlikningsgrunnlag for analysene, er den iboende risikoen for brann ved småbatterier, og hvor stor andel av den totale mengden farlig avfall fra husholdningen malingen utgjør.

1.2 Problemstilling og forskningsspørsmål

Målet med dette studiet er å vurdere hvordan ulike innsamlingsmetoder for farlig avfall fra husholdningen påvirker innsamlingsgrad og miljøpåvirkning. For å gjennomføre analysene, vil det bli brukt livsløpmetodikk (LCA) og avfallsmengdeanalyser for de ulike innsamlingsløsningene. Gjennom denne masteroppgaven vil følgende forskningsspørsmål bli besvart:

- Forskningsspørsmål 1: Hvilke innsamlingsmetoder for farlig avfall fra husholdningen er mest effektive for å maksimere innsamlingsgrad, og hvordan påvirker by-areal og befolkning effektiviteten?
- Forskningsspørsmål 2: Hvilken påvirkning har innsamlingsløsningene på klimaet, og hvordan kan løsningene optimeres for å minimere miljøpåvirkningen?

Denne masteroppgaven vil bruke realistiske case-scenarier basert på data fra studiets deltagende aktører. Ved å bruke avfalls- og livsløpsanalyser er hensikten å identifisere trender og sammenhenger som kan anvendes utenfor de spesifikke casene som analyseres. Dataen som analyseres er en kombinasjon av interne data fra studiets aktører, data som er hentet fra eksisterende litteratur innenfor emnet, og data som er innhentet via intervjuer og befaringer igjennom studiet.

Målgruppen til studien er bransjeaktører som arbeider med innsamling og behandling av farlig avfall, og offentlige myndigheter. Det er ønskelig at studien kan bistå bransjeaktører med å optimalisere sin innsamling og behandling av farlig avfall, samt gi offentlige myndigheter bedre beslutningsgrunnlag ved problemstillinger knyttet til innsamling av farlig avfall.

1.3 Deltagende aktører

Dette delkapittelet skal gi en introduksjon til de deltagende aktørene i denne studien. Ved deltagende aktører menes enkeltpersoner, grupper eller organisasjoner som har vært direkte involvert i forskningsprosessen, og som har bistått med oppgavens utforming og gjennomførelse.

1.3.1 Vestfold Avfall og Ressurs AS

Vestfold Avfall og Ressurs AS (Vesar) er en interkommunal organisasjon som behandler avfallet i Vestfold. Selskapet har som hovedoppgave å håndtere og prosessere avfall fra husholdninger og næringsliv. Vesar eies av Tønsberg, Horten, Sandefjord, Larvik, Færder og Holmestrand kommune. Det innebærer et ansvar for avfallet til 256 432 personer, ved inngangen til 2024 (Vestfold fylkeskommune, 2024). Vesar har et fokus på bærekraft, og å utvikle miljøvennlige løsninger. Dette jobber de mot via effektiv avfallshåndtering og ressursutnyttelse. De sikrer samtidig at deres operasjoner overholder nasjonale og internasjonale miljøstandarder (Vesar, u.å.-a).

1.3.2 Remiks Miljøpark AS

Remiks Miljøpark AS (Remiks) er en avfallsbehandlingsbedrift som er lokalisert i Tromsø kommune. Remiks håndterer avfallet til 80 355 personer (Remiks, personlig kommunikasjon, 2024). I likhet med Vesar er Remiks et kommunalt eid selskap, og har ansvaret for innsamling, behandling og resirkulering av avfallet fra husholdningene og bedriftene i området. Remiks har en innovativ tilnærming til avfallshåndtering, og arbeider for å oppnå målene sine knyttet til bærekraft og miljøbevissthet. Ved å integrere moderne teknologier og metoder, styrker Remiks sin kapasitet til å omforme avfall til ressurser, samtidig som de arbeider med å redusere sin egen miljøpåvirkning (Remiks, u.å.-b).

1.3.3 Stavanger Kommune

Stavanger kommune har en befolkning på 149 000 innbyggere per 2024 (Stavanger kommune, 2024) som de håndterer avfallet til. Kommunen har skapt en proaktiv tilnærming til håndteringen av husholdningsavfallet i kommunen. De har et kildesorteringssystem som har til hensikt å gjøre det enkelt for innbyggerne å bidra til resirkulering og reduksjon av avfall. I dette systemet distribueres ulike avfallsbeholdere for ulike avfallsfraksjoner, som plastemballasje, papir, matavfall og restavfall. Kommunen tilbyr regelmessig henting av disse avfallstypene, og tilrettelagte løsninger for større gjenstander og farlig avfall (Stavanger kommune, u.å.).

1.4 Farlig avfall i Norge

I dette kapittelet gis en gjennomgang av mengdene farlig avfall som oppstår i Norge. Videre vil håndteringen av farlig avfall i Norge gjøres rede for, inkludert hvordan innsamling, sortering og behandling av farlig avfall utføres.

1.4.1 Mengder i Norge

De siste tiårene, har den genererte mengden farlig avfall i Norge steget betraktelig. Denne økningen skyldes flere faktorer, blant annet økt industriell aktivitet, forbedret innsamling av avfall, og en utvidelse av kategorien «farlig avfall». I 2023 ble en total mengde på 1,83 millioner tonn farlig avfall levert til godkjent behandling. Dette er mer enn en dobling av den totalt registrerte mengden for 2003. Det estimeres at om lag 99% av det farlige avfallet i Norge leveres til godkjent behandling. I 2022 ble 44 000 tonn farlig avfall håndtert på en ukjent måte, hvor potensielle scenarier er at det har blitt blandet inn i husholdningsavfallet, dumpet i naturen eller i avløpet (Miljødirektoratet, 2023).

I Norge er de største kildene til farlig avfall tungmetallholdig avfall og forurensede masser. Denne avfallsfraksjonen utgjorde om lag 34% av alt det farlige avfallet som ble levert til godkjent behandling i 2022. Andre betydelige kilder inkluderer oljeholdig avfall og etsende avfall, som utgjorde henholdsvis 28% og 16% (Statistisk sentralbyrå, 2023). I 2021 leverte norsk husholdning totalt 83 tusen tonn farlig avfall, noe som tilsvarer omtrent 15,3 kg per person, og 4% av den totale mengden farlig avfall (Miljødirektoratet, 2023). Typiske former for farlig avfall fra husholdningene omfatter maling, spraybokser, rengjøringsmidler og batterier (Ottesen, 2023).

1.4.2 Håndtering av farlig avfall

Farlig avfall fra husholdningen krever som tidligere nevnt sikker håndtering for å minimere miljø- og helserisiko. Ved innsamling og behandling er det essensielt at fraksjonen samles inn separat fra vanlig husholdningsavfall. Systemene for innsamling varierer avhengig av avfallsselskapene i Norge, enten ved at avfallet hentes hos deg eller at du lever avfallet til et mottakspunkt. Nærmere forklaring av innsamlingsløsningene som analyseres ses i kapittel 4.2.3-4.2.5.

Innsamlingsløsningene for det farlige avfallet muliggjør ikke bare at avfallet håndteres korrekt, men realiserer også muligheten for energi- og/eller materialgjenvinning av avfallet. Dette kan potensielt føre til unngåelse av ny energiproduksjon, og uttak av jomfruelige materialer. Etter det farlige avfallet er samlet inn, transporteres det til sorteringsanlegg hvor avfallet klassifiseres i henhold til type og kjemisk komposisjon.

Videre sendes avfallet til spesialiserte behandlingsanlegg. Flere av de farlige avfallsfraksjonene blir transportert til ulike behandlingsanlegg i Europa, da det er relativt få anlegg i Norge som har teknologien til å behandle farlig avfall (Batteriretur, personlig kommunikasjon, 04.04.2024). Ved tilfeller hvor behandling av avfallet ikke er gjennomførbart, vil det uskadeliggjøres etter beste evne, og leveres til deponi. Det antas i denne oppgaven at ved tilfeller hvor det farlige avfallet ikke sorteres riktig av privatpersoner, havner det i restavfallet.

2. Kunnskapsgrunnlag

Dette kapittelet skal gi en gjennomgang av relevant regelverk for håndtering av farlig avfall. Regelverkene omfatter en rekke lover og forskrifter som regulerer innsamling og behandling av farlig avfall, og gir retningslinjer for hvordan den skal utføres. Hensikten med regelverkene er å sikre en forsvarlig håndtering av avfallet på en bærekraftig måte, samtidig som folkehelse og miljø beskyttes. Ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall vil også bli forklart. Til slutt vil eksisterende litteratur innenfor fagområdet bli presentert, med den hensikt å skape et sammenlikningsgrunnlag for resultatene som blir presentert senere i oppgaven.

2.1 Regelverk

I dette delkapittelet presenteres ulike lover og forskrifter som til sammen etablerer rammeverket for hvordan farlig avfall i Norge skal samles inn, behandles og destrueres på en trygg og bærekraftig måte.

2.1.1 Produktkontrolloven

Produktkontrolloven ble etablert i 1973, og er en sentral lov som setter krav til kvalitet og sikkerhet for produkter og tjenester i samfunnet. Bedre kjent som «Lov om kontroll med produkter og forbrukertjenester», har loven til hensikt å forhindre at produkter og tjenester fører til helse- og miljøskader (Lovdata, 1976). Loven gjelder for produkter som markedsføres og selges i Norge, og gjelder alle typer produkter. Dette gir myndigheter muligheten til å kreve dokumentasjon fra virksomheter om at deres produkter er trygge. For å kunne dokumentere dette må virksomheter gjennomføre nødvendige undersøkelser og tester, relatert til tryggheten

ved deres produkter. Virksomhetene er deretter pliktet til å gi forbrukerne informasjon om eventuelle risikoer ved bruk av produktene (Miljødirektoratet, 2019).

2.1.2 Avfallsforskriften

Avfallsforskriften skaper et sentralt rammeverk for reguleringen av avfallshåndteringen i Norge, og har sitt juridiske grunnlag i både forurensningsloven og produktkontrollloven. Avfallsforskriften ble etablert av Klima- og miljødepartementet i 2004. Forskriftens hensikt er å regulere og definere ulike kategorier av avfall, samt å fastsette retningslinjer for innsamling og behandling av avfallet (Avfall Norge, u.å.-a). Kapittel 11 i avfallsforskriften tar for seg håndteringen av farlig avfall, og danner grunnlaget for tiltak som minimerer risikoen for forurensning, og skade på mennesker, dyr og økosystemer. Forskriften etablerer også krav til levering, lagring og behandling av det farlige avfallet i Norge (Lovdata, 2004).

2.1.3 Forurensningsloven

I 1983 ble forurensningsloven introdusert. Dette er et viktig juridisk rammeverk med hensikt å beskytte miljøet og naturen mot forurensning, samt å redusere mengden avfall og å fremme bedre avfallshåndtering (Klima- og miljødepartementet, 1981). Loven etablerer retningslinjer som skal sikre at avfallet håndteres med en metode som resulterer i minst mulig skade, og at den ansvarlige for avfallet og/eller forurensning bærer ansvaret for kostnader og skader som oppstår (Avfall Norge, u.å.-b). Begrepet «avfall» blir definert i kapittel 5 i forurensningsloven, og etablerer føringer for håndtering, oppbevaring og behandling av avfall (Lovdata, 1981).

2.1.4 Produsentansvarsordningen

På 1990-tallet kom et miljøpolitisk virkemiddel ved navn «produsentansvar». Dette virkemiddelet ble etablert via en bransjeavtale mellom klima og miljødepartementet, og bransjeaktørene. Hensikten med virkemiddelet var å pålegge produsentene ansvar for egne produkter, selv etter det har blitt avfall. Dette skal fremme materialgjenvinning og forsvarlig avfallshåndtering. Et av de introduserte forpliktelsene, er kravet om at produsentene må være medlem i et godkjent returselskap (NHO, 2023). Produsentansvaret gjelder for syv produktkategorier, som igjen er regulert av avfallsforskriften. Produktkategoriene omfatter elektriske og elektroniske produkter, batterier, kjøretøy, dekk, emballasje til drikkevarer, emballasje generelt og PCB-holdige isolerglassruter (Renas, u.å.).

2.1.5 Baselkonvensjonen

Norge har siden 1990 vært en del av Baselkonvensjonen, som er en stor internasjonal avtale som regulerer import og eksport av farlig avfall over landegrenser (Jakobsen, 2022). Hovedbestemmelsene i konvensjonen omhandler å redusere den totale genererte mengden farlig avfall, og at forsvarlig håndtering av avfallet skal forekomme uavhengig av hvor behandlingsløsningen befinner seg. Konvensjonen ønsker å redusere grenseoverskridende bevegelser av farlig avfall, og at avfallet i størst mulig grad behandles lokalt innenfor egne landegrenser. Eksport av farlig avfall er kun tillatt i tilfeller hvor det samsvarer med prinsippene for forsvarlig forvaltning (Basel Convention, 2011).

2.1.6 EØS-avtalen

Norsk avfallspolitikk påvirkes i stor grad av EU gjennom EØS-avtalen. Som en del av avtalen er Norge forpliktet til å integrere direktiver fra EU, noe som også påvirker retningslinjer for avfallshåndteringen i Norge (Avfall Norge, u.å.-a). I en revidert versjon av EUs rammedirektiv for avfall fra 2023, er ønsket å forebygge avfall ytterligere, forbedre innsamlingsmetoder og optimalisere materialgjenvinning (Klima- og miljødepartementet, 2022). I dette direktivet blir viktigheten av avfallshierarkiet poengtert, og flere nøkkelbegreper innenfor avfallssektoren blir definert, deriblant begrepet «farlig avfall» (Europalov, u.å.).

2.1.7 Waste Electrical and Electric equipment

EU har i tillegg introdusert to betydningsfulle direktiver for håndteringen av farlig avfall. Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) omhandler produsentenes ansvar for innsamling og gjenvinning av elektroniske produkter ved slutten av produktenes levetid. Restriction of Hazardous Substances (ROHS) forbyr i tillegg bruk av en rekke farlige substanser i produkter. Begge direktivene pålegger medlemslandene i EU spesifikke forpliktelser og mål de må oppfylle (International Trade Administration, u.å.).

2.2 Innsamlingsløsninger av farlig avfall for innbyggerne i Norge

Dette delkapittelet vil utrede hvilke innsamlingsløsninger for farlig avfall som finnes i Norge. Videre vil kapittelet ta for seg de ulike innsamlingsløsningene som anvendes av Vesar, Remiks og Stavanger kommune.

Hvilke metoder som brukes for å samle inn farlig avfall i Norge varierer. De ulike løsningene kan deles inn i henteordninger, og bringeordninger. Kommunale avfallsmottak finnes i de fleste kommunene i Norge. Ved slike mottak kan privatpersoner levere opp til ett tonn farlig avfall gratis, i henhold til avfallsforskriften. Hensikten med mottakene er å beskytte folkehelse og

miljø ved å redusere sannsynligheten for forurensning og risiko, ved at det farlige avfallet kommer på avveie, eller behandles feil.

Ved innsamlingsløsninger som bruker henteordning, vil det farlige avfallet hentes av avfallsbehandler hos privatpersonene. Henting kan forekomme regelmessig, eller ved avtale. Hvis innsamlingssystemet er basert på en bringeordning, må privatpersoner selv levere avfallet til et mottakspunkt (Lovdata, 1999). Nasjonale returordninger er også vanlig praksis i Norge, for avfallsfraksjoner som EE-avfall og batterier som omfattes av produsentansvarsordninger. Eksempelvis kan EE-avfall og batterier leveres inn hos alle forhandlere og butikker som selger produktet (Batteriretur, u.å.).

Noen kommuner og avfallsselskaper tilbyr miljøbokser eller avfallskasser som husholdninger kan samle små mengder farlig avfall i, før det leveres til behandling. I områder hvor tilgangen på faste mottak er begrenset, kan en mobil innsamlingsstasjon kjøre innom ulike lokasjoner for å samle inn farlig avfall nærmere innbyggerne. Kjøretøyene er spesialutstyrt til å kunne frakte det farlige avfallet som samles inn (Lyng et al., 2022).

2.3 Avfallskoder

Avfallet i Norge skal klassifiseres i henhold til Norsk Standard 431:2011/Avfallsstoffnummer, og den Europeiske Avfalls Listen (EAL) (Norsk Gjenvinning, u.å.). Disse klassifiseringssystemene skal møte et behov for å standardisere klassifisering og behandling av avfall innenfor den Europeiske Union. Hensikten ved å integrere systemene er å fremme en mer bærekraftig og effektiv avfallsbehandling.

Standardiseringssystemet ble innført i EUs direktiv om avfall, avfallsrammedirektivet (Direktiv 2008/98/EF). Direktivet introduserte grunnleggende definisjoner, prinsipper og plikter relatert til avfallshåndtering. Et sentralt element i avfallsrammedirektivet var introduksjonen av den Europeiske Avfallslisten (EAL), hvor ulike avfallstyper identifiseres med en unik sekssifret kode. EAL-listen er utformet slik at den kan anvendes av alle EUs medlemsland, samt andre aktuelle land. Dette skaper et felles grunnlag for avfallshåndtering mellom landene, og forenkler import og eksport av avfall (Lovdata, u.å.; Standard Norge, u.å.).

EAL-kodene spiller en viktig rolle i håndteringen av farlig avfall i Norge og EU. I EAL-systemet er farlig avfall tydelig betegnet ved en asterisk (*), ved siden av avfallets sekssifrede kode. Denne markeringen gjør at avfallsbehandlere og myndigheter enkelt kan identifisere avfall med høy potensiell risiko, og sikre at det behandles med korrekt metode. I Norge brukes i tillegg nasjonale sikkerhetskoder (NS-koder) for å klassifisere farlig avfall. NS-kodene skal

beskytte sensitiv informasjon ved avfallet. Farlig avfall i Norge kategoriseres under NS-9431, og kan finnes under verdiene 7011-7261 (Miljødirektoratet, u.å.-a; Standard Norge, u.å.).

2.4 Farlige avfallsfraksjoner: Batterier og Maling

I dette avsnittet, vil de farlige avfallsfraksjonene batterier og maling forklares nærmere. Småbatterier og maling vil være objektene i LCA-analysene for innsamling og behandling av farlig avfall fra husholdningen.

2.4.1 Batterier

I Norge blir det årlig kjøpt mer enn 2000 tonn husholdningsbatterier, og i gjennomsnitt finnes det 74 brukte batterier i hver husholdning i Norge (Sortere, 2022). Det er viktig at så mange batterier som mulig behandles på riktig måte. Det er stor risiko for brann og andre miljøskadelige farer om de behandles sammen med restavfallet. I tillegg inneholder batterier viktige materialressurser, blant annet sink og kobolt. Slike materialer kan gjenvinnes, og brukes på nytt i nye produkter (Sortere, 2022). I 2023 samlet selskapet Batteriretur inn om lag 16 000 tonn brukte batterier (Fantoft, 2023). Småbatterier defineres i henhold til NS-kode 7093.

Et batteri omdanner kjemisk energi til elektrisk energi. Batteriet består av en elektrokjemisk celle med en elektrolytt, og to tilhørende elektroder der det oppstår spontane reaksjoner ved utlading. Batteriet har en positiv og en negativ elektrode, samt en elektrolytisk løsning og elektrodeseparatorer (Gunvaldsen et al., 2023). Batteriene kan ha en komposisjon som er preget av miljøfarlige stoffer som bly, kvikksølv og kadmium (Miljødirektoratet, u.å.-b). Batterienes komposisjon er under kontinuerlig utvikling, og batteriprodusenter har nå fokus på å redusere eller fjerne de farligste stoffene fra batteriene. To eksempler på dette er kvikksølvbatterier som siden 1995 har vært ulovlig å omsette i Norge, med noen unntak, og nikkel-jern batteriet (NiFe), som i stor grad er erstattet av andre mindre miljøskadelige batterier (Gunvaldsen et al., 2023).

Batterier kategoriseres under to hovedkategorier; primærbatterier og sekundærbatterier. Primærbatterier er engangsbatterier, og kan ikke lades. De vil derfor bli kastet og behandlet etter bruk. Sekundærbatterier er ladbare, og kan derfor vare i flere år. Det finnes utallige batterityper under disse hovedkategoriene, som har ulike bruksområder og egnethet. I dag er den vanligste typen primærbatteri alkaliske sink-manganoksid-batterier (heretter nevnt som alkaliske batterier). En av de vanligste formene for sekundærbatteri i dag, er litium-ion batterier (Li-ion) (Gunvaldsen et al., 2023). I denne oppgaven vil alkaliske batterier være hovedfokuset, da de utgjør 80% av batteriene i husholdningen (Batteriretur, personlig kommunikasjon, 04.04.2024).

Behandlingen av alkaliske batterier forekommer som regel via en generisk gjenvinningsprosess spesielt utformet for materialgjenvinning ved batterier. Det første steget er å utlade eller nøytralisere batteriene (Norsirk, u.å.). Utladingen av batteriene gjennomføres hovedsakelig for sikkerhet, da dette betraktelig reduserer sjansen for elektrisk støt og branner. Utladningen av batteriene gjør også at det er lettere å separere og behandle de forskjellige materialene batteriet består av (Norsirk, personlig kommunikasjon, 12.04.2024).

Det neste steget i behandlingsprosessen til batteriene, er kverning. Batteriene mates inn i en kvern, som bryter batteriene ned i mindre biter. Denne prosessen frigjør de ulike materialene i batteriet, som for eksempel stål eller jern. Batterifragmentene skal så separeres i ulike fraksjoner for gjenvinning. Først anvendes ofte en magnetisk separator, hvor jernholdige materialer hentes ut fra batterifragmentene. Det resterende knuste materialet går deretter videre gjennom en sileprosess der de større fragmentene skilles fra mindre fragmenter og pulver. Ulike separeringsteknikker brukes så for å skille ut stoffer som sink og rustfritt stål (Li et al., 2019; Norsirk, u.å.)

Materialer i batteriet som stål, aluminium, sink og kobber går til materialgjenvinning via ulike teknologier. Ofte vil materialene behandles i ulike land, basert på teknologien som kreves for å gjenvinne materialet (Norsirk, personlig kommunikasjon, 12.04.2024). Batteriets «black mass», er en samlebetegnelse på de verdifulle metallene som er i batteriet. Metallene knuses og kvernes og ender opp som et svart pulver som er av spesiell interesse å gjenvinne (Ethridge & Kuhn, 2021). Det behandles deretter med teknologier som hydrometallurgi, pyrometallurgi og elektrokjemiske prosesser for å gjenvinne materialet (Norsirk, personlig kommunikasjon, 12.04.2024).

2.4.2 Maling

Norge har et årlig forbruk av maling tilsvarende om lag 60 000 tonn. Mesteparten av malingen som brukes produseres også i Norge. Maling har fra tidlig i Norges historie blitt brukt for å dekorere bygninger og skip, samt å beskytte mot vær og vind. De første variantene av maling bestod av naturlige pigmenter og bindemidler, men under den industrielle revolusjonen ble produksjonsmetoden og malingens komposisjon endret. Bruken av syntetiske pigmenter og bindemidler gjorde det mulig å produsere maling med et bredere fargespekter, bedre dekkevne og holdbarhet (Ore et al., 2021). Malingsavfall defineres i henhold til NS-kode 7051.

Siden slutten av 1900-tallet har miljøbevissthet og bærekraft blitt prioritert i malingsproduksjonen. Dette har resultert i utviklingen av vannbaserte malingsprodukter. Forskning og utvikling har skapt maling som er mer holdbar, lettere å rengjøre, og som påvirker luftkvaliteten i mindre grad. Det er etablert strenge krav til malingsproduksjonen, samt utslipp ved bruk i Norge som må møtes av malingsprodusentene. Malingens komposisjon varierer avhengig av malingens tiltenkte bruksområde. De vanligste malingsvariantene som brukes i Norge er oljemaling, alkydmaling (løsemiddelbasert) og lateksmaling (vannbasert) (Ore et al., 2021).

Maling består som regel av pigmenter, ekstendere, bindemidler, hjelpestoffer, løsemidler og tynningsmidler. Malingens pigmenter sikrer farge, konsistens og egenskaper, mens ekstenderne skal sikre god lagringsstabilitet, redusert bunnfelling og god strykbarhet. Bindemidlene i malingen finfordeler pigmentene, og gir malingen stabilitet mot ytre påvirkninger som lys og luft. Hjelpestoffene i malingen skal hindre drypp og reduserer signing i malingen (Ore et al., 2021).. Pigmenter, løsemidler og bindemidler er komponentene i malingen som potensielt kan være skadelige. Løsemidlene som brukes i maling har som regel en materialkvalitet som er flyktig, dette betyr at stoffene lett fordampes. De kan derfor utgjøre en helse- og miljøfare ved eksponering via luft (Lorange, 2019).

I Norge blir malingsavfall behandlet ved å gjenvinne materialet i metallemballasjen, og ved å destruere resterende innhold via høy-temperatur forbrenning med energigjenvinning (Ragn Sells, u.å.). Malingen og metallemballasjen blir kvernet, slik at malingen og emballasjen kan separeres, og behandles hver for seg. Metallet gjenvinnes, plastemballasje og malingsavfall vil energi-gjenvinnes (Norsk Gjenvinning, 2023).

Forbrenningsprosessen av malingen innebærer å eksponere malingsavfallet for svært høy temperatur, minst 1100 grader celsius. Dette resulterer i en termisk nedbrytning av de farlige stoffene, med en etterfølgende energiutnyttelse (Miljødirektoratet, u.å.-c). Avgassene fra forbrenningsprosessen blir renses slik at utslippene fra de forurensende stoffene minimeres. Ved høy-temperatur forbrenning er det etablert krav til temperaturnivå, oppholdstid og utslippsgrenser til både vann og luft (Ragn Sells, u.å.).

2.5 Litteraturstudie

Hensikten med dette kapittelet, er å kartlegge hva som finnes av relevant vitenskapelig litteratur. Målet er å identifisere det eksisterende kunnskapsgrunnlaget knyttet til farlig avfall generert i husholdningen, og hvordan dette arbeidet kan supplere med ytterligere kunnskap. Et spesielt fokus er på innsamlingsmetodene av farlig avfall, spesielt på de farlige avfallsfraksjonene alkaliske batterier og maling. Videre er relevant litteratur knyttet til behandlingen av de nevnte avfallsfraksjonene, blant annet via livsløpsanalyser utforsket og presentert.

Kathrina Kummer kategoriserte i 1999 farlig avfall fra husholdningen som avfall med giftige, brennbare, reaktive eller korrosive egenskaper (Kummer, 1997). Farlig avfall omfatter et bredt spekter av vanlige produkter i vårt daglige liv. En rekke rapporter og litteraturstudier indikerer tydelige fellesnevner for farlig avfall på tvers av land og regioner. Produktene som nevnes som vanlige kilder til farlig avfall fra husholdningen er maling, oljebaserte produkter, plantevernmidler, løsemidler, trykkbeholdere, rengjøringsmidler og forskjellige typer batterier (Carter-Whitney, 2007; Gu et al., 2014; Inglezakis & Moustakas, 2015; Murray, 2010; Slack et al., 2005). Gu et al. (2014) peker videre på at produkter som batterier, maling, løsemidler og lim forventes å øke i bruk, og må tas i betraktning i fremtidige strategier.

I litteraturen av farlig avfall finnes det flere artikler og studier som har analysert mengden farlig avfall fra husholdningen. En studie samlet inn data fra 36 ulike studier gjort i land over hele verden, med hovedandelen av data er innhentet fra Europa. Studien anslår at farlig avfall utgjør om lag 1% av avfallet fra husholdningen (Inglezakis & Moustakas, 2015). Et annet studie gjennomførte en systematisk sporingsundersøkelse i en kinesisk by for å anslå mengdene farlig avfall som ble generert i byen. Denne studien viste at hver person i gjennomsnitt produserte 6,16 gram farlig avfall per dag, ekvivalenten til 2,23% av husholdningsavfallet (Gu et al., 2014). Otoniel gjennomførte en liknende studie i Mexico i 2008, og fant at 1,6% av husholdningsavfallet kan kategoriseres som farlig avfall (Otoniel et al., 2008). Farlig avfall fra husholdninger utgjør en relativt liten fraksjon av husholdningsavfallets samlede vekt, men kan ved feilaktig disposisjon utgjøre betydelige trusler mot miljø og menneskers helse (Inglezakis & Moustakas, 2015).

Forvaltningsstrategier spiller en kritisk rolle i håndteringene av farlig avfall. Det farlige avfallet skal ikke blandes med husholdningsavfallet, og krever derfor spesifikke innsamlingsmetoder og dedikerte innsamlingsstasjoner. Viktigheten av separat innsamling og behandling av farlig avfall blir understreket som en essensiell strategi for å minimere risikoen for miljø- og helseskader ved avfallet (Bernstad et al., 2011; Chaiyarit & Intarasaksit, 2021; Letcher & Slack, 2019).

Letcher og Slack (2019) vektlegger potensialet i henhold til risiko for miljø- og helseskader, og påpeker det uproporsjonale forholdet mellom størrelse på det farlige avfallet, og risiko. Internasjonalt deponeres det meste av farlig avfall sammen med andre avfallsfraksjoner på felles deponier. Dette er en praksis som skaper uønsket risiko og økte faremomenter på deponier, både på grunn av den iboende risikoen ved farlig avfall i seg selv, men også for at det farlige avfallet kan reagere med annet avfall (Letcher & Slack, 2019). Chaiyarit og Intarasaksit (2021) understreker lignende risikofaktorer, og legger til at selv små mengder farlig avfall kan være svært giftige.

De vanligste innsamlingsordningene for farlig avfall i Europa innebærer levering fra innbyggerne, henting av kommunen, eller en kombinasjon av begge deler (Inglezakis & Moustakas, 2015):

- Ved levering fra innbyggerne benyttes ulike metoder: levering til avfallsanlegg, gjenvinningsstasjoner, butikker med returordninger, containere eller innsamlingskjøretøy som er parkert på offentlige områder til fastsatte tider.
- Henting av kommunen kan utføres på flere måter, inkludert henting ved: fortauskanten, innsamling av spesialbokser som en del av restavfallsinnsamlingen, periodisk innsamling med spesialiserte kjøretøy, mobilinnsamling et par ganger i året, eller gjennom et system der huseiere kan be om henting etter behov.

Generelt må innbyggerne sortere og separere det farlige avfallet, lagre det og deretter overføre det til hente- eller innsamlingspunkter. Den vanligste praksisen er å transportere det til et avsidesliggende innsamlingssted (Inglezakis & Moustakas, 2015), som er den foretrukne metoden for avfallsmyndighetene da henteordninger ofte er kostbare og tidkrevende (Wagner, 2013). Derimot sees det at "fortauskantinnsamling" er den foretrukne innsamlingsmetoden for husholdninger, da dette fører til større grad av sortering og innsamling av farlig avfall (Wagner, 2013).

Bernstad et al. (2011), gjennomførte en studie i Sverige som fokuserte på nærheten husholdninger hadde til kildesorteringsmuligheter, og hvordan dette påvirket mengden farlig avfall som ble sortert ut fra den ordinære avfallsfraksjonen. I studien ble det påvist at innsamlingen av farlig avfall i Sverige i stor grad foregikk ved gjenvinningsstasjoner, hvor husholdningene hadde muligheten til å levere kildesortert avfall, og farlig avfall, kostnadsfritt.

Resultatene fra studien indikerte at en økning i nærhet til innsamlingspunktene førte til en tydelig bedring i mengden farlig avfall og EE-avfall som ble sortert ut av husholdningene. Resultatene antydte en nedgang i forekomsten av farlig avfall, elektrisk,- og elektronisk avfall (EE-avfall) både i restavfall og kildesortert avfall, tilsvarende over 50%. Avfallsfraksjonen "vannbasert maling" opplevde den største økningen i mengde sortert materiale, inkludert emballasjen til malingsspannet, målt i vekt. Vannbasert maling sto for 42,6% av den totale forbedringen, mens den ikke-vannbaserte malingen stod for 25% av forbedringen. Studien understreker at lignende innsamlingssystemer kan utgjøre en betydelig forskjell i utviklingen av bærekraftige systemer for håndtering av fast avfall (Bernstad et al., 2011).

Det finnes få studier som har gjennomført LCA-analyser på farlig avfall fra husholdningen. Fikri et al. (2015) gjennomførte en studie hvor hensikten var å lage en modell for behandlingen av farlig avfall fra husholdningen. Studien er basert på byen Semarang, i Indonesia. I modellen ble avfallets påvirkning på global oppvarming prioritert, og indikatoren var derfor utslipp av drivhusgasser. Forskningsprosjektet brukte LCA i henhold til ISO 14040: 2006 for å modellere behandlingen av 150 kg farlig husholdningsavfall.

Behandlingsformene vurdert var blant annet forbrenning i forbrenningsanlegg, resirkulering og deponi (sett som eksisterende praksis i studien). Resultatene fra LCA-analysen konkluderer med at å resirkulere farlig avfall fra husholdningen var den mest effektive metoden å redusere klimagassutslipp på. Forbrenning var alternativet som var best etter resirkulering, og deponi ble omtalt som et dårlig alternativ da det farlige avfallet akkumulerer farlige materialer i miljøet. Resirkuleringsscenarioet resulterte i 0,326 kg CO₂ ekvivalenter per kg farlig avfall. Forbrenningsalternativet resulterte i 0,77 kg CO₂ ekvivalenter per kg farlig avfall (Fikri et al., 2015).

I litteratursøket for studier gjort på håndtering av alkaliske batterier ble det funnet en LCA-studie som ser på energi- og CO₂-fotavtrykket til AA alkaliske batterier, med spesielt fokus på fordelene av å resirkulere eller produsere materialene fremfor deponering. Håndteringspraksisen for de fleste batterityper (bortsett fra blybatterier) innebærer i liten grad resirkulering, men består i stor grad av avhending på søppelfyllinger. Studien ser på alternative sluthåndteringer av AA-alkaliske batterier. Nåværende resirkulering beskrives i studien som å brenne vekk plastomslaget, knuse batteriene i biter, smelte bitene slik at ulike metaller skilles ut i henhold til tetthet, og til slutt samle det smeltede metallet.

Resultatene fra studien viser at dette er utrolig energikrevende og miljøbelastende prosesser sammenlignet med utvinning av nye materialer i dag. LCA-studien konkluderer med behovet for teknologisk utvikling for resirkulering av katode- og anodematerialene, som kan gi betydelige energi- og CO₂-besparende utslag. Avhending av batteriet på deponi har et energiavtrykk på 0,00355 MJ og CO₂-avtrykk på 0,0000249 kg CO₂ per batteri. Studien trekker frem potensielle energi- og CO₂- besparelser i slutfasen av livet til batteriet ved resirkulering av materialene, med henholdsvis 1 MJ og 0,072 kg CO₂ spart per batteri (Hamade et al., 2020).

En annen studie sammenligner to resirkuleringsmetoder for gjenvinning av svart masse fra alkaliske batterier. Resultatene konkluderer med fordelaktige effekter ved behandling i en Waelz-ovn knyttet til miljøpåvirkningene toksisitet og knapphet på mineralressurser. Metoden reduserer utslipp av en rekke skadelige stoffer, i tillegg til en effektiv gjenvinningsrate av sink og mangan på over 85%, som forhindrer potensielle utslipp av tungmetaller i naturen. Metoden er temperatur- og energikrevende, men reduserer behovet for deponering ved å gjenvinne de nyttige materialene i den svarte massen til batteriet. I likhet med studien til Hamade trekker den frem behovet for bedre resirkuleringsprosesser av svart masse, spesielt metallene sink og mangan, for å redusere miljøbelastningen ytterligere (Klejnowska et al., 2023).

I denne studien er det også gjennomført et litteratursøk for å identifisere miljøpåvirkningen ved malingsavfall, og utforske teknologier som anvendes for å behandle malingsavfallet. Malingsavfall utgjør en betydelig kilde til farlig avfall. Både vannbaserte og løsemiddelbaserte malinger brukes i husholdningen.

I 2021 gjennomførte (Paiano et al.) ett studie for miljøpåvirkningen av produksjonen og bruk av to typer maling med forskjellig kjemisk komposisjon. Studien fant at malingens største miljøpåvirkning kom fra produksjoner og leveranse av komponenter til malingen, som for eksempel silikon og ulike typer resin, da det var energikrevende prosesser for å fremstille materialene. Studien peker også på at transporten av komponentene over lengre avstander resulterte i en betydelig andel utslipp (Paiano et al., 2021).

En studie gjennomført av Anne Rønningen, Ole Jørgen Hansen og Hanne Møller i 1993 gjorde livsløpsvurderinger på to typer maling, løsemiddel, - og vannbasert. Studien konkluderte med at løsemiddelbasert maling skaper mer miljøforringelse enn vannbasert maling. Den løsemiddelbaserte malingen fikk større utslag på indikatorer som bidrag til global oppvarming, forsurening, fotokjemisk oksidasjon og bruk av fossilt brensel. Den vannbaserte malingen hadde derimot en høyere forekomst av nedbrytningsaktiviteter som kan resultere i oksygenunderskudd i vannforekomster (Rønningen et al., 1993).

Studien påpeker at det er betydelige utslipp i spesielt forbrukerstadiet av malingens livsløp, noe som kan indikere at tiltak i dette stadiet vil være sentralt for å redusere malingens miljøpåvirkning. Det er videre foreslått ulike tiltak til forbedringer til malingsprodukter. Deriblant å redusere løsemiddelinholdet i malinger, forbedre utslipp som forekommer i forbrukerstadiet og å anvende vannbasert maling i tilfeller der det er mulig (Rønningen et al., 1993).

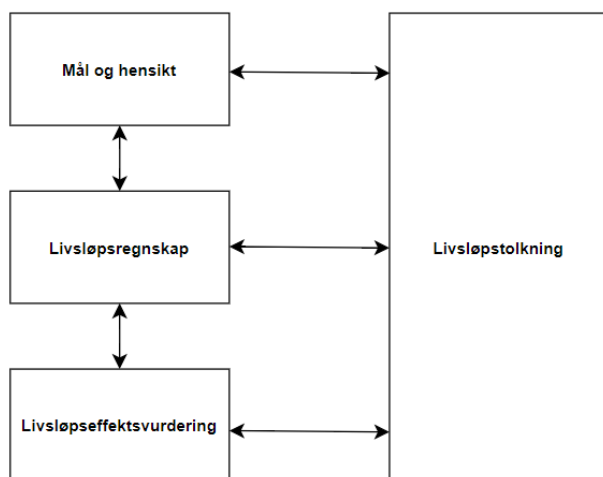
Et annet studie, gjennomført av Kulkarni (2016), ønsket å utforske alternative metoder for å resirkulere malingsavfall. I studien så Kulkarni på blant annet bruken av malingsslam i sementproduksjon, å inkorporere malingsavfallet i bitumen som brukes i farget betong og gjenvinning og forberedelse av ny maling. Studien konkluderer med at å resirkulere malingsavfall er essensielt for å adressere de miljømessige utfordringene assosiert med avfallet. Kulkarni peker på et behov for innovasjon i industrien, da de nåværende behandlingsmetodene har en utpreget miljøpåvirkning. Resirkuleringen av malingsavfallet kan ha langsiktige økonomiske og miljømessige fordeler i form av en redusert bruk av råmaterialer. Han anbefaler også strengere juridiske og regulatoriske rammeverk for å stimulere til innovasjon og støtte resirkuleringspraksiser (Kulkarni, 2016).

3. Metode

I dette kapittelet skal metodene som ble anvendt for å svare på forskningsspørsmålene, og nå målet ved oppgaven presenteres. Herunder vil analysemetoden og datainnsamlingen utredes nærmere.

3.1 Introduksjon til LCA

Life Cycle Assessment (LCA) er en kartlegging av miljø-, - og ressurspåvirkningene knyttet til alle stadiene av et produkt eller en tjenestes livssyklus. Fra råvareutvinning gjennom produksjon til sluttbehandling, enten gjenbruk eller avhending. Ved å gi en oversikt over miljømessige effekter til et produkt eller tjeneste, gir LCA bedre beslutningsgrunnlag til å redusere påvirkningene til analyseobjektene. Livsløpsregnskap er et viktig verktøy for å vurdere hvordan samfunnet kan utvikles i en bærekraftig retning og omstilling til et lavutslippssamfunn (Laca et al.). Livsløpsregnskap kan anvendes til ulike formål, som for eksempel veiledning til produktdesign og utvikling, strategisk beslutningstaking, utforming av regelverk samt markedsføring (Ecochain, 2024). En livsløpsanalyse gjennomføres i fire faser: Mål og omfang, livsløpsregnskap, livsløpseffektsvurdering og tolkning. Fasene beskrives detaljert i påfølgende delkapitler (Ecochain, 2024).



Figur 1: Faser i en LCA-analyse. Basert på figur fra (Hauschild et al., 2018).

3.1.1 Hensikt og omfang

Den første fasen av et livsløpsregnskap, skal definere studiens mål og omfang. I denne fasen forklares hva som skal studeres, hvorfor det studeres, hvordan det studeres, og for hvem studien er relevant for. Dette er en sentral del av LCA-studiet, da det påvirker sluttresultatene av studien og tolkningene av resultatene.

Ved å etablere målet med studien, skal hensikten med studien besvares. Dette kan være å sammenligne produkter, utrede miljøpåvirkning for et produkt eller bruke resultatene som beslutningsgrunnlag. Det neste steget er å avklare hvem studien er relevant for. Dette kan være alt fra den generelle offentlighet, til organisasjoner eller kunder. Å definere dette i tidlig fase gjør det enklere å skape relevante resultater fra datasettene. For å sikre åpenhet bør eventuell finansiering og/eller om studien er gjennomført på vegne av noen oppgis (Ecochain, 2024).

Studiens rammer vil beskrive hva som studeres, og hvordan det studeres (Scope). I livsløpsanalyser brukes to viktige parametere for å definere studiens rammer: funksjonell enhet og systemgrenser. En livsløpsanalyse analyserer produkter, prosesser og tjenester. Hensikten med studier er ofte å sammenligne alternativer med hverandre, og det er derfor hensiktsmessig å definere en lik funksjon for systemene. Funksjonell enhet er «den enhet som angir et produkts ytelse i forhold til et fastlagt og kvantitativt definert brukskrav» (H. L. Raadal, Forelesning i emnet FORNY220 ved NMBU, 2022). Alle masse- og energistrømmer tilhørende prosessene innenfor systemgrensene normeres i forhold til den funksjonelle enheten og gir oss referansestrømmen for studien. Dette sikrer sammenlignbarhet i LCA-studien, og gjør det hensiktsmessig å sammenligne resultatene på likt grunnlag (Hauschild et al., 2018).

Analysens systemgrense definerer alle prosessene som skal inkluderes i modellen. Systemgrensene bør settes slik at alle relevante prosesser inkluderes. Dette avhenger i stor grad av mål og scope med studien, målgruppe og bruksområde, antagelser gjort, databegrensninger og cut-off kriterier. Avgrensningene som gjøres bør indentifiseres, begrunnes og dokumenteres da de er avgjørende for resultatet av analysen, og dermed setter standarden for nivået av tillitt til resultatene. Systemgrensene bør avklare modellens livsløpsfaser og referansestrømmer. Vanlige livsløpsfaser for livsløpsanalyser er enten «cradle-to gate», «cradle-to-grave» eller «grave-to-cradle». Valg av livsløpsfaser definerer hvilke deler av livsløpet til analyseobjektet som inkluderes. Det er vanlig å inkludere alt fra uttak av jomfruelige ressurser, til produktet er ferdigstilt, eventuelt helt til produktet avhendes (Hauschild et al., 2018).

3.1.2 Livsløpsregnskap

Neste fase i en livsløpsanalyse, er livsløpsregnskapet (*LCI- Life Cycle Inventory*). I denne fasen gjennomføres en detaljert prosess med datainnsamling og beregninger for å kvantifisere bruk av ressurser (råmaterialer og energi), utslipp og avfall, for hvert steg i et produkts eller tjenestes livssyklus. Denne fasen gjør det mulig å identifisere og måle materialer og energiforbruk knyttet til et system. Dette krever en detaljert tilnærming til datainnsamling, som skal dekke alle relevante prosesser fra utvinning av råmaterialer til disposisjon eller resirkulering. Hvor nøyaktig og fullstendig dataen fra livsløpsregnskapet er, påvirker hvor pålitelige resultatene i en LCA-analyse er (Hauschild et al., 2018).

3.1.3 Livsløpseffektvurderinger

Tredje fase er en livsløpseffektvurdering (*LCIA - Life cycle impact assessment*). Hensikten med livsløpseffektvurdering er å vurdere betydningen av bidraget som hver aktivitet gjennom den definerte verdikjeden har for de ulike påvirkningskategoriene, for eksempel klima. Klimapåvirkning i denne forstand defineres som den potensielle endringen på klima grunnet menneskelig påvirkning. I henhold til ISO 14040/14044 oppgis det noen obligatoriske og noen valgfrie steg. De obligatoriske elementene innebærer å velge påvirkningskategori, kategoriindikatorer og karakteriseringsfaktorer, klassifisering og karakterisering. Eksempler på valgfrie elementer er normalisering og vekting (Hauschild et al., 2018).

Klassifisering innebærer å tilføre resultatene i LCI én påvirkningskategori i samsvar med dens potensielle effekt. Påvirkningskategorier representerer miljøproblemer som resultatene i en livssyklusanalyse kan tildeles. Kategoriene representerer miljøpåvirkninger som klimapåvirkning, menneskelig toksisitet, eutrofiering, forsuring, osv. Hver kategori tar for seg spesifikke miljømessige problemer som produktet eller tjenesten potensielt kan medføre. For å sikre at alle relevante aspekter dekkes, og at vi ikke forskyver problemet mellom kategoriene er det hensiktsmessig å velge de påvirkningskategoriene som er relevante for det spesifikke studiet. Mål og omfang for studien er veiledende for hvilke kategorier som er relevante å inkludere (Hauschild et al., 2018).

Kategoriindikatorer er målbare størrelser som brukes til å tallfeste miljøeffektene i hver påvirkningskategori for studien. Indikatoren beskriver sammenhengen mellom en miljøpåvirkning og de resulterende endringene i miljøet. Resultatet fra hver kategoriindikator beskriver den samlede miljøbelastningen for et produkt eller tjeneste i studien. For eksempel, utslipp av drivhusgasser er en miljøpåvirkning som fører til potensielle klimaendringer, som måles med indikatoren «Global oppvarmingspotensial». I tillegg benyttes karakterisering, som innebærer å beregne miljøpåvirkningene om til én felles enhet (Hauschild et al., 2018).

3.1.4 Livsløpstolkning

Den siste fasen av en livsløpsanalyse, er livsløpstolkning. I denne fasen skal resultatene fra alle de foregående fasene analyseres i henhold til analysens antagelser og usikkerheter. Målet er å knytte problemstillingene presentert i tidligere fase, med data og resultater som fremtrer av analysen. Konklusjoner trekkes basert på studiens funn, og anbefalinger presenteres basert på resultatene. Dette gjennomføres ved systematisk tilnærming hvor det er ønskelig å identifisere relevante miljøaspekter, studiens begrensninger og anbefalinger knyttet til mulig reduksjon av produktets eller tjenestens miljøpåvirkning (Hauschild et al., 2018).

Tolkningen av studiens resultater foregår i tre faser. Første steg er å identifisere vesentlige prosesser og forutsetninger som kan påvirke sluttresultatene. Eksempler på dette kan være oppgavens systemgrenser, antagelser, karakterisering og hvordan dataene er vektet. Andre steg er å evaluere i hvilken grad de identifiserte aspektene har påvirket resultatene. Hvor komplett og konsistent prosessene har blitt identifisert gjennom hele analysen. Siste steg i livsløpstolkningen er å trekke konklusjoner og utvikle anbefalinger. Studiens konklusjon formuleres basert på utfallet fra de foregående resultatene, og studiens begrensninger adresseres. Til slutt utformes en spesifikk anbefaling til studiens målgruppe i samsvar med studiens mål og tiltenkte bruk (Hauschild et al., 2018).

3.2 Intervjuer og befaring

I dette avsnittet vil intervjuer og befaring som er gjennomført for oppgavens datainnsamling forklares nærmere.

3.2.1 Intervjuer

For å samle inn data for de ulike innsamlingsløsningene av farlig avfall, har en rekke møter blitt gjennomført med oppgavens samarbeidsaktører og fagfolk i bransjen.

08.01.2024 – Intervju Vesar & Stavanger: Dette intervjuet forekom helt i oppgavens startsfase. Her var fokuset å få en generell introduksjon til begge aktørene, samt en generell introduksjon av innsamlingsløsningene de anvendte for å håndtere det farlige avfallet. I dette intervjuet ble kontaktinformasjon utvekslet, som muliggjorde videre etterspørsler av data underveis i arbeidet med oppgaven.

01.03.2024 – Intervju Remiks: I likhet med det første intervjuet med Vesar og Stavanger, var hensikten her å få en generell introduksjon til bedriften, og innsamlingsløsningene som ble brukt. I dette møtet ble kontaktperson for videre kommunikasjon knyttet til oppgaven endret.

04.04.2024 - Intervju Batteriretur: I dette intervjuet var hensikten å kartlegge hvordan batteriene ble behandlet etter de var samlet inn fra husholdningen og sortert. Det var spesielt vektlagt å hente ut informasjon for behandlingsprosessen til alkaliske batterier, da dette var den farlige avfallsfraksjonen som skulle analyseres nærmere i behandlingsleddet.

12.04.2024 – Intervju Norsirk: I dette intervjuet var igjen hensikten å kartlegge verdikjeden til alkaliske batterier etter innsamling og sortering. Det ble spesielt vektlagt å tilegne informasjon om hvor i Europa batteriene ble sendt, hvilke behandlingsprosesser som ble brukt og materialgjenvinningsgraden for batteriene.

3.2.2 Befaring:

For å samle inn mer konkret data knyttet til innsamlingsløsningene for farlig avfall, ble det gjennomført to befaringer:

06.09.2023 – Avfallskonferansen: For å kunne gjøre en rekke mindre intervjuer med aktører i avfallsbransjen, spanderte Vesar en billett til avfallskonferansen 2023. I løpet av dagen ble det gjennomført mange løse intervjuer for å få et generelt kunnskapsgrunnlag om problematikken knyttet til farlig avfall i Norge.

09.04.2024 – Ragn Sells: For å gjøre en grundigere kartlegging av hvordan batteriene og malingen fra Vesar sin innsamlingsløsning behandles, besøkte vi Ragn Sells sitt sorteringsanlegg for farlig avfall. Her ble det gjennomført en guidet tur gjennom hele sorteringsanlegget, med mulighet til å spørre personer som håndterer batterier og maling direkte om sortering, - og videre behandlingsprosess.

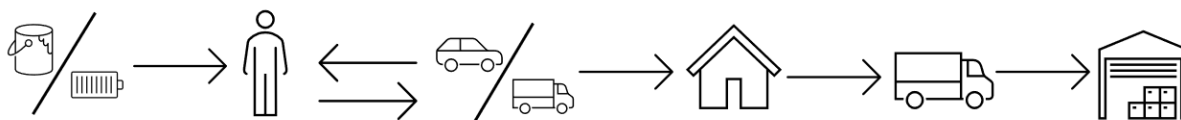
4. Systembeskrivelse

Formålet med denne livsløpsanalysen er utredet i seksjon 1.2, hvor studiens problemstilling formuleres. Det spesifikke målet er å vurdere hvordan ulike innsamlingsmetoder for farlig avfall påvirker innsamlingsgrad og miljøpåvirkning. I det følgende kapitlet introduseres de ulike innsamlingsløsningene som skal analyseres. Deretter vil rekkevidden av analysene etableres, inkludert definisjonen av studiens funksjonelle enhet, fastsetting av systemgrensene og utvelgelse av metodikk for analysen.

4.1 Beskrivelse av case og produktssystem

Innsamlingsløsningene til Vesar, Remiks og Stavanger kommune blir brukt som case i denne oppgaven. Detaljerte beskrivelser av hvert innsamlingssystem blir utredet videre i delkapittel 4.2.3 - 4.2.5. Analysenes hensikt er å avdekke hvilke av innsamlingsløsningene som har best innsamlingsgrad av farlig avfall, og dermed reduserer konsekvensene av feil behandling av avfallet i størst grad. Videre er det ønsket å identifisere miljøpåvirkningen til innsamlingsløsningene, og deres potensielle klimapåvirkning.

Figur 2 illustrerer den generelle materialflyten for behandling av farlig avfall. Denne oppgaven skal analysere innsamlingsløsninger for farlig avfall, fra avfallet genereres i husholdningen, til det behandles. Videre vil det gjennomføres scenarier for hvert individuelle produktssystem. Da skal klimapåvirkningen av henholdsvis en kilo alkaliske batterier og en kilo maling analyseres for hver innsamlingsløsning.



Figur 2: Generelt produktssystem for innsamling av farlig avfall

4.2 Omfangsdefinisjon

I denne oppgaven vil det gjennomføres en komparativ LCA-analyse som skal utforske forskjeller og likheter ved tre ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall. Deretter vil to egne analyser gjennomføres for innsamling og behandling av maling og alkaliske batterier. I studien anvendes en regnskapsmessig tilnærmingstype for å gjennomføre analysene. Videre adresseres utfordringene ved multifunksjonelle prosesser ved bruk av allokering og systemutvidelser.

4.2.1 Funksjon og funksjonell enhet

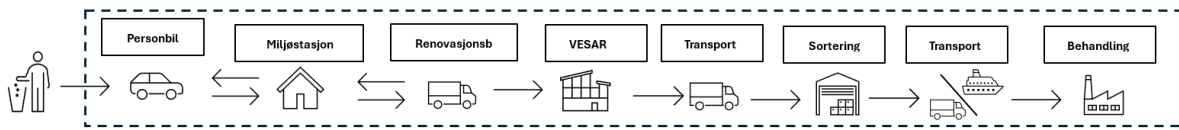
I denne oppgaven skal produktsystemet håndtere farlig avfall fra husholdningene, hvor hovedfokuset er innsamlingsleddet for det farlige avfallet. Funksjonell enhet for analysen er definert som *innsamlingen av en kilo farlig avfall fra husholdningen til riktig behandling, herunder alle transportledd fra husholdning til avfallsbehandling.*

4.2.2 Systemgrenser

I denne oppgaven brukes en «grav-til-vugge» livsløpsanalyse. Dette er den vanligste LCA-tilnærmingen når analyseobjektet er avfallsprodukter. Ved denne tilnærmingen, vil analysen som regel inkludere alle relevante prosesser for avfallsproduktet. Analysen starter fra da produktet regnes som avfall, til avfallet er behandlet, med alle tilhørende prosesser. Kun prosesser for riktig behandling av avfallet inkluderes i denne oppgaven. Det antas at ved feil sortering av farlig avfall i husholdningen medfører at det ender i restavfall. Videre antas det at behandlingen av restavfallet er lik i alle systemer, forbrenning med energiutnyttelse. Dette scenariet inkluderes ikke i oppgavens analyser, da konsekvensene av slik behandling vil være lik i alle scenarioene, og ikke bidra med differensierende resultater for innsamlingsløsningene.

Analysenes systemgrenser inkluderer alle transportetappene for avfall i hver innsamlingsløsning. Dette innebærer at alle direkte og indirekte utslipp er inkludert i analysene, både fra privatpersoner som bruker innsamlingsløsningen, og fra avfallsinnsamler. Produksjon av infrastruktur til innsamlingsløsningene og behandlingsanlegg er utelatt fra analysene. Alle prosessene forekommer innenfor norske landegrenser, men det er ikke etablert en konkret geografisk avgrensning til analysen.

4.2.3 Beskrivelse av Vesar sin innsamlingsløsning

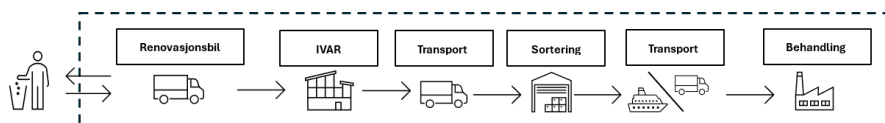


Figur 3: Vesar sin innsamlingsløsning for farlig avfall fra husholdningen, med alle tilhørende prosesser

Vestfold Avfall og Ressurs AS (Vesar) anvender en bringeordning for å håndtere farlig avfall. Vesar har totalt seks gjenvinningsstasjoner, og 23 miljøstasjoner fordelt over Vestfold fylke. Miljøstasjonene er plassert i områder med høy befolkningstetthet, ofte nærliggende infrastruktur som butikker og/eller bensinstasjoner. Miljøstasjonen er låst, og nøkkel kan hentes ved nærmeste nevnte infrastruktur. Stasjonenes åpningstider begrenses derfor til åpningstidene i lokalet hvor nøkkelen befinner seg. Ved miljøstasjonene kan privatpersoner i kommunen kun levere farlig avfall (Vesar, u.å.-b). Andre innsamlingsmetoder, som butikkinnsamling, er ikke inkludert i analysen siden fokuset rettes spesifikt mot data fra de stasjonære miljøstasjonene til Vesar.

Privatpersoner leverer det farlige avfallet fra sin husholdning til nærmeste nærliggende miljøstasjon. Vesar sin renovasjonsbil vil kjøre til hver miljøstasjon, og tømme de etter behov. Det farlige avfallet fra miljøstasjonene vil deretter transporteres til Vesar sitt gjenvinningsanlegg. Videre transporteres det farlige avfallet til sorteringsanlegg som er egnet for å håndtere det farlige avfallet. Her sorteres avfallet inn til mindre fraksjoner, basert på avfallsets innhold og komposisjon. Etter sorteringen transporteres avfallet med egnet transportform til respektive behandlingsanlegg (Vesar, personlig kommunikasjon, 2024).

4.2.4 Beskrivelse av Stavanger kommune sin innsamlingsløsning



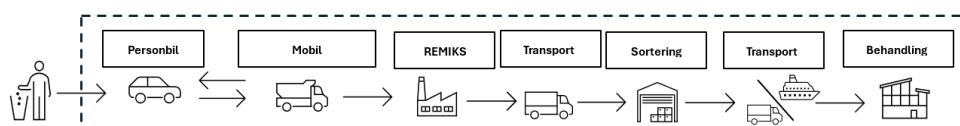
Figur 4: Stavanger kommune sin innsamlingsløsning for farlig avfall fra husholdningen, med alle tilhørende prosesser

Stavanger kommune løser innsamlingen av det farlige avfallet fra kommunens privatpersoner ved en henteordning. Henteordningen fungerer ved at alle husholdningene i kommunen får utdelt en rød boks på 30 liter. Den røde boksen fylles med farlig avfall fra husholdningen, som for eksempel maling, kjemikalier og småelektriske produkter. Når boksen er full, kan befolkningen bestille henting (Stavanger kommune, u.å.).

Ved henting av avfallet er det ønskelig at boksen skal settes ut på egen tomt. I tilfeller hvor husholdningen har en vanskelig beliggenhet, er det krav om at boksen skal plasseres ved en offentlig kjørbare vei. Om husholdningen har større mengder farlig avfall enn hva boksen har plass til, må privatpersoner levere dette gratis ved IVAR sine gjenvinningsstasjoner på Sele, Judaberg og Forus (Hentavfall.no, u.å.).

Når privatpersoner melder inn at den røde boksen er full, vil en renovasjonsbil fra Stavanger kommune komme for å hente inn avfallet. Renovasjonsbilen kjører så de innsamlede avfallet til IVAR sin gjenvinningsstasjon. Etter dette, vil avfallet transporteres til et sorteringsanlegg, hvor det sorteres til mindre fraksjoner. De sorterte avfallsfraksjonene vil transporteres videre med egnet transportmiddel til et behandlingsanlegg (Stavanger kommune, personlig kommunikasjon, 2024).

4.2.5 Beskrivelse av Remiks sin innsamlingsløsning



Figur 5: Remiks sin innsamlingsløsning for farlig avfall fra husholdningen, med alle tilhørende prosesser

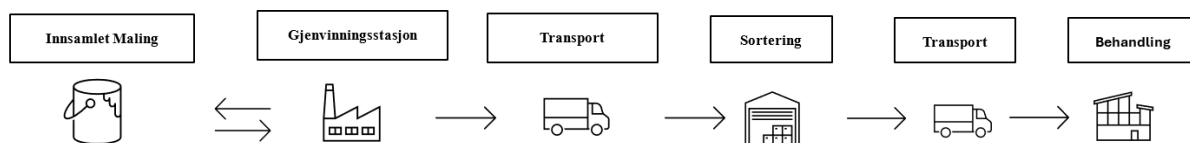
Remiks Husholdning AS bruker en kombinasjon av to ulike bringeordninger for å håndtere det farlige avfallet fra husholdningene i Tromsø kommune. Remiks sin innsamlingsløsning består av tre returstasjoner og en mobil innsamlingsløsning kalt «miniretur» (Remiks, personlig kommunikasjon, 2024). Den mobile løsningen flyttes rundt til ulike bydeler i Tromsø kommune. Til den mobile løsningen har innbyggerne mulighet til å levere avfallsfraksjoner som metall, EE-avfall, småbatterier og farlig avfall. Privatpersoner kan da levere så mye de klarer å bære med seg, men ved større mengder må avfallet leveres direkte til Remiks sine returstasjoner (Remiks, u.å.-a).

Returstasjonene er lokalisert på Tromsøya (Remiks miljøpark), Ringvassøya (Hansnes) og på Vannøya (Skåningsbukta). Ved returstasjonene har privatpersoner mulighet til å levere de samme avfallsfraksjonene som ved den mobile løsningen, men kan i tillegg levere restavfall og andre avfallsfraksjoner (Remiks, u.å.-c). I denne oppgavens LCA-analysen vil kun den mobile innsamlingsløsningen miniretur analyseres, da dette var innsamlingsløsningen som oppgavens aktører var spesielt interessert i å sammenlikne med resten av løsningene. Miniretur flyttes rundt og samler inn avfallet fra ulike lokasjoner i løpet av en måned. Deretter transporteres avfallet til Remiks sin gjenvinningsstasjon, før det sendes videre til et sorteringsanlegg egnet for farlig

avfall. Etter sorteringen er gjennomført, som forklart i Vesar sin løsning, transporteres de ulike avfallsfraksjonene til respektive behandlingsanlegg.

4.2.6 Beskrivelse av scenario 1: Behandling av maling

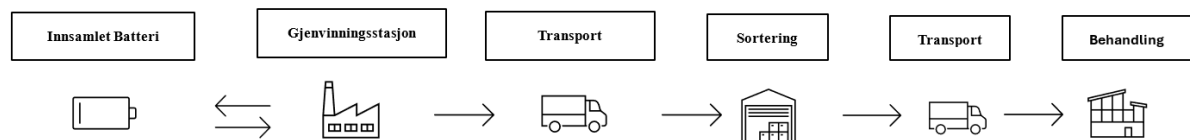
Dette delkapittelet beskriver et utvidet scenario for innsamlingsløsningene av farlig avfall, med malingsavfall som eksempel for sammenlikningsgrunnlag. Malingsmengden som behandles i scenariet modelleres i henholdt til oppgavens funksjonelle enhet, altså riktig behandling av 1 kg malingsavfall. En stor andel av Norges malingsavfall blir transportert til ulike behandlingsanlegg i Norge, inkludert lokasjoner som Kristiansand og Porsgrunn. Ved slike anlegg forbrennes malingen ved høyere temperatur enn i et vanlig avfallsforbrenningsanlegg, eller blir anvendt i sementproduksjon. Malingsavfall må forbrennes ved høyere temperaturer enn vanlig restavfall, for å sikre at VOCs og organiske forbindelser fjernes, og å oppnå en fullstendig forbrenning (Miljødirektoratet, u.å.-c). For dette scenariet, antas det at malingen transporteres fra enten Vesar, Ivar eller Remiks sin gjenvinningsstasjon, til Porsgrunn for behandling i forbrenningsanlegg.



Figur 6: Behandling av maling, med alle tilhørende prosesser

4.2.7 Beskrivelse av scenario 2: Behandling av alkaliske batterier

Dette delkapittelet beskriver et utvidet scenario for innsamlingsløsningene av farlig avfall, med alkaliske batterier som sammenlikningsgrunnlag. Mengden batterier som behandles er i likhet med malingsmodellen modellert etter oppgavens funksjonelle enhet. I denne modellen vil derfor 1 kg alkaliske batterier samles inn i hver løsning, for så å sorteres og behandles riktig.



Figur 7: Behandling av alkaliske batterier, med alle tilhørende prosesser

Hensikten med analysen er å se nytten ved riktig behandling av alkaliske batterier, i forhold til den miljømessige belastningen hele innsamlings, - og behandlingsprosessen medfører. Basert på intervjuer og litteratur, er den største nytten ved riktig behandling av alkaliske batterier at materialgjenvinningen kan forhindre utvinning av jomfruelig materiale. Ved at batteriene sorteres korrekt, og går til riktig behandling, reduseres også risikoen for brann i

sorteringsanlegget og forurensing fra batteriavfallet. For å basere scenarioet på reelle verdier, er det gjennomført en LCA for produksjonen av ett kilo alkaliske batterier.

4.2.8 LCIA-metode og valgte miljøpåvirkningskategorier

For å gjennomføre LCA-studien benyttes dataprogrammet SimaPro Flow. I denne programvaren utføres modelleringer og kalkulasjon av resultater. Datagrunnlaget er basert på spesifikk, - og generisk data. Analysens spesifikke data er informasjon oppgitt fra Vesar, Remiks og Stavanger kommune. Analysens generiske data er hentet fra databasen Ecoinvent 3.9.1, allocation, cut-off by classification og relevant litteratur. For å gjennomføre livsløpseffektvurderinger brukes metoden ReCiPe 2016 Midpoint (H). I analysene blir påvirkningskategorien klimaendringer (global warming potential) vektlagt.

Potensiell påvirkning på klimaendringer måles i kilogram CO₂-ekvivalenter, dette er en enhet som beregnes ved å konvertere ulike utslipp av klimagasser gjennom verdikjeden ved hjelp av en karakteriseringsfaktor. Hver klimagass er tilegnet en verdi som reflekterer potensiell innvirkning på klimaendringer sammenliknet med utslippene av karbondioksid (CO₂). For eksempel, hvis en klimagass har en kategoriseringsfaktor lik 10 kg CO₂-ekvivalenter per kg av den aktuelle gassen, indikerer dette at klimagassen har en miljøpåvirkning ti ganger større enn én kg karbondioksid (Callewaert et al., 2021).

Klimagasser i atmosfæren har varierende levetid, og ulike modeller tar høyde for ulike tidshorisont. For analysene i dette studiet brukes en 100-års tidshorisont (Callewaert et al., 2021). Denne tilnærmingen muliggjør en sammenlikning av forskjellige klimagasser med hensyn til deres relative bidrag til klimaendringer, og er et verktøy for å kvantifisere og tolke miljømessige utfordringer gjennom et produkt eller systems verdikjede.

5. Data og forutsetninger

I dette kapittelet gis en gjennomgang av datakildene og datainnhentingsprosessen for analysene i studien. Videre vil forutsetninger som ligger til grunn for transport, innsamling og behandling av de farlige avfallsfraksjonene maling og alkalisk batteri beskrives. Herunder hvilke prosesser og innsatsfaktorer som inkluderes i livsløpsanalysene.

5.1 Datakilder

Dette delkapittelet gir en oversikt over datakildene brukt i oppgavens analyser, og beskriver dataens innhentningsprosess.

I denne studien har det blitt brukt spesifikk data der det har vært tilgjengelig. I tilfeller hvor dette har vært manglende, har det blitt gjennomført antagelser, og/eller blitt brukt data fra relevant litteratur og fagpersoner. For å beregne klimagassutslipp for prosessene i de gjennomførte livsløpsanalysene, har database-tall fra «Ecoinvent 3.9.1 Cut-off» blitt brukt. I alle antagelser og forutsetninger gjort i analysene, er det vektlagt å bruke tall så nær reel situasjon som mulig. For å sikre at dette gjennomføres i praksis, har alle verdier som følger antagelser og forutsetninger blitt dobbeltsjekket i henhold til relevant vitenskapelig litteratur.

Ecoinvent 3.9.1 er en av systemmodellene som er tilgjengelig i Ecoinvent sin database for livssyklusanalyser. I «cut-off»-systemmodellen behandles resirkuleringsprosesser uten miljøbelastninger fra den opprinnelige produksjonen av produktet. Med det menes at resirkulerte materialer i nye produkter kun tar miljøbelastningen fra resirkuleringsprosessen, og ikke produksjonen av materialet. Modellen gir ved dette insentiver til å bruke resirkulerbare produkter ved å tildele den som produserer avfallet belastningen, i tråd med prinsippet om at forurensere betaler (Ecoinvent, 2023). Markedsprosesser brukes i denne systemmodellen til å representere den gjennomsnittlige tilførselsblandingen (teknologier og geografiske kilder) for et produkt eller materiale tilgjengelig i markedet.

Første steg i datainnhentningsprosessen var å kontakte aktørene oppgitt som kontaktpersoner for hver innsamlingsløsning i studien. Fokuset var å kartlegge hva de hadde av eksisterende data, og hva som manglet for å kunne gjennomføre analysene. Videre ble det forsøkt å identifisere relevant faglitteratur for å kartlegge hvordan materialflyten i systemene fungerte, samt hvordan behandlingen av avfallet kunne modelleres.

5.2 Avfallsmengder

Ved analyse av hver innsamlingsløsning, er det viktig å etablere hvilke mengder farlig avfall hver løsning skal håndtere. For å få en bedre forståelse for hvordan hver løsning er utformet, identifiserer analysene tre kvantifiserbare parametere: total mengde farlig avfall som behandles per år, total mengde farlig avfall generert per person, og prosentandel farlig avfall i restavfallet.

5.2.1 Vesar

Mengdene farlig avfall som Vesar håndterer fra husholdningene i løpet av et år, ble kartlagt ved hjelp av årsrapporten til Vesar for 2022. Årsrapporten deres fra 2023 var unntatt offentligheten, og ble sendt via e-post. Gjennomgang av begge rapportene viste at det ikke var store avvik i verdiene mellom årsrapportene, og tallene for 2022 brukes da denne var offentlig publisert. I årsrapporten til Vesar skilles det ikke mellom mengde innsamlet fra gjenvinningsstasjon, og mengde innsamlet via miljøstasjon. Ved å bruke mengdedata for totale mengder for Vesar, blir sammenlikningsgrunnlaget til Remiks bedre, da dette gjelder for dataen til begge aktørene.

Mengdedataen som analyseres for Vesar vil derfor representere de totale mengdene avfall som samles inn fra alle innsamlingsløsningene deres, per år. Vesar behandlet 57 383 tonn avfall fra husholdningen i henhold til årsrapporten fra 2022. Av dette, utgjorde farlig avfall 1 462 tonn, noe som tilsvarer 8 kg per innbygger (Vesar, 2023).

For å kartlegge andelen farlig avfall i restavfallet til Vesar, benyttes data fra deres plukkanalyser. Det er viktig å poengtere at avfallet til Larvik og Sandefjord ikke representeres i plukkanalysene, da Vesar ikke har ansvaret for håndteringen av restavfallet i de nevnte kommunene. I plukkanalysene til Vesar gjennomført i 2022, fremkom det at farlig avfall utgjorde i snitt 1,3 prosent av restavfallet fra husholdningene.

5.2.2 Remiks

Det var ingen offentlig publiserte datasett som indikerte mengden farlig avfall fra husholdningen som Remiks håndterer per år. Data ble derfor etterspurt fra oppgavens kontaktperson. Datasettene som ble tilsendt viste totale mengder farlig avfall håndtert av Remiks per år, fra alle deres innsamlingsløsninger. I likhet med Vesar vil derfor mengdeanalysene for Remiks representere hele deres innsamlingssystem, og ikke bare data fra deres mobile innsamlingsløsning.

Remiks håndterte en total mengde farlig avfall fra husholdningen tilsvarende 938 tonn i 2022. Siden Remiks håndterer det farlige avfallet til 80 355 mennesker, beregnes mengde farlig avfall per privatperson til 11,6 kg. Remiks sine plukkanalyser fra 2023 viser at det i var snitt 1,4 prosent farlig avfall i deres restavfall (Remiks, personlig kommunikasjon, 2024).

5.2.3 Stavanger kommune

For å kartlegge mengdene farlig avfall fra husholdningene i Stavanger kommune, ble det brukt data tilsendt fra oppgavens kontaktperson. Datasettet var basert på informasjon oppgitt av Hentavfall.no, som er aktøren som er ansvarlig for Stavanger kommune sin rød-boks løsning.

For Stavanger Kommune sin avfallsmengdeanalyse, ble det besluttet å bruke data spesifikt for innsamlingsløsningen rød-boks. Dette begrunnes i at IVAR sine årsrapporter baseres på data fra alle de tolv kommunene de håndterer husholdningsavfallet til, og dataen fra deres årsrapport anses derfor ikke som representativ for Stavanger kommune.

Dataen fra Hentavfall.no viste at rød-boks løsningen resulterte i en total mengde innsamlet mengde fra husholdningen på omtrent 42,62 tonn (*Hent Avfall, 2024*). Basert på en befolkning på 149 000 tilsvarer dette 0,29 kg farlig avfall per person. Det fantes ingen plukkanalyser spesifikt for Stavanger Kommune. Derfor brukes data fra IVAR, hvor nyeste plukkanalyse tilgjengelig var fra 2018. I denne analyse fremkom det at farlig avfall utgjorde 1,4% av restavfallet (Stavanger kommune, personlig kommunikasjon, 2024).

5.3 Transport for innsamlingsløsningene

I dette delkapittelet vil transportleddet i hver innsamlingsløsning beskrives. Forutsetninger og antagelser gjort i LCA-analysene vil også oppgis.

5.3.1 Bilparken

Som tidligere nevnt i studien, anvender Vesar og Remiks en bringeordning i sin håndtering av farlig avfall fra husholdningene. Dette medfører en kjøreetappe fra forbruker til innsamlingsløsning. Privatpersonene står fritt til å velge transportmiddel selv. I denne oppgaven er transportmidlene avgrenset til et kjøretøy av middels størrelse, med enten bensin, diesel eller elektrisitet som drivstoff. Det er hensiktsmessig å danne et bilde av hvordan bilparken for privatpersoner i Vesar og Remiks sitt system er fordelt, slik at vi kan velge riktig utslippsfaktor i SimaPro med best mulig kunnskapsgrunnlag.

I henhold til opplysningsrådet for veitrafikken, fordeler personbilbestanden i Norge seg på følgende måte, basert på drivstofftype: diesel (36,39%), bensin (26,91%), elektrisk (24,18%), ladbar hybrid (7,2 %) og hybrid (5,31%) (Opplysningsrådet for veitrafikken, 2024). Denne prosentvise fordelingen ble brukt som grunnlag for videre beregninger av hvilke transportmidler forbrukerne av innsamlingsløsningene bruker for å bringe det farlige avfallet til innsamlingsløsningen. Det antas at ikke-ladbar hybridbil vil benytte elektrisitet som drivstoff i liten grad, og derfor falle under samme utslippskategori som diesebil. Ladbar hybridbil antas å bruke elektrisitet som drivstoff i stor grad, og tilegnes derfor utslippsverdien for elektrisk bil.

I SimaPro modelleres persontransporten med tre prosesser fra Ecoinvent 3.9.1 cut-off-biblioteket. Modelleringen av bensinbil bruker prosessen «*transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5*», som gjenspeiler bilens brukspåvirkning. Prosessen inkluderer produksjon av drivstoff, gjennomsnittlig drivstofforbruk og utslipp, samt infrastruktur, som produksjon av vei og vedlikehold, slitasje på vei, bremses og dekk. Diesebil, inkludert ikke-ladbar hybrid, benytter prosessen «*transport, passenger car, medium size, diesel, EURO 5*», med samme egenskaper inkludert som for bensinbil.

Elbil modelleres med «*transport, passenger car, electric*». Inkludert i prosessen er bilen, batteri, vedlikehold, slitasje og elektrisitetskonsum for turen. Produksjon av elektrisitet, «*electricity, medium voltage, residual mix*», innebærer påvirkningene knyttet til produksjonen og distribusjonen av elektrisitet levert ved medium spenning fra den fysiske strømmiksen i landet. Med valgt område som Norge, innebærer dette en strømmiks i stor grad basert på vannkraft.

5.3.2 Renovasjonsbil

Vesar oppgir at renovasjonsbilen har en makslast på 6,5 tonn ved innsamling av farlig avfall. Verken Remiks eller Stavanger har oppgitt noen makslast for deres renovasjonsbil, og lik makslast for deres systemer legges til grunn. Ved innsamling antas det at fyllingsgraden starter ved null last og øker gradvis.

I SimaPro modelleres alle renovasjonsbilene ved prosessen “*transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO 5*”. I denne SimaPro-prosessen er det inkludert både en gjennomsnittlig lastfaktor, og et gjennomsnittlig estimat for dieselforbruk. Den gjennomsnittlige lastfaktoren er oppgitt til å være 3,29 tonn, eller 9,29 tonn om vekten av kjøretøyet inkluderes. Denne prosessen antas å være representativ for analysen som skal gjennomføres for innsamlingsløsningenes renovasjonsbiler. Det er oppgitt at renovasjonsbilene til Remiks og Stavanger kommune bruker diesel som drivstoff. For å modellere utslippene fra deres renovasjonsbiler, er det derfor kun nødvendig å inkludere antatt distanse kjørt av hver renovasjonsbil.

Det er oppgitt at Vesar sin renovasjonsbil bruker biogass som drivstoff, noe som må hensyntas i beregningen av utslippene som generes av renovasjonsbilen. Det finnes ikke en prosess i Ecoinvent 3.9.1 som har data for utslippene som forekommer når transportmidler bruker biogass som drivstoff. For å løse dette, er det forsøkt å modellere utslippene som forekommer ved produksjonen av biogassen som renovasjonsbilen bruker. Dette er gjort ved å bruke SimaPro modellen «*biogas*», hvor produksjonsprosessen er basert på anaerobisk fordøying av organisk materiale. Det neste steget er å beregne hvor mye biogass som brukes av renovasjonsbilen. For denne utregningen, antas et gjennomsnittlig forbruk på 0,38 l/km (Thompson, 2022), som multipliseres med den totale antatte distansen.

Det neste steget er å subtrahere utslippsverdien fra bruken av diesel som er inkludert i SimaPro-prosessen “*transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO 5*”. Ved å bruke Ecoinvent sin biblioteksfunksjon over hvilke utslippsdata som ligger i prosessen, oppgis et utslipp på 0,0473 CO₂-ekvivalenter per kg diesel. Ved å gange denne verdien med den totale antatte distansen som kjøres av Vesar sin renovasjonsbil, blir utslippsverdien for dieselene ved transportprosessen identifisert. Dette trekkes fra verdien som utslippsprosessen generer, og utslippsverdien for produksjonen av biogass inkluderes.

5.3.3 Kjøredistanser i innsamlingssystemene

Transportdistansene for de ulike innsamlingsløsningene er beskrevet i egne seksjoner under. Først vil antagelsene og metoden brukt for å utregne kjøredistansene beskrives. For å beregne kjøredistansene i systemene benyttes en kombinasjon av karttjenester, og matematiske utregninger. Hensikten er å kunne estimere gjennomsnittlige avstander for alle transportetappene i hvert system, som vil brukes for utregning av utslipp i innsamlingssystemene.

Vesar:

For å beregne kjøredistansene til privatpersonene i Vesar sin innsamlingsløsning, benyttes SSB sin karttjeneste. Det antas i analysene at områder med høy befolkningstetthet genererer mer avfall enn områder med lav befolkningstetthet. I denne antagelsen ligger forutsetningen om at miljøstasjonene i disse områdene fylles raskere, og må derfor tømmes oftere. Dette resulterer i at transportdistansene for privatpersonene og renovasjonsbilene må vektas tyngre i områder med høy befolkningstetthet, i forhold til områdene med lavere befolkningstetthet.

Kartlaget «*befolkningstetthet 250 m, 2023*» som inneholdt data om befolkningstettheten i Vestfold fylke ble brukt som grunnlag for å identifisere områder i fylket med høy befolkningstetthet. Områdene ble markert med et rødt punkt i kartlaget. Larvik, Tønsberg (med Færder) og Sandefjord var områder med betraktelig høyere befolkningstetthet enn resten av Vestfold. I henhold til Vestfold fylkeskommune, er det 256 432 innbyggere i Vestfold fylke (Vestfold fylkeskommune, 2024). For LCA-analysen, ble det valgt å vekte de tre nevnte byene i henhold til innbyggertall, mens de 32 resterende prosentene representerer områder i Vestfold med lavere befolkningstetthet. Ved å bruke polygon-verktøyet i SSB sin karttjeneste, avgrenset vi områder i byene nevnt over, hvor befolkningstettheten var desidert høyest. I tabell 1 vises det hvordan de ulike byene har blitt vektet i LCA-analysen basert på innbyggertall:

Sted	Vestfold	Sandefjord	Tønsberg	Larvik	Øvrig Vestfold
Innbyggertall	256 400	66 231	59 174	48 715	82 280
Vekting	100 %	26 %	23 %	19 %	32 %

Tabell 1: Vekting av transportdistanser i Vestfold fylke

Etter å ha vektet sonene i Vestfold fylke etter befolkningstetthet, var det neste steget å plote inn koordinatene til Vesar sine miljøstasjoner, som ble identifisert med blå punkter i kartlaget. Til slutt ble beliggenheten til Vesar sitt gjenvinningsanlegg plottet inn i kartlaget, og identifisert med et grønt punkt. Se vedlegg A for illustrasjon av kartlaget med alle punkter som brukes for utregning av distansene i Vesar sin innsamlingsløsning.

De første distansene som ble utregnet, var hvor langt privatpersonene i innsamlingsløsningene må transportere det farlige avfallet. For å gjøre dette, ble SSB sitt måleverktøy anvendt. Ved å trekke linjer fra punktene med høy befolkningstetthet, til nærmeste miljøstasjon, fikk vi estimer på forbrukernes transportdistanser. I tilfeller hvor det var flere punkter med høy befolkningstetthet i nærheten av en miljøstasjon, blir gjennomsnittet av de målte distansene brukt for videre beregninger. Resultatet av de utregnede distansene for hver sone presenteres under, i tabell 2:

Sted	Larvik	Tønsberg med Færder	Sandefjord	Øvrig Vestfold
Gjennomsnittlig kjøredistanse persontransport (km)	1,97	2,11	6,68	2,66
Tur-retur (km)	3,93	4,22	13,37	5,32

Tabell 2: Gjennomsnittlig kjøredistanse for priv.person per vektete sone for Vesar

Det neste steget var å beregne gjennomsnittlig transportdistanse for Vesar sin renovasjonsbil. Her ble igjen måleverktøyet til SSB brukt. Ved å måle i luftlinje distansene fra miljøstasjonene til Vesar sin gjenvinningsstasjon, ble det beregnet estimer for hvor langt renovasjonsbilen måtte kjøre for å tømme gjenvinningsstasjonene per vektet sone. I tabell 3 illustreres de beregnede distansene som renovasjonsbilene må kjøre for å tømme miljøstasjonene i hver sone:

Sted	Larvik	Tønsberg med Færder	Sandefjord	Øvrig Vestfold
Gjennomsnittlig kjøredistanse renovasjonsbil (km)	31,33	7,47	18,71	20,18
Tur-Retur (km)	62,66	14,94	37,42	40,36

Tabell 3: Distanse renovasjonsbil per vektet sone for Vesar

Via mailkorrespondanse med fagperson ansvarlig for å samle inn det farlige avfallet fra Vesar sine miljøstasjoner, ble det oppgitt at renovasjonsbilen gikk om lag 2000 km per måned. Denne informasjonen gjorde det mulig å anta hvor mange ganger i en måned renovasjonsbilen måtte tømme miljøstasjonen i hver vektet sone. I tabell 4 illustreres antall ganger renovasjonsbilen til Vesar tømmer miljøstasjonen i hver vektet sone:

Totalt antall km =	2000	Vekting	Antall ganger
Larvik (km)	62,66	19 %	2,4
Sandefjord (km)	37,42	26 %	3,3
Tønsberg (km)	14,94	23 %	3,0
Øvrig Vestfold (km)	40,36	32 %	4,1
Sum	155,38	100 %	12,9

Tabell 4: Antall ganger renovasjonsbilen til Vesar besøker hver vektet sone

Remiks:

For å beregne transportdistansene for Tromsø kommune sin innsamlingsløsning, brukes samme metodikk som ble anvendt for Vesar. Ved å bruke SSB sin karttjeneste, med kartlaget «befolkningstetthet 250 m, 2023», ble områder med høy befolkningstetthet identifisert og markert med et rødt punkt. Så ble Remiks sine innsamlingsstasjoner identifisert med blå punkt i kartet, og hovedanlegget med et grønt punkt, se vedlegg B for illustrasjon av kartlaget plottet med punkter av interesse.

I dialog med vår kontaktperson i Remiks, ble kjøremønsteret til den mobile innsamlingsstasjonen kartlagt. I løpet av en måned, kjørte den mobile innsamlingsstasjonen 622 km. Den mobile innsamlingsløsningen har 11 oppgitte destinasjoner den stopper på, slik at privatpersonene kan levere det farlige avfallet sitt. Stoppdestinasjonene ble plottet inn i kartet, og illustrert ved lilla punkter, se vedlegg B.

For å kartlegge hvor mange av forbrukerne som kjørte til den mobile innsamlingsløsningen ble det etablert en generell antagelse for analysen. Alle forbrukere som hadde over 500 meter til destinasjonen velger å kjøre avfallet med personbil. Ved å bruke måleverktøyet til SSB ble det målt distanser fra punktene hvor den mobile innsamlingsløsningen stoppet, til områder hvor det var høy befolkningstetthet. I punktene med høy befolkningstetthet som var nærmere enn 500 meter antas det at privatpersonene går, og dermed ekskluderes fra analysen for transportdistanser.

Stavanger kommune:

Stavanger kommune sin innsamlingsløsning av farlig avfall er en henteordning som innebærer at avfallsbehandler er ansvarlig for å hente farlig avfall direkte fra husholdningen. Dette betyr at det ikke er inkludert et persontransportledd i transportberegningene for analysen. Gjennom dialog med kontaktperson fra Stavanger kommune, ble kjøredistansen knyttet til innsamlingen av farlig avfall under rød-boks ordningen oppgitt. Ordningen innebærer at husholdningene kontakter kommunen for å avtale henting av sitt farlige avfall, noe som resulterer i varierende kjøredistanse fra måned til måned. Vår kontaktperson oppgir en gjennomsnittlig kjøredistanse for renovasjonsbilen på 2 636 km per måned i 2024.

5.4 Behandling av maling

I dette delkapittelet vil forutsetninger og antagelser som brukes i LCA-analysene for scenario 1: Behandling av malingsavfall, beskrives. I dette scenariet, inkluderes prosessene fra hver innsamlingsløsning, beskrevet i kapittel 5.3. Videre vil det inkluderes prosesser for sortering og behandling av malingsavfallet.

Transporten av malingsavfallet til behandlingsanlegget antas å forekomme i to etapper: fra gjenvinningsstasjon til sorteringsanlegg, og fra sorteringsanlegg til behandlingsanlegg. Alle transportetappene vil modelleres med SimaPro prosessen «*Transport, freight, lorry 16 – 32 metric ton, EURO 5*». Det antas at malingsavfallet transporteres med større lastebiler enn i innsamlingsløsningen.

Selve behandlingen av malingsavfallet modelleres med prosessen «*Treatment of waste emulsion paint, hazardous waste incineration*». Denne behandlingsprosessen brukes i analysene, da det ikke lyktes å anskaffe spesifikk data for behandling av malingsavfallet fra hver aktør i oppgaven. I denne behandlingsprosessen behandles malingen med teknologien fra et Sveitsisk HWI-anlegg med våt røykgass-skrubber og lav-støv SCR DeNox-fasilitet.

Denne behandlingsprosessen resulterer i produksjonen av 17,11 MJ termisk energi og 1,27 MJ elektrisitet per kg behandlet avfall, i henhold til Ecoinvent biblioteket (Ecoquery, u.å.). I denne analysen vil den produserte energien bli medregnet som besparte utslipp ved produksjon av ny energi. Dette gjennomføres ved å bruke de oppgitte verdiene nevnt for forbrenningsprosessen ovenfor og multiplisere dette med den funksjonelle enheten, 1 kg malingsavfall. Energien antas i denne sammenheng å erstatte norsk el-miks og fjernvarme basert på andre kilder enn fossilt brennstoff.

Det antas i alle analysene for behandlingen av malingsavfallet, at behandlingen forekommer i Porsgrunn. Det anerkjennes at dette kan medføre avvik fra virkeligheten, spesielt i analysene gjort for Remiks og Stavanger kommune, men denne antagelsen gjøres for å kunne hente ut verdier fra hvert scenario.

5.4.1 Maling – Vesar:

For transport av malingsavfallet til sorteringsprosessen, allokeres halvparten av malingsavfallet til Ragn-Sells sitt anlegg i Moss, og andre halvparten til Norsk Gjenvinning sitt anlegg i Oslo. Denne antagelsen gjøres etter dialog med Vesar, da de oppgir i mailkorrespondanse at noe av malingen sendes til Ragn-Sells, og noe til Norsk Gjenvinning. Det er ikke oppgitt informasjon om hvilke mengder eller type maling som sendes hvor. Materialflyten blir derfor modellert slik at 500 gram maling sendes til Moss, og 500 gram sendes til Oslo. Distansen for transportetappene er hentet ut fra google maps sitt kartverktøy.

5.4.2 Maling - Remiks og Stavanger kommune

Modellering av malingsbehandling for Remiks og Stavanger kommune gjøres på samme måte som forklart for Vesar i delkapittel 5.4.2. På grunn av manglende informasjon for hvor malingsavfallet sorteres, ekskluderes denne etappen fra analysene til begge aktørene. Som nevnt tidligere, antas det at malingsavfallet til begge aktørene blir behandlet på behandlingsanlegget i Porsgrunn, men behandlingsprosessen beskrevet i kapittel 5.4.

5.5 Behandling av alkaliske batterier

I dette delkapittelet vil forutsetninger og antagelser som brukes i LCA-analysene for riktig behandling av 1 kg alkaliske batterier beskrives. Dette inkluderer prosessene fra hver enkelt innsamlingsløsning allerede beskrevet i kapittel 5.3, til sortering og behandling.

Det antas i denne analysen at 85% av batteriets sink, plast og stål kan gjenvinnes ved riktig behandling (Klejnowska et al., 2023). Gjennom litteraturstudie, intervjuer og møter med fagpersoner er det forsøkt å danne et bilde av behandlingsprosessen til alkaliske batterier for aktørene i oppgaven. Det har ikke vært mulig å anskaffe nok konkret informasjon i henhold til hvor og hvordan batteriene sorteres og behandles. Det er derfor ikke mulig å medregne transportdistanser og energibruk for disse prosessene. For å kunne hente ut noen resultater fra dette scenariet, vil analysen kun ta utgangspunkt i utslipp fra innsamlingsprosessen i hver innsamlingsløsning. Det er disse utslippene som vil sammenliknes med unngåtte utslipp ved uttak av jomfruelige materialer fra LCA-analysen for alkaliske batterier.

For å gjennomføre en analyse for produksjonen av en kilo alkaliske batteri, brukes studien til Hamade et al. (2020). I denne studien er det oppgitt en overordnet materialiste for et alkalisk batteri, som er skalert opp for analysen som skal gjennomføres i denne studien. Det er forsøkt etter beste evne å finne materialer i Ecoinvent biblioteket som reflekterer den oppgitte materialisten i studiet. I tabellen under ligger den oppgitte materialisten, de oppskalerte mengdene og valg av prosesser for analysen:

Materiale	Prosent	Mengde (23 g)	Mengde (1 kg)	Prosess SimaPro
Lead	<0,04	0	-	<i>lead</i>
Zinc	16	3,68	17,02	<i>zinc</i>
Manganese Dioxide	37	8,51	39,36	<i>manganese dioxide</i>
Carbon	4	0,92	4,26	<i>graphite, battery grade</i>
Potassium Hydroxide	17	3,91	18,09	<i>potassium hydroxide</i>
Nickel Plated Steel	17	3,91	18,09	<i>selective coat, aluminium sheet, nickel pigmented aluminium oxide</i>
Brass	2	0,46	2,13	<i>brass</i>
Plastics	1	0,23	1,06	<i>polypropylene, granulate</i>

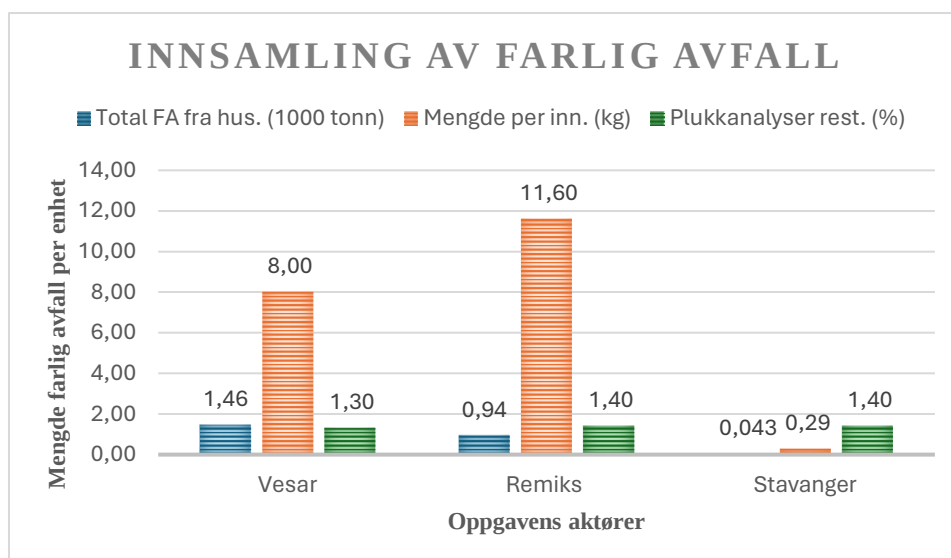
Tabell 5: Materialkomposisjon til en kilo alkaliske batterier (Hamade et al. 2020)

6. Resultater

I dette kapittelet skal resultatene fra oppgavens analyser presenteres og analyseres.

6.1 Innsamlingsgrad

Effektiviteten av de ulike innsamlingsløsningene for farlig avfall er avgjørende for å sikre miljømessig bærekraft, og beskytte folkehelse. I dette delkapittelet vil innsamlingsgraden og effektiviteten ved de forskjellige innsamlingsløsningene til Vesar, Remiks og Stavanger kommune analyseres. Figur 8 illustrerer ulik data for innsamlet mengde av farlig avfall fra de tre aktørene. Total mengde farlig avfall samlet inn fra hver husholdning, mengde per innbygger og prosentvis mengde farlig avfall i restavfallet. Denne dataen vil bli brukt som sammenlikningsgrunnlag for innsamlingsgrad og risikovurderinger av de tre innsamlingsløsningene.



Figur 8: Resultater fra mengdeanalyser av farlig avfall per aktør

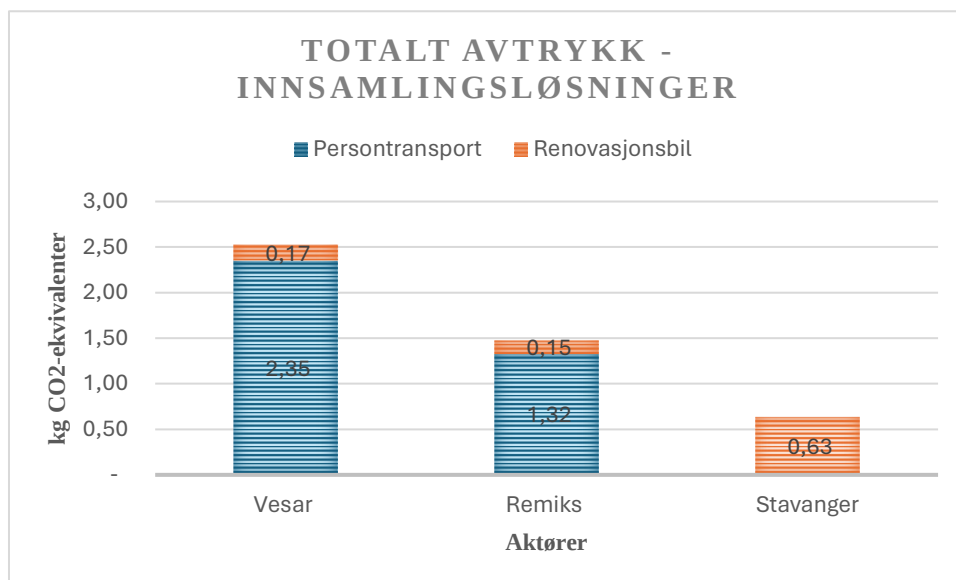
Først vil resultatene av totale mengde farlig avfall fra husholdningene presenteres. Det fremkommer av resultatene i analysen at Vesar er den innsamlingsløsningen som samler inn mest farlig avfall per år, med 1 463 tonn. Remiks samlet inn nest mest avfall med en total mengde tilsvarende 938 tonn fra husholdningene, og Stavanger kommune hadde minst innsamlet mengde, med om lag 42,62 tonn. At Vesar er innsamlingsløsningen som samler inn mest farlig avfall fra husholdningene hvert år, kan forklares i at deres innsamlingsløsning dekker et større område, og har ansvar for flest privatpersoner.

Ved å se på resultatene fra analysen for innsamlet mengde per privatperson, er det Remiks som samler inn den største mengden farlig avfall per person, med 11,6 kg. Vesar har nest størst innsamlet mengde med 8 kg per person, og Stavanger kommune får igjen de laveste resultatene i analysene, med 0,29 kg farlig avfall per person. Så langt indikerer resultatene at Stavanger kommune kan oppleve utfordringer med innsamlingseffektivitet og befolkningsengasjement i sin innsamlingsløsning.

De siste resultatene i analysene, er andel farlig avfall i restavfallet til de deltagende aktørene, hentet fra respektive plukkanalyser. Alle de ulike innsamlingsløsningene resulterer i en relativt lik prosentandel av farlig avfall i sitt restavfall. I Vesar sine plukkanalyser for 2023 utgjorde farlig avfall om lag 1,3% av den totale vekten i restavfallet. Både Remiks og Stavanger kommune oppgir at farlig avfall utgjør 1,4% av deres restavfall. Resultatene fra denne analysen viser at selv om det er forskjell i totale innsamlede mengder, og mengde per innbygger, kan kvaliteten og nøyaktigheten ved hver innsamlingsløsning være sammenliknbar.

6.2 LCA-Transportanalyse

Figur 9 illustrerer klimapåvirkning i hvert innsamlingsystem, uttrykt som kg CO₂-ekvivalenter per kg avfall innsamlet.



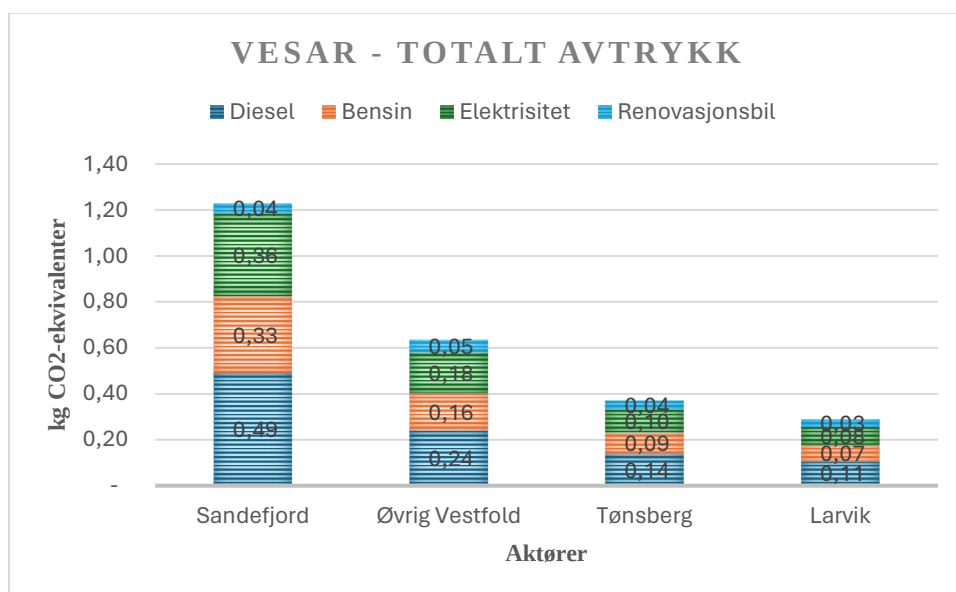
Figur 9: Totalt miljøavtrykk fra hver innsamlingsløsning i kg CO₂-ekvivalenter

Det ble gjennomført LCA-analyser for hver av innsamlingsløsningene i oppgaven, for å identifisere miljøpåvirkningen for innsamlingen av det farlige avfallet fra husholdningen. Hensikten med analysen var å identifisere likheter og ulikheter ved hver innsamlingsløsning, og i hvilke ledd av innsamlingen utslippene oppstår. Resultatene av LCA-analysene viste at Vesar er innsamlingsløsningen med den største miljøpåvirkningen, med et totalt avtrykk tilsvarende 2,52 kg CO₂-ekvivalenter. Remiks har innsamlingsløsningen med nest størst miljøpåvirkning, med 1,47 kg CO₂-ekvivalenter. Stavanger kommune sin innsamlingsløsning hadde den laveste miljøpåvirkningen, med 0,63 kg CO₂-ekvivalenter.

Ved å se på utslippene fra renovasjonsbilene i innsamlingsløsningene, viser resultatene at Remiks sin renovasjonsbil har lavest utslipp, med et totalt avtrykk tilsvarende 0,15 kg CO₂-ekvivalenter. Vesar sin renovasjonsbil har nest størst miljøpåvirkning, med 0,17 kg CO₂-ekvivalenter, og Stavanger kommune sin renovasjonsbil hadde en total miljøpåvirkning tilsvarende 0,63 kg CO₂-ekvivalenter.

Den største miljøpåvirkningen fra innsamlingsløsningene, er et resultat av persontransport for å levere det farlige avfallet til innsamlingspunktene. Dette utslippet kommer kun ved innsamlingsløsningene som anvender en bringeordning, og er årsaken til at Stavanger kommune sin innsamlingsløsning kommer såpass godt ut av LCA-analysen. Vesar har persontransportsleddet som resulterer i det største utslippet, med en total påvirkning på 2,35 kg CO₂-ekvivalenter. Remiks sitt persontransportsledd resulterer i en total påvirkning tilsvarende 1,32 kg CO₂-ekvivalenter.

6.2.1 LCA-analyse: Vesar



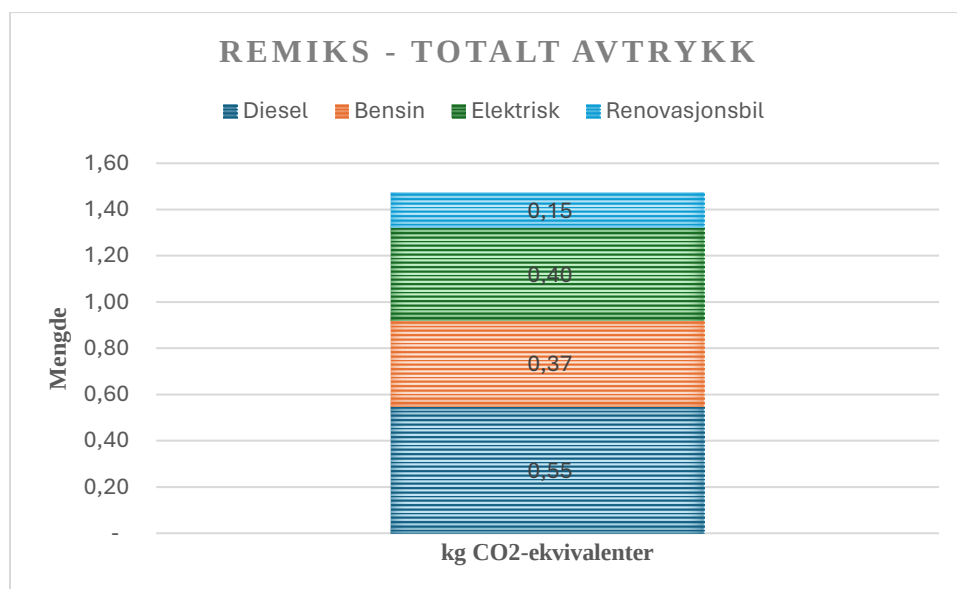
Figur 10: Resultater fra LCA-analysen for Vesar, per vektete sone

I figur 10 er resultatene fra miljøpåvirkningen til Vesar sin innsamlingsløsning, per vektete sone, som tidligere beskrevet i oppgaven. Vesar sin innsamlingsløsning har et samlet avtrykk tilsvarende 2,52 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet. Renovasjonsbilene utgjorde 7% av de totale utslippene i Vesar sin innsamlingsløsning, med et totalt utslipp på 0,17 kg CO₂-ekvivalenter. De resterende 93% av utslippene var et resultat av persontransporten for å levere avfallet til miljøstasjonen i innsamlingssystemet.

Analysen viser at den største andelen av Vesar sitt totale utslipp kommer fra avfallsinnsamlingen i Sandefjord. Denne sonen utgjorde en total mengde av 1,229 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet, tilsvarende 49% av den totale miljøpåvirkningen. Det høye utslippet kan forklares ved at det ikke er noen miljøstasjoner i de sentrale områdene til Sandefjord, noe som gjør at privatpersoner får en lengre distanse å kjøre for å levere avfallet.

Øvrig Vestfold står for den nest største miljøpåvirkningen, med 0,635 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet, tilsvarende 25% av den totale miljøpåvirkningen. Øvrig Vestfold preges av lange kjøredistanser for privatpersoner, basert på vektingsmetodikken som er anvendt i analysen. Dette forklarer den store andelen av utslippene som Øvrig Vestfold utgjør. Tønsberg og Larvik har relativt lave utslipp per funksjonelle enhet, og utgjør henholdsvis 15 og 11 prosent av de totale utslippene i Vesar sin innsamlingsløsning.

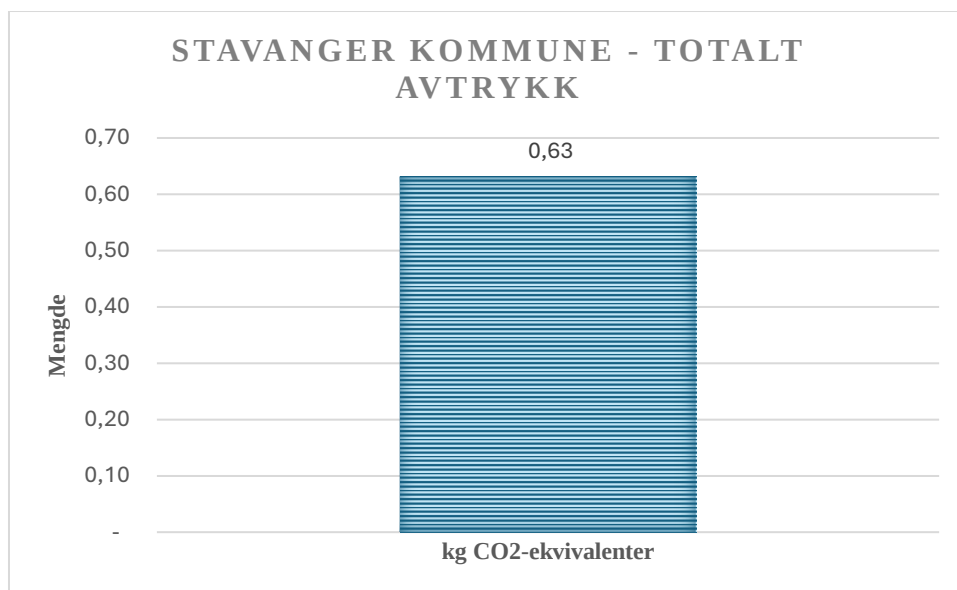
6.2.2 LCA-Remiks transportanalyse



Figur 11: Resultater fra Remiks sin LCA-analyse

Vedlagt er figur 11 som illustrerer resultatene for LCA-analysen for Remiks sin innsamlingsløsning. Innsamlingsløsningen har et samlet avtrykk tilsvarende 1,47 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet. Den mobile innsamlingsløsningen utgjorde omtrent 10% av de totale utslippene i Remiks sin innsamlingsløsning, med et utslipp på 0,15 kg CO₂-ekvivalenter. Persontransporten utgjorde de resterende 90% av utslippene, bestående av et totalt utslipp på 1,32 kg CO₂-ekvivalenter. Hvorav utslippene fordeler seg på diesel, bensin og elektrisk transport. Der de bidrar med henholdsvis 0,55 kg CO₂-ekvivalenter, 0,37 kg CO₂-ekvivalenter og 0,40 kg CO₂-ekvivalenter.

6.2.3 LCA - Stavanger kommune transportanalyse

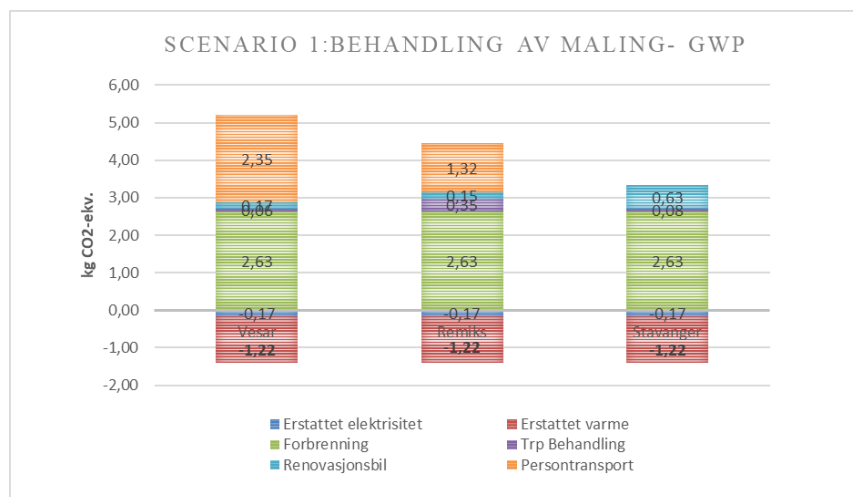


Figur 12: Resultat av innsamlingsløsning Stavanger kommune

Vedlagt er figur 12 som illustrerer resultatene fra LCA-analysen for Stavanger kommune sin innsamlingsløsning. Som nevnt tidligere i oppgaven, anvender Stavanger kommune en henteordning, hvor en renovasjonsbil kjører til privatpersonene og henter avfallet. Siden analysen kun fokuserer på renovasjonsbilen, og ikke medregner at privatpersoner kan kjøre avfallet til en miljøstasjon selv, presenteres resultatene fra analysen kun som et tall som representerer utslippene fra renovasjonsbilen. Stavanger sin rød-boks ordning har et totalt utslipp tilsvarende 0,632 kg CO2-ekvivalenter.

6.3 LCA-Maling

I dette avsnittet vises resultatene for behandling av 1 kg malingsavfall per fra husholdningen via et forbrenningsanlegg for farlig avfall. Inkludert i resultatene er innsamlingsløsningene til Vesar, Remiks og Stavanger kommune fra tidligere analyser. Aktørene presenteres etter tur for miljøpåvirkningskategorien klimapåvirkning.



Figur 13: Resultater fra LCA-analyse for behandling av 1 kg maling, per aktør

Behandling av malingsavfallet ved et forbrenningsanlegg, inkludert innsamlingsløsningen, har et samlet avtrykk for Vesar tilsvarende 5,22 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet. Innsamlingen av avfallet utgjorde om lag 48% av de totale utslippene knyttet til å behandle ett kg med malingsavfall. Videre transport til sorteringsanlegg, og fra sorteringsanlegg til behandlingsanlegg har et avtrykk tilsvarende 0,06 kg CO₂-ekvivalenter. Som kun utgjør i overkant av 1% av de totale utslippene.

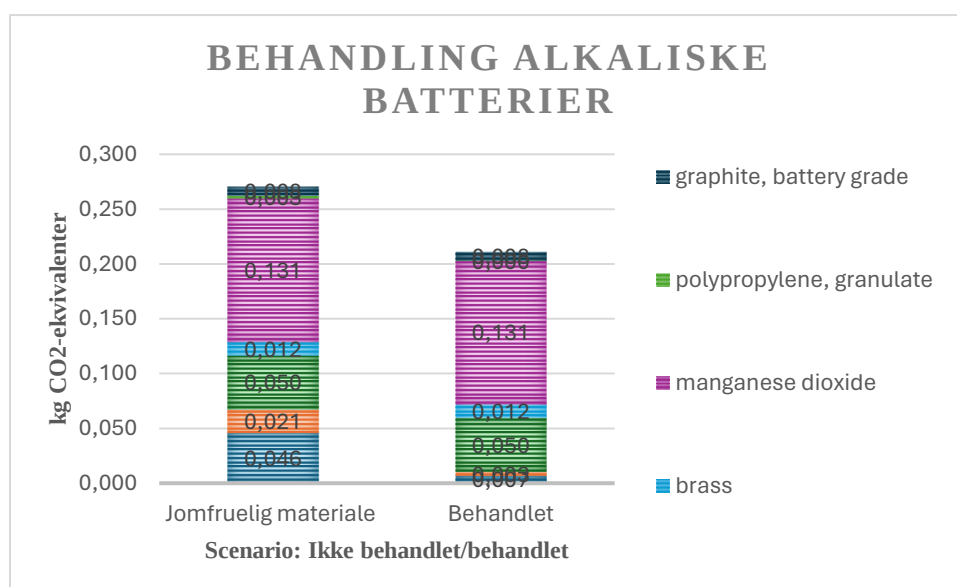
Forbrenning av malingsavfallet ses likt for alle analysene, da samme prosess er antatt, og har et avtrykk på 2,63 kg CO₂-ekvivalenter. Dette bidrar til i overkant av 50% av utslippene for Vesar sin løsning. Forbrenning av avfallet genererer elektrisitet og varme som kan erstatte produksjonen av ny energi. Dette ses likt for alle og har potensielle besparelser på 1,4 kg CO₂-ekvivalenter. Det gir et netto klimaavtrykk på 3,82 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet i Vesar sitt system.

Resultatene til Remiks har et samlet avtrykk lik 4,45 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet. Innsamlingen utgjør 33% av utslippene. Videre bidrar transport til sortering og behandling med 0,35 kg CO₂-ekvivalenter, tilnærmet 8% av utslippene. Dette skyldes den lengre kjøreavstanden antatt for Remiks, da alle andre transportforutsetninger er antatt likt for de tre aktørene. Forbrenning av malingsavfallet ses likt, men utgjør 59% av utslippene for

Remiks. Potensielle besparelser på 1,4 kg CO₂-ekvivalenter gir et netto klimaavtrykk på 3,05 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet.

Stavanger kommune har det laveste klimafotavtrykket med et samlet avtrykk lik 3,34 kg CO₂-ekvivalenter per funksjonelle enhet. Dette skyldes deres innsamlingsløsning, en bringeordning, som ikke har noen persontransport, da persontransporten i stor grad bidrar til klimaavtrykket for Vesar og Remiks. Innsamlingen bidrar til nesten 19% av utslippene og videre transport med 2%. Forbrenning utgjør i dette alternativet nærmere 79% av utslippene, og med potensielle besparelser blir netto klimaavtrykk 1,94 kg CO₂-ekvivalenter for Stavanger kommune.

6.4 LCA-Alkalisk Batteri

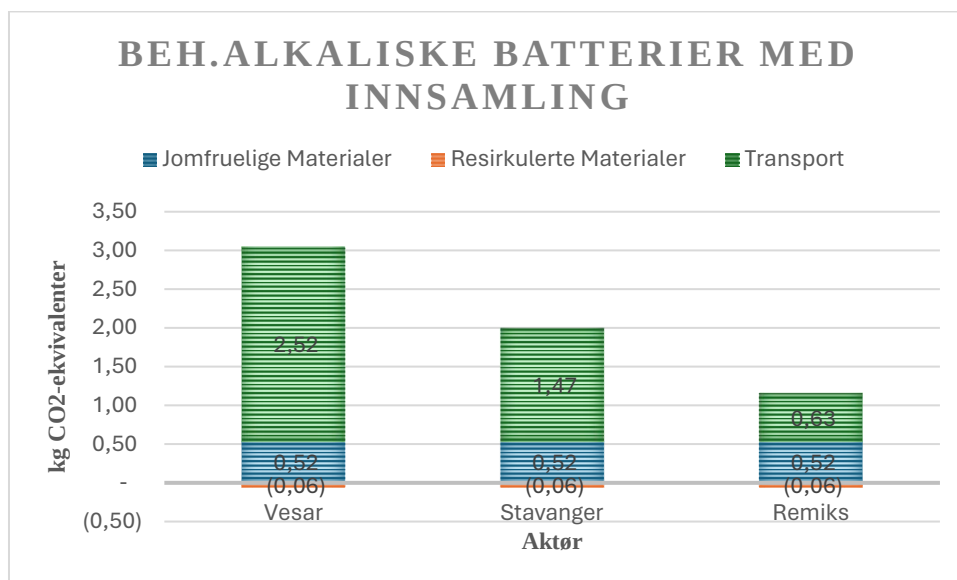


Figur 14: Resultat LCA-analyse for produksjon av alkaliske batterier med/uten gjenvinning

Figur 14 illustrerer forskjellen på utslipp for produksjon av en kilo alkaliske batterier, med og uten gjenvunnet råmaterialer. For å gjennomføre denne analysen ble data fra studien til Hamade et al. (2020) brukt. Studien inneholdt både materialkomposisjonen til et alkalisk batteri, og potensiell gjenvinningsgrad for de ulike materialene.

LCA-analysen for produksjonen av en kilo alkaliske batterier resulterte i om lag 0,270 kg CO₂-ekvivalenter. I analysen for behandlingen av alkaliske batterier, antas det at sink, plast og stål i batteriene resirkuleres med en gjenvinningsgrad tilsvarende 85%. Ved behandlingen av batteriene vil derfor kun 15% av miljøbelastningen til sink, plast og stål i batteriet medregnes. Da fikk batteriene et nytt resultat på 0,211 kg CO₂-ekvivalenter, som er en reduksjon i miljøutslipp tilsvarende 21,8%.

Sammenstillingen av de to analysene viser viktigheten ved gjenvinningen av alkaliske batterier. Som nevnt tidligere, var det ønskelig å sammenlikne miljøbesparelsene ved riktig behandling av batteriene med utslippene ved innsamlingsløsningene. Resultatene fra denne sammenlikningen viser at utslippene ved innsamlingen av batteriene er betraktelig høyere enn nytten ved riktig behandling, dette illustreres i figur 15.



Figur 15: Behandling av alkaliske batterier, med utslipp fra innsamlingsløsning

Ved å sammenstille dataen fra det resirkulerte alkaliske batterier med utslippsdataen fra innsamlingsløsningen, gir dataen perspektiv på nytten ved resirkulering mot utslipp av innsamlingen av batteriene for resirkuleringen. Her viser resultatene at utslippene ved å samle inn batteriene er langt høyere enn nytten ved gjenvinning, per funksjonelle enhet for analysene.

7. Diskusjon

I dette kapitlet vil de signifikante funnene fra oppgaven analyseres og diskuteres. Resultatene presentert i forrige kapittel viste variasjon i innsamlede mengder farlig avfall og i CO2-utslipp for innsamlingsløsningene. Her vil vi utforske de underliggende årsakene til variasjonene, sammenlikne med eksisterende litteratur og reflektere over variasjonenes miljømessige konsekvenser. Videre vil vi vurdere styrker og begrensninger ved de anvendte metodene og tilnærmingene i oppgaven, og diskutere oppgavens utfordringer og retninger for fremtidig forskning.

7.1 Innsamlingsgrad og effektivitet

For å sammenlikne innsamlingsgrad og effektivitet ved løsningene, ble det gjennomført analyser på tre kvantifiserbare aspekter ved hver løsning: total mengde farlig avfall samlet inn fra husholdningene, generert mengde per innbygger, og prosentvis farlig avfall i restavfallet.

Å analysere de nevnte punktene er sentralt for å identifisere nåværende prestasjoner ved hver innsamlingsløsning og identifisere områder ved løsningene som kan forbedres. Innsamlingssystemene vil sammenliknes med relevante benchmarks og eksisterende litteratur for å beslutte om observasjonene i denne oppgaven støtter eller motstrider eksisterende litteratur. Til slutt vil diskusjonen omfatte en generell evaluering av metodene og strategiene som brukes i innsamlingsløsningene, og vurdere hvor effektive de er mot logistiske, og demografiske faktorer.

Det er interessant å se nærmere på hvorfor Vesar samler inn mer totalt farlig avfall fra husholdningen, og Remiks samler inn mest avfall per innbygger. Det er også interessant å diskutere hvorfor analysen resulterer i tilsynelatende dårlige resultater for Stavanger kommune. Årsaken til at Vesar samler inn mest totalt farlig avfall er som nevnt tidligere i diskusjonen hovedsakelig et resultat av at innsamlingsløsning dekker det største området, med flest innbyggere. Andre variabler som kan påvirke dette, er sosiale og sosioøkonomiske faktorer som befolkningssammensetning og inntektsnivåer.

Remiks sin innsamlingsløsning er i likhet med Vesar basert på en bringeordning. Hovedforskjellen ved innsamlingsløsningen deres er at Remiks har en kombinasjon av mobil og stasjonære innsamlingspunkter, i forhold til Vesar som kun har stasjonære innsamlingspunkter. Kombinasjonstilnærmingen til Remiks kan være en av årsakene til at de har en så stor innsamlet mengde per innbygger. Remiks løser utfordringen ved en krevende topografi som kunne skapt lange kjøredistanser ved å tilby et fleksibelt innsamlingspunkt som privatpersonene kan anvende ved behov. Kombinasjonsløsningen er godt designet, og maksimerer brukervennlighet og tilgjengelighet for privatpersonene. Dette kombinert med gode informasjonskampanjer kan skape et stort samfunnsengasjement hos privatpersoner, som gjør de tilbøyelige til å gjøre en større innsats for sortering og levering for det farlige avfallet.

Årsaken til at Stavanger kommune får tilsynelatende dårlige resultater i analysene for total innsamlet mengde farlig avfall fra husholdningen og mengde farlig avfall per privatperson, kan skyldes flere sammensatte årsaker. Rød-boks ordningen kan ha begrensninger i forhold til kapasitet og frekvens ved tømming. Hvis boksene raskt fylles opp, og tømmes sjeldent, vil dette

redusere mengden farlig avfall privatpersonene kan levere via innsamlingsløsningen. Det kan også være lav kunnskap blant privatpersonene om hvordan løsningen fungerer, og hvordan de bestiller henting. En annen årsak kan være komplisert logistikk for renovasjonsbilen. Innsamlingen av avfallet for hele Stavanger kommune kan medføre omfattende koordinering da det er stort geografisk område som skal dekkes. I tillegg til dette, vil avfallsinnsamler være avhengig av at husholdningene melder fra når boksen er full, og setter boksen ut på rett sted til rett tid. Resultatene kan tyde på at innbyggerne i større grad anvender de stasjonære miljøstasjonene ved Forhus og Sele for å deponere det farlige avfallet fra husholdningen.

For å forstå de observerte forskjellene for innsamlingsgrad og effektivitet ved de ulike innsamlingsløsningene, er det viktig å sette resultatene fra analysen i en litterær kontekst. Oppgavens analyser viste at innsamlingsløsningene basert på en bringeordning resulterte i både en større total mengde innsamlet farlig avfall fra husholdningene, og større mengder farlig avfall per person enn henteordningen. Wagner konkluderte i sin studie fra 2013 med at «fortausinnsamling» er den foretrukne innsamlingsløsningen for farlig avfall fra husholdningen, da det resulterer i økt sortering og innsamlet mengde (Wagner, 2013). Resultatene fra oppgavens analyser motstrider til dels Wagner sin konklusjon, da henteordningen får relativt svake resultater sammenliknet med bringeordningene.

I en kontrast til dette, er en trend i resultatene for bringeordningene at jo mer tilgjengelig innsamlingspunktene er, desto mer effektiv er innsamlingsløsningen. Dette funnet støtter derimot opp mot både Wagner sin konklusjon, og konklusjonene gjort i Bernstad et al. sin studie i 2011. De konkluderte i likhet med Wagner at jo nærmere et innsamlingspunkt var husholdningene, desto bedre ble sorterings-, og innsamlingsgraden av det farlige avfallet.

I henhold til mengde farlig avfall per person, viser våre resultater at privatpersonene i innsamlingsløsningene som er analysert, har betraktelig større genert mengde farlig avfall enn hva tidligere litteratur tilsier. Studien til Gu et al. som ble gjennomført for en kinesisk by i 2014, konkluderte med at husholdningene generer 6.16 gram farlig avfall per dag, tilsvarende 2,24 kg per år (Gu et al., 2014). Resultatene i våre analyser indikerer et spenn fra 0,29 – 11,6 kg levert avfall per innbygger per år, noe som er betraktelig høyere enn Gu et al. sine resultater. Det må riktignok anerkjennes at våre resultater viser kun levert mengde, og ikke generert mengde.

Det er også viktig å vurdere og erkjenne begrensninger og svakheter ved dataen som er brukt i analysene. I dette avsnittet vil kritiske faktorer som kan påvirke nøyaktigheten og relabiliteten til resultatene fra analysene.

Den største usikkerheten i resultatene, er at det er en variasjon mellom type datasett som er anvendt for å beregne resultatene. Med dette menes det at noe av dataen har opprinnelse som private datasett og noe hentes fra offentlige tilgjengelige dokumenter. I tilfeller hvor det er mangel på data, er det brukt datasett fra tidligere år. Disse utfordringene utredes videre under.

For Vesar er mengdedataen deres hentet ut fra deres publiserte årsrapport for 2022, og denne dataen ble brukt for å hente ut total mengde farlig avfall behandlet fra husholdningen, og mengde farlig avfall per innbygger. Dataen for andelen farlig avfall i restavfallet er hentet ut fra interne plukk-analyser gjennomført i 2023 av Vesar.

For Remiks, er dataen for total mengde farlig avfall behandlet fra husholdningen hentet ut fra private datasett fra Remiks. Dataen her er basert på mengder fra 2022, og mengden farlig avfall per privatperson er også beregnet ut fra dette datasettet. I likhet med Vesar, er dataen for andel farlig avfall i restavfallet hentet ut fra plukk-analyser gjennomført i 2023 fra Remiks.

Dataen for Stavanger kommune sin innsamlingsløsning, er i likhet med Remiks basert på private datasett fra Stavanger kommune, som har hentet ut data fra Hentavfall.no. Både mengden farlig avfall fra husholdningen, og mengde farlig avfall per privatperson er beregnet med 2023-verdier fra dette datasettet. Dataen for plukk-analyser av restavfallet til innbyggerne i Stavanger kommune, er hentet ut fra IVAR sine datasett, hvor den nyeste dataen tilgjengelig stammer fra 2018.

De store variasjonene i datasettene som blir brukt, med en høy grad av variasjon mellom interne og offentlig publiserte data, svekker sammenlikningsgrunnlaget for dataen. Det er vanskelig å identifisere om dataen er beregnet med samme grunnlag, og dette kan være årsaken til de store variasjonene i resultatene. Videre svekker variasjonen i årsbasis for dataen sammenlikningsgrunnlaget ytterligere. Det er forsøkt å bruke både ny data for analysene, og data fra samme år, men dette har ikke vært mulig gjennom hele analysen.

7.2 Klimaeffekt innsamlingsløsninger

I dette avsnittet vil resultatene og forutsetningene for LCA-analysene gjennomført for transport av avfallet analyseres og diskuteres.

Det er usikkerheter knyttet til antagelsene om gjennomsnittlige kjøredistanser for persontransporten. For å anslå hvor langt privatpersonene i Vesar og Remiks sine innsamlingsløsninger må kjøre, er det beregnet distanser basert på området med høy befolkningstetthet, og innsamlingspunkter, se tidligere forklaring i kapittel 5.3. Selv om gjennomsnittlige beregninger ofte anses som representative for større utvalg, er det ikke gitt at det gir det mest realistiske utfallet i praksis. Parametere som topografi og utforming av veier gjør at å beregne distanser via luftlinje fører til avvik fra det reelle scenariet. Det antas derfor at det er størst avvik i beregningene gjort for Remiks, på grunn av den kompliserte topografien i Tromsø, og spredningen i befolkningstettheten. Dette gjelder også for beregningene gjennomført for privatpersonene i Vesar, men her antas det at avvikene er noe mindre enn de potensielt er for Remiks. Siden forutsetningene for beregning er basert på samme metode, anses eventuelle avvik som konsistente for begge innsamlingsløsningene.

En annen forutsetning som kan påvirke resultatene fra analysene, er antagelse om at bilparken for privatpersonene i Vesar og Remiks sine innsamlingsløsninger er lik. Det anvendes en prosentvis fordeling for drivstofftypene diesel, bensin og elektrisitet, som antas lik for begge analysene. I realiteten vil det nok være en høyere konsentrasjon av elbiler i sentrale områder, med høy befolkningstetthet og mer utviklet infrastruktur egnet for elektrisk oppladning. Det kan derfor antas at det i virkeligheten vil være en større andel privatpersoner som bruker elbil i Vesar sin innsamlingsløsning, og en lavere andel privatpersoner som bruker elbil i Remiks sin løsning.

Ved å se på resultatene for utslipp fra renovasjonsbilene i hvert system, er det store variasjoner i verdiene for hver innsamlings løsning. Dette forklares ved at det er store variasjoner i distansen som renovasjonsbilene kjører hver måned. Remiks sin mobile innsamlingsløsning kjører total 622 km per måned, noe som er betraktelig mindre enn Vesar og Stavanger kommune sine renovasjonsbiler, som kjører henholdsvis 2000 og 2636 km per måned.

Remiks og Stavanger kommune sine renovasjonsbiler bruker diesel som drivstoff, mens Vesar bruker biogass. Her vises effekten av Vesar sitt miljøtiltak ved å anvende biogass, da deres renovasjonsbil har substansielt lavere miljøpåvirkning enn Stavanger kommune sin renovasjonsbil. Ved å bruke biogass som drivstoff i sine renovasjonsbiler vil Stavanger kommune og Remiks kunne redusere utslippene ved sine innsamlingsløsninger, dette er spesielt relevant for Stavanger kommune, da det er deres renovasjonsbil som kjører lengst av alle innsamlingsløsningene.

Det vises i Vesar sine resultater at det er Sandefjord som er området som resulterer i størst miljøpåvirkning ved innsamling av det farlige avfallet. Som nevnt i resultatene, er dette et resultat av at det ikke er noen innsamlingspunkter innenfor det vektete området som er avgrenset for Sandefjord, noe som resulterer i lange kjøredistanser. En naturlig anbefaling basert på resultatene vil derfor være at Vesar utplasserer miljøstasjonene for Sandefjord mer sentralt for området, slik at kjøredistansene for privatpersonene reduseres. Det er likevel viktig å anerkjenne at det kan være antagelser i våre beregninger, for eksempel hvordan området «Sandefjord» er avgrenset og vektet, som påvirker resultatene og kan avvike fra den reelle situasjonen.

Det vektete området «Øvrig Vestfold» har også betydelig miljøpåvirkning i Vesar sin innsamlingsløsning. Her er det igjen utslippene fra persontransport som er opprinnelsen til de største utslippene. Det hadde vært interessant å se hvordan denne påvirkningen hadde endret seg hvis Vesar hadde implementert en liknende «mobil innsamlingsløsning» slik som Remiks bruker for områdene med mindre befolkningstetthet. Gitt det lave utslippet fra deres renovasjonsbil på grunn av bruken av biogass som drivstoff, antas det at dette kunne redusert utslippene for dette vektete området betraktelig.

For Remiks sine privatpersoner, er distansene utregnet med utgangspunkt i hvor den mobile innsamlingsløsningen beveger seg, og en antagelse om at områder med høy befolkningstetthet over 500 meter unna innsamlingspunktet bruker transportmiddel for å levere avfallet. Dette utelater privatpersonene som ikke er i nærheten av hvor den mobile innsamlingsløsningen beveger seg, og Remiks sine distanser er nok større i virkeligheten enn hva som inkluderes i analysen. Den samme utfordringen gjelder for Stavanger kommune, da det er kun data fra henteordningen deres som analyseres. Hvis analysen hadde inkludert distansene privatpersonene må kjøre for å levere det farlige avfallet ved Forhus og Sele gjenvinningsstasjon, ville deres miljøpåvirkning vært større.

7.3 LCA-Maling

I dette kapitlet skal miljøeffektene fra innsamling og behandling av malingsavfall analyseres og diskuteres. Resultatene fra analysene som er gjennomført i scenario 1 vil belyses i henhold til styrker og svakheter, og til slutt bli satt i en litterær kontekst.

Hensikten med analysene i scenario 1 var å identifisere de positive miljøeffektene ved korrekt behandling av malingsavfallet, og sammenlikne de med de negative miljøeffektene som følger innsamlingen og behandlingen av malingsavfallet. Analysen baseres på samme funksjonelle enhet som tidligere i oppgaven, spesifisert for en kilo malingsavfall. Analysens systemgrenser inkluderer fra avfallet blir levert av privatpersoner, til det sluttbehandles med potensiell energiutvinning. Det var ønsket at analysen skulle gi vurderingsgrunnlag for om det var hensiktsmessig å behandle malingsavfallet på korrekt måte, eller om det var større miljøpåvirkning i innsamlings-, - og behandlingsprosessene enn nytte.

Det første steget var å kartlegge materialflyten til malingsavfallet fra det var samlet inn, til det var ferdig behandlet. Her kom analysens første utfordring, da det var problematisk for aktørene i oppgaven å redegjøre for hvor malingen ble sendt etter den var samlet inn, og hvordan den ble behandlet. Vesar fortalte at deres malingsavfall ble sendt til to eksterne aktører for videre sortering, men hadde ikke konkret data på hvilken type maling som ble sendt hvor, og hvor mye mengder det var snakk om. Remiks og Stavanger kommune kunne dessverre hverken oppgi hvor malingsavfallet ble sendt for sortering eller behandling.

I befaringen ved Rangs Sells sitt sorteringsanlegg for farlig avfall, ble det gitt informasjon om behandlingsprosessene for malingsavfall. De fortalte at maling og tilhørende emballasje separeres, kvernes og som regel forbrennes. Det var dessverre ikke mulig å oppgi hvor malingsavfallet ble behandlet konkret, da det var tre ulike behandlingsanlegg i Sverige, Porsgrunn og Kristiansand som håndterte malingsavfallet til Ragn Sells. Den manglende dataen for behandling av avfallet antas å skyldes en kombinasjon av konfidensialitet, og et symptom av en fragmentert næring. Videre spørsmål til oppgavens aktører, og ytterligere intervjuer ga dessverre lite konkret informasjon som kunne brukes direkte i scenarioets analyser.

Det neste steget var dermed å forankre det lille av informasjon som var akkumulert via intervjuer og faglitteratur, for å utforme analysen. Det var gjort en håndfull LCA-analyser på maling i tidligere studier, men dessverre under andre systemgrenser, noe som gjorde at resultatene ikke var relevante for våre analyser. Det ble også tydelig at nesten alle tidligere studier for behandling av maling, brukte verdier fra et LCA-bibliotek som var spesialutformet for malingsbehandling. Dette biblioteket var dessverre ikke tilgjengelig i vårt program, så selv i tilfeller hvor verdier og mengder var oppgitt, var det ikke mulig å overføre resultatene fra studiene inn i våre modeller.

På grunn av utfordringene nevnt over, ble analysen for innsamling og behandling av maling tilpasset hva som var tilgjengelig av data. Dette muliggjorde utforskningen av generelle trender i behandlingen av malingsavfall, selv om det ikke ble mulig å kvantifisere alle prosessene som inngikk i innsamlingen og behandlingen.

Analysene for behandlingen av malingsavfallet, viste et resultat tilsvarende 2,63 kg CO₂-ekvivalenter per kg maling behandlet. Denne verdien er betraktelig høyere enn hva tidligere studier har resultert i. Friki et al. fant i sin studie fra 2015 at forbrenningen av malingsavfallet resulterte i 0,77 kg CO₂-ekvivalenter per kg. Dette avviket kan forklares ved at Friki et al. sin analyse omhandler forbrenning av farlig avfall generelt, mens verdiene fra våre analyser er spesifikt for forbrenningen av farlig malingsavfall.

Svakhetene og usikkerhetsmomentene ved denne analysen omhandler i stor grad mangel på data. SimaPro sine prosesser for forbrenning av farlig avfall er basert på vannbasert maling, og prosessene for erstattet varme og elektrisitet er også å regne som generelle. Behandlingen av malingsavfallet kunne blitt modellert mye grundigere dersom datagrunnlaget hadde vært bedre. Da hadde det kunnet blitt gjennomført analyser for alle energikrevende prosesser for behandlingen, og miljøskaden ved komposisjonen av stoffene i malingen.

7.4 LCA-Alkaliske Batterier

I dette avsnittet, skal de miljømessige implikasjonene ved riktig behandling av alkaliske batterier diskuteres. Resultatene fra analysene gjennomført i kapittel 6.4 av oppgaven vil diskuteres i henhold til styrker, svakheter og litterær kontekst.

Analysen på riktig behandling av alkaliske batterier hadde som hensikt å identifisere de positive effektene ved behandlingen av alkaliske batterier, for hver innsamlingsløsning som er analysert i oppgaven. Analysen skulle gjennomføres i henhold til oppgavens funksjonelle enhet (avfallsbehandling av en kilo alkalisk batteri), begynne da privatperson kaster batteriene, og slutte når batteriet var ferdig behandlet. En slik analyse ville gitt grunnlag til å vurdere om behandlingen av batteriene resulterte i mer positive effekter enn de negative effektene som innsamlingen og behandlingen av batteriene medfører.

Gjennom hele analysen, var den største utfordringen å kartlegge materialflyten fra de alkaliske batteriene var innsamlet, til batteriene var ferdig behandlet. Det var ønsket å identifisere alle prosesser og energibruk som inngikk i å behandle de alkaliske batteriene fra husholdningen, noe som ikke lot seg gjøre. Det ble tidlig i utformingen av analysen belyst at avfallsinnsamler ikke har oversikt over hva som skjer med batteriene etter det blir sendt til sortering og behandling. For å løse denne utfordringen, ble det gjennomført en rekke intervjuer, deriblant med batteriretur og Norsirk. I intervjuene ble materialflyten til batteriene noe mer oppklart, men informasjonen som ble gitt var konfidensiell, og kunne ikke brukes i oppgavens analyse.

Befaringen til Ragn Sells sitt sorteringsanlegg for farlig avfall belyste sorteringsprosessen for batterier. Dette var en manuell prosess, og grovsorterte batteriene etter batteritype. Under befaringen ble det igjen forsøkt å utrede hvor batteriene ble sendt til behandling, uten svar. For å løse problematikken rundt mangel på informasjon, ble det forsøkt å identifisere relevant litteratur rundt behandlingen av alkaliske batterier, med spesielt fokus på behandlingsprosesser i Europa. Igjen viste det seg å være få studier med LCA-metodikk for behandlingen av alkaliske batterier, spesielt i Europa.

Dette medførte at analysen for behandlingen av alkaliske batterier kun kunne se på nytten ved å unngå uttak av jomfruelige materialer, uten at noen behandlings, - eller transportprosesser er med i analysen. Dette svekker resultatene fra analysene, da resultatene i liten grad viser hva som kreves av energi og ressurser for å behandle et alkaliske batterier. Det var en antagelse om at resultatene ville vise at det tilsynelatende ikke er hensiktsmessig å behandle batterier, i henhold til klimapåvirkning. Det var allikevel antatt at om resultatene belyste andre miljøpåvirkningskategorier, som for eksempel arealbruk, terrestrisk, - og marin økotoksisitet, ville den reelle nytten for riktig behandling kommet tydeligere frem. Det er besluttet å ikke se på andre påvirkningskategorier for denne analysen, da den er mangelfull, og resultatene er for svake til at de kan antas å ha en reell verdi.

8. Konklusjon og videre forskning

8.1 Konklusjon

Denne studien har utforsket ulike innsamlingsløsninger for farlig avfall fra husholdningen, og vurdert deres effektivitet og miljøpåvirkning. Ved å bruke en funksjonell enhet som måler innsamlingen av en kilo farlig avfall, har studien identifisert betydelige forskjeller ved innsamlingsløsningenes miljøpåvirkning og effektivitet.

Resultatene fra analysene viser at en tilpasset tilnærming for innsamlingen av det farlige avfallet, som hensyntar lokale forhold og ressurser, er avgjørende for å optimalisere løsningens effektivitet og redusere miljøpåvirkningen. Analysene viser også at det ikke bare er innsamlingsløsningenes tekniske aspekter som påvirker effektiviteten, men også privatpersoners engasjement og bevissthet rundt farlig avfall.

Det er stor variasjon i resultatene for total mengde farlig avfall innsamlet, og mengde farlig avfall per privatperson. Plukk-analysene viser likevel at det er en tilnærmet lik andel farlig avfall i restavfallet ved hver innsamlingsløsning, noe som indikerer at effektiviteten er tilnærmet lik i hver løsning. Det antas at de store avvikene i resten av mengdeanalysene er et akkumulert resultat av variasjon i datasett og metoder for måling av mengder.

Studien har påvist at henteordninger med direkte innsamling av farlig avfall fra privatpersoner er innsamlingsløsningene med lavest miljøpåvirkning, sammenliknet med løsninger som krever at privatpersoner selv leverer avfallet. Dette understreker viktigheten ved å optimalisere innsamlingsløsningene slik at privatpersoners transportdistanse blir redusert i størst mulig grad for løsningene, da dette er leddet som resulterer i størst miljøpåvirkning.

Videre er det nødvendig med forbedret og mer systematisk datainnsamling for å få nøyaktige målinger av innsamlede avfallsmengder i hvert ledd av innsamlingsløsningen, og overvåke effektiviteten av innsamlingsløsningene over tid. I oppgaven anbefales det også at avfallsinnsamlere ikke bare fokuserer på innsamlingen, men også engasjerer seg aktivt i behandlingen av avfallet, noe som krever bedre samarbeid og kunnskapsdeling innen avfallsbransjen.

Studien har belyst både utfordringer og muligheter ved innsamlingen av farlig avfall fra husholdningen. For fremtiden vil det være avgjørende med mer forskning og utvikling som kan lede til mer bærekraftige innsamlingsløsninger.

8.2 Videre forskning

Gjennom arbeidet med oppgaven er det berørt flere ting som kan være aktuelt for videre analyser.

Det er stort potensiale for å forbedre analysene gjennomført for innsamlingsløsningene. Ved å gjennomføre månedlig datainnsamling for hvert ledd i innsamlingsløsningene, vil resultatene reflektere den reelle situasjonen i større grad. Dette vil gjøre det mulig å gi mer konkrete anbefalinger for optimalisering av hver innsamlingsløsning.

I denne studien er det laget LCA-modeller for produksjonen og behandlingen av både maling og batterier. Disse modellene har potensiale for utvidelse, ved å inkludere energibruk, behandlingsprosesser og transportetapper. Det vil være essensielt å kartlegge avfallsproduktenes materialflyt, da det er lite tilgjengelig litteratur for både innsamlingen og behandlingen av farlig avfall i Norge. Det er store usikkerheter til representativiteten for analysene gjort for batterier og maling. En viktig del av videre forskning vil være å forbedre og kvalitetssikre datagrunnlaget som analysene bygger på.

Det er kun sett på miljøpåvirkningskategorien global oppvarming for alle analysene. For å få et bedre bilde på den reelle effekten av innsamling og behandling av farlig avfall, ville det vært interessant å se på flere miljøpåvirkningskategorier. Dette ville vært spesielt interessant for de mer spesifikke analysene i studien, behandlingen av maling og alkaliske batterier. Komposisjonen i disse avfallsproduktene kan gi utslag i andre miljøpåvirkningskategorier, og gi et bedre bilde av konsekvensene om avfallet ikke behandles riktig.

Referanser:

- Avfall Norge. (u.å.-a). *Avfallsforskriften*. Avfall Norge. Hentet 8. mars fra <https://avfallnorge.no/om-bransjen/avfallsforskriften>
- Avfall Norge. (u.å.-b). *Forurensningsloven*. Avfall Norge. Hentet 10. februar fra <https://avfallnorge.no/om-bransjen/forurensningsloven>
- Basel Convention. (2011). *Basel Convention Overview*. Hentet 10. mars fra <https://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx>
- Batteriretur. (u.å.). *Generell informasjon. Enkelte batterier kan kreve spesiell håndtering som avfall*. Hentet 12. april fra <https://batteriretur.no/generell-informasjon/>
- Bernstad, A., Jansen, J. I. C. & Aspegren, H. (2011). Property-close source separation of hazardous waste and waste electrical and electronic equipment – A Swedish case study. *Waste Management*, 31(3), 536-543.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.011>
- Callewaert, P., Askham, C. & Raadal, H. L. (2021). *SirkulærPlast – LCA for tre sirkulære plastverdikjeder* (OR.37.20). Norsus. https://norsus.no/wp-content/uploads/OR-37.20_SirkulaerPlast-LCA-modell_open-report-1.pdf
- Carter-Whitney, M. (2007). *Hazardous Waste in Ontario: Progress and Challenges* Canadian Institute for Environmental Law and Policy. <https://cielap.org/pdf/HazWaste2007.pdf>
- Chaiyarit, J. & Intarasaksit, P. (2021). Household hazardous waste characterization and quantification at source in Thailand. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(8), 989-994. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1906355>
- Ecochain. (2024). *Life Cycle Assessment (LCA) – Everything you need to know*. Ecochain. Hentet 12. april fra <https://ecochain.com/blog/life-cycle-assessment-lca-guide/>
- Ecoinvent. (2023). *Ecoinvent Version 3.9.1*. Hentet 3. mai fra <https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.9.1>
- Ecoquery. (u.å.). *Treatment of waste emulsion paint, hazardous waste incineration*. <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.9/cutoff/dataset/15263/documentation>
- Ethridge, E. & Kuhn, F. (2021, 13.07.2021). *Let's Talk Recycling: What is "Black Mass"?* <https://catalysts.basf.com/blog/lets-talk-recycling-what-is-black-mass>
- Europalov. (u.å.). *Avfallsdirektivet*. Lovdata Europalov. <https://europalov.no/rettsakt/avfallsdirektivet/id-2577>

- Fantoft, S. (2023, 28.02.2023). *Feilsorterte batterier*. Brannvernforeningen. Hentet 7. mars fra <https://www.brannogsikkerhet.no/avfallsbranner-batteri/feilsorterte-batterier/102156>
- Fikri, E., Purwanto, P. & Sunoko, H. R. (2015). Modelling of Household Hazardous Waste (HHW) Management in Semarang City (Indonesia) by Using Life Cycle Assessment (LCA) Approach to Reduce Greenhouse Gas (GHG) Emissions. *Procedia Environmental Sciences*, 23, 123-129. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.01.019>
- Finstuen, E. (2021, 18. februar). Feil håndtering av farlig avfall får konsekvenser. <https://blogg.norskgjenvinning.no/hva-er-konsekvensene-ved-feil-handtering-av-farlig-avfall>
- Franzefoss. (2020, 11. april). Alt du bør vite om farlig avfall. <https://www.franzefoss.no/blogg/alt-du-bor-vite-om-farlig-avfall>
- Franzefoss. (u.å.). *Dette bør du vite om avfallshåndtering*. Hentet 11. april fra <https://www.franzefoss.no/bedrift/gjenvinning/avfallstyper/guide/avfallshandtering>
- Gu, B., Zhu, W., Wang, H., Zhang, R., Liu, M., Chen, Y., Wu, Y., Yang, X., He, S., Cheng, R., Yang, J. & Bi, J. (2014). Household hazardous waste quantification, characterization and management in China's cities: A case study of Suzhou. *Waste Management*, 34(11), 2414-2423. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.002>
- Gunvaldsen, I., Mathiesen, S. & Rosvold, K. A. (2023, 11.12.2023). *Batteri*. Store norske leksikon. Hentet 23. februar fra <https://snl.no/batteri>
- Hamade, R., Ayache, R. A., Ghanem, M. B., Masri, S. E. & Ammouri, A. (2020). Life Cycle Analysis of AA Alkaline Batteries. *Procedia Manufacturing*, 43, 415-422. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2020.02.193>.
- Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (2018). *Life cycle assessment Theory and Practice*. Hentet 9. februar fra <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-56475-3>
- Hentavfall.no. (u.å.). *Farlig avfall*. Hentet 20.april fra <https://www.hentavfall.no/rogaland/stavanger/>
- Inglezakis, V. J. & Moustakas, K. (2015). Household hazardous waste management: A review. *Journal of Environmental Management*, 150, 310-321. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.021>
- International Trade Administration. (u.å.). *EU WEEE/RoHS*. <https://europalov.no/rettsakt/avfallsdirektivet/id-2577>

- Jakobsen, I. U. (2022, 27.07.2022). *Baselkonvensjonen*. Store norske leksikon. Hentet 8. februar fra <https://snl.no/Baselkonvensjonen>
- Klejnowska, K., Sydow, M., Michalski, R. & Bogacka, M. (2023). Life Cycle Impacts of Recycling of Black Mass Obtained from End-of-Life Zn-C and Alkaline Batteries Using Waelz Kiln. *Energies (Basel)*, 16(1), 49. <https://doi.org/10.3390/en16010049>
- Klima- og miljødepartementet. (1981). *Forurensningsloven*. Regjeringen. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/forurensningsloven/id171893/>
- Klima- og miljødepartementet. (2022). *Revidering av rammedirektivet om avfall (2023)*. K.-o. miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2022/mars/revidering-av-rammedirektivet-om-avfall-2023/id2911350/>
- Kulkarni, M. (2016). Review of Recycling Options for Hazardous Paint Waste. *Novelty Journals*, 3(1), 43-48. <https://www.noveltyjournals.com/upload/paper/Review%20of%20Recycling-705.pdf>
- Kummer, K. (1997). International Management of Hazardous Wastes: The Basel Convention and Related Legal Rules. . *The American journal of international law*, 91(3), 572-573. <https://doi.org/10.2307/2954200>
- Laca, A., Laca, A., Herrero, M. & Díaz, M. 2.68 - Life Cycle Assessment in Biotechnology☆. *Comprehensive Biotechnology (Third Edition)*, 2. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64046-8.00109-9>.
- Letcher, T. M. & Slack, R. (2019). Chapter 17 - Chemicals in Waste: Household Hazardous Waste. *Academic Press*, 337-352. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-3.00017-7>
- Li, H., Dai, J., Wang, A., Zhao, S., Ye, H. & Zhang, J. (2019). *Recycling and Treatment of Waste Batteries*. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/612/5/052020>
- Lorange, I. R. (2019). *Sluttrapport - Ekspertutvalget for reduksjon og behandling av farlig avfall*. Klima- og miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/contentassets/99097bd500bb41c9a949543587da8467/sluttrapport---ekspertutvalget-for-reduksjon-og-behandling-av-farlig-avfall---191101.pdf>
- Lovdata. (1976). *Lov om kontroll med produkter og forbrukertjenester (produktkontrollloven)* Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1976-06-11-79>
- Lovdata. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)* Lovdata. https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6/KAPITTEL_5#KAPITTEL_5

- Lovdata. (1999). *Forskrift for kildesortering, oppsamling, innsamling, transport og gebyr for forbruksavfall, Sauherad kommune, Telemark (Opphevet)* Lovdata.
<https://lovdata.no/dokument/LFO/forskrift/1999-12-16-4922>
- Lovdata. (2003). *Forskrift om farlig avfall (Opphevet)* Lovdata.
<https://lovdata.no/dokument/SFO/forskrift/2002-12-20-1817>
- Lovdata. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)*.
https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_12#KAPITTEL_12
- Lovdata. (u.å.). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Vedlegg 1. Den europeiske avfallslisten (EAL)* https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_12-1#KAPITTEL_12-1
- Lyng, K.-A., Flygansvær, B., Baxter, J., Prestrud, K., Bø, E. & Bugge, M. (2022). *Sluttrapport for forskningsprosjektet Innovativ Avfallslogistikk* [Oppdragsrapport](OR 37.22). Norsus. Norsus. <https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/avfall-norge-no/dokumenter/Innovativ-Avfallslogistikk-sluttrapport.pdf>
- Miljødirektoratet. (2019, 10. desember). *Produktkontrollen*. Hentet 12. mars fra <https://www.miljodirektoratet.no/regelverk/lover/produktkontrollen/>
- Miljødirektoratet. (2023, 7. desember). *Farlig avfall*. Hentet 4. februar fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/avfall/farlig-avfall/>
- Miljødirektoratet. (u.å.-a). *Avfallskoder*. Miljødirektoratet. Hentet 5. mai fra <https://www.avfallsdeklarerer.no/Avfallskoder>
- Miljødirektoratet. (u.å.-b). *Batterier*. Miljødirektoratet. Hentet 13. mars fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/Returordninger-avfall/batterier/>
- Miljødirektoratet. (u.å.-c). *Drift av anlegget og kontroll av driften* [Veileder til avfallsforskriften kapittel 10]. Miljødirektoratet. Hentet 8. mars fra <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/industri/for-naringsliv/forbrenning-av-avfall/drift-av-anlegget/>
- Murray, S. (2010). *The Auckland Region Household and Agricultural Hazardous Waste Programme 2008/09 Annual Report*. Auckland Regional Council.
<https://knowledgeauckland.org.nz/media/1788/tr2010-049-waste-programme-annual-report-2008-2009-v2.pdf>

- NHO. (2023). *Produsentansvar som miljøpolitisk virkemiddel*. NHO.
<https://www.nho.no/tema/energi-miljo-og-klima/artikler/2023/ny-nho-rapport-om-utvidet-produsentansvar/>
- Norsirk. (u.å.). *Slik gjenvinnes batteriene*. Norsirk. Hentet 18. mars fra
<https://norsirk.no/kildesortering/batteri/slik-gjenvinnes-batteriene/>
- Norsk Gjenvinning. (2023, 22.12.2023). *Maling, lim og lakk*. Norsk Gjenvinning. Hentet 7. april fra <https://www.norskgjenvinning.no/tjenester/avfallstyper/farlig-avfall/maling-lim-og-lakk/>
- Norsk Gjenvinning. (u.å.). *Avfallskode*. Norsk Gjenvinning. Hentet 19. april fra
<https://www.ngm3.no/kunnskapsbanken/definisjoner-og-faguttrykk/avfallskode/>
- Opplysningsrådet for veitrafikken. (2024, 30.04.2024). *Elbilbestanden*. Norsk elbilforening. Hentet 5. april fra <https://elbil.no/om-elbil/elbilstatistikk/elbilbestand/>
- Ore, S., Stori, A. & Helseth, L. E. (2021, 08.01.2021). *Maling*. Store norske leksikon. Hentet 8. mars fra <https://snl.no/maling>
- Otoniel, B. D., Liliana, M.-B. & Francelia, P. G. (2008). Consumption patterns and household hazardous solid waste generation in an urban settlement in México. *Waste Management*, 28(suppl.1), S2-S6. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.019>
- Ottesen, G. (2023, 20.04.2023). *Farlig avfall fra husholdninger*. ndla. Hentet 15. februar fra <https://ndla.no/nb/subject:1:67a5a464-ee5b-4b21-b383-fb744460dce4/topic:878097af-9236-47e5-a2af-ced906bcd0c8/resource:1:112184>
- Paiano, A., Gallucci, T., Pontrandolfo, A., Lagioia, G., Piccinno, P. & Lacalamita, A. (2021). Sustainable options for paints through a life cycle assessment method. *Journal of Cleaner Production*, 295. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126464>
- Ragn Sells. (u.å.). *Maling, lim, lakk*. Ragn Sells. Hentet 7. april fra
<https://www.ragnsells.no/tjenester/kildesortering/sorteringsguide/farlig-avfall/maling-lim-lakk/>
- Remiks. (u.å.-a). *mini retur Remiks*. Remiks. Hentet 12. mars fra <https://remiks.no/privat-husholdning/remiks-miniretur-2022/>
- Remiks. (u.å.-b). *Om Remiks*. Remiks. Hentet 16. februar fra <https://remiks.no/remiks-om-oss/>
- Remiks. (u.å.-c). *Returstasjoner*. Hentet 19. april fra <https://remiks.no/privat-husholdning/vare-returstasjoner/>
- Renas. (u.å.). *Produsentansvar*. Renas. Hentet 29. april fra
<https://renas.no/miljoleksikon/ordforklaringer/produsentansvar/>

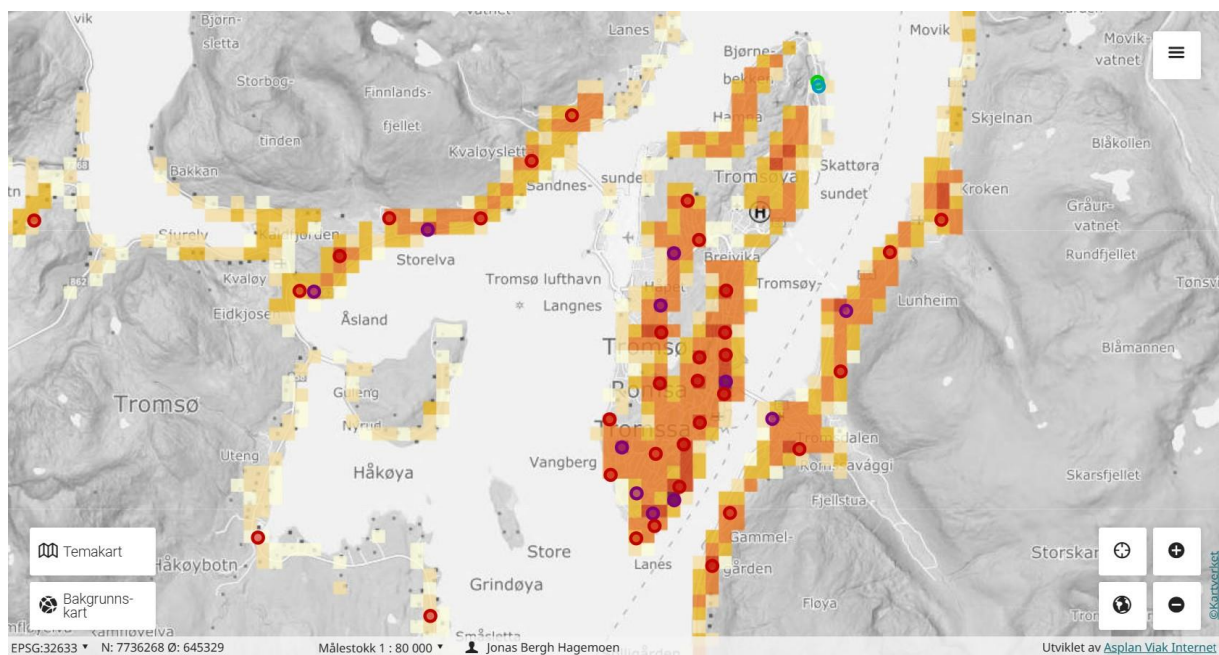
- Rønningen, A., Hanssen, O. J., Møller, H., Gade, A.-L. & Haug, U. C. (1993). *Life cycle assessment of two paint products* (OR.76.93). Norsus. <https://norsus.no/wp-content/uploads/7693.pdf>
- Slack, R. J., Zerva, P., Gronow, J. R. & Voulvoulis, N. (2005). Assessing Quantities and Disposal Routes for Household Hazardous Products in the United Kingdom. 1912-1919. <https://doi.org/10.1021/es0404062>
- Sortere. (2022). *Hvorfor er vi opptatt av de brukte batteriene dine?* Hentet 7. mars fra <https://sortere.no/hvorfor/hvorfor-er-vi-opptatt-av-de-brukte-batteriene-dine>
- Standard Norge. (u.å.). *Klassifikasjon av avfall*. Standard Norge. Hentet 5. mars fra <https://standard.no/fagomrader/sirkularokonomi/klassifikasjon-av-avfall/>
- Statistisk sentralbyrå. (2023, 5.12.2023). *Farlig avfall*. Hentet 20. februar fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/farlig-avfall>
- Stavanger kommune. (2024, 13.03.2024). *Fakta om Stavanger*. Stavanger kommune. Hentet 4. april fra <https://www.stavanger.kommune.no/om-stavanger-kommune/fakta-om-stavanger/>
- Stavanger kommune. (u.å.). *Bestille henting av avfall*. Stavanger kommune. Hentet 16. februar fra <https://www.stavanger.kommune.no/renovasjon-og-miljo/bestille-henting-av-avfall/>
- Thompson, S. (2022). *BIOGASS – ET MARKED I RASK ENDRING*. <https://www.nho.no/SysSiteAssets/prosjekter-og-samarbeid/gront-landstransportprogram/2209-stakeholder-markedsanalyse--biogass-26.-sept-2022.pdf>
- Vesar. (2023). *Vesar årsrapport 2022*. Vesar. Hentet 15. mars fra https://vesar.no/media/zmlk5k3p/vesar_a-rsrapport2022_net.pdf
- Vesar. (u.å.-a). *Hva er Vesar*. Vesar. Hentet 15. februar fra <https://vesar.no/om-vesar/hva-er-vesar/>
- Vesar. (u.å.-b). *Miljøstasjoner*. Vesar. Hentet 18. februar fra <https://vesar.no/levering-av-avfall/miljoestasjoner/>
- Vestfold fylkeskommune. (2024). *Befolkningsutvikling*. Vestfold fylkeskommune. Hentet 15.mars fra <https://www.vestfoldfylke.no/no/kunnskap-om-vestfold/tema/befolkning/befolkningsutvikling/>
- Wagner, T. P. (2013). Examining the concept of convenient collection: An application to extended producer responsibility and product stewardship frameworks. *Waste Management*, 33(3), 499-507. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.015>

Vedlegg:

Vedlegg A: Kart brukt for utregning av distanser for Vesar



Vedlegg B: Kart brukt for utregning av distanser for Remiks



Vedlegg C: Livsløpsregnskap Transport

Transportanlausa							
Prosess	Utslippsverdier pr funksjonelle enhet Vesar	Utslippsverdier pr funksjonelle enhet Remiks	Utslippsverdier pr funksjonelle enhet Stavanger kommune	Enhet	ecoinvent	Datasett inkluderer	Kommentar
Renovasjonsbil: Vesar Remiks Stavanger kommune	2,523	0,149	0,632	kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5" {RER} 3.9 Cutoff	Forbrenning av drivstoff i motor, infrastruktur til lastebilen, veinettet, vedlikehold av vei og lastebil, drivstofforbruk for transporten.	Utslippene for renovasjonsbilene oppgis. For Vesar summeres transport-etappene for de ulike sonene. Utslippene knyttet til dieselproduksjon og bruk har blitt trukket fra og utslippene til biogass lagt til
Persontransport bensin	0,663	0,373		kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "transport, passenger car, medium size, petrol, EURO 5" {RER} 3.9 Cutoff	Forbrenning av drivstoff i motor, infrastruktur til bil, veinettet, vedlikehold av vei og bil, drivstofforbruk til transporten	Utslippene for persontransporten oppgis. For Vesar summeres utslippene knyttet til bensinbilene for områdene
Persontransport diesel	0,973	0,548		kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "transport, passenger car, medium size, diesel EURO 5" {RFR} 3.9 Cutoff	Forbrenning av drivstoff i motor, infrastruktur til bil, veinettet, vedlikehold av vei og bil, drivstofforbruk til transporten	Utslippene for persontransporten oppgis. For Vesar summeres utslippene knyttet til dieselbilene for områdene
Persontransport elektrisk	0,504	0,284		kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "transport, passenger car, electric" {RER} 3.9 Cutoff	Gjennomsnittlig transport i personbil. Tar hensyn til forbrenningsmotorer og elbiler fra flere bilklasser og gjennomsnittet av flere bilstørrelser	Utslippene for persontransporten oppgis. For Vesar summeres utslippene knyttet til de elektriske bilene for områdene. Ikke inkludert elektrisitetsproduksjon
Elektrisitetsproduksjon	0,211	0,119		kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "electricity, medium voltage, residual mix" {NO} 3.9 Cutoff	Elektrisitet fra usporet forbruk i overføringsnettet i Norge. Inkludert er elektrisitetstilførsel til nettet og tap under overføring	Elektrisitetsproduksjonen som totalt kreves for de elektriske bilene
Biogass produksjon	0,064			kg CO2-ekvivalent	Basert på ecoinvent-prosessen "treatment of biowaste by anaerobic digestion" {RoW} 3.9 Cutoff	Prosessen starter på behandlingsstedet etter hvert materiale til behandling. Energibehov for drift av anlegg er inkludert, samt prosessutslipp og infrastruktur til anlegget	Biogass forbruk hentet fra NHO rapport. 0,38 l/km. Dette multipliseres med kilometer kjørt i de ulike transport-etappene for å finne mengden biogass som trengs per etappe. Deretter summeres etappene og gjengis her som aggregert forbruk i Vesar sitt system.

Vedlegg D: Livsløpsregnskap Maling

Behandling maling

Prosess	Utslippsverdier pr Enhet funksjonelle enhet	Referanse	Datasett inkluderer	Kommentar	
Transport					
Vesar	Remiks 0,06	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5" {RER} 3.9 Cutoff	Forbrenning av drivstoff i motor, infrastruktur til lastebilen, veinettet, vedlikehold av vei og lastebil, drivstofforbruk for transporten.	
Stavanger kommune	0,35 0,08				
Forbrenning malingsavfall	2,63	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "treatment of waste emulsion paint, hazardous waste incineration" {Europe without Switzerland} 3.9 Cutoff	Forbrenning av vannbasert malingsavfall. Netto produsert energi fra forbrenning er 17.11 MJ termisk energi / kg behandlet avfall, og 1.27 MJ elektrisk energi/kg behandlet avfall. Ingen utvidelse som hensyntar erstattet energi. 100% av byrden allokert til forbrenningen av avfallet.	
Erstattet elektrisitet		kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "electricity, medium voltage, residual mix" {NO} 3.9 Cutoff	Elektrisitet fra uspolet forbruk i overføringsnettet i Norge. Inkludert er elektrisitetstilførsel til nettet og tap under overføring	Ses som erstattet energi. Altså unngåtteutslipp ved å ikke måtte produsere nytt
Erstattet varmeenergi		kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "heat, district or industrial, other than natural gas" {Europe without Switzerland} 3.9 Cutoff	Produksjon av varme, annet enn fra fossilt brennstoff innenfor Europa.	Ses som erstattet energi. Altså unngåtte utslipp ved å ikke måtte produsere nytt

Vedlegg E: Livsløpsregnskap - Alkaliske Batterier

Behandling Alkalisk batteri

Prosess	Utslippsverdier pr Enhet funksjonelle enhet	Enhet	Referanse	Datsett inkluderer	Kommentar
Separator	0,003	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "Polypropylene production, granulate" {RoW} 3.9 Cutoff		Dataen er basert på studien til Hamade et. Al. 2020. Skal belyse unngåtte utslipp ved å ikke måtte produsere nytt jomfueilig materiale
Elektrolytt	0,05	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "market for potassium hydroxide" {GLO} 3.9 Cutoff		
Anode (Negativ terminal)	0,046	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "primary zinc production from concentrate" {RoW} 3.9 Cutoff		
Anode (Negativ terminal)	0	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "primary lead production from concentrate" {GLO} 3.9 Cutoff		
Katode (Positiv terminal)	0,131	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "managanese dioxide production" {GLO} 3.9 Cutoff		
Strømsamler	0,012	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "brass production" {RoW} 3.9 Cutoff	kobber og sink, inkluderer smelting og støping til messingblokker	
Ytre kapsling	0,021	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "market for selective coat, aluminium sheet, nickel pigmented aluminium oxide" {GLO} 3.9 Cutoff	Produksjon og transport til konsument innenfor Global geografi	
Ytre kapsling	0,008	kg CO2-ekvivalenter	Basert på ecoinvent-prosessen "market for graphite, battery grade" {GLO} 3.9 Cutoff		



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway