

Bruk av  
livsløpsvurderinger (LCA)  
for vurdering av alternative  
deponilokaliseringer  
i Trondheimsregionen

Hanne Lerche Raadal,  
Lars von Krogh,  
Ole Jørgen Hanssen,  
Cecilia Askham Nyland

OR 14.02  
Fredrikstad oktober 2002  
ISBN 82-7520-457-7

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b><u>SAMMENDRAG</u></b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b><u>BAKGRUNN FOR STUDIEN</u></b> .....	<b>7</b>
<b>3</b>	<b><u>MÅL</u></b> .....	<b>7</b>
<b>4</b>	<b><u>METODIKK</u></b> .....	<b>8</b>
4.1	<u>KORT INTRODUKSJON AV LCA - METODIKKEN</u> .....	8
4.2	<u>KORT INTRODUKSJON AV METODIKK FOR INTERESSENTANALYSE OG KVANTIFISERING AV LOKALE PÅVIRKNINGER</u> .....	9
<b>5</b>	<b><u>BESKRIVELSE AV LOKALISERINGSALTERNATIVENE</u></b> .....	<b>10</b>
5.1	<u>SYSTEMBESKRIVELSE OG FUNKSJONELL ENHET</u> .....	11
5.1.1	<u>System for vurdering av deponilokalisering ('Deponi-LCA')</u> .....	12
5.1.2	<u>System for vurdering av sorteringslokalisering ('Sorterings-LCA')</u> .....	13
<b>6</b>	<b><u>DATAGRUNNLAG OG FORUTSETNINGER</u></b> .....	<b>14</b>
6.1	<u>DEPONILOKALISERING</u> .....	14
6.2	<u>SORTERINGSLOKALISERING</u> .....	15
6.3	<u>BESKRIVELSE AV DE ULIKE ALTERNATIVENE</u> .....	16
<b>7</b>	<b><u>MILJØPÅVIRKNINGER - RESULTATER</u></b> .....	<b>18</b>
7.1	<u>FORBRUK AV ENERGI</u> .....	19
7.2	<u>FORSURING</u> .....	22
7.3	<u>EUTROFIERING</u> .....	23
7.4	<u>DRIVHUSEFFEKT</u> .....	24
7.5	<u>BAKKENÆR OSONDANNELSE (POCP)</u> .....	26
7.6	<u>HUMAN TOKSISITET</u> .....	27
7.7	<u>KONKLUSJONER MILJØPÅVIRKNINGER</u> .....	28
<b>8</b>	<b><u>VEKTING</u></b> .....	<b>30</b>
8.1	<u>KONKLUSJON VEKTING</u> .....	32
<b>9</b>	<b><u>FØLSOMHETSVURDERINGER</u></b> .....	<b>32</b>
9.1	<u>SYNERGIEFFEKT MED PUKKVERKSDRIFT PÅ LIA OG FOSSBERGA</u> .....	32
9.2	<u>REDUSERT BUNNASKEMENGDE TIL DEPONI</u> .....	33
9.3	<u>KONKLUSJON FØLSOMHETSVURDERINGER</u> .....	34
<b>10</b>	<b><u>INTERESSENTANALYSE – RESULTATER</u></b> .....	<b>35</b>
10.1	<u>PRIORITERING AV VIKTIGE ASPEKTER</u> .....	35
10.2	<u>VIKTIGE ASPEKTER FOR ULIKE GRUPPER INTERESSENER</u> .....	36
10.3	<u>ANTALL BERØRTE PERSONER</u> .....	37
10.3.1	<u>Lukt</u> .....	37
10.3.2	<u>Støy</u> .....	39
10.3.3	<u>Estetikk / landskapsbilde</u> .....	40
10.4	<u>KONKLUSJONER FRA INTERESSENTANALYSEN</u> .....	41
<b>11</b>	<b><u>HOVEDKONKLUSJONER</u></b> .....	<b>42</b>
<b>12</b>	<b><u>REFERANSER</u></b> .....	<b>44</b>
<b>13</b>	<b><u>VEDLEGG</u></b> .....	<b>45</b>

## RAPPORTFORSIDE

<b>Rapportnr:</b> OR 14.02	<b>ISBN nr:</b> 82-7520-457-7 <b>ISSN nr:</b> 0803-6659	<b>Rapporttype:</b> Oppdragsrapport
<b>Rapporttittel:</b> Bruk av livsløpsvurdering (LCA) for vurdering av alternative deponilokaliseringer i Trondheimsregionen.		<b>Forfatter(e):</b> Hanne Lerche Raadal, Lars von Krogh, Ole Jørgen Hanssen, Cecilia Askham Nyland
<b>Prosjektnummer:</b> 222940	<b>Prosjekttittel:</b> Bruk av livsløpsvurdering (LCA) for vurdering av alternative deponilokaliseringer i Trondheimsregionen.	
<b>Oppdragsgiver(e):</b>	Trondheim kommune, Miljøavdelingen	
<b>Oppdragsgivers referanse:</b>	Knut Jørgen Bakkejord	
<b>Sammendrag:</b> Trondheim kommune skal velge lokalisering for nytt avfallsdeponi for Trondheimsregionen. Denne studien er gjennomført for å gi Trondheim kommune et best mulig underlag for valg mellom de tre alternative deponilokaliseringene Fossberga, Lia og Hegstadmoen, og skal være et supplement til konsekvensanalysen.  For alle de analyserte miljøpåvirkningene gir dagens deponi og sorteringsanlegg på <u>Hegstadmoen</u> (0a) best resultat, mens deponi og sorteringsanlegg på Fossberga (2a) gir dårligst resultat.  For miljøpåvirkningene forbruk av energi, forsuring og eutrofiering er 0a-alternativet <i>vesentlig</i> bedre enn de andre alternativene, mens det for miljøpåvirkningene drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet er relativt små forskjeller mellom alternativene.  Studien har kommet frem til følgende rangering av de ulike lokaliseringalternativene: 1. Hegstadmoen (dagens deponi og sorteringsanlegg) 2. Lia (med og uten sorteringsanlegg) 3. Fossberga (med sorteringsanlegg på Hegstadmoen) 4. Hegstadmoen/Meldal (med sorteringsanlegg på Hegstadmoen) 5. Fossberga (deponi og sorteringsanlegg)  Interessentanalysen indikerer at følgende aspekter er de <u>viktigste</u> knyttet til lokalisering av deponi: sigevann, støy, lukt, forsøpling, hygiene og estetikk. Resultatene fra interessentanalysen må vurderes i lys av at dette har vært et pilotprosjekt der datagrunnlaget var begrenset.		
<b>Emneord:</b> <ul style="list-style-type: none"><li>• Deponi</li><li>• Miljøvurdering</li><li>• LCA</li></ul>	<b>Tilgjengelighet:</b> <b>Denne side:</b> Åpen <b>Denne rapport:</b> Åpen	<b>Antall sider</b> <b>inkl. bilag:</b> 50
<b>Godkjent dato:</b> 29.10.02		
<b>Prosjektleder</b>	<b>Instituttleder</b>	
<b>Ole Jørgen Hanssen</b> (sign)	<b>Mie Vold</b> (sign)	

# 1 Sammendrag

Trondheim kommune skal bestemme seg for lokalisering av nytt avfallsdeponi for Trondheimsregionen. For å kunne ta best mulige beslutninger, er det derfor et ønske å få belyst avfallssystemet tilknyttet deponi gjennom et mest mulig helhetlig perspektiv. Trondheim kommune har derfor ønsket å benytte livsløpsvurderinger (LCA) for vurdering av de ulike lokaliseringstiløpningene.

Formålet med studien er å gi Trondheim kommune et best mulig underlag for valg mellom de tre alternative deponilokaliseringene Fossberga, Lia og Hegstadmoen, utifra et helhetlig perspektiv med fokus på miljø- og ressurseffektivitet. Dette innebærer bruk av livsløpsmetodikk, andre metodiske analyser og følsomhetsanalyser. Studien skal være et supplement til konsekvensanalysen.

Studien er gjennomført med bruk av livsløpsvurderinger (LCA) basert på ISO-standardene 14040-42 og interessentanalyse basert på ISO standarden 14031.

Studien har vurdert 3 hovedalternativer for lokalisering av deponi og sorteringsanlegg for tidsperioden 2007 – 2036: Hegstadmoen (eksisterende lokalitet), Lia og Fossberga. I tillegg er det gjort en vurdering av effekten ved at sorteringsanlegget blir værende på Hegstadmoen til tross for at deponiet flyttes.

For vurdering av deponilokalisering på Hegstadmoen forutsettes 2 alternativer:

- 0a: at Hegstadmoen kan benyttes som deponi i hele den vurderte perioden, og
- 0b: at deponiet på Hegstadmoen blir fullt etter at ca 1/4 av tidsperioden er gått (2007-2015). For den resterende perioden (2015–2036), vurderes å bruke eksisterende deponi utenfor regionen (eksempel Meldal) som deponilokalitet (sorteringsanlegget forutsettes å ligge på Hegstadmoen i hele perioden).

Med bakgrunn i ovenstående, tar studien for seg følgende 6 lokaliseringalternativer:

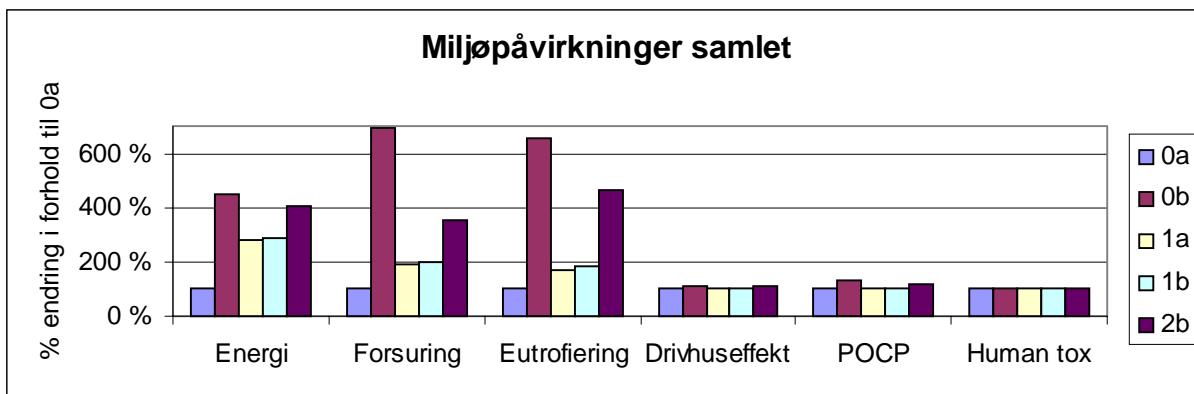
Alternativ	Beskrivelse
0a:	Deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
0b:	Deponi på Hegstadmoen/Meldal og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
1a:	Deponi og sorteringsanlegg på Lia
1b:	Deponi på Lia og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
2a:	Deponi og sorteringsanlegg på Fossberga
2b:	Deponi på Fossberga og sorteringsanlegg på Hegstadmoen

## **Konklusjoner**

For alle de analyserte miljøpåvirkningene gir deponi og sorteringsanlegg på **Hegstadmoen** (0a) best resultat, mens deponi og sorteringsanlegg på Fossberga (2a) gir dårligst resultat.

For miljøpåvirkningene forbruk av energi, forsurening og eutrofiering er 0a-alternativet *vesentlig* bedre enn de andre alternativene, mens det for miljøpåvirkningene drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet er relativt små forskjeller mellom alternativene.

I figuren under vises resultatene for de ulike lokaliseringalternativene i henhold til hvor mye mer miljøbelastende de er i forhold til beste alternativ (deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen, 0a). Det presiseres at alternativ 2a (Fossberga med sorteringsanlegg) er utelatt fra figuren fordi analysen av sorteringsanlegglokalisering viste at dette alternativet kom desidert dårligst ut.



**Figur 1.1:** Presentasjon av de analyserte miljøpåvirkningskategoriene for de ulike alternativene, vist som prosent i forhold til alternativ 0a.

Med bakgrunn i dette har studien kommet frem til følgende rangering av de ulike lokaliseringalternativene:

1. Hegstadmoen (dagens deponi og sorteringsanlegg = 0a)
2. Lia (1a og 1b)
3. Fossberga (kun deponi = 2b)
4. Hegstadmoen/Meldal (med sorteringsanlegg på Hegstadmoen = 0b)
5. Fossberga (deponi og sorteringsanlegg = 2a)

Det er urealistisk at Hegstadmoen kan benyttes i hele perioden, fordi deponiet vil bli fullt. Lia fremstår som det nest beste alternativet.

For miljøpåvirkningskategoriene *energiforbruk, forsurening og eutrofiering*, er transportbelastningene avgjørende for totalresultatet. Dette medfører at de lokaliseringalternativene med de korteste transportavstandene får best miljøprofil.

For miljøpåvirkningskategoriene *drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet* er det utslipp fra deponi som er avgjørende for de totale miljøbelastningene, og derfor har de ulike lokaliseringalternativene relativt lik miljøbelastning. De små forskjellene som oppstår mellom alternativene kommer av ulike transportavstander.

Det er gjennomført overslagsmessige vektingsanalyser som viser at utslipp fra deponi slår ut som viktigere enn utslipp fra transport. Dette betyr at det viktigste ved valg av

deponilokalitet, er hvordan mulighetene er for tilrettelegging av kontrollert sigevannssoppsamling og sigevannrensing.

Utnyttelse av returtransport ved samlokalisering med pukkverk, medfører forbedringspotensialer for alternativene Lia og Fossberga på 15-25%, men forbedringen påvirker ikke rangeringen mellom alternativene, slik at 0a-alternativet fremdeles gir best resultat.

Dersom bunnaskemengdene til deponi utgår slik at deponiet på Hegstadmoen varer lengre, vil 0b-alternativet bedres betraktelig, først og fremst på grunn av redusert transportbelastning, men også på grunn av økt utnyttelse av deponigass. Dette medfører at 0b-alternativet vil gi bedre resultat enn Lia-alternativene vedrørende

Interessentanalysen indikerer at følgende aspekter er de viktigste knyttet til lokalisering av deponi: sigevann, støy, lukt, forsøpling, hygiene og estetikk.

Aspekter som har lav prioritet er: eiendomsverdi, etterbruk, trekkveier for vilt, støv, friluftsliv, trafikksikkerhet og biologisk mangfold.

Med utgangspunkt i de mest prioriterte aspektene, er det tallfestet hvor mange personekvivalenter (PE) som berøres av lukt, støy og estetikk innenfor definerte influensområder på Hegstadmoen, Lia og Fossberga. Resultatene er oppsummert under.

<b>Aspekt</b>	<b>Best</b>	<b>Dårligst</b>
<b>Lukt</b>	Lia/Fossberga	Hegstadmoen
<b>Støy</b>	Tilnærmet likt	
<b>Estetikk</b>	Hegstadmoen	Lia/Fossberga

Luktulemper innenfor anbefalte influensområde berører flest mennesker på Hegstadmoen, mens Fossberga og Lia kommer relativt likt ut. Forskjellene er relativt store.

Støyulemper over anbefalte grenseverdier berører tilnærmet like mange personekvivalenter i de ulike alternativene. Flest beboere blir berørt rundt Fossberga.

Estetiske ulemper ved nærinnsyn berører flest mennesker på Lia og Fossberga, mens Hegstadmoen kommer best ut.

Resultatene fra interessentanalysen må vurderes i lys av at dette var et pilotprosjekt der datagrunnlaget var begrenset. Vi tror likevel at interessentanalysen gir et rimelig godt bilde på hva ulike interessenter prioriterer i sin vurdering av miljøpåvirkninger ved deponier. Tallmaterialet knyttet til eksponering for de uvalgte miljøpåvirkningene som ble analysert burde imidlertid vært langt bedre. Evalueringen av de ulike alternativene i forhold til prioriterte lokale påvirkninger er derfor beheftet med usikkerhet.

## 2 Bakgrunn for studien

Trondheim kommune skal bestemme seg for lokalisering av nytt avfallsdeponi for Trondheimsregionen, og den beslutning som tas vil få betydning i lang tid fremover. For å kunne ta best mulige beslutninger, er det derfor et ønske å få belyst avfallssystemet tilknyttet deponi gjennom et mest mulig helhetlig perspektiv. Trondheim kommune har derfor ønsket å benytte livsløpsvurderinger (LCA) for vurdering av de ulike lokaliseringssløsningene, som et supplement til den lovpålagte konsekvensutredningen (KU) som gjennomføres.

Stiftelsen Østfoldforskning (STØ) har lang erfaring med bruk av livsløpsvurderinger (LCA) for produkter og systemer, og har i de siste årene opparbeidet seg bred erfaring med slike analyser også på avfallsområdet, gjennom studier i bl.a. Drammensregionen og Mjøsregionen. Disse studiene har vist at transport har liten betydning for det totale miljøregnskapet for gjenvinningsystemer i forhold til nytten ved gjenvinning. Derimot har den andelen av avfallet som går til tradisjonell restavfallshåndtering på deponi en vesentlig innflytelse på det totale miljøregnskapet.

## 3 Mål

Formålet med studien er å gi Trondheim kommune et best mulig underlag for valg mellom de tre alternative deponilokaliseringene Fossberga, Lia og Hegstadmoen, utifra et helhetlig perspektiv med fokus på miljø- og ressurseffektivitet. Dette innebærer bruk av livsløpsmetodikk, andre metodiske analyser og følsomhetsanalyser. Studien skal være et supplement til konsekvensanalysen.

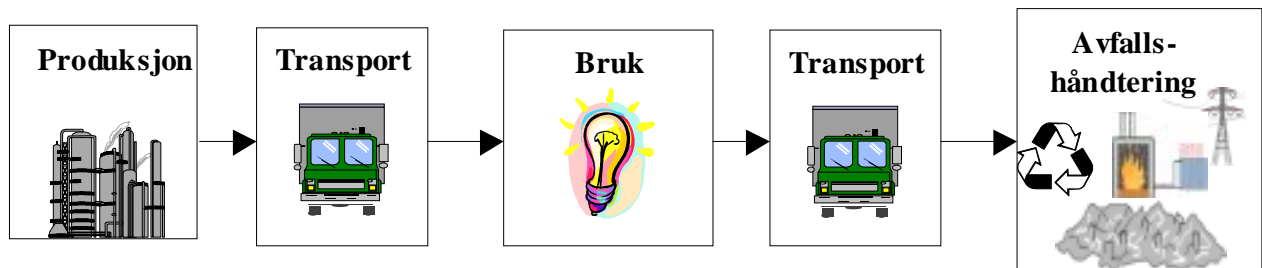
## 4 Metodikk

Studien er gjennomført med bruk av livsløpsvurderinger (LCA) basert på ISO-standardene 14040-42. LCA-metodikken er en helhetlig metodikk basert på systemanalyse, og som i dette forslaget fokuserer på både globale og lokale forhold. LCA-metodikken har tradisjonelt hatt begrensinger i vurderingen av lokale forhold. I disse tilfellene vil det bli supplert med interessentanalyse (basert på ISO standarden 14031), som er en metode som kan benyttes til å evaluere miljøprestasjoner for ulike virksomheter.

### 4.1 Kort introduksjon av LCA - metodikken

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet. Den tar utgangspunkt i et produktsystem, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet gjennom hele produktets livsløp, fra 'vugge til grav'.

Livsløpsmodellen omfatter alle de prosesser og aktiviteter som inngår i et produktsystem, som til sammen bidrar til å oppfylle funksjonen eller funksjonene som produktsystemet skal oppfylle. En prinsippskisse for en livsløpsmodell for et eksempel på et produktsystem er vist i figuren under.



**Figur 4.1: Eksempel på livsløpsmodell for et produktsystem**

Følgende tre sentrale poeng ved en livsløpsvurdering er:

- *Man ser på hele det tekniske systemet som skal til for å frembringe, bruke og avhende produktet (systemanalyse) og ikke bare på produktet som sådan*
- *Man ser på hele materialsyklusen langs produktets verdikjede og ikke bare på en enkel operasjon eller bearbeidingsprosess for et produkt (f.eks. råstoffraffinering).*
- *Man ser på et antall relevante miljø- og helsepåvirkninger for hele systemet og ikke bare på en enkelt miljøfaktor (f.eks. utslipp av løsemidler eller støv).*

Dette gir en mer helhetlig oversikt over helse-, miljø- og ressursproblemene enn det som hittil har vært mest vanlig, der fokus har vært på enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser.



Alle miljøpåvirkningskategoriene beregnes i forhold til en definert *funksjonell enhet*, som er den enhet som angir et produkts ytelse i forhold til en bestemt brukers krav. I figur 4.2 kan eksempel på funksjonell enhet for produktsystemet være følgende: ”Belysning av et 20 m<sup>2</sup> stort rom i 1 år”.

#### **4.2 Kort introduksjon av metodikk for interessentanalyse og kvantifisering av lokale påvirkninger**

Som en del av tilleggsstudien er det gjennomført et pilotprosjekt der en interessentanalyse blant lokale interessenter til avfallsdeponiet og en kvantifisering av påvirkninger knyttet til lokale forhold, er integrert med livssyklusvurderingen av deponialternativene. Metodikken tar utgangspunkt i ISO-standard 14031 for Måling av miljøprestasjoner (Environmental Performance Evaluation).

Interessentanalysen ble gjennomført som en kombinasjon av fokusgruppe og intervjuer med sentrale representanter for lokale interesser. Til sammen 10 organisasjoner ble invitert til fokusgruppemøtet, hvorav 5 deltok på møtet. I tillegg er det gjennomført intervjuer med til sammen 8 representanter for naboer, myndigheter, organisasjoner og eiendomsmeglere. I begge tilnærmingene ble deltagerne først bedt om å presentere hvilke miljø- og helsepåvirkninger de anså som relevante for å vurdere avfallsdeponier. I neste omgang ble de bedt om å prioritere de fem viktigste, og til slutt rangere disse fra 1 til 5. I og med at interessentanalysen ble gjennomført med begrensede ressurser, vil analysen i første rekke gi en pekepinn på hva ulike grupper anser som viktige lokale påvirkninger. Materialet er imidlertid relativt homogent, og det viste seg å være stor overensstemmelse i hva som ble valgt ut som de 5 viktigste miljø- og helsepåvirkningene (se kapittel 10).

Som et supplement til interessentanalysen ble det gjort forsøk på å kvantifisere de lokale påvirkningene knyttet til et utvalg av de prioriterte miljø- og helsepåvirkningene. Dette ble gjort ved at det for hver påvirkning og hvert alternativ ble tegnet inn soner som anga det geografiske omfang av påvirkninger som lå utenfor gjeldende normer/forskrifter (der dette fantes) eller der inngrepet var synlig i terrenget over et større område. Utgangspunktet for dette arbeidet var konsekvensanalysen som ble gjennomført parallelt. Dette ble så forsøkt koblet med data knyttet til hvor mange personer som i løpet av en gjennomsnittsuke ble utsatt for påvirkninger innenfor de avgrensede områdene. Det viste seg vanskelig å få tak i godt kvalitetssikrede data for antall personer som ble eksponert for de ulike påvirkningene i hvert deponialternativ. Slike data ble forutsatt levert fra konsekvensanalysen så langt mulig, og det ble ikke gjennomført egne kartlegginger som ledd i dette pilotprosjektet. En rangering av de ulike alternativene ut fra eksponering for lokale miljø- og helsepåvirkninger er derfor beheftet med usikkerhet, og må tolkes med forsiktighet.

## 5 Beskrivelse av lokaliseringalternativene

Studien har vurdert ulike lokaliseringmuligheter med tilhørende transportaktiviteter for både deponi og sorteringsanlegg for tidsperioden 2007 - 2036. Med sorteringsanlegg menes dagens sorteringshall, i tillegg til den avfallssortering som foregår utomhus på 'sorteringsplaten' ved deponiet (begge aktiviteter foregår i dag på Hegstadmoen).

Det er i utgangspunktet 3 hovedalternativer for lokalisering av deponi og sorteringsanlegg: Hegstadmoen (eksisterende lokalitet), Lia og Fossberga. Videre er det gjort en vurdering av effekten ved at sorteringsanlegget blir værende på Hegstadmoen til tross for at deponiet flyttes.

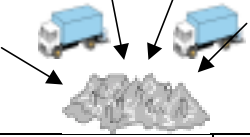
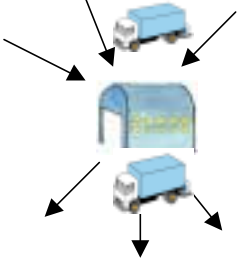
For vurderingen av deponilokalisering på Hegstadmoen forutsettes 2 alternativer:

- 0a: at Hegstadmoen kan benyttes som deponi i hele den vurderte perioden, og
- 0b: at deponiet på Hegstadmoen blir fullt etter at ca 1/4 av tidsperioden er gått (2007-2015). For den resterende perioden (2015–2036), vurderes å bruke eksisterende deponi utenfor regionen (eksempel Meldal) som deponilokalitet (sorteringsanlegget forutsettes å ligge på Hegstadmoen i hele perioden).

Med bakgrunn i ovenstående, blir følgende 6 lokaliseringalternativer vurdert:

Alternativ	Beskrivelse
0a:	Deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
0b:	Deponi på Hegstadmoen/Meldal og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
1a:	Deponi og sorteringsanlegg på Lia
1b:	Deponi på Lia og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
2a:	Deponi og sorteringsanlegg på Fossberga
2b:	Deponi på Fossberga og sorteringsanlegg på Hegstadmoen

De 6 ulike lokaliseringalternativene er oppsummert i tabell 5.1 nedenfor.

Anlegg	Alternativ 0a	Alternativ 0b	Alternativ 1a	Alternativ 1b	Alternativ 2a	Alternativ 2b
						
<b>Deponi</b>	Hegstadmoen	Hegstadmoen (2007-2015), f. eks. Meldal (2015-2037)	Lia	Lia	Fossberga	Fossberga
						
<b>Sorteringsanlegg</b>	Hegstadmoen	Hegstadmoen	Lia	Hegstadmoen	Fossberga	Hegstadmoen

**Tabell 5.1:** Beskrivelse av de 6 ulike lokaliseringalternativene for deponi og sorteringsanlegg.

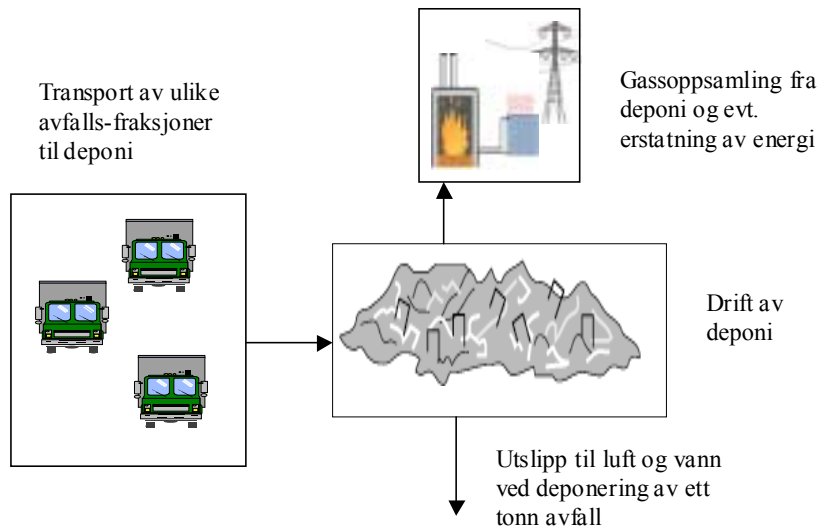
### 5.1 Systembeskrivelse og funksjonell enhet

Analysene er gjennomført som separate livsløpsvurderinger for de to systemene (deponi og sorteringsanlegg). Dette er gjort av praktiske hensyn, og konklusjonene fra analysene vil følgelig bli diskutert ut i fra en totalvurdering.

Med bakgrunn i dagens mengde og sammensetning av avfallet som enten deponeres eller sorteres, er det definert en bestemt sammensetning av avfallet som forutsettes transportert til henholdsvis deponi og sortering. Denne sammensetningen skal søke å gjenspeile en gjennomsnittlig sammensetning av avfallet for den aktuelle tidsperioden (2007-2036) som vurderes, og miljøpåvirkningene blir beregnet per tonn avfall som henholdsvis deponeres eller sorteres.

### 5.1.1 System for vurdering av deponilokalisering ('Deponi-LCA')

Figur 5.1 viser flytskjema for deponisystemet slik det er analysert.



**Figur 5.1:** Flytskjema for vurdering av deponisystemet

**Funksjonell enhet:** ett tonn avfall transportert til deponi og deponert.

Følgende aktiviteter inngår i systemet for vurdering av deponilokalisering:

- Transport av de ulike avfallsfraksjoner til deponi (inkluderer returtransport dersom denne ikke utnyttes).
- Utslipp ved deponering av de ulike avfallsfraksjoner.
- Gassoppsamling fra deponiet og eventuell utnyttelse av energien (og dermed erstatning av alternativ energi).
- Drift av deponiet.

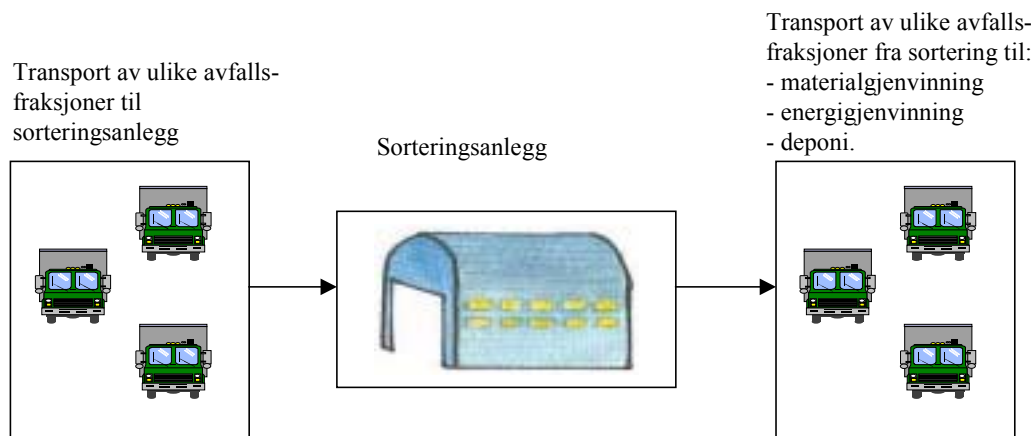
For alle aktiviteter beregnes utslipp til luft og vann, samt totalt energiforbruk.

I utgangspunktet ble fremstilling og bruk (energiforbruk) av driftsbygg i forbindelse med deponiet inkludert i analysen. Resultatene viste at dette utgjorde ca 0,00015 % av de totale massene i systemet eller 0,00007 % av total drivhuseffekt fra systemet. Dette vurderes som en neglisjerbar andel av det totale systemet og er derfor utelatt fra analysene. Med bakgrunn i dette antas at miljøpåvirkninger fra aktiviteten som omfatter avslutning av deponiet også kan utelates fra systemet.

For nærmere beskrivelse av systemgrenser, datagrunnlag og forutsetninger vises til kapittel 6.

### 5.1.2 System for vurdering av sorteringslokalisering ('Sorterings-LCA')

Figur 5.2 viser flytskjema for sorteringsystemet slik det er analysert.



**Figur 5.2:** Flytskjema for livsløpsvurdering av sorteringsanlegget

**Funksjonell enhet:** ett tonn avfall transportert til sortering og videre til behandling.

Følgende aktiviteter inngår i systemet for vurdering av sorteringslokalisering:

- Transport av de ulike avfallsfraksjoner til sortering (inkluderer returtransport dersom denne ikke utnyttes).
- Transport av de ulike avfallsfraksjoner fra sortering og videre til:
  - materialgjenvinning.
  - energigjenvinning.
  - deponi.

For alle transportaktivitetene beregnes utslipp til luft og vann, samt totalt energiforbruk.


For nærmere beskrivelse av datagrunnlag og forutsetninger vises til kapittel 6.

## 6 Datagrunnlag og forutsetninger

### 6.1 Deponilokalisering

Med bakgrunn i data fra Trondheim kommune og Scandiaconsult (Rapport Hegstadmoen 2000, diverse diskusjon m. m), er det kommet frem til en gjennomsnittlige sammensetning av avfallet som deponeres i den aktuelle tidsperioden (2007-2036), som vist i figur 6.1 under:

	tonn/år	%
Slagg transportert til deponi	17 499	
Slagg deponert	9 047	52 %
Rest fra sortering	2 509	14 %
Rest Peterson Ranheim	1 864	11 %
Usortert produksjonsavfall	1 446	8 %
Rest gjenbruksstasjoner	1 304	7 %
Silgods	595	3 %
Bunnaske Energos	483	3 %
Impregnert trevirke	155	1 %
<b>SUM</b>	<b>17 403</b>	<b>100 %</b>



**Figur 6.1:** Gjennomsnittlig sammensetning av avfallet som forutsettes å bli deponert i perioden 2007 – 2036.

Sammensetningen viser at bunnasken fra Heimdal Varmesentral (HVS) utgjør 52% av total mengde som deponeres.

#### Forutsetninger for sammensetning av det deponerte avfallet:

- Total bunnaskemengde fra Heimdal Varmesentral (HVS) gjenspeiler mengden for år 2000. Mengde som deponeres er redusert i forhold til at total mengde bunnaske inneholder ca. 45 % vann (ref. SCC-rapport 600120A). Dette vannet fordamper/renner av før bunnasken deponeres og ekskluderes derfor fra deponert mengde. Vannmengden inkluderes i transporten fra HVS til deponiet.
- Metall som materialgjenvinnes etter bunnaskesortering (6% av total bunnaskemengde ekskl vann) ekskluderes både fra total bunnaskemengde som deponeres og fra transport av bunnaske til deponi (transport av dette blir belastet metallet).
- Mengde produksjonsavfall er fordelt på spesifikke avfallsfraksjoner iht. Veritas Miljøplan (Estensen et.al, 1991). Med bakgrunn i at det forutsettes strengere sorteringskrav i fremtiden, antas mengde usortert produksjonsavfall som ble levert til deponi i 2000 redusert med 70%. I tillegg er brennbar andel ekskludert da den antas levert til HVS i fremtiden.

For nærmere karakterisering av avfallet som deponeres vises til vedlegg 1.

#### Forutsetninger for utslippsdata fra deponi:

Data for utslipp fra deponi er basert på litteraturdata tilknyttet de ulike spesifikke avfallsfraksjoner. For alle fraksjonene, bortsett fra for bunnaske, er utslippsdata hentet fra Econ 85/00 og SFT 96:16, og det benyttes totalt potensial for utslipp, begrenset oppad til 100 år. For utslipp fra bunnaske fra HVS eksisterer det lite data for norske

forhold og det er derfor valgt å bruke en tysk referanse (McDougall et al. 2001) som viser utlagningsdata fra bunnaske fra et kommunalt avfallsforbrenningsanlegg over 30 år.

Det forutsettes gassoppsamling ved alle deponilokalitetene. Hegstadmoen har dette per i dag, og for nye deponilokaliteter vil det være et krav. Det forutsettes 25% gassoppsamling for alle lokalitetene (ref. Econ 85/00).

Sigevannsutslipp beregnes likt for alle lokalitetene og synliggjør potensielle utslippsmengder før eventuell rensing av sigevann. Dette gjør at man kan vurdere hvordan ulike utslippsparametere slår ut, for deretter å vurdere renseanlegg på likt grunnlag for alle lokalitetene.

#### Forutsetninger for transportdata:

Transportdata er spesifikt innhentet for de ulike transportene. For nærmere beskrivelse, vises til vedlegg 2.

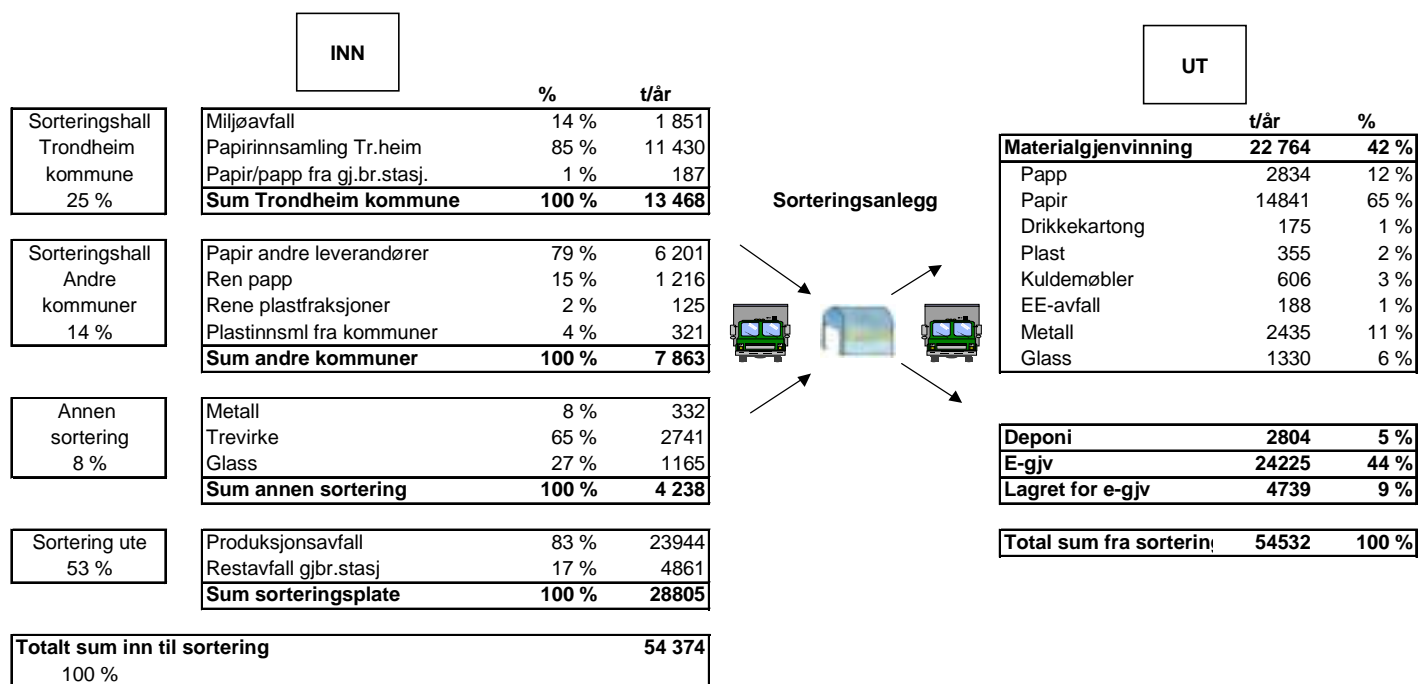
#### Forutsetninger for bruk av bunnaske:

Bunnasken fra Heimdal Varmesentral (HVS) sorteres (magnetiske metaller skilles ut), og asken deles i en fin- og grovfraksjon. Finfraksjonen kan benyttes som toppdekke og forutsettes da å erstatte sand. Grovfraksjonen kan benyttes som underlag/drenslag i interne veier på deponiet og forutsettes da å erstatte pukk (ref. Volden). Bunnasken fra Energos sorteres ikke, men dette kan også benyttes til interne veier på deponiet dersom det er behov for det (ref. Volden).

Per i dag er det overkapasitet av bunnaske på deponiet. Kun ca 35% av bunnasken fra HVS blir benyttet til hhv toppdekke / intern veibyggning. Dette medfører at tilsvarende reduserte andel sand/pukk blir erstattet. Den resterende mengde bunnaske ligger per i dag 'på vent' for mulig inngåelse av avtaler om innblanding i dekkmasser/bruk på andre deponier m.m. Med bakgrunn i dette forutsettes for hovedscenariet at den bunnaskemengde som per i dag ikke blir benyttet som toppdekke / intern veibyggning, blir deponert på vanlig måte.

## **6.2 Sorteringslokalisering**

I studien analyseres mengde avfall som transporteres til/fra sortering ut i fra et definert 'gjennomsnittstonn' for den aktuelle tidsperioden (2007-2037), på tilsvarende måte som for mengde avfall som deponeres. Med bakgrunn i data fra Trondheim kommune og Scandiaconsult (Årsrapport 2000 for Hegstadmoen, diverse diskusjon m. m), er det kommet frem til en gjennomsnittlig mengde og sammensetning for det analyserte avfallet som transporteres til/fra sortering, som vist i figur 6.2.



**Figur 6.2:** Gjennomsnittlig sammensetning av avfall som transporteres til/fra sorteringsanlegg

Papp, papir og plast fra Trondheim og kommunene rundt utgjør totalt ca. 39 % av innkommet avfall. Dette sorteres i sorteringshallen. Metall, glass, og trevirke (kalt annen sortering) utgjør 8 % og sorteres utenfor sorteringshallen. Produksjonsavfall og restavfall fra gjenbruksstasjonene utgjør 52 % av innkommet avfall. Dette sorteres ved hjelp av gravemaskin ved deponiet (utomhus, kalt 'sorteringsplate') og størstedelen av denne mengden leveres til HVS for forbrenning (ref. Volden).

Forutsetninger for transportdata:

Transportdata er spesifikt innhentet for de ulike transportene. For nærmere beskrivelse, vises til vedlegg 3.

**6.3 Beskrivelse av de ulike alternativene**

For alle alternativene gjelder forutsetningene/datagrunnlaget beskrevet i kapitlene over som basis. Forutsetninger og datagrunnlag utover dette blir nærmere beskrevet i det følgende.

Alternativ	Beskrivelse
0a:	Deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
0b:	Deponi på Hegstadmoen/Meldal og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
1a:	Deponi og sorteringsanlegg på Lia
1b:	Deponi på Lia og sorteringsanlegg på Hegstadmoen
2a:	Deponi og sorteringsanlegg på Fossberga
2b:	Deponi på Fossberga og sorteringsanlegg på Hegstadmoen



**Alternativ 0a: Deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen.**

Følgende forutsetninger er gjort:

- Deponiet lokaliseres på Hegstadmoen.
- Det forutsettes gassoppsamling (25 %, ref. Econ 85/00), og av dette energiutnyttes 75 %. Benyttet energi erstatter 75 % olje og 25 % el (ref. Storeng, Trondheim Energiverk Fjernvarme).

**Alternativ 0b: Deponi på Hegstadmoen/Meldal og sorteringsanlegg på Hegstadmoen.**

Følgende forutsetninger er gjort:

- Deponiet forutsettes lokalisert på to ulike steder: Den første  $\frac{1}{4}$  av tiden på dagens deponi på Hegstadmoen og resten av tiden ( $\frac{3}{4}$  av tiden) på eksisterende deponi i Meldal. Funksjonell enhet er valgt til å være transport til deponi og deponi av ett gjennomsnittstonn og 'tidsdelingen' må dermed fordeles på transportstrømmene. Dette gjøres ved at  $\frac{1}{4}$  av massestrømmene forutsettes transportert til Hegstadmoen, mens resten forutsettes transportert til Meldal.
- Det forutsettes gassoppsamling (25 %, ref. Econ 85/00) på begge deponilokalitetene, men energien forutsettes utnyttet kun på Hegstadmoen (for lang avstand til fjernvarmenettet og ingen aktuell industriavtaker i nærheten).

**Alternativ 1a, 1b, 2a og 2b**

For alle disse alternativene gjelder følgende forutsetninger:

- Det forutsettes gassoppsamling (25 %, ref. Econ 85/00), men ingen form for energiutnyttelse (for lang avstand til fjernvarmenettet og ingen aktuell industriavtaker i nærheten).

## 7 Miljøpåvirkninger - resultater

Følgende miljøpåvirkninger er valgt å bli omfattet av denne studien:

- Forbruk av primærenergi
- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Eutrofiering
- Bakkenær osondannelse
- Human toksisitet

Tabell 7.1 under viser eksempler på hvilke utslipp som bidrar til de ulike miljøpåvirkningene og de effekter disse kan gi.

Eksempel på utslipp	Miljøpåvirknings-kategori	Potensielle miljøeffekter dette kan føre til
CO <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O CH <sub>4</sub> CF <sub>4</sub> /C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	Global klimaendring/ drivhuseffekt	Temperaturøkning i atmosfæren (drivhuseffekt og klimaendring). Dette vil kunne gi alvorlige konsekvenser for økosystemet.
SO <sub>2</sub> HCl NO <sub>x</sub>	Forsuring	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsning av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse
Tot N, vann Tot P, vann BOD <sub>5</sub>	Overgjødsling / eutrofiering	Lokale gjengroingseffekter ved økt algevekst.
VOC CO NO <sub>x</sub> CH <sub>4</sub>	Bakkenær osondannelse	Akutt toksisk effekt, negativ effekt på fotosyntese.

**Tabell 7.1:** Sammenheng mellom utslipp, miljøpåvirkningskategori og miljøeffekter

Beskrivelse til figurene som følger:

I figurene som viser miljøanalysen av de ulike deponilokaliseringene ('deponi-LCA'), presenteres miljøpåvirkningene for de aktivitetene som er beskrevet i tabell 7.2 under.

Aktivitet	Beskrivelse
<b>Transport</b>	All transport som utføres for å bringe avfallet til deponiet.
<b>Deponi</b>	Utslipp fra avfall som deponeres.
<b>Drift</b>	Utslipp fra drift ved deponiet.
<b>Erstattet energi</b>	Unngåtte utslipp fra produksjon og bruk av energi som forutsettes erstattet ved bruk av oppsamlet deponigass.
<b>Erstattet pukk</b>	Unngåtte utslipp fra produksjon av sand/pukk som forutsettes erstattet ved at bunnaske blir benyttet som toppdekke/til interne veier i deponiet.
<b>Total</b>	Totale miljøpåvirkninger for systemet (summen av ovenfor nevnte aktiviteter).

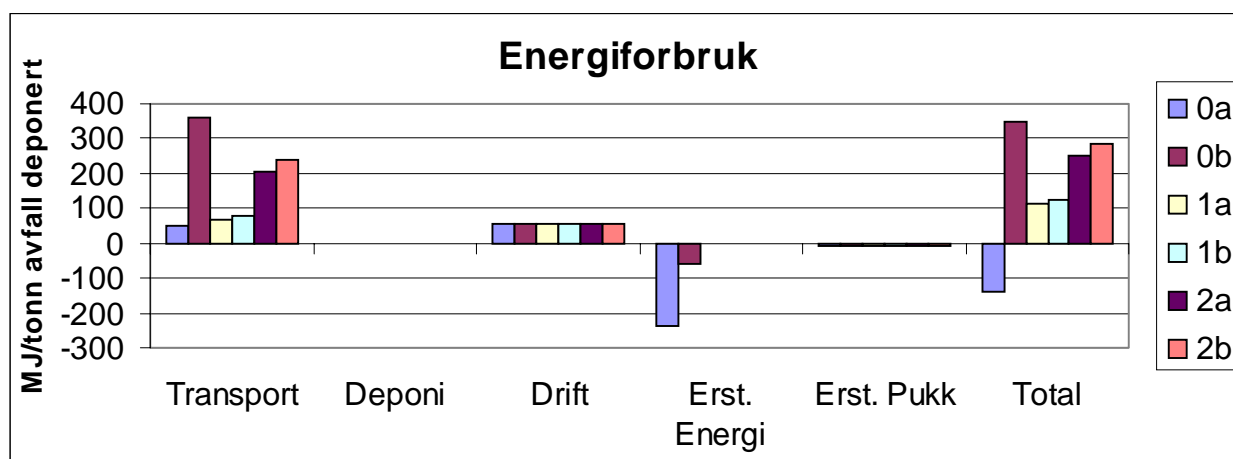
**Tabell 7.2:** Beskrivelse av de ulike aktiviteter i livsløpet til avfallet som deponeres.

## 7.1 Forbruk av energi

I forbruk av energi inngår forbruk av alle energiresurser. Dette innebærer energi for å drive de ulike prosesser, energi til transport, samt energi som går med for å utvinne energibærere.

### 'Deponi-LCA'

Figur 7.1 viser forbruk av energi i MJ per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringsalternativene fordelt over de ulike trinn i livsløpet. For beskrivelse av de ulike lokaliseringsalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.1:** Forbruk av energi (MJ/tonn avfall deponert) for de ulike lokaliseringsalternativene for deponi.

Figuren viser at deponi på Hegstadmoen (0a) kommer klart best da det har et negativt energiforbruk, altså vil systemet produsere mer energi enn det forbruker. Hovedårsakene til dette er først og fremst nytten ved at oppsamlet gass forutsettes utnyttet i hele perioden (vist ved 'erstattet energi'), i tillegg til lave transportbelastninger som følge av kortest transportavstand fra avfallsskilde til deponi (vist ved 'transport').

Transport står for hovedbidraget til det totale energiforbruket, men også driftsfasen for deponiet bidrar i vesentlig grad.

Videre sees at deponi på Lia (1a og 1b) kommer nest best ut. Transportmessig er disse alternativene tilnærmet like bra som 0a-alternativet, men på grunn av at oppsamlet gass ikke forutsettes utnyttet i Lia-alternativene, blir totalresultatet dårligere.

Alternativ 1b (der sorteringsanlegget 'ligger igjen' på Hegstadmoen), medfører noe økt energiforbruk fra transport i forhold til 1a-alternativet, som følge av at mengde avfall fra sorteringsanlegg til deponi må transporteres noe lengre.

Kombinasjonen Hegstadmoen/Meldal (0b-alternativet) kommer dårligst ut med nesten 3 ganger så høyt energiforbruk som Lia-alternativene. Hovedårsaken til dette er høyt energiforbruk knyttet til transport som følge av at avfallet i  $\frac{3}{4}$  av tiden må

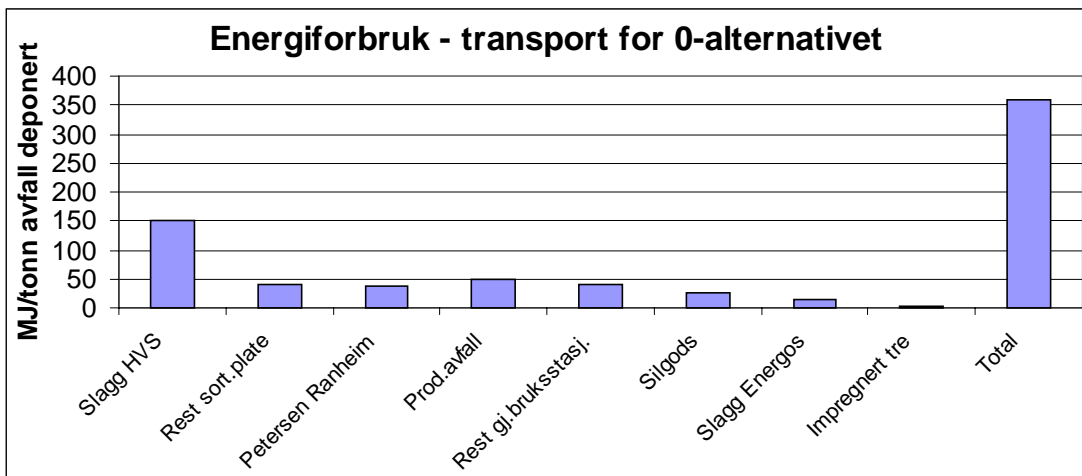
transporteres helt til Meldal. Denne transporten utgjør 98 % av det totale transportarbeidet vist ved 0b-alternativet.

Også for 0b-alternativet blir oppsamlet deponigass utnyttet og dermed kreditert med et 'unngått energiforbruk' fra produksjon og bruk av den energibærer som forutsettes erstattet (75 % olje og 25 % el, ref. kap.6.3). Men utnyttelsen skjer kun for den perioden avfallet blir deponert på Hegstadmoen, og fra figuren sees at nytten ved dette ikke er stor nok til å kompensere for de store transportbelastningene som oppstår for den perioden avfallet må transporteres til Meldal.

Alternativet med deponi på Fossberga (2a og 2b) kommer bedre ut enn 0-alternativet som følge av lavere transportbelastninger. På samme måte som for Lia-alternativene, medfører alternativet der sorteringsanlegget 'ligger igjen' på Hegstadmoen (2b) noe økt energiforbruk fra transport, som følge av at mengde avfall som transporteres fra sortering til deponi må transporteres lengre.

Nytten ved at 35 % av bunnasken erstatter sand/pukk (gjelder alle alternativene) er så liten at det nesten ikke ses på figuren (vist ved 'erstattet pukk').

I det følgende vises hvordan transportarbeidet fordeles for de ulike avfallstypene. Som et eksempel vises transportfordelingen ved 0b-alternativet, men figurene representerer de andre alternativene når det gjelder forholdsvis fordeling mellom transport av avfallstypene.



**Figur 7.2:** Energiforbruk for totalt transportarbeid (vist i MJ/tonn avfall transportert og deponert), fordelt på transport av de ulike avfallstypene for 0-alternativet.

Figur 7.2 viser at transport av bunnaske fra HVS bidrar mest til de totale transportbelastningene som følge av at dette står for størstedelen av deponert avfallsmengde (52 %). Tilsvarende fordeling gjelder for alle alternativene.

### **'Sorterings-LCA'**

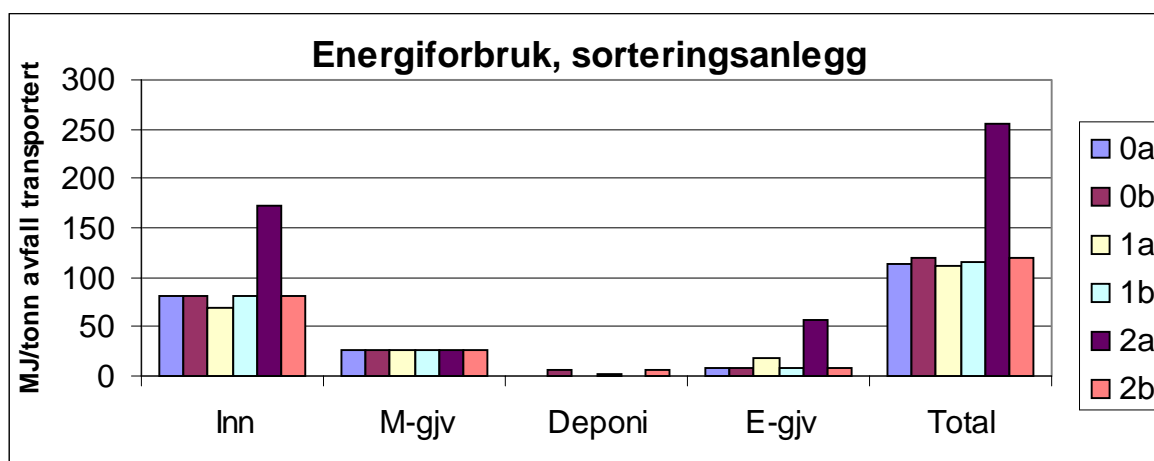
Figur 7.3 viser forbruk av primærenergi i MJ per tonn avfall som transporteres til/fra sorteringsanlegget for de ulike lokaliseringalternativene.

Tabell 7.3 gir en beskrivelse av hvilke transportaktiviteter som presenteres i figuren 7.3.

Transportaktivitet	Beskrivelse
<b>Inn</b>	Miljøpåvirkninger knyttet til transport som utføres for å bringe avfallet inn til sorteringsanlegget.
<b>M-gjv</b>	Miljøpåvirkninger knyttet til transport som utføres for å bringe sortert avfall fra sorteringsanlegg til materialgjenvinning.
<b>Deponi</b>	Miljøpåvirkninger knyttet til transport som utføres for å bringe sortert avfall fra sorteringsanlegg til deponi.
<b>E-gjv</b>	Miljøpåvirkninger knyttet til transport som utføres for å bringe sortert avfall fra sorteringsanlegg til energigjenvinning.
<b>Total</b>	Totale miljøpåvirkninger som følge av alt transportarbeid til og fra sorteringsanlegget.

**Tabell 7.3:** Beskrivelse av de ulike aktiviteter i livsløpet til avfallet transporteres til / fra sorteringsanlegget.

For beskrivelse av lokaliseringsalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.3:** Energiforbruk i MJ/tonn avfall transportert til og fra sorteringsanlegg.

Figuren viser at alle alternativene kommer relativt likt ut, bortsett fra alternativ 2a, som representerer deponi og sorteringsanlegg på Fossberga. Dette alternativet medfører desidert høyest energiforbruk (mer enn dobbelt av de andre) som følge av at avstanden fra tyngdepunktet av avfall (Trondheim) til anlegget blir lengre (vist ved kolonnen 'inn'). Det er først og fremst avfallskategoriene 'papirinnsamling Trondheim', 'papir andre leverandører' og 'produksjonsavfall' som bidrar til inntransporten til sorteringsanlegget.

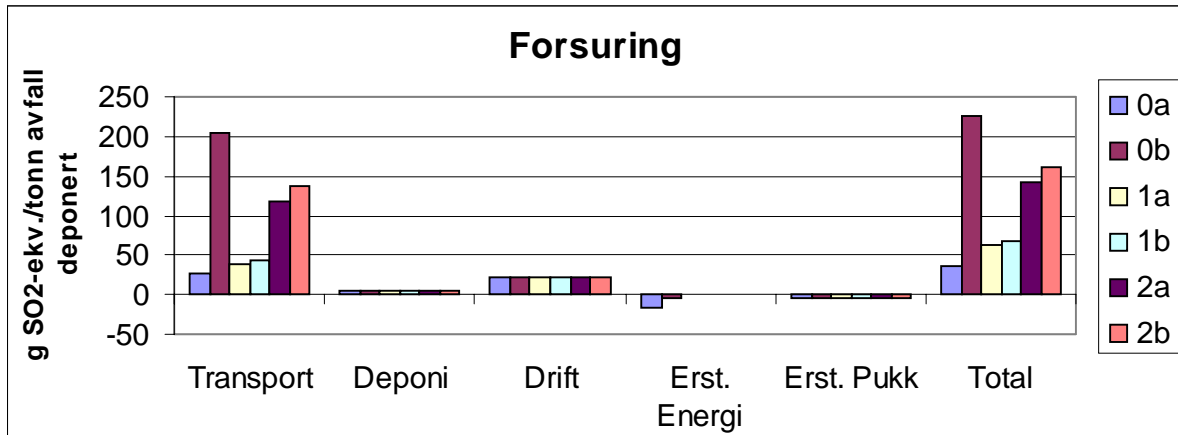
For de andre alternativene er forskjellene ubetydelige og innenfor usikkerhetsgrensene. Man kan derfor konkludere med at deponi og sorteringsanlegg på Fossberga (2a) vil bli rangert sist av alternativene.

## 7.2 Forsuring

Vedlegg 4 viser hvilke faktorer som bidrar til forsuring.

### 'Deponi-LCA'

Figur 7.4 viser bidrag til forsuring i g SO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringalternativene, fordelt over de ulike trinn i livsløpet. For beskrivelse av lokaliseringalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.4:** Bidrag til forsuring (g SO<sub>2</sub>-ekvivalenter/tonn avfall deponert) ved de ulike lokaliseringalternativene for deponi.

Figur 7.4 viser samme trend for forsuring som det som er vist for miljøpåvirkningskategorien forbruk av energi, nemlig at:

Deponi på Hegstadmoen i hele perioden (alternativ 0a) gir best resultat, mens lokalisering på Lia (alternativ 1a og 1b) gir noe høyere miljøbelastninger. Kombinasjonen av deponi på Hegstadmoen/ Meldal (alternativ 0b) gir klart dårligst resultat, mens Fossberga (alternativ 2a og 2b) ligger 'midt imellom'.

Kombinasjonen Hegstadmoen/Meldal (0b-alternativet) medfører nesten 5 ganger så høyt bidrag til forsuring som 0a-alternativet. På samme måte som for energiforbruk, er hovedårsaken til dette de store bidragene fra transport som følge av at avfallet i ¾ av tiden må transporteres helt til Meldal.

Fra figuren sees at transport står for hovedbidraget til de totale miljøpåvirkningene, men også at driftsfasen for deponiet bidrar i vesentlig grad. Utslipp fra deponi bidrar derimot i liten grad til det totale bidraget til forsuring. Årsaken til forskjellene i totalresultatet for de ulike alternativene kommer derfor av ulike transportavstander.

### 'Sorterings-LCA'

Fra analysen av lokalisering av sorteringsanlegg kan følgende konklusjon trekkes for forsuring:

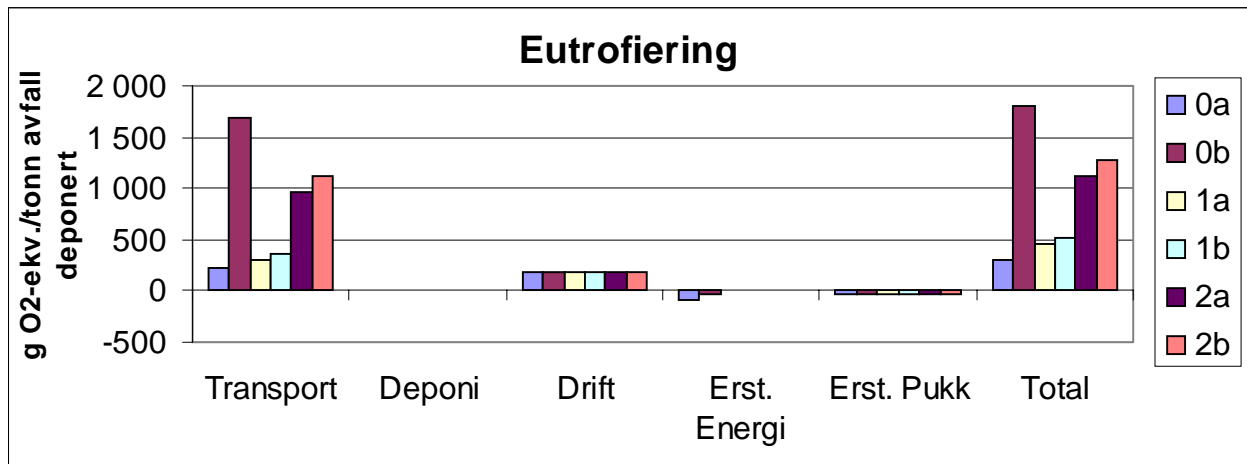
Alternativ 2a med sorteringsanlegg på Fossberga medfører desidert høyest bidrag til forurening og vil derfor bli rangert sist av alternativene. For de andre alternativene er forskjellene mellom dem ubetydelige og innenfor usikkerhetsgrensene.

### 7.3 Eutrofiering

Vedlegg 4 viser hvilke faktorer som bidrar til eutrofiering .

#### 'Deponi-LCA'

Figur 7.5 viser bidrag til eutrofiering i g O<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringsalternativene, fordelt over de ulike trinn i livsløpet. For beskrivelse av lokaliseringsalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.5:** Bidrag til eutrofiering (g O<sub>2</sub>-ekvivalenter / tonn avfall deponert) ved de ulike lokaliseringsalternativene for deponi.

Figur 7.5 viser samme trend for eutrofiering som det som er vist for miljøpåvirkningskategoriene forbruk av energi og forsuring:

Deponi på Hegstadmoen i hele perioden (alternativ 0a) gir best resultat, mens lokalisering på Lia (alternativ 1a og 1b) gir noe høyere miljøbelastninger. Kombinasjonen av deponi på Hegstadmoen/Meldal (alternativ 0b) gir klart dårligst resultat, mens Fossberga (alternativ 2a og 2b) ligger 'midt imellom'.

Fra figuren sees at transport står for hovedbidraget til de totale miljøpåvirkningene, men også at driftsfasen for deponiet bidrar i vesentlig grad. Årsaken til forskjellene i totalresultatet for de ulike alternativene kommer derfor av ulike transportavstander.

#### 'Sorterings-LCA'

Fra analysen av lokalisering av sorteringsanlegg kan følgende konklusjon trekkes for eutrofiering:

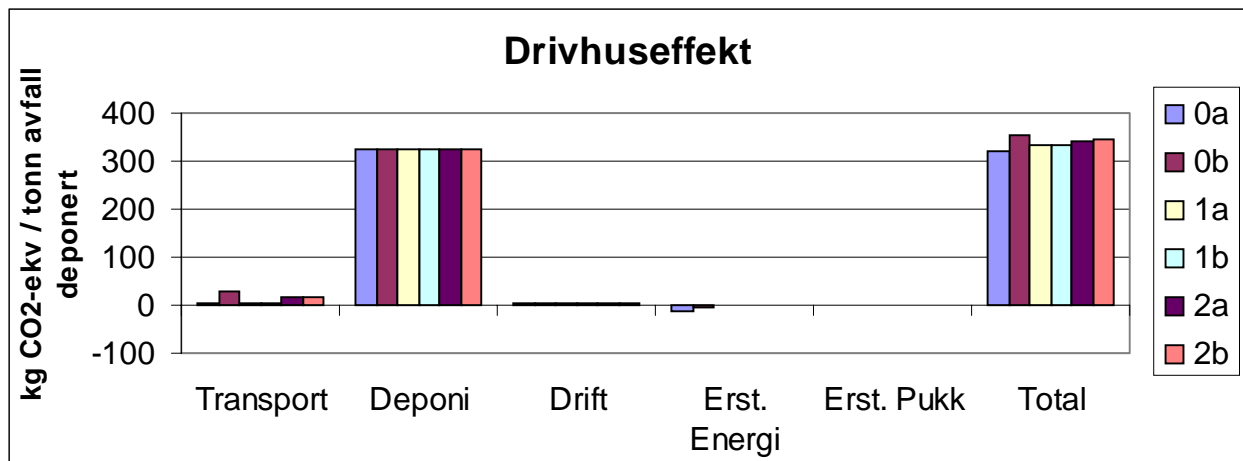
Alternativ 2a med sorteringsanlegg på Fossberga medfører desidert høyest bidrag til eutrofiering og vil derfor bli rangert sist av alternativene. For de andre alternativene er forskjellene mellom dem ubetydelige og innenfor usikkerhetsgrensene.

## 7.4 Drivhuseffekt

Vedlegg 4 viser hvilke faktorer som bidrar til drivhuseffekt.

### 'Deponi-LCA'

Figur 7.6 viser bidrag til drivhuseffekt i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringsalternativene fordelt over de ulike trinn i livsløpet. For beskrivelse av lokaliseringsalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



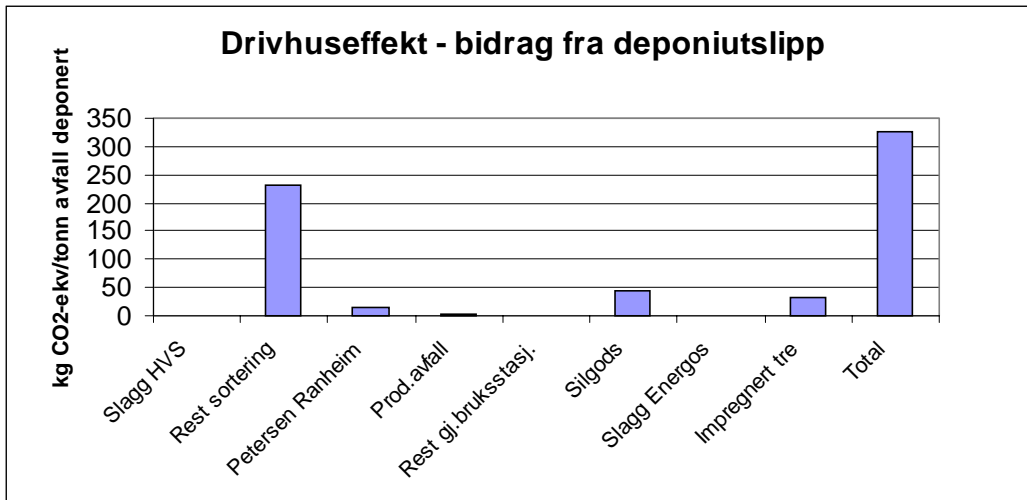
**Figur 7.6:** Bidrag til drivhuseffekt (kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/tonn avfall deponert) ved de ulike lokaliseringsalternativene for deponi.

Figuren viser at resultatene for drivhuseffekt skiller seg fra resultatene fra de foran viste miljøpåvirkningskategoriene fordi alle alternativene medfører relativt like resultater. Dette kommer av at det i all hovedsak er utslipp fra deponi (vist ved 'Deponi') som bidrar til systemenes totale utslipp, mens utslipp fra transport er av mindre betydning. Til tross for at det forutsettes deponigassoppsamling i alle alternativene, er det metanutslipp fra deponi som medfører det største bidraget til drivhuseffekt. Dette kommer av at man kun klarer å samle opp 25% av den mengde deponigass som dannes (ref. Econ 85/00).

Også for drivhuseffekt medfører deponering på Hegstadmoen i hele perioden minst og kombinasjonen Hegstadmoen/Meldal størst transportbelastning slik at rangeringen mellom de ulike alternativene blir tilsvarende som for energiforbruk, forsuring og eutrofiering. Men forskjellene mellom systemene er vesentlig mindre enn for de forannevnte miljøpåvirkningskategoriene.

I figuren under vises i hvilken grad de ulike avfallstypene bidrar til drivhuseffekt ved utslipp fra deponi.

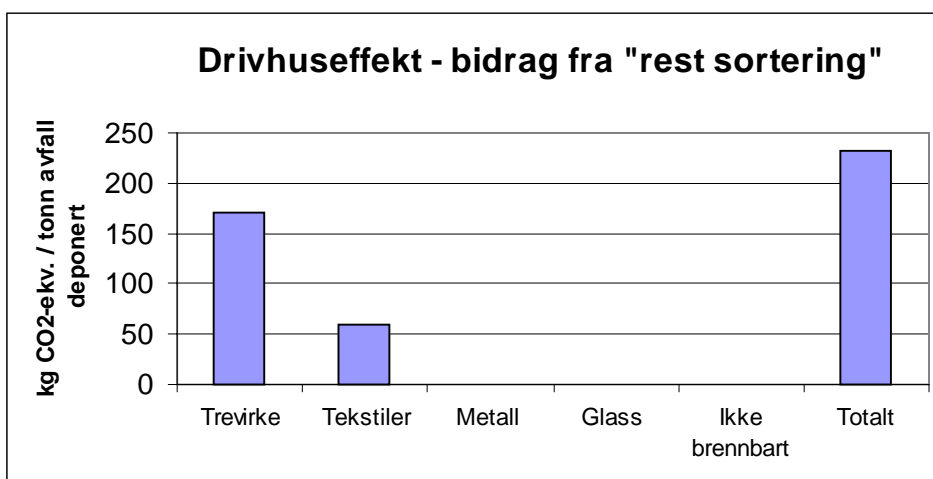




**Figur 7.7:** Bidrag til drivhuseffekt (kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/tonn avfall deponert) fra deponiutslipp.

Fra figur 7.7 sees at avfallstypen 'rest fra sortering' gir det største bidraget til drivhuseffekt med over 70 % av det totale deponiutslippet. Dette er avfall som er sortert ut ved hjelp av gravemaskin på 'sorteringsplaten' ved deponiet, og det blir deponert fordi det karakteriseres som avfall som ikke kan energigjenvinnes på HVS (f.eks madrasser, vinduer o.l). Vedlegg 1 viser en mer detaljert sammensetning av denne avfallstypen.

I figuren under vises avfallstypen 'rest fra sortering' oppsplittet på de ulike avfallsfraksjoner som inngår for å vise hvilke fraksjoner som medfører det største bidraget til drivhuseffekt.



**Figur 7.8:** Bidrag til drivhuseffekt (kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/tonn avfall deponert) fra avfallstypen 'rest fra sortering'.

Figur 7.8 viser at trevirke står for 75 % totalutslippet. Dette bidraget kommer kun fra metan (CH<sub>4</sub>) da CO<sub>2</sub>-utslipp fra tre regnes som biologisk CO<sub>2</sub> og dermed er CO<sub>2</sub>-

nøytralt. Tekstiler står for den resterende utslippsmengden, mens deponering av fraksjonene glass, metall og ‘ikke brennbart’ ikke medfører klimagassutslipp.

### **Sorterings-LCA**

Fra analysen av lokalisering av sorteringsanlegg kan følgende konklusjon trekkes for drivhuseffekt:

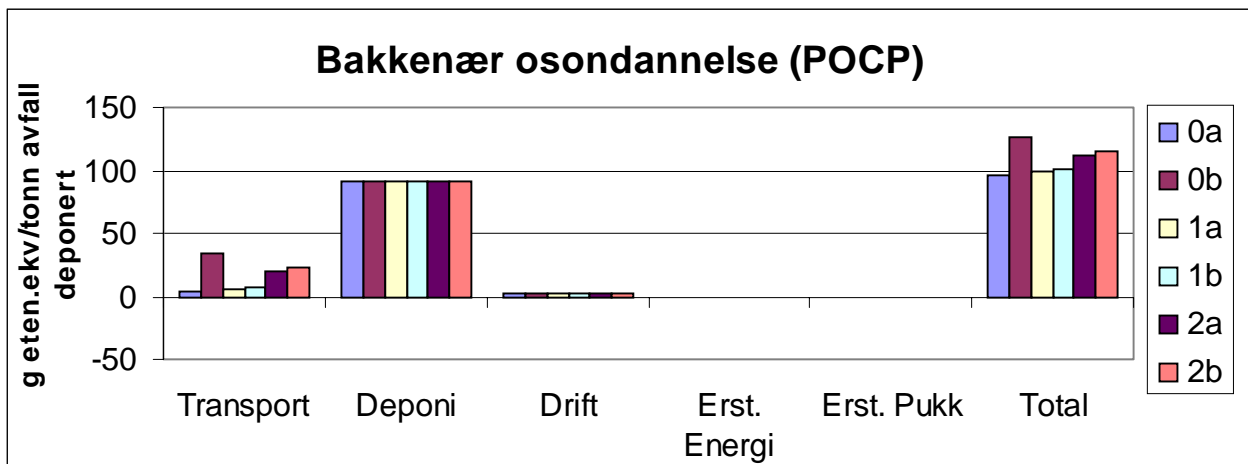
Alternativ 2a med sorteringsanlegg på Fossberga medfører desidert høyest bidrag til drivhuseffekt og vil derfor bli rangert sist av alternativene. For de andre alternativene er forskjellene mellom dem ubetydelige og innenfor usikkerhetsgrensene.

## **7.5 Bakkenær osondannelse (POCP)**

Vedlegg 4 viser hvilke faktorer som bidrar til bakkenær osondannelse.

### **Deponi-LCA**

Figur 7.9 viser bidrag til bakkenær osondannelse i g eten-ekvivalenter per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringalternativene fordelt på ovennevnte trinn i livsløpet. For beskrivelse av lokaliseringalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.9:** Bidrag til bakkenær osondannelse (g eten-ekvivalenter/tonn avfall deponert) ved de ulike lokaliseringalternativene.

Figuren over viser at profilen for bakkenær osondannelse er tilnærmet lik profilen for drivhuseffekt da alle alternativene medfører relativt like resultater. Deponering på Hegstadmoen i hele perioden gir best og kombinasjonen Hegstadmoen/eksempelvis Meldal dårligst resultat, men forskjellene mellom systemene er små fordi det er utslipp fra deponi (vist ved ‘Deponi’) som hovedsakelig bidrar til systemenes totale utslipp.

På samme måte som for drivhuseffekt er det også her avfallstypen ‘rest fra sortering’ som bidrar mest til det totale utslippet fra deponi og herunder fraksjonen trevirke som

er 'hovedaktør'. Årsaken til at profilene blir tilnærmet like, er at det for bakkenær osondannelse er metanutslipp som står for det største bidraget i systemene på samme måte som for drivhuseffekt.

### **'Sorterings-LCA'**

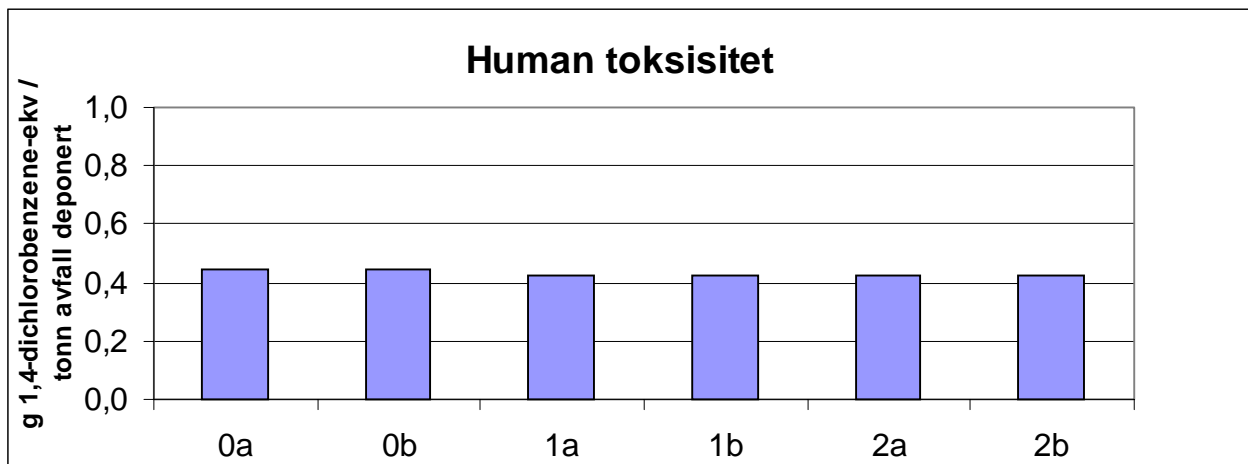
Resultatet viser samme trend som ovennevnte miljøpåvirkninger: Alternativ 2a med sorteringsanlegg på Fossberga medfører desidert høyest bidrag til bakkenær osondannelse og vil derfor bli rangert sist av alternativene. For de andre alternativene er forskjellene mellom dem ubetydelige og innenfor usikkerhetsgrensene

## **7.6 Human toksisitet**

Det er gjennomført en vurdering av bidrag til human toksisitet (ref. Huijbregts, 2000) på bakgrunn av utslipp til luft og vann fra analysene.

### **'Deponi-LCA'**

Figur 7.10 viser totalt bidrag til human toksisitet i g 1,4-dichlorobenzene-ekvivalenter per tonn deponert avfall for de ulike lokaliseringalternativene. For beskrivelse av lokaliseringalternativene, vises til kap. 6.3 foran.



**Figur 7.10:** Bidrag til human toksisitet (g 1,4-dichlorobenzene-ekvivalenter/tonn avfall deponert) ved de ulike lokaliseringalternativene.

Figuren over viser at også for human toksisitet medfører alle de ulike alternativene relativt like resultater. Dette kommer av at det er utslipp fra deponi som er størst grad bidrar til denne miljøpåvirkningskategorien, og blyutslipp i sigevannet er hovedbidragsyter til det totale bidraget til human toksisitet.

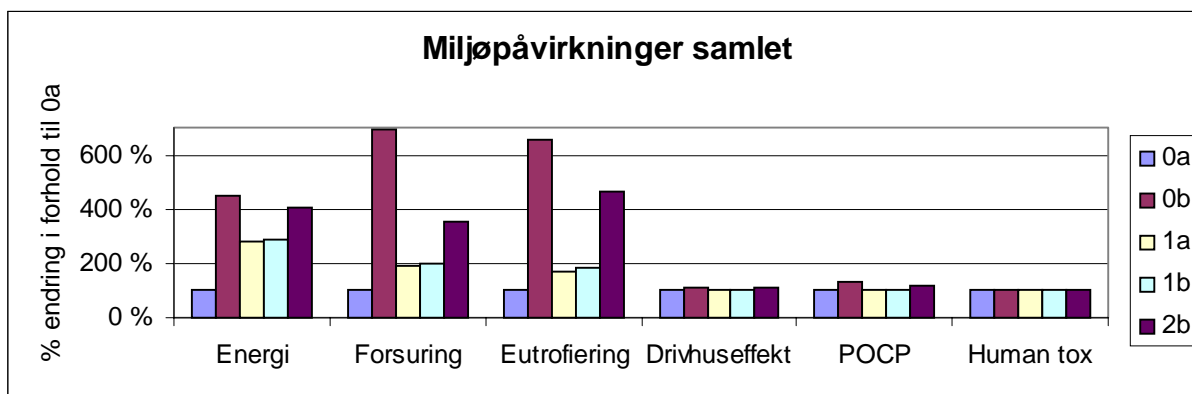
## 7.7 Konklusjoner miljøpåvirkninger

For alle de analyserte miljøpåvirkningene gir **deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen** (0a) best resultat.

Analysen av lokalisering av sorteringsanlegg viser at deponi og sorteringsanlegg på Fossberga (2a) medfører mer enn dobbelt så høye miljøbelastninger som de andre alternativene og vil derfor bli rangert sist av alternativene.

I figur 7.11 presenteres resultatene fra 'deponi-analysen' for de ulike lokaliseringalternativene i henhold til hvor mye mer miljøbelastende de er i forhold til beste alternativ (Deponering på Hegstadmoen i hele perioden = alternativ 0a) for de ulike miljøpåvirkningskategoriene.

Merbelastningene vises i prosent i forhold til beste alternativ (0a), som har fått verdien 100 % for alle miljøpåvirkningene. Det presiseres at alternativ 2a (Fossberga med sorteringsanlegg) er utelatt fra figuren med bakgrunn i resultatene fra sorteringsanalysen (rangert sist).



**Figur 7.11:** Presentasjon av merbelastningene for de ulike miljøpåvirkninger vist i prosent i forhold til alternativ 0a (=100 %).

### **Forklaring til figuren vedrørende energiforbruk, forsuring og eutrofiering:**

- Alternativene 1a og 1b (Lia med og uten sorteringsanlegg) er for energi ca 3 ganger, og for forsuring og eutrofiering nesten dobbelt så miljøbelastende som alternativ 0a (deponi på Hegstadmoen).
- Fossberga uten sorteringsanlegg (alternativ 2b) er mellom 3 og 4 ganger så miljøbelastende som 0a.
- 0b-alternativet (kombinasjonen Hegstadmoen/Meldal) kommer desidert dårligst da det er henholdsvis 4 og mer enn 6 ganger så miljøbelastende som 0a.

### **I tillegg kan følgende oppsummeres:**

- Transportavstand er avgjørende for valg av deponilokalisering når det gjelder miljøpåvirkningene energiforbruk, forsuring og eutrofiering.
- Transport av bunnaske fra HVS står for de største transportbelastningene fordi dette utgjør den største avfallsmengden av det deponerte avfallet.

**Forklaring til figuren vedrørende drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet:**

For drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet kommer alle de ulike lokaliseringalternativene relativt likt ut. Dette kommer av at det hovedsaklig er utslipp fra deponi som bidrar til systemenes totale utslipp. Forskjellene mellom de ulike alternativene er relativt små og oppstår som følge av forskjeller i transportavstand.

I tillegg kan følgende oppsummeres:

Når det gjelder utslipp fra deponi, gir avfallstypen 'rest fra sortering' det største bidraget (over 70 % av totalt deponiutslipp). Dette er avfall som sorteres ut ved hjelp av gravemaskin ved deponiet, og blir deponert fordi det karakteriseres som avfall ikke kan energigjenvinnes på HVS. Det er trevirke (75 %) og tekstiler (25 %) som bidrar til de totale utslippene for denne avfallstypen, og deponigassutslipp (CH<sub>4</sub>) utgjør hovedkomponenten av utslipp for både drivhuseffekt og bakkenær osondannelse.

Deponianalysen viser at 1b (sorteringsanlegg Hegstadmoen) er noe mer miljøbelastende enn 1a (sorteringsanlegg Lia) på grunn av økt transportavstand fra sorteringsanlegg til deponi. Resultatene fra sorteringsanalysen viser motsatt resultat, nemlig at 1b (sorteringsanlegg Hegstadmoen) er noe mindre miljøbelastende enn 1a (sorteringsanlegg Lia), som følge av at økt transport av restavfall fra sorteringsanlegg til energigjenvinning (HVS). Dette medfører at redusert transport fra sorteringsanlegg til deponi (1a) "spises opp" av økt transport fra sorteringsanlegg til energigjenvinning (1b), slik at disse alternativene totalt sett rangeres likt.

**Hovedkonklusjoner miljøpåvirkninger :**

Livsløpsvurderingen for deponilokalisering viser at fortsatt deponi og sorteringsanlegg på Hegstadmoen (0a) gir best resultat for alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene.

For miljøpåvirkningene forbruk av energi, forsuring og eutrofiering er dette alternativet *vesentlig* bedre enn de andre alternativene, mens det for miljøpåvirkningene drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet er relativt små forskjeller mellom alternativene.

Det er kommet frem til følgende rangering av alternativene:

1. Hegstadmoen (deponi og sorteringsanlegg = 0a)
2. Lia (deponi og = 1a) og Lia (kun deponi = 1b)
3. Fossberga (kun deponi = 2b)
4. Hegstadmoen/Meldal (sorteringsanlegg på Hegstadmoen = 0b)
5. Fossberga (deponi og sorteringsanlegg = 2a)

Det er urealistisk at Hegstadmoen kan benyttes i hele perioden fordi deponiet vil bli fullt. Lia fremstår som det nest beste alternativet.

## 8 Vekting

Det er gjennomført overslagsmessige verdsettings- og vektingsanalyser for å belyse om noen av de beregnede potensielle utslippene fra systemene skiller seg ut som viktigere enn andre. Analysene er gjennomført ved bruk av følgende tre verdsettings-/vektingsmodeller:

- Økonomisk verdsetting (ref. Econ 85/00).
- Ecoindicator -99.
- Ecoscarsity (BUWAL).

I det følgende gis en kort beskrivelse av de ulike modellene.

### **Økonomisk verdsetting**

I mangel av markedspriser på utslipp, er det nødvendig å finne andre, indirekte måter å anslå den økonomiske verdien av miljøeffektene av utslippene. Verdsetting av miljøvirkninger gjør det nødvendig å kjenne den fysiske sammenheng mellom ulike miljøbelastninger og effekten på miljøet.

I Econ 85/00 er de viktigste metodene for å anslå miljøkostnader først og fremst tiltakskostnader som kan beskrives som: De marginale kostnadene ved allerede gjennomførte tiltak for å redusere de samme utslippene fra andre kilder eller for å begrense skadene fra disse utslippene kan tas som en indikasjon på hva samfunnet minst er villig til å betale for å redusere utslippene (implisitt verdsetting).

Det benyttes også skadekostnader (de fysiske skadene fra utslippene beskrives og prisen på skaden estimeres) for å anslå miljøkostnadene.

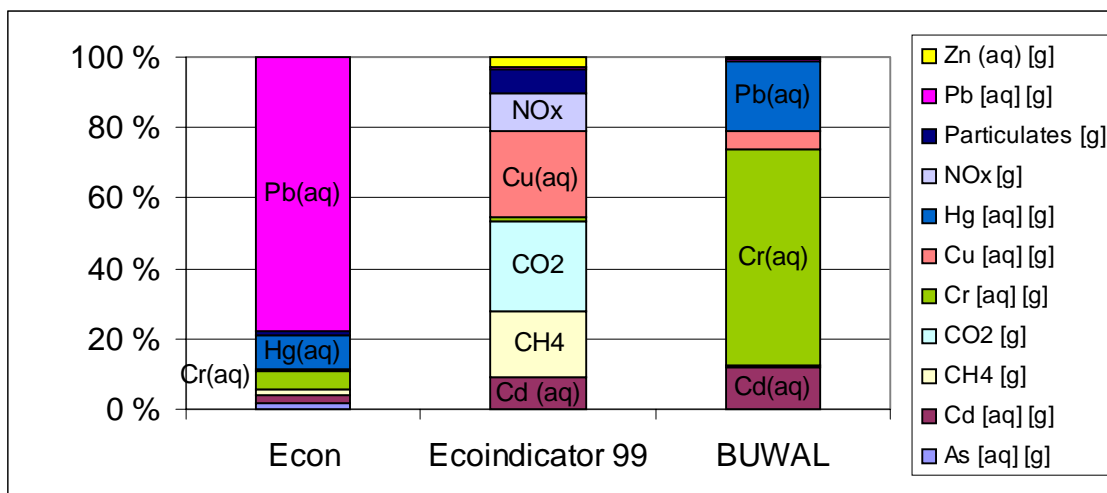
### **Ecoindicator -99**

Metoden bygger på avstand til europiske mål for forurensende utslipp (Magnussen et. al 1998). Jo større avstand til målet, jo mer alvorlig anses effekten å være.

### **Ecoscarsity (BUWAL)**

Denne metoden bygger på avstand til nasjonale mål for forurensende utslipp (Magnussen et. al 1998). Vektingsfaktorene er uttrykt i såkalte 'økofaktorer' som utarbeides for de ulike miljøbelastningene ved å se på forholdet mellom 'faktisk strøm' og 'kritisk strøm' over ett år, innenfor et bestemt område. Det er vanlig å benytte de politiske målsettingene som 'kritisk strøm' og dagens utslipp som 'faktisk strøm'.

Figur 8.1 viser resultatene fra vekting av alternativ 0b ved bruk av de tre ovennevnte metodene.



**Figur 8.1:** Vedsettings-/vektingsanalyse av alternativ 0a ved bruk av tre ulike vektingsmodeller.

I det følgende oppsummeres hvilke utslippsparametre som slår ut som de viktigste for de tre metodene:

Vektingsmetode	Viktigste utslippsparametre, %
Econ	Pb (aq): 78%, Hg (aq): 9%, Cr (aq): 5%
Ecoindicator-99	CO <sub>2</sub> : 25%, Cu (aq) 24%, CH <sub>4</sub> : 19%, NO <sub>x</sub> : 11%, Cd (aq): 9%
BUWAL	Cr (aq): 61%, Hg (aq): 20%, Cd (aq): 12%

For to av metodene (Econ og BUWAL), er det ulike tungmetallutslipp til vann som slår ut som de viktigste utslippene fra det analyserte systemet. Bruk av vektingsmetoden Ecoindicator –99 medfører at klimagassene CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetallutslipp til vann slår ut som ca like viktige.

Til tross for at resultatene fra vektingsanalysene spriker i noe grad, kan det slås fast at *alle utslippsparametrene som slår ut som viktige*, i hovedsak stammer fra *utslipp fra deponi*. Dette gjelder alle tungmetallutslipp til vann, og det gjelder også hovedbidraget til klimagassutslippene (ref kapittel 7.1.4).

Det er gjennomført en analyse som viser hvilke avfallsfraksjoner som bidrar til de ulike utslippene, og i hovedsak kan følgende slås fast:

- Tungmetallutslipp i sigevannet kommer først og fremst fra impregnert trevirke, metall, tekstiler, glass og plast.
- Tungmetallutslipp fra aske/bunnaske fra HVS er neglisjerbart i forhold til de totale tungmetallutslippene fra det deponerte avfallet.
- Klimagassutslipp stammer først og fremst fra deponi av trevirke og tekstiler (ref kap. 7.1.4).
- CO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>-utslipp stammer i hovedsak fra transport.

## 8.1 Konklusjon vekting

### Konklusjon vekting :

Utslipp fra deponi slår ut som viktigere enn utslipp fra transport. Dette betyr at det viktigste ved valg av deponilokalitet, er hvordan mulighetene er for tilrettelegging av kontrollert sigevannssopsamling og sigevannrensing.

## 9 Følsomhetsvurderinger

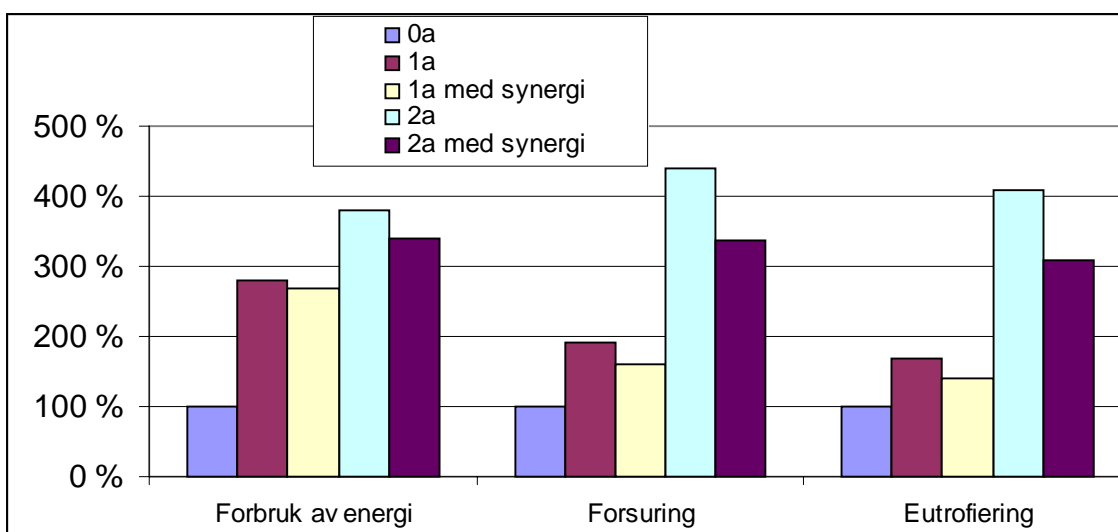
Det er gjennomført følsomhetsanalyser for følgende scenarier:

- Vurdere synergieffekter med pukkverksdrift på Lia og Fossberga.
- Vurdere hvordan redusert bunnaskemengde til deponi påvirker resultatene.

### 9.1 Synergieffekt med pukkverksdrift på Lia og Fossberga

Det er gjennomført en følsomhetsanalyse for å vurdere hvordan det totale miljøregnskapet endres dersom det forutsettes at all returtransport av bunnaske fra HVS (utgjør totalt 52% av deponert avfallsmengde) utnyttes til transport av pukkmasser fra pukkverket ved henholdsvis Lia og Fossberga. Dette medfører at transportbelastningene fra bunnasketransporten reduseres til det halve.

Figur 9.1 viser forbedringspotensialet i % for Lia og Fossberga med og uten synergieffekten i forhold til beste alternativ (0a) for de miljøpåvirkningskategoriene som påvirkes av transportendringer.



**Figur 9.1:** Presentasjon av de ulike miljøpåvirkninger som prosent endring i forhold til alternativ 0a.



Figuren viser at redusert transport som følge av utnyttelse av returtransport til transport av pukk, forbedrer resultatet for Lia og Fossberga, men 0a-alternativet gir fremdeles best resultat. Siden selve driften av deponiet bidrar til disse miljøpåvirkningskategoriene (vist i figur 7.1, 7.4 og 7.5), vil ikke en delvis reduksjon av transporten redusere det totale miljøregnskapet vesentlig. Forbedringspotensialet er i størrelsesorden 15 - 18 % for Lia-alternativet 23 - 25 % for Fossberga i forhold til miljøregnskapet med transportaktivitet som beregnet i hovedanalysen.

Utnyttelse av returtransport påvirker dermed ikke rangeringen av alternativene i forhold til hverandre.

## **9.2 Redusert bunnaskemengde til deponi**

Det er gjennomført en følsomhetsanalyse for å vurdere hvordan det totale miljøregnskapet endres dersom det forutsettes at bunnasken fra HVS fjernes fra deponiet. Årsaken til at bunnaske kan bli fjernet fra deponi i fremtiden kan være enten at det blir tillat brukt til andre formål (innblanding i materialer) eller at det blir definert som spesialavfall.

For avfallsmengden til deponi i Trondheimsregionen vil dette få store konsekvenser fordi bunnaskemengden fra HVS utgjør ca 50% av de totale deponerte massene.

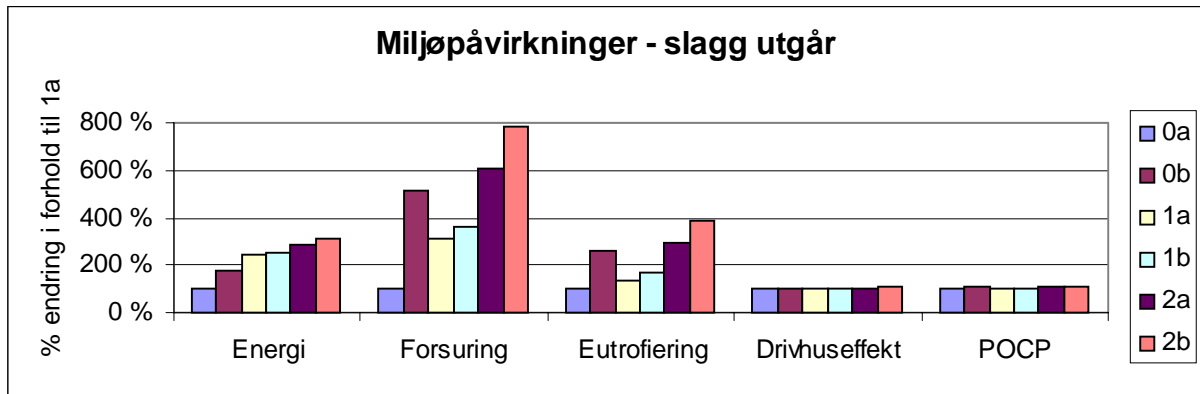
### Forutsetninger for beregning av følsomhetsanalysen:

- Transport og deponi av bunnaske utgår (gjelder alle alternativene).
- For 0b-alternativet forutsettes at de reduserte bunnaskemengden medfører at Hegstadmoen varer dobbelt så lenge som antatt i hovedalternativet Det antas dermed at avfallet kan deponeres på Hegstadmoen i  $\frac{3}{4}$  av tiden og i Meldal den resterende perioden. Dette medfører kortere transportavstand og økt grad av utnyttet deponigass fordi avfallet blir deponert på Hegstadmoen over lengre tid.

Det presiseres at bunnaskemengde utgår fordi det forutsettes at den kan benyttes til andre formål eller eventuelt defineres som spesialavfall. Denne analysen inkluderer ikke miljøbelastningene tilknyttet den alternative anvendelsen av bunnasken.

## **Miljøpåvirkninger**

I figur 9.1 vises resultatene for alle de beregnede miljøpåvirkningene for de ulike alternativene. Resultatene presenteres som % endring i forhold til beste alternativ fra hovedanalysen. Dette alternativet har fått verdien 100% for alle miljøpåvirkningskategoriene.



**Figur 9.2:** Presentasjon av de ulike miljøpåvirkninger som prosent endring i forhold til alternativ 0a.

Fra figuren sees at dersom bunnaske utgår fra mengde deponert avfall, vil 0b-alternativet (kombinasjon Hegstadmoen/Meldal) gi nest best resultat for energiforbruk. Også for forsuring og eutrofiering vil 0b-alternativet bedres betraktelig og komme bedre ut enn Fossberga. Hovedgrunnen til dette er at redusert bunnaskemengde medfører at Hegstadmoens levetid forlenges, og dette fører til:

- kortere transportavstander, og
- større grad av deponigass-utnyttelse og dermed erstatning av annen energibærer.

### 9.3 Konklusjon følsomhetsvurderinger

#### Konklusjon følsomhetsvurderinger:

Utnyttelse av returtransport ved samlokalisering med pukkverk, medfører forbedringspotensialer for alternativene Lia og Fossberga på 15-25%, men forbedringen påvirker ikke rangeringen mellom alternativene slik at 0a-alternativet fremdeles gir best resultat.

Dersom bunnaskemengdene til deponi utgår slik at deponiet på Hegstadmoen varer lengre, vil 0b-alternativet bedres betraktelig, først og fremst på grunn av redusert transportbelastning, men også på grunn av økt utnyttelse av deponigass (fordi Hegstadmoen vil vare lenger). Dette medfører at 0b-alternativet gir nest best resultat vedrørende forbruk av energi.

## 10 Interessentanalyse – resultater

### 10.1 Prioritering av viktige aspekter

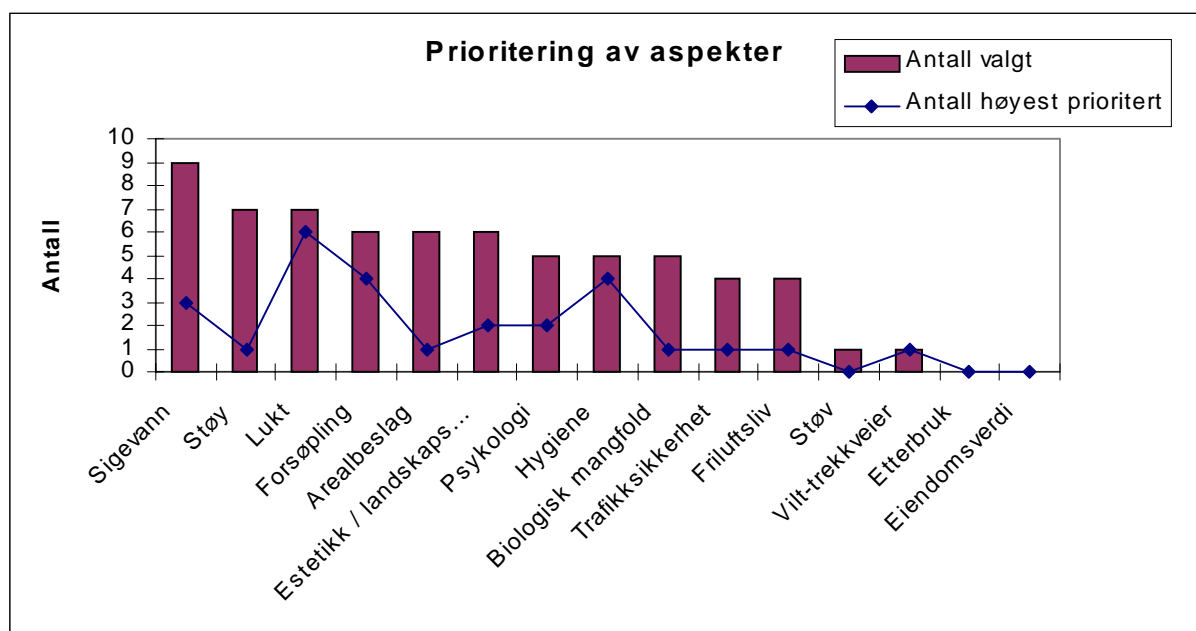
Interessentanalysen ble gjennomført mer som en pilotstudie for å se om og hvordan slike metoder vil være aktuelle å benytte for å vurdering lokale forhold tilknyttet etablering av større anlegg/industri (jf. kapittel 4.2).

13 interessenter og såkalte 'eksperter' har deltatt i interessentanalysen. Disse kan deles opp i følgende 'kategorier':

- naboer av dagens deponi (5)
- naturvern- eller friluftsansasjoner (5)
- kommunal tilknytning (3)
- eiendomsmeglere (2)

I figur 10.1 presenteres hvilke aspekter som anses som viktigst i forhold til lokalisering av deponi.

De ulike stolpene viser hvilke lokale aspekter som oppleves som de fem viktigste i forhold til å være nabo til et deponi. De angitte punktene viser hvor mange som har prioritert aspektet som viktigst eller nest viktigst blant fem valgte aspekter.



**Figur 10.1:** Prioritering av viktige aspekter knyttet til lokale effekter ved etablering av deponi.

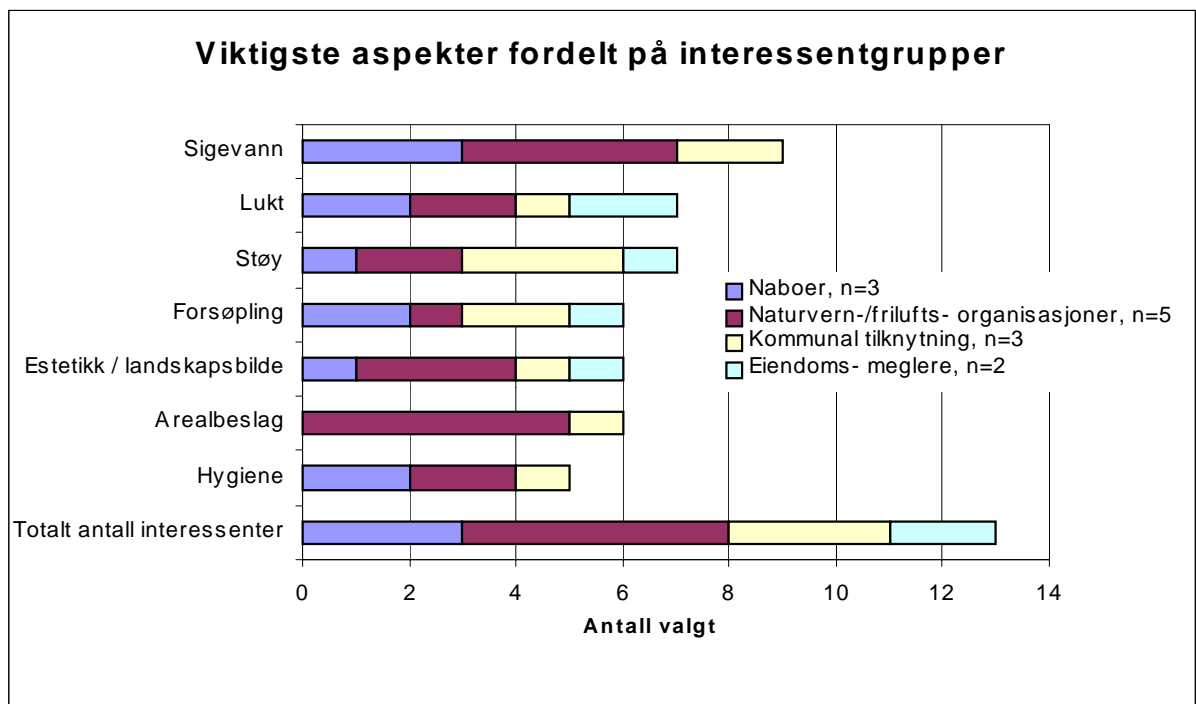
Figuren over viser at ni av totalt 13 interessenter oppgir sigevann blant de fem viktigste aspektene. Støy og lukt er prioritert av 7 interessenter, mens forsøpling, arealbeslag og landskapsbilde er valgt 6 ganger.

Av de aspektene som prioriteres høyest (viktigst og nest viktigst av de 5 viktigste), fremheves lukt, forsøpling, hygiene og sigevann.

Aspekter som har lav prioritet er eiendomsverdi, etterbruk, trekkveier for vilt, støv, friluftsliv, trafikksikkerhet og biologisk mangfold.

## 10.2 Viktige aspekter for ulike grupper interessenter

Figur 10.2 under viser hvordan interessentene er inndelt i grupper, og hvilke aspekter gruppen som helhet mener er viktigst og mindre viktige.



**Figur 10.2:** Vektlegging av viktige helse- og miljøaspekter fordelt på interessentgrupper.

Figuren kan oppsummeres slik:

Naboer:

- 3 av 3 mener sigevann er et viktig aspekt.
- 2 av 3 mener lukt, forsøpling og hygiene er viktige aspekter.
- Støy og estetikk er viktig for 1 av 3, mens arealbeslag ikke er viktig for noen av de spurte.

Naturvern-/friluftslivsorganisasjoner:

- 5 av 5 mener arealbeslag er viktig.
- 4 av 5 mener sigevann er viktig.
- 3 av 5 mener estetikk/landskapsbilde er viktig.
- 2 av 5 mener lukt, støv og hygiene er viktig, mens forsøpling er viktig bare for 1 av 5.

Kommunal tilknytning:

- 3 av 3 mener støy er viktig.
- 2 av 3 mener sigevann og forsøpling er viktig.
- Lukt, estetikk, arealbeslag og hygiene er viktig for 1 av 3 spurte.

Eiendomsmevlere:

- 2 av 2 mener lukt er et viktig aspekt.
- Støy, forsøpling og estetikk er viktig for 1 av 2.
- Sigevann, arealbeslag og hygiene er ikke nevnt som viktig for denne gruppen.

### **10.3 Antall berørte personer**

Med utgangspunkt i de mest prioriterte aspektene er det tallfestet hvor mange personekvivalenter (PE) som berøres av relevante helse- og miljøproblemer innenfor definerte influensområder på Hegstadmoen, Lia og Fossberga.

Lukt, støy og estetikk er relevante aspekter som vurderes. Sigevann er på nye deponier påbudt oppsamlet og rensset, slik at dette teoretisk sett ikke skal utgjøre et problem i nærmiljøet i fremtiden. Forsøpling, arealbeslag og hygiene vurderes ikke med hensyn til influensområde og berørte personer.

Influensområder er basert på Fjellanger Widerøe Plan's arbeid med konsekvensutredning (FWP, 2002) av de samme områder. Telling av antall boenheter innenfor definerte influensområder er hentet fra (FWP, 2002). Antall boenheter er multiplisert med 2,3 (gjennomsnittstørrelsen i privathusholdningene i Trøndelag i 2000, SSB 2002). Utover dette er det gjort tellinger av antall arbeidsplasser og antall brukere av marka innenfor influensområdene til lukt og støy. For estetiske forhold er kun antall boligheter og markabrukere vurdert.

#### **10.3.1 Lukt**

I tabell 10.1 under oppsummeres antall personekvivalenter (PE) som sjeneres av lukt per døgn innenfor definerte influensområder. Med bakgrunn i lignende studier gjort i Tromsø, er influensområde med radius 1 km rundt deponi vektlagt størst tyngde (FWP 2002).

<b>LUKT</b>	<b>Antall naboer innenfor 1 km</b>	<b>Antall brukere innenfor 1 km</b>	<b>Antall arbeidsplasser innenfor 1 km<sup>1</sup></b>	<b>Totalt innenfor 1 km</b>
	PE / døgn	PE / døgn	PE / døgn	PE / døgn
Hegstadmoen	25	-	1483 <sup>2</sup>	1508
Lia	21	16 <sup>3</sup>	33	70
Fossberga	42	-	26	68

**Tabell 10.1:** Antall personer som eksponeres av lukt innenfor 1 km.

Deponering av matavfall er forbudt for nyetableringer (ref. ny deponiforskrift av 1. mai 2002). Dette vil føre til at luktproblemer reduseres i omfang dersom nytt deponi bygges enten i Lia eller Fossberga.

### **Hegstadmoen**

Vindmålinger er gjort fra stasjon 68860 Trondheim – Voll. Konklusjonen fra disse målingene er at vinddraget i minst 70 % av tiden går mot bebygd område nord og øst for deponiet. Lagdelingen i lufta over Hegstadmoen er i stor grad stabil på grunn av det flate terrenget. Dette betyr at det er liten utskiftning av lufta, særlig om vinteren. Forurensninger i lufta kan hope seg opp i luftlaget over Hegstadmoen dersom lagdelingen holder seg stabil over lengre tid (ref. FWP 2002).

### **Lia**

Vindmålinger er gjort fra stasjon 68860 Trondheim – Voll. For Lia er vindretningene omkring sørøst mest vanlig, slik at områdene nord og vest for deponiområdet vil eksponeres mest. Lufta får i hovedsak stabil lagdeling hele døgnet om vinteren. I det hellende terrenget i Lia fører dette til dreinsstrømmer som fører lufta ned i dalen mot vest. På veien nedover vil lufta blande seg noe med varmere luftlag fra høyere nivå slik at konsentrasjonene av forurensninger reduseres. Resten av året vil lufta være mer ustabil, noe som fører lufta over ryggen i øst mot nabodalførret i vestavind (FWP 2002).

### **Fossberga**

Vindmålinger er gjort fra stasjon 69100 Værnes. På Fossberga er det vind som kommer fra sørøstlig retning 42 % av tiden. Den sørøstlige vinden dominerer om natten hele året og om vinteren, mens vestavinden dominerer stort sett ellers (FWP 2002).

<sup>1</sup> For Lia og Fossberga er kun antall arbeidere ved deponi og pukkverk inkludert. Ved Hegstadmoen er det i stor grad innendørs arbeidsplasser som er telt. Det er uvisst i hvor stor grad og hvor lenge disse arbeiderne berøres av luktulemper.

<sup>2</sup> Ca. 660 ansatte i bedrifter, ca. 800 elever ved skoler og 23 arbeidere på deponiet. De aller fleste ligger innenfor hovedvindretningen. Mangler tellinger fra 5 firma, og besøkende er ikke telt med. (Ødegaard 2002).

<sup>3</sup> Telling i Strindamarka foretatt søndag 12. mars 1995 mellom klokken 11-15 ved passering jakthytta ved foten av Leiråsen (Asplan Viak 1995), totalt 116 personer. Antallet er delt på 7 for at tallet skal reflektere antall som gjennomsnittlig påvirkes daglig i. Ingen kjennskap til andre tellinger i området.

### Konklusjoner lukt

Det er vesentlig større luktulempen ved deponidrift på Hegstadmoen enn ved Lia og Fossberga. Det er i hovedsak det store antall ansatte ved de nærliggende næringseiendommene på Hegstadmoen som utgjør den store forskjellen. De fleste av disse er imidlertid innendørs, slik at de reelle luktulempene kan være noe begrenset i omfang.

Forskjellen mellom Lia og Fossberga er ubetydelige. Resultatene bør imidlertid brukes med varsomhet da det er relativt stor usikkerhet knyttet til tellingene som er gjort av antall brukere av Strindamarka ved Lia.

### 10.3.2 Støy

Krav fastsatt av SFT sier at boliger ikke skal ha utendørs støy som overstiger 50 desibel (dB). For friluftsområder er kravet 40 dB. I tabellen under oppsummeres antall personekvivalenter som eksponeres av støy over angitte grenseverdier. Støykildene er i hovedsak anleggsmaskiner og støy fra sorteringsanlegget, som normalt er i drift mellom 07-15 på hverdager.

STØY	Antall naboer over 50 dB	Antall markabrukere over 40 dB	Antall arbeidsplasser over 50 dB <sup>4</sup>	Totalt over grenseverdier
	PE / døgn	PE / døgn	PE / døgn	PE / døgn
Hegstadmoen	5	-	23	28
Lia	2-5 <sup>5</sup>		33	35
Fossberga	14	-	26	40

**Tabell 10.2:** Antall personer som eksponeres av støy over 50 dB.

Trafikkstøy på innfarter er ikke vurdert.

### Hegstadmoen

Det er i hovedsak bolighus vest for anlegget i tillegg til arbeidere ved deponiet som berøres av støy fra anlegget over angitte grenseverdier.

### Lia

Ingen bolighus er eksponert for støy på over 50 dB fra deponidriften. Slår man sammen støy nivået fra deponi- og pukkverksdriften vil imidlertid 1-2 boliger eksponeres over anbefalte grenseverdier på 50 dB. Langs tilførselsveien ned fra pukkverket finnes det ingen naturlig støyskjerming, og dette er et svakt punkt for området med tanke på støy. Terrenget fra deponiområde nummer 3 og området for sorteringsanlegget er sterkt skrånende ned mot underliggende boliger. Effektiv støyskjerming her er vanskelig. Stier og åser som brukere av Strindamarka ferdes på, er innenfor influensområdet for 40 dB, men stiene forutsette i all hovedsak å bli benyttet utenom driftstiden for begge anleggene.

<sup>4</sup> Støykotekart viser at støy nivå reduseres ved veggene på næringsbyggene. Antall arbeidere på deponiene (forutsatt likt antall for alle), samt arbeidere på pukkverk er inkludert

<sup>5</sup> Beregninger viser at ingen boliger vil ha utendørs støy fra deponiet som overstiger 50 dB. Samlet støy nivå fra deponi og pukkverk viser derimot at 1 til 2 boliger eksponeres av støy over grenseverdien.

### **Fossberga**

Planområdet for pukkverksdrift og deponidrift ligger slik i terrenget at relativt mange omkringliggende boliger eksponeres av støy. Imidlertid er støynivået fra pukkverket slik det drives i dag vesentlig høyere enn støyen fra deponiet, slik at influensområdet for støy ikke vil bli vesentlig utvidet som følge av støy fra deponidrift.

### **Konklusjoner støy**

Det er små forskjeller mellom de ulike alternativene i antall personekvivalenter som berøres av støy. Det er flest beboere omkring Fossberga som berøres av støy over anbefalte grenseverdi.

### 10.3.3 Estetikk / landskapsbilde

I tabellen under oppsummeres antall personekvivalenter som har nærinnsyn (200-800 meter) til deponiområdet. Datagrunnlag er hentet fra FWP, 2002. Det er kun antall boliger som ligger relativt nært deponiet som er vurdert, samt estimert bruk av nærliggende markaområde. Annen virksomhet med innsyn til deponi (fra tog (Dovrebanen), næringsvirksomhet, etc) er ikke inkludert i denne vurderingen.

<b>ESTETIKK</b>	<b>Antall naboer med nærinnsyn (200-800 meter)</b>	<b>Antall brukere med nærinnsyn</b>	<b>Totalt (gjennomsnitt)</b>
	PE / døgn	PE / døgn	PE / døgn
Hegstadmoen	12-16	-	14
Lia	12-23	16 <sup>6</sup>	33
Fossberga	23-35	-	29

*Tabell 10.3: Antall naboer og markabrukere med nærinnsyn til deponi.*

### **Hegstadmoen**

De sørlige partiene av deponiområdet er eksponert mot vest. Deponiområdet slik det fremstår i dag er eksponert mot vest, og er spesielt godt synlig fra noen gårdstun, blant annet Hegstad nordre. Området er også godt synlig fra deler av jernbanestrekninga på Dovrebanen, som går på vestsida av planområdet. Det er flere virksomheter på Hegstadmoen som har direkte innsyn til deponiområdet. Blant annet ligger Tine Norske Meierier BA tett opp til planområdet med godt innsyn til deponiet. 5-7 boliger har innsyn til deponiområdet med en avstand på 200-300 meter (FWP 2002).

### **Lia**

Arealene som ligger nærmest det planlagte deponiområde har lite innsyn. Det er imidlertid innsyn fra de nærmeste gårdene og fra Bratsbergvegen fra nord. På en avstand av 300-400 meter er det innsyn fra 5-10 boliger fra områdene i nord og vest. Innsyn fra sørvest er skjermet av Kleivapynten. Fra de nærliggende åsene Storbranden, Sæteråsen og Liaåsen i Strindamarka er det innsyn til planområdet (FWP, 2002).

---

<sup>6</sup> Telling i Strindamarka foretatt søndag 12. mars 1995 mellom klokken 11-15 ved passering jakthytta ved foten av Leiråsen (Asplan Viak 1995), totalt 116 personer. Antallet er delt på 7 for at tallet skal reflektere antall som gjennomsnittlig påvirkes daglig i. Ingen kjennskap til andre tellinger i området.



### **Fossberga**

Mot nord- og sørøst er planområdet svært eksponert, mens det mot sørvest og nordvest hovedsakelig ligger i le for nærområdene. Fra øst er det direkte innsyn fra bebyggelsen langs den gamle veitraseen på motsatt side av dalen. Også utvidelsesområdet og deler av Svartdalen er eksponert fra denne bebyggelsen. I en avstand på 300-800 meter fra øst er området svært godt synlig (FWP 2002).

### **Konklusjoner estetikk/landskapsbilde**

Fossberga er mest utsatt for estetiske ulemper tatt i betraktning nærinnsyn (200-800 meter) fra boliger. Totalt sett kommer Lia og Fossberga relativt likt ut, mens Hegstadmoen har færrest brukere med nærinnsyn..

## **10.4 Konklusjoner fra interessentanalysen**

Interessentanalysen indikerer at følgende aspekter er de viktigste knyttet til lokalisering av deponi: sivevann, støy, lukt, forsøpling, hygiene og estetikk.

Aspekter som har lav prioritet er: eiendomsverdi, etterbruk, trekkveier for vilt, støy, friluftsliv, trafikkikkerhet og biologisk mangfold.

Med utgangspunkt i de mest prioriterte aspektene, er det tallfestet hvor mange personekvivalenter (PE) som berøres av lukt, støy og estetikk innenfor definerte influensområder på Hegstadmoen, Lia og Fossberga. Resultatene er oppsummert under.

<b>Aspekt</b>	<b>Best</b>	<b>Dårligst</b>
<b>Lukt</b>	Lia/Fossberga	Hegstadmoen
<b>Støy</b>	Tilnærmet likt	
<b>Estetikk</b>	Hegstadmoen	Lia/Fossberga

Luktulemper innenfor anbefalte influensområde berører flest mennesker på Hegstadmoen, mens Fossberga og Lia kommer relativt likt ut. Forskjellene er relativt store.

Støyulemper over anbefalte grenseverdier berører tilnærmet like mange personekvivalenter i de ulike alternativene. Flest beboere blir berørt rundt Fossberga.

Estetiske ulemper ved nærinnsyn berører flest mennesker på Lia og Fossberga, mens Hegstadmoen kommer best ut.

Resultatene fra interessentanalysen må vurderes i lys av at dette var et pilotprosjekt der datagrunnlaget var begrenset. Vi tror likevel at interessentanalysen gir et rimelig godt bilde på hva ulike interessenter prioriterer i sin vurdering av miljøpåvirkninger ved deponier. Tallmaterialet knyttet til eksponering for de uvalgte miljøpåvirkningene som ble analysert burde imidlertid vært langt bedre. Evalueringen av de ulike alternativene i forhold til prioriterte lokale påvirkninger er derfor beheftet med usikkerhet.

## 11 Hovedkonklusjoner

For alle de analyserte miljøpåvirkningene gir deponi og sorteringsanlegg på **Hegstadmoen** (0a) best resultat, mens deponi og sorteringsanlegg på Fossberga (2a) gir dårligst resultat.

For miljøpåvirkningene forbruk av energi, forsuring og eutrofiering er 0a-alternativet *vesentlig* bedre enn de andre alternativene, mens det for miljøpåvirkningene drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet er relativt små forskjeller mellom alternativene.

Med bakgrunn i de analyserte **miljøpåvirkningskategoriene**, er rangeringen av de ulike lokaliseringalternativene som følger:

1. Hegstadmoen (deponi og sorteringsanlegg = 0a)
2. Lia (1a og 1b)
3. Fossberga (kun deponi = 2b)
4. Hegstadmoen/Meldal (sorteringsanlegg på Hegstadmoen = 0b)
5. Fossberga (deponi og sorteringsanlegg = 2a)

Det er urealistisk at Hegstadmoen kan benyttes i hele perioden, fordi det sannsynligvis vil bli fullt (avhengig av hvordan deponiavfallsmengdene utvikles). I så fall vil Lia fremstå som det beste alternativet.

Lia med og uten sorteringsanlegg (1a og 1b) rangeres totalt sette likt fordi redusert transport fra sorteringsanlegg til deponi (1a) ”spises opp” av økt transport fra sorteringsanlegg til energigjenvinning (1a).

For miljøpåvirkningskategoriene *energiforbruk, forsuring og eutrofiering*, er forskjeller i transportbelastningene avgjørende for totalresultatet. Dette medfører at de lokaliseringalternativene med de korteste transportavstandene får best miljøprofil.

For miljøpåvirkningskategoriene *drivhuseffekt, bakkenær osondannelse og human toksisitet* er det utslipp fra deponi som er avgjørende for de totale miljøbelastningene, og derfor har de ulike lokaliseringalternativene relativt lik miljøbelastning. De små forskjellene som oppstår mellom alternativene kommer av ulike transportavstander.

Det er gjennomført overslagsmessige vektingsanalyser som viser at utslipp fra deponi slår ut som viktigere enn utslipp fra transport. Dette betyr at det viktigste ved valg av deponilokalitet, er hvordan mulighetene er for tilrettelegging av kontrollert sigevannssopsamling og sigevannrensing.

Utnyttelse av returtransport ved samlokalisering med pukkverk, medfører forbedringspotensialer for alternativene Lia og Fossberga på 15-25%, men forbedringen påvirker ikke rangeringen mellom alternativene, slik at 0a-alternativet fremdeles gir best resultat.

Dersom bunnaskemengdene til deponi utgår slik at deponiet på Hegstadmoen varer lengre, vil 0b-alternativet bedres betraktelig, først og fremst på grunn av redusert transportbelastning, men også på grunn av økt utnyttelse av deponigass. Dette medfører at 0b-alternativet vil gi bedre resultat enn Lia-alternativene vedrørende

Interessentanalysen indikerer at følgende aspekter er de viktigste knyttet til lokalisering av deponi: sigevann, støy, lukt, forsøpling, hygiene og estetikk.

Aspekter som har lav prioritet er: eiendomsverdi, etterbruk, trekkveier for vilt, støv, friluftsliv, trafikksikkerhet og biologisk mangfold.

Med utgangspunkt i de mest prioriterte aspektene, er det tallfestet hvor mange personekvivalenter (PE) som berøres av lukt, støy og estetikk innenfor definerte influensområder på Hegstadmoen, Lia og Fossberga. Resultatene er oppsummert under.

<b>Aspekt</b>	<b>Best</b>	<b>Dårligst</b>
<b>Lukt</b>	Lia/Fossberga	Hegstadmoen
<b>Støy</b>	Tilnærmet likt	
<b>Estetikk</b>	Hegstadmoen	Lia/Fossberga

Luktulemper innenfor anbefalte influensområde berører flest mennesker på Hegstadmoen, mens Fossberga og Lia kommer relativt likt ut. Forskjellene er relativt store.

Støyulemper over anbefalte grenseverdier berører tilnærmet like mange personekvivalenter i de ulike alternativene. Flest beboere blir berørt rundt Fossberga.

Estetiske ulemper ved nærinnsyn berører flest mennesker på Lia og Fossberga, mens Hegstadmoen kommer best ut.

Resultatene fra interessentanalysen må vurderes i lys av at dette var et pilotprosjekt der datagrunnlaget var begrenset. Vi tror likevel at interessentanalysen gir et rimelig godt bilde på hva ulike interessenter prioriterer i sin vurdering av miljøpåvirkninger ved deponier. Tallmaterialet knyttet til eksponering for de uvalgte miljøpåvirkningene som ble analysert burde imidlertid vært langt bedre. Evalueringen av de ulike alternativene i forhold til prioriterte lokale påvirkninger er derfor beheftet med usikkerhet.

## 12 Referanser

- Asplan Viak AS, 1995, *Lia Pukkverk Konsekvensutredning*, Trondheim Kommune / Franzefoss Bruk AS, 1995.
- Econ 85/00: Miljøkostnader ved avfallsbehandling
- Estensen, A.S.G, Heie, Aa. 1991: Karakterisering av produksjonsavfall i Trondheim – hovedrapport, Vertitas Miljøplan
- FWP, 2002, *Konsekvensutredning av deponi for ordinært avfall i Trondheimsregionen*, April 2002, Fjellanger Widerøe Plan AS.
- Huijbregts, Mark A. J.: Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA. Time horizon dependency in toxicity potentials calculated with the multi-media fate, exposure and effects modell USES-LCA. Milieukunde, Universiteit van Amsterdam, March 2000.
- ISO 14031, Standard: Environmental Management - Environmental Performance Evaluation – Guidelines.
- Magnussen, K., Rønning, A., Møller, H. 1998: Vekting i LCA, Stiftelsen Østfoldforskning, OR 11.98.
- McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P.: *Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*, 2<sup>nd</sup> Ed. Blackwell Science, 2001.
- Okstad, A. O., et al, 2001, *Markaplan. Høringsutkast*, Plan- og bygningsetaten, Trondheim kommune.
- Rapport Hegstadmoen 2000
- Sandgren, J., Heie, Aa, Sverud, T., 1996 *Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall* SFT 96:16
- SCC-rapport 600120A (opplysninger fra Lars Volden, mai 2000)
- Storeng, Bente: Trondheim Energiverk Fjernvarme (pers.medd, 21.11.01)
- SSB, 2000, Folke- og boligtellinger 2000, Statistisk Sentralbyrå, [www.ssb.no](http://www.ssb.no)
- Volden, Lars: Trondheim Renholdsverk (pers. medd.)
- Ødegaard, M., 2002, Personlig henvendelse, Scandiaconsult AS.

## 13 VEDLEGG

### Vedlegg 1. Karakterisering av avfall til deponi

Avfallstyper / avfallsfraksjoner	tonn	%	Kommentarer
<b>Slagg transportert til deponi</b>	<b>17499</b>		
<b>Slagg deponert</b>	<b>9047</b>	<b>52,0 %</b>	
<b>Rest fra sorteringsplate</b> Tekstiler - 20% Metaller - 20% Glass - 10% Trevirke - 30% Div. ikke brennbart - 20%	<b>2509</b>	<b>14,4 %</b>	Avfallet sorteres ved hjelp av gravemaskin ved deponiet, og resten, dvs avfall som ikke kan forbrennes blir deponert (eks madrasser, vinduer o.l.)  Fordeling på avfallsfraksjoner fått fra Lars Volden (nov-01)
<b>Rest Peterson Ranheim</b> Plast - 66% Metaller - 34%	<b>1864</b>	<b>10,7 %</b>	Fordeling på avfallsfraksjoner fått fra Lars Volden (nov-01)
<b>Usortert produksjonavfall</b> Tekstiler - 1% Plast/gummi/lær - 19% Glass - 24% Metaller - 22% Annet ikke brennbart - 34%	<b>1446</b>	<b>8,3 %</b>	Total mengde registrert 2000 er redusert med 70% pga at det antas strengere sorteringskrav i fremtiden. Fordeling på avfallsfraksjoner fra Veritas-rapport: "Karakterisering av produksjonsavfall i Trondheim - hovedrapport" (Estensen og Heie, 1991). Brennbar andel er tatt ut (forutsettes levert HVS)
<b>Rest Hegstadmoen</b>	<b>931</b>	<b>5,3 %</b>	Betegnes som avfallsfraksjon "ikke brennbart", ref Lars Volden (nov -01)
<b>Rest Leangen</b>	<b>373</b>	<b>2,1 %</b>	
<b>Silgods</b>	<b>595</b>	<b>3,4 %</b>	Betegnes som avfallsfraksjon "bleier/bind" (mest likt)
<b>Bunnaske Energos</b>	<b>483</b>	<b>2,8 %</b>	
<b>Impregnert trevirke</b>	<b>155</b>	<b>0,9 %</b>	Sigevannsdata som for trevirke, bortsett fra for Cu, Cr og As
<b>SUM</b>	<b>17403</b>	<b>100,0 %</b>	

## Vedlegg 2. Beskrivelse av transportdata for avfall til deponi

Diesel, brennverdi: 36,2 MJ/l					Alternativ 0		Alternativ 1		Alternativ 2	
Data fra Anne-Lise Bratsberg, okt.-01					H-moen	Meldal	A (L+L)	B (L+H)	A (F+F)	B (F+H)
Biler	tonn	l/km	MJ/km	MJ/km,kg	km	km	km	km	km	km
Trp bunnaske fra HVS - deponi	10	0,4	14,48	0,001448	8	140	24	24	80	80
Trp bunnaske fra Energos - deponi	3,5	0,4	14,48	0,004137	36	162	24	24	60	60
Trp av rest fra gj.br.stasjon - deponi (snitt)*	3	0,4	14,48	0,004827	14	141	26	23	72	72
Trp av rest fra Peterson Ranheim - deponi	5,58	0,4	14,48	0,002595	36	162	24	24	60	60
Trp av silgods fra RA - deponi	2,38	0,4	14,48	0,006084	36	160	28	28	70	70
Trp av rest fra sort.plate - deponi**	5	0,4	14,48	0,002896	0	132	0	28	0	80

\* Bruker snittet mellom Hegstadmoen og Østbyen, inkl returtransport

\*\* antar transport med 5 tonn og 0,4 l/km (HLR, 8/11-01)

Forutsetninger vedr. transport av produksjonsavfall impregnert trevirke					Alternativ 0		Alternativ 1		Alternativ 2	
					H-moen	Meldal	A (L+L)	B (L+H)	A (F+F)	B (F+H)
Biler	tonn	l/km	MJ/km	MJ/km,kg	km	km	km	km	km	km
Trp prod.avfall til deponi *	3	0,4	14,48	0,004827	28	150	18	18	70	70
Trp impregnert trevirke til deponi#	5	0,4	14,48	0,002896	0	132	0	28	0	80

\*Antar at det brukes biler med tonnasje og drivstofforbruk tilsvarende dem som brukes til transport av rest fra gj.br.stasjoner til deponi.

Transportavstand oppgitt av A-L. Bratsberg for produksjonsavfall

# Transport kun fra sortering til deponi, tilsvarende som for rest fra sorteringsplate (ref. A-L.B)

### Vedlegg 3. Beskrivelse av transportdata for avfall til og fra sorteringsanlegg

Diesel 36,2 MJ/l					O		1		2	
Fra sortering til materialgjenvinning	tonn	l/km	MJ/km	MJ/km,kg	H-moen km	Meldal km	1A km	1B km	2A km	2B km
Papp	24	0,5	18,1	0,000754	36		36	36	60	60
Papir	28	0,5	18,1	0,000646	72		72	72	44	72
Drikkekartong	26	0,5	18,1	0,000696	550		550	550	580	550
Plast*	18	0,5	18,1	0,001006	439		439	439	409	439
Kulde/hvitevarer	2,5	0,4	14,48	0,005792	27		27	27	72	27
Elektronikkskrot	7	0,4	14,48	0,002069	80		80	80	52	80
Metallskrap	14	0,5	18,1	0,001293	44		44	44	74	44
Glass	30	0,5	18,1	0,000603	82		82	82	54	82

\* Antar snittavstand for folie- og hardfraksjon:  $(108+770)/2 = 439$

Fra sortering til	tonn	l/km	MJ/km	MJ/km,kg	H-moen km	Meldal km	1A km	1B km	2A km	2B km
Deponi**	5,58	0,4	14,48	0,002595	0	66	0	15	0	45
HVS**	5,58	0,4	14,48	0,002595	4		15	4	42	4
Andre forbr.anlegg**	5,58	0,4	14,48	0,002595	13		2	13	40	13

\*\* Data fra FWP: 6 tonn per bil, dvs bruker samme bil som "Trp av rest fra Peterson Ranheim - deponi" fra deponi-LCA'en

Til sorteringsanlegg	tonn	l/km	MJ/km	MJ/km,kg	H-moen km	Meldal km	1A km	1B km	2A km	2B km
Miljøavfall	2	0,4	14,48	0,0072	12		9	12	35	12
Papir	4	0,4	14,48	0,0036	12		9	12	35	12
Papir/papp **	4	0,4	14,48	0,0036	12		9	12	35	12
Papir, andre $\alpha$	9	0,5	18,1	0,0020	142		142	142	142	142
Papp, ren**	4	0,4	14,48	0,0036	12		9	12	35	12
Plast, ren**	2	0,4	14,48	0,0072	12		9	12	35	12
Plast, andre $\alpha$	14	0,5	18,1	0,0013	142		142	142	142	142
Metall**	2	0,4	14,48	0,0072	12		9	12	35	12
Trevirke	4	0,4	14,48	0,0036	12		9	12	35	12
Glass	2	0,4	14,48	0,0072	12		9	12	35	12
Produksjonsavfall	4	0,4	14,48	0,0036	12		9	12	35	12
Rest gjenbruksstasjon	0,25	0,1	3,62	0,0145	12		9	12	35	12

\*\* Tonnasjemengde per bil antatt av hlr 7/2-02

Like biler: Papir/papp, papir andre, papp ren, trevirke, rest gjbr stasj. - felles navn: papir til sort.anl

Like biler: miljø, plast ren, metall, glass - felles navn: div til sort.anl

$\alpha$  For avstand til andre kommuner benyttes en gjennomsnittsavstand for:

Steinkjer	120	120	120	120	90	120
FIAS	170	170	170	170	200	170
HAMOS	44	44	44	44	74	44
IR	90	90	90	90	60	90
Kr.sund	200	200	200	200	230	200
MNA	230	230	230	230	200	230
<b>Snitt brukt</b>	<b>142</b>	<b>142</b>	<b>142</b>	<b>142</b>	<b>142</b>	<b>142</b>

#### Vedlegg 4: Grunnlag for beregning av miljøpåvirkninger

Tabell 1 viser hvilke parametre som bidrar til **drivhuseffekt i g CO<sub>2</sub>-ekvivalenter**.

Parameter	g CO <sub>2</sub> -ekv	Referanse
CO <sub>2</sub>	1	Eco-Indicator 99, Pre, Mark Goedkoop, original factors from Schimel et al 1996. Listen er lengre, men tabellen er begrenset til faktorene benyttet i denne analysen.
CH <sub>4</sub>	21	
N <sub>2</sub> O	310	

Tabell 2 viser hvilke parametre som bidrar til **forsuring i g SO<sub>2</sub>-ekvivalenter**.

Parameter	g SO <sub>2</sub> -ekv	Referanse
HCL	0,877	Heijungs 1992. Listen er lengre, men tabellen er begrenset til faktorene benyttet i denne analysen.
HF	1,6	
NH <sub>3</sub> (aq)	1,88	
NH <sub>3</sub>	1,88	
NO <sub>x</sub>	0,696	
SO <sub>2</sub>	1	
SO <sub>x</sub>	1	

Tabell 3 viser hvilke parametre som bidrar til **eutrofiering i g O<sub>2</sub>-equivalenter**

Parameter	g O <sub>2</sub> -equivalenter	Referanse
COD	1	Lindfors et al., 1995. Listen er lengre, men tabellen er begrenset til faktorene benyttet i denne analysen.
NH <sub>3</sub> (aq)	16	
NH <sub>3</sub>	16	
Nox	6	
Tot-N	20	
Tot-P	140	

Tabell 4 viser hvilke parametre som bidrar til **bakkenær osondannelse (POCP) i g ethene-equivalenter**

Parameter	g ethene-ekvivalenter	Referanse
Fenol	0,4	Eco-Indicator 1999, Goedkoop, M., Pré Consultants B.V., Netherlands April 2000, faktorene er basert på Jenkin 1997. Listen er lengre, men tabellen er begrenset til faktorene benyttet i denne analysen.
HC	0,4	
VOC	0,4	
CO	0,04	
CH <sub>4</sub>	0,006	
CHCl <sub>3</sub>	0,004	
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	0,01	
CH <sub>3</sub> Cl	0,023	
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	0,001	
EDC	0,01	
VCM	0,438	



Bruk av livsløpsvurdering (LCA) for vurdering av alternative deponilokaliseringer i Trondheimsregionen.

---

TRI	0,111
PER	0,014
Benzene	0,218
Ethene	1
Ethene oxide	0,4
Formaldehyde	0,519
i-propanol	0,203
Isobutane	0,411
Propene oxide	0,4
Propene	0,599
pentane	0,3
Styrene	0,4
Toluene	0,637
Phenol	0,4
	0,592