

Forfattere: Kari-Anne Lyng og Mafalda Silva

Rapportnr.: OR.31.18

Miljøregnskap for NOAHs virksomhet og avfallshåndteringstjenester 2017

Revisjon	Dato	Beskrivelse av revidering
Opprinnelig versjon	28.11.2018	
Versjon 2	17.06.2019	<p>Presisering i Tabell 3-1: Mengden flyveaske håndtert av NOAH i 2017 endret til 325 500 tonn, noe som førte til endringer i resultatene som vises i:</p> <ul style="list-style-type: none">- Tabell 4-1- Figur 4-1- Figur 4-2- Figur 4-3- Figur 5-1- Tabell 6-5- Figur 6-3 <p>Samt endringer i teksten.</p>

Rapportnr.: OR.31.18

Rapporttype:

Versjon 2

ISSN nr.: 0803-6659

Oppdragsrapport

Rapporttittel:

Miljøregnskap for NOAHs virksomhet og avfallshåndteringstjenester

2017

Forfattere: Kari-Anne Lyng og Mafalda Silva

Prosjektnummer: 1909

Prosjekttittel: Miljøregnskap for NOAH

Oppdragsgivere:

Oppdragsgivers referanse:

NOAH AS

Kjetil Hansen

Emneord:

Tilgjengelighet:

Antall sider inkl. bilag:

- Farlig avfall
- Deponi
- LCA
- Klimaregnskap

Lukket

46

Godkjent:

Dato: 17.06.2019



Prosjektleder
Kari-Anne Lyng

Forskningsleder
Hanne Lerche Raadal

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
1 Innledning	6
1.1 Behandling av farlig og ordinært avfall	6
1.2 Aktiviteter i prosjektet.....	6
2 Innføring i livsløpsmetodikk.....	8
2.1 Hva er LCA?	8
2.2 Hvordan gjennomføres en LCA?.....	8
2.3 Ulike typer LCA.....	9
2.3.1 LCA av avfallssystemer	9
2.3.2 Organisasjons-LCA.....	10
2.4 Vurdering av miljøeffekt (LCIA)	11
3 Metodikk og datagrunnlag for livsløpsvurdering av NOAHs virksomhet og avfallshåndteringstjenester	14
3.1 Mengder behandlet i 2017	14
3.2 Funksjonell enhet og systembeskrivelse	15
3.3 Data og forutsetninger i hver livsløpsfase	16
3.3.1 Transportarbeid	16
3.3.2 Utslipp fra ulike transportmidler	17
3.3.3 Behandling	19
3.3.4 Deponi	19
3.3.5 Administrasjon	19
3.4 Valg av miljøindikatorer.....	20
4 Resultater	22
4.1 Miljøbelastning fra NOAHs virksomhet og avfallshåndtering i 2017.....	22
4.2 Vurdering av direkte utslipp til luft fra deponiet.....	24
4.3 Resultater for utvalgte miljøindikatorer	24
4.3.1 Klimagassutslipp.....	24
4.3.2 Partikkelutslipp (svevestøv)	25
4.3.3 Human toksisitet (ikke kreft-relatert)	26
5 Miljønyttene ved behandling av farlig avfall.....	27
5.1 Arealbruk og arealbruksendringer	27
5.2 Redusert bruk av kalk	28
6 Logistikkanalyser: tiltak for å redusere miljøbelastninger	30
6.1 Klimagassutslipp for ulike drivstofftyper for trailer	30
6.2 Fyllingsgrad for trailer	31
6.3 Miljøeffekten av ulike typer båttransport.....	32
6.4 Tiltak 1: Overgang fra diesel til HVO (trailertransport)	32
6.5 Tiltak 2: Overgang fra diesel til biogass (trailertransport)	33
6.6 Tiltak 3: Utskiftning av ferje.....	34
6.7 Tiltak 4: Etablering av ny terminal	35
6.8 Oppsummering av logistikkanalyser.....	36
7 Konklusjoner og anbefalinger for videre arbeid	37
8 Referanser.....	40
Vedlegg 1	42
Vedlegg 2	44
Vedlegg 3	45

Sammendrag

Hvert år generer samfunnet en stor mengde farlig avfall som, uten riktig håndtering, kan påføre natur og mennesker store skader. NOAH tilbyr behandling av både farlig og ordinært avfall, og drifter deponiet på Langøya. Denne rapporten er skrevet av Østfoldforskning på oppdrag fra NOAH, og hensikten med studien har vært å bruke livsløpsmetodikk til å beregne miljøbelastninger fra NOAHs virksomhet.

Innføring i livsløpsmetodikk

En viktig del av prosjektet har vært å gi NOAH en innføring i livsløpsmetodikk (Life Cycle Assessment – LCA). LCA er en standardisert metode som brukes til å beregne miljøbelastningen fra produkter og tjenester gjennom hele livssyklusen: fra uttak av råvarer, produksjon, transport, bruksfase og avfallshåndtering. Når man analyserer avfallshåndtering i et livsløpsperspektiv, er det vanlig å starte analysen idet avfallet oppstår, og inkludere transport til behandling og miljøpåvirkninger under og etter behandling. En kan også synliggjøre nytten avfallshåndteringen gir ved å beregne unngåtte utslipp som skyldes at avfallet brukes til å produsere nytt materiale eller energi, som kan bidra til å redusere eller fase ut fossile eller jomfruelige alternativer.

Når man beregner utslipp i et livsløpsperspektiv, tar man for seg alle innsatsfaktorer som skal til for at et produkt eller en tjeneste skal leveres til brukeren, samt bruken og håndteringen av produktet etter endt levetid. Det innebærer at når et system bruker elektrisitet, så vil utslippene fra elektrisitet også inkludere infrastrukturen som skal til for at elektrisiteten genereres og distribueres til brukere, inkludert tap i nettet. Tilsvarende, når man beregner utslipp fra trailertransport, inkluderes ikke bare utslippene under kjøring, men også utslipp knyttet til å produsere drivstoffet, og produksjon og vedlikehold av kjøretøy og vei.

Det finnes mange ulike miljøproblemer slik som klimaendringer, partikkelutslipp, forsurening, human toksisitet og vannforbruk. Når man gjennomfører en livsløpsvurdering, er det normalt å kvantifisere effekten som produktet eller tjenesten har på flere ulike miljøproblemer for å få et mest mulig helhetlig bilde. Det finnes ikke noe fasitsvar på hvilke miljøproblemer det er viktigst å fokusere på, da dette i stor grad er avhengig av verdivalg. Det er for eksempel ikke opplagt om man skal prioritere reduksjon av lokal forurensning i form av partikkelutslipp fremfor global oppvarming, dersom disse to indikatorene gir ulik rangering ved sammenligning av alternative løsninger. Likevel kan resultatene vise hvilke indikatorer som det kan være lurt å fokusere på når man ser hvilke deler av verdikjeden som bidrar mest innenfor de ulike kategoriene, og hvilke prosesser som har størst miljøpåvirkning.

I prosjektet er det bygget opp en analysemodul for NOAH i analyseverktøyet SimaPro. Dette vil gjøre det enklere å følge utviklingen over tid, dersom det er ønskelig. Det gjør det også mulig å gjøre analyser av avfallshåndteringen for en enkelt avfallstype sammenliknet med en annen behandlingsmåte. På denne måten kan resultatene fra LCA brukes inn i strategiske beslutninger og i fremtidige prioriteringer.

Miljøbelastninger som følge av NOAHs virksomhet i 2017

En livsløpsvurdering av NOAHs virksomhet i 2017 ble gjennomført for å identifisere hvor i livsløpet de største miljøpåvirkningene skjer og hvilke indikatorer som kan være viktig å fokusere på. Analysene inkluderer behandling av alle avfallstypene som NOAH mottar.

Det ble definert fire ulike livsløpsfaser: transport, behandling, deponi og administrasjon. Beregningene for miljøbelastningene som følge av NOAHs virksomhet i 2017 viste at transport av avfall gir de største miljøbelastningene innenfor alle miljøpåvirkningskategoriene som ble analysert. Dette viser at tiltak for å redusere miljøbelastninger i denne livsløpsfasen kan ha en betydelig positiv effekt.

Det totale klimagassutslippet beregnet i et livsløpsperspektiv av NOAHs virksomhet i 2017 ble estimert til å være 113 805 tonn CO₂-ekvivalenter, hvorav hele 89% (101 745 tonn) kommer fra transport. De høyeste utslippene kom fra selvlossende bulkskip og trailertransport.

Utslipp til luft fra deponiet måles årlig av NOAH. Resultatet fra disse målingene oppgis per kubikkmeter luft. Analyser av disse utslippene viser at diffuse utslipp fra deponiet kan anses å være neglisjerbare sammenliknet med de årlige resultatene for hele verdikjeden.

Nytten ved riktig behandling av farlig avfall

Behandling av farlig avfall er i seg selv et tiltak som bidrar til å redusere miljøbelastninger, siden ingen eller feilaktig håndtering vil ha en negativ påvirkning på menneskelig helse og økosystemer. Hovedfokuset i dette prosjektet har vært å beregne miljøbelastningene til NOAHs egne aktiviteter. I tillegg er det gjort en forenklet vurdering av to ulike nytteaspekter ved behandlingen hos NOAH: redusert bruk av kalk og positiv arealbruksendring.

Ved å bruke flyveaske til å nøytralisere avfallssyre, bidrar NOAH til å redusere bruken av kalk i nøytraliseringsprosessen samtidig som avfall benyttes til å behandle annet avfall i samme prosess. Estimer fra NOAH viser at flyveaske som ble brukt til å nøytralisere syreavfallet i 2017 tilsvarer uttak av ca. 74 705 tonn kalkstein. De sparte utslippene fra uttak av kalk tilsvarer 26 320 tonn CO₂-ekvivalenter i 2017, noe som tilsvarer 23 % av den totale miljøbelastningen fra NOAHs virksomhet i 2017.

I tillegg til dette bidrar NOAH til en positiv arealendring ved å konvertere det som til nå har vært et utilgjengelig areal til et friluftsområde som er åpent for allmennheten. Hvis transformasjon av areal fordeles over antall år deponiet har vært i drift, tilsvarer dette 33 800 m² positiv arealbruksendring per år. Selv om arealbruk og arealendring er en vanlig indikator i livsløpsvurderinger, er metodikken under utvikling og det ble ikke funnet relevante karakteriseringsfaktorer for denne typen arealendringer. En vurdering av denne arealendringen sammenstilt med andre typer arealendringer i verdikjeden vil derfor kreve et utvidet litteraturstudium som er utenfor rammene for dette prosjektet.

Logistikkanalyser og miljøeffekten av ulike tiltak

I et livsløpsperspektiv er det vanlig å ta hensyn til fyllingsgraden til transportmiddelet, det vil si hvor full bilen er på hver transportetappe. Dette kommer av at drivstofforbruket (produksjon og utslipp under kjøring) og miljøbelastninger knyttet til produksjon og vedlikehold av kjøretøy, båt, vei og havn skal fordeles på alle varene som transporteres av transportmiddelet. Dersom kapasiteten utnyttes maksimalt, reduseres miljøbelastningene per tonn vare som transporteres. Det samme gjelder for lastekapasitet på båter. Transport på båter med høy lastekapasitet har lavere miljøbelastning per tonn vare transportert sammenliknet med de med lavere kapasitet.

Det er vanlig å kartlegge fyllingsgraden også for returtransporten, og å allokere tom retur på de varene som blir transportert. Dersom en klarer å utnytte returtransporten, vil dette gi reduserte miljøbelastninger.

Den årlige effekten av fire ulike logistikk-tiltak ble analysert:

- Tiltak 1: Overgang fra diesel til HVO (trailertransport) for utvalgte transportetapper og for anleggsmaskiner
- Tiltak 2: Overgang fra diesel til biogass (trailertransport) for en transportetappe.
- Tiltak 3: Utskiftning av ferje fra diesel til hybrid
- Tiltak 4: Etablering av ny terminal for flyveaske

Analysene viser at overgang fra diesel til HVO for utvalgte strekninger medførte en reduksjon på 2 272 tonn CO₂-ekvivalenter i 2017. Bruk av HVO i anleggsmaskiner gir en reduksjon på 865 tonn CO₂-ekvivalenter/år. Bruk av biogassbil fremfor diesel gir en større reduksjon i klimagassutslipp per

tonnkilometer enn for HVO, og bruk av biogass på en strekning vil medføre en reduksjon på 11 tonn CO₂-ekvivalenter. Biogass gir høyest reduksjon av klimagasser per tonnkilometer.

Flere av tiltakene som medfører reduksjon av klimagassutslipp, medførte en økning i andre miljøpåvirkningskategorier.

Utskiftning til hybridferje er estimert til å medføre en reduksjon på 965 tonn eller 488 tonn CO₂-ekvivalenter, avhengig av om drivstoffet er HVO eller MGO.

Etablering av ny terminal i Helsingborg vil redusere transport på vei, men øke båttransport. Denne løsningen fører til en total reduksjon på 11 638 tonn CO₂-ekvivalenter. Resultatene er i stor grad avhengige av forutsetninger knyttet til størrelse på transportmiddel, fyllingsgrad og andel tomtransport.

Overordnet konklusjon

Behandling av farlig avfall er et miljøtiltak i seg selv fordi hensikten er fjerne uønskede stoffer fra kretsløpet og å unngå skade på mennesker og økosystemer. Behandlingen av avfallet krever innsatsfaktorer som transport og energi og gir utslipp til luft og vann. Resultatene i denne studien viser at transportarbeidet står for hovedandelen av miljøbelastningene. Dersom NOAH ønsker å redusere miljøbelastningene fra sin virksomhet, bør selskapet sørge for en mest mulig effektiv transport (høye fyllingsgrader og etterstrebe å fylle opp returtransporten) og velge båter med høy lastekapasitet. Dersom selskapet ønsker å redusere klimagassutslipp, bør fornybare drivstoff i størst mulig grad velges. Miljøbelastningen til biodrivstoff vil i stor grad avhenge av hvilke råstoff som brukes og hvor den produseres. Dersom man ønsker å sikre at biodrivstoffet som brukes er bærekraftig og ikke bidrar til avskoging, bør man etterspørre informasjon om hvilke råstoff drivstoffet er produsert fra, og stille krav til at biodrivstoffet oppfyller bærekraftskriteriene i produktforskriften.

1 Innledning

1.1 Behandling av farlig og ordinært avfall

Den årlige mengden farlig avfall som samfunnet genererer har hatt en økning de siste 15 årene (Skogesal et al., 2016). Farlig avfall er avfall som uten riktig håndtering kan påføre natur og mennesker store skader. I avfallsforskriften står det at de som genererer farlig avfall plikter å levere dette til godkjente mottak og at de som behandler avfall skal ha en godkjenning til dette (FOR-2004-06-01-930, 2004).

NOAH AS har tillatelse til å behandle farlig avfall og drifter et behandlingsanlegg og deponi på Langøya i Ytre Oslofjord. På anlegget gjøres det miljøfarlige avfallet om til stabilt byggemateriale som brukes til å fylle igjen store kratre som er skapt fra uttak av kalkstein på øya. NOAH tar også imot betydelige mengder ordinært avfall som brukes til terrengarrondering som ledd i tilbakeføringen av Langøya til friluftsmål.

Denne rapporten tar for seg miljøpåvirkningene fra NOAHs virksomhet, vurdert i et livsløpsperspektiv.

1.2 Aktiviteter i prosjektet

Rapporten er utarbeidet av Østfoldforskning på oppdrag fra NOAH AS og tar for seg analyser av miljøbelastningene fra NOAHs virksomhet, som omfatter behandling og deponi av ordinært og farlig avfall fra ulike kilder.

Rapporten kan deles opp i ulike deler, og hver av de ulike delene beskrives nedenfor.

Innføring i livsløpsmetodikk

Introduksjon til livsløpsmetodikk har vært en sentral del av prosjektet, Kapittel 2 i rapporten gir derfor en kort innføring i LCA (Life Cycle Assessment), hvordan LCA gjennomføres og forskjellen på ulike typer LCA.

Prosjektet har også hatt fokus på å bygge opp modeller som gjør det enklere å følge utviklingen over tid, eller å gjøre analyser av avfallshåndteringen for en enkelt avfallstype. Dette gjør det mulig å bruke LCA som styringsverktøy i fremtidige prioriteringer og beslutninger, eller eventuelt til kommunikasjon i fremtiden.

Dokumentere miljøbelastninger som følge av NOAHs virksomhet i 2017

Miljøpåvirkningene fra NOAHs håndtering av farlig avfall for 2017 er beregnet ved hjelp av livsløpsmetodikk. Dette er gjort med tanke på å identifisere hvor i livsløpet de største miljøpåvirkningene skjer og hvilke forbedringer som kan gjøres for å redusere miljøbelastninger. Prosjektet har analysert et bredt spekter av miljøutfordringer for å kunne si noe om hvilke livsløpsfaser som er viktige for de ulike miljøproblemene og hvilke indikatorer det kan være viktig å fokusere på.

Nytten av riktig behandling av farlig avfall

Behandling av farlig avfall er i seg selv et miljøtiltak, siden hensikten er å hindre at miljøfarlige stoffer kommer på avveie og får negativ påvirkning på mennesker og økosystemer. Dette fremkommer ikke av analysen av de årlige belastningene til NOAHs virksomhet, siden hovedfokuset har vært på NOAHs aktiviteter, og ikke på alternative behandlingsmåter eller hva som ville ha skjedd hvis avfallet ikke ble forsvarlig behandlet.

Prosjektet har evaluert to positive effekter av NOAHs behandling av det farlige avfallet: unngått bruk av kalk til å nøytralisere avfallssyre og positiv arealbruksendring.

Miljøeffekten av ulike tiltak

I den siste delen av prosjektet er det fokusert på utslipp fra transport og effekten av ulike typer drivstoff, fyllingsgrader og type kjøretøy, samt båttyper og lastekapasitet.

I tillegg er den årlige miljøeffekten av fire ulike tiltak analysert:

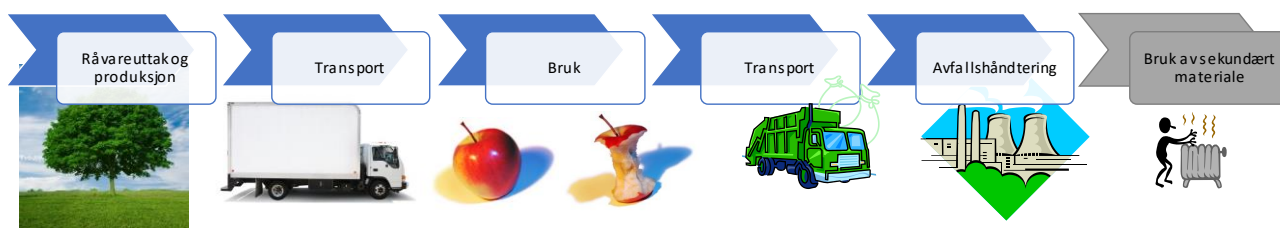
- Tiltak 1: Overgang fra diesel til HVO for utvalgte transportetapper med trailer og for anleggsmaskiner.
- Tiltak 2: Overgang fra diesel til biogass for en strekning
- Tiltak 3: Utskiftning av ferje
- Tiltak 4: Etablering av ny terminal for flyveaske

2 Innføring i livsløpsmetodikk

2.1 Hva er LCA?

Livsløpsvurdering (eller Life Cycle Assessment, LCA) er en metode for å beregne miljøbelastningene til produkter og tjenester. Når man gjennomfører en livsløpsvurdering tar man sikte på å inkludere miljøbelastningene i hvert ledd i verdikjeden: fra uttak av råvarer, produksjon, transport, bruk og avfallshåndtering.

Dette er illustrert i Figur 2-1 ved hjelp av livsløpet til et eple, som starter med å dyrke fram eplet og å distribuere det til butikk. Bruksfasen til eplet består av at en forbruker spiser eplet. Etter bruksfasen oppstår det avfall (epleskrott), som transporteres til en avfallshåndtering. Avfallshåndteringen kan være energiutnyttelse, kompostering eller behandling i et biogassanlegg. Disse avfallssystemene genererer sekundære råvarer (slik som varme, kompost, biogass), og det settes normalt en *systemgrense* mellom det første livsløpet (eplet) og livsløpet til de sekundære råvarene. Systemgrensen definerer hvilke ledd i verdikjeden som brukeren av eplet skal ta ansvar for og hvilke ledd bruker av den sekundære råvaren skal ta ansvar for. Dersom eplet hadde blitt sendt til deponi, ville det ikke oppstått noen sekundære råvarer og brukeren av eplet har «ansvar» for miljøbelastningene for avfallshåndteringen i sin helhet.



Figur 2-1 Illustrasjon av livsløpet til et eple (Lyng, 2014)

2.2 Hvordan gjennomføres en LCA?

LCA-metoden er standardisert i ISO 14044 (ISO, 2006). Europakommisjonen har i tillegg laget en generell veileder for gjennomføring av LCA-studier (Europakommisjonens Joint Research Centre, 2010). Den standardiserte fremgangsmåten når man gjennomfører en LCA er som følger:

1. Definere hensikten med studien. Hensikten skal knyttes opp mot hva slags beslutninger analysen skal gi innspill til og vil påvirke hvordan analysen gjennomføres.
2. Definere omfanget til systemet som skal analyseres. Dette innebærer å sette opp systemgrenser og definere de ulike livsløpsfasene til produktet eller tjenesten som studeres.
3. Datainnsamling: Samle inn informasjon om material- og energibruk, utslipp og avfallsstrømmer for hver livsløpsfase.
4. Kvantifisering av miljøeffekt: Masse- og energibalanse og utslipp konverteres til potensiell effekt på ulike miljøproblemer (se kapittel 2.4).
5. Tolkning av resultatene.

Resultater fra analyser som baserer seg på livsløpsmetodikk vil ikke være direkte sammenliknbare med resultater der det benyttes andre metoder eller analyser med ulik systemgrense. Det er derfor viktig å vite hva slags underliggende metodikk som benyttes når man finner utslippstall i litteratur eller det oppgis tall fra leverandører. Ved kvantifisering av klimagassutslipp fra transport: Er det snakk om utslipp fra eksosrøret under kjøring, eller inkluderes også utslipp fra produksjon av drivstoff, produksjon og bruk av kjøretøyet?

Når man skal sette opp systemgrensene til livsløpet til et produkt, skilles det ofte mellom *forgrunns- og bakgrunnssystem* der forgrunnsystem som regel defineres som de aktiviteter og materialer bedriften har kontroll på, mens *bakgrunnssystemet* er infrastrukturen rundt og aktiviteter som skjer oppstrøms- og nedstrøms (leverandører og kunder).

Normalt vil en forsøke å samle inn mest mulig data knyttet til forgrunnsystemet, mens det for bakgrunnssystemet er akseptabelt å bruke informasjon fra utslippsdatabaser.

Det er viktig å merke seg at utslippsdatabasene som brukes normalt er basert på livsløpsmetodikk. Dette vil i praksis si at det ikke bare er utslippet fra selve kjøringen som inkluderes for biltransport, men også produksjon av drivstoffet og miljøbelastningen av kjøretøy og vei fordelt på mengdene varer som har blitt transportert gjennom levetiden. Dette er fordi det skal kunne sammenlignes med andre transportformer, som for eksempel jernbane hvor infrastrukturen til de to alternativene er helt forskjellige. Tilsvarende vil forbruk av strøm inkludere alle miljøbelastningene ved å generere strøm, inkludert nødvendig infrastruktur for å distribuere elektrisiteten og inkluderer tap i nettet.

I en LCA skal miljøbelastningene relateres til *funksjonen* til produktet eller tjenesten. Dette gjøres ved å definere en *funksjonell enhet*, som er en kvantifisert enhet som gjenspeiler funksjonen som produktet yter til brukeren av produktet. Eksempel på en funksjonell enhet er transport av 1 person 10 km (fremfor å analysere en bil) eller vedlikehold av 1 m² vegg i 60 år (fremfor å analysere 1 liter maling).

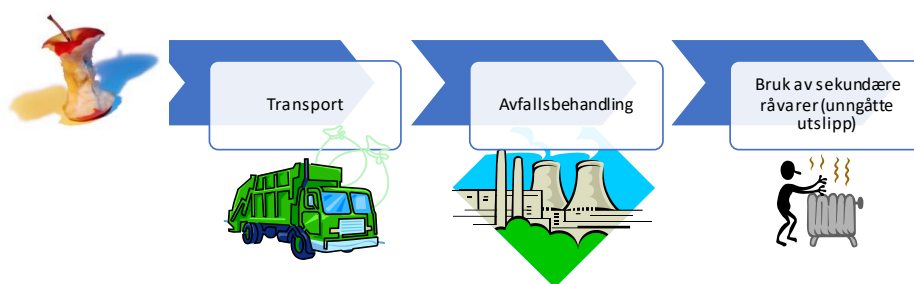
Resultatene fra en LCA avhenger av en rekke faktorer som valg av funksjonell enhet, definering av systemgrenser, bruk av spesifikke data og hvilke utslippsdatabaser som brukes. Det betyr at en ikke nødvendigvis kan sammenlikne resultater fra to ulike studier, og at resultatene viser potensiell miljøeffekt og ikke et fasitsvar på nøyaktig hvor mye utslipp som genereres. Det gjelder spesielt ved definering av fremtidsscenarier, hvor man må gjøre en rekke antakelser når man definerer systemet som skal analyseres.

2.3 Ulike typer LCA

2.3.1 LCA av avfallssystemer

Metodikken som brukes når man gjennomfører livsløpsvurderinger av avfallssystemer skiller seg ofte litt fra analyser av produkter. Dette skyldes at et avfallsselskaps primære formål er å behandle avfall, i motsetning til produsenter som leverer et fysisk produkt til en bruker. Det er derfor laget en egen veileder for gjennomføring av LCA av avfallssystemer (Europakommisjonens Joint Research Centre, 2011).

NOAHs virksomhet går ut på å tilby *tjenesten* avfallshåndtering av spesifiserte avfallstyper, og det er derfor denne tjenestens livsløp som skal analyseres i denne rapporten. En konsekvens av dette er at analysen ikke inkluderer noe råvareuttak slik det er beskrevet i kapittel 2.2, men at livsløpet starter idet avfallet oppstår, som illustrert i Figur 2-2. Begrunnelsen for dette er at aktørene i avfallssystemet ikke kan påvirke hva som skjer før avfallet blir til avfall, og at dette ikke relevant når man skal vurdere miljøeffekten av ulike behandlingsmåter for avfall opp mot hverandre.



Figur 2-2 Illustrasjon av livsløpet til en avfallstjeneste

For å kunne synliggjøre miljøeffekten ved at avfall er en ressurs som kan gjenvinnes og brukes inn i nye produkter, inkluderes ofte unngåtte utslipp som følge av at de sekundære råvarene erstatter noe annet på markedet. For eksempel kan gjenvinning av plast medføre redusert bruk av jomfruelig plast. Dette kan synliggjøres ved å vise unngåtte utslipp fra uttak av ny plast som negative utslipp i miljøregnskapet. På samme måte kan miljøeffekten fra varme produsert fra energiutnyttelse fra avfall beregnes ved å trekke fra de unngåtte utslippene ved at en produserer varme fra avfall fremfor en annen energibærer (for eksempel fjernvarmemiks eller oljefyring).

Siden NOAHs virksomhet går ut på å behandle stoffer som skal fases ut av kretsløpet fordi de kan være miljøskadelige, er det per i dag i ingen sekundære råvarer. Dersom NOAH i fremtiden genererer sekundære produkter, vil det være aktuelt å inkludere disse i analysen med en forutsetning om hvilke andre produkter på markedet som de kan erstatte.

Utslipp fra transport + Utslipp fra materialgjenvinning (inkl. forbehandling/sortering) - Unngåtte utslipp bruk av gjenvunnede råvarer	Utslipp fra transport + Utslipp fra forbenning - Unngåtte utslipp bruk av energi fra avfall
Netto miljøeffekt utsortering	Netto miljøeffekt energiutnyttelse = Miljøeffekt ved utsortering

Figur 2-3 Beregningsmetode for netto miljøeffekt ved utsortering av avfall

Figur 2-3 viser hvordan effekten av utsortering av avfall kan beregnes ved å sammenlikne netto miljøbelastning fra energiutnyttelse og materialgjenvinning. For eksempel vurdere effekten av at forbrukeren velger å kildesortere eplet (som matavfall) fremfor å legge det i restavfallet.

Dersom en skulle følge fremgangsmåten over, kunne funksjonell enhet for beregningen være behandling av 1 tonn flyveaske og behandling av 1 tonn avfallssyre. Denne metoden er best egnet når en skal sammenlikne flere ulike behandlingsmåter eller vise effekten av riktig behandling av avfall. I en slik analyse vil det være nødvendig å knytte alle utslipp til luft og vann til hver enkelt avfallstype, og å estimere hvor mye 1 tonn av de ulike avfallstypene vil slippe ut over tid når det ligger på deponiet.

2.3.2 Organisasjons-LCA

I en organisasjons-LCA (O-LCA) er det ikke et spesifikt produkt eller en tjeneste som er i fokus, men hele bedriftens virksomhet. Organisasjons-LCA er definert som *sammenstilling og evaluering av in-*

strømmer, ut-strømmer og potensielle miljøeffekter av alle aktiviteter til en organisasjon i et livsløpsperspektiv (ISO, 2014). Det betyr at en slik analyse kan inkludere hele porteføljen av produkter og tjenester som en bedrift tilbyr. I en organisasjons-LCA er det vanlig at utslippene beregnes per år, fremfor å beregne dem per mengde produkt generert, eller avfall behandlet. Når alle utslipp er kartlagt per år, er det relativt enkelt å i neste omgang splitte opp resultatene og fordele dem per produkt eller per avfallstype for en avfallsbehandler.

Fordelen med å gjennomføre en organisasjons-LCA fremfor et klimaregnskap der man kun ser på utslippene som genereres hos den spesifikke organisasjonen, er at man får et mer helhetlig bilde ved å ta med hele verdikjeden til porteføljen av produkter som organisasjonen tilbyr. Dette synliggjør effekter ved valg av underleverandører og oppstrøms- og nedstrømsløsninger.

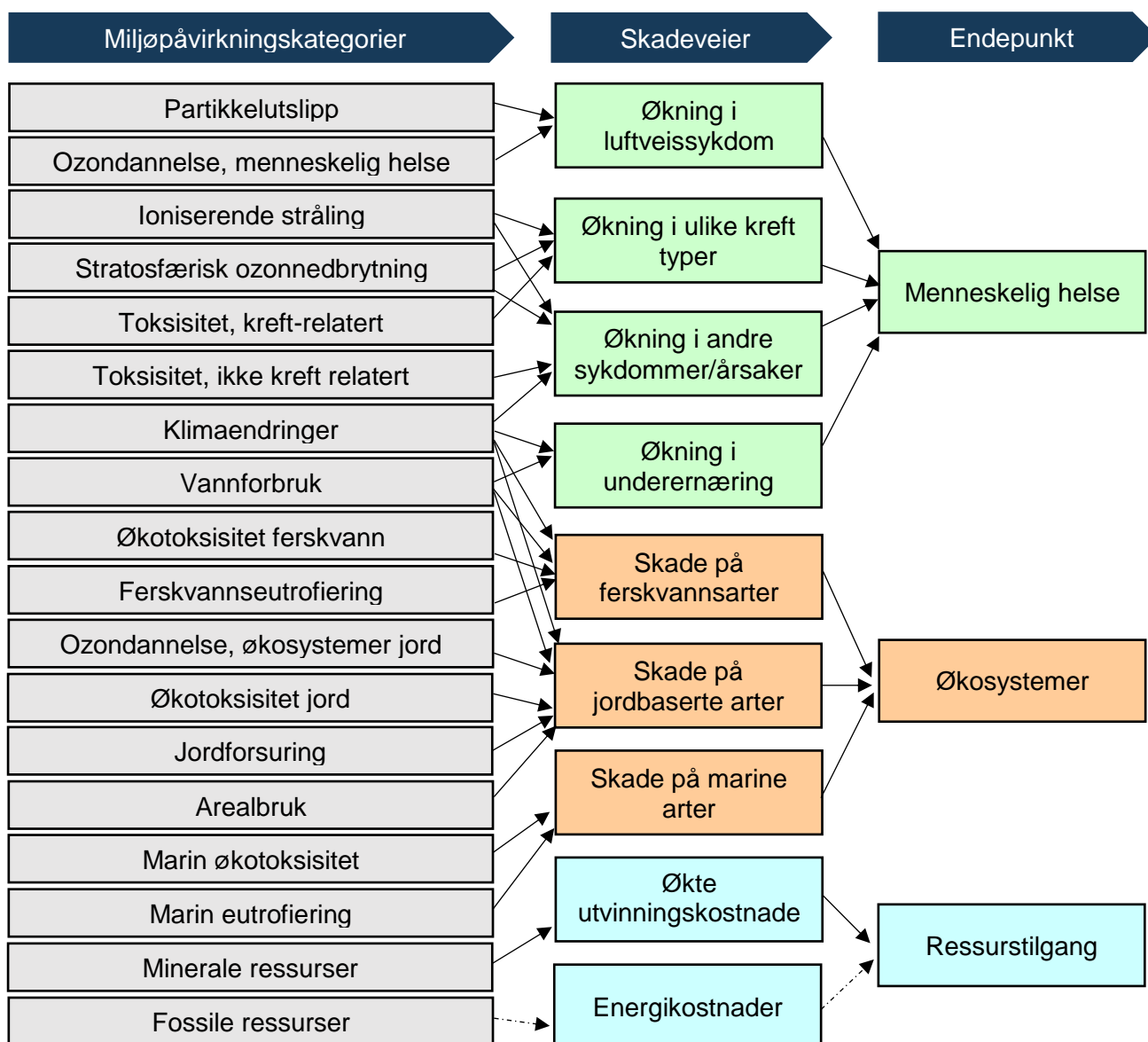
I følge *Life Cycle Initiatives* guide for O-LCA kan organisasjons-LCA blant annet bidra til å innføre livsløpstankegangen og et internt rammeverk for beregning av miljøbelastningene i en bedrift, gi innspill til målsetninger det kan være hensiktsmessig å definere og synliggjøre hvilke områder som bør prioriteres med tanke på miljø (Life Cycle Initiative, 2015).

Det er viktig å være oppmerksom på at hensikten med å gjennomføre en organisasjons-LCA ikke er å sammenlikne seg med andre bedrifter. Derimot kan organisasjons-LCA være et godt verktøy for å måle forbedring over tid og som en strategisk beslutningsstøtte.

Hovedhensikten med dette prosjektet har vært å introdusere livsløpsmetodikk for NOAH og å oppnå en oversikt over miljøbelastninger til bruk internt i bedriften. Derfor er det valgt å ha et organisasjons-LCA-perspektiv i beregningene som er gjort i denne rapporten. Dette vil kunne gi et godt utgangspunkt for å forstå det store bildet og hvor det er størst rom for forbedringer. En helhetlig og overordnet analyse vil gjøre det enkelt å senere «zoome inn» på de områdene som viser seg å ha størst belastning. Det vil også muliggjøre å senere analysere effekten av NOAHs behandlingsmåte for hver av avfallstypene, ved å splitte opp belastningene og beregne dem per tonn avfall behandlet, og eventuelt sammenlikne med andre behandlingsmåter for hver av avfallstypene.

2.4 Vurdering av miljøeffekt (LCIA)

Alle aktiviteter mennesker gjør har en påvirkning på omgivelsene i større eller mindre grad, og det finnes mange ulike miljøutfordringer. Mens noen utslipp kan bidra til forringelse av økosystemene i naturen, kan andre utslipp bidra til å skade menneskelig helse eller påvirke fremtidig tilgang på ressurser, som vist i Figur 2-4. Når man skal beregne miljøeffekten til produkter eller tjenester i en LCA, presenteres resultatene innenfor ulike *miljøpåvirkningskategorier*. Eksempler på miljøpåvirkningskategorier er klimaendringer, forsuring og nedbrytning av ozonlaget.



Figur 2-4 Oversikt over miljøpåvirkningskategorier, basert på Huijbregts et al. (2016)

Som vist i figuren over kan miljøpåvirkningskategorier påvirke tre ulike beskyttelsesområder (også kalt endepunkt): menneskelig helse, påvirkning på økosystemer og ressurstilgang. Noen miljøpåvirkningskategorier kan ha påvirkning på mer enn ett av beskyttelsesområdene.

Siden det finnes mange ulike miljøproblemer, er det nødvendig gjøre et utvalg av hvilke kategorier man ønsker å ta hensyn til når man gjennomfører en LCA, og dette vil avhenge av hensikten med studien. Hvis man ønsker å få et mest mulig helhetlig bilde, kan det være lurt å se på et bredt spekter av kategorier innledningsvis. I neste steg kan man eventuelt velge ut noen av indikatorene man ønsker å prioritere eller se nærmere på.

Når data er samlet inn og kvantifisert i henhold til den *funksjonelle enheten* (se kapittel 2.2 og 3.2), legges tallene normalt inn i et analyseprogram som kan konvertere inn-dataene til en inventarliste (liste over enkeltutslipp og ressursforbruk). Deretter foretar programmet en *klassifisering* (hvilke utslipp og ressursforbruk bidrar til hvilke miljøproblemer, altså hvilke miljøkategorier tilhører hver av utslippene). For eksempel hører utslipp som kan bidra til klimaendringer til kategorien *klimagasser*.

Innenfor hver miljøpåvirkningskategori finnes det ulike *metoder* for å kvantifisere miljøeffekten til utslippene. Metodene *karakteriserer* hvor mye hvert utslipp potensielt kan bidra til det gitte miljøproblemet, ved at hvert utslipp ganges med en *karakteriseringsfaktor* for hvert utslipp. For klimaendringer måles den potensielle miljøeffekten normalt i CO₂-ekvivalenter. Det betyr at CO₂ brukes som referanse, noe som vil si at karakteriseringsfaktoren til CO₂ er 1. Metan (CH₄) har en karakteriseringsfaktor på 30,5 kg CO₂-ekvivalenter/kg, noe som betyr at utslipp av 1 kg metan potensielt bidrar 30,5 ganger mer til global oppvarming enn utslipp av 1 kg CO₂.

Metodene er under kontinuerlig oppdatering for at de skal reflektere den siste kunnskapen om hva som bidrar til å forårsake de ulike miljøproblemene. Det er alltid en risiko for at det er enkelte utslipp som ikke fanges opp av metoden eller at databasen som brukes ikke inneholder alle utslipp.

For klimaendringer er det relativt stor konsensus i LCA-miljøet om hvilken metode som brukes, og dermed hvilke karakteriseringsfaktorer som skal brukes. I 2013 kom FNs klimapanel med oppdaterte karakteriseringsfaktorer (IPCC 2013). Innenfor andre miljøproblemer er det mindre konsensus og man har derfor flere alternative karakteriseringsmetoder. Hvilke metoder som er brukt i disse analysene er beskrevet i kapittel 3.4.

3 Metodikk og datagrunnlag for livsløpsvurdering av NOAHs virksomhet og avfallshåndteringstjenester

Som beskrevet i Kapittel 2, er det første steget når man gjennomfører en livsløpsvurdering å bestemme hensikten med studien og å definere funksjonell enhet og systemgrensene til produktsystemet.

Dette kapitlet beskriver **de metodiske valgene som er gjort og hvilke data som er brukt** til å utføre beregninger av miljøbelastningene fra NOAHs virksomhet.

Hensikt med studien i denne rapporten er definert som:

Å kartlegge de totale miljøpåvirkningene av NOAHs virksomhet for ett år.

Analysen er gjort med tanke på å identifisere hvor de største miljøbelastningene oppstår i verdikjeden og hvilke miljøindikatorer som er viktige. Dette er for å synliggjøre hvor det er størst potensial for å gjøre forbedringer.

3.1 Mengder behandlet i 2017

Tabell 3-1 viser avfallsmengden som ble håndtert på NOAHs anlegg på Langøya i 2017, beregnet fra oversikt over mottatte mengder i et excelark mottatt fra NOAH. Mottak av avfall under 100 tonn er ikke inkludert i tallene under, da det utgjør under 1% av den totale avfallsmengden.

Tabell 3-1 Mengde avfallstype håndtert av NOAH i 2017, i tonn

Avfallstyper	Tonn
Næringsavfall	59 953
Ordinært avfall	599 287
Flyveaske	325 500
Avfallssyre*	336 371
<i>Totalt</i>	<i>1 321 112</i>

*Mengden avfallssyre er i tabell 3-1 oppgitt med faktiske mengder. NOAH rapporterer til myndighetene mengden syre omregnet til konsentrasjon 100 %, i samsvar med selskapets tillatelse fra Miljødirektoratet.

Næringsavfall som NOAH behandler stammer i hovedsak fra aluminiumsindustrien, batteribehandling (restslag), prosessindustri og jord definert som farlig avfall. Avfall fra aluminiumsindustrien består av forskjellig avfall fra elektrolyse-bad, slik som katode, anode og ildfaststein. Disse avfallstypene inneholder små mengder tungmetaller, noe salter og fluorid. Avfallet trenger ikke behandling, men legges i deponiet sammen med gips for å felle ut fluorid. I deponiet vil en eventuell utlaking av fluorid felles ut med kalsium og danne tungtløselig kalsiumfluorid. Restslag fra batteribehandling inneholder små mengder tungmetaller som bindes inn ved å blande slagget med gips i deponiet. Avfall fra prosessindustri er lut som benyttes til vasking av verktøy og utstyr før for eksempel galvanisering og saneringsprosjekter. Jord definert som farlig avfall er enten jord fra industritomter eller riveavfall som inneholder så mye tungmetaller at det må klassifiseres som farlig avfall.

NOAH behandler røkgassrensereprodukter (flyveaske), hovedsakelig fra Norge, Sverige og Danmark. Flyveaske stammer fra forbrenning av husholdningsavfall (restavfall), næringsavfall og i noen få tilfeller farlig avfall. De fleste anleggene brenner en blanding av husholdningsavfall og næringsavfall. Asken inneholder forskjellige mengder kalsium fra røkgassrensereprosessen, tungmetaller, salter, nitrogen og små mengder organiske forbindelser, avhengig av hva slags avfall som brennes i forbrenningsanlegget.

Asken må stabiliseres før den legges på deponi. Det skjer i nøytraliseringsprosessen, hvor tungmetallene først løses ut ved hjelp av syre og deretter felles ut som tungt løselige metallhydroksider når pH økes gjennom anlegget.

«Kronossyre», som er en fortynnet svovelsyre med konsentrasjon på ca. 25 %, er et restprodukt etter produksjon av titandioksid (hvitt fargepigment) hos Kronos Titan. Syren inneholder titan, jern, mangan og aluminium samt spor av andre tungmetaller. Nøytralisering av syren er nødvendig for at det ikke skal forårsakes miljøproblemer. Andre syrer stammer fra forskjellige industrielle prosesser. Det kan være svovelsyre, saltsyre eller fosforsyre. Alle inneholder tungmetaller i større eller mindre grad og må behandles på grunn av lav pH i tillegg til stabilisering av metallene.

Ordinært avfall består av forurenset jord (inneholder små mengder tungmetaller og spor av organiske forbindelser), sedimenter fra mudring i havner (inneholder små mengder tungmetaller), svartskifer (syredannende), bioaske, gips og filterkaker fra forbrenningsanlegg (inneholder små mengder tungmetaller) mm. Felles for denne avfallskategorien er at de inneholder så små mengder at den ikke trenger behandling, men at avfallet kan legges rett i deponiet.

I tillegg brukes CKD (cement kiln dust) som tilsatsmiddel i behandlingsprosessen (erstatte flyveaske) og leire som en del av toppsjiktet til deponiet. Mengdene brukt i 2017 vises i Tabell 3-2.

Tabell 3-2 Mengde av produkter brukt av NOAH i 2017, i tonn

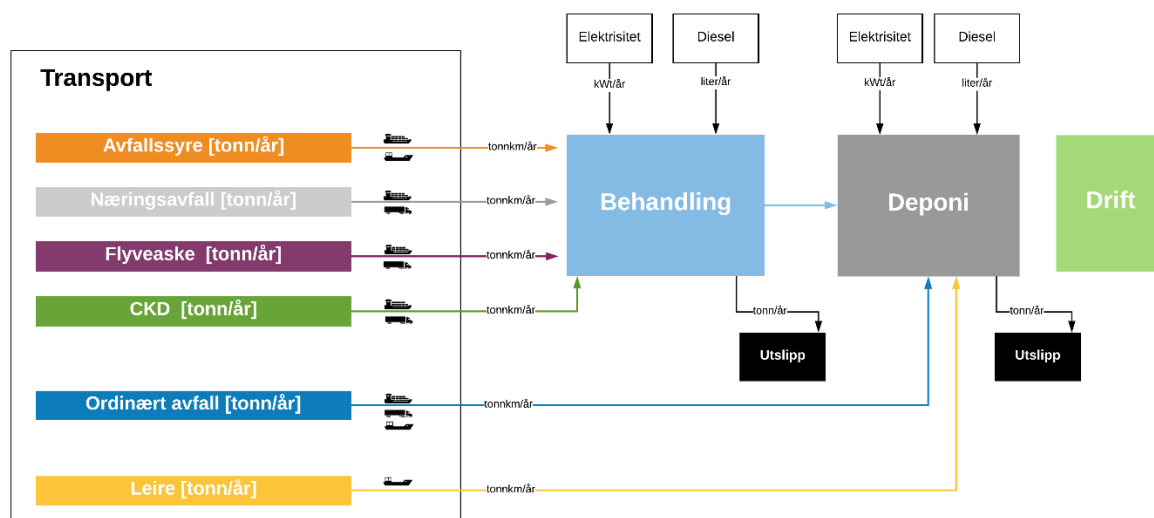
Type av råvarer og produkter	Tonn
Leire til toppsjikt deponi	86 749
CKD	8 898

3.2 Funksjonell enhet og systembeskrivelse

Den funksjonelle enheten er definert som:

Behandling av alle avfallstyper i løpet av et år (2017).

Systemet som er definert for NOAHs virksomhet vises i figuren nedenfor. Det er definert fire livsløpsfaser: transport, behandling, deponi og administrasjon.



Figur 3-1 Illustrasjon av systemet som er analysert

Livsløpsfasen *transport* inkluderer transport av alle avfallstypene og av leire og CKD inn til Langøya, mens *behandling* inkluderer bruk av energi og diesel samt direkte utslipp fra behandlingen av avfallet før det legges på deponiet. Livsløpsfasen deponi inkluderer utlegging av leire på toppdekket og utslipp fra deponiet. *Drift* inkluderer energibruk og avfall generert av administrativ virksomhet. Hvilke inndata som er benyttet i analysen er presentert nedenfor.

3.3 Data og forutsetninger i hver livsløpsfase

Innsamling av data for hver livsløpsfase er gjort ved at Østfoldforskning har utarbeidet datainnsamlingsskjemaer som NOAH har fylt ut. Østfoldforskning har ikke foretatt noen verifisering av at dataene er korrekte, men dataene er kvalitetssikret ved å vurdere om analysene gir usannsynlige resultater.

Analysene er foretatt i analyseprogrammet SimaPro 8.5.2 og utslippsdatabasen som er benyttet er Ecoinvent 3.4 *Cut off by classification*.

3.3.1 Transportarbeid

For å beregne miljøbelastninger knyttet til transport, er først det totale transportarbeidet per avfallstype og transportmiddel regnet ut. Transportarbeid er en vanlig målestokk for hvor mye transport som utføres totalt i et transportsystem og måles i tonnkilometer, som er antall tonn transportert ganget med antall kilometer.

Transportarbeidet er beregnet for hver transportetappe og deretter summert for å gjøre analysene mest mulig nøyaktig. Det totale transportarbeidet per år er vist i tabellen nedenfor. Inntransport og mottak av avfall under 100 tonn er ikke inkludert i analysene. Dette utgjør under 1 % av den totale avfallsmengden og antas derfor å være neglisjerbart.

Tabell 3-3 Totalt transportarbeid per avfallstype og transportmiddel i 2017 (tonnkm)

	Næringsavfall	Flyveaske	Ordinært avfall	Avfallssyre
Trailertransport, diesel	16 696 821	22 806 951	3 607 790	975 179
Trailertransport, HVO		66 330 789		
Konvensjonelt bulkskip	27 416 376			
Selvlossende bulkskip (13 l/nmil)	11 945 332	74 180 759	34 889 594	
Selvlossende bulkskip (21 l/nmil)	292 668	7 105 672	156 440 411	
Selvlossende bulkskip (27 l/nmil)		7 090 970	153 268 627	
Dredger skip			88 495 812	
Tankskip				6 418 518
Taubåt og lekter				29 972 626

I tillegg til inntransport av avfall, transporteres det inn CKD (cement kiln dust) som brukes i nøytraliseringsprosessen og leire som brukes til toppsjiktet til deponiet. Det totale transportarbeidet for disse vises i tabellen nedenfor og er inkludert i resultatene under livsløpsfasen *transport*.

Tabell 3-4 Transportarbeid per råvare (tonnkm i 2017)

	Leire	CKD
Trailertransport, diesel		223 428
Selvlossende bulkskip (13 l/nmil)	5 623 070	
Cementcarrier		781 729

Leire og CKD ansees som avfallsprodukter fra andre produksystemer, og uttak/produksjon av disse er derfor ikke inkludert i analysen.

I tillegg er transport med ferje fra Holmestrand til Langøya inkludert. Det er antatt 12 turer per dag over 255 dager per år.

3.3.2 Utslipp fra ulike transportmidler

Utslipp fra transport i et livsløpsperspektiv innebærer å inkludere miljøpåvirkninger knyttet til å:

- Produsere drivstoffet
- Selve transporten/kjøringen (i hovedsak utslipp fra forbrenning av drivstoffet)
- Transportmiddelet (slik som produksjon og vedlikehold av kjøretøyet/båten fordelt på alle varer transportert over transportmiddelets levetid)
- Infrastruktur (slik som vedlikehold og slitasje på vei, etablering og drift av havn fordelt på alle transportmidler som benytter seg av infrastrukturen)

Analysemodellene som ble utviklet i analyseverktøyet SimaPro i dette prosjektet er bygget opp slik at resultatene blir mest mulig transparente, og slik at det er mulig å bruke samme modell til å analysere fremtidige transportscenarier og analyser per tonn avfall.

Analysene baserer seg på tall fra utslippsdatabasen Ecolnvent. Ecolnvent opererer med gjennomsnittlig fyllingsgrad i Europa (inkludert tom retur) og gjennomsnittlig drivstofforbruk. Ecolnvent-prosessene ble derfor modifisert slik at de tilsvarer spesifikk fyllingsgrad og drivstofforbruk oppgitt av NOAH, slik at resultatene er mest mulig representative.

Navnene på transportmidlene som er valgt i utslippsdatabasen og hvilke tilpasninger som er gjort, er beskrevet i Tabell 3-5.

Tabell 3-5 Prosesser brukt fra utslippsdatabasen Ecolnvent

Type transportmiddel	Navn i utslippsdatabase	Tilpasninger
Trailer, Diesel	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6	Drivstofforbruk endret til 4,1 liter diesel per mil.
Trailer, HVO	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6	Drivstofforbruk endret til 4,1 liter HVO 100 per mil.
Selvlossende bulkskip (13 l/nmil.)	Transport, freight, sea, transoceanic ship	Drivstofforbruk endret til 13 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 2 000 dødvekttonn.
Selvlossende bulkskip (21 l/nmil.)	Transport, freight, sea, transoceanic ship	Drivstofforbruk endret til 21 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 3 500 dødvekttonn.
Selvlossende bulkskip (27 l/nmil.)	Transport, freight, sea, transoceanic ship	Drivstofforbruk endret til 27 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 4 500 dødvekttonn.
Dredger skip	Transport, freight, sea, transoceanic ship	Drivstofforbruk endret til 27 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 14 500 dødvekttonn.
Tankskip	Transport, freight, sea, transoceanic tanker	Antatt drivstofforbruk: 13 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 2 000 dødvekttonn.
Taubåt og lekter	Transport, freight, inland waterways, barge	Drivstofforbruk endret til 13 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 2 000 dødvekttonn.
Ferje	Transport, freight, inland waterways, barge	Drivstofforbruk endret til 34 liter MGO per nautisk mil. Kapasitet: 450 dødvekttonn.

Den gjennomsnittlige antatte lastekapasiteten til trailere >32 tonn i Ecolnvent er definert til å være 29 tonn. Drivstoffet til losseutstyret til selvlossende bulkskip, taubåt og lekter, og lossing av CKD er inkludert i analysene, basert på drivstofforbruk oppgitt av NOAH. Cement carrier er antatt å ha lik miljøbelastning som taubåt og lekter, mens konvensjonelt bulkskip er antatt å ha lik miljøbelastning som selvlossende bulkskip med et drivstofforbruk på 21 liter MGO per nautisk mil.

Tabell 3-6 Antatte fyllingsgrader for de ulike transportmidlene

	Tur	Retur	Totalt
Biltransport Langøya	98 %	10 %	54 %
Biltransport Horsens	92 %	10 %	51 %
Biltransport Prøvestenen	100%	10%	55 %
Selvlossende bulkskip*			90%
Dredger skip			100 %
Tankskip			100%
Taubåt og lekter	100%	0%	50%
Ferje			98 %

* Båtene kjører tomme til neste transport, som ofte utgjør en kortere avstand en selve transportavstanden. Derfor ble det antatt en total fyllingsgrad på 90% (tur/retur).

Miljøpåvirkningene i Ecolnvent er oppgitt per tonnkilometer (miljøbelastningene knyttet til å frakte 1 tonn over 1 kilometer). Den totale miljøbelastningen for transport som er presentert i Kapittel 4 er beregnet med å multiplisere miljøbelastningene per tonnkilometer for hvert transportmiddel med det beregnede transportarbeidet (antall tonnkilometer) presentert i Tabell 3-3 og 3-4.

3.3.3 Behandling

Behandlingen innebærer oppslemming/knusing av aske, pumping av aske til buffertanker, og blanding av aske og syre i et nøytraliseringsanlegg slik at den dannes et stabilisert og nøytralisert avfall («avfallsgips»). PH økes til en fastsatt verdi. Energiforbruk knyttet til behandlingen er vist i Tabell 3-7. For miljøbelastninger knyttet til bruk av elektrisitet er det lagt til grunn norsk miks.

Tabell 3-7 Energibruk til behandling av avfall i 2017

Energibærer	Forbruk/år	Enhet	Bruksområde
Elektrisitet	7 483 000	kWh	All aktivitet på Langøya
Diesel, Hørte	17 677	L	Persontransport
Diesel, Noah	33 995	L	Kjøretøy og hjullaster
Diesel, CCF	40 000	L	Hjullaster for frakt av fuktet aske fra askelager til mølle
Diesel CCF	140 000	L	Båtlossing av avfall fra selvlossende bulkskip (Dumpere og hjullaster)
Diesel CCF	102 000	L	Øvrig drift

Direkte utslipp fra behandlingsprosessen estimert av NOAH er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 3-8 Direkteutslipp fra behandling i 2017

Type utslipp	Mengde/år	Enhet	Hva skyldes utslippet og hvor i behandlingsprosessen oppstår det?
Støv	0,13	tonn	Samlet mengde støv fra de anlegg som slemmer opp aske
Kvikksølv	68	gram	Estimert utfra kvikksølv i støv
CO ₂	10 400	tonn	Estimert utslipp fra nøytraliseringsanlegget

Vannforbruk til prosessering er oppgitt fra NOAH til å være 378749 m³ i 2017. Forbruket er i all hovedsak oppsamlet nedbør og ombruk av prosessvann. Forbruk av drikkevann i behandlingen av avfallet er derfor antatt å være 0.

3.3.4 Deponi

Når flyveaske og avfallssyre har vært igjennom de nødvendige behandlingsprosessene, pumpes det behandlede avfallet ut på deponiet. Overflødig vann pumpes av og brukes om igjen eller renses og slippes ut.

I tillegg til energibruk (elektrisitet og dieselforbruk) inkluderer denne livsløpsfasen utslipp til vann, som er oppgitt av NOAH (se Vedlegg 1). Leire som brukes som toppsjikt fra deponiet er overskuddsmasse, og uttak av leire er derfor ikke inkludert. Transport av leire til Langøya er inkludert i livsløpsfasen *Transport*.

3.3.5 Administrasjon

Aktiviteter knyttet til drift og administrasjonen av en bedrift inkluderes normalt ikke i vanlig LCA, men kan inkluderes i organisasjons-LCA. I denne studien ble det valgt å inkludere energibruk og behandling

av avfall fra administrasjonsaktivitet fordi dataene var tilgjengelige og for å få et mest mulig helhetlig bilde av hvilke aktiviteter som bidrar mest innenfor NOAHs virksomhet.

Informasjonen om energibruk og avfallsmengder er oppgitt av NOAH. Det er benyttet norsk elektrisitetsmiks fra utslippsdatabasen Ecolnvent til å beregne miljøpåvirkningen knyttet til produksjon og distribusjon av energi. Det er antatt at avfallet som genereres fra driften på Langøya transporteres gjennomsnittlig 30 km fra NOAH til sluttbehandling.

3.4 Valg av miljøindikatorer

Målet med en riktig behandling av farlig avfall er å unngå at avfallet medfører skade på naturen (økosystemer) og menneskelig helse. Det er derfor valgt å inkludere et bredt spekter av miljøproblemer ved vurdering av miljøpåvirkning fra NOAHs virksomhet.

Det ble tatt utgangspunkt i den internasjonalt anerkjente ReCiPe 2016-metoden (midtpunkt, hierarkisk perspektiv), fordi denne inneholder mange ulike miljøpåvirkningskategorier (Huijbregts et al., 2016). Enkelte av kategoriene kan anses som mindre relevante, og er derfor ikke presentert i resultatkapittelet (dette gjelder ioniserende stråling, ferskvannseutrofiering og ferskvanns økotoksisitet). Miljøpåvirkningskategoriene som er inkludert vises i Tabell 3-9.

Metoden er tilgjengelig i analyseverktøyet SimaPro, som er brukt i denne studien. Siden metoden for å beregne effekt på klimaendringer ikke var oppdatert, ble denne kategorien byttet ut med siste versjon av karakteriseringsfaktorer fra IPCC-panelet (IPCC, 2013).

Tabell 3-9 Forklaring på miljøpåvirkningskategorier inkludert i studien

Miljøpåvirknings-kategori	Enhet	Forklaring	Eksempel på kilde i NOAHs verdikjede
Klimaendringer (global oppvarming)	kg CO ₂ -ekvivalenter	Økt konsentrasjon av klimagasser i atmosfæren kan medføre økt temperatur, som kan føre til smelting av isbreer i polområdene, økning av havnivået og mer ekstremt klima. Dette kan igjen påvirke og økosystemer og menneskelig helse.	Klimagasser (CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O), i stor grad fra bruk av fossile drivstoff til transport og fossil energiproduksjon, men også utslipp fra nøytraliseringsprosessen.
Stratosfærisk ozon-nedbrytning	kg KFK11-ekvivalenter	Utslipp av enkelte gasser kan medføre nedbrytning av ozonlaget, som gir økt UV-stråling fra solen, som er skadelig for mennesker og dyr.	Ozon-nedbrytende stoffer kommer fra gamle kuldemedier og spraybokser, men også utslipp fra forbrenning av ulike typer drivstoff.
Utslipp av små partikler til luft	kg PM _{2.5} -ekvivalenter	Partikkelutslipp, også kalt for svevestøv, kan gi helseskader i form av luftveislidelser og hjerte og karsykdommer.	Små partikler, normalt fra ulike former for forbrenning, knyttet til transport, varme- og energiproduksjon.

Miljøpåvirknings-kategori	Enhet	Forklaring	Eksempel på kilde i NOAHs verdikjede
Bakkenær ozondannelse	kg NO _x -ekvivalenter	Utslipp kan reagere med hverandre under påvirkning av sollys, noe som gir bakkenær ozon. Utslippene kommer i hovedsak fra transport og kan gi luftveisplager i befolkningen og hemme vekst av planter og andre deler av økosystemet.	Nitrogenoksider (NO _x) og flyktige organiske forbindelser (VOC), i hovedsak fra brenning av fossile brensler.
Forsuring	kg SO ₂ -ekvivalenter	Utslipp som kan bidra til reduksjon i pH i jorda, noe som kan påvirke plantevekst	Svovel- og nitrogenutslipp fra transport.
Økotoksitetet jord	kg 1,4-DCB-ekvivalenter	Utslipp av toksiske stoffer til jord kan ha alvorlige påvirkninger på økosystemene i jorda.	Det farlige avfallet kan inneholde toksiske stoffer som tungmetaller, PCB og PAH, som kan ha en negativ påvirkning på jord.
Marin økotoksitet	kg 1,4-DCB-ekvivalenter	Utslipp av toksiske stoffer til havet kan ha alvorlige påvirkninger på fisk og andre organismer.	Det farlige avfallet kan inneholde toksiske stoffer som kan ha negativ påvirkning på det marine liv.
Human toksitet, kreft-relatert	kg 1,4-DCB-ekvivalenter	Enkelte substanser er kreftfremkallende, og utslipp av disse har derfor en potensiell påvirkning på menneskelig helse.	Det farlige avfallet kan inneholde toksiske stoffer som kan ha kreftfremkallende egenskaper.
Human toksitet, ikke-kreft relatert	kg 1,4-DCB-ekvivalenter	Utslipp av substanser som er giftige for mennesker, men som ikke er kreft-fremkallende kan gi alvorlige helseproblemer.	Det farlige avfallet kan inneholde toksiske stoffer som kan være giftig for mennesker.
Arealbruk	m ² landbruks-areal-ekvivalenter	Som en konsekvens av at befolkningen øker er landareal er en begrenset ressurs som må fordeles mellom dyrking av mat, skog, infrastruktur (som for eksempel bygninger og veier) og fri natur.	Alle aktiviteter krever okkupering av land eller transformering av land fra en kategori til en annen.
Mineral ressursknapphet	kg Cu-ekvivalenter	Noen metaller står i fare for å bli «oppbrukt», og bruk av disse mineralene bidrar til å øke dette problemet.	Transport og energiproduksjon og infrastruktur krever bruk av mineral-ressurser som er begrensede. Eksempler: bruk av kopper i ledninger, sink som korrosjonsbeskyttelse og bruk av molybden i rustfritt stål.
Fossil ressursknapphet	kg olje-ekvivalenter	Fossile ressurser er ressurser som er begrensede. Bruk av fossile ressurser kan dermed bidra til å øke dette problemet.	Bruk av kull, olje og naturgass til transport og energiproduksjon
Vannforbruk	m ³	Tilgang til ferskvann er en forutsetning for alt liv. I enkelte områder er det mangel på vannressurser, og omfattende vannforbruk kan bidra til dette problemet.	Det er behov for vann i en rekke produksjonsprosesser. I tilfeller hvor det benyttes regnvann og resirkulert prosessvann, vil dette ikke telles med som forbruk av vannressurser.

4 Resultater

Når man vurderer omfanget av miljøpåvirkningene som skyldes behandling av farlig avfall, er det viktig å være oppmerksom på at ingen eller feilaktig behandling av farlig avfall vil føre til store miljøproblemer. Det er derfor ikke mulig å unngå utslipp fra farlig avfall som har oppstått, da behandlingen krever innsatsfaktorer som transport og energibruk og gir enkelte utslipp til luft og vann. I dette kapittelet presenteres miljøbelastninger knyttet til NOAHs virksomhet og avfallshåndtering. Nyten ved behandling av det farlige avfallet diskuteres i kapittel 5.

4.1 Miljøbelastning fra NOAHs virksomhet og avfallshåndtering i 2017

Resultatene som er beregnet for NOAHs virksomhet i 2017 gir en indikasjon på hvor de største miljøbelastningene inntreffer og hvor det er mest hensiktsmessig å sette inn tiltak i fremtiden dersom en ønsker å redusere miljøbelastningene. Tabell 4-1 viser miljøbelastningene per miljøpåvirkningskategori. De diffuse utslippene fra deponi er ikke inkludert i resultatene nedenfor, men er analysert separat i kapittel 4.2. Grunnlagsdata og forutsetninger for beregninger er forklart i Kapittel 3.

Tabell 4-1 Miljøbelastninger per livsløpsfase

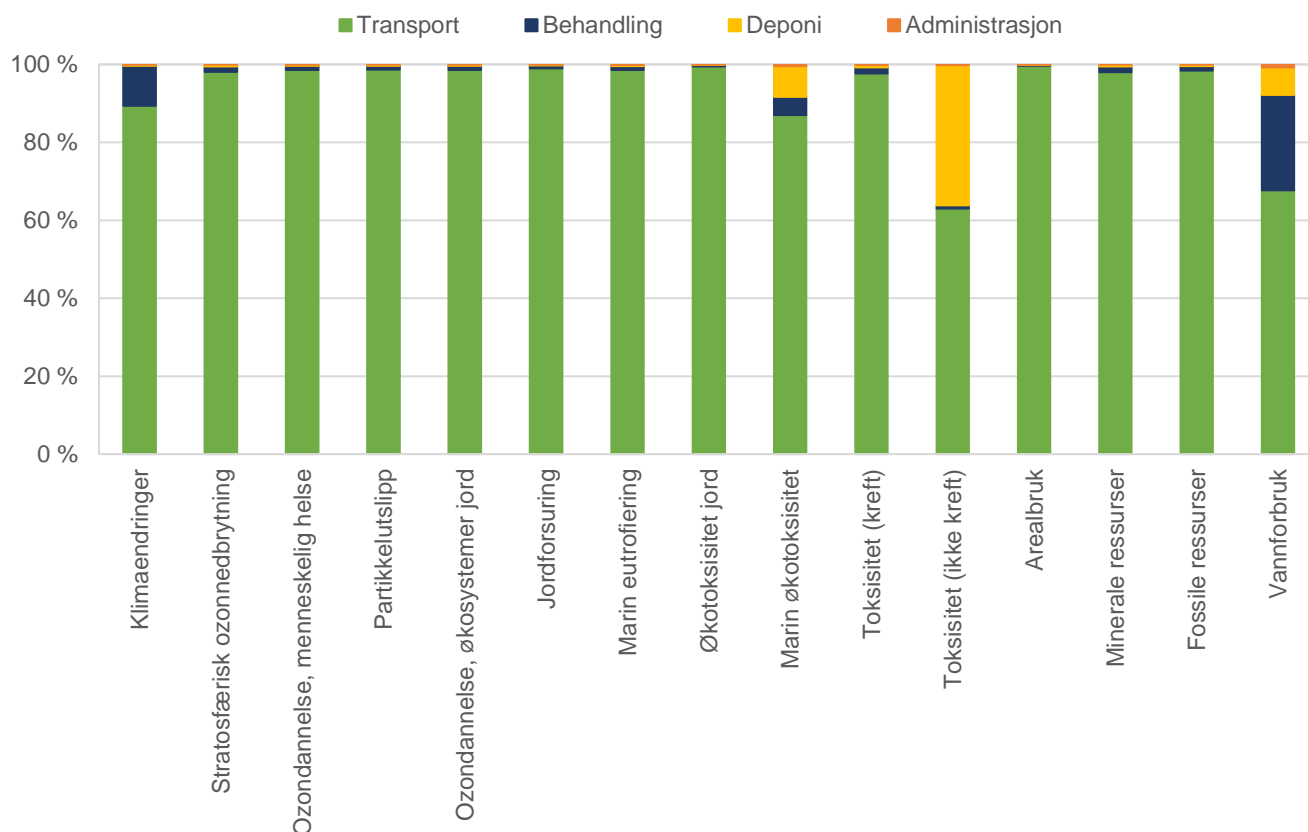
		Transport	Behandling	Deponi	Administrasjon	Totalt
Klimaendringer	tonn CO ₂ -ekvivalenter	101 745	11 640	402	18	113 805
Stratosfærisk ozonnedbrytning	kg CFC11-ekvivalenter	67	1	0	0	69
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse	kg NO _x -ekvivalenter	1 291 531	13 515	4 433	62	1 309 540
Partikkelutslipp	kg PM _{2.5} -ekvivalenter	332 779	3 341	1 089	16	337 225
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord	kg NO _x -ekvivalenter	1 304 679	13 735	4 505	63	1 322 982
Jordforsuring	kg SO ₂ -ekvivalenter	899 082	6 765	2 201	42	908 091
Marin eutrofiering	kg N-ekvivalenter	1 039	11	3	1	1 054
Økotoksisitet jord	tonn 1,4-DCB	867 019	3 207	933	86	871 245
Marin økotoksisitet	kg 1,4-DCB	2 693 983	145 486	244 507	12 279	3 096 256
Toksisitet (kreft)	kg 1,4-DCB	2 824 347	44 005	20 699	1 739	2 890 789
Toksisitet (ikke kreft)	kg 1,4-DCB	53 520 340	699 408	30 546 111	124 705	84 890 565
Arealbruk	m ² landbruks-arealekvivalenter	4 233 744	10 843	3 214	331	4 248 133
Minerale ressurser	kg Cu ekvivalenter	240 492	3 627	1 113	75	245 307
Fossile ressurser	kg olje-ekvivalenter	33 691 370	401 916	130 720	1 785	34 225 791
Vannforbruk	m ³	368 475	133 494	38 234	4 105	544 308

Tolkningen av resultatene er gjort i lys av to spørsmål:

- Hvor i livsløpet oppstår de største miljøpåvirkningene?
- Hvilke miljøindikatorer er viktige å fokusere på?

Det presiseres at de ulike miljøindikatorerne måles i forskjellig enhet, og kan derfor ikke sammenliknes med hverandre. For å vite mer om størrelsesordenen på utslippene innenfor de ulike kategoriene, må man måle utviklingen over tid eller sammenlikne med alternative eller fremtidige løsninger, som det er gjort i kapittel 6 for transport.

I Figur 4-1 vises det relative bidraget til hver livsløpsfase innenfor hver miljøpåvirkningskategori.



Figur 4-1 Relativ bidragsanalyse fra de fire definerte livsløpsfasene, per år

Resultatene viser at transport (av avfall, leire og CKD) inn til anlegget har den største miljøpåvirkningen for alle miljøpåvirkningskategoriene. Dette indikerer at det er i denne livsløpsfasen det vil være mest effektivt å sette i gang tiltak, og at tiltak for å redusere det totale transportarbeidet vil ha en positiv effekt innenfor mange ulike miljøutfordringer. Miljøbelastningen fra ulike transportløsninger og effekten av fire ulike tiltak diskuteres mer i detalj i kapittel 6. Miljøbelastningskategoriene som det er valgt å fokusere på i logistikkanalysene er *klimaendringer*, *partikkelutslipp* og *bakkenær ozondannelse* fordi dette er viktige indikatorer for transportsektoren.

Resultatene for miljøpåvirkningskategorien *vannforbruk* viser at forbruket av vann kommer fra bakgrunnssystemene (transport og elektrisitetsproduksjon) og ikke fra NOAHs egne prosesser. Dette er fordi det er forutsatt at NOAH har et lavt forbruk av vann fra ledningsnett og i stor grad bruker regnvann og resirkulert prosessvann til behandlingen på Langøya.

Innenfor miljøpåvirkningskategorien *menneskelig toksisitet (ikke-kreft-relatert)* er det livsløpsfasen transport som har det største bidraget, men utslipp fra deponiet har også et betydelig bidrag. Dette diskuteres nærmere i kapittel 4.3.3 Behandlingsfasen og administrasjon gir et relativt lite bidrag innenfor alle miljøpåvirkningskategoriene.

Resultater for *klimagassutslipp*, *partikkelutslipp* og *human toksisitet (ikke-kreft-relatert)* presenteres mer i detalj i kapittel 4.3.

4.2 Vurdering av direkte utslipp til luft fra deponiet

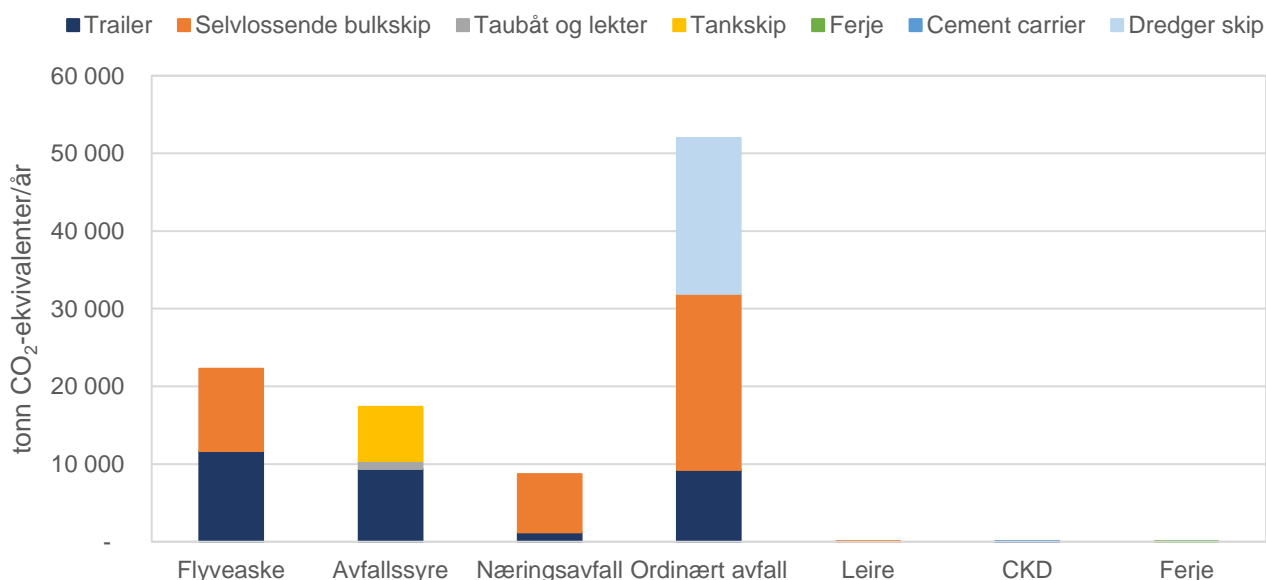
Diffuse utslipp til luft fra deponiet på Langøya måles jevnlig gjennom målinger av konsentrasjon av miljøgifter i luft forskjellige steder på deponiet. Siden det ikke er mulig å vite hvor mye luft som siver ut fra deponiet per år, er det utfordrende å konvertere konsentrasjoner målt per m³ til utslipp per år fra deponiet. Derfor er ikke diffuse utslipp til luft inkludert i resultatene som er presentert i kapittel 4.1, men det ble kjørt separate analyser i analyseverktøyet SimaPro for konsentrasjoner av miljøgifter for en kubikkmeter luft på deponiet. Resultatene viste at konsentrasjonene av miljøgifter gir minimale utslag innenfor toksisitetsindikatorene. Eventuelle utslipp til luft kan anses å være neglisjerbare sammenliknet med de årlige resultatene for hele verdikjeden innenfor de samme miljøpåvirkningskategoriene, selv om det skulle sive ut mange kubikkmeter med luft med tilsvarende konsentrasjon per år fra de 507 000 kvadratmeterne med deponi på Langøya. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra NGI (2016), som tydet på at det sannsynligvis er minimalt med utslipp til luft som slippes ut fra deponiet, siden de målte konsentrasjonene av miljøgifter er nært bakgrunnsnivået for norske kystområder.

4.3 Resultater for utvalgte miljøindikatorer

4.3.1 Klimagassutslipp

De totale klimagassutslippene fra NOAHs virksomhet i 2017 er beregnet til å være rundt 113 805 tonn CO₂-ekvivalenter, som vist i Tabell 4-1. Transport står for 101 745 tonn (ca 89%), mens behandling bidrar med 11 640 tonn CO₂-ekvivalenter. Dette viser at det er i transportfasen det størst potensial for forbedring.

Utslippene fra transport fordelt på avfallstype og transportmiddel er presentert i Figur 4-2.



Figur 4-2 Utslipp av klimagasser for transport til Langøya

Den største andelen klimagassutslipp er knyttet til inntransport av ordinært avfall, som kommer av at dette også utgjør den største mengden som transporteres inn. Transportmidlene som utgjør de største klimagassutslippene er selvlossende bulkskip, dredger skip og trailer. Dette indikerer at tiltak for å effektivisere eller forbedre utslippene fra disse transportmidlene kan medføre store reduksjoner.

Estimert utslipp av CO₂ til luft fra nøytraliseringsanlegget er 10 400 tonn i 2017, noe som utgjør mesteparten av utslippene fra selve behandlingsfasen. De resterende utslippene er i hovedsak fra bruk av diesel.

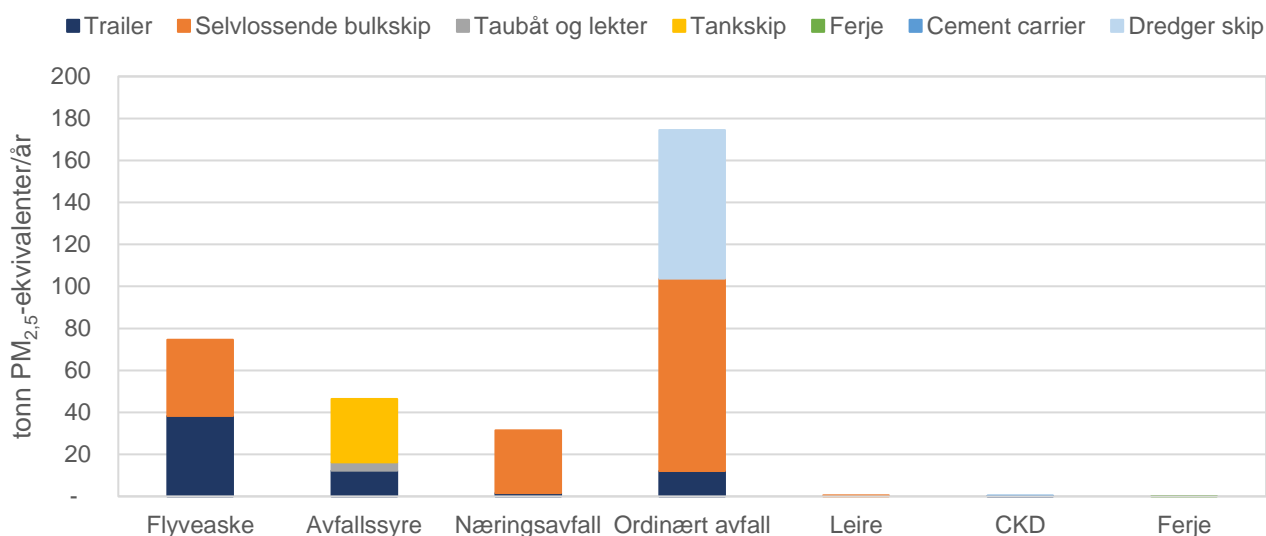
Det totale klimagassutslippet fra NOAHs virksomhet i 2017 tilsvarer årlige direkte utslipp fra 13 982 nordmenn, eller 0,2 % av direkte klimagassutslipp i Norge i løpet av et år (inkluderer produksjon, men ikke bruk av eksportert olje og gass). Eksempler på størrelsesorden på ulike utslipp av klimagasser vises i tabellen nedenfor.

Tabell 4-2 Eksempler på utslippsnivåer for direkte klimagassutslipp (tonn CO₂/ekvivalenter/år)

Gjennomsnittlig utslipp per person i verden 2016	4,8 ¹
Gjennomsnittlig utslipp per nordmann i 2016	8,6 ¹
Klimagassutslipp nasjonalt/år (Norge)	53,3 millioner ²

4.3.2 Partikkelutslipp (svevestøv)

Partikkelutslipp bidrar til å redusere lokal luftkvalitet og skyldes ofte utslipp fra transport. Dette er også tilfelle når man ser på miljøbelastninger fra NOAHs virksomhet, siden 99 % av partikkelutslippene gjennom hele livsløpet kommer fra transport. I Figur 4-3 vises partikkelutslippene fra transport for 2017, fordelt på avfallstype og transportmiddel.



Figur 4-3 Partikkelutslipp fra transport til Langøya

I likhet med klimagassutslipp er det transport av de største avfallsmengdene som bidrar mest: ordinært avfall og flyveaske.

NOAH har oppgitt at partikkelutslipp fra anleggene som slemmer opp aske tilsvarer 0,13 tonn. Resultatene gjennom hele verdikjeden for partikkelutslipp viser at disse utslippene er relativt lave sammenliknet med partikkelutslipp fra transport.

¹ <https://energiogklima.no/klimavakten/utslipp-per-innbygger/>

² <https://www.ssb.no/klimagassn/>

4.3.3 Human toksisitet (ikke kreft-relatert)

Som vist i Figur 4-1, skiller miljøpåvirkningskategorien human toksisitet (ikke kreft-relatert) seg fra de andre kategoriene ved at deponiet utgjør en vesentlig del av utslippene (36 %). Også for denne miljøpåvirkningskategorien er det transport som har det største bidraget (63 %), mens behandling bidrar kun med 1 %.

Human toksisitet-kategoriene inkluderer substanser som kan påvirke menneskelig helse (både akutte og persistente). Beregning av effekten tar hensyn til både mengden utslipp (dosen), hvordan det sprer seg i naturen (faith factor) og hvor giftig stoffet er (effect factor). Effekten til hver substans er kvantifisert i forhold til 1 kg 1,4-dichlorobenzene (1,4-DB-ekvivalenter). Human toksisitet er en relativt ny indikator innenfor LCA, og det er derfor knyttet en del usikkerhet til resultatene. Dette gjelder både fordi det kan være manglende tall i bakgrunnsdatabasene og fordi det er stor usikkerhet rundt karakteriseringsfaktorene (kvantifisering av hvor stor effekt de ulike utslippene har på menneskelig helse). Resultatene kan likevel gi en indikasjon på hvilke utslipp det kan være lurt å fokusere på ut ifra et helhetlig perspektiv og kan også gi indikasjon på hvor det kan komme strengere utslippskrav i fremtiden.

Resultatene viser at miljøbelastningen fra deponiet skyldes utslipp til vann (se Vedlegg 1). Det er ikke mulig å si om utslippene er høye eller lave uten at man har noe annet å sammenlikne med. Utslipet til vann er innenfor utslippstillatelsen som er gitt av Miljødirektoratet. Det største bidraget kommer i hovedsak fra utslipp av molybden, men også fra barium og antimon. Reduksjon av disse utslippene vil redusere miljøpåvirkningen innenfor denne kategorien. Det er ingen utslippskrav fra myndighetene knyttet til disse substansene.

Rensing av molybden, antimon og kadmium henger sammen ved at optimal utfelling skjer ved forskjellig pH. NOAH har brukt mye ressurser for å senke utslippene av kadmium, da dette var en forutsetning fra Miljødirektoratet da de gikk bort fra utslippskrav til molybden i sin tillatelse i 2014. En konsekvens av at renseprosessen på Langøya er optimalisert for rensing av kadmium, er at rensegraden for molybden og antimon er lavere, noe som gir høyere utslipp av disse.

5 Miljønyttan ved behandling av farlig avfall

Det er knyttet store miljøgevinster til riktig håndtering av farlig avfall. Farlig avfall inneholder stoffer som potensielt kan gi store miljøbelastninger og hovedhensikten med behandlingen er derfor å ta disse stoffene ut av kretsløpet og unngå alvorlig skade på mennesker og natur. Eksempelvis vil utslipp av avfallssyre til naturen gi store utslag på miljøpåvirkningskategoriene økotoksisitet jord, marin- og ferskvanns økotoksisitet. Det er ikke gjort egne analyser i dette prosjektet for hva som ville ha skjedd dersom avfallet ikke ble forsvarlig behandlet eller effekten av alternative behandlingstiltak, siden hovedfokus har vært på NOAHs egne aktiviteter. Prosjektet har derimot valgt å se nøye på to ulike positive effekter ved NOAHs behandling av farlig avfall: positive arealbruksendringer og redusert bruk av kalk.

5.1 Arealbruk og arealbruksendringer

Arealbruk og arealbruksendringer er en kjent miljøpåvirkningsindikator i LCA. I karakteriseringsmetoden som er brukt i analysene som presenteres i denne rapporten skilles det mellom arealbruk og arealendringer. Arealbruk betyr areal som okkuperes av menneskelig aktivitet, mens arealendringer er transformering av land fra en arealkategori til en annen arealkategori. Bruk og transformasjon av areal måles i m² landbruksarealekvivalenter, og okkupering og endring av ulike typer land gis ulike karakteriseringsfaktorer (ulik alvorlighetsgrad). Eksempler på karakteriseringsfaktorer for ulike arealtyper i metoden er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 5-1 Eksempler på karakteriseringsfaktorer for arealbruk i ReCiPe (m² landbruksareal-ekvivalenter/m²)

Okkupering av landbruksareal	1
Okkupering av skogsareal	0,3
Okkupering av beitemark	0,55
Okkupasjon av urbant område	0,73
Transformasjon fra skog	36,8
Transformasjon til skog	-36,8

Tabellen viser at okkupering av skogsareal og beitemark har en lavere karakteriseringsfaktor, og dermed er ansett som mindre belastende, enn okkupering av landbruksareal. Transformering fra skog (det vil si å fjerne skog), gir en stor miljøbelastning innenfor arealendring, mens å danne skog er definert å ha en stor miljønytte.

Siden deponiet på Langøya ikke okkuperer land som i utgangspunktet er egnet som landbruksareal, beitemark eller liknende, er det ikke inkludert noen belastning i bruk (okkupering) av dette arealet (0 landbruksareal-ekvivalenter/m²) i resultatene som er presentert i kapittel 4.1. Arealbruken representerer derfor arealbruk for transport, slik som veier og havneområder.

Siden NOAH arbeider med å konvertere et ikke-brukbart areal på 507 000 m² på Langøya til et område regulert for friluftsliv, kan det argumenteres for at driften ikke bare bidrar til behandling av avfall som samfunnet generer, men at den også bidrar til en positiv arealbruksendring.

I et livsløpsperspektiv er det de totale arealendringene gjennom hele verdikjeden som telles. Ved overgang fra konvensjonell diesel til biodiesel risikerer man at palmeolje er brukt som råstoff. Palmeolje er kjent for å bidra til avskoging, og dette kan derfor slå vesentlig ut når man ser på arealbruk som miljøpåvirkningsindikator i et livsløpsperspektiv. En kan derfor risikere at man bidrar til å okkupere eller transformere land i andre deler av verden på en negativ måte, samtidig som man bidrar til positive

arealendringer i nærmiljøet. NOAH bør derfor etterspørre fornybare drivstoff som ikke bidrar til dette problemet, dersom de ønsker å bidra til redusert arealbruk gjennom hele verdikjeden.

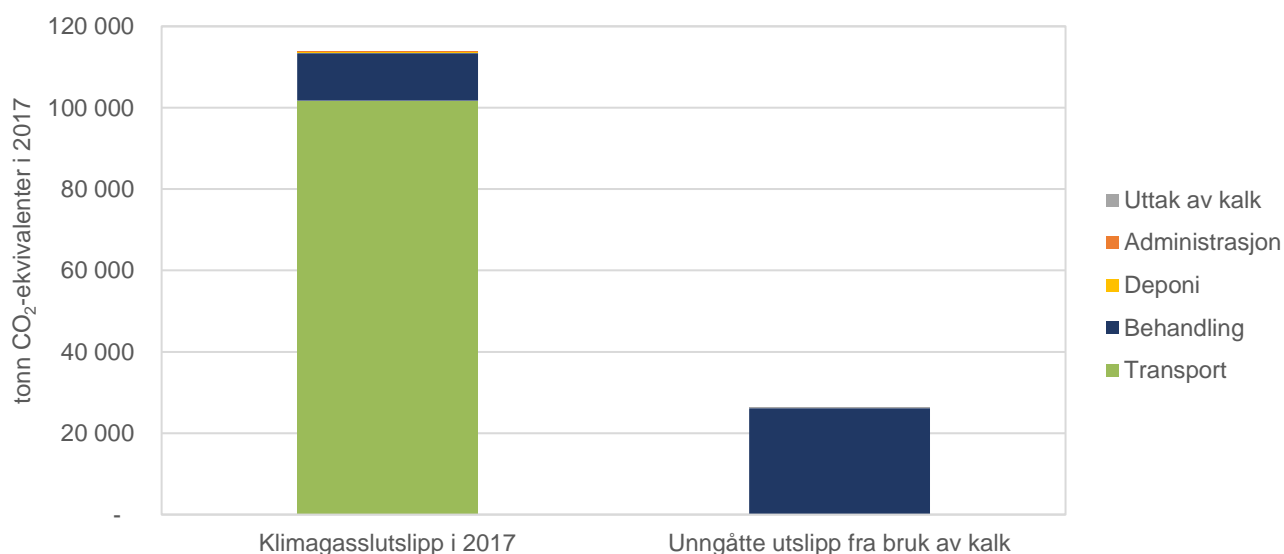
For at transformasjon av Langøya fra krater til et område regulert for friluftsmål skal kunne sammenliknes med resultatene i kapittel 4.1, må transformasjon av areal fordeles over antall år deponiet har vært i drift. Transformering av 507 000 m² på Langøya over 15 år tilsvarer 33 800 m² per år. Som vist i tabell 5-1 gir konvertering til skog en gevinst på -36,8 landbruksareal-ekvivalenter per m² som konverteres. Det finnes derimot ingen karakteriseringsfaktorer i ReCiPe 2016-metoden for konvertering til friluftsområde. Arealbruk er en indikator som brukes i økende grad innenfor livsløpsvurderinger, men det er ikke funnet studier som ser på denne typen positive arealbruksendringer eller funnet karakteriseringsfaktorer som gjelder friluftsområder. Beregninger av positiv arealbruksendring ved å konvertere arealet på Langøya til friluftsområde vil derfor kreve et utvidet litteratursøk og eventuell metodeutvikling knyttet til å finne de riktige karakteriseringsfaktorene, og er derfor utenfor rammene for dette prosjektet.

5.2 Redusert bruk av kalk

NOAH benytter flyveaske til å nøytralisere avfallssyre i behandlingsprosessen før det stabiliserte avfallet legges på deponiet. Dersom det hadde blitt besluttet å bruke en annen behandlingsløsning for flyveasken, ville det vært nødvendig å tilsette kalk ved behandling av avfallssyren. NOAHs behandlingsmåte gjør derfor at man årlig unngår å ta ut og tilsette kalk.

Det er forutsatt at det i dag er behov for 1,83 tonn aske for å kunne nøytralisere 1m³ syre. For at kalkstein skal oppfylle tilsvarende funksjon er det behov for 0,42 tonn kalkstein (forutsetninger oppgitt fra NOAH). NOAH mottok i 2017 325 500 tonn flyveaske, noe som tilsvarer 74 705 tonn kalkstein.

I tillegg til miljøbelastningene knyttet til uttak av kalksteinen, har NOAH estimert direkteutslipp på 0,35 tonn CO₂/tonn kalkstein som tilsettes i nøytraliseringsprosessen. I tillegg er det inkludert tall for uttak av kalkstein fra utslippsdatabasen Ecolnvent. Nedenfor vises de totale klimagassutslippene fra NOAHs virksomhet i 2017, sammenlignet med unngåtte utslipp som følge av å bruke flyveaske til behandling av avfallssyre fremfor kalkstein.



Figur 5-1 NOAHs totale klimagassutslipp 2017 sammenlignet med unngåtte utslipp følge av å bruke flyveaske til behandling av avfallssyre fremfor kalkstein.

Gitt forutsetningene beskrevet ovenfor, tilsvarer de unngåtte klimagassutslippene fra kalkstein (uttak og nøytralisering) 26 320 tonn CO₂-ekvivalenter, noe som utgjør 23 % av NOAHs totale utslipp i 2017.

Alternativ behandling av flyveaske vil kunne redusere miljøbelastningene fra transport. Det er ikke gjort noen detaljert vurdering av hvorvidt transportarbeidet vil reduseres, økes eller være på samme nivå dersom flyveaske erstattes av kalkstein. Det er fordi utslippene fra transport vil avhenge av hvor et potensielt nytt behandlingssted for flyveasken lokaliseres.

CKD benyttes også for å nøytralisere syren i stedet for brent kalk. Dette er ikke inkludert i beregningene ovenfor.

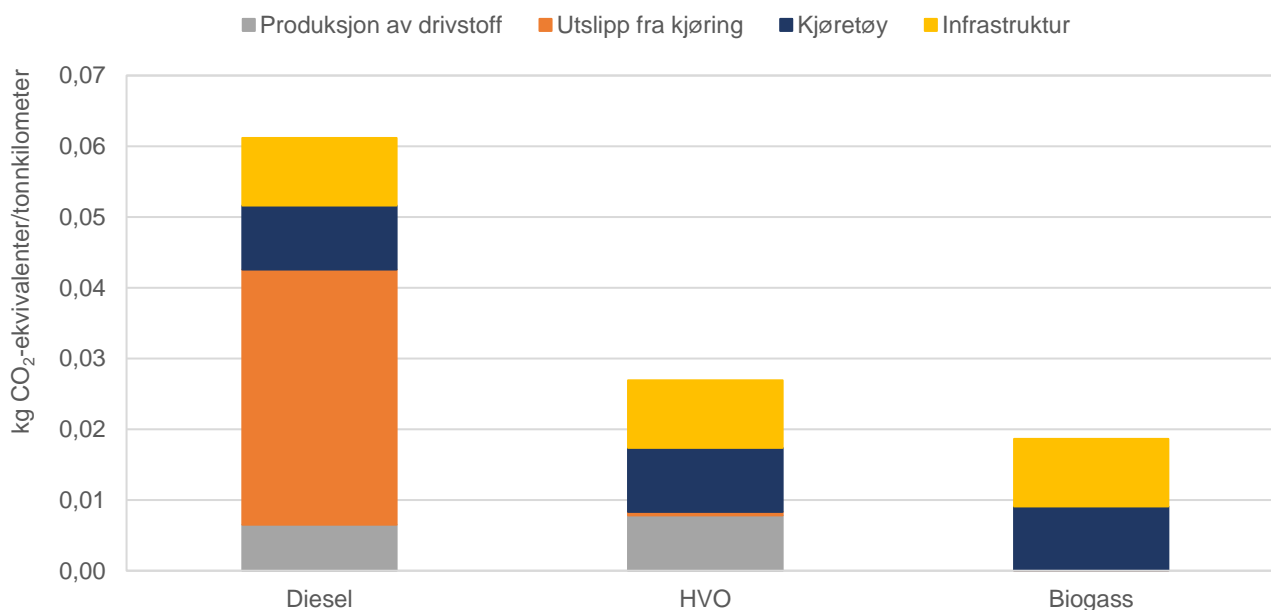
6 Logistikkanalyser: tiltak for å redusere miljøbelastninger

Resultatene i kapittel 4.1 viste at transport av avfall og råvarer til Langøya utgjør den viktigste miljøpåvirkningen forbundet med NOAHs virksomhet i 2017 innenfor alle miljøpåvirkningskategoriene. Resultatene viste også at den største andelen klimagassutslipp er knyttet til transport av ordinært avfall, etterfulgt av flyveaske og næringsavfall. Transportmidlene som utgjør de største klimagassutslippene er dredger skip, selvlossende bulkskip og trailer.

6.1 Klimagassutslipp for ulike drivstofftyper for trailer

Hva slags drivstoff som benyttes har stor innvirkning på utslipp fra transport. Siden NOAH arbeider med å øke bruken av fornybare drivstoff, er det gjort analyser på hvilken effekt det vil ha per tonnkilometer (Figur 6-1) og per år (se kapittel 6.4 og 6.5) ved å gå over fra diesel til HVO (hydrogenerert vegetabilsk olje) og biogass som drivstoff. Det er begrenset med utslippsdata knyttet til produksjon og bruk av HVO og biogass for trailertransport i de tilgjengelige databasene i analyseverktøyet SimaPro, og det er derfor benyttet tall fra Østfoldforskning's egen transportdatabase for å beregne miljøpåvirkningene. Det er antatt at HVO'en produseres i Europa (Frankrike) fra avfallsprodukter (frityrolje) fordi dette var de eneste dataene som var tilgjengelige.

Figur 6-1 viser klimagassutslippene fra trailer med diesel, HVO og biogass over et livsløpsperspektiv. Det er antatt 98 % fyllingsgrad tur og 10 % fyllingsgrad retur i en EURO 6 trailer. Utslippstallene inkluderer både produksjon og forbrenning av drivstoff under kjøring, infrastruktur (vei) og produksjon og drift av kjøretøyet.



Figur 6-1 Potensiell effekt på global oppvarming per tonnkilometer trailertransport med ulike drivstoff

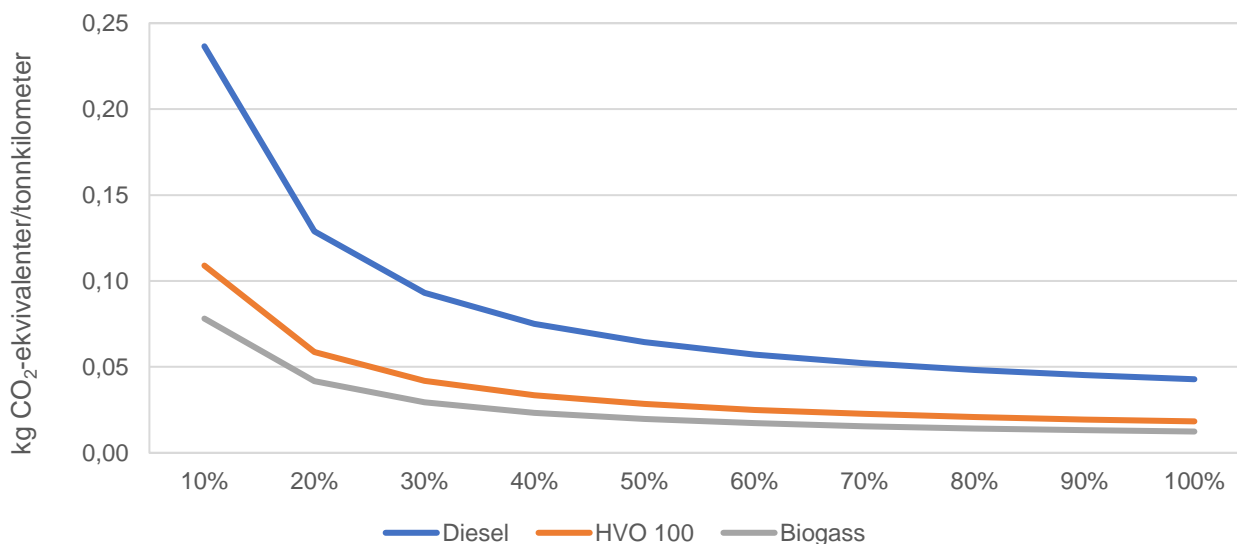
Som figuren viser, medfører transport med konvensjonell diesel 0,061 kg CO₂-ekvivalenter per tonnkilometer (1 kg last transportert 1 kilometer), mens transport med HVO medfører 0,027 og biogass 0,019 kg CO₂-ekvivalenter/tonnkilometer. Resultatene viser dermed at overgang til fornybare drivstoff

gir en signifikant reduksjon i klimagassutslipp, 56 % reduksjon for HVO og 70 % for biogass³. Både for HVO og biogass vil dette avhenge av hvilke råstoff det produseres fra og hvor det er produsert.

Ved bruk av konvensjonell diesel oppstår de største klimagassutslippene under kjøring (det vil si utslipp fra eksosrøret), mens for HVO oppstår hovedandelen av utslippene under produksjon av drivstoffet. Biogass har relativt lave klimagassutslipp både fra produksjon av drivstoffet og fra kjøring.

6.2 Fyllingsgrad for trailer

I et livssyklusperspektiv er det vanlig å ta hensyn til fyllingsgraden til transportmiddelet, det vil si hvor stor prosentandel av den totale lastekapasiteten som benyttes. Dette kommer av at drivstofforbruket (produksjon og utslipp under kjøring) og miljøbelastninger knyttet til produksjon og vedlikehold av kjøretøy, båt, vei og havn skal fordeles på alle varene som transporteres av transportmiddelet. Dersom kapasiteten utnyttes maksimalt, reduseres miljøbelastningene per tonn vare som transporteres. For å illustrere viktigheten av dette, viser figuren nedenfor CO₂-utslippene per tonnkilometer for ulike fyllingsgrader.



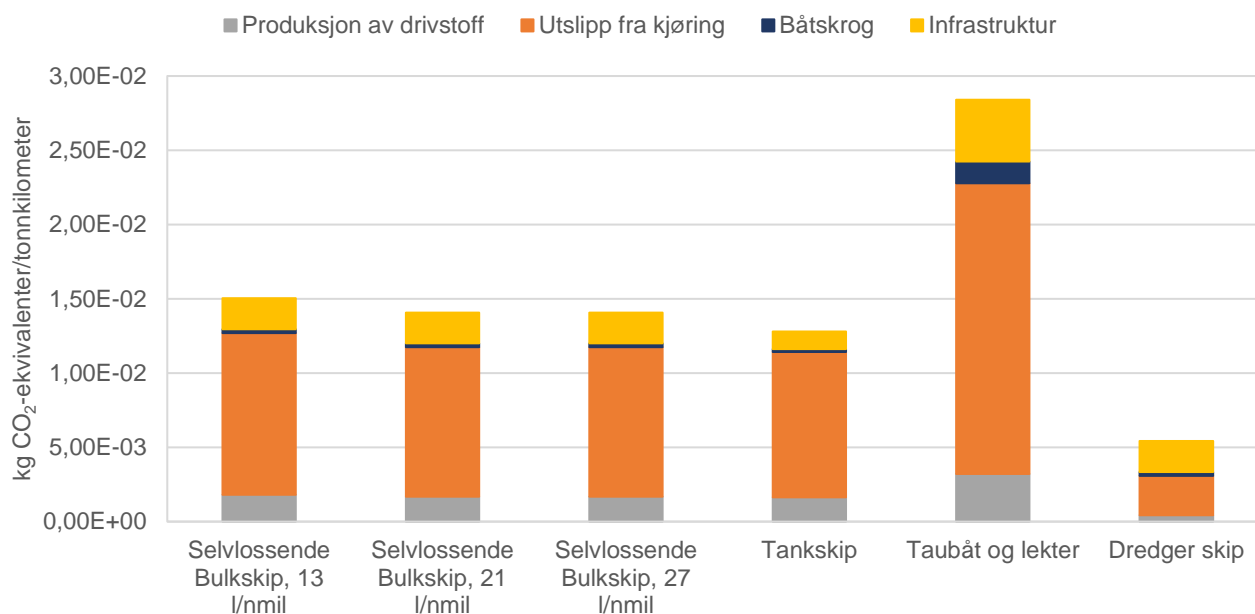
Figur 6-2 Potensiell effekt på global oppvarming per tonnkilometer trailertransport med ulike fyllingsgrad og drivstoff

Resultatene viser at kjøretøy med høyere fyllingsgrader har lavere CO₂-utslipp per tonn som fraktes i kjøretøyet. Videre viser grafene at det er høyere variasjoner i CO₂-utslipp for dieselskjøretøy enn for HVO og biogass-kjøretøy, og dette kommer av at klimagassutslippene knyttet til forbrenning av drivstoffet er høyere for det fossile alternativet. Et dieselskjøretøy med en fyllingsgrad på 50 % fører til 19 % høyere utslipp per tonn avfall fraktet enn et dieselskjøretøy med en fyllingsgrad på 70 %.

³ Bruk av ulike metodikk kan gi ulike prosentvis reduksjon når man sammenlikner diesel og fornybare alternativer. For eksempel kan bruk av metodikken beskrevet i produktforskriften gi andre svar, da infrastruktur (kjøretøy og vei) ikke er inkludert i disse beregningene.

6.3 Miljøeffekten av ulike typer båttransport

I utslippsdatabasen Ecolnvent finnes det ikke data for de båttypene som NOAH benytter. Eksisterende prosesser i Ecolnvent ble derfor modifisert slik at resultatene er mest mulig representative. Endringene som ble gjort omfatter drivstofforbruk, fyllingsgrad og lastekapasitet slik det er oppgitt av NOAH, som beskrevet i Tabell 3-5. Figur 6-3 viser de estimerte klimagassutslippene fra de ulike båttypene i et livsløpsperspektiv.



Figur 6-3 Potensiell effekt på global oppvarming per tonnkilometer båttransport per livsløpsfase

Resultatene viser at produksjon og forbrenning av MGO står for det største bidraget. Resultatene viser også at drivstofforbruket per nautiske mil og lastekapasiteten på hver båt har stor betydning for klimagassutslippene fra båttransporten.

6.4 Tiltak 1: Overgang fra diesel til HVO (trailertransport)

HVO (hydrogenerert vegetabilsk olje) kan brukes som erstatning for fossil diesel og produseres fra plante- og dyrerester. HVO er kjent for å ha lavere utslipp av klimagasser under kjøring enn tradisjonell diesel. Miljøbelastningene fra produksjon av HVO er avhengig av hvilke råstoff som inngår og hvor det er produsert.

NOAH arbeider med å øke bruken av fornybare drivstoff og brukte i 2017 HVO 100 for enkelte strekninger fremfor å bruke konvensjonell diesel. Den årlige miljøeffekten som følge av denne endringen vises i Tabell 6-1.

Tabell 6-1 Miljøpåvirkning for de utvalgte strekningene der det nå benyttes HVO fremfor diesel

	Bruk av diesel	Bruk av HVO	Endring
Klimaendringer [tonn CO ₂ ekvivalenter]	4 056	1 784	-2 272
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse [tonn NO _x ekvivalenter]	9	9	0
Partikkelutslipp [tonn PM _{2.5} ekvivalenter]	5	5	-1
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord [tonn NO _x ekvivalenter]	10	10	0

En endring fra diesel til HVO på de utvalgte strekningene førte til en årlig reduksjon av klimagassutslipp på cirka 56 %. Endringen førte også til en liten økning i miljøpåvirkningskategorien bakkenær ozondannelse, i hovedsak fra produksjon av HVO 100.

I tillegg har NOAH i dag en pågående prosess for å bytte fra diesel til HVO på anleggsmaskiner på Langøya. Forventet miljøbesparelse knyttet dette vises i Tabell 6-2.

Tabell 6-2 Miljøpåvirkning knyttet til skifte fra diesel til HVO på anleggsmaskiner på Langøya per år

	Bruk av diesel i anleggs maskiner	Bruk av HVO i anleggs maskiner	Endring
Klimaendringer [tonn CO ₂ ekvivalenter]	1 105	240	-865
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse [tonn NO _x ekvivalenter]	13	13	0
Partikkelutslipp [tonn PM _{2.5} ekvivalenter]	3	2	-1
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord [tonn NO _x ekvivalenter]	14	14	0

Overgang fra diesel til HVO på anleggsmaskiner medfører en årlig reduksjon for miljøpåvirkningskategoriene klimaendringer og partikkelutslipp. Analysene viser en svak økning i kategorien bakkenær ozondannelse.

Som nevnt ovenfor vil miljøbelastningen til HVO i stor grad avhenge av hvilke råstoffer som brukes og hvor den produseres. I følge Miljødirektoratet er en stor andel av biodrivstoffet som ble omsatt i Norge i 2017 produsert fra palmeolje (Miljødirektoratet, 2018b). Bruk av palmeolje kan være problematisk da det kan bidra til avskoging. For å unngå dette kan man etterspørre hvilke råstoff drivstoffet er produsert fra og stille krav til at biodrivstoffet oppfyller bærekraftskriteriene i produktforskriften.

6.5 Tiltak 2: Overgang fra diesel til biogass (trailertransport)

I dette delkapittelet presenteres miljøeffektene ved å gå over fra diesel til biogass for følgende strekning for transport av flyveaske: Linköping til Langøya. Oppgradert biogass har tilnærmet samme sammensetning som naturgass og kan brukes i gasskjøretøy. Det kan produseres fra biologisk avfall slik som kildesortert matavfall fra husholdning og næring, slakteriavfall, avløps slam og husdyrgjødsel.

Strekningen ble modellert ved brukt av en >32 tonns EURO 6 trailer med et drivstofforbruk tilsvarende 4,1 liter diesel per mil, justert for ulikt energiinnhold og virkningsgrad i gassmotor, og med en fyllingsgrad på 98% tur og 10 % retur. Miljøbesparelsene knyttet til en endring fra diesel til biogasskjøretøy for den ene strekningen vises i Tabell 6-3.

Tabell 6-3 Miljøpåvirkning knyttet til endring fra diesel til biogass for en strekning (Linköping – Langøya)

	Bruk av diesel	Bruk av biogass	Endring
Klimaendringer [kg CO ₂ ekvivalenter]	15 256	4 645	-10 612
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse [kg NO _x ekvivalenter]	34	25	-10
Partikkelutslipp [kg PM _{2.5} ekvivalenter]	20	15	-5
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord [kg NO _x ekvivalenter]	37	27	-10

Som vist ovenfor gir en overgang fra diesel til biogasskjøretøy for den vurderte strekningen en årlig reduksjon i klimagassutslipp som tilsvarer 70 %. Den medfører også en reduksjon for de andre miljøpåvirkningskategoriene som ble analysert.

Biogass som er produsert i Norge og Sverige lages fra avfallsressurser (avløps slam, kildesortert matavfall og gjødsel), og en unngår derfor etiske problemstillinger knyttet avskoging og bruk av areal som kunne ha blitt brukt til matproduksjon.

6.6 Tiltak 3: Utskiftning av ferje

NOAH arbeider med å bytte ut nåværende dieselferje med en hybridferje med diesel eller biodiesel og batteri. Fremtidig andel drift på strøm og drivstofforbruk er ikke endelig avklart, men NOAH har anslått at det er 183 000 liter diesel eller HVO pluss strøm.

Det finnes ikke tilgjengelige data for hybridferje i utslippsdatabasene, og det ble derfor hentet inn informasjon i litteraturen for å gjennomføre analysene. Dataene som ble brukt til å modellere batteriet er basert på en studie som vurderte en elektrisk fergebåt (Mihaylov, 2014). Det ble gjort enkelte tilpasninger av disse dataene. Blant annet ble elektrisitet brukt til å produsere batteriet endret fra asiatisk til europeisk elektrisitetsmiks. En detaljert beskrivelse av prosessene som er brukt fra utslippsdatabasen Ecolnvent er gitt i Vedlegg 3. Batteriets totalvekt er antatt å være 7 500 kg.

Resultatene for de ulike ferjeløsningene er presentert i Tabell 6-4.

Tabell 6-4 Miljøpåvirkning per år for transport, og endring knyttet til overgang til ny ferjeløsning

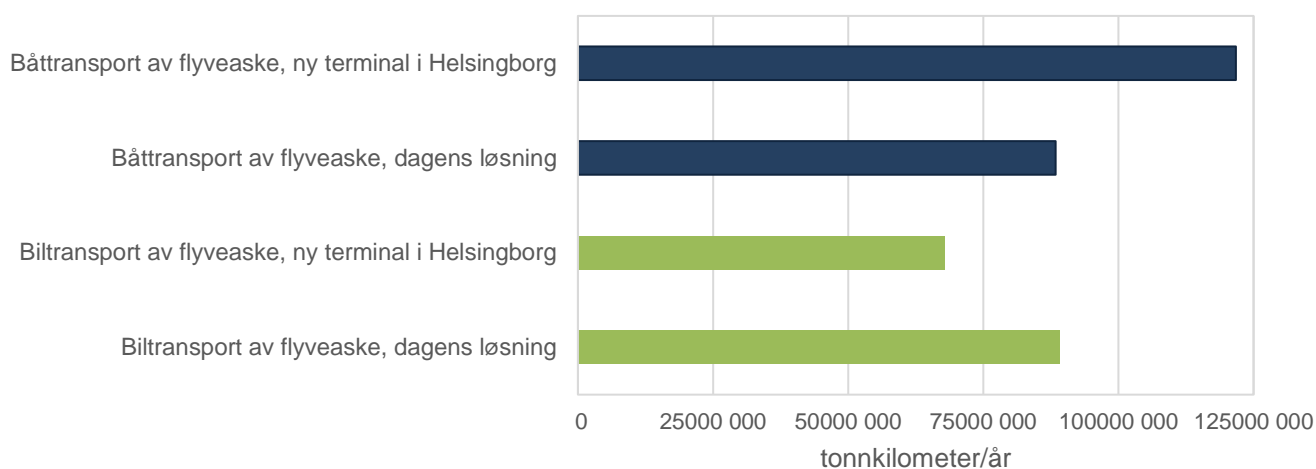
	Dagens ferjeløsning	Hybridferje, MGO	Hybridferje, HVO
Klimaendringer [tonn CO ₂ ekvivalenter]	1 140	652	175
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse [tonn NO _x ekvivalenter]	24	13	9
Partikkelutslipp [tonn PM _{2.5} ekvivalenter]	5	3	2
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord [tonn NO _x ekvivalenter]	24	13	9

Som vist i tabellen ovenfor, medfører endring fra en konvensjonell ferje (dagens løsning) til en hybridferje til en årlig reduksjon på ca. 43 % og 85 % av klimagassutslipp fra transport, avhengig av om drivstoffet er MGO eller HVO. Overgang til hybridferje vil også gi reduksjon i lokale utslipp av partikler og utslipp som bidrar til bakkenær ozondannelse, noe som vil ha en positiv effekt på lokal luftkvalitet.

6.7 Tiltak 4: Etablering av ny terminal

NOAH har besluttet å etablere en ny terminal for flyveaske i Helsingborg, noe som vil redusere transportarbeid på vei. Utrekninger viser at NOAH vil redusere antall kjørte kilometer med cirka 1 500 000 (tur og retur). I tillegg er det antatt at lokaliseringen av den nye terminalen vil gjøre det lettere å utnytte returtransporten (en økning fra 10% til 40% fyllingsgrad i snitt for returtransporter), noe som vil redusere utslippene per tonnkilometer. Den reduserte biltrafikken erstattes 20 ekstra skipninger med selvlossende bulkskip per år.

Den reduserte mengden transportarbeid for trailertransport ble beregnet ved hjelp av de reduserte antall kilometer kjørt og mengde last per transportmiddel. Det estimerte transportarbeidet vises i Figur 6-2.



Figur 6-2 Endring i transportarbeid som følge av etablering av ny terminal

Etablering av ny terminal medfører en forventet reduksjon av transportarbeid med trailer på cirka 24 % og en økning av båttransport med selvlossende bulkskip på rundt 38 %. Basert på disse antakelsene er miljøeffekten ved endringen vurdert, se Tabell 6-5.

Tabell 6-5 Miljøpåvirkning per år for flyveaske transport, og endring knyttet til etablering av ny terminal

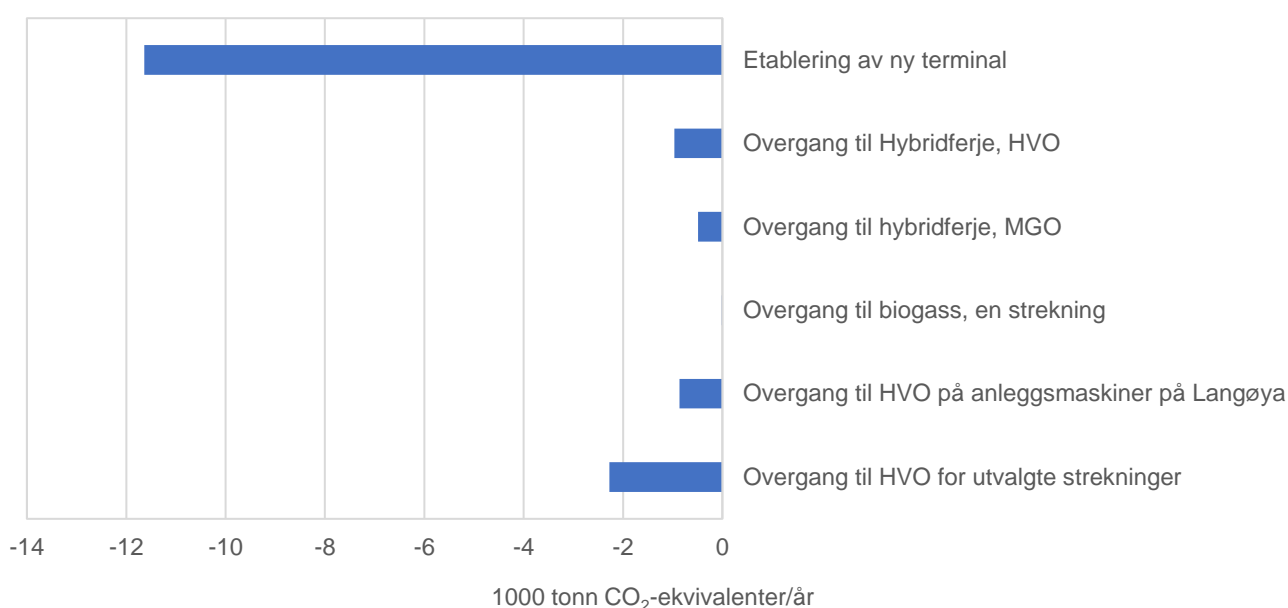
	Transport av flyveaske, dagens løsning	Transport av flyveaske, ny terminal	Endring
Klimaendringer [tonn CO ₂ ekvivalenter]	22 288	10 650	-11 638
Bakkenær ozondannelse, menneskelig helse [tonn NO _x ekvivalenter]	286	97	-188
Partikkelutslipp [tonn PM _{2.5} ekvivalenter]	75	29	-45
Bakkenær ozondannelse, økosystemer jord [tonn NO _x ekvivalenter]	289	99	-190

Resultatene viser at etableringen av en ny terminal i Helsingborg kan gi en betydelig reduksjon av miljøpåvirkningene knyttet til transport av flyveaske. Reduksjonen er knyttet til bruk av båter med stor lastekapasitet (4 500 tonn) og biler med høyere fyllingsgrad (69% tur/retur), som har en stor innvirkning på resultatene. Resultatene er i stor grad avhengig av størrelsene på båtene og på antatt fyllingsgrad.

6.8 Oppsummering av logistikkanalyser

Utslippene fra transport i et livsløpsperspektiv er påvirket av en rekke forutsetninger, som type transportmiddel, lastekapasitet, fyllingsgrad og drivstofforbruk. Det er viktig å være oppmerksom på at utslipp fra transport også kan avhenge av en rekke andre faktorer som ikke har vært fokus i denne studien, slik som kjørestilen til sjåføren og topografi. Utslippsdatabasene inneholder dessuten ikke alle mulige transportmidler, og det har derfor vært nødvendig å gjøre tilpasninger av liknende kjøretøy og supplere med informasjon fra litteraturen. Underveis i arbeidet har det også blitt avdekket at det er mangel på gode data for ulike biodrivstoff i utslippsdatabasene. Resultatene gir estimater på hvilke utslipp som oppstår underveis i verdikjeden og viser hvor det vil være mest effektivt å sette i gang tiltak.

Oppsummering av utslippsreduksjonene for transporttiltakene som er analysert vises i Figur 6-3.



Figur 6-3 Effekt av ulike tiltak for transport

Analysene viste at tiltaket som vil gi størst utslippsreduksjoner er etablering av ny terminal. Dette skyldes reduksjon i transport på vei som gir betydelige reduksjoner i utslipp. Resultatene er i stor grad avhengig av forutsetningene for lastekapasitet for skipene, fyllingsgrad, og at de selvlossende bulkskipene ikke kjører tomme over store strekninger før de fylles opp med ny last.

HVO og biogass representerer et stort potensial for å redusere NOAHs årlige klimagassutslipp knyttet til transport av avfall og råvarer. Som det fremgår av delkapittel 6.5, vil et skifte til biogass gi en høyere reduksjon av CO₂-utslipp enn HVO per tonnkilometer, siden det medfører lavere utslipp i produksjons- og forbrenningsfasen. En annen mulighet for å redusere utslipp er å sørge for utnyttelse av returtransport der det er mulig.

7 Konklusjoner og anbefalinger for videre arbeid

Samfunnet er avhengig av at det finnes aktører som tilbyr forsvarlig håndtering av farlig avfall. Farlig avfall oppstår fordi forbrukere og industri etterspør produkter og tjenester som genererer farlige stoffer under produksjon eller som blir til farlig avfall etter bruk.

NOAHs kjernevirksomhet er å tilby forsvarlig håndtering av farlig avfall. I tillegg tar NOAH mot betydelige mengder ordinært avfall som brukes til terrengarrondering som ledd i tilbakeføringen av Langøya som et friluftsområde. Hensikten med studien har vært å kartlegge de totale miljøpåvirkningene av NOAHs virksomhet ved å bruke livsløpsmetodikk. Hovedfunnene i analysen oppsummeres nedenfor.

Innføring i livsløpsmetodikk: er utslippene fra NOAH høye eller lave?

Beregninger av miljøpåvirkning fra NOAHs virksomhet i 2017 kan ikke gi informasjon om utslippene er høye eller lave. Det er først når man har et sammenlikningsgrunnlag at det er mulig å si noe om nivået på dagens miljøpåvirkninger. Dette kan for eksempel være utvikling over flere år, sammenlikning av ulike behandlingsmåter for hver av avfallstypene eller å sammenlikne dagens løsning med ulike tiltak, slik det ble gjort i kapittel 6.

Underveis i prosjektet ble det bygget opp en modell som vil gjøre det enklere å gjøre analyser i fremtiden, slik at NOAH kan følge utviklingen over tid eller analysere fremtidige scenarier. Den gjør det også mulig å analysere behandlingen av hver avfallstype for seg, og eventuelt sammenlikne med andre behandlingsmåter.

Hvor i verdikjeden oppstår de største miljøbelastningene

Behandling av farlig avfall er en reduksjon i miljøbelastninger i seg selv, fordi man unngår at farlige stoffer havner i naturen og påvirker økosystemer og menneskelig helse. Siden avfallshåndteringen krever transport og prosessering, medfører dette utslipp av blant annet klimagasser. På den måten kan man si at det er nødvendig å øke noen utslipp for å kunne redusere andre ved å unngå miljøskader fra det farlige avfallet som samfunnet har generert.

Resultatene i denne rapporten representerer et «øyeblikksbilde» av potensielle miljøbelastninger som følge av NOAHs virksomhet i 2017. Dette egner seg godt når det skal dannes et totalbilde av alle miljøbelastningene til behandlingen av alle avfallstypene som NOAH mottar. Analysen synliggjør hvilke områder som har størst miljøbelastning, og gir derfor en indikasjon på hvor det vil være mest effektivt å sette i gang tiltak for å redusere miljøbelastningene.

Resultatene fra analysene viste at transport av avfall og råvarer står for hovedandelen av utslippene i NOAHs virksomhet innenfor alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene. Dette viser at tiltak for å effektivisere og forbedre transportarbeidet vil bidra med betydelige reduksjoner.

Utslipp av klimagasser fra NOAHs virksomhet i 2017 i et livsløpsperspektiv ble estimert til å være 113 805 tonn CO₂-ekvivalenter. 101 745 av disse kommer fra transport. De høyeste utslippene kom fra dredger skip, selvlossende bulkskip og trailertransport.

Analysene viste at diffuse utslipp til luft fra deponiet på Langøya er neglisjerbare sammenliknet med de årlige resultatene for hele verdikjeden. Utslippene til vann fra Langøya utgjorde 34 % av miljøbelastningene fra verdikjeden innenfor miljøpåvirkningen human toksisitet, ikke-kreft relatert. Human toksisitet er en relativt ny indikator innenfor LCA, og det er derfor knyttet en del usikkerhet til resultatene. Utslippene er innenfor utslippstillatelsen som er gitt av Miljødirektoratet.

Hvilke miljøindikatorer er viktige?

Det finnes ikke noe fasitsvar på hvilke miljøindikatorer man bør fokusere på, da dette vil være avhengig av verdivalg. Likevel kan resultatene vise hvor i verdikjeden det er høyest miljøbelastninger, gi noen indikasjoner på hva slags type miljøbelastninger som oppstår gjennom verdikjeden og hvilke indikatorer som er mest interessante for ulike typer utslipp. Siden resultatene viser at den viktigste livsløpsfasen er transport av avfall inn til Langøya, kan det være aktuelt å fokusere på indikatorene klimaendringer, partikkelutslipp og bakkenær ozondannelse. Med økt bruk av biodiesel, kan det også være aktuelt å inkludere arealendringer, men her er datagrunnlaget og metodikken foreløpig under utvikling.

Analysene viste også at livsløpsfasen *deponi* er relativt viktig innenfor miljøpåvirkningskategorien *menneskelig helse (ikke kreft relatert)*. Til tross for at utslippene er innenfor utslippskravene fra myndighetene, kan det være nyttig å se nærmere på de utslippene som ga størst utslag for å vurdere alvorlighetsgraden og om det er mulig å redusere dem.

Nytten ved riktig behandling av farlig avfall

Behandling av farlig avfall er en reduksjon i miljøbelastninger i seg selv, fordi man unngår at farlige stoffer havner i naturen og påvirker økosystemer og menneskelig helse. Hensikten er å ta farlige stoffer ut av kretsløpet. I tillegg er det andre positive effekter knyttet til NOAHs behandling av avfall på Langøya.

NOAH bruker flyveaske til å nøytralisere avfallssyre. En alternativ behandlingsløsning hadde vært å tilføre kalk i nøytraliseringsprosessen. Behandlingsteknologien bidrar dermed til å redusere bruk av kalk. NOAH har estimert at mengden flyveaske som ble brukt til å nøytralisere avfallssyre i 2017 tilsvarer uttak av ca. 74 705 tonn kalkstein. De unngåtte utslippene fra uttak av kalk og utslipp fra nøytraliseringsprosessen er på 26 320 tonn CO₂-ekvivalenter i 2017. Dette tilsvarer 23 % av den totale miljøbelastningen fra NOAHs virksomhet i 2017.

NOAH bidrar dessuten til en positiv arealbruksendring ved å konvertere et utilgjengelig areal til et friluftsområde. Dersom transformasjon av det totale arealet på Langøya fordeles over antall år deponiet har vært i drift, vil dette tilsvare 33 800 m² positiv arealbruksendring per år. Denne effekten er ikke inkludert i livsløpsanalysene, da det ikke ble funnet relevante karakteriseringsfaktorer for denne typen arealendringer. Inkludering av dette vil kreve et utvidet litteratursøk og eventuelt metodeutvikling.

Hva er effekten av ulike tiltak knyttet til transport?

Når miljøbelastninger fra transport beregnes i et livsløpsperspektiv, beregnes det totale transportarbeidet, og det tas hensyn til fyllingsgrad på fremkomstmiddelet, samt hvorvidt returtransporten er tom.

Resultatene fra logistikkanalysen viste at etablering av ny terminal for flyveaske i Helsingborg, som reduserer transport på vei og øker båttransport, gir en betydelig reduksjon i klimagassutslipp. Disse resultatene påvirkes i stor grad av forutsetningene knyttet til størrelse på båtene, fyllingsgrader på bil og båt og på fyllingsgrad og grad av utnyttelse av returtransport.

Overgang til fornybare drivstoff som HVO og biogass vil medføre reduksjon av klimagassutslipp. Biogass gir en større utslippsreduksjon per tonnkilometer. Dersom man går over fra diesel til HVO eller biogass på flere strekninger, vil reduksjonen bli enda høyere. Ved overgang fra tradisjonell ferje til hybridferje, vil man få en betydelig reduksjon av utslipp sammenliknet med utslippene fra ferje i 2017.

Overordnet konklusjon

Behandling av farlig avfall medfører reduksjon av miljøpåvirkninger fordi hensikten er å ta uønskede stoffer ut av kretsløpet og å unngå skade på mennesker og økosystemer. Behandlingen krever innsatsfaktorer som transport og energi og gir enkelte utslipp til luft og vann, noe som medfører andre miljøpåvirkninger.

Analysene som presenteres i denne rapporten viser at transport inn til Langøya er den viktigste livsløpsfasen med tanke på miljøbelastninger. Dette viser at tiltak for å redusere transportarbeid og for å effektivisere transport ved hjelp av høye fyllingsgrader og å fylle opp returtransporten vil medføre reduserte miljøpåvirkninger.

8 Referanser

- Europakommisjonens Joint Research Centre (2010): International Reference Life Cycle Data System Handbook (ILCD handbook) - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance.
- Europakommisjonens Joint Research Centre (2011): Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management (2011): A technical guide to Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners.
- FOR-2004-06-01-930. *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)*. (2004).
- Greenport (2017). *A voyage towards a zero-emission ferry fleet*. Nettside:
<http://www.greenport.com/news101/Products-and-Services/a-voyage-towards-a-zero-emission-ferry-fleet>
- Huijbregts MAJ, Steinmann ZJN, Elshout PMF, Stam G, Verones F, Vieira MDM, Hollander A, Zijp M, van Z. R. (2016). *ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level*. Amsterdam, Netherlands.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
<http://www.climatechange2013.org>.
- ISO (2006): *ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. International Standardisation Organisation.
- ISO (2014). *ISO14072:2014 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment*. International Standardisation Organisation.
- Life Cycle Initiative (2015). *Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- Lyng, K.-A. (2014). *Management of waste resources from an environmental perspective. A description of relevant models and existing methodology*. AR 06.15. Østfoldforskning AS.
- Marinelog (2018). *WSF's hybrid electric ferry conversion draws international attention*. Nettside:
https://www.marinelog.com/index.php?option=com_k2&view=item&id=29191:wsfs-hybrid-electric-ferry-conversion-draws-international-attention&Itemid=257.
- Mihaylov, V. (2014). *Comparative life cycle impact assessment of a battery electric and a conventional powertrain for a passenger transport ferryboat: A case study of the entire integrated system for vessel propulsion*. Master thesis developed at Linköping University, Sweden.
- Miljødirektoratet (2018a). *Tema: Farlig avfall*. Nettside:
http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Avfall/Farlig_avfall/.
- Miljødirektoratet (2018b) *Bruk av biodrivstoff fortsetter å øke*.
<http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2018/Mai-2018/Bruk-av-biodrivstoff-fortsetter-a-oke/>.
- NGI (2016). *NOAH Langøya – Air Monitoring. Air concentrations of PAH, PCB, BFR and pesticides, July 2016*. Doc.No. 20160429-01-R Rev.NO. 0 / 2017-01-06

Skogesal, O., Sørensen, G. A., & Dvali, K. (2016). *Framtidige mengder uorganisk farlig avfall. Mepex Consult AS i samarbeid med Profu AB på oppdrag fra Miljødirektoratet.*

SSB (2018). Utslipp til luft av miljøgifter og svevestøv.
<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/milgiftn>.

Vedlegg 1

Utslipp til vann fra renseanlegget oppgitt av NOAH og grenseverdier fra Miljødirektoratet

Parameter	Mengde 2017	Grenseverdi	Enhet
Arsen	1,1	15	Kg
Barium	680		Kg
Bezo(a)pyren	0,0014		g
Kadmium	1,5		Kg
Cyanid, total	7,8		Kg
Kobber	1,5		Kg
Dioksiner og furaner	0,0027		g
Ekstraherbart bundet klor	0,19		Kg
Jern	17,9		Kg
Fenol(er)	0,9		Kg
Kvikksølv	0,016	0,4	Kg
Kobolt	2		Kg
Mangan	31		Kg
Molybden	353		tonn
Nitrogen, total	33	73 000	Kg
Nikkel	3,3	25	Kg
Bly	1,2	15	g
Polyklorerte bifenyler	1,4		Kg
Antimon	43		Kg
Tinn	0,8		Kg
Tributyltinn og trifenyltinnforbindelser	2,3		g
Tallium	0,09		Kg
Triklorbenzen	0,19		g
Vanadium	2,6		Kg
Vannmengde	378749		m ³
Sink	3,6		Kg
Krom	0,53	15	Kg
PFOS og relaterte forbindelser	2	0,05	kg
Benzo(g,h,i)perylene	0,0003		Kg
Naftalen	0,027		Kg
PFOA og releaterte forbindelser	0,0001	0,015	Kg
Acenaftalen	0,0014		Kg
Acenaften	0,036		Kg
Fluoren	0,0014		Kg
Fenantren	0,019		Kg
Antracen	0,0014		Kg
Fluoranten	0,0014		Kg
Pyren	0,0014		Kg

Benzo(a) antracen	0,0014	Kg
krysen	0,0014	Kg
Benzo(b) fluoranten	0,0014	Kg
Benzo (k) fluoranten	0,0014	Kg
Indeno (1,2,3cd)pyren	0,0003	Kg
Dibenz (a,h) antracen	0,0014	Kg

Vedlegg 2

Endringer i verdier for modifiserte prosesser fra utslippsdatabasen EcolInvent.

	Selvlossende Bulkskip, 13 liter/nmil.	Selvlossende Bulkskip, 21 liter/nmil.	Selvlossende Bulkskip, 27 l/nmil.	EcolInvent	Tankskip	EcolInvent
Fyllingsgrad [%]	90 %	90 %	90 %	65 %	100 %	50 %
Dødvekttonn [tonn]	2 000	3 500	4 500	50 000	2 000	143 000
Drivstofforbruk [kg/tonnkilometer]	0,0033	0,0031	0,0031	0,0025	0,0030	0,0013
kg CO ₂ -ekvivalententer /tonnkilometer	0,015	0,014	0,014	0,011	0,012	0,006

	Taubåt og lekter	EcolInvent	Dredger skip	EcolInvent
Fyllingsgrad [%]	50 %	71 %	100 %	65 %
Dødvekttonn [tonn]	2 000	1 000	14 500	50 000
Drivstofforbruk [kg/tonnkilometer]	0,0060	0,0093	0,0009	0,0025
kg CO ₂ -ekvivalententer /tonnkilometer	0,028	0,048	0,005	0,011

Vedlegg 3

Ecolinventprosess som er brukt for å modulere batteriet i hybridferjen:
Battery, NiMH, rechargeable, prismatic {GLO}| market for | Cut-off, U

	Verdi	Enhet
Output		
Battery, NiMH, rechargeable, prismatic {GLO} production Cut-off, U	1	kg
Input		
Electrode, negative, Ni {GLO} market for Cut-off, U	0,242562	kg
Electrode, positive, LaNi5 {GLO} market for Cut-off, U	0,235537	kg
Potassium hydroxide {RER} production Cut-off, U	0,041297	kg
Lithium hydroxide {GLO} production Cut-off, U	0,001627	kg
Water, ultrapure {GLO} market for Cut-off, U	0,036364	kg
Synthetic rubber {RER} production Cut-off, U	0,041322	kg
Nickel, 99.5% {GLO} market for Cut-off, U	0,065083	kg
Aluminium alloy, AlMg3 {RER} production Cut-off, U	0,137397	kg
Injection moulding {RER} processing Cut-off, U	0,008006	kg
Glass fibre reinforced plastic, polyamide, injection moulded {RER} production Cut-off, U	0,103306	kg
Chromium steel fasteners - frame battery pack	0,012991	kg
Aluminium for battery pack	0,067149	kg
Electricity, medium voltage {ENTSO-E} market group for Cut-off, U	0,544	kWh

Electrode, negative, Ni {GLO}| market for | Cut-off, U

	Verdi	Enhet
Output		
Electrode, negative, Ni {GLO} production Cut-off, U	1	kg
Input		
Nickel, 99.5% {GLO} smelting and refining of nickel ore Cut-off, U	0,786521	kg
Zinc {GLO} market for Cut-off, U	0,03	kg
Cobalt {GLO} production Cut-off, U	0,020763	kg
Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW Cut-off, U	0,44	MJ
Polyurethane, flexible foam {RER} production Cut-off, U	0,0047552	kg
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER} chlor-alkali electrolysis, membrane cell Cut-off, U	0,140503	kg
Transport, freight train {Europe without Switzerland} market for Cut-off, U	0,56621	tkm
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	0,24952	tkm
Electricity, medium voltage {ENTSO-E} market group for Cut-off, U	0,66	kWh

Electrode, positive, LaNi5 {GLO}| market for | Cut-off, U

	Verdi	Enhet
Output		
Electrode, positive, LaNi5 {GLO} production Cut-off, U	1	kg
Input		
Electricity, medium voltage {ENTSO-E} market group for Cut-off, U	0,00506	kWh
Hydrogen, liquid {RER} hydrogen cracking, APME Cut-off, U	0,7047	kg
Mischmetal {GLO} market for Cut-off, U	1,376838	kg
Nickel, 99.5% {GLO} smelting and refining of nickel ore Cut-off, U	0,710863	MJ
Tetrafluoroethylene {GLO} market for Cut-off, U	0,03	kg
Transport, freight train {Europe without Switzerland} market for Cut-off, U	0,63482	tkm
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 Cut-off, U	0,170447	tkm
Utslipp		
Heat, waste	0,018207	kg

	Verdi	Enhet
Output		
Chromium steel fasteners - frame battery pack	1	kg
Input		
Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {RER} production Cut-off, U	1	kg
Metal working, average for chromium steel product manufacturing {RER} processing Cut-off, U	1	kg

	Verdi	Enhet
Output		
Aluminium for battery pack	1	kg
Input		
Aluminium fluoride {RER} production Cut-off, U	1	kg
Metal working, average for aluminium product manufacturing {RER} processing Cut-off, U	1	kg



Gamle Beddingvei 2B
N-1671 Kråkerøy
Telephone: +47 69 35 11 00
Fax: +47 69 34 24 94
firmapost@ostfoldforskning.no
www.ostfoldforskning.no

