



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Ombruk av elbilbatterier som stasjonære lagringsenheter – en forenklet livsløpsanalyse av et avgrenset livsløp

Re-use of electric vehicle batteries as stationary
energy storage units – a simplified life cycle
analysis of a delineated life cycle

Jonatan Lindaas

Fornybar Energi

Forord

Levering av denne oppgaven symboliserer slutten på mitt femårige studieløp av fornybar energi ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU). Masterstudiet avsluttes sommeren 2020. Temaet for oppgaven omhandler ombruk av elbilbatterier på bakgrunn av Batteriretur sin virksomhet. Elbiler og batterier er samfunnsrelevante teknologier og i løpet av våren har jeg fått innsikt i flere interessante problemstillinger rundt disse teknologiene og behovet for begrensede naturressurser. Fremtiden byr på mange utfordringer som må løses på en måte som ikke forringer naturen unødige, og det ansvaret faller på oss alle.

Jeg ønsker å rette en takk til Ole Jørgen Hanssen som har veiledet oppgaven og kommet med en rekke gode innspill, innsikter og idéer for utforming av oppgaven. Jeg vil også takke Tor Henrik Svendsen hos Batteriretur for å ha tatt meg imot og gitt meg en god innføring i batteriverden. En stor takk rettes til Freia og Nidar for alle de gode sjokoladeplatene de lager. Til slutt vil jeg takke medstudentene Tobias Bjerkomp og Knut Nonslid Eriksen for konstruktive tilbakemeldinger og diverse hjelp under skrivingen.

Sammendrag

Lagring av energi er nødvendig for å bedre utnytte variable fornybare energikilder som sol og vind. Flere batterikjemier baserer seg på materialer med begrenset ressursgrunnlag, med usikkerhet rundt tilgjengeligheten av disse fremover. Elbilbatterier innehar mye av originalkapasiteten etter endt bruk i kjøretøy og kan brukes videre til andre formål før materialene gjenvinnes. Batteriretur AS forvalter produsentansvaret for batterier i Norge og datterselskapet deres tar imot høyenergibatterier fra kjøretøy hos sin operative avdeling i Sandefjord. Her behandles batteriene før de enten blir bygget om til batteriskap eller sendt til material- og energigjenvinning i Europa.

Denne oppgaven har, gjennom bruk av livsløpsmetoden, avdekket og analysert miljøbelastninger tilknyttet Batterireturs virksomhet rundt ombruk av elbilbatterier. Dette innebærer transport, energi- og materialbruk ved ombygging, og sluttbehandling av relevante materialer. I tillegg ble scenarier for ulike ladekilder og erstattede energimikser vurdert for å bedømme viktigheten av bruksfasen og bruksområde.

Det ble funnet at materialene som blir introdusert til systemet via ombygging står for storparten av belastningen til batteribanken. Spesielt kretskort og de elektroniske komponentene skilte seg ut som særlig belastende. Transporten sto for mindre av totalbelastningen enn antatt.

Belastningen og nytteverdien i bruksfasen varierer veldig, avhengig av hvilke strømkilder som er valgt. Det er store forskjeller i karbonintensiteten mellom den norske og den europeiske energimiksen, og belastningen her varierer fra å være relativt uviktig til å stå for hovedandelen av systemets belastning. Samtidig vil bruksfasen kunne stå for en nytteverdi som overskygger alle belastninger, dersom batteriet lades opp med fornybar energi og erstatter fossil energi.

Abstract

Energy storage is necessary to better utilize variable renewable energy resources like solar and wind. Several battery chemistries are based on materials with a limited resource basis, with uncertainties surrounding future availability. An electric vehicle battery keeps most of its original capacity after in-vehicle use and can be used towards other ends before recycling. Batteriretur AS manages the producer responsibility for batteries in Norway and its daughter company handles high energy batteries from vehicles at their operating facility in Sandefjord. Here the batteries are treated before they are either rebuilt into storage cabinets or sent for material and energy recovery in Europe.

This thesis has, through use of the life cycle method, revealed and analyzed environmental burdens associated with Batteriretur's activities regarding reuse of electric vehicle batteries. This entails transport, material and energy demand of rebuilding and end-of-life treatment of relevant materials. In addition, scenarios for various energy sources for charging and replaced energy were assessed to measure the importance of the use phase and area of operation.

It was found that a majority of the environmental burdens can be contributed to the materials introduced to the system when rebuilding. The circuit boards and electronic components stand out as particularly burdensome. The transportation contributed less to the total burden than anticipated.

The environmental burdens and benefits during the use phase varies immensely, depending on which energy sources are chosen. There are big differences in the carbon intensity between the Norwegian and the European energy mix, and the impacts of this varies between being relatively benign and being responsible for most of the system's total impacts.

Simultaneously, the benefits from the use phase might overshadow all burdens if the battery is charged using renewable energy and is used to replace fossil energy.

Innhold

1	Innledning og problemstilling.....	1
1.1	Bakgrunn.....	4
1.2	Kunnskapsgrunnlag.....	5
1.2.1	Generelt om batterier.....	5
1.2.2	Eksisterende livsløpsanalyser.....	8
1.2.3	Betydningen av forskjellige bruksprofiler.....	10
1.2.4	Økonomiske analyser av sekundærbruk.....	13
1.2.5	Litium- og koboltreserver.....	15
1.2.6	Nytten av energilagring.....	18
1.2.7	Gjenvinningsmetoder.....	21
2	Metode (LCA).....	24
2.1	Definering av mål og omfang.....	24
2.2	Livsløpsinventar (LCI).....	25
2.3	Vurdering av miljøpåvirkninger (LCIA).....	26
2.4	Tolkning av resultater.....	27
3	Mål og omfang.....	28
3.1	Formål med analysen.....	28
3.2	Omfang av analysen.....	28
3.2.1	Funksjonell enhet og referansestrøm.....	29
3.2.2	Beskrivelse av verdikjeden.....	29
3.2.3	Beskrivelse av markedsområdet.....	33
3.2.4	Livsløpsfaser som er inkludert i analysen.....	33
3.3	Allokeringsprosedyrer og multifunksjonalitet.....	35
3.4	Kategorisering og karakterisering av miljøpåvirkninger.....	36
4	Livsløpsregnskap.....	37
4.1	Datainnsamling og datakvalitet.....	37
4.2	Datagrunnlag.....	38
4.2.1	Batteriet.....	38
4.2.2	Transport.....	40
4.2.3	Demontering.....	40
4.2.4	Batteribanken.....	41
4.2.5	Bruksfasen.....	42
4.2.6	Avhending.....	44
5	Resultater - Vurdering av miljøpåvirkninger.....	45
5.1	Resultater.....	45

5.2	Utvalgte miljøpåvirkningskategorier.....	48
5.2.1	Global oppvarming.....	48
5.2.2	Eutrofiering / overgjødning.....	49
5.3	Bidragsanalyser	50
5.4	Lading og utlading.....	51
5.5	Normalisering.....	53
5.6	Ladescenarier i kontekst	55
5.7	Sensitivitetsanalyse	58
6	livsløpstolkning	60
6.1	Diskusjon	60
6.1.1	Studiens funn	60
6.1.2	Normalisering og vektning	60
6.1.3	Bruksfase og energikilder	61
6.1.4	Varedeklarasjon og opprinnelsesgarantier.....	62
6.1.5	Andre nytteverdier.....	62
6.1.6	Skjulte belastninger	63
6.1.7	Alternative lagringsløsninger.....	63
6.1.8	Betraktninger for Batteriretur	64
6.2	Kritisk refleksjon.....	65
7	Konklusjon.....	68
8	Referanser	69

Liste over tabeller og figurer

Tabell 1. Karakteristikk for noen kommersielle elbilmerker.....	7
Tabell 2. Kapasitetsresultater fra analysen til Marques et al., 2019.....	10
Tabell 3. Tilbudsrisiko for materialer brukt i Li-ion-batterier.....	16
Tabell 4. Produksjon, reserver og andel brukt i elektriske kjøretøy for diverse materialer.....	18
Tabell 5. Miljøpåvirkningskategorier inkludert i ReCiPe 2016-metoden.....	36
Tabell 6. Materialsammensetning av et litiumbatteri av typen NMC, etter materiale.....	38
Tabell 7. De syv mest populære elbilmerkene etter antall og andel, med info om antall moduler, celler og vekt.....	39
Tabell 8. Utrekning av utladet energi i kWh under demonteringsfasen.....	39
Tabell 9. Transportantakelser for analysen.....	40
Tabell 10. Energispesifikasjoner for batteribanken.....	41
Tabell 11. Antakelser om nye komponenter introdusert ved ombygging til batteribank.....	42
Tabell 12. Beregning av total energi levert over levetiden.....	42
Tabell 13. Livsløpsbelastninger for batteribanken, fordelt på transport-, ombyggings-, avfallshåndterings- og energibruksprosesser.....	46
Tabell 14. Delprosessen med størst påvirkning på totalbelastningen per påvirkningskategori i prosent av totalen.....	47
Figur 1. Prinsipp for battericelle.....	5
Figur 2. Nøkkelegenskaper til noen kommersielle litium-ion-batterier.....	6
Figur 3. Klimagassutslipp fordelt over livsfasene til et elbilbatteri som gjenbrukes.....	8
Figur 4. Totalt energibehov fordelt over livsfasene til et elbilbatteri som gjenbrukes.....	9
Figur 5. Bidrag til utslippsfaktorer fordelt på batterikomponenter.....	10
Figur 6. Antall fullstendige og faktiske sykluser per bruksområde og totalt akkumulert utladet kapasitet.....	11
Figur 7. State of Health og batterikapasitet over antall år, samt State of Charge over timer i døgnet for bruk som støtte i hurtigladestasjoner.....	12
Figur 8. Sensitivitetsanalyse av det tyske energilagringssystemet som analysert av Madlener og Kirmas.....	14
Figur 9. Perodesystemet etter knapphet på ressurser.....	15
Figur 10. Perodesystemet etter resirkuleringsgrad.....	16
Figur 11. Sammenligning av CO ₂ -utslipp fra et batteri i elbil som gjenbrukes, mot alternativet som består av fossildrevet kjøretøy og naturgassbasert spisslast.....	19
Figur 12. Flytskjema som viser de potensielle rutene for gjenvinning av litium-batterier i et sirkulærøkonomisk marked.....	23
Figur 13. Forenklet fremstilling av verdikjeden.....	30
Figur 14. Eksempler på energisystemer, med og uten batteri, egenprodusert strøm og overføringsnett.....	31
Figur 15. Mer utfyllende fremvisning av Batteriretors virksomhet.....	32
Figur 16. Livsløpsfasene som gitt av EN 15804-standarden.....	33
Figur 17. Materialsammensetning av et litiumbatteri av typen NMC, etter komponent.....	38
Figur 18. Den norske energimiksen, som funnet i Ecoinvent-databasen.....	43
Figur 19. Globalt oppvarmingspotensiale for delprosessene i lagringsenhetens levetid.....	48

Figur 20. Eutrofieringspotensialet for delprosessene i lagringsenhetens levetid	49
Figur 21. Oppsummerende bidragsanalyse for delprosessenes bidrag til de forskjellige påvirkningskategoriene over batteriets levetid.....	50
Figur 22. Bidragsanalyse for komponentene som blir introdusert til systemet ved ombygging	50
Figur 23. Sparte klimagassutslipp for diverse strømkilder	51
Figur 24. Klimagassutslipp for diverse strømkilder	51
Figur 25. Sammenligning av miljøbelastninger mellom solkraft og norsk og europeisk energimiks.	52
Figur 26. Normaliserte resultater for batteribanken, ekskludert toksisitet og økotoksisitet for ferskvann og hav	53
Figur 27. Normaliserte resultater for batteribanken.	53
Figur 28. Normaliserte resultater for batteribanken, ekskludert toksisitet, økotoksisitet i ferskvann og hav og eutrofiering.	54
Figur 29. Sammenligning av GWP for forskjellige ladescenarier	56
Figur 30. Sammenligning av FE for forskjellige ladescenarier	57
Figur 31. Eutrofieringspotensialet for diverse strømkilder.....	57
Figur 32. Sensitivitetsanalyse for rundtureffektivitet. Globalt oppvarmingspotensiale for tap i lading/utlading.....	58
Figur 33. Sensitivitetsanalyse for rundtureffektivitet. Eutrofieringspotensiale for tap i lading/utlading.....	59
Figur 34. Sensitivitetsanalyse for antall ladesykluser. Globalt oppvarmingspotensiale	59
Figur 35. En oversikt over jordens tålegrenser og tilhørende risiko	61

1 INNLEDNING OG PROBLEMSTILLING

Det finnes en rekke globale problemer som mennesket må løse i nær fremtid: global oppvarming smelter polisen og bidrar til mer ekstremvær, utbygging og kapitalisme fører til at mer natur ryddes bort, og forsuring og økotoksisitet forstyrrer dyre- og plantelivet rundt oss og truer matsikkerheten vår. Vintermånedene i 2020 har i stor grad vært snøfrie, og i januar ble det slått varmerekorder verden over (Copernicus, 2020). Aldri før i homo sapiens' historie har klimaet endret seg så raskt som nå, og det er stor vitenskapelig konsensus for at denne endringen er antropogen: at mennesket enten er årsaken eller medvirkende årsak gjennom industrialisme og forbrenning av fossile ressurser. Konsekvensene av global oppvarming er i beste fall veldig kostbare og i verste fall katastrofale for økosystemene og, til syvende og sist, menneskeheten.

Transportsektoren står for betydelige andeler av klimagassutslippene og kjøretøyene vi bruker i dag er hovedsakelig drevet av forbrenningsmotorer. I følge Statistisk sentralbyrå (2019) står veitransport for cirka 38 % av de ikke-kvotepliktige utslippene i Norge, og av disse står personbiler og andre lette kjøretøy for til sammen to tredjedeler. Av de totalt 52 tonn CO₂-ekvivalentene som ble sluppet ut i Norge i 2018 står personbiler og andre lette kjøretøy for rundt 12 %. Det er påvist flere ganger at elektriske biler over levetiden vil ha lavere totale utslipp av klimagasser (Bauer et al., 2015; Del Pero et al., 2018) og elektrifisering av bilparken vil redusere klimagassutslippene betydelig. EU har som målsetning å redusere klimagassutslippene fra transportsektoren med 60 % innen 2050 sammenlignet med 1990-verdier. (Niestadt & Bjørnåvold, 2019) I regjeringens nasjonale transportplan (Meld. St. 33 (2016-2017)) legges det til grunn at nye personbiler og lette varebiler i 2025 skal være nullutslippskjøretøy, altså at kjøretøyene skal benytte elektrisitet, hydrogen eller biodrivstoff som fremkomstmiddel.

Miljødirektoratet (2020) viser gjennom Klimakur 2030 at den overnevnte endringen i nye kjøretøy, sammen med økt bruk av avansert flytende biodrivstoff, har desidert størst potensiale for reduksjon i klimagassutslipp i perioden 2021-2030. For å gjøre dette er vi nødt til å gå vekk fra forbrenningsmotorer i personbiler og elektrifisere der vi kan. Dersom elektrifisering av bilparken skal bli så ren som mulig må man gjøre produksjonen av elektrisitet så ren som mulig. I Norge er strømmen hovedsakelig produsert i vannkraftverk uten nevneverdig utslipp i driftsfasen, mens resten av verden ikke har tilgang på like rene

energiressurser og -løsninger. Kull og gass må erstattes med sol og vind, og siden disse energikildene er variable og ikke kan kontrolleres, er det et behov for et lagringsmedium der strømmen lagres til det er behov for den, som for eksempel batterier; batterier som også blir brukt i elbiler.

Andelen elbiler på veien øker raskt fra år til år, og dette gjelder spesielt i Norge, mens resten av verden henger litt etter: i utgangen av 2017 kjørte 33 % av alle elbilene i Europa på norske veier, og antall elbiler i Norge økte med over 40 % fra 2018 til 2019, og med ytterligere 33 % til 2020. (IEA, 2019; Statistisk sentralbyrå, 2020) Selv om batteriteknologien er i stadig utvikling, er det visse grunnstoffer som skiller seg ut som særlig viktige batteriingredienser, eksempelvis litium, kobolt, mangan og nikkel. Forskjellige sammensetninger gir batteriet forskjellige egenskaper, med variasjoner i energitetthet, antall ladesykluser de kan ha o.l. (Battery University, 2019). Noen av disse metallene er mer sårbare enn andre når det gjelder ressursikkerhet: det er begrenset med råvarer på jorda, og økt forbruk og uthenting kan potensielt tømme naturens egne lagre. I tillegg finnes det tvilsomme praksiser i uthenting av noen av disse materialene, gjennom barnearbeid, helsefarlige forhold og en generelt skitten industri. (Amnesty, u.å.; Sanderson, 2019)

Kritiske materialer øker viktigheten med høy grad av materialgjenvinning etter endt bruk. At man får brukt de sjeldne metallene om igjen i produksjonen av nye batterier vil direkte påvirke etterspørselen etter jomfruelige materialer, men på grunn av et lavt volum av elbilbatterier historisk sett har det også vært lav investeringsvilje for materialgjenvinningsteknologien. Vi nærmer oss et tidspunkt der de første elbilene siden salget eksploderte vil bruke opp batteriene sine og sende de til gjenvinning. Om vi ikke har gode systemer for riktig avhending, vil den stadig økende andelen elbiler på veiene kunne bli et stort problem, og problemet vil øke med samme tempo som elbilsalget gjorde flere år før.

Batterier degraderes etter bruk på grunn av slitasje og uunngåelige kjemiske prosesser, og dette er noe av grunnen til at de må byttes ut. Når et batteri har mellom 70 og 80 % av originalkapasiteten er det ansett som ferdig i kjøretøy, og det er på dette tidspunktet det avhendes, ofte uten å gjenvinne alle materialene. *Man har et batteri som fungerer relativt bra og man behandler det som avfall.* Med en økende andel solcellepaneler i verden og egenproduksjon av energi, i tillegg til et økende effektbehov på grunn av hurtigladere og lignende, er stadig flere bedrifter og enkeltpersoner på utkikk etter lagringsalternativer til strømmen sin. Å gjenbruke elbilbatterier til stasjonære lagringsapplikasjoner i husholdning

eller industrien er både gjennomførbart og ressurseffektivt siden man ikke setter press på sårbare naturressurser. I tillegg får elbilbatteriet forlenget livet sitt og blir dermed også mer ressurseffektivt. Før et elbilbatteri kan gjenbrukes til slike sekundære applikasjoner (også kalt «second-hand batteries») må det ombygges og omstruktureres på en trygg og forsvarlig måte. I Norge gjøres dette av Batteriretur, i Sandefjord. Håndteringen og ombyggingen av elbilbatterier medfører nye belastninger for et allerede belastet system, men den potensielle nytteverdien av å bruke slike lagringsenheter kan være stor.

I forbindelse med masteroppgave og i kontakt med Batteriretur ønsker jeg å avdekke belastningene og nytteverdiene av slike lagringssystemer. Gjennom livsløpsmetoden og livsløpsverktøy som SimaPro vil jeg analysere utslipp samt energi- og materialbruk for alle involverte prosesser, fra elbilbatteriet tas ut av kjøretøyet ved endt bruk frem til batteriet har gjennomgått sitt andre liv i en batteribank og gått til avhending via resirkulering eller forbrenning og deponering. I løpet av analysen ønsker jeg å besvare følgende forskningsspørsmål:

- *Hvordan er miljøpåvirkningen og hva er nytteverdien av å gjenbruke et elbilbatteri til stasjonære formål etter endt bruk i kjøretøy før det gjenvinnes, og hvilke belastninger introduseres til systemet?*
- *Hvordan vil nytteverdien av energilagring forandres ved bruk av ulike energikilder og energimikser?*

Dette vil gjøres gjennom en noe forenklet livsløpsanalyse av ombruksfasen til et elbilbatteri, med en oppdelt systemgrense for å ekskludere kjøretøys- og produksjonsfasen til battericellene. Kun prosessene tilknyttet ombruk vil inkluderes. Alle prosessene som er involvert vil identifiseres og kartlegges for å kunne danne et bilde av materialflyten gjennom levetiden. Batterier og materialene som inngår i disse er viktige for en ren fremtid, og med begrensede naturressurser i verden er det kritisk å vurdere og optimalisere materialbruken ved forskjellige løsninger.

1.1 BAKGRUNN

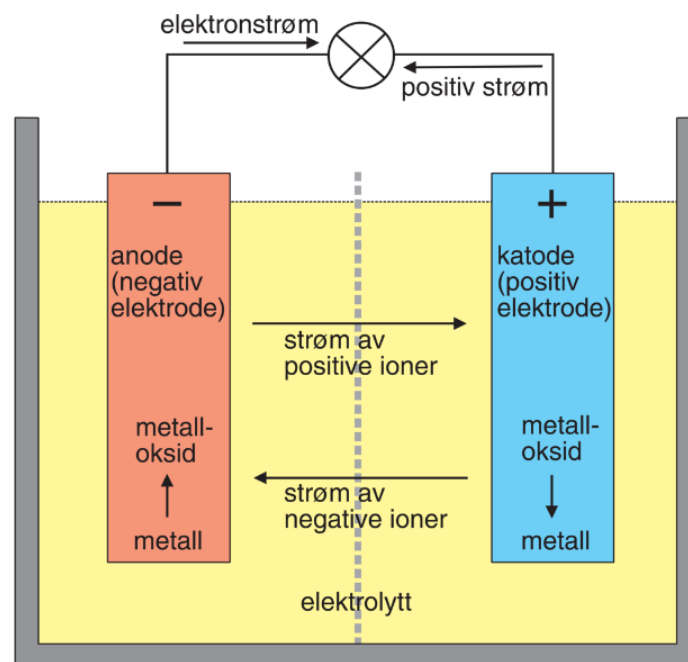
Batteriretur er et norsk selskap som samler inn, sorterer og gjenvinner alle typer batterier i hele Norge. Selskapet ble opprettet på starten av 90-tallet i nært samarbeid med diverse batteriprodusenter og aktører. Dette skjedde på oppfordring fra daværende miljøvernminister Thorbjørn Berntsen til industrien om å iverksette innsamling i egen regi, og Batteriretur ble etablert for å forvalte produsentansvaret. Batteriretur består av tre distinkte returorganisasjoner: Batteriretur AS, Rebatt AS og Batteriretur Høyenergi AS. Batteriretur AS forvalter det utvidede produsentansvaret for start og industribatterier, mens Rebatt AS forvalter det utvidede produsentansvaret for portable batterier. Batteriretur Høyenergi AS ble etablert i 2014 for å kunne håndtere batterier fra elektriske kjøretøy og marin sektor, da disse krever mer spesialisert ekspertise og økt sikkerhet. De tre organisasjonene deler en felles ledelse og administrasjon i Fredrikstad. Batteriretur håndterer utvilsomt mest blybatterier, men tar imot alle typer. Med rundt 20 000 innsamlingspunkter i Norge, blir disse samlet inn til sorteringsanlegget på Øra i Fredrikstad, der de håndteres og sorteres på en forsvarlig måte før de transporteres til en av flere resirkuleringspartnere rundt om i Europa. (Pers. medd. Tor Henrik Svendsen hos Batteriretur)

Batteriretur Høyenergi AS har sin operative avdeling for demontering av høyenergibatterier i Sandefjord, der de tar imot større batterier med mye energi, hovedsakelig fra elbiler. Siden det er begrenset med informasjon om hvordan disse skal håndteres på riktig måte har Batteriretur brukt egne ressurser på å prøve seg fram og finne egne løsninger for hvordan man trygt og forsvarlig kan demontere og lade ut batteriene så de ikke utgjør noen fare ved videre avfallshåndtering. I tillegg har de forskningsprosjekter i forbindelse med gjenbruk av batterier, der batterimoduler fra elbiler bygges om og settes sammen i stasjonære skap for å fungere som en batteribank. En slik batteribank kan fungere som en buffer for områder med egenproduksjon av elektrisitet, steder med store variasjoner i strømprisen over døgnet eller der det er viktig med avbruddsfri elektrisitet. Batterireturs løsning for gjenbruk av elbilbatterier er utgangspunktet for oppgaven min.

1.2 KUNNSKAPSGRUNNLAG

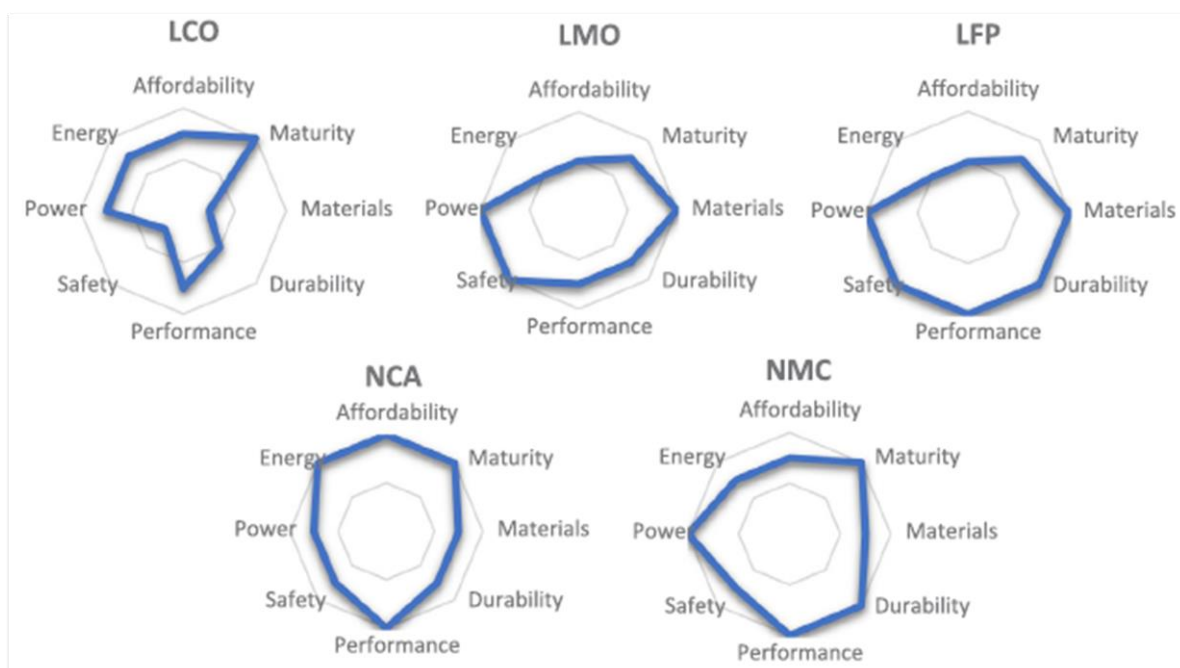
1.2.1 Generelt om batterier

Et batteri defineres som en innretning som omformer kjemisk energi til elektrisk energi. (Gunvaldsen et al., 2019) Hvert batteri er bygget opp av en eller flere celler med en egen celledspenning. Disse består av en positiv og en negativ elektrode, også kalt katode og anode. Sistnevnte holder på majoriteten av elektronene og det er disse som utgjør elektrisiteten. Mellom elektrodene er det en elektrolytisk løsning som utløser en kjemisk reaksjon og en separator som sørger for at elektronene ikke flyter fritt mellom elektrodene. Slik tvinges elektronene til å strømme gjennom ledningen som binder elektrodene sammen når batteriet er koblet til et apparat. Når battericellen avgir elektrisitet foregår det en kjemisk reaksjon i form av oksidasjon ved den negative elektroden og en reduksjon ved den positive, også kalt en redoks-reaksjon. Positive ioner fra anoden flyter gjennom separatorene til katoden, og omvendt. Katoden blir positivt ladet. Elektroner blir frigjort og ønsker å balansere systemet, og dette skjer ved at de strømmer gjennom ledningen når batteriet er koblet til et apparat.



Figur 1. Prinsipp for battericelle. Positive og negative ioner strømmer gjennom separatorene, og elektroner blir frigjort. Disse strømmer fra anoden til den nå positivt ladde katoden gjennom tilkoblingspunktet til batteriet, og batteriet utlades. (Gunvaldsen et al., 2019)

Oppladbare batterier kalles sekundærbatterier, og skiller seg fra primærbatterier ved at den elektrokjemiske energiomformingen er reversibel – man kan med andre ord bruke batteriet flere ganger. Det finnes mange forskjellige typer oppladbare batterier, der hovedforskjellen mellom disse er hvilke materialer som inngår i anoden, katoden og i elektrolyttvæsken mellom disse. Forskjellige materialer og sammensetninger gir batteriet forskjellige egenskaper. De viktigste og mest relevante egenskapene for et batteri er batteriets spesifikke energi og kraft, altså energi per vekt, samt holdbarhet og sikkerhet. For investorer og forbrukere er også kostbarhet og teknologiens modenhet viktige faktorer. Sammenligning av egenskaper mellom relevante batterier er vist i Figur 2.



Figur 2. Nøkkelegenskaper til noen kommersielle litium-ion-batterier. Utdrag fra artikkelen til Zubi et al. (2018).

Litium-ion-batterier har blitt en av de mest utbredte typene i verden og brukes mye innen moderne elektronikk. Mobiltelefoner, bærbare datamaskiner, elektriske biler og lignende bruker som regel et litium-ion-batteri. Disse har større kapasitet og lavere vekt enn konkurrentene og er dermed blitt en viktig batterikjemi de siste årene når det gjelder mobile batterier. Det finnes variasjoner av li-ion-batterier, og variantene kan bestå av forskjellige grunnelementer og variasjoner i sammensetningen av disse. Litium-kobolt-oksid (LCO) ble den første kommersielle li-ion-kjemien i 1991 og er vanlig i mobiltelefoner, bærbare datamaskiner og kameraer og består av en koboltoksid-anode og en grafittkarbon-katode. Nikkel-mangan-kobolt-oksid (NMC) er blant mange ansett som det beste valget for bruk i elektriske kjøretøy på grunn av

den høye energitettheten, levetiden, spesifikk energi og kraft og relative sikkerheten, og denne kjemien blir brukt mye i nyere modeller av elektriske kjøretøy. Litium-mangan-oksid (LMO) er også mye brukt i elektriske biler som Nissan Leaf, Chevrolet Volt og BMW i3, men i mange sammenhenger blandes disse to kjemiene sammen, som vist i Tabell 1 under. Litium-nikkel-kobolt-aluminium-oksid (NCA) har også høy spesifikk energi, energitetthet og levetid, og blir dermed også brukt i enkelte elektriske kjøretøy. I tillegg finnes det batterikjemier som bruker jern og svovel (LFP), og titan (LTO) (Battery University, 2019). Siden NMC er batterikjemien som er mest representert i elbilindustrien, som vist av Castilloux (2019), er det denne jeg skal se nærmere på.

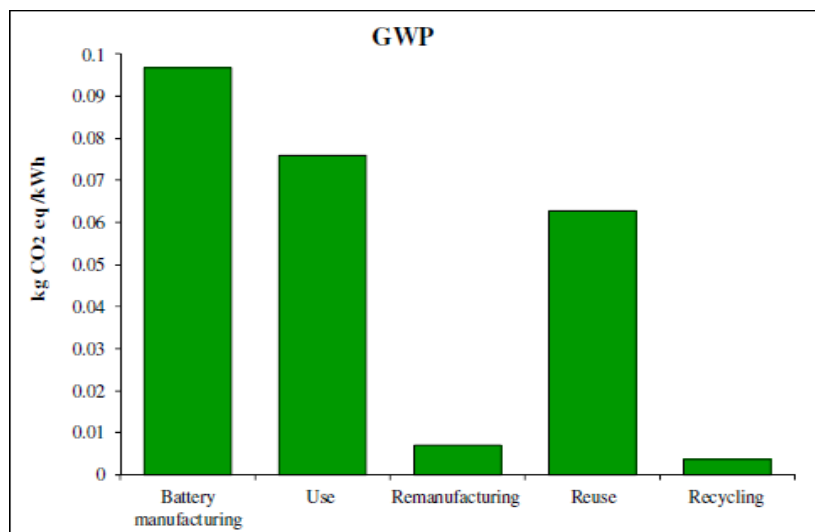
Merke	Modell	Kjemi	Kapasitet (kWh)	Kraft (kW)	Bilvekt (kg)	Batteri vekt %	Batterivekt (kg)	km/kWh	Rekkevidde (km)	kg/kWh
Tesla	Model S 75D	NCA	75	245	2108	24 %	506	6	405	6,75
	Model S 90D	NCA	90	311	2240	25 %	560	5,5	445	6,22
	Model S 100D	NCA	102	451	2390	25 %	598	5,5	510	5,86
	Model SP100D	NCA	102	567	2234	26 %	581	5,5	505	5,69
Chevrolet	Bolt EV	NMC	60	149	1624	27 %	438	7	350	7,31
VW	e-Golf	NMC	35,8	100	1605	22 %	353	6,5	195	9,86
	e-up	NMC	18,7	60	1139	20 %	228	7	110	12,18
Nissan	Leaf	NMC	30	80	1516	20 %	303	7	170	10,11
Hyundai	Ioniq Electric	NMC	28	88	1420	20 %	284	7	165	10,14
Ford	Focus Electric	NMC	33,5	107	1651	20 %	330	6,5	180	9,86
Fiat	500e	NMC	24	83	1352	19 %	257	7	135	10,70
BMW	i3	NMC	33	127	1343	24 %	322	6,5	180	9,77
Benz	B-class E Drive	NCA	36	132	1725	17 %	293	6	165	8,15
Smart	Fortwo E Drive	NMC	18	60	995	16 %	159	7	120	8,84
Kia	Soul EV	NMC	27	82	1554	18 %	280	6,5	145	10,36
Renault	Zoe	NMC	41	68	1480	26 %	385	7	230	9,39

Tabell 1. Karakteristikker for noen kommersielle elbilmerker. Tabellen er et utdrag fra en tabell av Zubi et al. (2018), men jeg har ekskludert hybridbiler.

1.2.2 Eksisterende livsløpsanalyser

Over årene har det blitt gjennomført en rekke livsløpsanalyser av litium-batterier i kjøretøy, der de fleste fokuserer på livsløpet fra produksjon og frem til kjøretøysfasen uten å gå nærmere inn på ombrukspotensialet, antakeligvis for å kunne sammenligne elbiler med fossil-drevne biler. Samtidig har flere begynt å vurdere og analysere dagens resirkuleringsmetoder og vurdere potensielle forbedringer i disse systemene. I følge Heelan et al. (2016) blir opptil 95 % av li-ion-batterier deponert i stedet for resirkulert. Lav resirkuleringsgrad kan skyldes høye kostnader og umodne prosesser. Samtidig finnes det meget lovende pilotprosjekter rundt om i verden med gjenvinningsgrad av råmaterialer på over 90 % (Duesenfeld, u.å.).

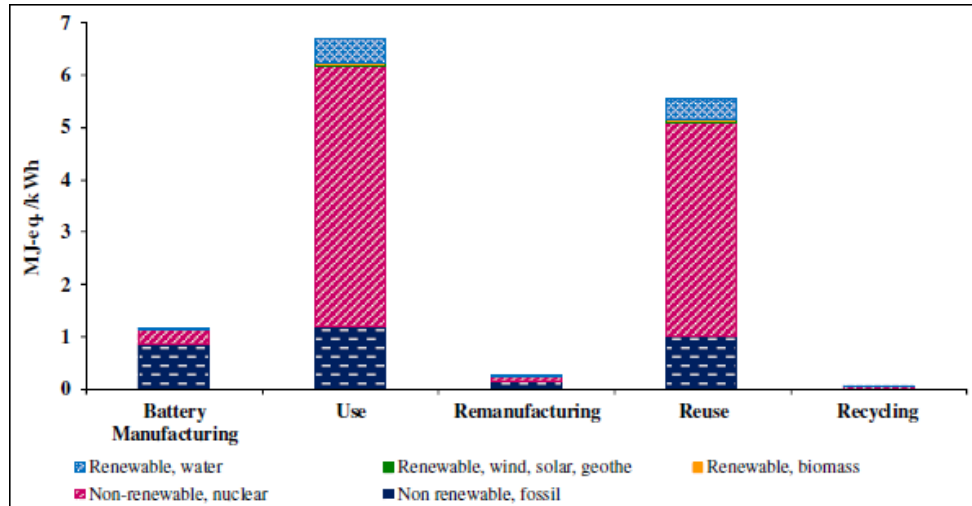
Bruksfasen er i mange tilfeller den fasen som har høyest utslipp, avhengig av hvilken elektrisitmiks man bruker og hvordan man beregner utslippene. Flere LCA-er vurderer energibruken i bruksfasen som all elektrisitet som brukes for å lade opp batteriene, og utslippene blir dermed tilknyttet den totale elektrisitetsproduksjonen. Man kan argumentere for at batterilagring er en tilleggsfunksjon for å dekke en eksisterende etterspørsel, og at energien man lagrer i batteriet ville blitt produsert uansett. Dersom analysen ikke tar hensyn til energiproduksjonen som erstattes vil denne måten å beregne på føre til dårligere resultater for batterilagring.



Figur 3. Klimagassutslipp fordelt over livsfasene til et elbilbatteri som gjenbrukes. (Ahmadi et al., 2015)

Figur 3 viser hvordan klimagassutslippene til et elbilbatteri fordeler seg utover livsløpet med forutsetningene som Ahmadi et al. (2015) gjorde. Her bruker de den kanadiske elektrisitmiksen, som består av 14,6 % naturgass, 2,8 % kull og resten kjernekraft og fornybar energi.

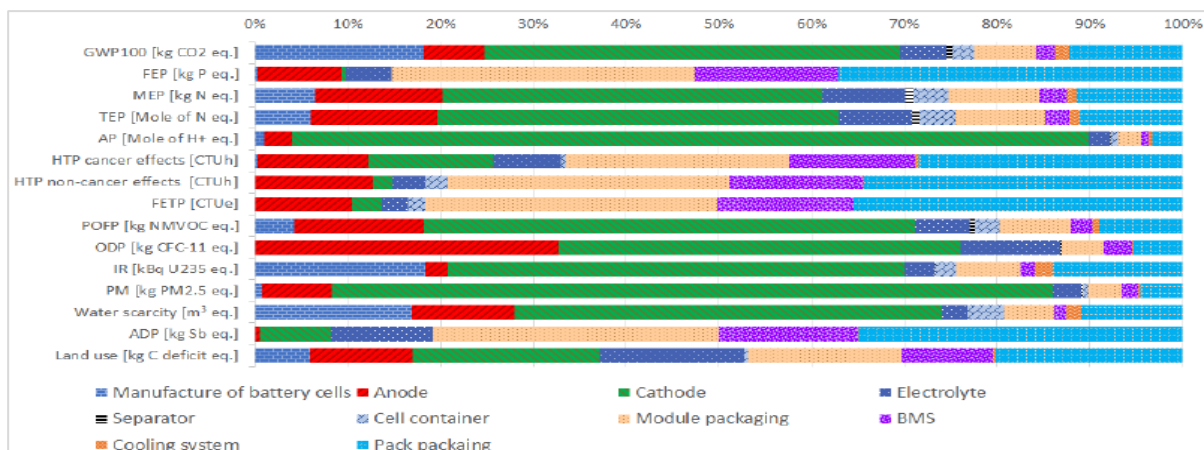
Relativt sett er dette en ganske ren produksjon av elektrisitet, og dette gir et bilde av hvordan totalutslippene forandrer seg avhengig av hvor i verden man bruker batteriet.



Figur 4. Totalt energibehov fordelt over livsfasene til et elbilbatteri som gjenbrukes. (Ahmadi et al., 2015)

Figur 4 fra samme studie viser energibruken fordelt på de samme fasene som Figur 3, og det kommer klart frem at energimiksen har mindre å si for klimagassutslipp ved produksjonen av batteriet sammenlignet med bruksfasen.

I sin masteroppgave fant Lewrén (2019) at bruksfasen til et elbilbatteri står for 75 % av klimagassutslipp, ~3 % av eutrofieringspotensialet, 34 % av forsuringspotensialet, 93 % av potensialet for ioniserende stråling og ~26 % av svevestøvutslippet. Analysen er en cradle-to-grave-analyse der batteriet blir avfallshåndtert på slutten hos Umicore og det er forutsatt en europeisk energimiks, med rundt 42 % fossilt brensel. Gitt forutsetningene står produksjonsfasen i analysen for størstedelen av eutrofierings-, forsurings- og ozonnedbrytningspotensialet og utslipp av svevestøv. Målet med masteroppgaven til Lewrén var å sammenligne to NMC-kjemier for å finne ut om det var bedre å utnytte en mer nikkellik kjemi. I Figur 5 på neste side vises bidraget til de forskjellige utslippsfaktorene fordelt på batterikomponenter i produksjonsfasen av batteriet. Her ser man at katoden (i grønn) står for størstedelen av de fleste faktorene, men også at emballasjen står for store deler av ferskvannseutrofiering, abiotisk mineraluttømming og toksisitet.



Figur 5. Bidrag til utslippsfaktorer fordelt på batterikomponenter. (Lewrén, 2019)

Dette forklares med at katoden står for en stor andel av batterivekten, fordi den er energiintensiv å produsere og fordi den inneholder kobolt og nikkelsulfat, som begge er material- og energiintensive. Innpakkingen og kappen rundt batteriet står også for mye av vekten, og inneholder i tillegg elektroniske komponenter.

1.2.3 Betydningen av forskjellige bruksprofiler

Bruks- og ladeprofilen til batterier er funnet å være avgjørende i holdbarheten til et batteri, både i og utenfor kjøretøy. Holdbarheten menes her med hvor raskt batterikapasiteten degraderes til det punktet der det er for dårlig til videre bruk, enten med tanke på hvor lang tid det tar eller hvor mange ladesykluser batteriet går gjennom. De fleste livsløpsanalyser rundt batterier inkluderer en modell eller analyse for å forklare kapasitetsreduksjonen over tid. I Tabell 2 vises hvordan forskjellige bruksprofiler kan endre holdbarheten til batterier drastisk.

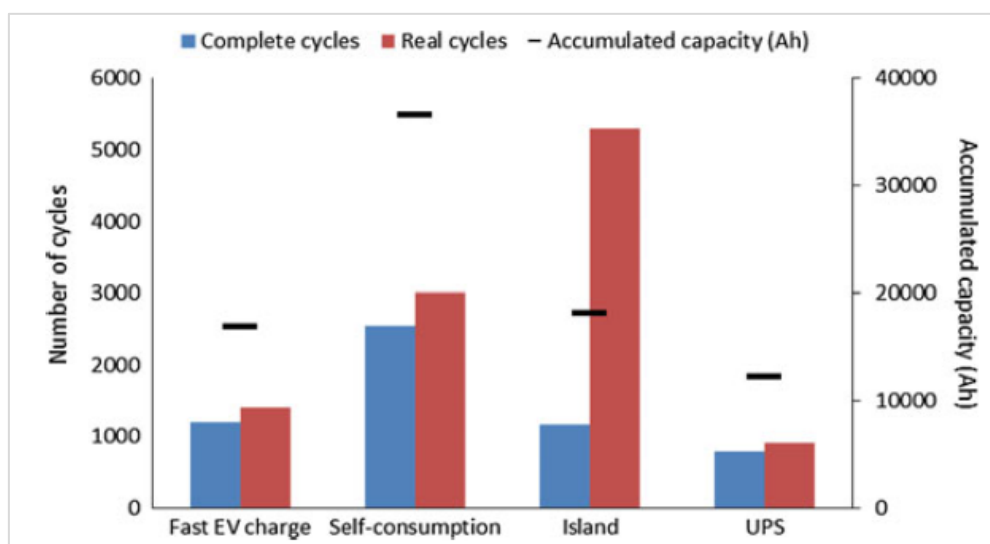
Specifications	LiMn ₂ O ₄			LiFePO ₄		
Usage condition scenarios	Light	Moderate	Intensive	Light	Moderate	Intensive
Total energy transferred (kWh battery ⁻¹)	18 905	17 896	16 947	24 572	23 260	22 019
Total distance traveled (km battery ⁻¹)	180 047	100 541	79 192	214 703	124 086	98 544
Number of cycles per battery	1555	1472	1394	2022	1914	1812
Number of batteries required for 200 000 km service life ^a	1.1 (1–2)	2.0 (2–3)	2.5 (2–3)	0.9 (1)	1.6 (1–2)	2.0 (2–3)

^a The minimum and maximum integer numbers of batteries required for 200 000 km are presented in brackets.

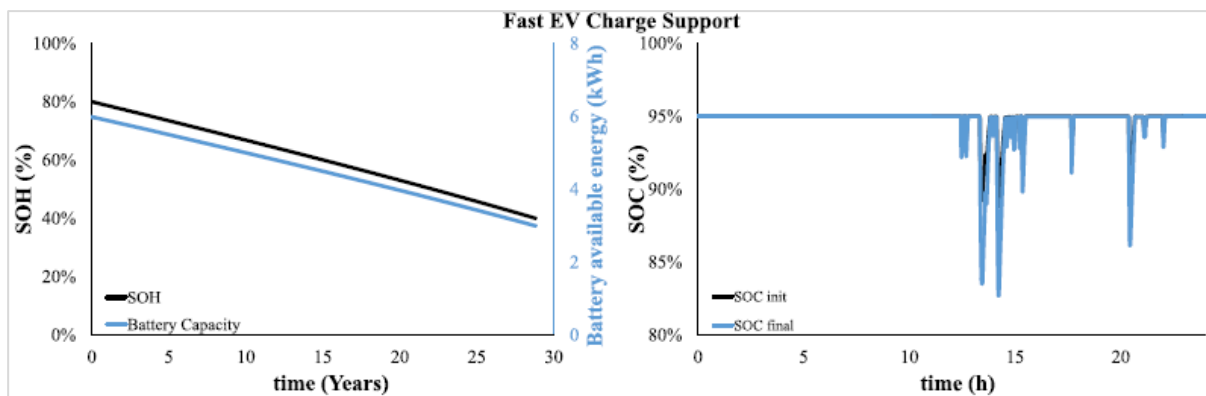
Tabell 2. Kapasitetsresultater fra analysen til (Marques et al., 2019).

I tabellen over sammenlignes to typer batterier, LMO og LFP, der de gjennomgår tre forskjellige bruksprofiler hver. Legg spesielt merke til forskjellene i «total distance traveled (km battery⁻¹)». Analysen deres gikk på at kjøretøyet skulle drives 200 000 km, og nederste linjen beskriver hvor mange batterier som er nødvendig for dette gitt deres antakelser. Man kan her tydelig se at det er store forskjeller i bruksprofilen når det gjelder mengde energi levert. Forskjellen mellom bruksprofilene er hvor raskt batteriet lades ut under bruk.

En batteribank kan ha flere bruksområder, som lagring av selvprodusert energi, nettstabilisering, ladestasjoner til elbiler og ladestøtte til disse, avbruddsfrie systemer, off-grid-systemer og for å gi en buffer i nabolag der transformatoren ikke alltid klarer å dekke nabolagets etterspørsel (Assunção et al., 2016; Casals et al., 2017; Casals et al., 2019). I de fleste av disse tilfellene vil batteriet lades opp når etterspørselen er lav og deretter lades ut når det er behov for det. Casals et al. (2017) fant at batteribanker brukt til hurtigladdestasjoner for elbiler potensielt vil ha en levetid på under 2 år mens batterier brukt i avbruddsfrie systemer, som ved datasentre og telekommunikasjonssentre, kan ha en levetid oppunder 30 år. Ved selvforbruk og bruk i off-grid-systemer vil levetiden henholdsvis være mellom 7,4-9,3 og 14,5-17,9 år. I Figur 6 er det vist et diagram der man kan se hvordan ladesyklusene variere mellom bruksområdene. Selv om batteriene i de avbruddsfrie systemene varer opptil 15 ganger lengre enn i hurtigladdestasjonene, er antall ladesykluser lavere. Dette er fordi de avbruddsfrie systemene kun lades ut ved spesielle behov, mens hurtigladdestasjonene lades ut opptil flere ganger hver dag. I diagrammet kan man også se forskjell i fullstendige og faktiske ladesykluser. En fullstendig syklus er når man lader batteriet helt opp og bruker all strømmen før man lader det på nytt, mens det i virkeligheten lades litt opp og brukes litt. To år senere publiserte Casals et al. (2019) en artikkel som ser på levetiden til gjenbruksbatterier og resten av den operative levetiden, da denne også varierer etter bruksområde. I motsetning til elbiler som i de fleste tilfeller bytter batterier når kapasiteten har nådd 70-80 % av opprinnelig kapasitet, vil brukstiden til et stasjonært batteri variere avhengig av bruksområdet.



Figur 6. Antall fullstendige og faktiske sykluser per bruksområde og totalt akkumulert utladet kapasitet. UPS betyr Uninterrupted Power Systems, eller avbruddsfrie systemer. (Casals et al., 2017)



Figur 7. State of Health og batterikapasitet over antall år (degradering), samt State of Charge over timer i døgnet (bruksprofil) for bruk som støtte i hurtigladdestasjoner. (Casals et al., 2019)

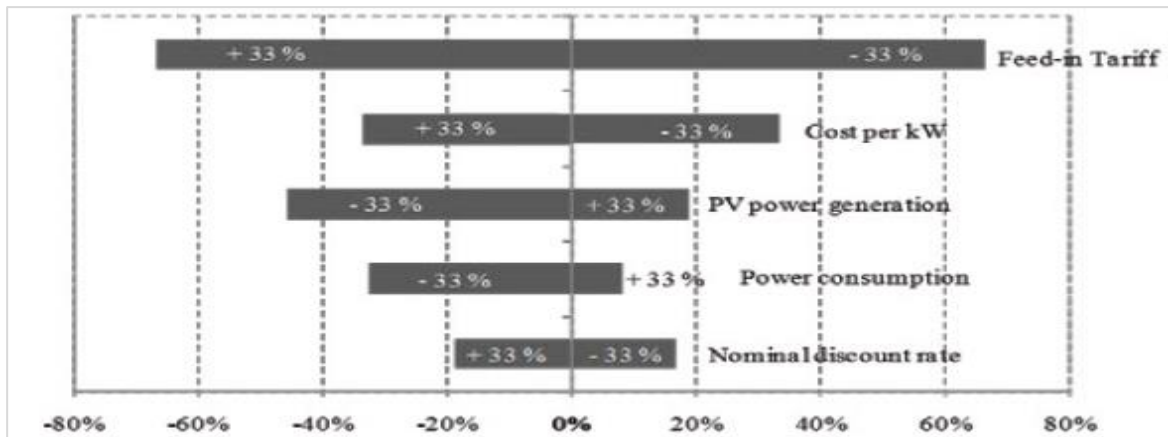
Figur 7 over er et utdrag fra resultatene til Casals et al. (2019). Sammenlignet med et lignende bruksområde fra Casals et al. (2017), er levetiden til batterier i en hurtigladdestasjon over 30 år, mot 2 år i den tidligere rapporten. Forskjellene er bruksprofil, der batteriene i den senere rapporten kun brukes til å støtte opp under eksisterende infrastruktur i større grad. Fra grafen på høyre side ser man at ladesyklusene ikke fører ladestatusen under 80 %, noe som drastisk øker levetiden til batteriet siden det kan brukes lenge etter kapasiteten har degradert så mye at det vil være for dårlig for andre bruksområder. Ved dypere utladninger vil batteriet degraderes raskere. I analysen er levetiden ved selvforbruk antatt å være 11,6 år, til kapasiteten når 40 % av originalkapasiteten. Dersom grensen settes til 60 % av originalkapasiteten er levetiden nådd etter 5,9 år. Batteriet tas i bruk mens det innehar 80 % av originalkapasiteten, noe som er høyere enn forventet fra oppbrukte elbilbatterier i fremtiden. For områderegulering fant de at kravet til utladning var så høyt at det ikke var forsvarlig å bruke batteriet til 40 %, og forventet levetid er 4,7 år.

Et tysk batteriselskap gjorde noen tester som viser hvordan det å begrense operasjonsområdet for ladestatusen til batteriet kan føre til forlenget levetid. Ut fra testene de utførte varierte antall ladesykluser fra 500 dersom man gikk fra 0 % kapasitet til 100 % kapasitet i løpet av syklusen, opptil 6 000 sykluser dersom man kun brukte kapasiteten mellom 20 og 70 % av ladestatusen. Forskjellen mellom å bruke 20 % til 80 % og å bruke 20 % til 70 % var betydelige, henholdsvis får man 3 500 sykluser og 6 000 sykluser av disse bruksprofilene. (PushEVs, 2018)

1.2.4 Økonomiske analyser av sekundærbruk

For de fleste brukere er økonomi en viktig driver i valg av innkjøp og investering i nye ting. Batteripris, strømpris og levetid er alle viktige faktorer i valg av innkjøp, avhengig av bruksområde for batteriet. Dersom du som privatperson skal kjøpe en batteripakke for å supplere solcellepanelet du allerede har installert på taket er det først og fremst innkjøpspris og strømpris som er viktig å vurdere. Hvor mye elektrisitet vil du slippe å kjøpe fra nettet og hvor mye vil det bety i sparte utgifter hvert år? Hvor lenge vil batteriet kunne operere, og vil de sparte utgiftene totalt være høyere enn kostnaden til batteriet, og evt. solcellepanelet? Hvordan vil kapasiteten til batteriet degradere over årene og hvor mye vil det kunne levere, og dermed spare nettet, hvert år framover? Disse spørsmålene er alle viktige for å beregne lønnsomheten av å installere en batteripakke, og lønnsomhet er noe folk flest er ute etter.

Assunção et al. (2016) og Madlener og Kirmas (2017) har gjennomført analyser om økonomisk gjennomførbarhet av å installere batteripakker i husholdning sammen med solcellepaneler i henholdsvis Spania og Tyskland. Begge inkluderer degraderingsmodeller for å simulere et ekte scenario og baserer seg på at batteriprisen er mellom €34 og €117 per kWh kapasitet for brukte batterier. Til sammenligning koster en batteripakke på Finn.no mellom 1000 og 3000 kroner, eller €90 til €270 (per 07.05.20). Førstnevnte analyse sammenlignet gjenbruksbatterier fra Nissan Leaf og Citroen C0 og kom fram til at begge var lønnsomme gitt forutsetningene deres om en batteripris på €34 og en kapasitet på 70 % av originalkapasiteten. Nissan Leaf hadde en tilbakebetalingstid på 9,5 år av en levetid på 13,2 år, og hadde en break-even-pris for batteriet på €70 per kWh kapasitet. Citroen C0 hadde en tilbakebetalingstid på 6,1 år av en levetid på 11,5 år, og en break-even-pris på €138 per kWh, altså at batteriet måtte være billigere enn dette for at investeringen skulle være lønnsom over levetiden. Madlener og Kirmas (2017) fant en break-even-pris mellom €73 og €144 per kWh, avhengig av hvor mye strømprisene øker fremover. Lønnsomheten avhenger også av landets regler og avgiftssystemer. Tyskland har i mange år hatt en feed-in-tariff for fornybar energiproduksjon, og i en sensitivitsanalyse fant Madlener og Kirmas (2017) at dette var den viktigste faktoren for lønnsomheten deres, som vist i Figur 8. Selv uten denne feed-in-tariffen, fant Assunção et al. (2016) at det var lønnsomt i Spania dersom prisen på batteriene var lave nok, men lønnsomheten her var i tillegg basert på energisalg ut på nettet.

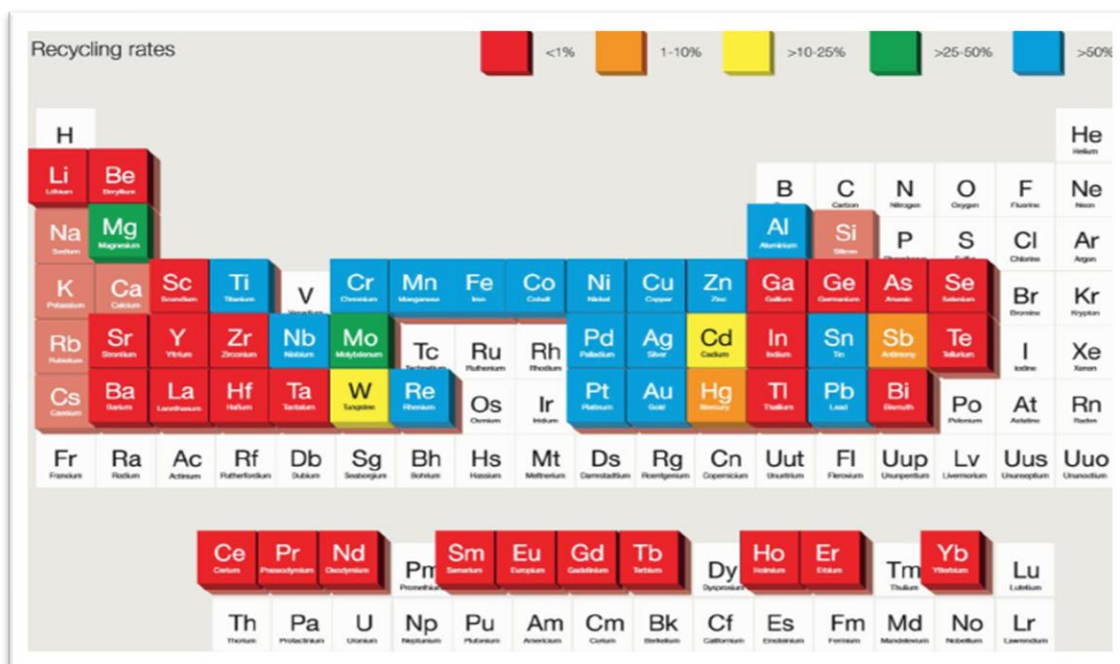


Figur 8. Sensitivitetsanalyse av det tyske energilagringssystemet som analysert av Madlener og Kirmas (2017).

Heymans et al. (2014) gjennomførte en lignende analyse, men uten bruk av solcellepaneler for å produsere elektrisitet. I stedet brukes batteriene til å flytte effekttopper på nettet og spare penger ved å kjøpe inn og lagre strøm på natten når prisen er lav og bruke den på dagen når etterspørselen og prisen er høy. Utgangspunktet er den kanadiske energimiksen og marked, og med strømprisene som ble gitt fant de at systemet kunne spare mellom \$19 og \$38 per år (kanadiske dollar), avhengig av energiprofilen. De fant også at en eliminering av tilleggskostnader for elektrisitet førte til de høyeste besparelsene og konkluderer med at økonomiske incentiver som reduksjon i kapitalkostnaden av batteriinnkjøp, reduserte energipriser eller fjerning av tilleggskostnader er viktig om man vil gjøre energilagringssystemer kommersielt tilgjengelig.

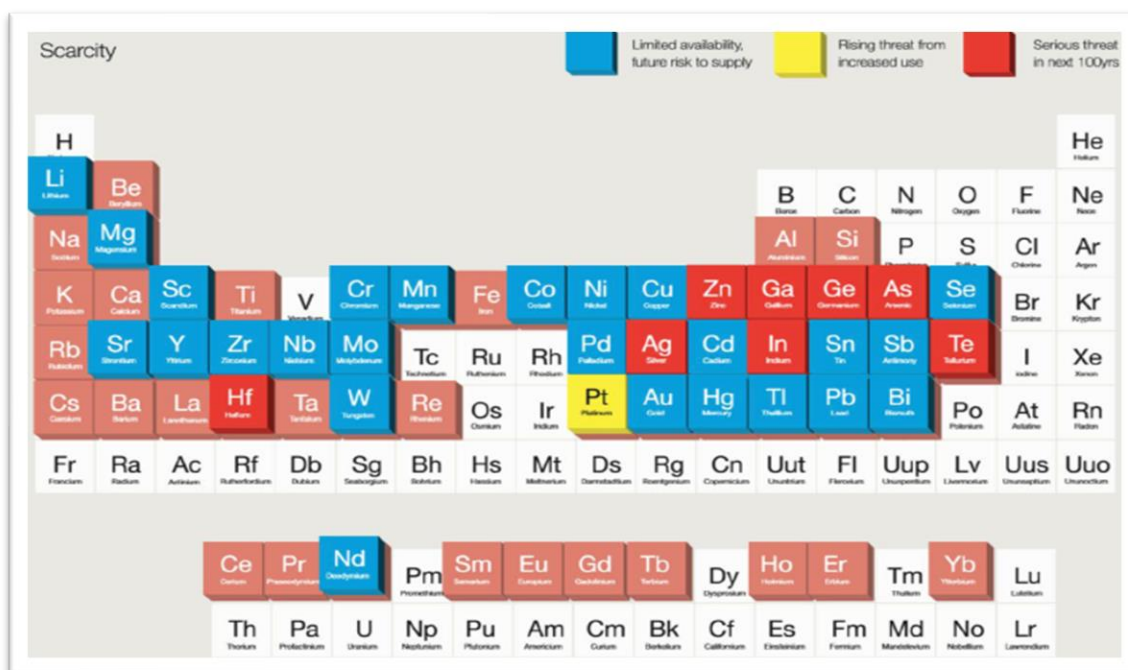
1.2.5 Litium- og koboltreserver

Det er flere forhold som hindrer full utrulling av batterier som energilagring for hele verden. Et spesielt viktig problem er tilgangen til råvarer. Som de fleste andre grunnstoffene så er det begrenset hvor mye det finnes på jorda, men noen materialer viser seg å være mer kritiske enn andre. Figur 9 viser gjennomsnittlig resirkuleringsgrad til en rekke grunnstoffer gjennom fargekoding, der rød betyr at under 1 % av avfallet blir gjenvunnet til nye materialer. Grunnstoffer som tidligere har vært utenfor faresonen kan i nær fremtid bevege seg mot kritiske nivåer når økt etterspørsel etter elektrisk drivkraft og lagring fører til økt etterspørsel etter disse stoffene.



Figur 9. Periodesystemet etter knapphet på ressurser. (Pers. medd. Morten Onsrud, 31.10.2019)

I tillegg til økt bruk av råmaterialer vil dårlige resirkuleringsmetoder og lav investering i sirkulær økonomi gjøre at mye forspilles i deponier og lignende. Figur 10 under viser resirkuleringsgraden til forskjellige grunnstoffer, og det er klart at høy gjenvinningsgrad av materialene er viktig for å opprettholde tilbudet. Av figurene ser vi at verken litium eller kobolt er blant de kritiske ressursene ennå, men at litium har en for lav gjenvinningsgrad. Likevel er det noe uenigheter rundt risikoen for knapphet på ressurstilgang for de forskjellige stoffene som er viktige for batterier, som vist i Tabell 3 på neste side.



Figur 10. Periodesystemet etter resirkuleringsgrad. (Pers. medd. Morten Onsrud, 31.10.2019)

I 2019 gjennomførte Mayyas et al. (2019) en studie for å kartlegge materialkjeden for kjøretøybaserte batterier og dens utfordringer. En litteraturstudie om kritikaliteten til diverse batterirelaterte materialer resulterte i den overnevnte tabellen, som vist under. Den midterste kolonnen er rangert fra høy til lav og resultatene fra USAs Department of Energy (U.S. DOE.) bruker en skala fra 1 til 4, der 1 betyr lav tilbudsrisiko og 4 betyr høy tilbudsrisiko for materialene. Verdien i kolonnen til venstre er ikke forklart. Flere analyser har ført til forskjellige resultater og det er usikkert hvor risikabelt det er å grave ut materialene i den hastigheten vi gjør, men det er ingen tvil om at det ikke er uendelig med materialer i jorda og at et føre-var-prinsipp er viktig, spesielt når bruken av batterier og dermed materialene øker i den grad den gjør.

Grunnstoff	(RSC, u.å.)	(Lebedeva et al., 2016)	(U.S. DOE., 2011)
Litium	Høy risiko (6,7)	Middels-lav	Nær kritisk (2)
Kobolt	Høy risiko (7,6)	Middels	Ikke kritisk ~2)
Nikkel	Middels risiko (6,2)	Lav	Ikke kritisk (1,5)
Mangan	Middels risiko (5,7)	-	Ikke kritisk (-2)
Aluminium	Lav risiko (4,8)	-	-
Grafitt	Kritisk risiko (8,1)	Høy-middels	-

Tabell 3. Tilbudsrisiko for materialer brukt i Li-ion-batterier. (Mayyas et al., 2019)

I 2009 ga Adamas Intelligence ut en statusrapport om elbiler, batterier og råmaterialer. (Castilloux, 2019) Her kommer det fram at det globalt ble tatt i bruk 46,3 GWh ny batterikapasitet i nye elbiler i første halvdel av 2019, en økning på 89 % fra samme periode året før. Rundt 89 % av den nye batterikapasiteten kan tilskrives produksjon av batteridrevne kjøretøy, mens resten tilskrives hybridbiler. Fra 2018 til 2019 var det også en økning på 89 % av litium brukt i elbilbatterier, samt en økning på 78 % av nikkell og 81 % av kobolt. For litium, nikkell og kobolt ble det i første halvdel av 2019 brukt henholdsvis 27 550 tonn, 27 350 tonn og 7 200 tonn råmaterialer i produksjon av nye elbilbatterier.

De viktigste materialene i NMC-batterier ligger i navnet: nikkell-mangan-kobolt, i tillegg til litium.

- Litium blir brukt i flere produkter, som blant annet glass og keramikk, smørefett, polymerproduksjon og annet, men opptil 65 % av litium-markedet går til produksjon av batterier. Beregning av litiumreserver over verden varierer fra kilde til kilde og år til år, men den nyeste beregningen fra U.S. Geological Survey (USGS, 2020) viser at det er 17 000 000 tonn litium i reservene og at gruvene hentet ut 77 000 tonn i 2019. Over halvparten av reservene befinner seg i Chile, mens en fjerdedel er fordelt mellom Australia og Argentina.
- Kobolt blir brukt i legeringer og i kjemiske applikasjoner, i tillegg til batterier. Det er mye brukt i petroleumsindustrien for å fjerne svovel. Rundt 70 % av produksjonen i 2019 skjedde i Kongo, som står for over halvparten av verdens reserver. Totalt er det beregnet å være 7 000 000 tonn kobolt tilgjengelig på jorda, og det ble hentet opp 140 000 tonn i 2019. (USGS, 2020)
- Nikkell blir hovedsakelig brukt i rustfritt stål og legeringer, men også i galvanisering, som katalyse og i kjemikalier. Det er beregnet å være 89 000 000 tonn nikkell tilgjengelig på jorda, og det ble hentet opp 2 700 000 tonn i 2019. Rundt 46 % av verdens reserver befinner seg i Australia og Ny-Caledonia. (USGS, 2020)
- Mangan blir mye brukt i stålproduksjon og aluminiumlegeringer. Elektrolytisk manganmetall ble også nylig introdusert som et kritisk materiale for militære forsvarsapplikasjoner. Av de 810 000 tonn som finnes i reservene ble 19 000 tonn gravd opp i 2019. Reservene er spredt, men Sør-Afrika står for over en fjerdedel av produksjonen og rundt en tredjedel av reservene. (USGS, 2020)

- Grafitt er en form for krystallisk karbon med mange bruksområder, og har blitt brukt i batterier siden 70-tallet. Det finnes 300 000 000 tonn naturlig grafitt i verdens reserver, der nesten 80 % befinner seg i Brasil, Kina og Tyrkia. Produksjonen i 2019 var 1 100 000 tonn, og to tredeler kom fra Kina. (USGS, 2020)

Grunnstoff	Reserver (t)	Produksjon 2019 (t)	% brukt i EV
Litium	17 000 000	77 000 (0,5 %)	8,40 %
Kobold	7 000 000	140 000 (2 %)	6,20 %
Nikkel	89 000 000	2 700 000 (3 %)	0,30 %
Mangan	810 000 000	19 000 000 (2,4 %)	<1 %
Grafitt	300 000 000	1 100 000 (0,4 %)	<1 %

Tabell 4. Produksjon, reserver og andel brukt i elektriske kjøretøy for diverse materialer.

Tabell 4 er en oppsummering av materialreservene og hvor mye som graves ut. Prosentene i parentes under «Produksjon 2019» beskriver andelen av de gjenværende reservene som ble gravd ut i 2019. Prosentandelen til høyre i tabellen beskriver hvor mye av råstoffene som gikk til produksjon av elbiler i 2016, som forklart av Mayyas et al. (2019), men det er viktig å nevne at produksjonen av litium i 2016 var 35 000 tonn, under halvparten av hva den var i 2019, så prosentandelen litium som blir brukt i elbiler er utvilsomt høyere den dag i dag.

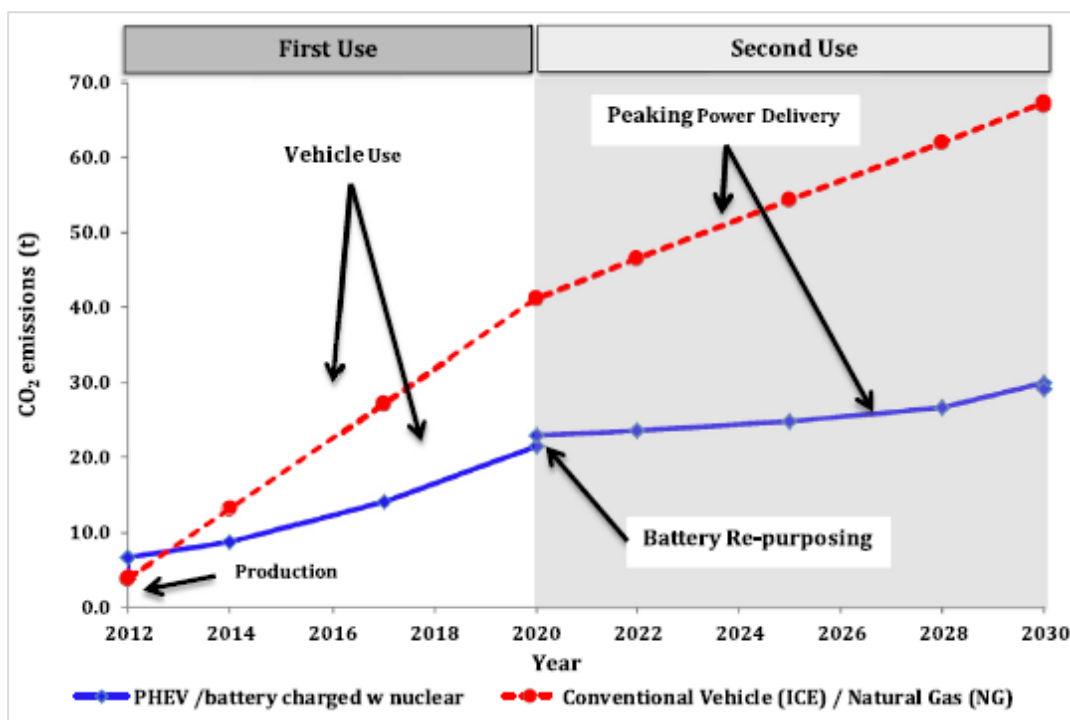
Kobolt er hovedsakelig produsert som et bi-produkt eller sammen med nikkel og kobber. Opptil 50 % av kobolten som produseres er biprodukt fra produksjon av nikkel, 35 % kan tilskrives kobberindustrien og 9 % kan tilskrives platina-metaller, mens bare 6 % av den totale koboltproduksjonen kommer fra produksjon av kobolt som hovedprodukt. I nikkelproduksjon er verdien av nikkelet i det som graves ut rundt 10 ganger høyere enn kobolten, så hvis etterspørselen etter nikkel synker så kan man forvente en reduksjon i tilgangen på kobolt. (Olivetti et al., 2017)

Olivetti et al. (2017) mener i sin analyse at kobolt muligens er det materialet med høyest risiko for knapphet i nær fremtid, basert på avhengigheten av nikkeletterspørselen og fordi mye av uthenting foregår i konfliktpregede områder, noe som gjør den fremtidige materialforsyningen noe usikker.

1.2.6 Nyttene av energilagring

Det er flere grunner enn økonomiske for å ta i bruk energilagringssystemer. Som nevnt i delkapittel 1.2.3 finnes det flere bruksområder for batteribanker, som bl.a. hurtigladdestasjoner, off-grid-energisystemer og uavbrutte energisystemer. I elproduksjonen er det hovedsakelig to typer energilaster: grunnlasten holder seg konstant over en gitt periode, og består eksempelvis

av atomkraft eller vannkraft, og spisslasten som raskt kan tilføres for å dekke variasjonene i nettet til enhver tid. Denne består for eksempel av gass og olje. For å kartlegge nytteverdien av å bruke energilagring må man se det i lys av situasjonen slik den er uten lagring. For hurtigladdestasjoner betyr det økt press på effektkapasiteten til nettet. For egenforbruk kan det bety økt bruk av fossile brenslere for å dekke effekttoppene. Dersom man lagrer energi om natten når energiforbruket på nettet er lavt og elektrisiteten produseres billig og rent via f.eks. vannkraft, kan den så brukes om dagen når man ellers ville brukt elektrisitet som kommer fra gass, olje eller kull, og man unngår disse utslippene.



Figur 11. Sammenligning av CO₂-utslipp fra et batteri i elbil som gjenbrukes, mot alternativet som består av fossildrevet kjøretøy og naturgassbasert spisslast. (Ahmadi et al., 2014)

Ahmadi et al. (2014) sammenlignet CO₂-utslippene til et batteri over hele levetiden inkludert ombruk med alternativet som var en fossildrevet bil og naturgassbasert elektrisitet, som vist i Figur 11 over. Produksjonen av elbil fører til høyere klimagassutslipp, men dette hentes raskt inn igjen når elektrisiteten er basert på kjernekraft. Figuren er basert på at batteriet degraderes over tid, og utslippene fra det gjenbrukte batteriet er nærmest ikke-eksisterende om man ser bort fra degraderingen. Analysen går ut fra at batteriet lades av grunnlasten og brukes når man ellers ville tatt i bruk spisslasten, altså at utslippene blir fullstendig tilskrevet naturgass og marginalproduksjonen, og ikke den samlede energimiksen. Dette er en diskutabel måte å be-

regne belastningen på, men det gir mening at dersom man reduserer den totale energietterspørselen med kapasiteten til et batteri, så er det spisslasten som blir redusert først, og det er derfor disse utslippene som bespares.

I tillegg til stabil grunnlast og fleksibel spisslast er man nødt til å nevne periodiske energikilder som plager markedet for fornybar energi. Vind og sol kan ikke kontrolleres på samme måte som andre kilder og vil dermed variere mye over døgnet, uka, måneden og året. Dersom variasjonene ikke strekker seg over lange perioder, slik at for eksempel ukentlig produksjon vil være forutsigbart, vil energilagring være en ypperlig måte å utnytte fornybar energi fullt ut. For å lagre store mengder energi, derimot, kreves andre typer batterier: for eksempel pumpekraftverk. (Engeland et al., 2015) For øysamfunn, mindre nabolag og lignende, kan en batteribank bidra til selvforsyning av fornybar elektrisitet på en kontrollerbar måte, og man kan spare utbyggelse av el-nettet og alt det måtte medføre.

Under kjemisk lagring av energi vil det være energitap til omgivelsene og elektrisitet som går tapt. I tillegg går noe energi til BMS og temperaturkontroll i systemet. Ulike analyser opererer med forskjellige antakelser om hvor store disse tapene er: noen er pessimistiske i antakelsene med en rundtoreffektivitet på 64 % (Heymans et al., 2014), mens andre er mer konservative med antakelser om 85 % (Casals et al., 2019) og 92 % (Assunção et al., 2016). Uavhengig av rundtoreffektiviteten til et lagringsmedium vil det i alle tilfeller føre til at energi går tapt og at det opprinnelig må produseres mer elektrisitet enn det er behov for, med unntak av tilfellene der fornybar energi produserer mer enn det er behov for. I Heymans et al. (2014) sin analyse, der de lagret energi fra nettet om natten og brukte den om dagen med en effektivitet på 64 %, betød det at de måtte kjøpe inn 156 kWh for å kunne levere 100 kWh, og det er uten å ta hensyn til tap på nettet.

Det er også viktig å vite forskjellen mellom effekt og energi. Effekt er evnen til å levere energi over en gitt periode. Man får effekttopper på nettet når etterspørselen etter elektrisitet er høyere enn vanlig, og dette kan sette stort press på nettet, avhengig av hvor robust det er bygget opp. Mye av planleggingen rundt energieffektivisering går på å redusere disse effekttoppene der det er mulig, enten ved å redusere energiforbruket eller ved å flytte forbruket til andre deler av døgnet. Dersom man bruker batterilagring for å redusere toppene vil det kunne bidra til økt energibruk, jamfør forrige avsnitt, men dette er ikke nødvendigvis en dårlig ting dersom den økte elektrisiteten kommer fra rene kilder. I land med rene grunnlast vil denne

strategien paradoksalte fører til økt energiproduksjon, men totalt sett også lavere utslipp, i tillegg til å potensielt spare ytterligere utbygging av nettet. Dersom vannkraft brukes som grunnlast og gasskraft brukes som spisslast, og man antar en pessimistisk rundtureffektivitet for batteriet på 64 % som brukt av Heymans et al. (2014), vil 1,56 kWh vannkraft produsere 9 gram CO₂-ekvivalenter for å dekke 1 kWh produsert fra gasskraft, som ellers ville produsert 566 gram CO₂-ekvivalenter. (NVE, 2019) Tar man hensyn til utslippene tilknyttet produksjon og avhending av batteriet, som for NMC-batterier er rundt 100-120 gram CO₂-ekvivalenter per kWh levert får man at utslippene blir en fjerdedel av nullalternativet. (Ahmadi et al., 2015; Lewrén, 2019) Med andre ord gjør det ingenting å produsere mer om natten dersom det reduserer dagsforbruket. Dette vil undersøkes nærmere på i analysen.

Den totale nytten vil baseres på batteriets totale evne til å levere energi over hele levetiden. I artikkelen til Ahmadi et al. (2014) om bruk og gjenbruk av elbilbatterier kom de fram til en total mengde levert energi på 64 044 kWh over 18 år. For batterier i kjøretøy har Genikomsakis et al. (2013) kommet fram til 17 000 kWh levert energi mens Lewrén (2019) kom fram til rundt 43 000 kWh levert energi over levetiden i kjøretøyet. Denne mengden varierer såpass på grunn av forskjellig størrelse på batteriene og fordi batteriene i noen tilfeller forbraker energi på temperaturkontroll, styring, bruksprofil og lignende, spesielt i kjøretøy.

1.2.7 Gjenvinningsmetoder

Batterier består av komponenter og stoffer som kan bli en fremtidig mangelvare dersom det ikke gjenvinnes på en forsvarlig måte. De tre vanligste metodene å gjenvinne batterier på er fysisk separering, og pyrometallurgiske og hydrometallurgiske prosesser:

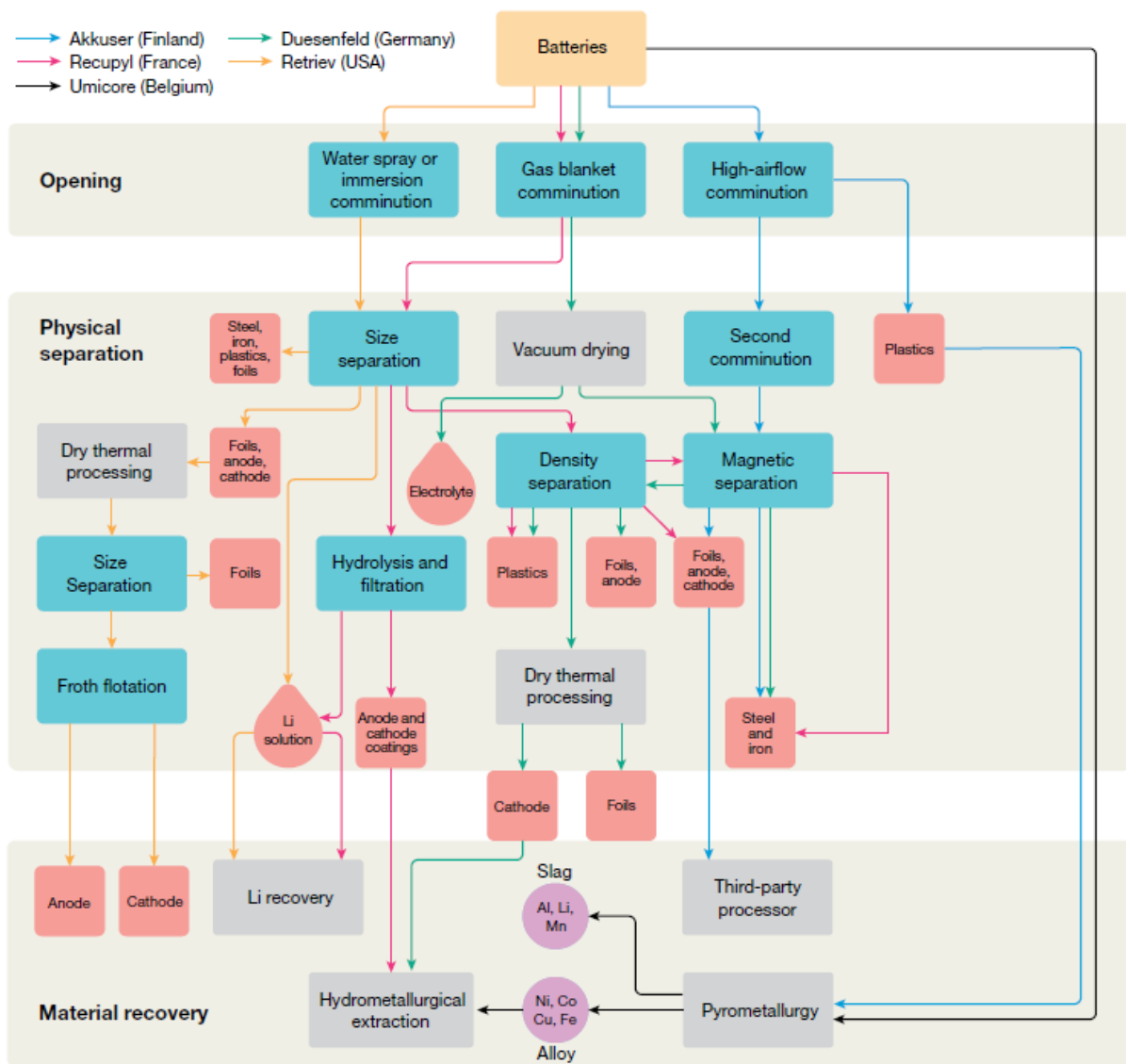
Pyrometallurgisk uthenting av metaller benytter høye temperaturer i smelteprosedyrer for å gjenvinne stoffer som kobolt, nikkel og kobber. Prosessen er kommersielt etablert og brukes mye for forbrukerbatterier. Produktene fra denne gjenvinningsprosedyren er en metallegeringsfraksjon, samt slagget og avgasser. Avgassene blir produsert ved lavere temperaturer og består av flyktige organiske forbindelser fra elektrolyttkomponenten. Ved høyere temperaturer brenner polymerene bort, og metallegeringene kan bli separert gjennom hydrometallurgiske prosesser. Slagget består vanligvis av aluminium, mangan og litium og kan også gjenvinnes ved videre hydrometallurgisk prosessering, men kan alternativt bli brukt til andre ting, som for eksempel i sementindustrien. Forbrenningen av elektrolytter og plastikk er eksotermisk og reduserer dermed energiforbruket for prosessen. Ved pyrometallurgi følger det at

stoffer som elektrolytter, litiumsalter og plastikk ikke materialgjenvinnes. Til tross for belastningen for miljøet ved utslipp av giftige stoffer, høye energikostnader og den begrensede mengden materialer som blir gjenvunnet blir denne metoden hyppig brukt for å hente ut høyverdimetaller som kobolt og nikkel. (Harper et al., 2019)

Ved fysisk separering så vil batteriene shredde, knuses og på andre måter splittet opp i mindre biter. De gjenstående materialene blir dermed utsatt for en rekke separasjonsprosesser som sikter, filtre, magneter, ristebord med mer. Disse prosessene utnytter variasjoner i egenskapene til materialene, som partikkelstørrelse, tetthet, magnetisme og hydrofobisitet. Dette resulterer i finmalte materialfraksjoner og en konsentrasjon av plast, kassemetaller og metallfolier i grove fraksjoner. De grove fraksjonene kan videre separeres med magneter. De finmalte fraksjonene blir kalt «black mass», eller sort masse, og består av metalloksidene og karbon fra elektrodebelegget. (Harper et al., 2019)

Hydrometallurgisk behandling involverer bruk av flytende løsninger for å ekstrahere de ønskede metallene fra katodematerialet. Det har blitt gjennomført en rekke studier for å fastslå de mest effektive betingelsene for å oppnå optimal ekstrahering av metallene, som for eksempel konsentrasjonen av syren brukt, tidsbruk, temperaturen til løsningen m.m. I de fleste av disse studiene ble det funnet at effektiviteten ble økt når H_2O_2 ble introdusert (Harper et al., 2019). Det finnes en rekke ulike metoder å gjennomføre hydrometallurgisk behandling, med forskjellige kjemiske løsninger og behandlingsmåter. Disse er som regel patentert av selskapene som utviklet metodene, og batterigjenvinning i praksis innebærer ofte en blanding av de nevnte behandlingsmetodene.

Figur 12 på neste side viser en oversikt over gjenvinningsmetodene som finnes for litium-ionbatterier og en liste over fem selskaper og hvordan deres gjenvinningsmetoder er bygget opp. Beskrivelsen av disse systemene blir ikke veldig godt forklart i dette kapittelet siden det finnes så mange forskjellige metoder. Pilene i flytskjemaet viser dette. De røde boksene viser hvilke materialer som blir hentet ut i hvilken prosess, og helt nederst ser man at aluminium, litium og mangan kan hentes ut via pyrometallurgisk behandling, mens nikkel, kobolt, kobber og jern separeres via hydrometallurgisk behandling.



Figur 12. Flytskjema som viser de potensielle rutene for gjenvinning av litium-batterier i et sirkulærøkonomisk marked. (Harper et al., 2019)

Livsløpsanalyse

2 METODE (LCA)

Oppgaven benytter livsløpsvurderingsmetoden for å besvare problemstillingene, på engelsk Life Cycle Assessment (LCA). Dette er en standardisert metode som analyserer og vurderer miljøbelastningene til et produkt eller system gjennom hele verdikjeden, eller livsløpet. Et livsløp omfatter alt fra utvinning av råmaterialer, produksjon av produkter, transport og distribusjon i alle ledd, bruk og til slutt avfallshåndtering. En såkalt «vugge-til-grav»-tilnærming inkluderer alle prosessene fra ressursene hentes ut fra naturen til produktet er ferdig avfallshåndtert, enten det innebærer materialgjenvinning, forbrenning eller deponering. Med andre ord, fra materialene er hentet opp fra jorda til materialene har blitt returnert til jorda. (Curran, 2006) For utregninger, inventar og karakterisering av utslippsfaktorer og lignende vil jeg bruke et beregningsverktøy kalt SimaPro. Dette inneholder en rekke ulike databaser og konsekvensutredningsmetoder, der ulike enhetsprosesser kan modelleres ved å legge inn data for inngangsfaktorer og utslipp.

LCA-metoden følger et rammeverk som er beskrevet i standardene ISO 14040 og ISO 14044. Fremgangsmåten som beskrevet i ISO 14040 deles inn i fire deler:

- Definerings av mål og omfang
- Livsløpsinventar (LCI)
- Miljøpåvirkning (LCIA)
- Tolkning av resultater

2.1 DEFINERING AV MÅL OG OMFANG

Dette er fasen der man definerer hensikten med analysen og setter systemgrenser. Hensikten med å gjennomføre en livsløpsvurdering varierer, fra å beregne miljøpåvirkningen til et produkt, sammenligne lignende produkter, eller å redusere miljøpåvirkningene til eller effektivisere hele produksjonslinjer, ved å identifisere hvilke ledd i et livsløp som kan forbedres. Metodikken som brukes er fullstendig avhengig av hensikten med analysen.

Systemgrensene viser hvilke prosesser som er inkludert i analysen og dermed hvilke som eventuelt ekskluderes. Jo bredere systemgrense man har, jo mer detaljert blir analysen, men beregningene blir også mer komplekse. Man bør inkludere prosesser, materialer og produkter som trengs for å levere den funksjonelle enheten som har blitt definert, men hver prosess er bygget opp av flere enhetsprosesser oppstrøms i materialstrømmen, og en klar systemavgrensning er viktig for å begrense kompleksiteten, samtidig som det gjør leseren klar over analysens begrensninger.

Den funksjonelle enheten beskriver produktets eller systemets funksjon og fungerer som en referanse for material- og energistrømmen og utslipp knyttet til livsløpet. For å gjøre produkter og livsløpsvurderinger sammenlignbare må de ha lik funksjonelle enhet.

2.2 LIVSLØPSINVENTAR (LCI)

Et livsløpsinventar (på engelsk: Life Cycle Inventory, LCI) er en prosess der man kvantifiserer energi- og råmaterialbruk, atmosfæriske utslipp, fast avfall og andre utslipp for hele livsløpet til analyseobjektet (Curran, 2006). Her blir alle relevante data samlet og organisert.

Uten et livsløpsinventar kan man ikke sammenligne og evaluere miljøvirkninger og identifisere potensielle forbedringer. En inventaranalyse gir en liste som inneholder mengden av forskjellige forurensninger til miljøet, samt mengden energi og materiale som blir forbrukt. Resultatene kan deretter skilles mellom de forskjellige livssyklusfasene, hvilket medium forurensningen skjer i (vann, jord, luft), spesifikke prosesser eller kombinasjoner av disse.

Prosessdata som hører til i livsløpsinventaret kan hentes fra forskjellige kilder, avhengig av nøyaktigheten som kreves. Spesifikke data med lav usikkerhet hentes direkte fra produsent og leverandør, eksempelvis data på den spesifikke teknologien som blir brukt og de spesifikke inngangsfaktorene, eller forgrunnssystemet. Disse prosessene er avhengig av hundre- eller tusenvis av andre prosesser oppstrøms, kalt bakgrunnssystemet, og det å føre spesifikk data for alle disse er vanskelig. Derfor er kravet til usikkerhet litt lavere og man benytter derfor generiske data fra eksisterende databaser, miljødeklarasjoner og statistiske data. Denne analysen benytter seg av en studentversjon av LCI-databasen Ecoinvent 3.3. (Ecoinvent, 2016)

I tilfeller der det produseres flere produkter fra samme prosess må alle inngangsfaktorer og belastninger for prosessen fordeles, eller *allokeres*, mellom bi-produktene. Dersom et produkt kan resirkuleres eller brukes på nytt må det defineres hvordan materialer og belastninger fordeles i de ulike fasene i verdikjeden.

2.3 VURDERING AV MILJØPÅVIRKNINGER (LCIA)

På engelsk; Life Cycle Impact Assessment, dette steget av en LCA evaluerer de potensielle virkningene på helse og miljø fra ressursene og utslippene som ble identifisert i livsløpsinventaret. Miljøpåvirkningskapittelet vil også ta for seg økologiske og menneskelige helseeffekter, land- og vannbruk samt uttømming av naturressurser.

LCIA består av følgende steg (Curran, 2006):

1. *Valg og definisjon av påvirkningskategorier* – her skal man identifisere relevante miljøpåvirkningskategorier, som for eksempel global oppvarming og forsurening.
2. *Klassifisering* – her skal man tildele resultatene fra livsløpsinventaret til miljøpåvirkningskategoriene man identifiserte, som for eksempel CO₂ til global oppvarming.
3. *Karakterisering* – her skal man med hjelp av vitenskapsbaserte konverteringsfaktorer modellere påvirkningsgraden til de forskjellige utslippene i livsløpsinventaret, for eksempel den potensielle virkningen til CO₂ og metan på global oppvarming.
4. *Normalisering* – her uttrykkes mulige påvirkninger på en sammenlignbar måte ved å regne ut dens verdi relativt til en referanse, for eksempel det totale utslippet i et gitt område.
5. *Gruppering* – sortering eller rangering av indikatorene, for eksempel ut fra lokasjon (lokalt, regionalt eller globalt).
6. *Vekting* – her kan man tillegge vekt til de viktigste miljøpåvirkningene.
7. *Evaluering og dokumentering* – her verifiserer man nøyaktigheten til resultatene, ved å beskrive og dokumentere metodebruk, systemene som ble analysert, systemgrensene som ble satt og antakelsene som ble gjort.

Normalisering, gruppering og vekting er valgfrie steg, men vil være nyttige for å beskrive resultatene i en gitt kontekst. Vekting av miljøindikatorer er en veldig subjektiv fremgangsmåte uten et fast rammeverk, og kan brukes til å trekke fram visse aspekter ved miljøpåvirkningen, som for eksempel folkehelse eller politiske mål. Siden vekting er subjektivt, vil ikke alle være enige i hvordan det er gjennomført. For nordmenn er ikke vannforbruk like viktig som for en person i tørkeutsatte områder. Gruppering er også en måte å rangere miljøindikatorer basert på verdivalg, og hvordan disse metodene brukes avhenger av målet og omfanget til analysen.

Det er utarbeidet flere metoder for å utrede miljøpåvirkningene i livsløpsinventaret. Denne analysen benytter seg av ReCiPe 2016-metoden, som er en velkjent metode i LCA-miljøet (Goedkoop et al., 2009). Metoden utarbeider resultater i hovedsakelig to kategorier, «midpoint» og «endpoint». Endpoint-tilnærmingen gir et estimat på skadevirkningene på menneskelig helse i form av antall år av livet som går tapt, skadevirkningene på økosystemdiversitet i form av antall arter som går tapt per år og skadevirkningene på ressurstilgjengelighet i form av økte kostnader. Disse tallene medfører større usikkerheter fordi de er derivert fra de mer objektive resultatene fra midpoint-kategoriene, gjennom normalisering og gruppering, og modellering av kompliserte korrelasjoner med en mengde antakelser. Midpoint-kategoriene innebærer en kvantifisering av potensielle miljøpåvirkninger uten å beskrive skadeomfanget og virkningene av disse videre i kjeden. For eksempel får man se hvor mange kg CO₂-ekvivalenter produksjonen vil slippe ut, men ikke hvor mye den globale temperaturen stiger som resultat av dette.

2.4 TOLKNING AV RESULTATER

Livsløpstolkning er den siste fasen av LCA-prosessen og er en systematisk måte å identifisere, kvantifisere, evaluere og kommunisere den resulterende informasjonen fra livsløpsinventaret og vurderingen av miljøpåvirkningene. Livsløpstolkning har definerte målsettinger som inkluderer å analysere resultatene, trekke konklusjoner, forklare begrensninger og gi anbefalinger basert på funnene i de tidligere fasene og å rapportere disse resultatene på en åpen måte. I tillegg skal resultatene presenteres på en forståelig, fullstendig og konsistent måte, som beskrevet i målet og omfanget til studiet.

Å trekke konklusjoner er ikke så lett som å si at tjue er mer enn femten. Alle resultatene blir bygget på usikkerhetene og antakelsene som gjøres i innsamling av datagrunnlaget, og resultatene kan dermed også bli omtåket. Alle valg man gjør som er basert på antakelser, estimer og verdivalg må derfor inkluderes og kommuniseres tydelig i sluttresultatet for å kunne bedre forklare den endelige konklusjonen. I noen tilfeller vil det ikke være mulig å trekke en klar konklusjon og si at det ene er bedre enn det andre fordi usikkerhetene blir for mange. Dette betyr ikke nødvendigvis at analysen har vært bortkastet, men at mengden usikkerhet rundt temaet kan være et resultat i seg selv. Målet er å gjøre beslutningstakere bedre informert slik at de har en bredere forståelse av de forskjellige miljøbelastningene knyttet til alternativene. (Curran, 2006)

3 MÅL OG OMFANG

3.1 FORMÅL MED ANALYSEN

Formålet med analysen er å undersøke videreføringsmulighetene til et elbilbatteri som ikke lenger brukes i kjøretøy, med fokus på avhendingsprosessene og gjenbruksapplikasjoner, for å kvantifisere utslipp av klimagasser og miljøgifter, samt behov for råvarematerialer og energiresurser. Gjennom livsløpsanalysemetoden ønsker jeg å avdekke nytteeffektene av å bruke et elbilbatteri til lagring av selvprodusert elektrisitet i enten husholdninger eller industriell skala. Batteriretur AS har etterspurt en undersøkelse av CO₂-utslippene knyttet til deres virksomhet og prosessene som er direkte knyttet til avhendingsfasen av et elbilbatteri. Produksjon, bruk, gjenbruk og gjenvinning av elbilbatterier innebærer en rekke interessante problemstillinger, rundt for eksempel råvaretilgjengelighet i verden og hvorvidt det er bedre å resirkulere batteriene så raskt som mulig for så å heller finne andre løsninger for lagring, og dermed redusere etterspørselen etter kritiske materialer. Slike problemstillinger vil bli diskutert i lys av resultatene.

3.2 OMFANG AV ANALYSEN

Jeg skal ta for meg et elbilbatteri som har vært i bruk i kjøretøy inntil batteriet vurderes som for dårlig eller upassende for videre bruk, enten ved skade, mistanke om skade eller lignende. For denne analysen betyr dette at batteriene som tas imot og brukes vil være degradert til 80 % av den opprinnelige kapasiteten. Dette gjøres med utgangspunkt i Batteriretur sine aktiviteter rundt innsamling, ombygging, gjenbruk og gjenvinning av materialer. Studien vil ta for seg scenarier der elbilbatterier brukes i sekundære applikasjoner etter endt bruk i kjøretøy og etter en ombyggingsfase. På bakgrunn av eksisterende studier rundt forskjellige bruksprofiler vil det gi et bilde av mengden energi som batteriet klarer å levere over levetiden, og dermed nytteeffekten av applikasjonen.

Studiet tar utgangspunkt i at batterikjemien NMC benyttes, og ser dermed bort fra bilmerker som Tesla, selv om disse fint kan gjenbrukes. Videre begrunnelse gjøres i kapittel 6.2.

Jeg har valgt å dele opp det faktiske livsløpet til battericellene i to for å kunne fokusere på avhendingsprosessene etter bruk i elbil, derav også inkludert gjenbruk, og miljøbelastningene knyttet til dette. Livsløpet deler seg slik at uthenting av jomfruelige materialer, produksjon og

primærbruk av elbilbatteriet *ikke* inkluderes, men holdes separert fra livsløpet til sekundær-applikasjonene. Analysen begynner når batteriet har blitt levert etter ferdig bruk i elbil og slutter når batteriet sendes til kontinentet for den siste materialgjenvinninga etter endt bruk i stasjonær applikasjon. Beskrivelse av livsløpsfasene og hva disse innebærer finnes nedenfor, i kapittel 3.2.4.

3.2.1 Funksjonell enhet og referansestrøm

Funksjonell enhet (F.E.) definerer tjenesten som produktet skal levere over levetiden og kvantifiserer levetid og ytelse for å gjøre produktet sammenlignbart med lignende produkter. Siden gjenbruk av batteri åpner for en rekke forskjellige applikasjoner, må man sammenlikne likhetene i funksjonene som batteriet skal oppfylle. I alle tilfeller vil batteriet fungere ved å levere lagret elektrisitet. Forskjellene ligger imidlertid i hva elektrisiteten brukes til, hvor mye det leverer over levetiden, bruksprofil over tid og skalering i form av hvordan batteriene potensielt bygges om til større applikasjoner gjennom å koble sammen battericeller fra flere batteripakker. Den funksjonelle enheten er for analysen er derfor definert ut fra den totale mengden energi som blir levert over bruksfasen, målt i kWh:

- *1 (én) kWh levert elektrisitet i løpet av bruksfasen til den ombygde lagringsenheten*

Batteriets størrelse spiller en betydelig rolle når det gjelder miljøbelastningene per levert energi, og referansestrømmen for analysen blir derfor:

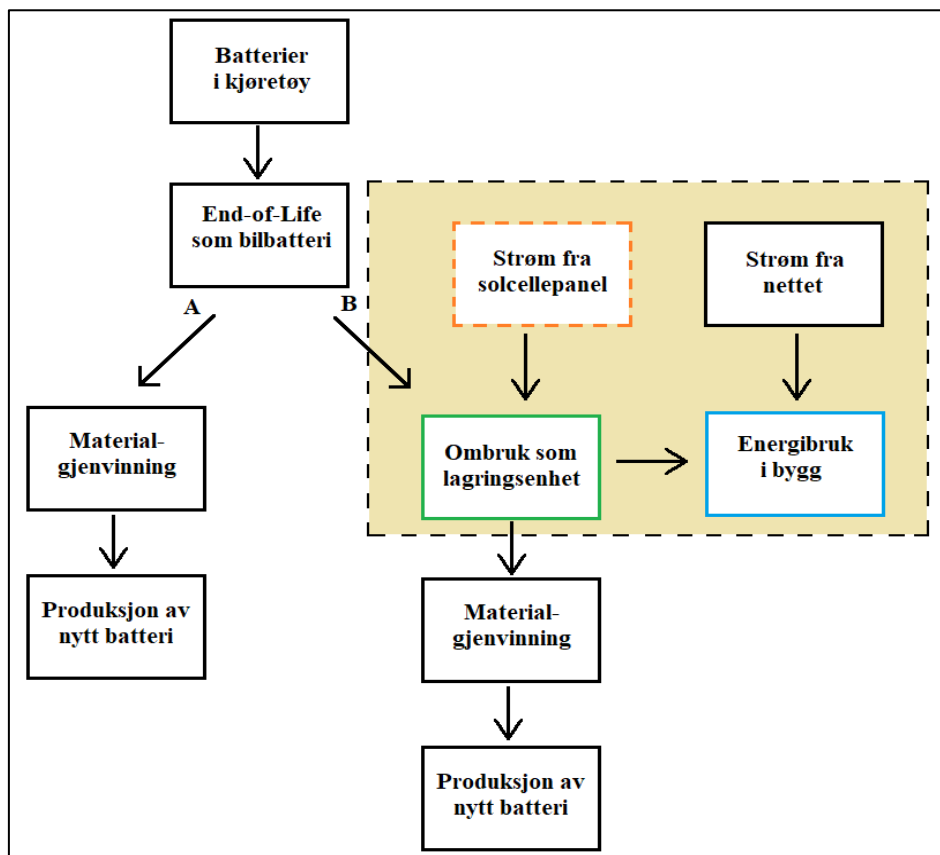
- *Antall kg batteri per kWh*

Det er behov for referansestrømmen fordi batterier er modellert ut fra egenvekten deres, og alle miljøbelastninger knyttet til produksjon av batteriet vil være per kg batteri. Ved å videre multiplisere resultatene fra miljøpåvirkningene med referansestrømmen vil man dermed få et tall som viser hvor store miljøpåvirkningene er i forhold til energien som leveres, med andre ord batteriets funksjon.

3.2.2 Beskrivelse av verdikjeden

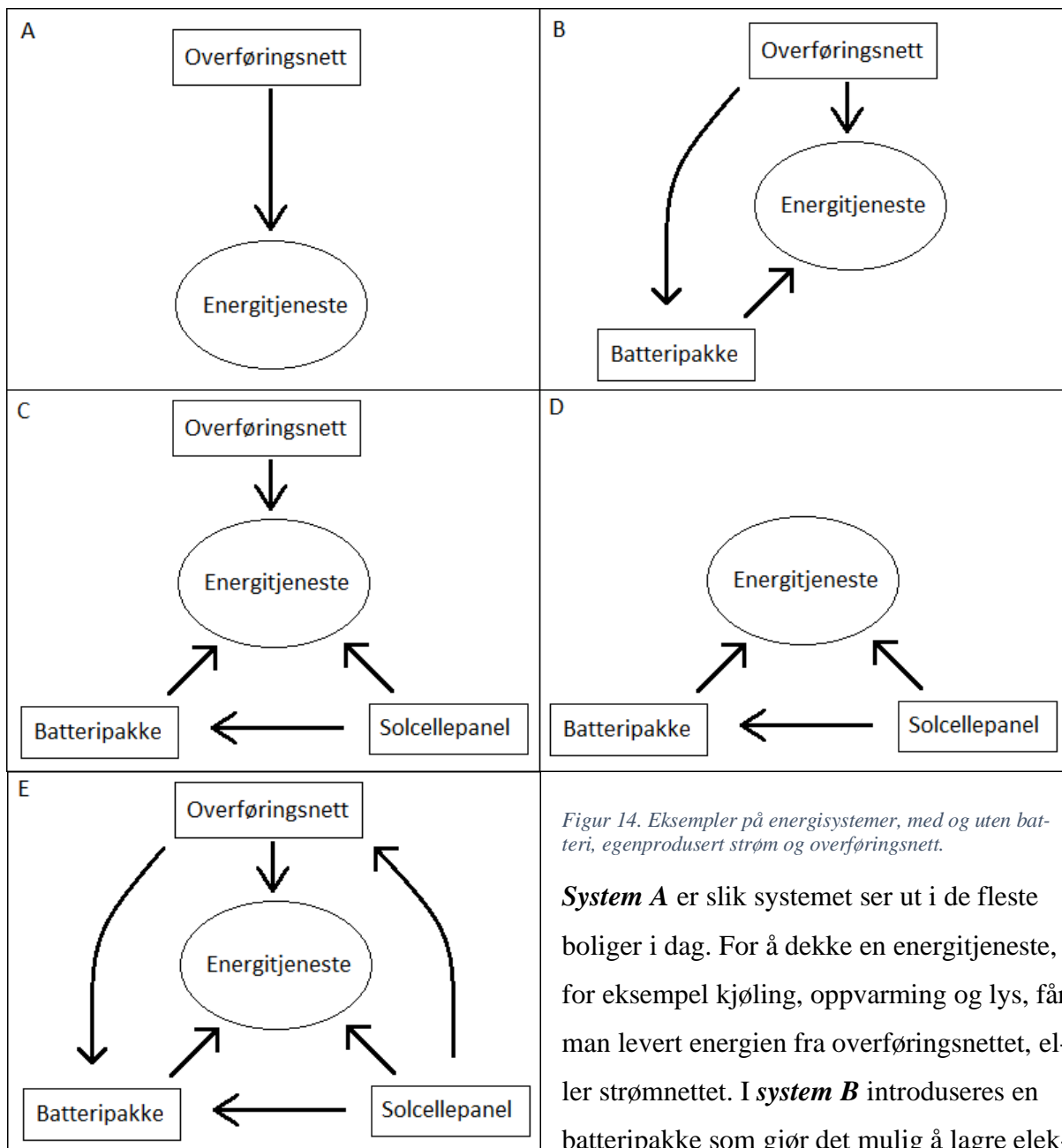
Som nevnt tidligere begynner analysen i det batteriet er tatt ut av kjøretøyet på verksted. En forenklet fremstilling av systemet er vist i Figur 13. Batteriet har hovedsakelig to mulige retninger det kan gå, som vist i figuren:

- A. Batteriene transporteres fra verksted til et sentrallager, og dermed videre til Batteriretur der de demonteres så mye som mulig, utlades og sendes til materialgjenvinning i Europa. De demonterte materialene, hovedsakelig plast, kobber, stål, EE-avfall og aluminium blir gjenvunnet lokalt i Sandefjord. Materialene som hentes ut ved gjenvinning av battericellene er antatt å gå til å produsere nye elbilbatterier, og med unntak av materialene som ikke gjenvinnes får man et tilnærmet sirkulært livsløp.
- B. Batteriene transporteres via sentrallager til Batteriretur der de demonteres og utlades før de blir ombygget til batteriskap. For å bygge batteriskapet kjøpes det inn en rekke komponenter som stålskap, kobberkabler, kabelnett, styringskomponenter, skinneresystem, batteristyresystem med mer. Dette introduserer nye belastninger for miljøet. Batteribanken blir dermed transportert til kunden der det vil lagre og levere elektrisitet i et varierende antall år, avhengig av bruksformål og -profil. I bruksfasen vil Batteriretur stå for vedlikehold og eventuelle reparasjoner. Når batteriene har degradert nok til at systemet ikke lengre er teknisk eller økonomisk gunstig, blir det demontert og sendt tilbake til Batteriretur, der det følger tilnærmet lik rutine som batteriene ellers ville gjort, med demontering, utladning og forsending til kontinentet.



Figur 13. Forenklet fremstilling av verdikjeden. Innlemmet i den rutete boksen er eksempel på hvordan lagringssystemet fungerer.

Den fargede delen av figuren viser lagringssystemet og hvordan batteriet eksempelvis brukes til å dekke et energibehov i bygg. Energikjeden varierer fra applikasjon til applikasjon. Derfor har jeg inkludert noen eksempler på energisystemer, med og uten både batteri og solcellepaneler:



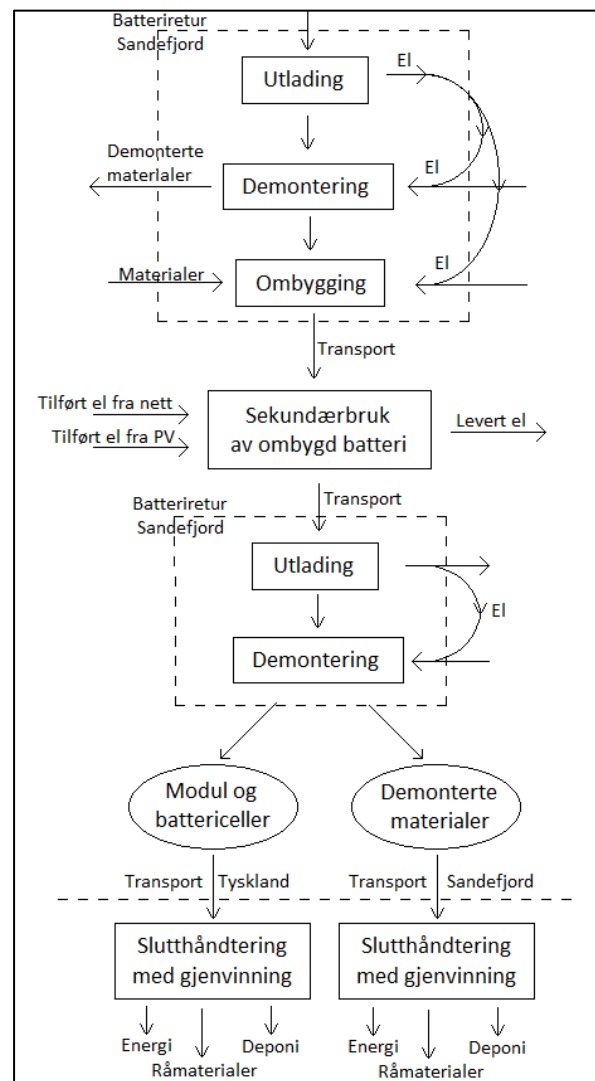
Figur 14. Eksempler på energisystemer, med og uten batteri, egenprodusert strøm og overføringsnett.

System A er slik systemet ser ut i de fleste boliger i dag. For å dekke en energitjeneste, for eksempel kjøling, oppvarming og lys, får man levert energien fra overføringsnettet, eller strømmettet. I **system B** introduseres en batteripakke som gjør det mulig å lagre elektrisitet fra strømmettet for så å bruke den senere for å dekke energitjenesten. **System C** viser et system der solcelleprodusert elektrisitet er introdusert, og at batteriet er koblet til dette for å lagre overskuddsstrøm. Man kan fortsatt benytte strømmettet for å dekke behovet. **System D** viser et off-grid-nett, der energibehovet ikke kan dekkes med energi fra strømmettet. Batteriet

gjør det i dette tilfellet mulig å spre ut den produserte energien fra solcellepanelet over lengre tid, og ikke bare når sola er oppe. **System E** viser en situasjon der alt er koblet sammen. Her kan man selge overskuddsstrøm fra solcellene inn på nettet i tillegg til å lagre den, og man kan bruke strøm fra nettet for å lagre til senere. Det finnes en mengde variasjoner når man introduserer slike smarte systemer. Disse krever aktiv styring i form av definerte algoritmer med målfunksjoner knyttet til økonomi eller miljø for å drives optimalt, noe som i seg selv fører til energitap i systemet.

For bruksfasen i denne analysen så vil **system A** i Figur 14 være nullalternativet som lagringssenheten sammenlignes med. For enkelthets skyld vil jeg se nærmere på **system B** og **system D**, altså lagring av ren og billig energi om natten for å erstatte skitten og dyr energi om dagen, og lagring av selvprodusert elektrisitet som for eksempel solkraft som studieobjekter. I alle tilfeller vil energimiksen i strømmettet hovedsakelig være basert på den norske energimiksen, men det vil inkluderes sensitivitetsanalyser for å sammenligne miljøbelastningene ved forskjellige energimikser, eksempelvis den europeiske.

En litt mer detaljert verdikjede er inkludert på høyre side, i Figur 15. Denne viser hvordan batteriet beveger seg gjennom livsløpet dersom det gjenbrukes. Livsløpet starter med transport til Batteriretur og inkluderer alle miljøbelastninger knyttet til dette. De stiplede firkantene representerer de fasene der batteriet holder seg innenfor Batteriretur sine vegger. Denne figuren er også en litt forenklet versjon da den ikke inneholder absolutt alle prosesser, som dokumentasjon og diagnostisering, hvilke materialer som går inn og ut, og lignende, men den viser i hvilke ledd det er behov for energi og nye materialer og i hvilke ledd det hentes ut energi og materialer fra batteriet. Ifølge Batteriretur blir rundt 30 % av totalvekten til batteriet demontert i Norge og sendt til lokal gjenvinning. Elektrisiteten som blir hentet ut under utlading går til å dekke energibehovet



Figur 15. Mer utfyllende fremvisning av Batterireturs virksomhet.

hos Batteriretur, og vil føre til en reduksjon av levert strøm fra nettet. Modul og battericeller vil etter endt bruk bli sendt til kontinentet via lastebil til Oslo og deretter lasteskip til Tyskland og lastebil videre til gjenvinningsanlegget. Mesteparten av materialene i cellene blir gjenvunnet, mens materialer som plast, elektrolytt og øvrige materialer enten blir deponert eller forbrent med energigjenvinning.

For analyse av miljøbelastninger knyttet til lagring og forbruk av nettlevert elektrisitet vil databasen Ecoinvent 3.3 benyttes, slik man finner den i SimaPro. Den norske og europeiske energimiksen vil benyttes som sammenligningsgrunnlag.

3.2.3 Beskrivelse av markedsområdet

Batteriretur sitt markedsområde er hele Norge. Det er ingen andre aktører i landet som tar imot elbilbatterier som avfallsfraksjon, og potensielle kunder av gjenbruksapplikasjoner finnes også i hele landet. En majoritet av elbileiere befinner seg der befolkningen er tettest, altså i storbyene rundt om i landet, og gjennomsnittlig transportavstand for de oppbrukte batteriene er 508,6 km før de ankommer Batteriretur. (Pers. medd. Runar Veiby hos DB Schenker) Det antas en gjennomsnittlig avstand på 15 km fra verksted til sentrallager for hele markedsområdet og en gjennomsnittlig avstand på 150 km fra Batteriretur Sandefjord til kundene.

3.2.4 Livsløpsfaser som er inkludert i analysen

Denne livsløpsanalysen bygger på modulsystemet etter EN 15804-standarden som vist nedenfor, og alle fasene er inkludert som forklart under: Produktfasen (A1-A5), bruksfasen (B1-B7), avhendingsfasen/sluttfasen (C1-C4) og nytte-/belastningsfasen (D).

Building Assessment Information														
Building Life Cycle Information											Supplementary Information beyond the Building Life Cycle			
A1-A3			A4-A5		B1-B7					C1-C4				D
PRODUCT stage			CONSTRUCTION PROCESS stage		USE stage					END OF LIFE stage				Benefits and loads beyond the system boundary
A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	
Raw material supply	Transport	Manufacturing	Transport	Construction-installation process	Use	Maintenance	Repair	Replacement	Refurbishment	Deconstruction Demolition	Transport	Waste Processing	Disposal	Reuse-Recovery-Recycling-Potential scenario
			scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	scenario	
					B6 Operational energy use									
					B7 Operational water use									

Figur 16. Livsløpsfasene som gitt av EN 15804-standarden.

Livsløpet som analyseres begynner når batteriet er ferdig brukt i kjøretøy og levert til avhending. Batteriet fjernes fra bilen ved bileiers lokale verksted. Dermed blir det hentet og transportert til et mer sentralt lager. Batteriene samles og transporteres til Batteriretur i Sandefjord (A1 og A2), hvor de demonteres, testes for gjenbrukspotensiale, lades ut og bygges om til nye formål (A3). Deretter transporteres og installeres de hos kjøper (A4 og A5), hvor batteriet kommer til å forbli de neste årene. Brukstiden kan variere avhengig av applikasjon, fra 1,7 år ved bruk i hurtigladestasjoner til 29 år ved bruk i avbruddsfrie strømforsyninger. (Casals et al., 2017) Under brukstiden (B1) vil det være behov for kontinuerlig kundeservice fra Batteriretur sin side for å vedlikeholde (B2) og erstatte (B4) battericeller som ikke fungerer lenger. Belastningen for disse fasene antas å være så lave at de ikke inkluderes i beregningene. Reparasjoner (B3), oppussing (B5) og vannforbruk (B7) er tilsvarende lik null. Energiforbruk under drift (B6) tilsvarer all elektrisiteten som batteriet forbruker under oppladning. Dette vil undersøkes separat og sammenlignes med resten av systemet i etterkant. Når batteriets kapasitet har degradert til rundt 60 % av original kapasitet så avinstalleres batteripakken (C1) og transporteres tilbake til Batteriretur (C2) for gjenvinning. Batteriene lades ut og demonteres så mye som mulig i Sandefjord før resten sendes til Tyskland eller Frankrike, der resten av materialgjenvinningen skjer. Dette innebærer mekanisk behandling, eller «shredding», og pyro- og hydrometallurgisk behandling (C3). De gjenvunnede råmaterialene kan så brukes i produksjon av nye batterier. Det som ikke materialgjenvinnes blir i stor grad energigjenvunnet (D), og sluttprodukter som slagg blir deponert (C4).

For å analysere virkningene av å gjenbruke et elbilbatteri, inkluderes D-fasen, der nytter og belastninger utenom systemgrensene analyseres. I dette tilfellet betyr det å se på nullalternativene, altså hvordan utslippene og energibruken forandres ved å benytte seg av energilagringssystemer framfor å hente energien fra andre kilder.

3.3 ALLOKERINGSPROSEDYRER OG MULTIFUNKSJONALITET

En verdikjede er sjelden fullstendig lukket, og i enhetsprosesser der det produseres flere bi-produkter eller situasjoner der prosesser og produkter oppfyller flere funksjoner, er det viktig med gode allokeringprosedyrer i livsløpsregnskapet. Dette gjelder spesielt når det kommer til resirkulering og avfallshåndtering. I denne analysen så vil det skje en avgrensning (cut-off) i verdikjeden for materialer som gjenvinnes. Med andre ord så vil både belastningene fra prosesser og nytteverdien av substitusjon av jomfruelige ressurser av de materialene som sendes til resirkulering i utlandet og alle belastningene knyttet til dette, falle på det neste produktet i verdikjeden. Kun de materialene som går til sluttavhending, altså forbrenning og deponering, inkluderes i analysen. I tillegg vil det skje en systemutvidelse for å inkludere strømproduksjonen som erstattes ved energigjenvinning i sluthåndtering og ved utlading av batteriene i ombyggingfasen.

Multifunksjonalitetsproblemer oppstår når en enhetsprosess har flere funksjoner, for eksempel når en prosess produserer flere forskjellige produkter, der kun det ene produktet er av interesse. Vanligvis er disse problemene allerede håndtert i datasettene ved at hvert punkt med multifunksjonalitet fordeles likt mellom alle produktene. Et batteri har hovedsakelig én funksjon – å lagre og levere elektrisitet. Likevel kan man si at et batteri kan ha flere funksjoner, avhengig av hva formålet med å bruke batteriet er, som forklart i kapittel 1.2. Dette er ikke et multifunksjonalitetsproblem på samme måte, men likevel noe man må ta hensyn til når man lager en analyse av bruksfasen til batteriet. Selv om batteribanken kan brukes i hurtigladedestasjoner og i avbruddsfrie systemer vil disse bruksprofilene ikke inkluderes i analysen. Diverse strømkilder og energimikser vil derimot analyseres for å gi et bilde av hvordan lokasjon og systemsammensetning har noe å si, mens levetid og andre konsekvenser av forskjellige bruksprofiler kun vil bli diskutert i diskusjonskapittelet.

3.4 KATEGORISERING OG KARAKTERISERING AV MILJØPÅVIRKNINGER

Som nevnt i kapittel 2.3 er det nødvendig å velge og definere hvilke miljøpåvirkningskategorier man skal undersøke nærmere, som for eksempel global oppvarming og forsuring. Disse er vanligvis bundet til hvilken metode man benytter, med mindre man bygger opp sin egen. I analysen min brukes ReCiPe 2016-metoden, og Tabell 5 viser hvilke miljøpåvirkningskategorier denne metoden tar hensyn til, med oversettelse.

Forkortelse	Miljøpåvirkningskategori (engelsk)	Enhet	Norsk oversettelse	Karakteriseringsfaktor (engelsk)	
GW	Global warming	kg CO2 eq	Global oppvarming	Global warming potential	GWP
SOD	Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	Nedbrytning av ozonlaget	Ozone depletion potential	ODP
IRAD	Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	Ioniserende stråling	Ionizing radiation potential	IRP
OFHH	Ozone formation, Human health	kg NOx eq	Ozondannelse, helseeffekt	Photochemical oxidant formation potential	POFP
FPMF	Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	Dannelse av svevestøv	Particulate matter formation potential	PMFP
OFTE	Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	Ozondannelse, økosystemer	Photochemical oxidant formation potential	POFP
FE	Freshwater eutrophication	kg P eq	Eutrofiering i ferskvann	Freshwater eutrophication potential	FEP
TA	Terrestrial acidification	kg SO2 eq	Forsuring på landjord	Terrestrial acidification potential	TAP
TE	Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq	Økotoksisitet på landjord	Terrestrial ecotoxicity potential	TETP
FET	Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq	Økotoksisitet i ferskvann	Freshwater ecotoxicity potential	FETP
ME	Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq	Økotoksisitet i havvann	Marine ecotoxicity potential	MEP
HCT	Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq	Kreftfremkallende toksisitet	Human carcinogenic toxicity potential	HCTP
HNCT	Human-non carcinogenic toxicity	kg 1,4-DCB eq	Ikke-kreftfremkallende toksisitet	Human non-carcinogenic toxicity potential	HnCTP
LU	Land use	m2a crop eq	Landbruk	Land occupation potential	LOP
MRS	Mineral resource scarcity	kg Cu eq	Knapphet av mineralressurser	Mineral depletion potential	MRDP
FRS	Fossil resource scarcity	kg oil eq	Knapphet av fossile ressurser	Fossil depletion potential	FRDP
WC	Water consumption	m3	Forbruk av vann	Water depletion potential	WRDP

Tabell 5. Miljøpåvirkningskategorier inkludert i ReCiPe 2016-metoden, med norsk oversettelse. Karakteriseringsfaktorer for enklere sammenligning er også inkludert.

Klassifisering og karakterisering innebærer at alle avgasser og stoffer tilskrives en påvirkningsfaktor og at de tillegges en viktighetsfaktor basert på påvirkningspotensialet. For eksempel så tilskrives både karbondioksid og metan til å bidra til global oppvarming, men metan er en mye mer potent drivhusgass og hver kg metan telles som tilsvarende lik 28 kg karbondioksid i et tidsperspektiv på 100 år, og derav telles oppvarmingspotensialet i CO₂-ekvivalenter. Disse klassifiseringene og karakteriseringene gjøres automatisk i SimaPro gjennom metoden som er valgt.

De ulike påvirkningskategoriene er klassifisert ut fra troverdighet og datakvalitet. Kategoriene som er tilfredsstillende som de er, er klimaendringer, svevestøv og ozonnedbrytning. Følgende kategorier anbefales, men har behov for forbedringer: forsuring, ioniserende stråling, fotokjemisk ozondannelse og eutrofiering. De resterende kategoriene bør brukes med forsiktighet. Disse inkluderer menneskelig toksisitet, økotoksisitet og land- og vannbruk. (ILCD Handbook, referert i Lewrén, 2019)

4 LIVSLØPSREGNSKAP

4.1 DATAINNSAMLING OG DATAKVALITET

Nødvendig informasjon og data har vært hentet fra en rekke diverse kilder. Så langt det har vært mulig har jeg forsøkt å innhente data direkte fra Batteriretur, men av årsaker som blant annet konfidensialitet har det ikke vært mulig å benytte fullstendig og korrekt informasjon. Datagrunnlaget er derfor basert på, i tillegg til Batteriretur, lignende analyser og rapporter om batterier, elbiler og lignende, databasen Ecoinvent 3.3, statistikk fra diverse offisielle aktører samt informasjonshefter fra bilprodusenter. I tillegg til å bruke informasjon direkte fra disse kildene har jeg foretatt enkle beregninger for å samkjøre datapunktene fra de forskjellige kildene, slik at de blir sammenlignbare og brukbare.

Siden mye av oppgaven baserer seg på data fra forskjellige kilder og beregninger basert på ulike typer forutsetninger, kan ikke datakvaliteten klassifiseres som særlig god. De fleste antakelsene er basert på tilgjengelig informasjon fra andre systemer, omregninger eller i verste fall kvalifiserte gjetninger. Diverse feilkilder og nærmere forklaring om forutsetningene blir diskutert i kapittel 6.2, «Kritisk refleksjon».

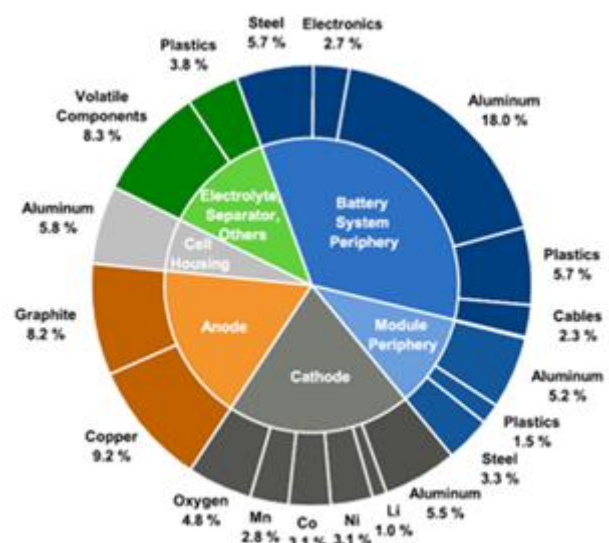
4.2 DATAGRUNNLAG

4.2.1 Batteriet

På grunn av sensitiv informasjon og avtaler med produsenter var det vanskelig å få tak i spesifik informasjon om materialsammensetning for bilbatteriene som Batteriretur mottar. Det er gjort lignende analyser tidligere der sammensetning av litium-batterier er inkludert, men det er variasjoner mellom disse. Figur 17, vist under, er utgangspunktet jeg fikk av Batteriretur. Denne viser et eksempel på materialsammensetningen til et NMC-batteri slik det blir levert til Batteriretur. Tabell 6 viser den totale materialsammensetningen til batteriet.

Materialie	Andel
Aluminium	34,50 %
Plastikk	11,00 %
Kobber	9,20 %
Stål	9,00 %
Flyktige komp.	8,30 %
Grafitt	8,20 %
Oksygen	4,80 %
Nikkel	3,10 %
Kobolt	3,10 %
Mangan	2,80 %
Elektronikk	2,70 %
Kabler	2,30 %
Litium	1,00 %

Tabell 6. Materialsammensetning av et litiumbatteri av typen NMC, etter materiale.



Figur 17. Materialsammensetning av et litiumbatteri av typen NMC, etter komponent. (Diekmann et al., 2018)

Det er gjort en rekke antakelser angående batteriet som studeres. I stedet for å basere analysen på ett merke har jeg innhentet informasjon om de mest solgte bilmerkene som bruker batteritypen NMC i Norge og gjort vektete gjennomsnittsregninger basert på informasjon om disse.

Tabell 7 viser hvor mange av hvilket bilmerke som kjørte på norske veier i september 2019 og hvor mange moduler og celler batteriene til merkene består av. Prosentandelen er ikke av markedet, men av beregningsmessige årsaker. Det er foretatt snittregninger for å finne hvor mange moduler det gjennomsnittlig er i batteriene som Batteriretur tar imot, der den nederste utregningen har tatt hensyn til fordelingen av de forskjellige bilene på markedet, gitt av tabellen. På denne måten får de mest populære bilmerkene mer å si på resultatet. Gjennomsnittlig vekt antall moduler per batteri er antatt å være 19.

Merke	Modell	Antall på markedet		Antall moduler	Celler/modul	Celler	Batterivekt
Nissan	Leaf	55 964	33,78 %	24	8	192	303
VW	e-Golf	39 608	23,91 %	27	9,78	264	353
BMW	i3	23 951	14,46 %	8	12	96	322
Kia	Soul EV	16 899	10,20 %	8	24	192	274
Renault	Zoe	11 492	6,94 %	12	16	192	385
VW	e-UP!	9 438	5,70 %	17	12	204	228
Hyundai	Ioniq Electric	8 331	5,03 %	12	8	96	284
Totalt / gjennomsnitt		165 683	100 %	15,43	12,83	176,57	299,9
Gjennomsnitt med hensyn til andel				18,94	11,42	191,19	315,15

Tabell 7. De syv mest populære elbilmerkene etter antall og andel (Motorvognregisteret, 2019, referert i infogram.com, 2019), med info om antall moduler, celler og vekt. (EVSpecifications, u.å.-a; EVSpecifications, u.å.-b; EVSpecifications, u.å.-c; Green Car Congress, 2015; Larkum, 2017; motorpress, u.å.; Volkswagen, 2018; Zubi et al., 2018)

Mengden energi som kan hentes ut fra hvert batteri gitt antakelsene om energi per modul og antall moduler per batteri er gitt i Tabell 8 nedenfor. Batteriretur antar at de kan hente ut mellom 0,5 og 0,8 kWh per modul ved utlading. Det mest sannsynlige scenariet gitt informasjonen som er tilgjengelig er at det, i snitt, hentes ut 12,3 kWh for hvert batteri som lades ut. For hvert batteri som ble tatt imot, brukte Batteriretur Høyenergi 26 kWh med elektrisitet i 2017. Med utlading blir resulterende netto energibruk i underkant av 14 kWh per batteri som tas imot, sannsynligvis noe lavere siden mengden batterier som tas imot øker for hvert år og fordi noe av energibruken er bundet til oppvarming og andre tjenester enn det som kreves til behandling av batteriene. Likevel antas energibruken å være 14 kWh per batteri som tas imot for denne analysen.

	Nedre antakelse	Gjennomsnitt	Øvre antakelse
Uten hensyn	7,71	10,03	12,34
Med hensyn	9,47	12,31	15,15

Tabell 8. Utrekning av utladet energi i kWh under demonteringsfasen, basert på tall fra Batteriretur, med og uten hensyn til vektning av andel som forklart over.

Det antas også at batteriene som tas imot er degradert til 80 % og vil brukes til de er degradert til 60 %. Dette er ikke slik Batteriretur har spesifisert virksomheten sin. De tar hovedsakelig i bruk batterier som ikke er helt utbrukt, men som av diverse grunner ikke kan brukes i kjøretøy lengre. Et resultat av dette er at de har høyere kapasitet enn fullt utbrukte batterier, og det resulterende livsløpsregnskapet vil ikke være representativt for et eventuelt bruktbatterimarked.

4.2.2 Transport

Transportøren til Batteriretur viste til en gjennomsnittlig transportavstand på 508,6 km i sin rapport om kunden. Dette antas å være gjennomsnittlig avstand fra sentrallager til Batteriretur i Sandefjord med en fullastet lastebil. En lastebil er antatt å ha plass til 10 mellomstore elbil-batterier, basert på antakelser gjort av Batteriretur om pallplass. Jeg antar en gjennomsnittlig avstand på 15 km fra verksted til sentrallager og at det kun sendes ett eller to batterier om gangen fra disse. Det antas en gjennomsnittlig avstand på 150 km til kunde og samme avstand tilbake for demontering ved end-of-life.

Startpunkt	Avstand	Antall batterier	Totalvekt	Sluttpunkt	Per skap
Verksted	15 km	1 til 2	473 kg	Sentrallager	8
Sentrallager	508,6 km	10	3 153,5 kg	Batteriretur	1,2
Batteriretur	150 km	Batteriskap	3 077,4 kg	Kunde	1
Kunde	150 km	Batteriskap	3 077,4 kg	Batteriretur	1

Tabell 9. Transportantakelser for analysen, tallene er per reise.

Batteriskapene som Batteriretur har satt opp er plassert i en container, men dette ser jeg bort fra i analysen. Tabellen over viser avstandene, vekt og hvor mange batterier som sendes per lastebil for de forskjellige reiseveiene. Til høyre vises antall reiser som må til for å dekke behovet for batteriskapet. Vektmessig antas det at lastebilene har en lav fyllingsgrad siden batteriene tar så stor plass.

4.2.3 Demontering

Batterivekten antas ifølge Batterireturs årsrapport å bli redusert med 30 % under demontering, og går dermed fra 315,35 kg per batteri (per Tabell 7) til 220,75 kg/batteri, eller 11,62 kg per modul før det monteres i batteriskap. De demonterte materialene går til lokal gjenvinning i Sandefjord og disse prosessene går vanligvis utenfor systemgrensene når materialene gjenvinnes og brukes til ny produksjon. Det som eventuelt forbrennes eller deponeres inkluderes i livsløpet til batteribanken, og for denne analysen gjelder forbrenning av diverse plast med energigjenvinning som erstatter elektrisitet fra norsk miks.

4.2.4 Batteribanken

Tekniske spesifikasjoner av batteribanken er hovedsakelig basert på antakelser og kvalifiserte gjetninger og vurderinger av data fra andre kilder, deriblant Tabell 1 fra Zubi et al. (2018) og kjøretøyinformasjon fra produsentenes og bilentusiasters nettsider. De viktigste punktene er nevnt i tabellen under.

Basert på bilder og kvalifiserte gjetninger fant jeg at det er mellom 10 og 14 batteripakker fra elektriske kjøretøy i et batteriskap, og for denne analysen antas det å være 12 batterier á 19 moduler, totalt 228 moduler. Alle energispesifikasjonene som presenteres nedenfor er justert ned fra den opprinnelige kapasiteten for å representere degraderingen.

Antall batterier per skap	12	stk
Antall moduler per batteri	19	stk
Antall moduler per skap	228	stk
Kapasitet per batteri	25,47	kWh
Kapasitet per modul	1,34	kWh
Kapasitet i skap	305,65	kWh
Vekt per modul	11,62	kg
Vekt stålskap	200	kg
Diverse ekstra vekt/modul	1	kg
Totalvekt skap	3077,4	kg
Vekt per kapasitet	10,1	kg/kWh

Tabell 10. Energispesifikasjoner for batteribanken.

Sammensetningen av databanken er nesten utelukkende basert på antakelser og gjetninger. Type komponenter kommer fra mail-korrespondanse med Batteriretur og lignende analyser som f.eks. av Ahmadi et al. (2015), samt hva som er tilgjengelig i Ecoinvent. I møte med manglende informasjon så jeg meg nødt til å gjøre grove antakelser rundt vekt og mengde for å kunne fortsette analysen. Antakelsene og viktigheten av disse vil komme fram i resultatdelen slik at det skal være enkelt å opp- og nedjustere resultatene ut fra hvilke antakelser som er feil.

I Tabell 11 vises antakelsene om hvor mye av diverse materialer som inngår per modul og totalt ved ombygging til batteriskap. Andelen av hvert materiale er basert på gjetning og av den grunn vil det inkluderes en bidragsanalyse for materialsammensetningen der belastningsfordelingen mellom komponentene blir vist. Enhver antakelse som er gjort feilaktig vil dermed raskt kunne korrigeres visuelt.

<i>Komponent</i>	<i>Mengde/modul</i>	<i>Mengde totalt</i>
Stålskinner	0,5 kg	114 kg
Circuit, logic	0,01 kg	2,28 kg
Electric components	0,01 kg	2,28 kg
Data cable	0,5 m	114 m
Copper cable	0,5 m	114 m
Polyethylene	0,2 kg	45,6 kg
Injection moulding	0,1 kg	22,8 kg

Tabell 11. Antakelser om nye komponenter introdusert ved ombygging til batteribank.

4.2.5 Bruksfasen

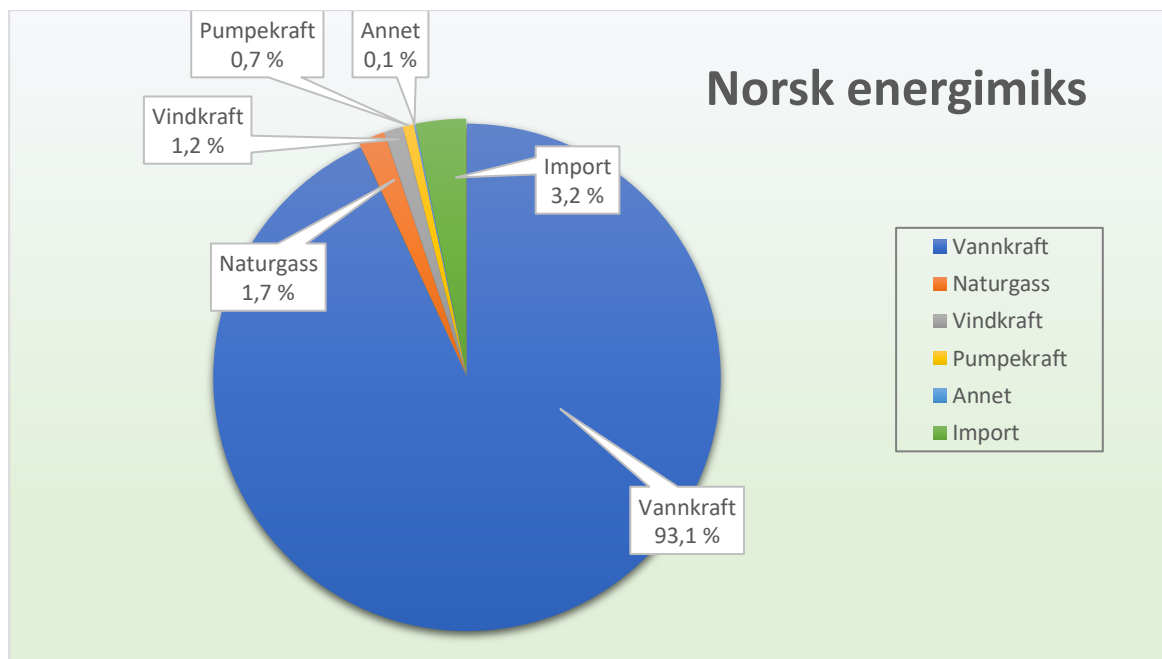
Antakelsene rundt bruksfasen er basert på artikkelen i PushEVs (2018) samt informasjon fra Batteriretur og omregninger rundt disse. Batteriretur antok at antall sykluser batteribanken ville holde før det ble degradert var mellom 1000 og 4000, avhengig av bruksprofil. Analysen som ble nevnt av PushEVs viser at man kan få opptil 6 000 sykluser av et nytt batteri dersom man kun operer mellom 20 % og 70 % av kapasiteten og 3 500 sykluser dersom man opererer mellom 20 % og 80 % og bruker det til det har degradert til 70 % av originalkapasiteten. I tabellen viser jeg forskjellen i den totale mengden levert energi for disse bruksprofilene. State-of-Charge (SoC) viser ladestatusen til batteriet, og er det motsatte av Depth-of-Discharge (DoD) som forteller hvor «dypt» man har ladet ut batteriet. At State-of-Charge er mellom 20 % og 100 % betyr at batteriet lades helt opp og brukes helt ned til 20 %.

State-of-Charge	20 - 70	%
Operasjonsområde	50	%
Antall sykluser	3000	sykluser
Energi levert over levetiden	401 184	kWh
Energi levert per batteri	33 432	kWh

Tabell 12. Beregning av total energi levert over levetiden

Disse prosentandelene er basert på tilgjengelig kapasitet, så når batteriet degraderes og den faktiske kapasiteten reduseres fra originalkapasiteten, vil energien i operasjonsområdet mellom 20 % og 70 % være lavere enn i starten av analysen. Jeg antar at degraderingen skjer relativt lineært og at batteriet vil brukes inntil det er degradert til 60 %.

Siden batteriet tas imot hos Batteriretur når det innehar 80 % av originalkapasiteten, vil den gjennomsnittlige kapasiteten være 70 % av opprinnelig kapasitet, fra 382,1 kWh til 267,5 kWh for batteribanken. Det antas også en relativt konservativ rundtureffektivitet for lading og utlading på totalt 95 %, basert på uttalelser fra Batteriretur. Utrekningene er basert på den overnevnte artikkelen, som tar for seg nye batterier. Dersom degraderingen skjer relativt lineært ned til 70 % og dermed raskere kan vi anta at batteribanken vil fungere i opptil 3 000 sykler med operasjonsområde mellom 20 % og 70 % SoC. Basert på informasjonen fra Batteriretur og den overnevnte artikkelen antas den totale mengden levert energi å være 401 184 kWh per batteriskap, eller 33 432 kWh per batteri. Med effektiviteten i opp- og utlading betyr dette et behov for produksjon av 422 299 kWh elektrisitet for å dekke det totale energibehovet til batteribanken, som gir et tap på 21 115 kWh.



Figur 18. Den norske energimiksen, som funnet i Ecoinvent-databasen.

Valg av energimiks spiller antakeligvis en veldig viktig rolle for belastningen til systemet, siden det er snakk om så store mengder energi. For studieobjektet er det den norske energimiksen som blir lagt til grunn, men det er interessant å sammenligne resultatet med den europeiske energimiksen. Bakgrunnsdataen i Ecoinvent tar hensyn til tap i alle overføringer og

omgjøringer på nettet, fra høyspenning til lavspenning og lignende. Forskjellige land har forskjellige sammen-setninger av elektrisitetsproduksjon og i Norge er vi så heldige at vi har gode og rene natur-ressurser – over 95 % av elproduksjonen vår kommer fra vannkraft, som nesten er CO₂-nøytralt. Tabellen over viser den faktiske energimiksen i Norge slik det er framstilt i Ecoinvent. Tar man hensyn til opprinnelsesgarantier og lignende blir bildet litt annerledes, men det endrer ikke den faktiske produksjonen og hvor strømmen egentlig går. Varedeklarasjon og opprinnelsesgaranti vil bli diskutert nærmere i kapittel 6.1.4. Karbonintensiteten i forskjellige land varierer voldsomt. Eksempelvis slippes det ut 38 gram, 368 gram og 529 gram CO₂-ekvivalenter per kWh elektrisitet for henholdsvis norsk, dansk og samlet europeisk energimiks.

4.2.6 Avhending

Etter bruksfasen vil batteribanken igjen demonteres så mye som mulig lokalt før det sendes videre til gjenvinning. Fra Batteriretors årsrapport kommer det at 30 % av et batteris totale vekt gjenvinnes lokalt i Sandefjord mens resten sendes til et av flere anlegg på kontinentet. Opptil 70 % av materialene i battericellene blir gjenvunnet, deriblant 100 % av kobolten. Plast, elektrolytter og lignende blir brent med energigjenvinning og dette tilsvarer cirka 10-15 % av batterivekten. Disse tallene gjelder elbilbatterier som ikke har vært ombygget, og det er en selvfølge at den totale mengden avfall øker når man introduserer nye komponenter til batteribanken. Materialene som gjenvinnes går videre til nye produkter, og avhendingsbelastningen faller på disse produktene. Kun materialene som når slutten av sitt liv inkluderes i analysen, det vil si materialer som forbrennes og deponeres. For analysens skyld antas det at 10 % av batteriets vekt forbrennes lokalt som diverse plast med energigjenvinning. Dette tilsvarer 31,5 kg forbrenning cirka 15 km unna anlegget, med produksjon av 8,55 kWh elektrisitet per kilo, totalt 3 233 kWh per batteribank. Tilsvarende energiproduksjon fra den norske energimiksen blir erstattet og dette er inkludert i analysen.

5 RESULTATER - VURDERING AV MILJØPÅVIRKNINGER

5.1 RESULTATER

I dette kapitlet vil resultatene fra livsløpseffektvurderingen presenteres. Først vil overordnede resultater vises, der kun delprosessene tilknyttet transport, ombygging og avfallshåndtering med energigjenvinning er inkludert. Noen utvalgte påvirkningskategorier vil undersøkes og forklares nærmere. Bidragsanalyser vil deretter visualisere fordelingen av belastningene mellom delprosessene i systemet. Belastninger knyttet til lading og utlading av elektrisitet fra forskjellige kilder er analysert og presenteres i kapittel 5.4, og resultatene for batteribanken vil bli normalisert i kapittel 5.5 for å gjøre de sammenlignbare med hverandre, og til slutt settes det opp noen ulike scenarier for lading og utlading med forskjellige kilder der disse sammenlignes.

I Tabell 13 er belastningen for alle delprosessene tilknyttet batteribanken presentert, ekskludert bruksfasen. Alle tallene er skrevet eksponentielt, som for eksempel $1,20E-02$. Dette kan leses « $1,20 * 10^{-2}$ » og betyr at tallet baseres på hvor mange ganger du må multiplisere eller dividere 1,20 med 10. I dette tilfellet må du dividere med 10 to ganger og man ender opp med 0,0120. Transportetappene er delt opp i tre: mellom verksted og sentrallager, mellom sentrallager og Batteriretur, og transport til og fra kunden. Adderes disse sammen finner man total transportbelastning. I tillegg er den gitte mengden energibruk for bedriften inkludert, samt nytteverdien av å benytte reststrøm fra batteriene de tar imot. Belastningen for alle de nye komponentene som introduseres ved ombygging er inkludert. Avfallshåndteringsprosessen inneholder belastningen av å forbrenne materialene og nytten av at energi fra den norske miksen erstattes via energigjenvinning. Belastning knyttet til bruksfasen blir presentert i kapittel 5.4. I tabellen er prosessen med størst belastning uthevet med oransje fyll. Ved forbruk av vann har avfallshåndtering en negativ belastning som tilsvarer en mye høyere absoluttverdi enn komponentdelen fordi energigjenvinningen erstatter vannkraft. Denne er også tydelig markert i tabellen.

Påvirkningskategori	Enhet	Forkortelse	Transport, verksted-lager	Transport, lager-BR AS	Energibruk Batteriretur	Utladet strøm	Nye komponenter	Transport, til-fra kunde	Avfallshåndtering	Total
Global oppvarming	kg CO2 eq	GW	4,56E-05	4,01E-04	5,94E-05	-2,82E-05	1,22E-02	3,99E-04	1,95E-03	1,51E-02
Nedbrytning av ozonlaget	kg CFC11 eq	SOD	3,19E-11	2,91E-10	1,33E-10	-6,32E-11	7,26E-09	2,78E-10	2,88E-10	8,22E-09
Ioniserende stråling	kBq Co-60 eq	IRAD	1,29E-06	1,61E-05	1,29E-05	-6,12E-06	9,51E-04	1,13E-05	-6,54E-05	9,21E-04
Ozondannelse, helseeffekt	kg NOx eq	OFHH	6,70E-08	7,36E-07	9,96E-08	-4,73E-08	4,37E-05	5,85E-07	1,75E-07	4,54E-05
Dannelse av svevestøv	kg PM2.5 eq	FPMF	3,50E-08	3,47E-07	9,14E-08	-4,34E-08	4,41E-05	3,06E-07	-4,23E-07	4,44E-05
Ozondannelse, økosystemer	kg NOx eq	OFTE	7,10E-08	7,86E-07	1,02E-07	-4,85E-08	4,47E-05	6,20E-07	1,70E-07	4,64E-05
Forsuring på landjord	kg SO2 eq	TA	8,72E-08	8,20E-07	2,29E-07	-1,09E-07	1,02E-04	7,61E-07	-8,50E-07	1,03E-04
Eutrofiering i ferskvann	kg P eq	FE	3,30E-09	2,55E-08	3,98E-08	-1,89E-08	6,66E-05	2,89E-08	-2,00E-07	6,65E-05
Økotoksitet på landjord	kg 1,4-DCB e	TE	1,63E-07	2,06E-06	3,51E-07	-1,67E-07	8,30E-05	1,42E-06	-1,48E-06	8,53E-05
Økotoksitet i ferskvann	kg 1,4-DCB e	FET	7,26E-07	5,80E-06	4,09E-05	-1,95E-05	1,15E-02	6,34E-06	-1,07E-04	1,15E-02
Økotoksitet i havvann	kg 1,4-DBC e	ME	1,28E-06	1,14E-05	5,03E-05	-2,39E-05	1,63E-02	1,12E-05	-1,20E-04	1,63E-02
Kreftfremkallende toksitet	kg 1,4-DBC e	HCT	9,17E-07	7,13E-06	8,57E-06	-4,07E-06	3,50E-03	8,01E-06	-2,37E-05	3,49E-03
Ikke-kreftfremkallende toksitet	kg 1,4-DBC e	HNCT	8,96E-04	7,08E-03	7,12E-03	-3,38E-03	1,38E+01	7,83E-03	3,35E-02	1,38E+01
Landbruk	m2a crop eq	LU	2,02E-06	3,33E-05	5,69E-06	-2,70E-06	5,24E-04	1,76E-05	-2,88E-05	5,51E-04
Knapphet av minneralressurser	kg Cu eq	MRS	8,97E-08	6,97E-07	6,62E-07	-3,15E-07	7,92E-04	7,83E-07	-3,29E-06	7,91E-04
Knapphet av fossile ressurser	kg oil eq	FRS	1,58E-05	1,52E-04	1,29E-05	-6,14E-06	3,13E-03	1,38E-04	-5,39E-05	3,39E-03
Forbruk av vann	m3	WC	1,44E-07	1,52E-06	4,88E-05	-2,32E-05	9,84E-05	1,25E-06	-2,50E-04	-1,23E-04

Tabell 13. Livsløpsbelastninger for batteribanken, fordelt på transport-, ombyggings-, avfallshåndterings- og energibruksprosesser.

Under vises i Tabell 14 hvilken delprosess som medfører den største belastningen innenfor hver miljøpåvirkningskategori. I alle kategoriene er det én prosess som skiller seg ut: Nye komponenter. Denne prosessen innebærer alle materialene som brukes under ombygging og belastning knyttet til uthenting og prosessering av disse fra naturen. En videre oppdeling av denne er gjort i kapittel 5.3 om bidragsanalyser, der det vises hvilke materialer som gjør at denne prosessen har så høy belastning på systemet.

Påvirkningskategori	Forkortelse	Andel	Delprosess
Global oppvarming	GW	81,26 %	Nye komponenter
Nedbrytning av ozonlaget	SOD	88,33 %	Nye komponenter
Ioniserende stråling	IRAD	103,26 %	Nye komponenter
Ozondannelse, helseeffekt	OFHH	96,44 %	Nye komponenter
Dannelse av svevestøv	FPMF	99,30 %	Nye komponenter
Ozondannelse, økosystemer	OFTE	96,33 %	Nye komponenter
Forsuring på landjord	TA	99,09 %	Nye komponenter
Eutrofiering i ferskvann	FE	100,18 %	Nye komponenter
Økotoksisitet på landjord	TE	97,24 %	Nye komponenter
Økotoksisitet i ferskvann	FET	100,63 %	Nye komponenter
Økotoksisitet i havvann	ME	100,43 %	Nye komponenter
Kreftfremkallende toksisitet	HCT	100,09 %	Nye komponenter
Ikke-kreftfremkallende toksisitet	HNCT	99,62 %	Nye komponenter
Landbruk	LU	95,08 %	Nye komponenter
Knapphet av mineralressurser	MRS	100,17 %	Nye komponenter
Knapphet av fossile ressurser	FRS	92,36 %	Nye komponenter
Forbruk av vann	WC	79,88 %	Nye komponenter

Tabell 14. Delprosessen med størst påvirkning på totalbelastningen per påvirkningskategori i prosent av totalen.

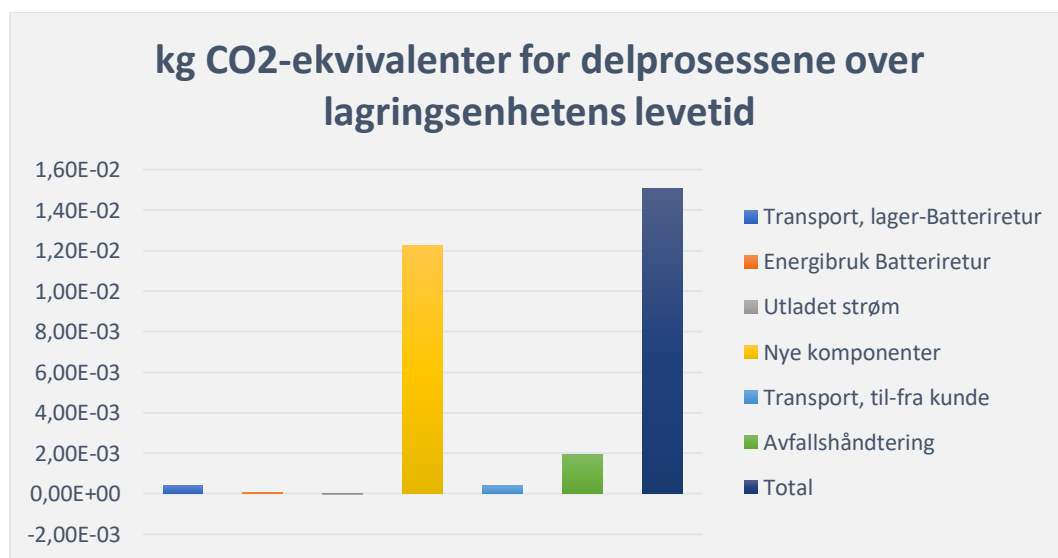
Andelsprosenten er beregnet ut fra den totale belastningen til systemet, og siden enkelte prosesser fører til negativ belastning gjennom sparte utslipp og lignende, vil enkelte prosesser noen ganger ha høyere belastning enn systemet har til sammen. Dette er vist i tabellen der andelsprosenten er over 100 %. Det kommer frem at ingen prosesser har i nærheten av like stor påvirkning som de nye komponentene.

5.2 UTVALGTE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER

5.2.1 Global oppvarming

Figur 19 under viser resultatene for midpoint-kategorien Global Warming fra ReCiPe 2016-metoden. Det kommer ganske tydelig fram at introduksjonen av nye materialer i ombyggingsprosessen spiller en betydelig rolle i produktets påvirkning på global oppvarming, rundt 81 %. De største bidragsyterne til dette er de elektroniske komponentene og kretskortet som installeres på hver modul, som vist i bidragsanalysen av de nye komponentene i delkapittel 5.3. Mesteparten av utslippene knyttet til avfallshåndteringen kommer fra forbrenning av plast, som er et fossilbasert produkt. Dette står for rundt 13 % av totalbelastningen. Totalt vil det slippes ut **15,1 gram CO₂-ekvivalenter** per funksjonell enhet, eller totalt **6 tonn** for hele batteribanken. Til sammenligning er belastningen for bruk av solcelleprodusert elektrisitet rundt 121 gram CO₂-ekvivalenter per funksjonell enhet.

Drivere for global oppvarming er antropogene utslipp av drivhusgasser som øker strålingspådrivet i atmosfæren, noe som leder til økt absorbering av solstråling (Pachauri et al., 2014, referert i Lewren, 2019). Gasser som bidrar til denne effekten inkluderer karbondioksid (CO₂), metan (CH₄), lystgass (N₂O), klorfluorkarboner (KFK-gasser) og andre.

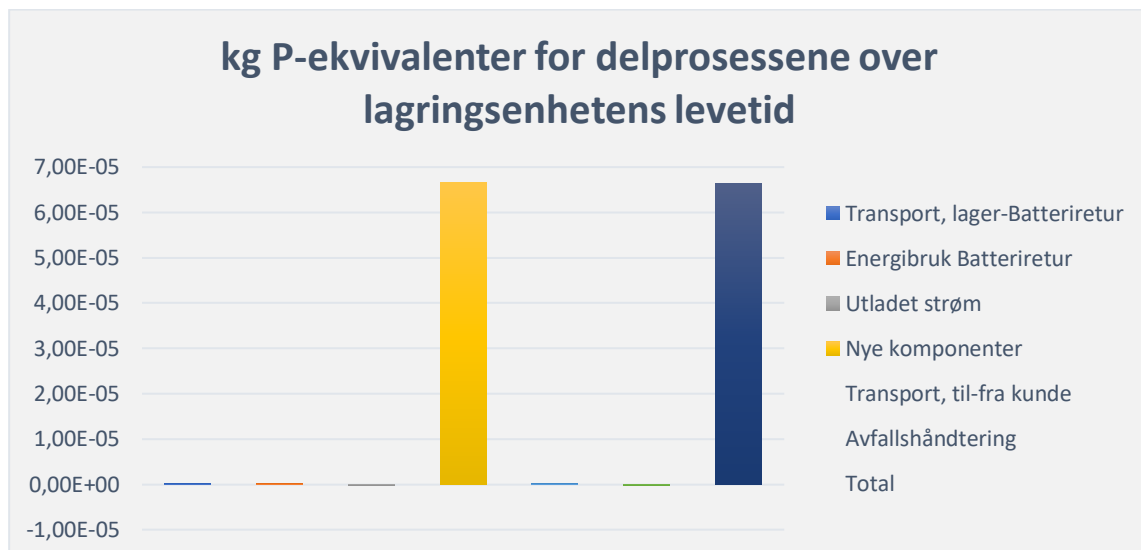


Figur 19. Globalt oppvarmingspotensiale for delprosessene i lagringenhetens levetid.

5.2.2 Eutrofiering / overgjødning

Figur 20 viser resultatene i midpoint-kategorien ferskvannseutrofiering. Eutrofiering betyr en gradvis økning av næringssaltinnhold i vann, og er en annen måte å si overgjødning på. Igjen er det tydelig at de nye komponentene står for en betydelig andel av miljøbelastningen, i dette tilfellet rundt opptil 100 %. De tre største bidragsyterne i de nye komponentene er kretskortet, elektroniske komponenter og kobberkabler, også vist i bidragsanalysen i kapittel 5.3. Totalt vil det slippes ut **0,0665 gram P-ekvivalenter** per F.E.

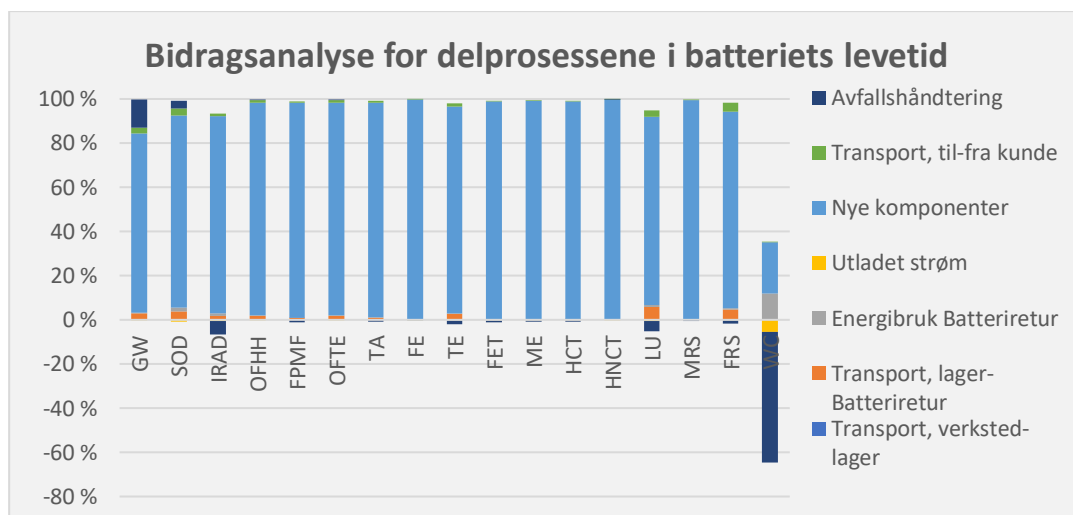
De negative effektene som fører til eutrofiering er påført av et overskudd av nitrogen- og fosfor-forbindelser som havner i jord og vann. I ferskvann fører dette til underskudd av oksygen fordi det blomstrer opp for mye alger og lignende, som igjen fører til fiskedød og gjengroing.



Figur 20. Eutrofieringspotensialet for delprosessene i lagringsenhetens levetid, i kg fosfor-ekvivalenter.

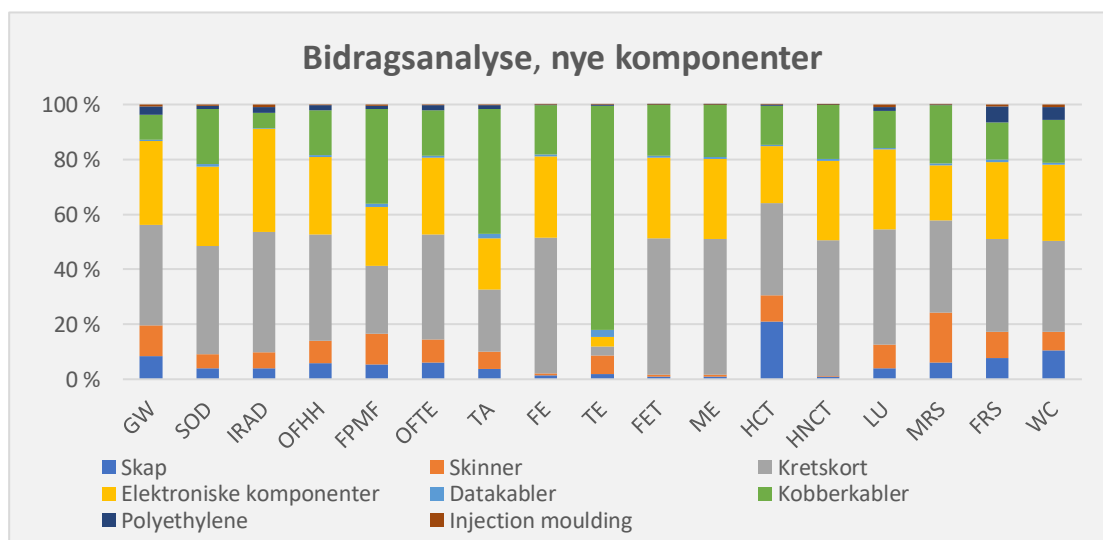
5.3 BIDRAGSANALYSER

Figur 21 viser bidragene til de forskjellige delprosessene i batteriets gjenbrukslevetid for hver miljøpåvirkningskategori. Forkortelsene er forklart i Tabell 5 i kapittel 3.4. For alle prosessene der nytten er større enn belastningen vil dette vises som negativt bidrag i tabellen, som man ser for *water consumption*. Det er tydelig at «Nye komponenter» står for mesteparten av belastningene i nesten alle kategorier, og i de fleste tilfeller oppimot 100 % av belastningen. For fremvisning i tabellform refereres det til listen over vedlegg i slutten av oppgaven.



Figur 21. Oppsummerende bidragsanalyse for delprosessenes bidrag til de forskjellige påvirkningskategoriene over batteriets levetid.

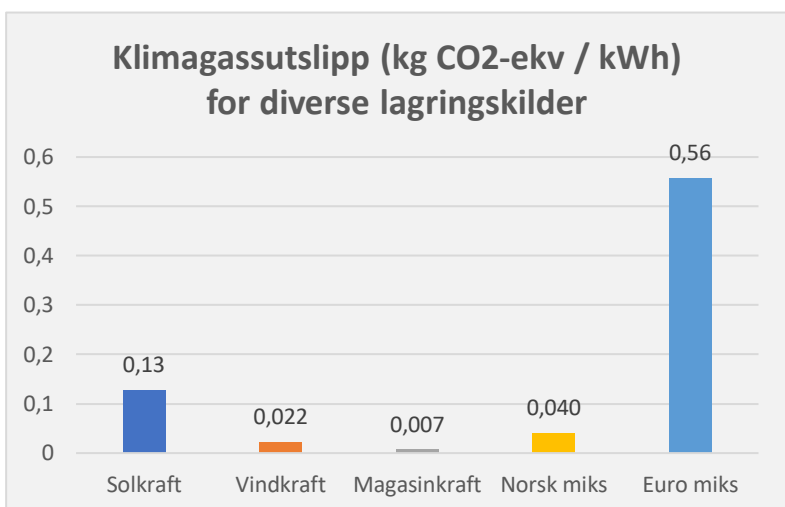
Figur 22 viser bidragene til de forskjellige komponentene som introduseres til livsløpet under ombyggingen. De største bidragsyterne er henholdsvis kretskort, elektroniske komponenter og kobberkabler. Kretskort og elektroniske komponenter står hver for seg kun for omtrent 1 % av totalvekten til batterimodulene, som følge av antakelsene gjort tidligere.



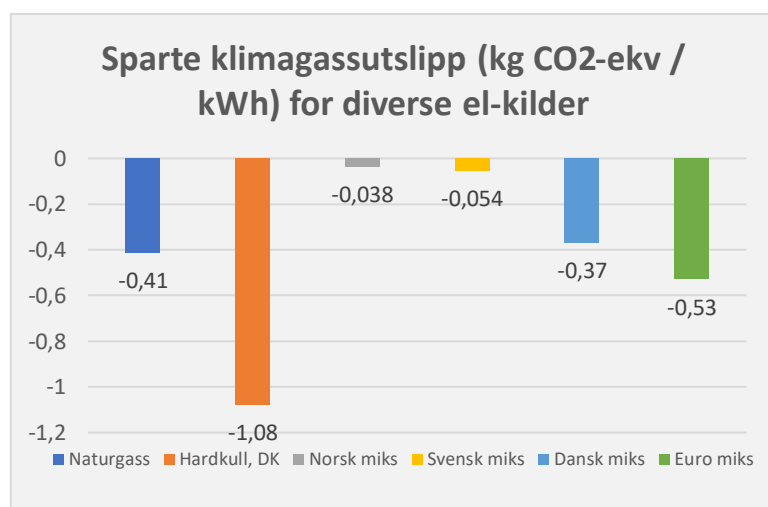
Figur 22. Bidragsanalyse for komponentene som blir introdusert til systemet ved ombygging.

5.4 LADING OG UTLADING

Utgangspunktet for analysen var å benytte den norske energimiksen som sammenligningsgrunnlag. Det ble nevnt begreper som spisslast og grunnlast, men realiteten er at den norske energimiksen i stor del er bygget opp av magasinkraftverk, som gjør det mulig å spare vannkraftproduksjonen til de tider på døgnet når det er høy etterspørsel. Resultatet er at det er minimal forskjell i miljøbelastningene for produksjon av elektrisitet som brukes på natta sammenliknet med elektrisitet som produseres om dagen. Nedenfor har jeg likevel inkludert noen grafer som viser forskjellen mellom lagringsfunksjon når denne erstatter ulike typer strømmiks på nett, både for energilagringens del og for de sparte belastningenes del.



Figur 24. Klimagassutslipp for diverse strømkilder, i kg CO₂-ekvivalenter per kWh.

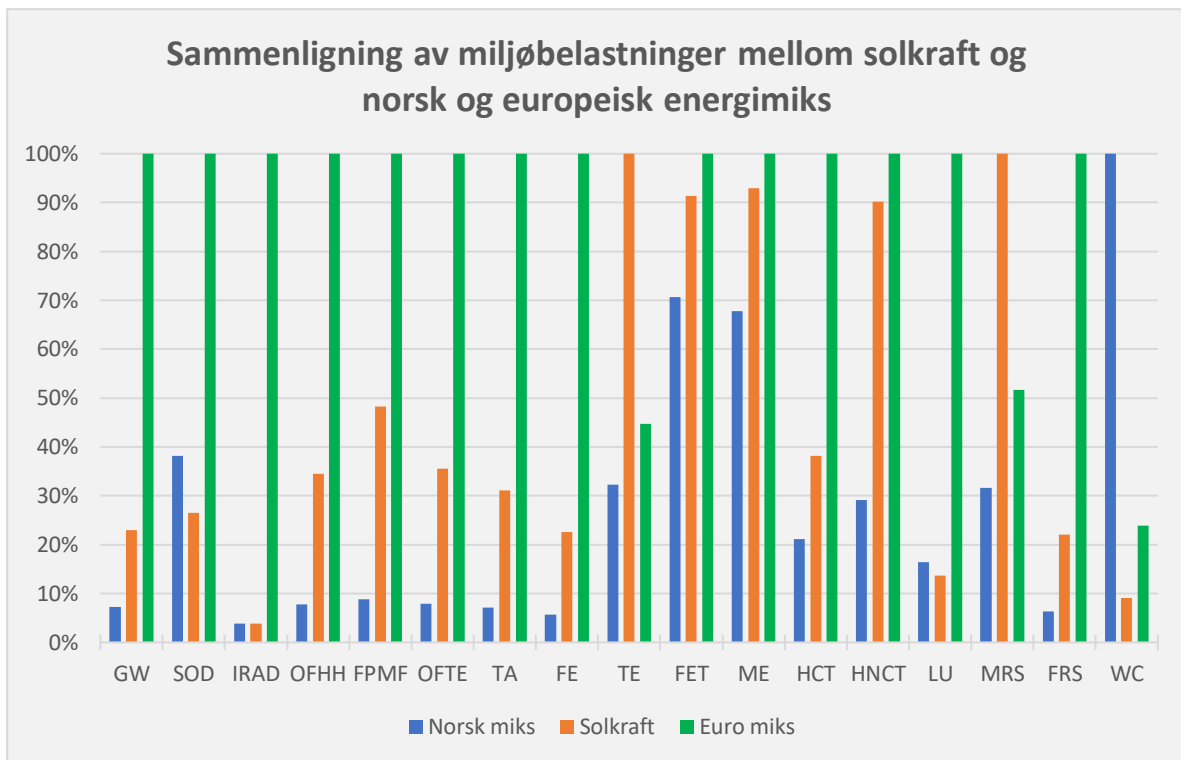


Figur 23. Sparte klimagassutslipp for diverse strømkilder, i kg CO₂-ekvivalenter per kWh.

Figur 24 viser hvor mye utslipp av klimagasser hver energikilde ville produsert for å dekke 1 kWh leveringspotensiale for batteriet, etter tap i lading/utlading. Jeg har satt opp tre alternative måter å produsere strøm fra fornybare kilder, i tillegg til den norske og europeiske energimiksen. Det er tydelig at hvor du bruker batteriet har mye å si. Den gjennomsnittlige norske miksen viser lavere utslipp av klimagasser enn fra solkraft, noe som betyr at du vil slippe ut mer CO₂-ekvivalenter ved å lade fra solceller på taket for å erstatte strøm fra nettet. Legg merke til at det ikke er tatt hensyn til opprinnelsesgarantier. Til sammenligning står batteribanken for utslipp av **15,1 gram CO₂-ekvivalenter per kWh levert**, så enhver besparende energikilde må redusere utslippet med mer enn dette.

Figur 23 viser hvor mye klimagassutslipp som systemet vil spare ved at det erstatter alternative kilder til elektrisitet. Her har jeg inkludert norsk naturgassbasert elektrisitet og dansk kullbasert produksjon, i tillegg til norsk, svensk, dansk og europeisk energimiks.

I Figur 25 vises en samlet sammenligning av alle miljøpåvirkningskategoriene mellom solkraft og norsk og europeisk energimiks. Her kommer det fram at det er mer enn karbonintensiteten som spiller en rolle i den store sammenhengen. I de fleste kategoriene har den europeiske energimiksen vesentlig høyere utslipp enn alternativene, og den norske har som regel lavest, med unntak av *water consumption*, grunnet vannkraftbasert elproduksjon. For mineraluttømmingspotensiale er solkraft definitivt verst og ved marin økotoksisitet (ME) og ferskvannsoøkotoksisitet (FET) er alle kildene relativt nærme.

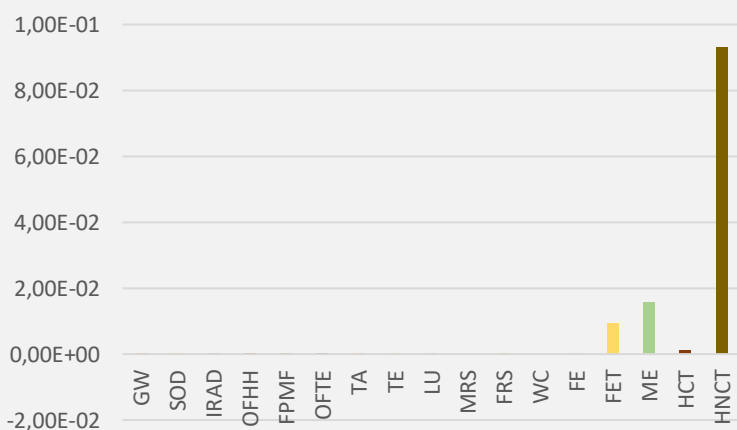


Figur 25. Sammenligning av miljøbelastninger mellom solkraft og norsk og europeisk energimiks.

5.5 NORMALISERING

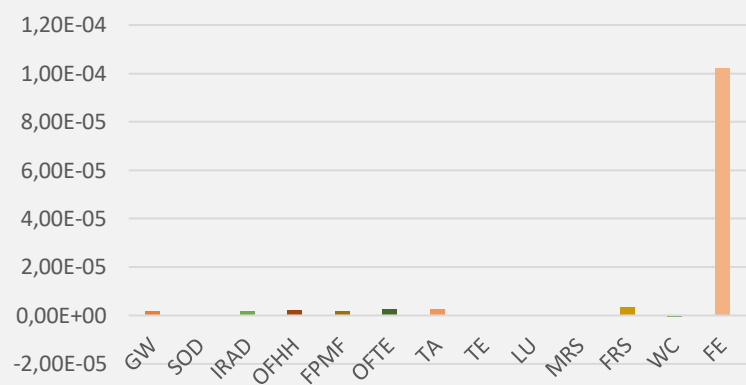
Normalisering er et LCIA-verktøy som brukes for å vise miljøpåvirkningsdata på en måte som gjør det sammenlignbart på tvers av påvirkningskategorier, enten ved å sammenligne med de totale utslippene eller ressursbruken i et gitt område, per innbygger eller lignende. ReCiPe-metoden inneholder egne normaliseringsfaktorer basert på et snitt for hele verden, og disse er benyttet i figurene nedenfor. Disse ble lagt inn manuelt fordi denne funksjonaliteten ikke var tilgjengelig i studentversjonen av ReCiPe 2016 i SimaPro. Jeg har inkludert flere figurer, der den første inkluderer alle miljøpåvirkningskategoriene, mens de to andre ekskluderer visse kategorier enten fordi disse er fylt med usikkerhet i datagrunnlaget og for å bedre vise hvordan de resterende kategoriene gjør det i forhold til hverandre. Figurene her inneholder også kun påvirkningen av batteribankens ombygging og transport, og inkluderer ikke nytte og belastning i bruksfasen med tanke på lading.

Normaliserte resultater for alle miljøpåvirkningskategorier



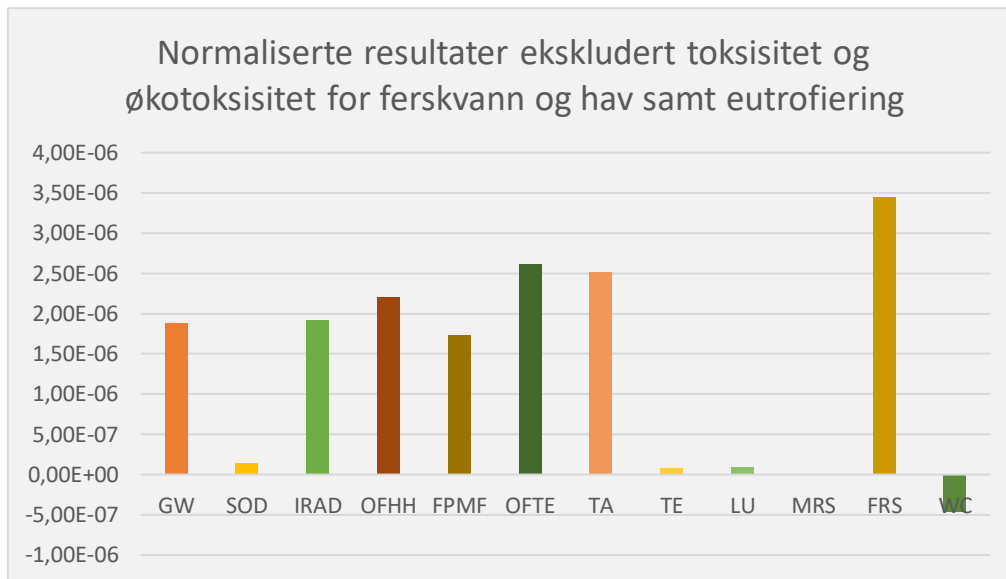
Figur 27. Normaliserte resultater for batteribanken.

Normaliserte resultater ekskludert toksisitet og økotoksisitet for ferskvann og hav



Figur 26. Normaliserte resultater for batteribanken, ekskludert toksisitet og økotoksisitet for ferskvann og hav

Som nevnt tidligere er det mye usikkerhet i datagrunnlaget bak toksisitet og økotoksisitet. I Figur 27 vises de normaliserte resultatene for Batterireturs virksomhet i ombygging av batteri. Økotoksisitet i ferskvann og hav og menneskelig toksisitet, spesielt ikke-kreftfremkallende, skiller seg så mye ut at ingen av de andre påvirkningsfaktorene synes i grafen. I Figur 26 fjerner jeg disse for å se sammenligningen av de resterende påvirkningsfaktorene, da spesielt de som ikke er beryktet for usikkerhet. Denne gangen er det ferskvannseutrofiering som skiller seg ut på en måte som virker urealistisk.



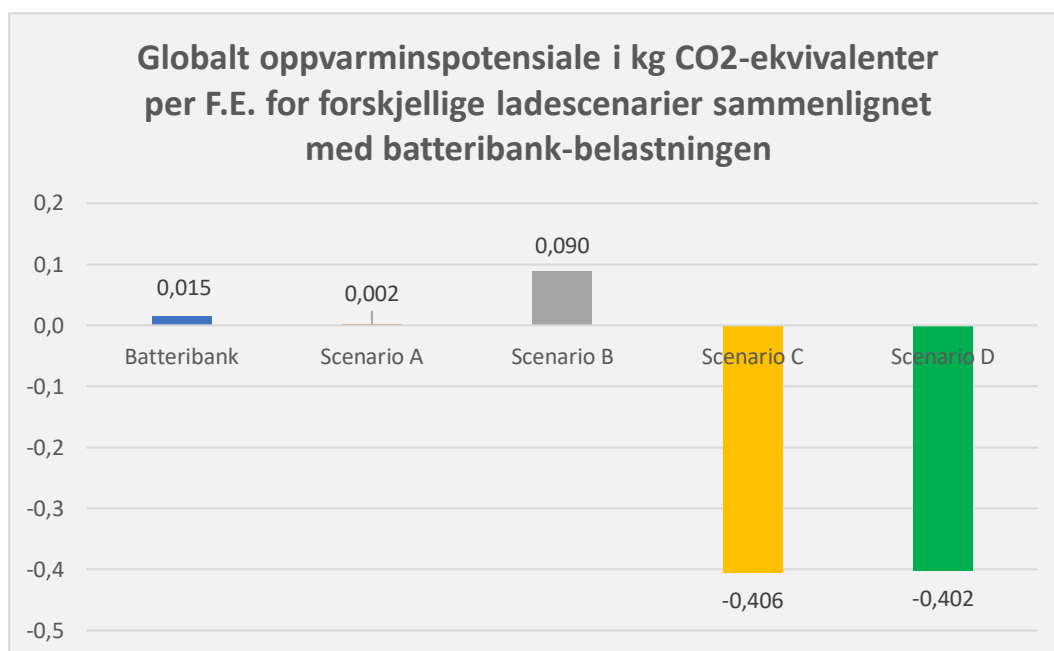
Figur 28. Normaliserte resultater for batteribanken, ekskludert toksisitet, økotoksisitet i ferskvann og hav og eutrofiering.

For Figur 28 fjernet jeg ferskvannseutrofieringen for å se hvordan de resterende påvirkningskategoriene er i forhold til hverandre. Ozonnedbrytning, landlig økotoksisitet, landbruk og mineral-/vannressursuttømming spiller minst rolle av alle kategoriene, og med unntak av de fossile ressursene er resten av kategoriene relativt like. Elefanten i rommet er likevel ferskvannseutrofiering, og det høye resultatet skyldes mest sannsynlig utslipp av nitrogen og fosfor under utvinning av gull og kobber til de elektroniske komponentene i batteriet. De resterende materialene, som stål og plast, har ikke et like stort fotavtrykk i noen kategorier som det gull og kobber har på eutrofiering.

5.6 LADESCENARIER I KONTEKST

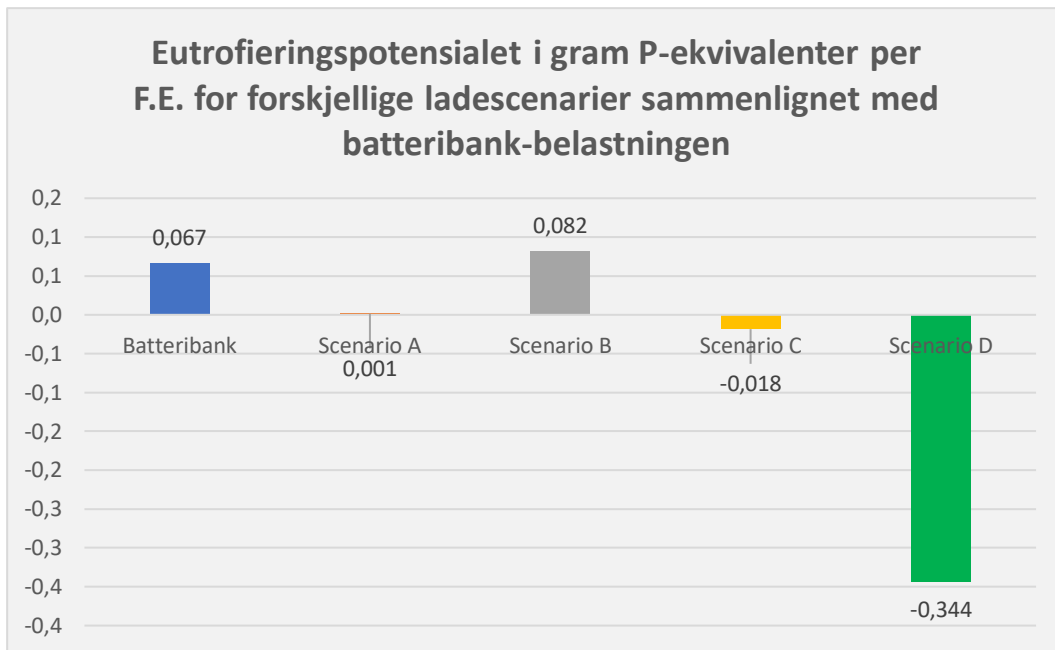
I dette underkapittelet sammenlignes ulike scenarier for ladekilder og hvilke energikilder man besparer. Jeg har tatt utgangspunkt i at batteriet i alle tilfeller vil levere like mye energi, men dersom batteriet har en annen ladeprofil som resulterer i mer eller mindre lagret elektrisitet over levetiden så vil de respektive resultatene for scenariene også økes eller reduseres. Belastningen vises med negativt resultat og nytteverdien viser positive resultater.

- **Scenario A** innebærer at kun den norske energimiksen brukes, at denne i snitt er lik over døgnet og at man kun bruker batteriet for å redusere effekttopper og lignende. Dersom variasjonene kun er i pris og ikke i faktiske utslipp, så vil tapet i overføringen føre til en belastning for systemet, selv om denne er minimal.
- **Scenario B** innebærer at man bruker solcellepaneler for å lade batteriet med og at dette erstatter den norske energimiksen. Siden solcellepanel har høyere utslipp per kWh enn det den norske energimiksen har som vist tidligere, vil dette totalt føre til en større belastning enn ombyggingen vil.
- **Scenario C** innebærer at man bruker magasinkraft til å lade batteriet og at dette erstatter bruk av naturgass til elproduksjon. Dette er en ekstrem sammenligning av grunnlast og spisslast, og viser hvor stor forskjell det er mellom fossile og ikke-fossile energikilder, selv om naturgass vurderes som relativt ren fossil energi.
- **Scenario D** innebærer at man lader med solcellepaneler og erstatter den europeiske miksen. Den europeiske miksen har et mye høyere utslipp av klimagasser i produksjon enn den norske, og vil i større grad vise nytteverdien til systemene i andre deler av Europa. Norge er et lite land og skiller seg ut med hvor ren energi vi har.



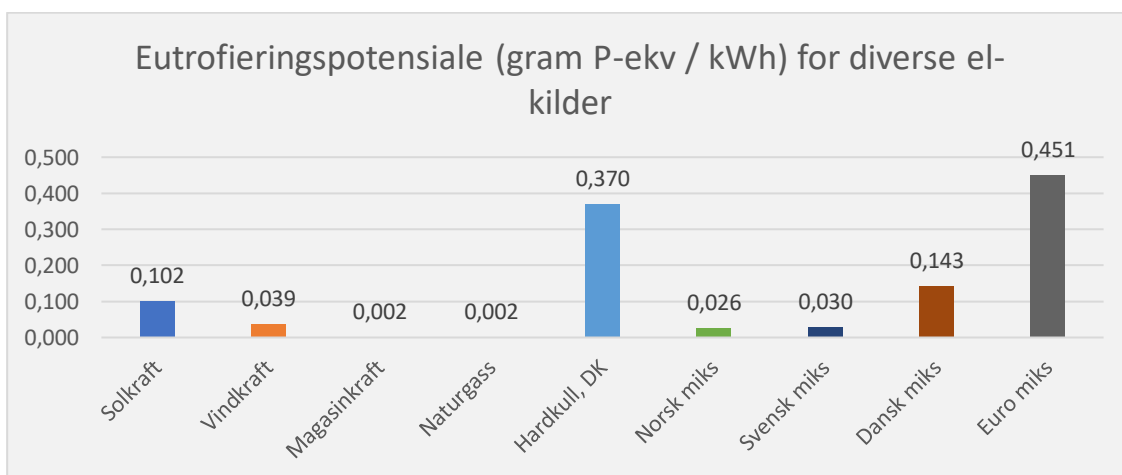
Figur 29. Sammenligning av GWP for forskjellige ladescenarier, som forklart ovenfor, i kg CO₂-ekvivalenter per funksjonell enhet.

Med tanke på CO₂-utslipp kan det gjøres store besparelser avhengig av hva man bruker til å produsere elektrisiteten og hva man eventuelt erstatter. Figurene leses av som hvor mye som bespares ved de ulike scenariene – et negativt tall betyr nytte og et positivt tall betyr at det kun fører til ekstra belastning. I Norge er det vanskelig å gjøre om man tar utgangspunkt i den faktiske produksjonen som allerede er ren, men i andre land kan man spare mye ved å erstatte energimiksen med solceller, som vist i scenario D. Om man gjør det samme i Norge kan dette føre til høyere utslipp av klimagasser, som vist i scenario B. Dersom man tar hensyn til marginalproduksjonen og at denne i Norge er gasskraft ved høy etterspørsel, så viser scenario C at det er mye å spare ved å lade om natten når det kun produseres med vannkraft, mens scenario A viser at det kun fører til belastninger, selv om de er små, om energimiksen antas å være lik.



Figur 30. Sammenligning av FE for forskjellige ladescenarier, som forklart ovenfor, i gram P-ekvivalenter per funksjonell enhet.

I tillegg til det globale oppvarmingspotensialet kom det fram i kapittel 5.5 at systemet har en betydelig påvirkning på eutrofiering i ferskvann. For global oppvarming var det små forskjeller mellom scenario C og scenario D, mens det for eutrofiering vises tydelig forskjell mellom disse. Eutrofieringspotensialet er lavt for både magasinkraftverk og naturgass, som vist i Figur 31 under. Om man benytter solkraft for å erstatte den europeiske energimiksen vil man derimot kunne spare naturen for en stor andel eutrofiering i forhold til andre løsninger.

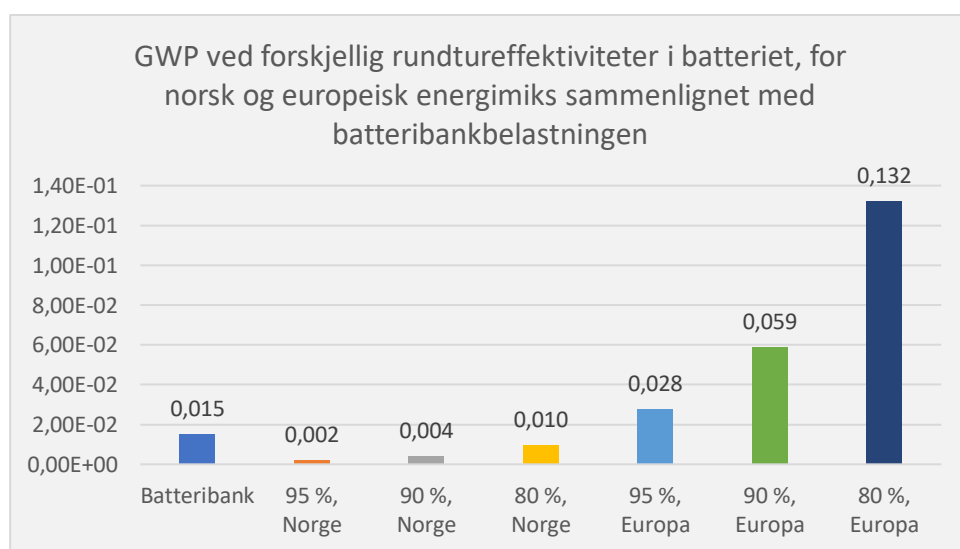


Figur 31. Eutrofieringspotensialet for diverse strømkilder i gram fosfor-ekvivalenter per funksjonell enhet.

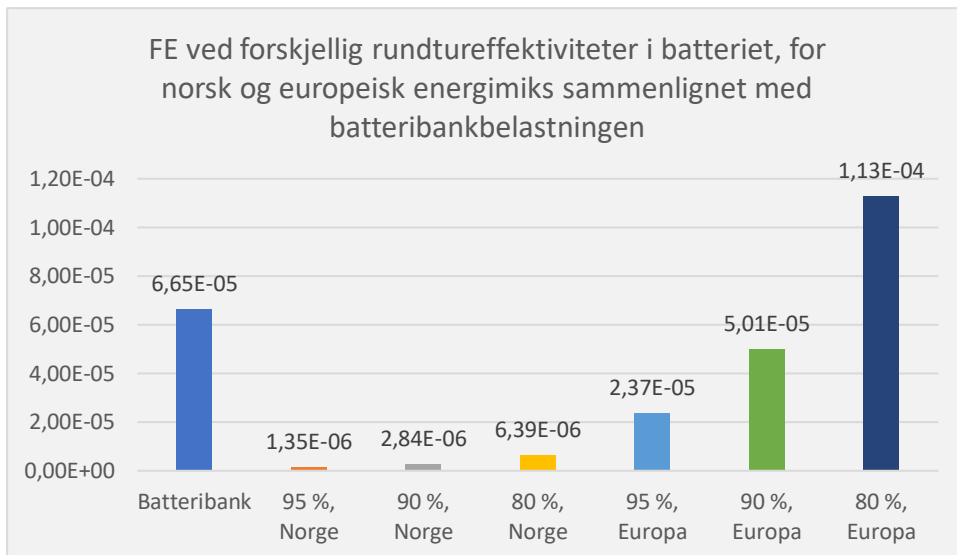
5.7 SENSITIVITETSANALYSE

Mye av det som vanligvis ville vært inkludert i en sensitivitetsanalyse har allerede blitt presentert tidligere i oppgaven, som for eksempel sammenligning av forskjellige energikilder. Bidragsanalysene gjør det i tillegg mulig til å gjøre enkle vurderinger av hvordan endringer i material- og energiflyten vil påvirke sluttresultatet, og mer utfyllende sensitivitetsanalyser rundt disse er unødvendig.

Et av usikkerhetsmomentene i bruksfasen er rundtureffektiviteten ved lading og utlading, altså hvor mye av energien som ikke går tapt. Denne er satt til 95 %, noe som er høyt i forhold til lignende analyser. Noe elektrisitet går tapt som følge av temperaturendringer og indre resistans i batteriet, samt i alle overføringsledd. Noen analyser har operert med effektivitet så lavt som 64 %, og i figurene under vises hvordan lavere effektivitet fører til høyere belastning som følge av tapt energi ved ulike energimikser. Figurene benytter scenariet der batteriet lader og erstatter samme kilde, og viser kun tapet som økt produksjon medfører, sammenlignet med belastningen til batteribanken.



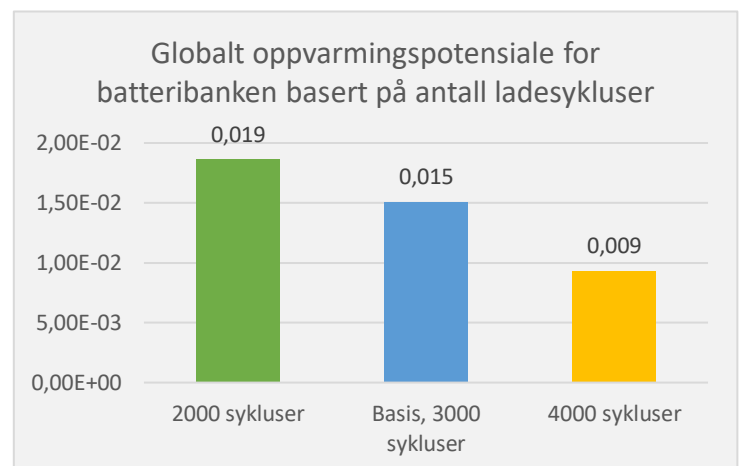
Figur 32. Sensitivitetsanalyse for rundtureffektivitet. Globalt oppvarmingspotensiale for tap i lading/utlading, i kg CO₂-ekvivalenter per funksjonell enhet.



Figur 33. Sensitivitetsanalyse for rundtureffektivitet. Eutrofieringspotensiale for tap i lading/utlading, i kg P-ekvivalenter per funksjonell enhet.

Det har blitt nevnt at forskjellige anvendelser av batteriet vil føre til varierende levetid og at den totale mengden energi som batteriet lagrer og leverer avhenger av bruksprofilen. Det kommer av den funksjonelle enheten at enhver endring av den totale mengden levert energi vil endre resultatet. Belastningen fra å bygge om og transportere batteriet vil være den samme, men siden totalbelastningen er fordelt på antall kWh det leverer, vil en reduksjon i lagringskapasitet over levetiden føre til en større relativ belastning for batteriprosessene. I datagrunnlaget antok jeg at degraderingen til batteriet går raskere mot slutten av levetiden og at det resulterer i 3000 ladesykluser.

Figur 34 viser hvordan belastningen mot oppvarmingspotensialet endrer seg dersom degraderingen skjer raskere eller tregere enn antatt. Dersom batteriet kun kan opereres i 2000 ladesykluser, vil den totale mengden energi som leveres bli redusert til 325 MWh fra 401 MWh. Dersom degraderingen fortsetter å være lineær til slutten av levetiden, vil batteriet kunne levere totalt 650 MWh, og belastningen per kWh reduseres som



Figur 34. Sensitivitetsanalyse for antall ladesykluser. Globalt oppvarmingspotensiale, i kg CO2-ekvivalenter per F.E.

vist i figuren. Den midterste stolpen er slik batteribanken vises i alle andre grafer i oppgaven, og reduksjon og økning av ladesykluser vil endre alle resultatene på tilsvarende måte.

6 LIVSLØPSTOLKNING

6.1 DISKUSJON

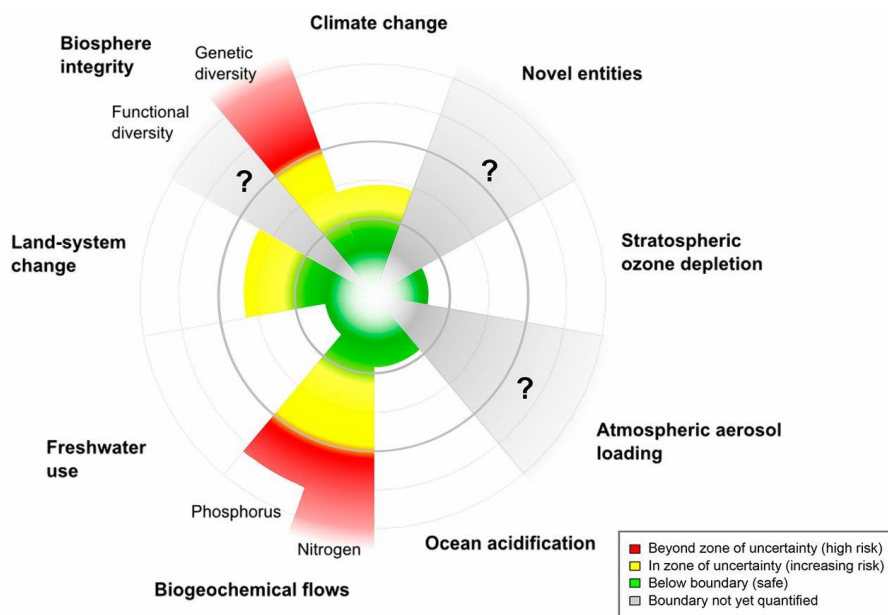
6.1.1 Studiens funn

Resultatene av analysen viser at introduksjon av nye materialer står for den største belastningen i systemet, dersom man ser bort fra bruksfasen. Fra starten av var det antatt at transportfasen hadde betydelige utslipp av klimagasser fordi batteriene iblant fraktes store avstander før de ankommer Batteriretur, ofte med lav fyllingsgrad i lastebilen. Med de antakelser som er gjort viser dette seg derimot å ikke være like viktig som materialene man introduserer til verdikjeden ved ombygging. Riktignok er disse materialene antatt i stor grad å være jomfruelige, basert på verdensmarkedet for materialene og den gjennomsnittlige gjenvinningsgraden der. Om det tas i bruk resirkulerte materialer vil denne belastningen bli betydelig lavere. Samtidig kan det settes spørsmålsteget rundt beregningen av fyllingsgrad i transportfasen. Datagrunnlaget baserer seg på gjennomsnittlig data, og utslipp per kilometer vil trolig være høyere enn det som er brukt i beregningene. Med dette tatt i betraktning er forskjellene mellom enhetsprosessene så store at de nye komponentene likevel vil stå for hovedandelen av belastningene i de fleste tilfeller. Spesielt viktig er de elektroniske komponentene og materialene man trenger for styringssystemene. Utvinning av jomfruelig kobber og gull har stor påvirkning på alle påvirkningskategoriene, og å gjenvinne disse stoffene og bruke resirkulerte materialer vil ha mye å si på belastningen til det ombygde batterisystemet slik systemgrensene er definert.

6.1.2 Normalisering og vektning

Normaliseringsmetoden viser at systemet har høyest påvirkning på ferskvannseutrofiering, altså overgjødning. Toksisitet og økotoksisitet viser enda høyere påvirkning, men disse er dekket av så mye usikkerhet at jeg velger å se bort fra resultatene. Samtidig er det noe usikkerhet rundt normaliseringsmetoden i seg selv, i datagrunnlaget og måten kategoriene sammenlignes på. Metoden gir et bilde av hvor stor belastning produktet har relativt til den totale belastningen samfunnet har i verden, men tar ikke hensyn til situasjonen for miljøpåvirkningskategoriene. Med andre ord så forteller den oss ikke om eutrofiering eller forsuring er et stort problem i verden i dag. Det kan eksempelvis hende at metoden viser uvanlig høy påvirkning på ozonnedbrytning, men dersom ozonnedbrytning i sin helhet ikke er et stort problem i verden, vil ikke dette resultatet være like viktig som for eksempel global

oppvarming. Det naturlige steget videre blir da å vekte resultatene, men dette er en høyst subjektiv måte å fremstille resultater på som ikke er sammenlignbart. I deres studie har Steffen et al. (2015) utredet planets tålegrenser for en rekke problemstillinger, som vist i Figur 35 under. Ses resultatene i sammenheng med denne kan man danne seg et bilde over hvilke utslipp og belastninger som betyr mest. Eutrofiering er et resultat av for mye nitrogen- og fosforutslipp, og er ifølge figuren langt over planetens tålegrenser slik ting er i dag. Det er et enormt fokus på klimaendringer som følge av global oppvarming, men figuren viser altså at dette problemet muligens er langt fra det viktigste problemet vi står i møte med.



Figur 35. En oversikt over jordens tålegrenser og tilhørende risiko. (Steffen et al., 2015)

6.1.3 Bruksfase og energikilder

I sammenligningen mellom energikilder kom det fram at den miljømessige belastningen og nytteverdien av bruksfasen varierer enormt avhengig av hvor man benytter batteriet, hvilke energikilder man lagrer fra og hvilke energikilder man erstatter. Bruksfasen kan være batteriets største belastning, samtidig som den har potensialet til å føre til høyere nytteverdi enn batteriets totale belastning, igjen avhengig av hvor man bruker det og hvordan man beregner belastning og nytte. Det ble vist hvordan man kan beregne dette ved å se på marginalproduksjonen på markedet, ved å sammenligne grunnlast med spisslast slik den fysisk er i Norge, altså vannkraft mot gasskraft. Systemet har en enorm nytteverdi dersom lagringsenheten lades opp med fornybar energi som vannkraft eller solkraft for å erstatte fossilbasert energi, slik en stor andel av den europeiske energimiksen er basert på. I perioder

med stor etterspørsel og lite vann i magasinene så importerer Norge strøm fra en rekke land, som Sverige, Danmark, Russland, Nederland og Finland, og i disse tilfellene vil vannet som renner i elvene mest sannsynlig dekke behovet om natten som igjen kan lagres i batteribanken og brukes om dagen for å erstatte importert strøm. I Norge er det derimot lite å tjene, miljømessig, dersom man kun erstatter gjennomsnittlig norskprodusert elektrisitet.

6.1.4 Varedeklarasjon og opprinnelsesgarantier

Denne analysen har ikke tatt hensyn til opprinnelsesgarantier og varedeklarasjoner. Dersom dette hadde vært inkludert ville resultatene for bruksfasen i Norge blitt annerledes.

Opprinnelsesgarantier selges på tvers av landegrensene, og hovedandelen av disse selges til kunder i utlandet. Ifølge NVE (2019) er det beregnet et utslipp av CO₂ på 520 g/kWh knyttet til den nasjonale varedeklarasjonen, som består av 58 % varmekraft fra fossile brensler, 33 % kjernekraft og bare 9 % fornybar kraft, i motsetning til 38 g/kWh som funnet i Ecoinvent.

Man kan argumentere for at det er mer riktig å benytte miksen fra varedeklarasjonen ved vurdering av belastning og nytte i lagringssystemer fordi det er økonomien som bestemmer hvilke energikilder som brukes og utvikles videre. I så fall vil utslippene knyttet til strømmettet være mye høyere, og det vil være mye å hente ved å lagre med solceller og grunnlast for å erstatte fossil varmekraft. Opprinnelsesgaranti er et verktøy for energiprodusenter å tjene mer penger på, og bidrar dermed til utvikling og investering i mer fornybar energi. På en annen side vil vannkraftprodusentene i Norge produsere når de kan uansett, uavhengig av om folk kjøper opprinnelsesgaranti eller ikke. Den nasjonale varedeklarasjonen er et produkt av europeisk restmiks, samt ubenyttede utløpte opprinnelsesgarantier og opprinnelsesgarantier solgt til norske kunder. Jeg valgte likevel ikke å bruke denne fordi den ikke viser den faktiske elektrisitetsproduksjonen som skjer i landet. Man kan få akkurat de resultatene man vil ha, avhengig av hvilke forutsetninger man velger, og det har derfor blitt inkludert flere i analysen så en kan danne et eget bilde ut fra sine egne forutsetninger.

6.1.5 Andre nytteverdier

Jeg har hovedsakelig analysert nytteverdien og belastningen til batteribanken i form av miljøpåvirkning, men det er klart at lagringsenheten har flere positive sider. Som nevnt tidligere kan et batteri oppfylle flere funksjoner, der fellesnevneren er lagring og levering av elektrisk energi. Nytteverdien omgår langt mer enn sparte utslipp. Økende elbilsalg fører til større behov for hurtigladestasjoner som igjen krever høy energieffekt, i mange tilfeller høyere enn det eksisterende nettet klarer å levere. En lagringsenhet vil gjøre det mulig for

ladestasjonen å omgå dette problemet selv uten å produsere egen energi, ved å sakte lade opp batteriet for deretter å lade det ut hurtig ved behov. På samme måte kan en batteribank redusere effektbehovet i nabolag, som igjen gjør at man slipper å bygge ut strømmettet mer enn nødvendig. Batteribanker kan stabilisere de ellers variable fornybare energikildene, sol og vind. Disse produserer ofte strøm når det ikke er behov for det, mens de også ofte ikke produserer noe når det faktisk er behov. En lagringsenhet gjør det mulig å flytte den tilgjengelige naturressursen slik at man ikke må ty til alternative energikilder. Det er vanskelig å kvantifisere den fullstendige nytteverdien av et batteri, da dette avhenger av bruksområde og det spesifikke prosjektet. Mange variabler spiller inn, men det er tydelig at lagringsenheter som dette kan være veldig gunstig, dersom belastningen av batteriet i seg selv ikke overskygger nytteverdien. Når det gjelder gjenbruk av batterier vil den ekstra levetiden i tillegg redusere belastningen av den opprinnelige produksjonsfasen.

6.1.6 Skjulte belastninger

Å gjenbruke batterier er ikke nødvendigvis bare positivt. Det er en begrenset mengde råmaterialer på markedet, og i verden. Å elektrifisere bilparken avhenger av at det kan produseres batterier, og jo raskere dette skjer, jo raskere reduseres bruken av bensin- og dieselbiler. Resirkulering av råmaterialer er nødvendig for at dette skal skje så raskt som mulig, spesielt for de kritiske materialene som er knappe. Ved å gjenbruke batteriene til stasjonære lagringsapplikasjoner så utsetter man denne resirkuleringen til senere. Dette fører til et noe lavere tilbud på disse knappe materialene, som igjen kan føre til lavere produksjon av batterier og elbiler, og en tregere overgang fra fossile brensler. Behovet for utvinning av jomfruelige materialer øker samtidig som materialprisen stiger. Investeringsviljen vil synke og utvikling av teknologien vil gå tregere. For hver elbil som ikke blir laget vil det være en dieselbil som slipper ut klimagasser i eksosen. Til syvende og sist kan man inkludere dette i beregningene av belastningen til et gjenbrukt batteri – jo lengre man venter med å gjenvinne, jo lengre vil denne dieselbilen kjøre på veiene og slippe ut klimagasser og lignende. Dette er en oversimplifisering av problemstillingen, men poenget er det samme. Vil nytten av batterisystemet overveie belastningen av den reduserte materialtilgjengeligheten? Dette er en interessant problemstilling som bør undersøkes nærmere.

6.1.7 Alternative lagringsløsninger

Det er også verdt å nevne igjen at det finnes en rekke ulike batterikjemier for litium-ion-batterier, hver med sine styrker og svakheter. En av hovedgrunnene til at NMC og lignende kjemier brukes i kjøretøy er på grunn av den høye energitettheten deres, som gjør at elbilene

får høyere rekkevidde uten å ta for stor plass eller veie for mye. Denne karakteristikken er langt fra like viktig i batteriskap. Man kan da heller ta i bruk en batterikjemi som er like trygg og sikker, som leverer litt mindre energi per vekt og volum, men som ikke krever ressurser som er like kritiske som f.eks. kobolt. I noen tilfeller er prisen på råmaterialene lavere i tillegg, og dette kan muligens være et bedre alternativ avhengig av bruksområdet og hva kunden er ute etter. Dette var opprinnelig noe jeg tenkte å se nærmere på i oppgaven, men som jeg endte opp med å ikke undersøke nærmere likevel.

6.1.8 Betragtninger for Batteriretur

Transportfasen har ikke så høy belastning relativt til andre faser som først antatt, selv om transportmiddelet brukt i analysen har noe høyere utslipp enn det som blir brukt i deres interne beregninger. Belastningen for lav fyllingsgrad i lastebiler med hensyn til vekt kommer ikke frem i analysen, og utslippene per batteri med antatt transportmiddel vil sannsynligvis være noe høyere enn vist. Hadde situasjonen vært en annen ville det vært mulig å gjøre en mer detaljert analyse av materialstrømmen ved ombygging, for å kartlegge belastningen til alle komponentene på en mer fullstendig måte uten å ty til antakelser.

6.2 KRITISK REFLEKSJON

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til datagrunnlaget i analyser, og i estimeringen av fremtidige miljøpåvirkninger vil det alltid være antakelser. Ingen vet nøyaktig hvordan utslippene vil belaste systemet og ingen har nøyaktige data å beregne dette ut fra. Det er alltid små variasjoner i forutsetninger og innhentet informasjon, beregningsmetoder og lignende, som til sammen bidrar til å øke usikkerheten rundt resultatene. Det vil alltid være varierende grad av usikkerhet, og målet er å redusere denne så mye som mulig og å være så åpen som mulig om de diverse feilkildene som dukker opp.

All bakgrunnsinformasjon er hentet fra Ecoinvent-databasen: dette innebærer utslipp, og energi- og materialbruk for de ulike råmaterialprosessene, transportprosesser og energimikser. Bakgrunnsinformasjonen er veldig generell og vil ikke representere det faktiske systemet så godt som mulig, men brukes der det ikke er mulig eller praktisk å hente inn systemspesifikk data og informasjon. Ulike metoder for beregning av utslippsfaktorer og miljøpåvirkningskategorier vil gi noe varierende resultater, og for denne analysen ble ReCiPe 2016 brukt. Denne anser jeg som en relativt god og pålitelig metode. I tilkobling til universitetet har jeg hatt tilgang på en noe forenklet versjon av programvaren og metoden. Blant annet måtte alle normaliseringsfaktorer legges inn manuelt fordi disse ikke var tilgjengelig i studentversjonen, og disse faktorene ble hentet fra en tidligere studentinnlevering der faktorene ble hentet fra en fullversjon av programvaren, med hjelp fra Lars G. F. Tellnes fra Østfoldforskning.

Det er gjort en rekke forutsetninger for å kunne gjennomføre analysen. Mange av disse er gjort på grunnlag av eksisterende informasjon og analyser, mens en del av antakelsene er basert på gjetninger som for alt jeg vet kan være veldig urimelige. I datagrunnlaget har jeg vist tabeller med data jeg har brukt for å beregne belastninger, og mye av informasjonen i disse er basert på gjennomsnittsberegninger og egne kalkulasjoner. Jeg har brukt data fra flere kilder om hverandre, for eksempel fant jeg en samlet kjøretøykarakteristikk for diverse elbilmerker i en analyse, og videre brukt denne som grunnlag da jeg beregnet antall moduler per batteri, vekt og energi. Det kom fram at det for hver kjøretøys-modell som ble nevnt i tabellen finnes flere variasjoner med varierende batteristørrelse og oppbygging, da med varierende totalvekt og energikapasitet. Kildene jeg har for antall moduler i disse batteriene stemmer ikke nødvendigvis med informasjonen fra kjøretøykarakteristikk-tabellen jeg tok utgangspunkt i. Likevel antas forskjellene å være så små etter gjennomsnittsberegninger at datagrunnlaget anses som godt nok.

I nytteverdideregningene rundt reststrøm i batterimodulene gjorde jeg ingen antakelser om at det kun er en liten andel av batteriene de tar imot som går til ombruk i batteribanker.

Antakeligvis vil den totale mengden energi hentet ut fra batteriene som ender opp hos Batteriretur være høyere per batteribank siden mesteparten av batteriene kun lades ut uten å ombygges. Samtidig er utgangspunktet i energibruken per batteri basert på tall fra 2017 og representerer ikke helt hvor mye energi selve ombyggingen krever. Det antas likevel at variasjonene ikke er store nok til å ha en nevneverdig betydning i regnskapet.

I begynnelsen av oppgaveskrivingen fikk jeg inntrykk av at Tesla-batteriene ikke ble brukt til ombygging fordi disse var vanskelig å håndtere og å hente ut fra batteripakken. Det ble gjort klart for meg mot slutten at dette ikke stemmer og at Tesla-batterier er minst like interessant å undersøke, spesielt på grunn av det høye innholdet av nikkell.

Materialsammensetningen av den ombygde batteribanken var det vanskelig å finne god informasjon rundt. Dette var et punkt som Batteriretur ikke ville gi noe spesifikk informasjon om med hensyn på mengde, og jeg fikk kun listet opp hvilke typer komponenter som inngår i ombyggingsfasen samt hvor mye selve skapet veide. I samsvar med lignende analyser (Ahmadi et al., 2015) og informasjonen fra Batteriretur ble det antatt en sammensetning av de nye materialene som ble introdusert til verdikjeden ved ombygging, der vekt og mengde kun er basert på gjetning. Type materialer er simplifisert og generalisert, siden for eksempel alle elektroniske komponenter faller inn under samme kategori i Ecoinvent. En mulig feilkilde her er at jeg kan ha brukt feil delprosess i Ecoinvent, da mange av disse ligner på hverandre og har tekniske navn som ikke alltid er like lett å forstå.

Feil datagrunnlag ble benyttet for belastningen til solcelleprodusert elektrisitet. Det ble oppdaget for sent at utslippene per kWh produsert strøm fra solceller er minst dobbelt så høye som rapportert i alle de leste analysene om utslippsintensitet. I Ecoinvent er det over 200 prosesser under «Photovoltaic», og jeg hadde valgt en prosess ukritisk og uten å undersøke forskjellene mellom disse nærmere. Det viste seg at forskjellene mellom prosesser som tilsynelatende var veldig like, var store. Alle belastninger knyttet til solcellene i denne analysen gir et feilaktig bilde av virkeligheten, og karbonintensiteten kan i verste fall halveres.

Av de 228 modulene i batteribanken, antok jeg at den ekstra vekten som ombyggingen førte til tilsvarte 1 kg per modul, i tillegg til selve skapet. Materialene som ble tilført ble fordelt på cirka 1 kg og disse tallene ble dermed brukt til å beregne belastningen. Problemet med denne

fremgangsmåten er at jeg ikke visste om det ble brukt 1 kg nye materialer eller 5 kg nye materialer per modul, og hvordan materialene fordelte seg prosentvis. Det kan hende det blir brukt mye mer plast enn jeg har beregnet og at dette vil ha en betydelig større påvirkning på systemet. Siden denne biten av systemet står for så høy belastning kan det være nødvendig å undersøke dette nærmere før man tar i bruk resultatene.

7 KONKLUSJON

Elektriske komponenter og kretskort som blir introdusert i ombyggingen av batteriet har desidert størst belastning av alle transport- og ombyggingsprosesser. Bruk av resirkulert kobber og gull i elektronikken vil spare miljøet for betydelige mengder overgjødning og klimagassutslipp, da disse materialene står for betydelige andeler av belastningen.

Den totale belastningen som lagringsenheten har, er i stor grad avhengig av hvilke energikilder man bruker til å lade den opp med og hvilke energikilder man erstatter av å hente ut lagret elektrisitet fra batteriet. Her er det store variasjoner mellom forskjellige energimikser og produksjonskilder. Bruker man solkraft til å lade opp for å erstatte nasjonal varedeklart elektrisitet vil man spare en betydelig andel utslipp. Fokuserer man kun på den fysiske strømproduksjonen i landet vil en slik løsning føre til høyere utslipp enn å ikke bruke systemet. Nytteverdien av å bruke et sammensatt system med egenproduksjon av strøm via solceller vil være større i land som Danmark og Tyskland enn i Norge.

Om man tar i bruk normaliseringsmetoden og tar hensyn til de usikkerhetene som finnes rundt visse påvirkningskategorier, finner man at systemet har størst påvirkning på eutrofiering som også ifølge kilder som Steffen et al. (2015) er mer kritisk enn klimaendringer. Dette må likevel tas med en klype salt og det anbefales ikke å benytte denne informasjonen for å gjøre endringer i systemet, kun som en pekepinn for å undersøke påvirkningen nærmere.

Menneskeheten står ovenfor store verdensomspennende problemer. Vår egen søken etter et bedre liv har ført til store naturødeleggelser og artsutrydninger. Bedre levestandard har lenge vært synonymt med et større miljøavtrykk, men det er faktisk mulig å gjøre verden til et bedre sted med hjelp av nytenkning og teknologi. Ved ombruk av elbilbatterier som lagringsenheter muliggjør man mer utbredt bruk av variable fornybare energikilder som erstatning til fossilbasert kraft, som igjen vil medføre en kraftig reduksjon i klimagassutslippene tilknyttet kraftproduksjon. Det er klart at batterier er en del av løsningen, såfremt ombruk ikke fører til skjulte negative belastninger.

Videre arbeid

Det anbefales at belastningene knyttet til utsettelse av materialgjenvinning undersøkes nærmere. En mer detaljert analyse av hvilke materialer som forlater verdikjeden i avfallshåndteringen vil også være nyttig for å bedre forstå fremtidige hull i den sirkulære økonomien.

8 REFERANSER

- Ahmadi, L., Yip, A., Fowler, M., Young, S. B. & Fraser, R. A. (2014). Environmental feasibility of re-use of electric vehicle batteries. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 6: 64-74. doi: 10.1016/j.seta.2014.01.006.
- Ahmadi, L., Young, S. B., Fowler, M., Fraser, R. A. & Achachlouei, M. A. (2015). A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (1): 111-124.
- Amnesty. (u.å.). *Is my phone powered by child labour?*: Amnesty International. Tilgjengelig fra: <https://www.amnesty.org/en/latest/campaigns/2016/06/drc-cobalt-child-labour/> (lest 30.05.2020).
- Assunção, A., Moura, P. S. & de Almeida, A. T. (2016). Technical and economic assessment of the secondary use of repurposed electric vehicle batteries in the residential sector to support solar energy. *Applied Energy*, 181: 120-131. doi: 10.1016/j.apenergy.2016.08.056.
- Battery University. (2019). *BU-205: Types of Lithium-ion*. Tilgjengelig fra: https://batteryuniversity.com/learn/article/types_of_lithium_ion (lest 21.04.2020).
- Bauer, C., Hofer, J., Althaus, H.-J., Del Duce, A. & Simons, A. (2015). The environmental performance of current and future passenger vehicles: Life cycle assessment based on a novel scenario analysis framework. *Applied Energy*, Volum 157: side 871-883. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.019>.
- Casals, L. C., García, B. A. & Benítez, M. M. G. (2017). Aging model for re-used electric vehicle batteries in second life stationary applications. I: *Project Management and Engineering Research*.
- Casals, L. C., García, B. A. & Canal, C. (2019). Second life batteries lifespan: Rest of useful life and environmental analysis. *Journal of Environmental Management*, 232: 354-363. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.046.
- Castilloux, R. (2019). *State of Charge: EVs, Batteries and Battery Materials*: Adamas Intelligence.
- Copernicus. (2020). *Surface air temperature for January 2020*. Tilgjengelig fra: <https://climate.copernicus.eu/surface-air-temperature-january-2020> (lest 04.02.2020).
- Curran, M. A. (2006). *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*. Ohio, USA: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.

- Del Pero, F., Delogu, M. & Pierini, M. (2018). Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case study of Internal Combustion Engine (ICE) and electric car. *Procedia Structural Integrity*, Volum 12: side 521-537. doi: <https://doi.org/10.1016/j.prostr.2018.11.066>.
- Diekmann, J., Sander, S., Sellin, G. & Kwade, A. (2018). Chapter 12: Material Separation. I: Diekmann, J. & Kwade, A. (red.) Sustainable Production, Life Cycle Engineering and Management, *Recycling of Lithium-Ion Batteries: The LithorRec Way*, s. 207-217: Springer.
- Duesenfeld. (u.å.). *Ecofriendly recycling of lithium-ion batteries*. Tilgjengelig fra: https://www.duesenfeld.com/recycling_en.html (lest 16.04.2020).
- Ecoinvent. (2016). *Ecoinvent*. Tilgjengelig fra: <https://www.ecoinvent.org/>.
- Engeland, H., Bjerkomp, T. & Lindaas, J. (2015). *Norsk fokus på pumpekraftverk*. Semesteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (lest 30.05.2020).
- EVSSpecifications. (u.å.-a). *2017 KIA Soul EV - Specifications*. Tilgjengelig fra: <https://www.evspecifications.com/en/model/abf79d> (lest 03.05.2020).
- EVSSpecifications. (u.å.-b). *2018 BMW i3 33 kWh - Specifications*. Tilgjengelig fra: <https://www.evspecifications.com/en/model/1a2980> (lest 03.05.2020).
- EVSSpecifications. (u.å.-c). *2019 Hyundai IONIQ Electric 28 kWh - Specifications and price*. Tilgjengelig fra: <https://www.evspecifications.com/en/model/f21a6d> (lest 03.05.2020).
- Genikomsakis, K. N., Ioakimidis, C. S., Murillo, A., Trifonova, A. & Simic, D. (2013). *A Life Cycle Assessment of a Li-ion urban electric vehicle battery*. Konferanserapport fra EVS27. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/268388375_A_Life_Cycle_Assessment_of_a_Li-ion_urban_electric_vehicle_battery (lest 18.02.2020).
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J. & Zelm, R. v. (2009). ReCiPe 2008 Report I: Characterisation. *Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM)*.
- Green Car Congress. (2015). *New 2016 Nissan LEAF with available 30 kWh pack for 107-mile range*. Tilgjengelig fra: <https://www.greencarcongress.com/2015/09/20150910-leaf.html> (lest 03.05.2020).
- Gunvaldsen, I., Mathiesen, S. & Rosvold, K. A. (2019). batteri. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/batteri>.
- Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E., Driscoll, L., Slater, P., Stolkin, R., Walton, A., Christensen, P., Heidrich, O., Lambert, S., et al. (2019). Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature*, 575: 12. doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>.

- Heelan, J., Gratz, E., Zheng, Z., Wang, Q., Chen, M., Apelian, D. & Wang, Y. (2016). Current and prospective Li-ion battery recycling and recovery processes. *Jom*, 68 (10): 2632-2638.
- Heymans, C., Walker, S. B., Young, S. B. & Fowler, M. (2014). Economic analysis of second use electric vehicle batteries for residential energy storage and load-levelling. *Energy Policy*, 71 (C): 22-30. doi: 10.1016/j.enpol.2014.04.016.
- IEA. (2019). *Global EV Outlook 2019*. Global EV Outlook: IEA, Paris. Tilgjengelig fra: <https://www.iea.org/reports/global-ev-outlook-2019> (lest 07.02.2020).
- infogram.com. (2019). *Topp 10 registrerte elbilmodeller i Norge per 30. september 2019*. Tilgjengelig fra: <https://infogram.com/topp-10-elbiler-i-norge-1gq3pljy69ld21g> (lest 15.04.2020).
- Larkum, T. (2017). *Renault ZOE Z.E. 40 (41 kWh) battery visualized*. Tilgjengelig fra: <http://myrenaultzoe.com/index.php/2017/03/renault-zoe-z-e-40-41-kwh-battery-visualized/> (lest 03.05.2020).
- Lebedeva, N., Di Persio, F. & Brett, L. (2016). Lithium ion battery value chain and related opportunities for Europe. doi: 10.2760/6060.
- Lewrén, A. (2019). *Life cycle assessment of nickel-rich lithium-ion battery for electric vehicles. A comparative LCA between the cathode chemistries NMC 333 and NMC 622*. Masteroppgave. Gøteborg, Sverige: Chalmers University of Technology. Tilgjengelig fra: <https://odr.chalmers.se/handle/20.500.12380/300644> (lest 04.05.2020).
- Madlener, R. & Kirmas, A. (2017). *Economic Viability of Second Use Electric Vehicle Batteries for Energy Storage in Residential Applications*, 105.
- Marques, P., Garcia, R., Kulay, L. & Freire, F. (2019). Comparative life cycle assessment of lithium-ion batteries for electric vehicles addressing capacity fade. *Journal of Cleaner Production*, 229: 787-794.
- Mayyas, A., Steward, D. & Mann, M. (2019). The case for recycling: Overview and challenges in the material supply chain for automotive li-ion batteries. *Sustainable Materials and Technologies*, 19 (C): e00087. doi: 10.1016/j.susmat.2018.e00087.
- Meld. St. 33 (2016-2017). *Nasjonal transportplan 2018-2029*. Oslo: Samferdselsdepartementet.
- Miljødirektoratet. (2020). *Klimakur 2030 - Tiltak og virkemidler mot 2030*: Miljødirektoratet, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Enova. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1625/m1625.pdf> (lest 07.02.2020).
- motorpress. (u.å.). *e-up!* Tilgjengelig fra: https://motorpress.co.za/passthru/documents/1270&usg=AOvVaw3hlyuVzf4v6_fGtKi8fAWU

- Niestadt, M. & Bjørnåvold, A. (2019). *Electric road vehicles in the European Union: Trends, impacts and policies*. Briefing fra European Parliamentary Research Service. Tilgjengelig fra: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2019/637895/EPRS_BRI\(2019\)637895_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2019/637895/EPRS_BRI(2019)637895_EN.pdf) (lest 27.01.2020).
- NVE. (2019). *Nasjonal varedeklarasjon 2018*: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/energiforsyning/varedeklarasjon/nasjonal-varedeklarasjon-2018/> (lest 11.05.2020).
- Olivetti, E. A., Ceder, G., Gaustad, G. G. & Fu, X. (2017). Lithium-Ion Battery Supply Chain Considerations: Analysis of Potential Bottlenecks in Critical Metals.
- PushEVs. (2018). *Battery charging: Full versus Partial*. Tilgjengelig fra: <https://pushevs.com/2018/04/27/battery-charging-full-versus-partial/> (lest 15.04.2020).
- RSC. (u.å.). *Periodic Table*. Royal Society of Chemistry. Tilgjengelig fra: <https://www.rsc.org/periodic-table/> (lest 30.04.2020).
- Sanderson, H. (2019). *Congo, child labour and your electric car*: Financial Times. Tilgjengelig fra: <https://www.ft.com/content/c6909812-9ce4-11e9-9c06-a4640c9feebb> (lest 30.05.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2019). *Utslipp til luft*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/klimagassn> (lest 07.02.2020).
- Statistisk sentralbyrå. (2020). *Bilparken*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/bilreg/> (lest 01.04.2020).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., Vries, W. d., Wit, C. A. d., et al. (2015). Planetary boundaries; Guiding human development on a changing planet. *Science*, Vol. 347 no. 6223.
- U.S. DOE. (2011). *Critical Materials Strategy*: U.S. Department of Energy.
- USGS. (2020). *Mineral Commodity Summaries 2020*: U.S. Geological Survey. Tilgjengelig fra: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2020/mcs2020.pdf> (lest 04.05.2020).
- Volkswagen. (2018). *Den nye Volkswagen e-Golf. Brochure med tekniske data og utstyr*. Tilgjengelig fra: https://www.volkswagen.no/content/dam/vw-ngw/vw_pkw/importers/no/bilmodeller/brosjyrer-og-priser/e-golf/volkswagen-e-golf-tekniske-data.pdf/jcr_content/renditions/original./volkswagen-e-golf-tekniske-data.pdf (lest 03.05.2020).
- Zubi, G., Dufo-López, R., Carvalho, M. & Pasaoglu, G. (2018). The lithium-ion battery: State of the art and future perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89: 292-308.

Vedlegg

Dette kapittelet inneholder diverse tabeller og figurer som enten ikke fikk plass i oppgaven, eller som inneholder beregningsgrunnlagene for flere av figurene som ble brukt. Alle tabeller og figurer inneholder en kort beskrivelse, men ingen av disse er kritiske for analysen sin del. De er kun vedlagt for åpenhetens skyld.

Tabell 1. Overordnet resultat for batteribankbelastningen fordelt på delprosesser, vist i prosentandel av total belastning.....	74
Tabell 2. Belastning for alle energikilder brukt i analysen, m.m., for alle miljøpåvirkningskategoriene.....	75
Tabell 3. Belastning for delprosessene involvert i "Nye komponenter"-prosessen, for alle miljøpåvirkningskategoriene.....	76
Tabell 4. Resultater for scenario-analysene i kapittel 5.6.....	77
Tabell 5. Normaliseringsfaktorer som gitt i ReCiPe.	78
Tabell 6. Sammensetning av norsk energimiks, som gitt i Ecoinvent.....	78
Tabell 7. Resultater etter normaliseringsberegning.....	79
Tabell 8. Sensitivitetsanalyse for varierende rundtureffektivitet og strømkilde.....	80
Tabell 9. Sensitivitetsanalyse for varierende antall ladesykluser over levetiden.....	81
Figur 1. Ozonedbrytningspotensialet til lagringsenheten	82
Figur 2. Ioniserende stråling fra lagringsenheten.....	82
Figur 3. Dannelse av svevestøv fra lagringsenheten.	82
Figur 4. Helseskadelig ozondannelse fra lagringsenheten.....	83
Figur 5. Økosystemskadelig ozondannelse fra lagringsenheten	83
Figur 6. Landlig økotoksisitet fra lagringsenheten.....	83
Figur 7. Økotoksisitet i hav fra lagringsenheten	84
Figur 8. Landlig forsuring fra lagringsenheten.	84
Figur 9. Økotoksisitet i ferskvann fra lagringsenheten.....	84
Figur 10. Kreftfremkallende toksisitet fra lagringsneheten	85
Figur 11. Ikke-kreftfremkallende toksisitet fra lagringsenheten.....	85
Figur 12. Landbruk fra lagringsenheten.	85
Figur 13. Knapphet av mineralressurser fra lagringsenheten	86
Figur 14. Knapphet av fossile ressurser fra lagringsenheten	86
Figur 15. Forbruk av vann fra lagringsenheten.....	86

Tabell 1. Overordnet resultat for batteribankbelastningen fordelt på delprosesser, vist i prosentandel av total belastning.

Påvirkningskategori	Forkortelse	Transport, verksted-lager	Transport, lager-Batteriretur	Energibruk Batteriretur	Utladet strøm	Nye komponenter	Transport, til-fra kunde	Avfalls-håndtering
Global oppvarming	GW	0,30 %	2,66 %	0,39 %	-0,19 %	81,26 %	2,65 %	12,92 %
Nedbrytning av ozonlaget	SOD	0,39 %	3,54 %	1,62 %	-0,77 %	88,33 %	3,39 %	3,51 %
Ioniserende stråling	IRAD	0,14 %	1,75 %	1,40 %	-0,66 %	103,26 %	1,22 %	-7,10 %
Ozondannelse, helseeffekt	OFHH	0,15 %	1,62 %	0,22 %	-0,10 %	96,44 %	1,29 %	0,39 %
Dannelse av svevestøv	FPMF	0,08 %	0,78 %	0,21 %	-0,10 %	99,30 %	0,69 %	-0,95 %
Ozondannelse, økosystemer	OFTE	0,15 %	1,70 %	0,22 %	-0,10 %	96,33 %	1,34 %	0,37 %
Forsuring på landjord	TA	0,08 %	0,80 %	0,22 %	-0,11 %	99,09 %	0,74 %	-0,82 %
Eutrofiering i ferskvann	FE	0,00 %	0,04 %	0,06 %	-0,03 %	100,18 %	0,04 %	-0,30 %
Økotoksisitet på landjord	TE	0,19 %	2,42 %	0,41 %	-0,20 %	97,24 %	1,67 %	-1,73 %
Økotoksisitet i ferskvann	FET	0,01 %	0,05 %	0,36 %	-0,17 %	100,63 %	0,06 %	-0,93 %
Økotoksisitet i havvann	ME	0,01 %	0,07 %	0,31 %	-0,15 %	100,43 %	0,07 %	-0,74 %
Kreftfremkallende toksisitet	HCT	0,03 %	0,20 %	0,25 %	-0,12 %	100,09 %	0,23 %	-0,68 %
Ikke-kreftfremkallende toksisitet	HNCT	0,01 %	0,05 %	0,05 %	-0,02 %	99,62 %	0,06 %	0,24 %
Landbruk	LU	0,37 %	6,04 %	1,03 %	-0,49 %	95,08 %	3,20 %	-5,22 %
Knapphet av minneralressurser	MRS	0,01 %	0,09 %	0,08 %	-0,04 %	100,17 %	0,10 %	-0,42 %
Knapphet av fossile ressurser	FRS	0,47 %	4,48 %	0,38 %	-0,18 %	92,36 %	4,09 %	-1,59 %
Forbruk av vann	WC	0,12 %	1,23 %	39,61 %	-18,81 %	79,88 %	1,02 %	-203,03 %

Tabell 2. Belastning for alle energikilder brukt i analysen, m.m., for alle miljøpåvirkningskategoriene.

Påvirkningskategori	Enhet	Forkortelse	Naturgass	Hardkull, DK	Solkraft	Vindkraft	Magasinkraft	Norsk miks	Svensk miks	Dansk miks	Euro miks
Global warming	kg CO2 eq	GW	4,13E-01	1,08E+00	1,21E-01	2,11E-02	7,02E-03	3,82E-02	5,44E-02	3,68E-01	5,29E-01
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	1,82E-07	4,20E-07	5,96E-08	1,01E-08	3,95E-09	8,56E-08	1,27E-07	2,70E-07	2,24E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	5,98E-03	2,44E-03	8,34E-03	8,20E-04	2,68E-04	8,29E-03	2,95E-01	6,57E-02	2,16E-01
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	2,93E-04	8,11E-04	2,85E-04	6,43E-05	1,87E-05	6,40E-05	1,71E-04	4,55E-04	8,26E-04
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	1,48E-04	6,17E-04	3,24E-04	6,80E-05	1,01E-05	5,88E-05	7,19E-05	2,49E-04	6,71E-04
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	3,07E-04	8,16E-04	2,97E-04	6,69E-05	1,91E-05	6,56E-05	1,74E-04	4,61E-04	8,35E-04
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	4,20E-04	2,20E-03	6,48E-04	1,73E-04	1,92E-05	1,47E-04	2,38E-04	9,16E-04	2,08E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	FE	2,03E-05	3,70E-04	1,02E-04	3,86E-05	1,73E-06	2,56E-05	2,98E-05	1,43E-04	4,51E-04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	1,63E-05	3,78E-05	7,01E-04	1,72E-04	4,87E-06	2,26E-04	2,66E-04	2,82E-04	3,14E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	9,67E-04	1,14E-02	3,41E-02	2,50E-02	1,76E-04	2,63E-02	2,66E-02	3,08E-02	3,73E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	1,94E-03	1,58E-02	4,43E-02	3,14E-02	2,50E-04	3,23E-02	3,29E-02	3,87E-02	4,77E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	2,26E-03	2,34E-02	9,93E-03	6,12E-03	7,49E-04	5,51E-03	6,21E-03	1,33E-02	2,60E-02
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	8,84E-01	1,19E+01	1,42E+01	7,66E+00	1,69E-01	4,58E+00	5,60E+00	9,49E+00	1,57E+01
Land use	m2a crop eq	LU	4,85E-04	1,01E-02	3,05E-03	9,15E-04	1,19E-04	3,66E-03	4,97E-02	6,83E-02	2,22E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	1,57E-04	1,80E-04	1,35E-03	8,32E-04	9,59E-05	4,26E-04	6,73E-04	6,11E-04	6,97E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	1,57E-01	2,10E-01	2,86E-02	5,04E-03	1,15E-03	8,31E-03	9,40E-03	8,39E-02	1,30E-01
Water consumption	m3	WC	1,12E-03	3,72E-02	2,84E-03	2,63E-04	2,93E-02	3,14E-02	6,79E-03	1,48E-02	7,48E-03

Tabell 3. Belastning for delprosessene involvert i "Nye komponenter"-prosessen, for alle miljøpåvirkningskategoriene.

Påvirkningskategori	Enhet	Forkortelse	Skap	Skinner	Kretskort	Elektroniske komponenter	Datakabler	Kobberkabler	Polyethylene	Injection moulding	Total
Global warming	kg CO2 eq	GW	1,02E-03	1,37E-03	4,49E-03	3,73E-03	6,36E-05	1,11E-03	3,78E-04	7,89E-05	1,22E-02
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	2,86E-10	3,78E-10	2,85E-09	2,10E-09	6,79E-11	1,47E-09	8,20E-11	3,24E-11	7,26E-09
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	3,84E-05	5,43E-05	4,17E-04	3,56E-04	3,17E-06	5,40E-05	1,84E-05	9,86E-06	9,51E-04
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	2,61E-06	3,55E-06	1,69E-05	1,23E-05	3,15E-07	7,16E-06	7,80E-07	1,51E-07	4,37E-05
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	2,37E-06	4,97E-06	1,09E-05	9,40E-06	5,26E-07	1,52E-05	5,42E-07	1,71E-07	4,41E-05
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	2,76E-06	3,66E-06	1,71E-05	1,24E-05	3,25E-07	7,37E-06	8,16E-07	1,56E-07	4,47E-05
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	3,94E-06	6,42E-06	2,31E-05	1,90E-05	1,59E-06	4,64E-05	1,33E-06	3,12E-07	1,02E-04
Freshwater eutrophication	kg P eq	FE	8,84E-07	5,48E-07	3,29E-05	1,98E-05	3,86E-07	1,20E-05	1,13E-07	3,65E-08	6,66E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	1,48E-06	5,73E-06	2,73E-06	2,87E-06	2,15E-06	6,77E-05	2,95E-07	1,96E-08	8,30E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	1,18E-04	7,06E-05	5,74E-03	3,38E-03	6,83E-05	2,15E-03	9,28E-06	1,46E-06	1,15E-02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	1,67E-04	1,04E-04	8,07E-03	4,76E-03	9,92E-05	3,12E-03	1,34E-05	2,01E-06	1,63E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	7,38E-04	3,30E-04	1,17E-03	7,22E-04	1,66E-05	4,97E-04	1,48E-05	2,27E-06	3,50E-03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	1,20E-01	4,23E-02	6,80E+00	4,00E+00	8,66E-02	2,73E+00	1,02E-02	1,24E-03	1,38E+01
Land use	m2a crop eq	LU	2,11E-05	4,54E-05	2,19E-04	1,53E-04	2,83E-06	7,08E-05	7,89E-06	4,57E-06	5,24E-04
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	4,88E-05	1,44E-04	2,65E-04	1,59E-04	5,42E-06	1,69E-04	1,01E-06	7,89E-08	7,92E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	2,38E-04	2,99E-04	1,06E-03	8,75E-04	2,58E-05	4,23E-04	1,82E-04	2,35E-05	3,13E-03
Water consumption	m3	WC	1,04E-05	6,57E-06	3,26E-05	2,72E-05	7,36E-07	1,53E-05	4,68E-06	8,78E-07	9,84E-05

Tabell 4. Resultater for scenario-analysene i kapittel 5.6.

Påvirkningskategori	Enhet	Forkortelse	Batteribank	Scenario A	Scenario B	Scenario C	Scenario D
Global warming	kg CO2 eq	GW	1,51E-02	2,01E-03	8,95E-02	-4,06E-01	-4,02E-01
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	8,22E-09	-4,50E-09	2,28E-08	1,78E-07	1,62E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	9,21E-04	-4,36E-04	-4,86E-04	5,70E-03	2,07E-01
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	4,54E-05	-3,37E-06	-2,36E-04	2,73E-04	5,26E-04
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	4,44E-05	-3,09E-06	-2,82E-04	1,38E-04	3,30E-04
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	4,64E-05	-3,45E-06	-2,47E-04	2,87E-04	5,22E-04
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	1,03E-04	-7,75E-06	-5,35E-04	3,99E-04	1,40E-03
Freshwater eutrophication	g P eq	FE	6,65E-02	1,35E-03	8,17E-02	-1,85E-02	-3,44E-01
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	8,53E-05	-1,19E-05	-5,12E-04	1,12E-05	-4,24E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	1,15E-02	-1,39E-03	-9,52E-03	7,82E-04	1,44E-03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	1,63E-02	-1,70E-03	-1,43E-02	1,68E-03	1,02E-03
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	3,49E-03	-2,90E-04	-4,94E-03	1,47E-03	1,56E-02
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	1,38E+01	-2,41E-01	-1,04E+01	7,06E-01	7,98E-01
Land use	m2a crop eq	LU	5,51E-04	-1,92E-04	4,46E-04	3,59E-04	1,90E-02
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	7,91E-04	-2,24E-05	-9,93E-04	5,57E-05	-7,22E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	3,39E-03	-4,37E-04	-2,18E-02	1,56E-01	1,00E-01
Water consumption	m3	WC	-1,23E-04	-1,65E-03	2,84E-02	-2,97E-02	4,49E-03

Tabell 5. Normaliseringsfaktorer som gitt i ReCiPe.

Impact category	Unit	Normalization
Global warming	kg CO2 eq	0,0001252
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	16,7
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	0,00208
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	0,0486
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	0,0391
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	0,0563
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	0,0244
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,54
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	0,000965
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	0,815
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	0,969
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	0,361
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	0,00671
Land use	m2a crop eq	0,000162
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	0,00000833
Fossil resource scarcity	kg oil eq	0,00102
Water consumption	m3	0,00375

Tabell 6. Sammensetning av norsk energimiks, som gitt i Ecoinvent.

Norsk energimiks, SimaPro		
Type	Mengde (kWh)	Andel
Pumpe	0,007	0,70 %
Vannkraft	0,928	93,11 %
Naturgass	0,0172	1,73 %
Olje	0,0003	0,03 %
Vindkraft	0,011828113	1,19 %
Import SE	0,0188	1,89 %
Import DK	0,005188489	0,52 %
Import RU	0,006899997	0,69 %
Import NL	0,000716983	0,07 %
Import FI	0,000686145	0,07 %

Tabell 7. Resultater etter normaliseringsberegning.

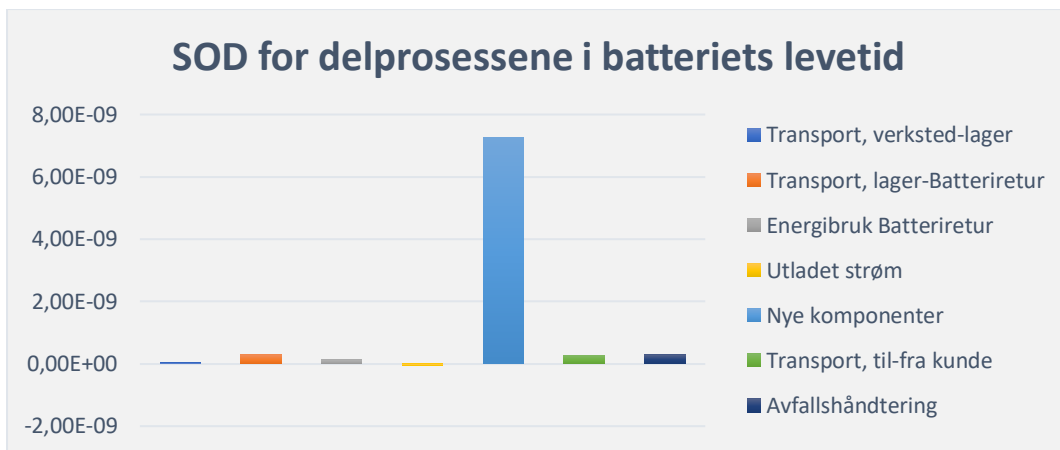
Påvirkningskategori	Enhet	Forkortelse	Transport, verksted-lager	Transport, lager-Batteriretur	Energibruk Batteriretur	Utladet strøm	Nye komponenter	Transport, til-fra kunde	Avfalls-håndtering	Total
Global warming	kg CO2 eq	GW	5,72E-09	5,03E-08	7,44E-09	-3,53E-09	1,53E-06	4,99E-08	2,44E-07	1,89E-06
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	5,32E-10	4,85E-09	2,22E-09	-1,06E-09	1,21E-07	4,65E-09	4,82E-09	1,37E-07
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	2,69E-09	3,35E-08	2,68E-08	-1,27E-08	1,98E-06	2,35E-08	-1,36E-07	1,92E-06
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	3,26E-09	3,58E-08	4,84E-09	-2,30E-09	2,13E-06	2,84E-08	8,49E-09	2,20E-06
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	1,37E-09	1,36E-08	3,58E-09	-1,70E-09	1,73E-06	1,20E-08	-1,66E-08	1,74E-06
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	4,00E-09	4,43E-08	5,74E-09	-2,73E-09	2,51E-06	3,49E-08	9,58E-09	2,61E-06
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	2,13E-09	2,00E-08	5,59E-09	-2,65E-09	2,49E-06	1,86E-08	-2,07E-08	2,51E-06
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	1,57E-10	1,99E-09	3,39E-10	-1,61E-10	8,01E-08	1,37E-09	-1,43E-09	8,23E-08
Land use	m2a crop eq	LU	3,27E-10	5,39E-09	9,21E-10	-4,38E-10	8,49E-08	2,86E-09	-4,66E-09	8,93E-08
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	7,47E-13	5,80E-12	5,52E-12	-2,62E-12	6,60E-09	6,52E-12	-2,74E-11	6,59E-09
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	1,62E-08	1,55E-07	1,32E-08	-6,26E-09	3,19E-06	1,41E-07	-5,50E-08	3,45E-06
Water consumption	m3	WC	5,38E-10	5,68E-09	1,83E-07	-8,69E-08	3,69E-07	4,70E-09	-9,38E-07	-4,62E-07
Freshwater eutrophication	kg P eq	FE	5,09E-09	3,93E-08	6,13E-08	-2,91E-08	1,03E-04	4,44E-08	-3,08E-07	1,02E-04
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	5,92E-07	4,73E-06	3,34E-05	-1,59E-05	9,41E-03	5,17E-06	-8,71E-05	9,35E-03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	1,24E-06	1,11E-05	4,87E-05	-2,31E-05	1,58E-02	1,09E-05	-1,17E-04	1,58E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	3,31E-07	2,57E-06	3,10E-06	-1,47E-06	1,26E-03	2,89E-06	-8,57E-06	1,26E-03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	6,01E-06	4,75E-05	4,78E-05	-2,27E-05	9,25E-02	5,25E-05	2,25E-04	9,29E-02

Tabell 8. Sensitivitetsanalyse for varierende rundtureffektivitet og strømkilde.

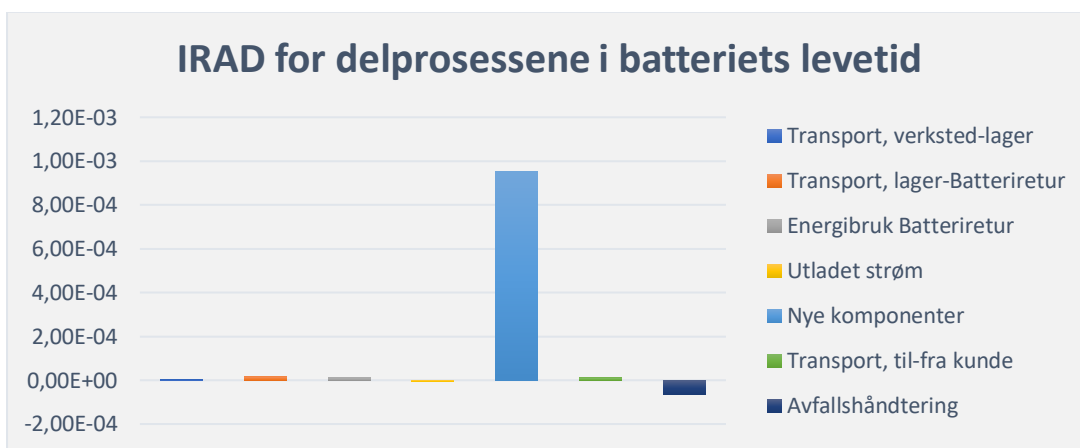
Impact category	Unit	Forkortelse	Batteribank	95 %, Norge	90 %, Norge	80 %, Norge	95 %, Europa	90 %, Europa	80 %, Europa
Global warming	kg CO2 eq	GW	1,51E-02	2,01E-03	4,25E-03	9,55E-03	2,79E-02	5,88E-02	1,32E-01
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	8,22E-09	4,50E-09	9,51E-09	2,14E-08	1,18E-08	2,49E-08	5,61E-08
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	9,21E-04	4,36E-04	9,21E-04	2,07E-03	1,14E-02	2,40E-02	5,41E-02
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	4,54E-05	3,37E-06	7,11E-06	1,60E-05	4,35E-05	9,18E-05	2,07E-04
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	4,44E-05	3,09E-06	6,53E-06	1,47E-05	3,53E-05	7,46E-05	1,68E-04
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	4,64E-05	3,45E-06	7,29E-06	1,64E-05	4,39E-05	9,28E-05	2,09E-04
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	1,03E-04	7,75E-06	1,64E-05	3,68E-05	1,10E-04	2,32E-04	5,21E-04
Freshwater eutrophication	g P eq	FE	6,65E-05	1,35E-06	2,84E-06	6,39E-06	2,37E-05	5,01E-05	1,13E-04
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	8,53E-05	1,19E-05	2,51E-05	5,64E-05	1,65E-05	3,49E-05	7,84E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	1,15E-02	1,39E-03	2,93E-03	6,58E-03	1,96E-03	4,14E-03	9,32E-03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	1,63E-02	1,70E-03	3,59E-03	8,08E-03	2,51E-03	5,30E-03	1,19E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	3,49E-03	2,90E-04	6,12E-04	1,38E-03	1,37E-03	2,89E-03	6,51E-03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	1,38E+01	2,41E-01	5,09E-01	1,14E+00	8,28E-01	1,75E+00	3,93E+00
Land use	m2a crop eq	LU	5,51E-04	1,92E-04	4,06E-04	9,14E-04	1,17E-03	2,47E-03	5,56E-03
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	7,91E-04	2,24E-05	4,73E-05	1,06E-04	3,67E-05	7,75E-05	1,74E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	3,39E-03	4,37E-04	9,23E-04	2,08E-03	6,85E-03	1,45E-02	3,25E-02
Water consumption	m3	WC	-1,23E-04	1,65E-03	3,49E-03	7,84E-03	3,93E-04	8,31E-04	1,87E-03

Tabell 9. Sensitivitetsanalyse for varierende antall ladesykluser over levetiden.

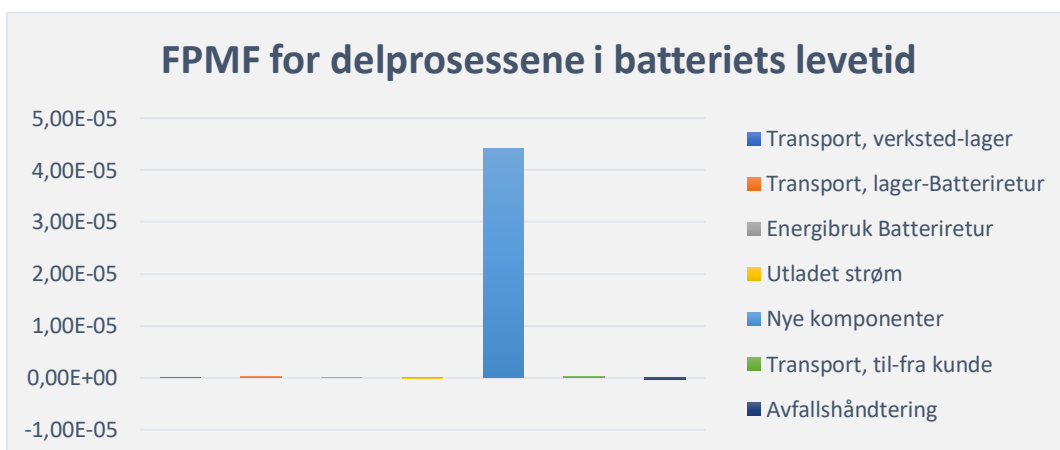
Impact category	Unit	Forkortelse	2000 sykluser	3000 sykluser	4000 sykluser
Global warming	kg CO2 eq	GW	1,86E-02	1,51E-02	9,31E-03
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11 eq	SOD	1,02E-08	8,22E-09	5,08E-09
Ionizing radiation	kBq Co-60 eq	IRAD	1,14E-03	9,21E-04	5,69E-04
Ozone formation, Human health	kg NOx eq	OFHH	5,60E-05	4,54E-05	2,80E-05
Fine particulate matter formation	kg PM2.5 eq	FPMF	5,49E-05	4,44E-05	2,74E-05
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	kg NOx eq	OFTE	5,73E-05	4,64E-05	2,86E-05
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	TA	1,27E-04	1,03E-04	6,36E-05
Freshwater eutrophication	g P eq	FE	8,22E-05	6,65E-05	4,11E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	TE	1,05E-04	8,53E-05	5,27E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB e	FET	1,42E-02	1,15E-02	7,08E-03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DBC e	ME	2,01E-02	1,63E-02	1,00E-02
Human carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HCT	4,31E-03	3,49E-03	2,16E-03
Human non-carcinogenic toxicity	kg 1,4-DBC e	HNCT	1,71E+01	1,38E+01	8,55E+00
Land use	m2a crop eq	LU	6,81E-04	5,51E-04	3,41E-04
Mineral resource scarcity	kg Cu eq	MRS	9,77E-04	7,91E-04	4,89E-04
Fossil resource scarcity	kg oil eq	FRS	4,18E-03	3,39E-03	2,09E-03
Water consumption	m3	WC	-1,52E-04	-1,23E-04	-7,61E-05



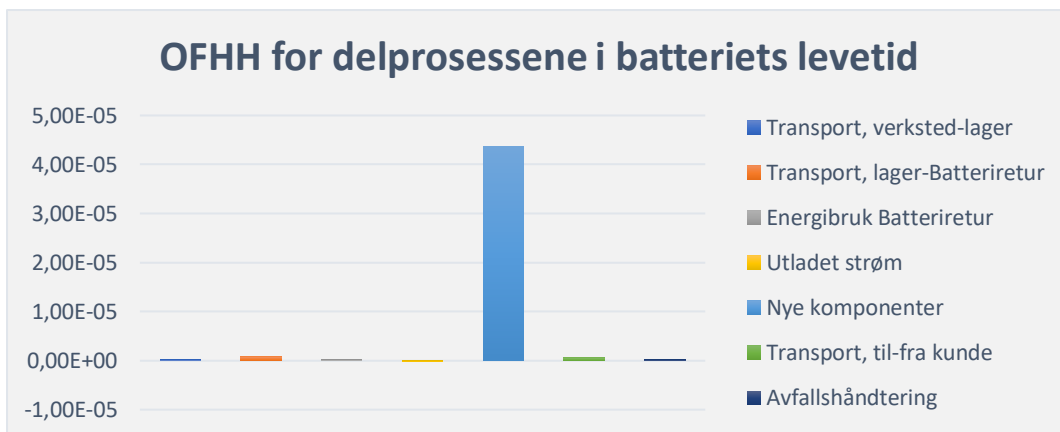
Figur 1. Ozonedbrytningspotensialet til lagringsenheten i kg CFC11-ekvivalenter per F.E.



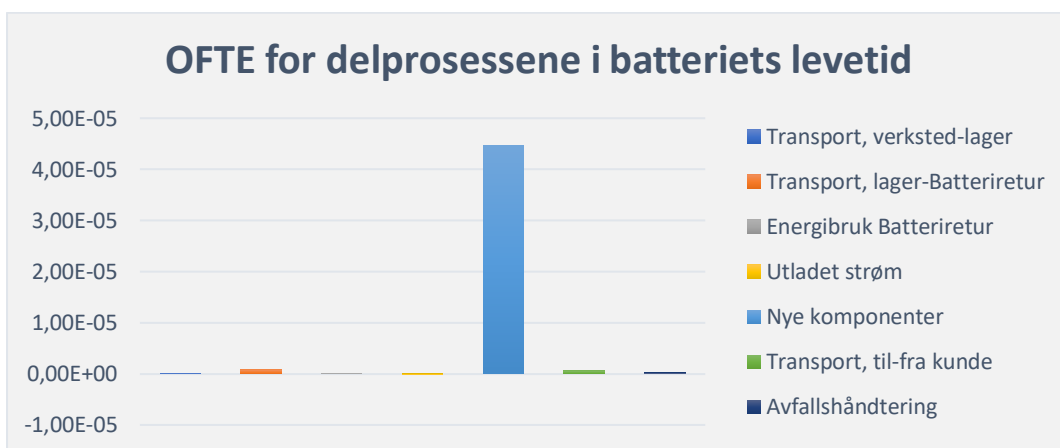
Figur 2. Ioniserende stråling fra lagringsenheten, i kBq Co-60-ekvivalenter per F.E.



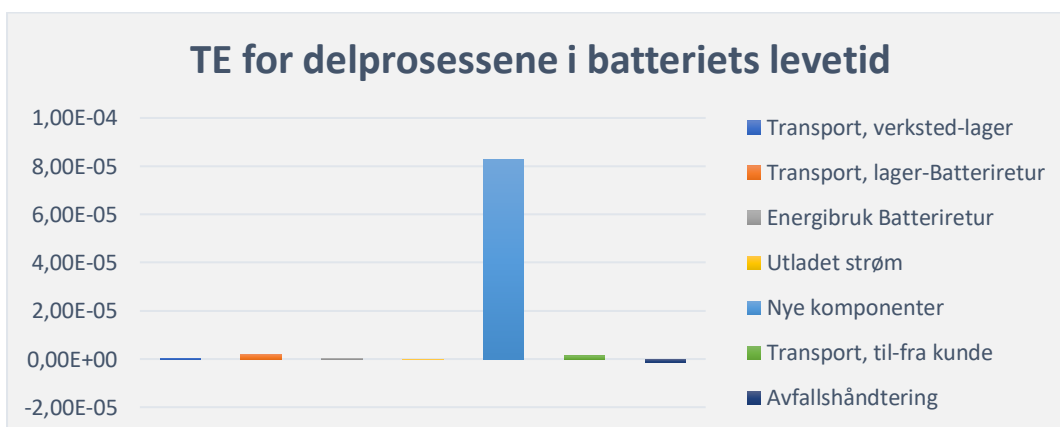
Figur 3. Dannelse av svevestøv fra lagringsenheten, i kg PM2.5-ekvivalenter per F.E.



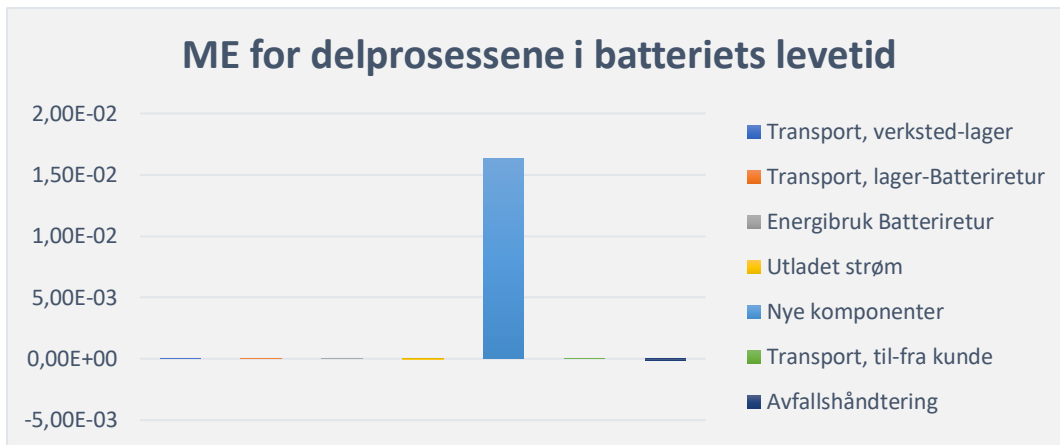
Figur 4. Helseskadelig ozondannelse fra lagringsenheten, i kg NOx-ekvivalenter per F.E.



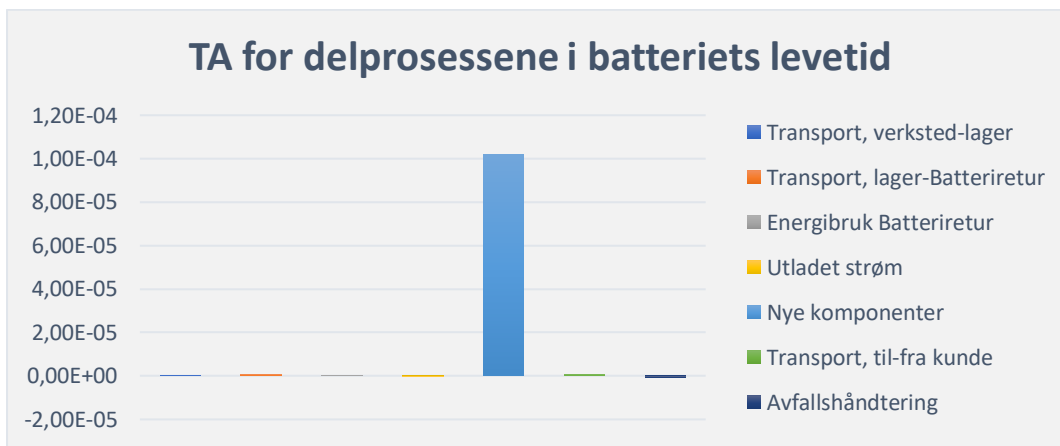
Figur 5. Økosystemskadelig ozondannelse fra lagringsenheten, i kg NOx-ekvivalenter per F.E.



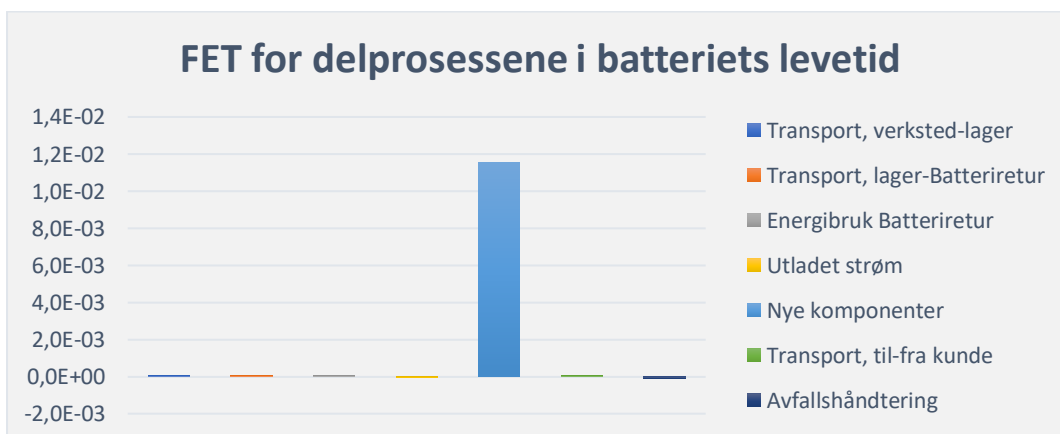
Figur 6. Landlig økotoksitet fra lagringsenheten, i kg 1,4-DB-ekvivalenter per F.E.



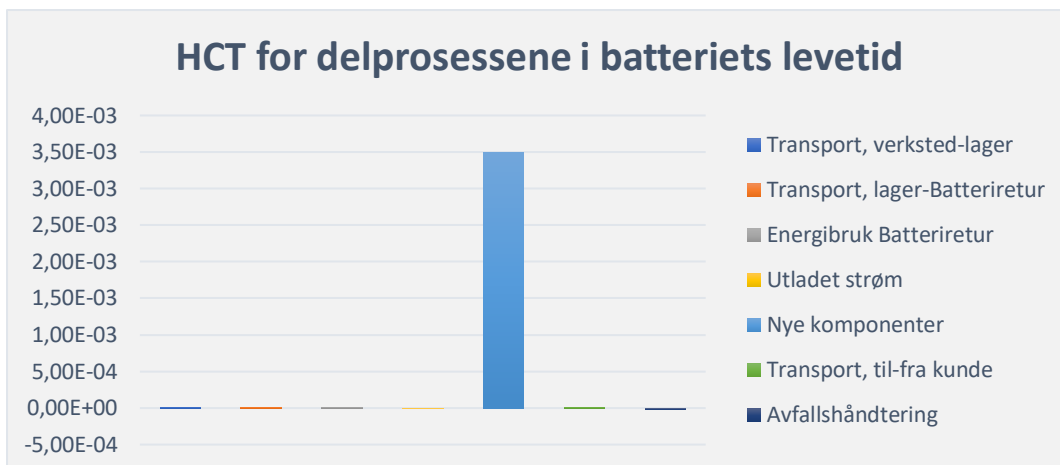
Figur 7. Økotoksitet i hav fra lagringsenheten, i kg 1,4-DB-ekvivalenter per F.E.



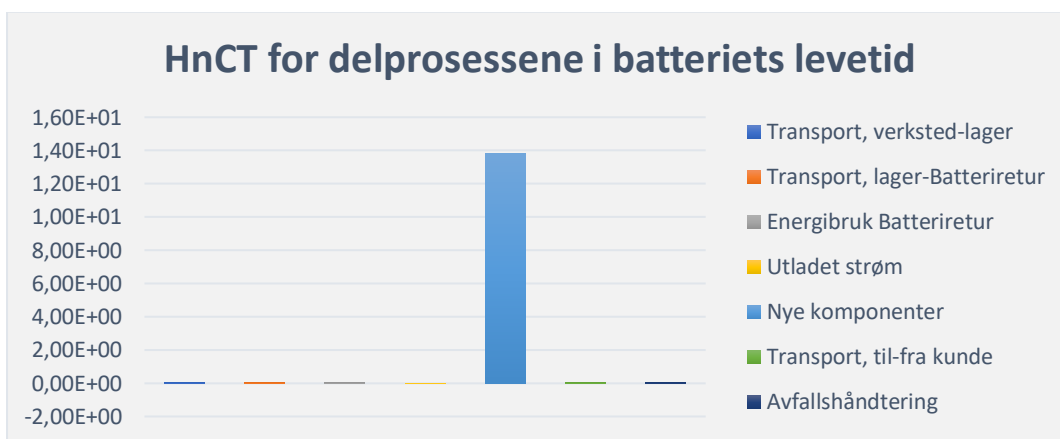
Figur 8. Landlig forsurening fra lagringsenheten, i kg SO₂-ekvivalenter per F.E.



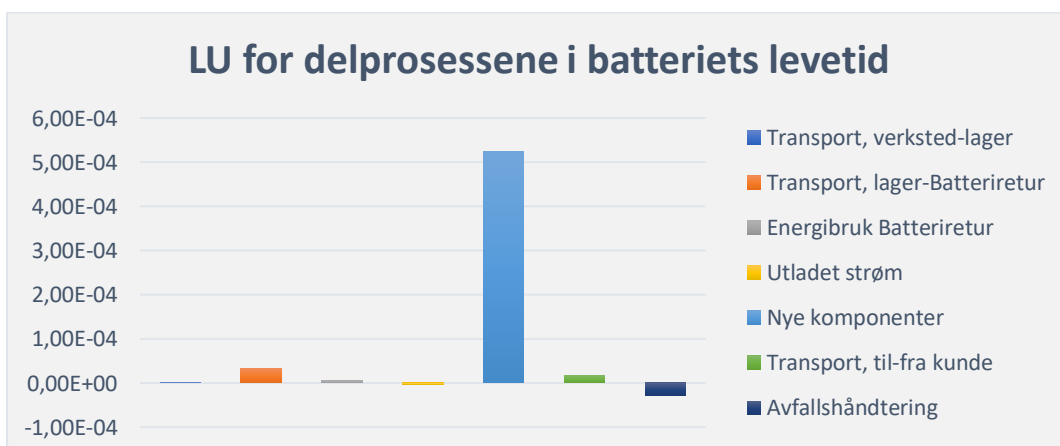
Figur 9. Økotoksitet i ferskvann fra lagringsenheten, i kg 1,4-DB-ekvivalenter per F.E.



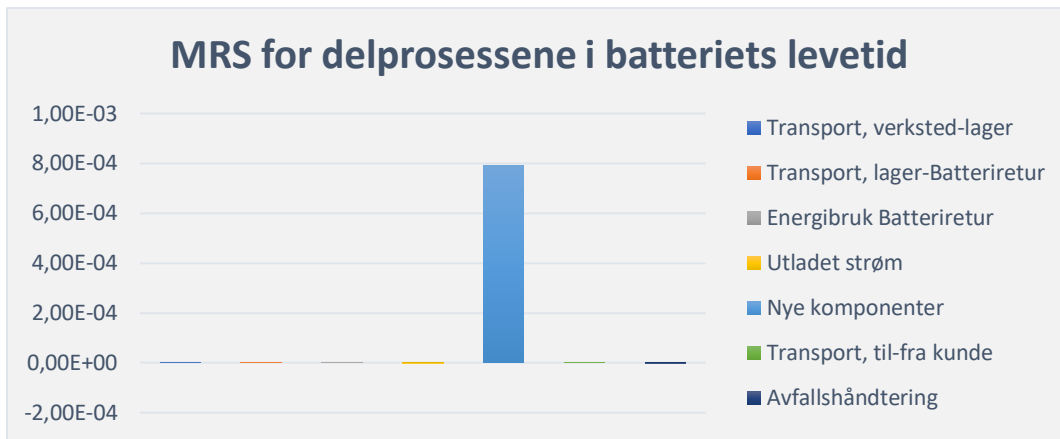
Figur 10. Kreftfremkallende toksisitet fra lagringsenheten, i kg 1,4-DB-ekvivalenter per F.E.



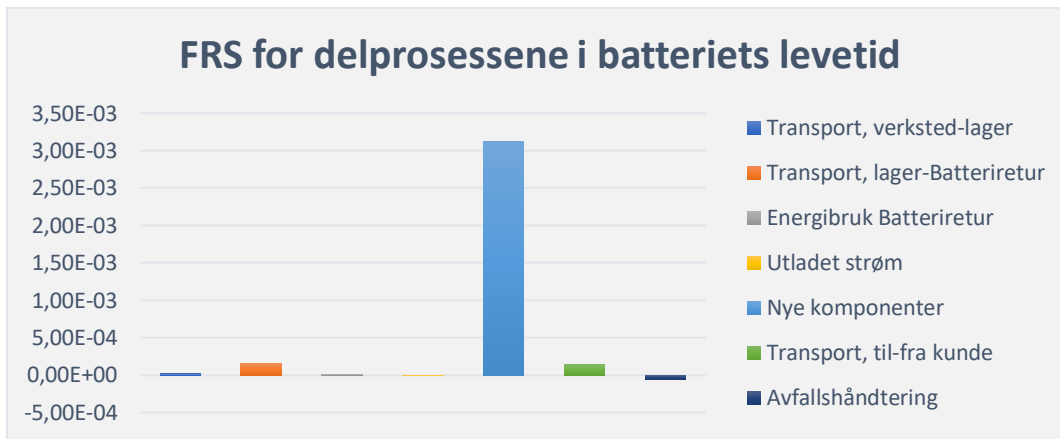
Figur 11. Ikke-kreftfremkallende toksisitet fra lagringsenheten, i kg 1,4-DB-ekvivalenter per F.E.



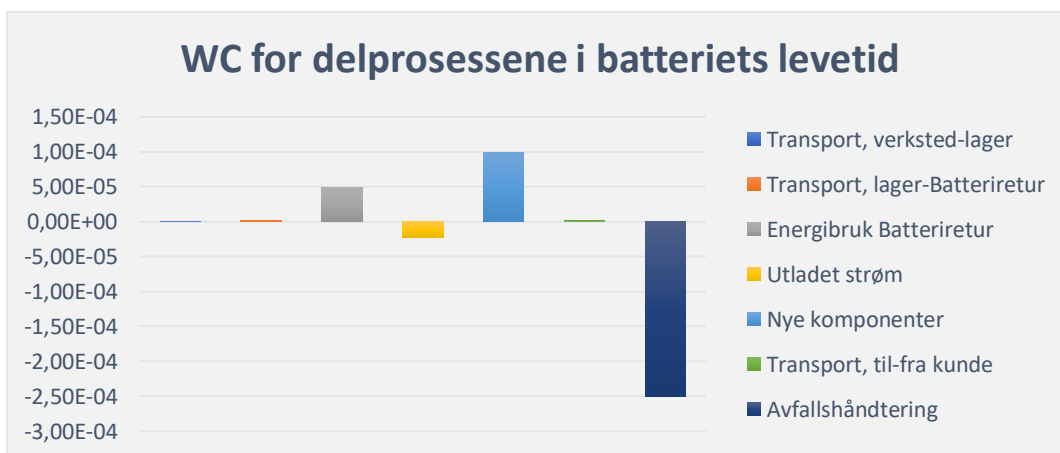
Figur 12. Landbruk fra lagringsenheten, i m2a crop-ekvivalenter per F.E.



Figur 13. Knapphet av mineralressurser fra lagringenheten, i kg Cu-ekvivalenter per F.E.



Figur 14. Knapphet av fossile ressurser fra lagringenheten, i kg olje-ekvivalenter per F.E.



Figur 15. Forbruk av vann fra lagringenheten, i m³ vann per F.E.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway