



Stiftelsen Østfoldforskning

**Vurdering av
kildesortering og
gjenvinning av
plastemballasjeavfall med
Optibag-system for HAF**

HAF
(Helgeland
Avfallsforedling)

Hanne Lerche Raadal
Cecilia Askham Nyland

Stiftelsen Østfoldforskning
November 2003
OR 26.03
www.sto.no

RAPPORTFORSIDE

Rapportnr: OR 26.03	ISBN nr: 82-7520-496-8 ISSN nr: 0803-6659	Rapporttype: Oppdragsrapport
Rapporttittel: Vurdering av kildesortering og gjenvinning av plastemballasjeavfall med Optibag-system for HAF.		Forfatter(e): Hanne Lerche Raadal og Cecilia Askham Nyland
Prosjektnummer: 233680	Prosjekttittel: Plast Optibag.	
Oppdragsgivere: SHMIL, HAF, Plastretur		
Kontaktpersoner: Håkon Johansen (SHMIL), Geir Nerdal (HAF), Gerd Oddveig Bråten (Plastretur)		
Sammendrag: Med bakgrunn i at Helgeland Avfallsforedling (HAF) og Søndre Helgeland Miljøverk (SHMIL) vurderer å innføre kildesortering av emballasjeplast fra husholdningene, har avfallsselskapene, sammen med Plastretur, gjennomført et prosjekt som ser på miljø- og kostnadmessige forhold ved ulike løsninger for behandling av plastemballasje. Følgende konklusjoner kan trekkes: <ul style="list-style-type: none"> - Plast er et materiale som er miljøbelastende å fremstille, og som øker i mengde. Det er derfor viktig å legge til rette gode behandlingsløsninger for plastemballasjeavfall. - En kombinasjon av materialgjenvinning og industriell energigjenvinning av plastemballasje gir klart større miljøgevinst enn forbrenning og deponering. - Kildesortering av plastemballasje gir økte miljøbelastninger fra transport, men dette er ubetydelige i forhold til nytten ved gjenvinning av innsamlet plast. - Kildesortering av plastemballasje medfører høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn å la plast følge restavfallet til deponi eller forbrenning. Det er først og fremst økte kostnader til informasjon, sortering og transport som gjør kildesorteringsalternativene mer kostbare enn restavfallsbehandling. - Innføring av kildesortering vil gi tilnærmet uendrede driftskostnadene for HAF i forhold til dagens kostnadene (uten kildesortering) fordi økte kostnader ved kildesortering balanseres av sparte kostnader for restavfallsbehandling ved at mindre mengde blir deponert/forbrent. 		
Emneord: * Plastemballasje * Avfallshåndtering * Miljøvurdering * Nytte-kostnadsvurdering	Tilgjengelig Denne side: Åpen Denne rapporten: Åpen	Antall sider I rapporten: 28 I vedlegg: 2
Godkjent 07.11.03 Dato:		
_____	_____	
Prosjektleder (sign)	Instituttleder (sign)	

INNHOOLD

1	INNLEDNING	4
1.1	BAKGRUNN	4
1.2	MÅL FOR PROSJEKTET	4
1.3	ORGANISERING AV PROSJEKTET	4
1.4	METODIKK	5
2	PLASTEMBALLASJE GENERELT	7
2.1	MENGDEN PLASTEMBALLASJE ØKER	7
2.2	PLAST ER RESSURSBELASTENDE Å FREMSTILLE	7
2.3	PLAST OG AVFALLSPOLITIKK	8
3	FORUTSETNINGER OG DATAGRUNNLAG	10
3.1	FUNKSJONELL ENHET	10
3.2	BESKRIVELSE AV DE ULIKE ALTERNATIVENE	10
3.3	DATAGRUNNLAG	13
4	RESULTATER MILJØ- OG RESSURSPROFIL	15
4.1	SAMMENLIGNING AV MILJØPROFIL	15
4.2	DRIVHUSEFFEKT	20
4.3	FORSURING	21
4.4	TOTALT ENERGIFORBRUK	22
4.5	MILJØKOSTNADER	23
4.6	OPPSUMMERING	24
5	NYTTE-KOSTNADSVURDERING	25
6	KONKLUSJONER	27

Vedlegg A LCA-metodikk

1 INNLEDNING

1.1 BAKGRUNN

Helgeland Avfallsforedling (HAF) og Søndre Helgeland Miljøverk (SHMIL) vurderer å utvide kildesorteringssystemet til å omfatte emballasjeplast fra husholdningene. Begge selskapene har i dag kildesorteringssystem basert på Optibag-poser med tilhørende sorteringsanlegg. HAF representerer ca 37 000 innbyggere som per i dag kildesorterer følgende to fraksjoner: mat og restavfall.

En utvidelse av kildesorteringssystemet vil i praksis fungere slik at hver husholdning får utdelt ekstra poser med 'ny' farge for å sortere emballasjeplast i dem. Dunken og renovasjonsbilene vil da inneholde poser med tre forskjellige farger, mot to farger som det er i dag. På sorteringsanlegget kan sorteringsutstyret omstilles/ombygges slik at de nye posene blir sortert ut i egne containere for videre transport til ettersortering.

For å skaffe best mulig beslutningsgrunnlag for oppstart av kildesortering av plast i husholdninger, har avfallsselskapene, sammen med Plastretur, ønsket å gjennomføre miljø- og samfunnsmessige vurderinger av ulike løsninger for behandling av plastemballasje.

1.2 MÅL FOR PROSJEKTET

Gjennomføre overslagsmessige miljø- og samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsvurderinger av ulike innsamlingsordninger for plast, basert på optibag-systemet.

1.3 ORGANISERING AV PROSJEKTET

Prosjektet har vært et samarbeid mellom Helgeland Avfallsforedling (HAF), Søndre Helgeland Miljøverk (SHMIL), Plastretur og Stiftelsen Østfoldforskning (STØ). Det har vært avholdt separate oppstartsmøter for hvert selskap og et felles oppsummeringsmøte i prosjektperioden. Følgende personer har deltatt på møtene:

- Håkon Johansen (SHMIL)
- Hanne Nordgaard (SHMIL)
- Toril Forsmo (SHMIL)
- Geir Nerdal (HAF)
- Ståle Lysfjord (HAF)
- Gerd Oddveig Bråten (Plastretur)
- Hanne Lerche Raadal (STØ)

Det er utarbeidet separate rapporter for SHMIL og HAF.

1.4 METODIKK

Studien er gjennomført med bruk av livsløpsvurderinger (LCA) basert på ISO-standardene 14040-43. I vedlegg A er metodikken forklart nærmere.

STØ har brukt dataprogrammet SimaPro 5.1 for å gjennomføre forstudien. Dette er et simuleringsprogram for systematisering og beregning av livsløpsdata. I tillegg inneholder det databaser for ulike produkter, energibærere og prosesser.

SHMIL, HAF og Plastretur har samlet inn spesifikke data for innsamling og behandling av plastemballasje fra husholdninger. Utover dette er det brukt generelle data for utslipp ved energigjenvinning, samt produksjon av jomfruelig plast og ulike energibærere. De generelle dataene er hentet fra databasene i SimaPro og fra tidligere livsløpsvurderinger som STØ har gjennomført.

Følgende miljøpåvirkningskategorier inngår i miljø- og ressursvurderingen:

- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Totalt energiforbruk

Tabell 1.1 viser eksempel på hvilke utslipp som bidrar til de ulike miljøpåvirkningene og de potensielle miljøeffekter disse kan gi.

Miljøpåvirknings-kategori	Eksempel på utslipp	Potensielle miljøeffekter
Drivhuseffekt (global klimaendring/ GWP)	CO ₂ N ₂ O CH ₄ CF ₄ /C ₂ F ₆	Temperaturøkning i nedre delen av atmosfæren som kan gi klimaendringer, noe som videre kan føre til alvorlige konsekvenser for hele jorda i form av endret og mer ekstremt klima, økt ørkendanning, hevet vannstand pga isbresmelting, osv.
Forsuring	SO ₂ HCl NO _x	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsning av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse.
Totalt energiforbruk (forbruk av ressurs)	Ingen utslipp, men forbruk av energiressurser i form av potensiell energi, sol-, vind-, bølgeenergi og fossil energi.	Ingen direkte miljøeffekter, men endring i forbruket av de ulike energibærere kan gi endringer i de andre miljøpåvirkningskategoriene.

Tabell 1.1: Sammenheng mellom miljøpåvirkningskategori, utslipp og potensielle miljøeffekter

Den samfunnsøkonomiske vurderingen er gjennomført som en nytte-kostnadsanalyse (NOU 1998:16) med basis i beregninger utført ved hjelp av livsløpsvurderingene (LCA). Dette innebærer at utslippene som er beregnet i LCA-vurderingen blir multiplisert med spesifikke verdsettingsparametere (Econ, 2000), og representerer således de eksterne kostnadene (miljøkostnader) i nytte-kostnadsvurderingen.

Med basis i det samme systemet, er det innhentet *interne* kostnader for de ulike aktivitetene. De interne kostnadene skal gjenspeile konvensjonelle driftskostnader (drift, investering, o.l.), *eksklusive* avgifter (grønne skatter) for alle ledd i systemet. Det totale samfunnsøkonomiske regnskapet viser summen av de interne og eksterne kostnadene.

Presentasjonen av resultatene viser både netto miljønytte og samfunnsøkonomiske kostnader (oppdelt i interne og eksterne kostnader). En slik presentasjon viser hva som under dagens verdifastsettelse er samfunnsøkonomisk lønnsomt. I tillegg vil man gjennom en slik presentasjon kunne synliggjøre eventuelle viktige politiske incentiver som vil være nødvendige for at det som er miljømessig nyttig også kan bli samfunnsøkonomisk lønnsomt.

2 PLASTEMBALLASJE GENERELT

I dette kapitlet blir plastemballasje diskutert i forhold til at:

- plastemballasjemengdene øker
- plast er ressursbelastende å produsere
- plast og avfallspolitikk

2.1 MENGDE PLASTEMBALLASJE ØKER

En trend i samfunnet er at plast som materiale stadig øker i omfang. Dette underbygges av studier gjennomført i EU, som viser at bruken av plastemballasje øker årlig med 4-5% (Argus, 2001), samt at det antas at denne økningen vil fortsette eller øke ytterligere.

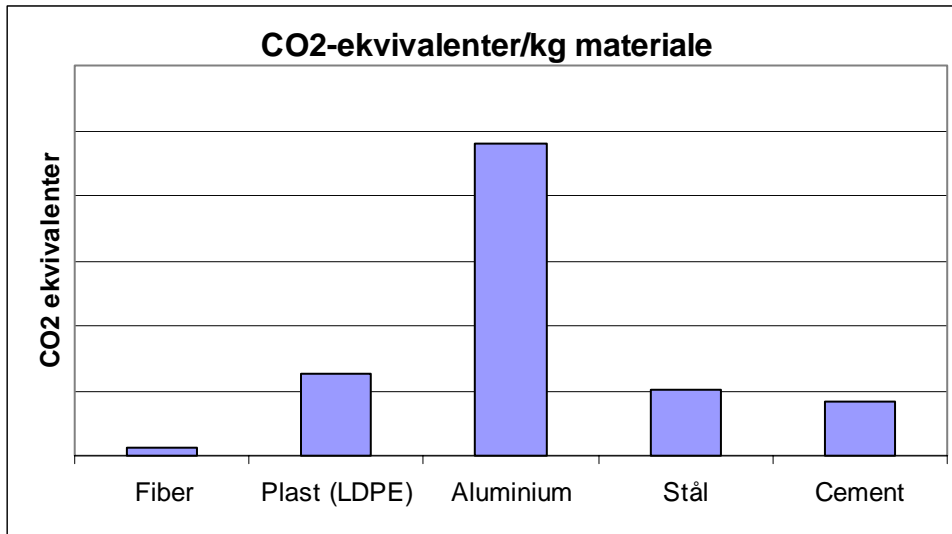
Økningen underbygges også av studier om emballasjeoptimering (Møller et. al., 2002) som STØ årlig gjennomfører for NOK (Næringslivets emballasjeoptimeringskomité). Resultatene viser at plastemballasje øker i omfang på bekostning av andre emballasjematerialer, samt at økningen kommer av en generell økning i bruk av plastemballasje både til transportemballasje og til forbrukeremballasje. Markedets behov for plastemballasje er altså stadig økende.

I tillegg viser studien at økningen i plastemballasjeforbruket er større enn den totale økningen i materialgjenninningsgrad for plastemballasje. Det betyr at det stadig genereres mer plastemballasjeavfall uten at det er opprettet tilstrekkelig med løsninger for materialgjenvinning, og dermed må emballasjen avfallshåndteres på andre måter (forbrenning og deponi).

2.2 PLAST ER RESSURSBELASTENDE Å FREMSTILLE

Den største miljønyttan ved å materialgjenvinne avfall er at avfallet kan inngå som råvare i nye produkter og dermed erstatte jomfruelig produsert råvare. Dette kommer av at utvinning og fremstilling av råvarer er energikrevende og miljøbelastende prosesser for de fleste materialer.

Figur 2.2 under viser forholdet mellom utslipp av CO₂-ekvivalenter for produksjon av 1 kg av de ulike materialtypene, fiber, plast, aluminium, stål og sement.



Figur 2.2: Relative utslipp av CO₂-ekvivalenter for produksjon av 1 kg av ulike materialer.

Figuren viser at aluminium er det materialet som er mest miljøbelastende i forhold til drivhuseffekt å fremstille. Deretter kommer plast, stål, sement og fiber. Årsaken til at fiber kommer langt ned på listen, er at disse materialene er produsert fra biologiske ressurser, og at de i foredlingsprosessen i stor grad utnytter energien i kapp og svinn som oppstår.

Dette betyr at i forhold til klimagassutslipp er det viktigst å gjenvinne aluminium, dernest plast, stål, sement og fiber.

2.3 PLAST OG AVFALLSPOLITIKK

Det brukes årlig ca. 107.000 tonn plastemballasje i Norge (Plastretur). Med bakgrunn i EØS-avtalen har næringslivet i en avtale med Miljøverndepartementet forpliktet seg til å gjenvinne 80 % av plastemballasjen som kommer ut på det norske markedet. Herav skal 30 % materialgjenvinnes og 50 % energigjenvinnes. Plastretur AS, materialselskapet for plast, er ansvarlig for å utvikle og organisere innsamling og gjenvinning for å nå målene i avtalen. Returordningene finansieres gjennom et vederlag som betales av bedrifter som bruker plastemballasje.

I EU's forslag til nytt emballasjedirektiv (EU Packaging and Packaging Waste Directive 94/62/EC) er det foreslått at kravet til materialgjenvinning for plastemballasje skal økes fra 15% til 22,5%. Det er en klar holdning i EU-parlamentet at man ønsker en sterkere fokus på

avfallsminimering og materialgjenvinning gjennom implementering av EU-direktivet nasjonalt.

Nasjonalt ligger de sterkeste føringene i Stortingsmelding nr. 24 (2000-01) som ble fremlagt av Regjeringen Stoltenberg i januar 2001. Her ble avfallsreduksjon gjennom forebyggende tiltak videreført som et overordnet mål for avfallspolitikken. Dette ble konkretisert ved at generert mengde avfall skal frikobles fra den økonomiske utviklingen i samfunnet, målt i brutto nasjonalprodukt. Videre fremgår det av St.melding 24 at maksimum 25% av avfallsmengden i 2010 skal deponeres, og at avfallet skal behandles på den miljømessig og samfunnsøkonomisk mest forsvarlige måte. Dersom materialgjenvinning er likeverdig med energigjenvinning samfunnsøkonomisk, skal materialgjenvinning prioriteres i følge St.meldingen.

I Sem-erklæringen fra de tre samarbeidspartiene som står bak Regjeringen Bondevik har man gått et langt skritt videre i forhold til å tilstrebe en avfallspolitikk der materialgjenvinning er det primære, forbrenning det sekundære, med deponering som siste alternativ.

3 FORUTSETNINGER OG DATAGRUNNLAG

3.1 FUNKSJONELL ENHET

Miljø- og ressursvurderingene, samt kost-nyttevurderingene er alle gjennomført i forhold til følgende funksjonelle enhet:

Avfallshåndtering med tilhørende transport og eventuell sortering av ett tonn plastemballasje fra husholdninger som forutsettes å bestå av 75% LDPE og 25% HDPE.

3.2 BESKRIVELSE AV DE ULIKE ALTERNATIVENE

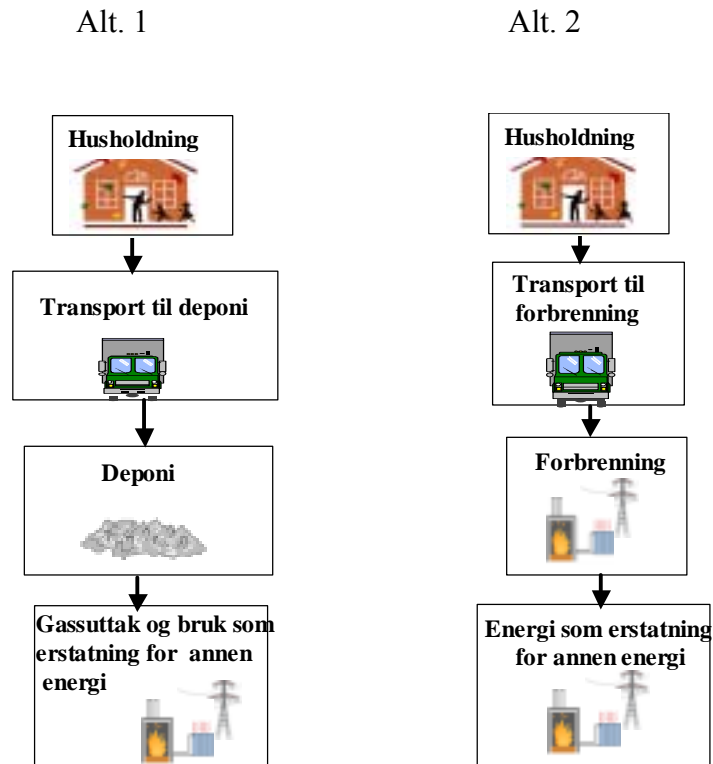
Følgende fire alternative behandlingsløsninger for plastemballasjeavfall fra husholdningene er vurdert (se nærmere forklaring av alternativene nedenfor):

1. Dagens deponiløsning lokalt (plast blandet med restavfall).
2. Forbrenning i Trondheim på Heimdal Varmesentral (plast blandet med restavfall).
3. Kildesortering av plastemballasje og transport til sorteringsanlegg i Trondheim, og lokal deponering av plastemballasje som ikke kildesorteres.
4. Kildesortering av plastemballasje og transport til sorteringsanlegg i Trondheim, og forbrenning i Trondheim (på Heimdal Varmesentral) av plastemballasje som ikke kildesorteres.

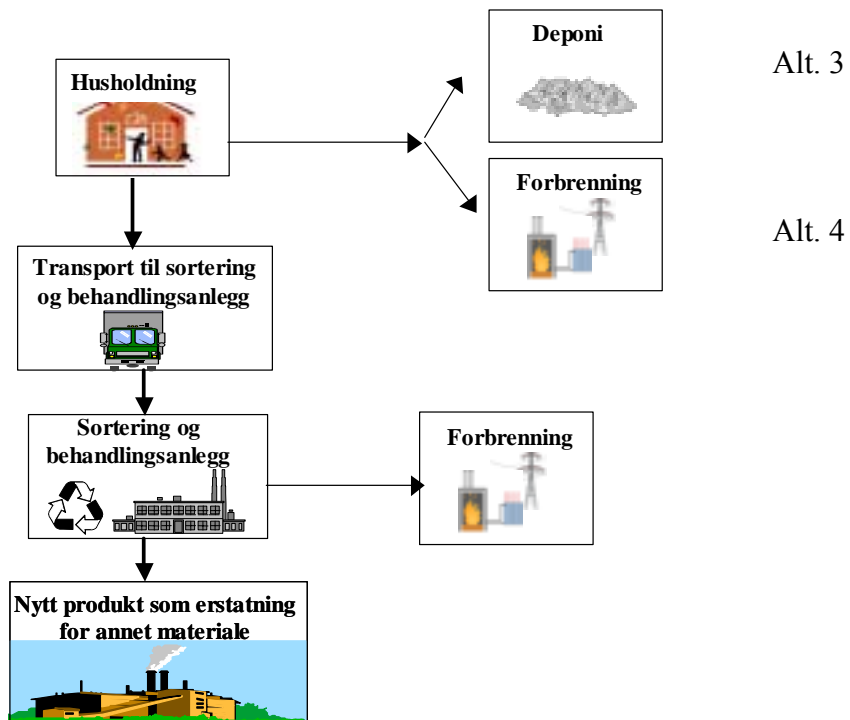
Alternativ 1 og 2 forutsetter at det ikke er noe kildesorteringssystem for plastemballasje, men at all plastemballasje samles inn blandet med restavfall i felles poser (hvite).

Alternativ 3 og 4 forutsetter at det er innført kildesortering for plastemballasje ved at det skal samles inn separat i poser med egen farge. Den plastemballasjen som samles inn på denne måten blir videre i rapporten betegnet som 'kildesortert plast' og danner grunnlaget for beregnet innsamlingsgrad i systemet. Videre forutsettes at husholdningene ikke klarer å kildesortere alt det plastemballasjeavfallet som oppstår. Den mengden som ikke kildesorteres, forutsettes å bli samlet inn blandet med restavfall i de hvite posene, og dette blir videre avfallsbehandlet på samme måte som restavfallet, henholdsvis på deponi (alternativ 3) og i forbrenningsanlegg i Trondheim (alternativ 4).

Livsløpsmodellene for de fire alternative systemene er vist i figur 3.1 og 3.2.



Figur 3.1: Livsløpsmodell for alternativene uten kildesortering (alternativ 1 og 2)



Figur 3.2: Livsløpsmodell for alternativene med kildesortering (alternativ 3 og 4).

Alternativ 3 og 4 er like, bortsett fra type restavfallsbehandling. I alternativ 3 blir den mengde plast som ikke kildesorteres lagt på deponi, mens dette i alternativ 4 blir transportert til forbrenningsanlegg i Trondheim.

Data fra Plastretur viser at innsamlingsgrader i kildesorteringssystemer avhenger av type innsamlingssystem, i tillegg til grad av informasjon og motivasjon hos brukerne. Innsamlingsgrad for ulike typer av hentesystem varierer mellom 2 og 9 kg per person og år (Plastretur).

Med bakgrunn i erfaringstall fra Plastretur, samt SHMIL og HAFs egne vurderinger, antas i første omgang at Optibag-systemet vil gi en gjennomsnittlig innsamlingsgrad på ca 45% (tilsvarende 6 kg plastemballasje per person og år). Innsamlingsgraden er beregnet som følger:

$$\frac{\text{Mengde innsamlet plastemballasjeavfall per person og år (kg)}}{\text{Total mengde oppstått plastemballasjeavfall per person og år (kg)}} = \textit{innsamlingsgrad}$$

Total mengde oppstått plastemballasjeavfall per person og år er beregnet med basis i tall fra Plastretur og utgjør 13,4 kg per person og år.

Av den mengde plast som samles inn, blir en større andel (ca 75%) sortert ut for å bli benyttet som brensel til ulike industriformål (industriell energigjenvinning). Hovedårsakene til dette er dels at dagens teknologi for materialgjenvinning ikke kan ta hånd om alle typer plastemballasjeprodukter som finnes på markedet, og dels begrensninger i dagens manuelle sorteringsteknologi. Den sorterte plasten ('energiplast') forutsettes å bli benyttet som brensel i sementproduksjon i Danmark (Aalborg Portland). Dette er et industrianlegg som har kontinuerlig behov for energi, og som alternativt hadde benyttet petroleumskoks (petcoke) som brensel. Dette betyr at anlegget har tilnærmet 100% energiutnyttelsesgrad og erstatning av fossile brensler, noe som totalt sett gir betydelig større miljøgevinst enn energiutnyttelse på avfallsforbrenningsanlegg.

3.3 DATAGRUNNLAG

Tabell 3.1 under viser en oversikt over datagrunnlaget som er benyttet i miljø- og ressursvurderingene.

Aktivitet	Data	Kilde	Kommentarer
Innsamling av plastemballasje fra husholdninger	65 km og 4,6 tonn per bil.	HAF	
Deponi	Deponering av plast	SFT 96:16	
Gassuttak og bruk	Oppvarming og el	HAF, SFT 96:16	
Transport til forbrenningsanlegg	Transport fra Mo i Rana til Trondheim: 560 km, 28 tonn/bil	HAF	Det forutsettes at returtransporten utnyttes til andre formål.
Forbrenning restavfall og erstattet energi	Utslipp ved forbrenning Utnyttelsesgrad: 75% Erstattet energi: 75% olje og 25% elektrisitet	SFT 96:16 Storeng	Data fra Bente Storeng (Trondheim Energi, Fjernvarme)
Trp av kildesortert plast til sentral sortering	Transport fra Mo i Rana til Trondheim: 560 km, 28 tonn/bil		Det forutsettes at returtransporten utnyttes til andre formål.
Trp av sortert plast til gjenvinning	Transport til hhv Sverige (hard plast), Litauen (folie) og Danmark ('energiplast')		
Materialgjenvinning og erstattet materiale	Energibruk ved materialgjennvinningsprosessene (i Sverige for hardplast og i Litauen for folie). Erstattet materiale forutsettes å være jomfruelig produsert LDPE og HDPE	Boustead 2003	Generelle data for energibruk, men spesifikk energimiks for elektrisitet i de ulike land. Svinn fra m.gjv.-prosessen (i hovedsak etiketter, lim, sand m.m, + små mengder LDPE og HDPE) er ikke inkludert.
Energi-gjenvinning og erstattet energi	Utslipp ved forbrenning Utnyttelsesgrad: 100% Erstattet energibærer: petroleumskoks (petcoke)	SFT 96:16 Aalborg Portland	

Tabell 3.1: Data og kilder for miljø- og ressursvurderingen.

Tabell 3.2 under viser grunnlag for kostnadsberegninger for de ulike hovedaktiviteten i avfallssystemet. Økonomidata for interne kostnader er i hovedsak oppgitt av HAF og Plastretur.

Aktivitet	Grunnlag for beregning av kostnad/nytte	Kommentarer/kilde
Husholdninger	Eventuelle tidskostnader (forutsettes 0)	
Innsamling av plast-emballasje fra husholdninger	Driftskostnader for innsamling og pressing av plast minus innsamlingsstøtte fra Plastretur.	HAF/Plastretur
Deponi	Behandlingskostnad for deponering (ekskl. sluttbehandlingsavgift = 427 kr/tonn)	HAF
Gassuttak og bruk	Nytte ved at gassen utnyttes og erstatter olje/el.	
Transport til forbrenningsanlegg	Kostnader for transport fra Mosjøen til Trondheim.	Det forutsettes at returtransporten utnyttes til andre formål.
Forbrenning restavfall og erstattet energi	Behandlingskostnad for forbrenning (ekskl. sluttbehandlingsavgift = 80 kr/tonn) minus netto nytte ved salg av energi (i forhold til annen energi)	Data fra Bente Storeng (Trondheim Energi, Fjernvarme)
Trp av kildesortert plast til sentral sortering	Transportkostnader for Plastretur	Plastretur
Trp av sortert plast til gjenvinning	Transportkostnader for Plastretur	Plastretur
Material-gjenvinning og erstattet materiale	'Gate fee' - kostnader for Plastretur for behandling av sortert plast minus nytten ved salg av regranulat (pris på regranulat forutsettes å være halvparten av pris på jomfruelig granulat).	Plastretur
Energi-gjenvinning og erstattet energi	'Gate fee' - kostnader for Plastretur minus nytten for industrianlegget ved bruk av energien (sparte kostnader for erstattet, alternativ energi).	Plastretur / CemMiljø A/S
Informasjonskostnader	Antatt kostnad for diverse informasjonsmateriell og -distribusjon for oppstart og drift av plastinnsamlingssystem.	SHMIL/HAF

Tabell 3.2: Grunnlag for beregning av interne kostnader i kost-nyttevurderingen.

4 RESULTATER MILJØ- OG RESSURSPROFIL

I dette kapitlet er resultatene fra livsløpsvurderingene presentert. Kapittel 4.1 viser en sammenligning av alternativene for de vurderte miljøpåvirkningene totalt sett, mens kapitlene 4.2 til 4.5 sammenligner resultatene fordelt over aktivitetene som inngår i de ulike alternativene.

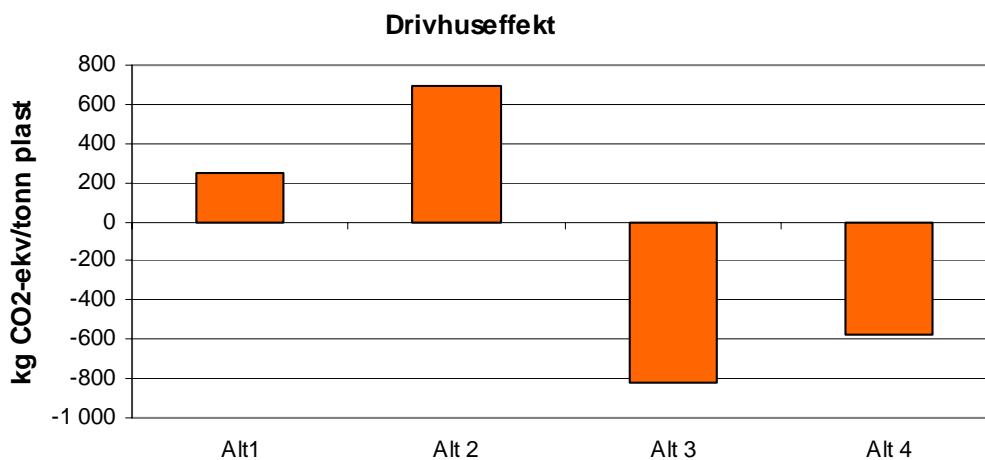
4.1 SAMMENLIGNING AV MILJØPROFIL

Figur 4.1 til 4.3 under viser miljøprofilen for de vurderte miljøpåvirkningskategoriene for de vurderte alternativene:

1. Dagens deponiløsning lokalt (plast blandet med restavfall).
2. Forbrenning i Trondheim på Heimdal Varmesentral (plast blandet med restavfall).
3. Kildesortering av plastemballasje og transport til sorteringsanlegg i Trondheim, og lokal deponering av plast som ikke kildesorteres.
4. Kildesortering av plastemballasje og transport til sorteringsanlegg i Trondheim, og forbrenning av det som ikke kildesorteres i Trondheim (på Heimdal Varmesentral).

Drivhuseffekt

Figur 4.1 viser totalt bidrag til drivhuseffekt for de fire vurderte alternativene.



Figur 4.1: Totalt bidrag til drivhuseffekt for de vurderte alternativene.

Figur 4.1 viser at det er stor forskjell mellom alternativene når det gjelder drivhuseffekt: Alternativene uten kildesortering (1 og 2) medfører et netto bidrag til drivhuseffekt på henholdsvis ca 400 og 800 kg CO₂-ekvivalenter per tonn plast som oppstår i husholdningene. Alternativene med kildesortering (3 og 4) gir derimot en netto besparelse av drivhuseffekt på henholdsvis ca 700 og 500 kg CO₂-ekvivalenter per tonn plast.

Dette viser at for drivhuseffekt gir det klart størst miljønytte å kildesortere plastemballasje for materialgjenvinning, uansett om restavfallsbehandling er deponi eller forbrenning.

Årlig utslipp fra en personbil (15 000 km) er ca 3000 kg CO₂ (Flugsrud et. al., 2000, Bang et. al., 1998). Med en forutsatt innsamlingsgrad på 45% (6 kg/person, år) og 41 000 innbyggere i HAFs region, vil innføring av de vurderte alternativene medføre utslipp / sparte utslipp av drivhusgasser i størrelsesorden som vist under:

Alt. 1: *utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 41 personbiler

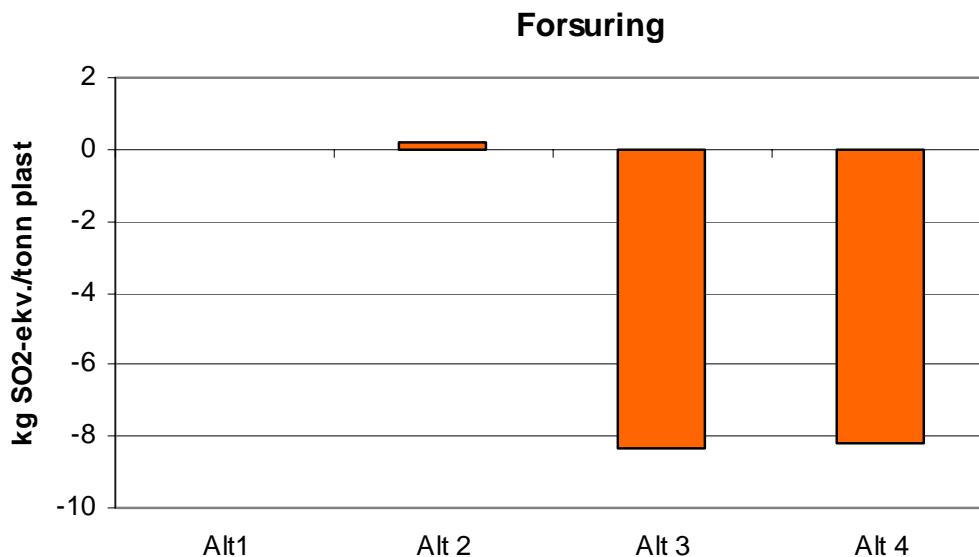
Alt. 2: *utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 114 personbiler

Alt. 3: *sparte utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 134 personbiler

Alt. 4: *sparte utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 94 personbiler.

Forsuring

Figur 4.2 viser totalt bidrag til forsuring for de fire vurderte alternativene.



Figur 4.2: Totalt bidrag til forsuring for de vurderte alternativene.

Figur 4.2 viser at resultatet for forsuring er tilsvarende som for drivhuseffekt: Alternativene uten kildesortering (1 og 2) medfører et netto bidrag til forsuring, mens alternativene med kildesortering (3 og 4) gir en netto besparelse av forsurende utslipp.

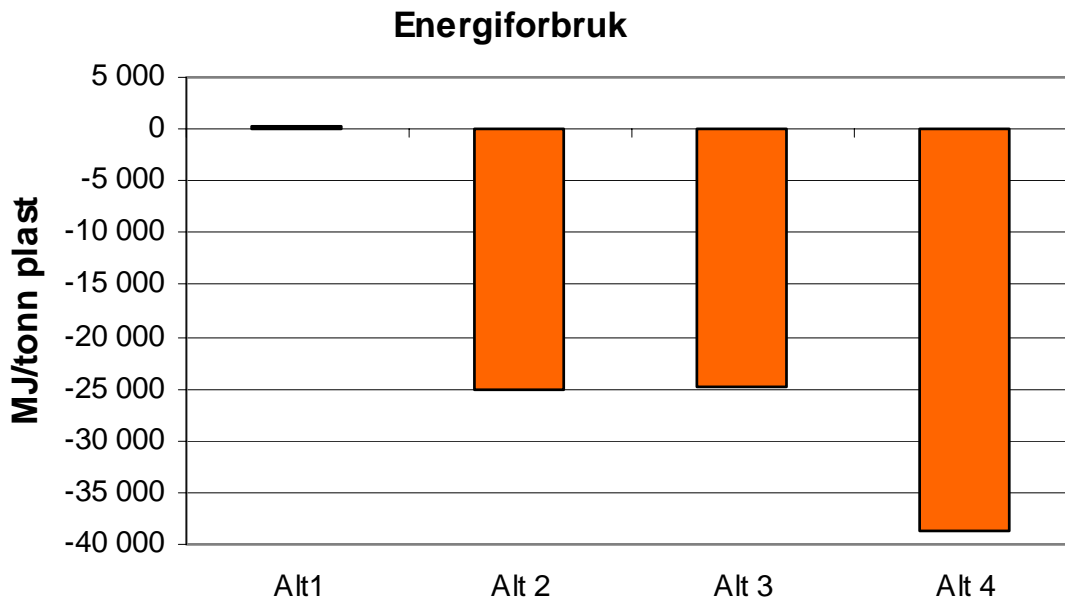
Dette betyr at, også for forsuring, gir det klart størst miljønytte å kildesortere plastemballasje for materialgjenvinning i forhold til å behandle det sammen med restavfall i deponi eller forbrenningsanlegg.

Årlig utslipp fra en personbil (15 000 km) er ca 1,55 kg SO₂ (Flugsrud et al., 2000 og Bang et al., 1998). Med en forutsatt innsamlingsgrad på 45% (6 kg/person, år) og 41 000 innbyggere i HAFs region, vil innføring av de vurderte alternativene medføre utslipp / sparte utslipp av forsurende gasser i størrelsesorden som vist under:

- Alt. 1: *utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 4 personbiler
- Alt. 2: *utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 60 personbiler
- Alt. 3 og 4: *sparte utslipp* tilsvarende årlig utslipp fra ca 2600 personbiler

Totalt energiforbruk

Figur 4.3 viser totalt energiforbruk i form av spart energi for de fire vurderte alternativene.



Figur 4.3: Totalt energiforbruk for de vurderte alternativene.

Figuren over viser at når det gjelder totalt energiforbruk, er bildet noe forskjellig fra miljøpåvirkningskategoriene drivhuseffekt og forsuring da kun alternativ 1 (plastemballasje til deponi sammen med restavfall) medfører et netto forbruk av energi. De resterende alternativene medfører alle netto spart energi. Det kommer av at alternativ 2, 3 og 4 alle

innebærer energigjenvinning og/eller materialgjenvinning, og begge disse prosessene medfører sparte energiressurser.

Alternativ 2 og 3 medfører tilnærmet samme energibesparelse, mens alternativ 4 gir størst energibesparelse.

Gjennomsnittlig årlig energiforbruk for husholdninger i Trøndelag er ca 24 300 kWh, tilsvarer 87 400 MJ (Bøeng og Nesbakken, 1999). Med en forutsatt innsamlingsgrad på 45% (6 kg/person, år) og 41 000 innbyggere i HAFs region, vil innføring av de vurderte alternativene medføre energiforbruk / spart energiforbruk:

Alt. 1: *energiforbruk* tilsvarende årlig forbruk i ca 2 husstander.

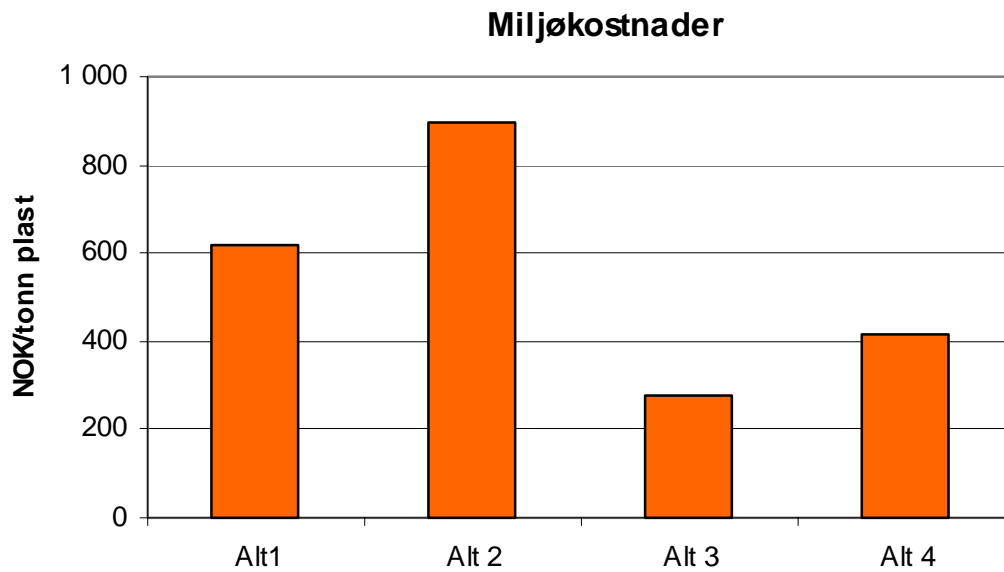
Alt. 2 og 3: *spart energiforbruk* tilsvarende årlig forbruk i ca 140 husstander

Alt. 4: *spart energiforbruk* tilsvarende årlig forbruk i ca 220 husstander.

Figur 4.3 viser at alternativ 3 gir tilnærmet samme energibesparelse som alternativ 2, til tross for at 55% av plastemballasjen i alternativ 3 forutsettes å havne på deponi. Det betyr at kombinasjonen materialgjenvinning og industriell energigjenvinning av kildesortert plast er mer enn dobbelt så energieffektivt som forbrenning av plast sammen med restavfall i forbrenningsanlegg. Denne konklusjonen kan trekkes fordi forbrenning av 1 tonn plast i alternativ 2 gir tilnærmet samme resultat som materialgjenvinning og industriell energigjenvinning av 450 kg (45% innsamlingsgrad) kildesortert plast i alternativ 3.

Miljøkostnader

Figur 4.4 viser beregnede miljøkostnader for de fire vurderte alternativene.



Figur 4.4: Miljøkostnader for de vurderte alternativene.

Figuren over viser at alternativ 3 (kildesortering av plastemballasje og restavfall til deponi) medfører lavest miljøkostnader. Videre sees at forbrenning generelt medfører høyere miljøkostnader enn deponi.

Det presiseres at beregning av miljøkostnader generelt er preget av stor grad av usikkert, og at datagrunnlaget for beregning av miljøkostnader for deponi og forbrenning spesielt er usikkert. Det kommer av at tungmetaller, miljøgifter m.m er det som i størst grad bidrar til miljøkostnadene ved deponi og forbrenning, samtidig som dette datagrunnlaget er mer usikkert enn tilsvarende datagrunnlag for energiforbruk, drivhuseffekt m.m. I tillegg til dette, har type resipient og rensegrad for sivevann, samt renseanlegg ved de spesifikke forbrenningsanleggsanlegg betydning for beregning av miljøkostnadene i form av fastsettelse av de ulike verdsettingsparametre. En spesifikk vurdering av disse forhold krever store ressurser, og har derfor ikke vært mulig å gjennomføre i denne studien. Det er benyttet generelle utslippstall (SFT 96:16) og verdsettingsparametre (Econ 2000), noe som vurderes som tilstrekkelig i forhold til å gjennomføre overslagsmessige nytte-kostnadsvurderinger (mål med prosjektet, ref. kapittel 1.2).

I de følgende kapitler er resultatene for de ulike miljøpåvirkningskategorier presentert fordelt over aktivitetene i de ulike alternativene.

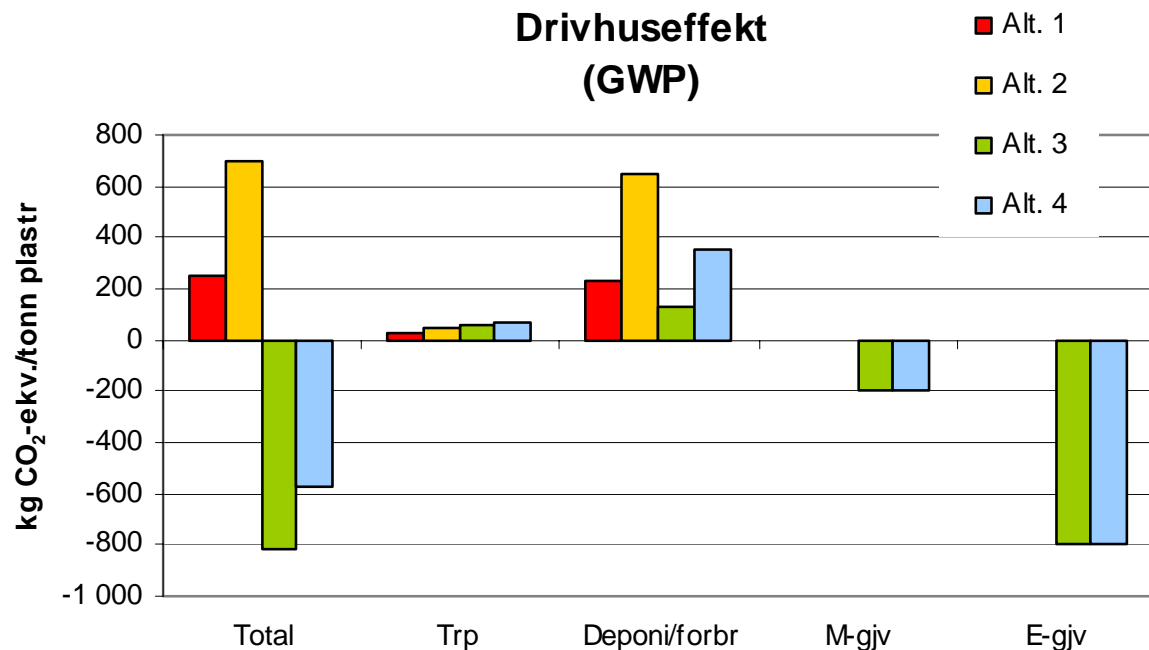
4.2 DRIVHUSEFFEKT

Figur 4.5 viser bidrag til drivhuseffekt for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.

Tabell 4.1 under gir en beskrivelse av hva som inngår i de ulike aktiviteter.

Aktivitet	Beskrivelse
Total	Total miljøbelastning (nytte hvis negativ)
Trp	Miljøbelastning fra alle transportaktiviteter i systemet.
Deponi / forbrenning	Netto miljøbelastning fra behandling av plast i restavfall på deponi (alt. 1 og 3) og i forbrenningsanlegg (alt. 2 og 4), inkludert erstatning av energibærere ved gassuttak i deponi og energiutnyttelse ved forbrenning.
M-gjv	Netto miljøbelastning fra materialgjenvinning av sortert plast (alt. 3 og 4), inkludert erstatning av jomfruelig produsert plast.
E-gjv	Netto miljøbelastning fra energigjenvinning av sortert plast (alt. 3 og 4), inkludert erstatning av alternativ energibærer.

Tabell 4.1: Totalt bidrag til forsuring for de vurderte alternativene.



Figur 4.5: Bidrag til drivhuseffekt for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.

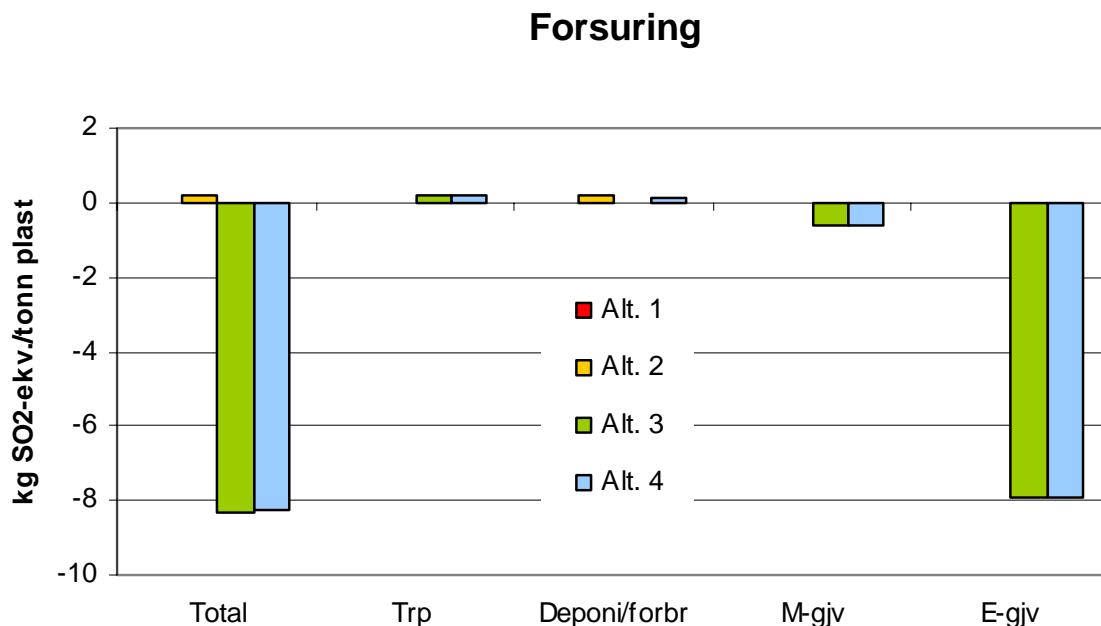
Figur 4.5 viser at systemene med kildesortering kommer best ut som følge av den store miljøgevinsten ved material- og energigjenvinning av kildesortert plast, vist ved 'M-gjv' og E-gjv'.

Videre ses at alternativ 2 (plast med restavfall til forbrenning) kommer dårligst ut fordi det medfører høye CO₂-utslipp fra forbrenningsprosessen (vist ved 'Deponi/forbr'), til tross for at det tas hensyn til at energien utnyttes og erstatter annen fossil brensel (olje). Dette kommer av at plast er et fossilt brensel, og det kreves derfor høy utnyttelsesgrad og erstatning av relativt 'skitne' energibærere dersom forbrenning av plast skal gi en netto gevinst i forhold til drivhuseffekt.

I tillegg sees at kildesorteringssystemene medfører noe økt belastning fra transport (vist ved 'Trp'), men økningen er ubetydelig i forhold til nytten ved gjenvinning.

4.3 FORSURING

Figur 4.6 viser bidrag til forsuring for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.



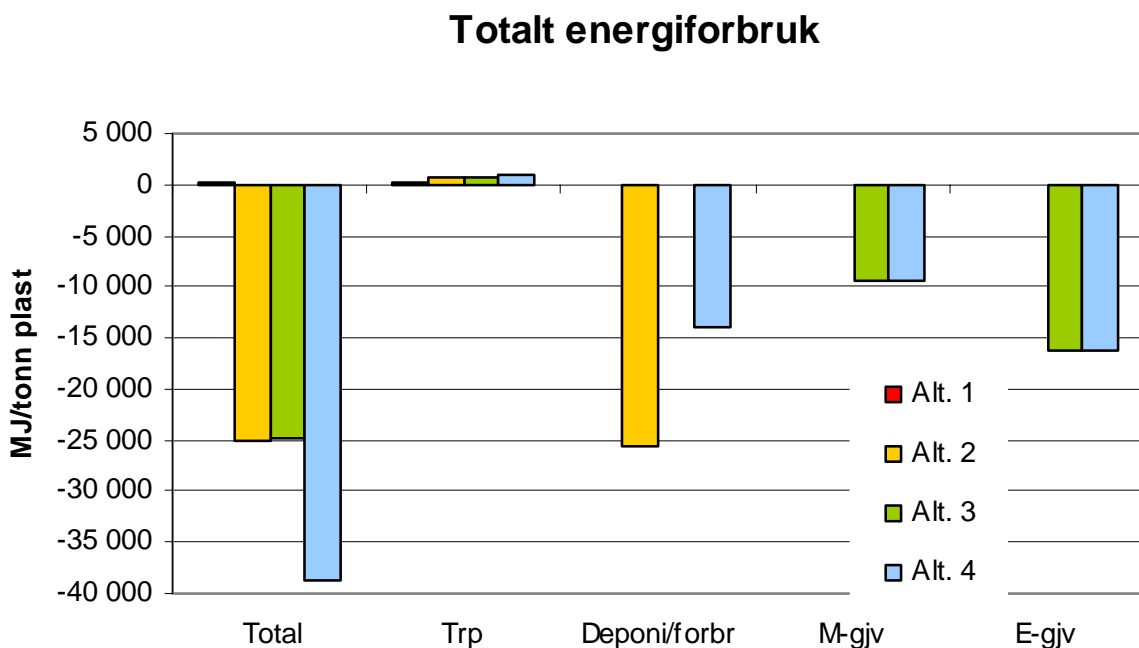
Figur 4.6: Bidrag til forsuring for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.

Figuren viser samme trend for forsuring som det som gjelder for drivhuseffekt: systemene med kildesortering gir klart størst miljønytte.

I tillegg sees at når det gjelder forsuring kommer nytten i hovedsak av sparte forsurende utslipp når sortert plast benyttes som brensel i industrielle anlegg som erstatning for petroleumskoks.

4.4 TOTALT ENERGIFORBRUK

Figur 4.7 viser totalt energiforbruk for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.



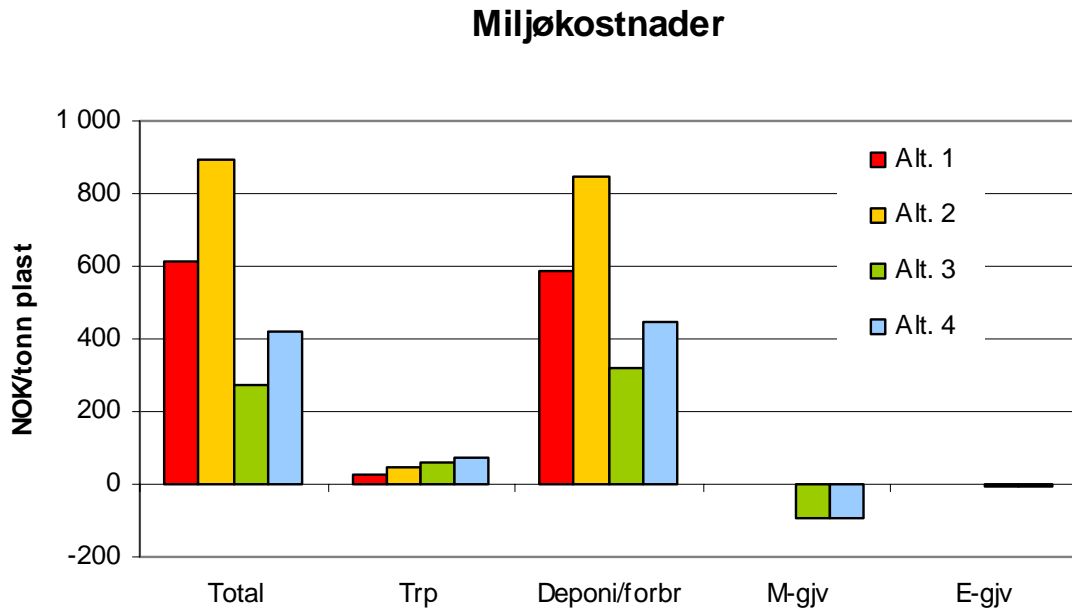
Figur 4.7: Totalt energiforbruk for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.

Fra figuren sees at alternativ 4 (kildesortering med forbrenning som restavfallsbehandling) kommer klart best ut når det gjelder spart energi. Det kommer av at dette alternativet medfører spart energi både ved materialgjenvinning og energigjenvinning av *sortert* plast, samt ved energigjenvinning av *den mengde plast* som følger restavfallet (på forbrenningsanlegg).

Videre sees at alternativ 2 og 3 medfører tilnærmet like stor energibesparelse. Dette viser (som beskrevet i kapittel 4.1) at forbrenning av plast på forbrenningsanlegg er mindre enn halvparten så energieffektivt som material- og energigjenvinning av kildesortert plast fordi forbrenning av 1 tonn plast gir tilnærmet samme resultat som material- og energigjenvinning av 450 kg kildesortert plast.

4.5 MILJØKOSTNADER

Figur 4.8 viser miljøkostnader for de vurderte alternativene, fordelt de ulike aktiviteter.



Figur 4.8: Miljøkostnader for de vurderte alternativene, fordelt på de ulike aktiviteter.

Figuren viser at kildesorteringssystemene gir lavest miljøkostnader, først og fremst som følge av gevinsten som oppstår ved materialgjenvinning.

Videre sees at forbrenning gjennomgående medfører høyere miljøkostnader enn deponi, hovedsakelig på grunn av utslipp til luft fra forbrenningsanlegg.

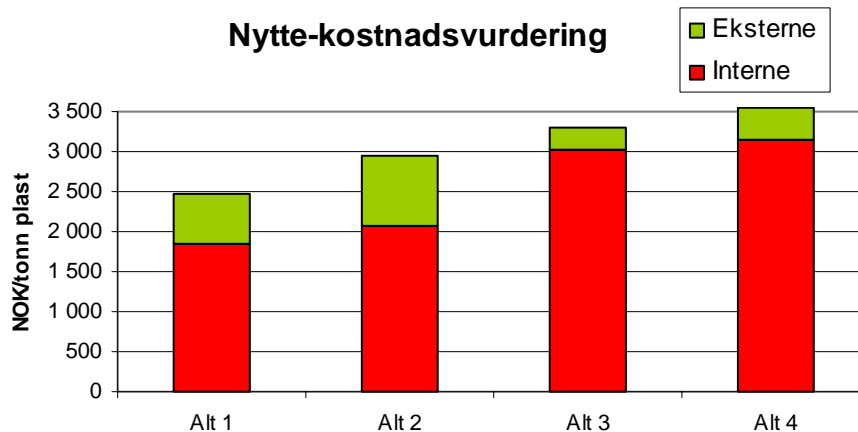
Det presiseres at miljøkostnadsregnskapet kun må vurderes som et grovt overslag som følge av usikkerheten omkring datagrunnlag og verdsettingsparametere (ref. kapittel 4.1).

4.6 OPPSUMMERING

Resultatene fra miljø- og ressursvurderingen viser at kildesortering materialgjenvinning av plast medfører større miljønytte enn behandling av plast sammen med restavfall på deponi eller i forbrenningsanlegg. Dette gjelder under forutsetningene om at 45% av potensiell mengde plastemballasje kildesorteres i husholdningene, samt at denne mengde videre fordeles med 25% til materialgjenvinning og 75% til energigjenvinning. Dersom større mengde plast kildesorteres, vil miljønyttan økes ytterligere.

5 NYTTE-KOSTNADSVURDERING

Figur 5.1 viser resultatene fra nytte-kostnadsvurderingen for de fire alternativene, oppdelt i eksterne og interne kostnader (ref. kapittel 1.4).

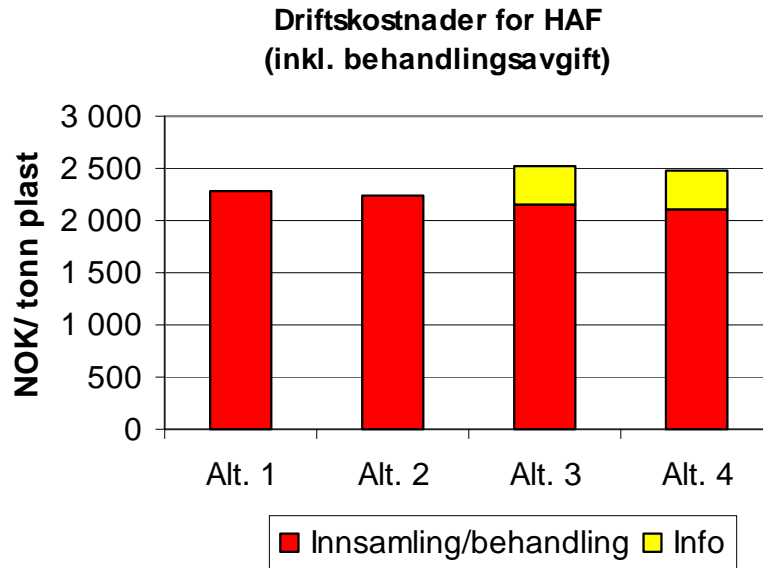


Figur 5.1: Nytte-kostnadsvurdering for de fire alternativene.

Figuren viser at alternativene uten kildesortering (1 og 2) medfører lavest interne kostnader med ca 2000 kr/tonn plast, mot kildesorteringssystemene som har interne kostnader på ca 3000 kr/tonn plast (50%-poeng høyere). Det er først og fremst økte kostnader til informasjon, sortering og transport som gjør kildesorteringssystemene mer kostbare enn restavfallsbehandling. Økt effektivitet i innsamlingssystemene og teknologiutvikling for materialgjenvinning og sortering, kan bidra til reduserte kostnader.

Dersom de eksterne kostnadene inkluderes, vil systemene totalkostnader jevnes mer ut som følge av at kildesorteringssystemene har lavest miljøkostnader. Figur 5.1 viser at de samfunnsøkonomiske kostnadene varierer mellom ca 2500 og 3500 kr/tonn (tilsvarer 44%-poeng forskjell), der alternativ 1 (plast med restavfall til deponi) medfører lavest kostnad.

En vurdering av driftskostnadene for HAF ved de ulike alternativene viser at innføring av kildesortering medfører tilnærmet uendrede driftskostnader i forhold til dagens kostnader, avhengig av om informasjonskostnadene inkluderes eller ikke. Dette er vist i figur 5.2.



Figur 5.2: Driftskostnader for HAF ved de fire alternativene.

Figuren viser at kostnadsbildet er relativt likt for de ulike alternativene, og det kommer av at økte kostnader for kildesortering balanseres av sparte kostnader for restavfallsbehandling fordi mindre mengde blir deponert/forbrent. Dersom informasjonskostnadene holdes utenfor (fordi det forutsettes at disse blir overflødige over tid), kan innføring av kildesortering faktisk medføre ca 5 %-poeng lavere kostnader enn restavfallsalternativene per tonn plast som oppstår i husholdningene.

Det presiseres at eventuelle kostnadsbesparelser som følge av økt levetid på deponiet ved kildesortering av plast, ikke er inkludert i kostnadsvurderingene.

Kostnadene er, for alle alternativene, beregnet per tonn plast som oppstår i husholdningene (13,4 kg /person og år). For å kunne gjøre en helhetlig vurdering av en eventuell innføring av kildesortering av plastemballasje, anbefales at økte driftskostnader (kr/tonn) for HAF synliggjøres i forhold til abonnentens årlige renovasjonskostnader.

6 KONKLUSJONER

Med bakgrunn i resultatene fra prosjektet, kan følgende konklusjoner trekkes:

- Plast er et materiale som er miljøbelastende å fremstille, og som øker i mengde. Det er derfor viktig å legge til rette gode behandlingsløsninger for plastemballasjeavfall.
- Materialgjenvinning og industriell energigjenvinning er den klart mest miljømessige måten å avfallshåndtere plastemballasje fra husholdninger på.
- Kildesortering av plastemballasje gir økte miljøbelastninger fra transport, men dette er ubetydelige i forhold til nytten ved gjenvinning av innsamlet plast.
- Kildesortering av plast medfører høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn å la plast følge restavfallet til deponi eller forbrenning. Kostnadene varierer mellom ca 2500 og 3500 kr/tonn (tilsvarer 44%-poeng forskjell), der alternativ 1 (plast med restavfall til deponi) medfører lavest kostnad. Det er først og fremst økte kostnader til informasjon, sortering og transport som gjør kildesorteringsalternativene mer kostbare enn restavfallsbehandling. Økt effektivitet i innsamlingssystemene og teknologiutvikling for materialgjenvinning og sortering, kan bidra til reduserte kostnader.
- Innføring av kildesortering vil gi tilnærmet uendrede driftskostnader for HAF i forhold til dagens kostnader (uten kildesortering) fordi økte kostnader ved kildesortering balanseres av sparte kostnader for restavfallsbehandling ved at mindre mengde blir deponert/forbrent.
- Dersom HAF skal gjøre en helhetlig vurdering av en eventuell innføring av kildesortering av plastemballasje, anbefales at driftskostnadene i kildesorteringsalternativene (vist som kr/tonn plast) synliggjøres i forhold til abonnentens årlige renovasjonskostnader, samt at eventuelle kostnadsbesparelser på grunn av økt levetid på deponiet ved at mindre avfall blir deponert blir beregnet.

REFERANSER

ARGUS, 2002: European Packaging Waste Management Systems, ARGUS in association with ACR and Carl Bro a/s, <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/epwms.pdf>

Boustead. I: Eco-Profiles of the European Plastics Industry. A report for APME, Brussels. July 2003.

Bøeng, A.C og Nesbakken, R.: *Energiforbruk til stasjonære og mobile formål per husholdning 1993, 1994 og 1995. Gjennomsnittstall basert på forbruksundersøkelsen.* Statistisk sentralbyrå, 99/22, august 1999.

Askham, C., Vold, M. og Rønning, A.: *Life Cycle Inventory of Norwegian Energy Carriers, Oil and Gas.* Stiftelsen Østfoldforskning, OR 52.09, januar 1999.

Econ: *Miljøkostnader ved avfallsbehandling*, Econ-rapport 85/00, ISBN 82-7645-422-4, 2000.

Flugsrud, K., Gjerald, E., Haakonsen, G., Holtskog, S., Høie, H., Rypdal, K., Tornsjø, B. og Weidemann, F.: *The Norwegian Emission Inventory. Documentation of methodology and data for estimating emission of greenhouse gases and long-range transboundary air pollutants.* Statens forurensingstilsyn og Statistisk sentralbyrå (SFT og SSB), Februar 2000, ISBN 82-537-4770-5.

Møller, H., Olsen, A., Hanssen, O. J. 2002: *Utviklingen i materialeffektivitet i norsk emballasjesektor 1995-2001.* Stiftelsen Østfoldforskning, OR.06.02.

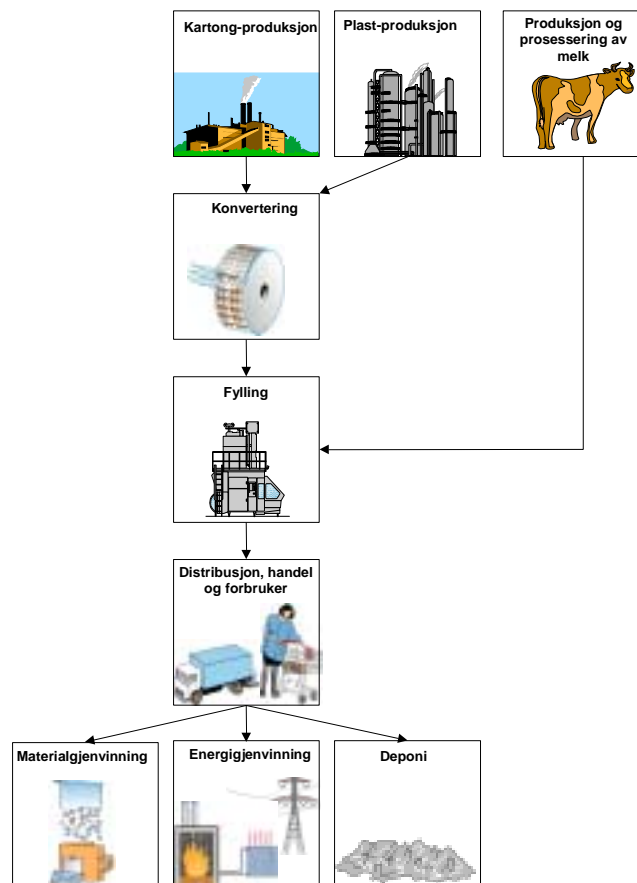
Plastretur, 2001: Årsrapport 2001

Sandgren, J., Heie, Aa, Sverud, T., 1996 *Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall*
SFT 96:16

VEDLEGG A LCA-METODIKK

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet, fra 'vugge til grav'. Analysen tar utgangspunkt i et *produktssystem*, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet i forhold til en definert *funksjonell enhet*, som er den enheten som viser hva produktet yter i forhold til bestemte krav til produktet.

Livsløpsvurderingen skal omfatte alle de prosessene og aktivitetene som inngår i et produktssystem, og som til sammen er med på å oppfylle funksjonen eller funksjonene som produktssystemet skal oppfylle. Et eksempel på en livsløpsmodell for et produktssystem er vist i figuren under.



Figur A.1 Eksempel på en livsløpsmodell for et produktssystem for melk (inkl. emballasje)

En livsløpsvurdering har følgende tre sentrale poeng:

- En ser på heile det tekniske systemet som skal til for å produsere, bruke og avhende produktet (systemanalyse) og ikke berre på produktet i seg selv.
- En ser på heile materialsyklusen langs verdikjeda til produktet og ikke berre på en enkel operasjon eller bearbeidingsprosess.
- En ser på et antall relevante miljø- og helsepåverknader for heile systemet og ikke berre på en enkelt miljøfaktor (f.eks. utslepp av løsemiddel eller støv).

Dette gir en mer helhetlig tilnærming til helse-, miljø- og ressursproblema enn det vi ofte har vært vitne til tidligere, der fokuset har vært på enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser.

Simuleringsprogrammet SimaPro 5.1 er brukt for gjennomføring av analysene.