

# GJENVINNING AV PLAST I DRAMMENSREGIONEN

Vurdering av miljø- og  
ressurseffektivitet  
i innsamling og  
gjenvinning av plastemballasjeavfall

Hanne Lerche Raadal,  
Ole Jørgen Hanssen,  
Espen Rymoen

OR 17.99  
Fredrikstad mai 1999  
ISBN 82-7520-374-0

# 1 Forord

## Av Direktør Peter Sundt, Plastretur AS

Plastretur AS, materialselskapet for plastemballasje, har som oppgave å utvikle, organisere og drive returordninger for plastemballasje. Malet om å gjenvinne 80% av all plastemballasje (30% materialgjenvinning og 50% energigjenvinning) er nedfelt i en bransjeavtale mellom Miljøverndepartementet og næringslivets organisasjoner.

Plastretur AS har utviklet retursystemer for landbruk, fiskeoppdrett, næringsliv og husholdninger. Systemene er utviklet basert på følgende strategier: Når systemene ble utviklet var det viktig å sikre avsetning først, dvs unngå at innsamlet plast hopet seg opp. Dernest ønsket Plastretur å utvikle returordninger som ga konkurranse i alle ledd og mest mulig stordrift. Dessuten har man søkt å bygge på eksisterende løsninger og samarbeide nært med aktørene i avfallsmarkedet. Plastretur har oppfordret sine avtalepartnere til å utvikle lokale løsninger. Kommunene kan som følge av dette selv velge innsamlingsløsning. Ovennevnte strategi skulle bidra til effektiv ressursbruk.

I 1998 ble totalt 53,7% av all plastemballasje gjenvunnet; 15,4% materialgjenvunnet og 38,3% energigjenvunnet. Aktiviteten i systemet følges løpende opp gjennom rapporter fra aktørene i markedet. Fakturering skjer først når avfallet er gjenvunnet og solgt. Gode rapporterings- og kontrollsystemer skal sørge for effektivitet. Plastretur har altså god kontroll over økonomien i systemet. Kostnadene per tonn forutsettes å bli trinnvis redusert gjennom løpende forbedringer, stordrift, konkurranse og ikke minst teknologisk utvikling.

Gjennom en optimal ressursbruk, med utgangspunkt i bedriftsøkonomisk tenkning, sikres også ofte en miljømessig fornuftig ressursbruk. Fordi "samfunnsøkonomien" står i fokus i bransjeavtalen, har Plastretur i tillegg ønsket å utvikle verktøy for å kartlegge miljøbelastningene i sine retursystemer. Målet med dette er dels å optimalisere returordningene løpende, dels å få beslutningsgrunnlag for videreutviklingen av retursystemene. Vi ser frem til å benytte resultatene fra denne rapporten i vårt videre arbeid. Dessuten håper vi at studien kan være av verdi for andre aktører i plastens kretsløp, ikke minst kommuner og interkommunale renovasjonsselskaper.

PS: Det er Plastreturs policy å gi omverden god informasjon om vår virksomhet. Generell informasjon, samt informasjon om denne aktuelle studie, vil du finne på [www.plastretur.no](http://www.plastretur.no).

## Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>FORORD</b> .....	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>BAKGRUNN FOR STUDIEN</b> .....	<b>8</b>
<b>4</b>	<b>MÅL OG AVGRENSNING FOR STUDIEN</b> .....	<b>10</b>
<b>5</b>	<b>MODELLGRUNNLAG FOR STUDIEN</b> .....	<b>11</b>
5.1	HVA ER EN LIVSLØPSVURDERING (LCA)? .....	11
5.2	MODELL FOR NETTO MARGINAL MILJØNYTTE .....	12
<b>6</b>	<b>FORUTSETNINGER OG DATAGRUNNLAG</b> .....	<b>14</b>
6.1	GJENVINNINGSSYSTEM.....	14
6.2	FUNKSJONELL ENHET OG SYSTEMBESKRIVELSE .....	15
6.3	DATAKVALITET .....	16
6.4	TRANSPORT- OG PROSESSDATA .....	17
6.4.1	Transportdata .....	17
6.4.2	Prosessdata .....	18
6.5	BESKRIVELSE AV DE ULIKE SCENARIER .....	21
6.5.1	Scenarie 0: Ingen gjenvinning .....	21
6.5.2	Scenarie 1: 64% energigjenvinning, olje erstattet .....	21
6.5.3	Scenarie 2: 10% energigjenvinning, olje erstattet .....	21
6.5.4	Scenarie 3: 30% energigjenvinning, olje erstattet .....	22
6.5.5	Scenarie 4: 64% energigjenvinning, norsk elektrisitet erstattet.....	22
6.5.6	Scenarie 5: 64% energigjenvinning, europeisk elektrisitet erstattet.....	22
<b>7</b>	<b>RESULTATER FRA STUDIEN</b> .....	<b>23</b>
7.1	TAP AV MATERIALE I KJEDEN .....	23
7.2	GJENVINNING AV PLAST KONTRA DEPONI/FORBRENNING .....	24
7.3	MILJØPÅVIRKNINGER KNYTTET TIL GJENVINNING AV PLASTEMBALLASJEAVFALL I SEKS SCENARIER FRA DRAMMENSREGIONEN .....	26
7.3.1	Forbruk av primærenergi.....	27
7.3.2	Drivhuseffekt .....	28
7.3.3	Forsuring .....	29
7.3.4	Eutrofiering.....	29
7.3.5	Fotokjemisk oksidasjon .....	30
7.4	TRANSPORTARBEID KNYTTET TIL INNSAMLING, SORTERING OG GJENVINNING AV PLAST I DRAMMENSREGIONEN .....	31
<b>8</b>	<b>DISKUSJON OG KONKLUSJONER FRA STUDIET</b> .....	<b>34</b>
8.1	KONKLUSJONER FRA STUDIEN .....	34
8.2	KRITISKE FORUTSETNINGER .....	36
8.3	LOGISTIKK.....	37
8.4	ANALYSEVERKTØY FOR OPTIMALE GJENVINNINGSLØSNINGER.....	38
8.5	INTERNASJONALT SAMARBEID.....	38
8.6	BEHOV FOR VIDERE ANALYSER / FOU.....	39
<b>9</b>	<b>REFERANSER</b> .....	<b>41</b>
<b>10</b>	<b>VEDLEGG</b> .....	<b>42</b>

## 2 Sammendrag

### Bakgrunn

Prosjektet har vært gjennomført for Plastretur AS, som grunnlag for Plastreturs videre strategi med utvikling av innsamlingssystemer for plastemballasjeavfall fra husholdninger. Ved hjelp av livssyklusmetodikk er miljønytte ved innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall analysert. Prosjektet har hatt som primært mål å klarlegge hvordan innsamlingssystemer kan oppnå høyest mulig miljøeffektivitet, og hvilken sammenheng det er mellom miljøeffektivitet og grad av gjenvinning.

I flere sammenhenger er det stilt spørsmål ved om transportarbeid i tilknytning til innsamling av avfall til materialgjenvinning innebærer en så stor miljøbelastning at den netto miljønyten av gjenvinningen forsvinner eller blir negativ. Det har derfor vært en viktig målsetning å få frem så godt datagrunnlag som mulig for transportarbeid ved ulike trinn i gjenvinningsløyfen.

### Metode

Studien er basert på livssyklusmetodikk slik denne er beskrevet i ISO-standard 14040-43 og analysene er utført med hjelp av dataverktøyet LCA Inventory Tool. Basisen for analysen (den funksjonelle enheten) har vært ett tonn jomfruelig produsert plastemballasje som genereres til avfall i husholdningene. Av dette går en viss andel til materialgjenvinning og erstatter en tilsvarende mengde jomfruelig plast, og en annen andel går til energigjenvinning og erstatter en tilsvarende energimengde med alternativ energibærer (fyringsolje i hovedscenariene). Alle de antatt viktigste miljøeffekter som lar seg kvantifisere i en livssyklusvurdering i dag er inkludert i analysene. Dette omfatter ressursforbruk knyttet til fossile ressurser spesielt, utslipp av klimagasser, ozonnedbrytende gasser, utslipp som bidrar til forsurening, gjengroing og dannelse av bakkenær ozon.

Det er benyttet data fra andre studier, gjennomført enten av STØ eller andre FOU-miljøer, for aktiviteter og prosesser som ikke er direkte relatert til Drammensregionen.

### Gjennomføring

Prosjektet har blitt gjennomført med Drammensregionen som eksempel, fordi kommunene i denne regionen har vært blant de første til å etablere returpunkter for plastemballasjeavfall i Norge. Drammensregionen består av 9 samarbeidende kommuner: Lier, Drammen, Svelvik, Nedre Eiker, Øvre Eiker, Modum, Hurum, Røyken og Sande. Totalt består denne regionen av ca 160 000 innbyggere. Data er innsamlet i samarbeid med Mepex Consult AS, i nær kontakt med sentrale aktører i gjenvinningssektoren.

Datagrunnlaget fra prosjektet er fra 1.halvår 1998. Innsamlingssystemet i Drammensregionen ble innført trinnvis i perioden 1997-98, noe som medfører at tilbudet ikke var fullt utviklet for den perioden data er hentet fra (1. halvår 1998). Med bakgrunn i reelle innsamlingsdata, samt ferdigstilling av returpunktnett, er det

beregnet at ca. 30% av det plastemballasjeavfallet som genereres i regionens husholdninger, samles inn og leveres til returpunkter. Brukerundersøkelse fra Norsk Gallup viser at ca 2/3 av befolkningen i regionen leverer inn plastemballasjeavfall. En spørreundersøkelse (Gilhuus Johansen, 1998) viser at ca. 2/3 av dem som leverer avfall til returpunkter, kombinerer denne transporten med andre gjøremål. Dette er et sentralt element, fordi dette ikke bidrar til ekstra transport fra hjemmet for å levere avfallet.

I studien er det definert et antall scenarier som grunnlag for å simulere miljøeffektiviteten av ulike forutsetninger knyttet til grad av materialgjenvinning, og erstatning av ulike typer energibærere ved forbrenning med energigjenvinning. De seks scenariene er nærmere beskrevet i kap. 7 i rapporten, med basis i situasjonen fra før kildesortering ble innført i Drammen i 1995 (scenarie 0) og situasjonen i Drammensregionen i første halvår 1998 (scenarie 1).

## Diskusjon og konklusjon

Konklusjonene fra studien er kun vurdert ut i fra miljøparametre.

Resultatene fra studien viser at miljøeffektiviteten i avfallshåndteringen i Drammensregionen øker med økende grad av materialgjenvinning. Dette gjelder både i forhold til å få mer plastemballasjeavfall inn i retursystemet (Figur 4) og i forhold til å øke andelen som går til materialgjenvinning i forhold til energigjenvinning for den delen som blir levert til returpunkter. Dette gjelder under alle scenarier som omfatter norske forhold, dvs. hvis man sammenlikner materialgjenvinning med energigjenvinning der energien erstatter gjennomsnittlig norsk elkraft eller fyringsolje. Jo høyere andel som går til materialgjenvinning i stedet for energigjenvinning, jo lavere blir det totale energiforbruket og bidrag til alle analyserte miljøbelastninger.

Analysene viser at transportarbeidet bidrar til ca. 30% av det totale bidraget til klimagasser fra gjenvinningssystemet, mens bidraget er vesentlig mindre for andre miljøbelastninger og for totalt energiforbruk. De to transportetappene som bidrar mest til det totale transportarbeidet, er trinnet fra husholdning til returpunkt og innsamlingen av avfall fra returpunktene til grovsortering. De andre delene av gjenvinningssystemet bidrar bare i liten grad til det totale transportarbeidet (for eksempel transport av plastemballasjeavfall fra Oslo til Folldal og av gjenvunnet materiale fra Folldal tilbake til Østlandet). Hvor et gjenvinningsanlegg er lokalisert er derfor av mindre betydning enn hvordan returpunktene i kommunen er lokalisert, og hvorvidt innbyggerne leverer avfall i forbindelse med andre ærend eller kjører spesifikt for å levere avfallet.

En av hovedkonklusjonene fra analysen er at økt grad av materialgjenvinning gir lavere miljøbelastning pr. tonn materiale. Det bør derfor gjennom hele gjenvinningsløyfen arbeides for å få en størst mulig av avfallet inn i materialgjenvinningssystemer. I en praktisk situasjon vil det alltid være en kombinasjon av materialgjenvinning og energigjenvinning innenfor et avfallssystem. For de fraksjoner som går til materialgjenvinning, er det viktig at det resirkulerte materialet erstatter jomfruelig materiale som i sin produksjon har høyest mulig

miljøbelastning og ressursforbruk. For de fraksjoner som går til energigjenvinning er det viktig å erstatte en energibærer som også har høyest mulig miljøbelastning i fremstilling og bruk. I Norge får man liten effekt av å erstatte elektrisk kraft i en gjennomsnittssituasjon, fordi så høy andel er produsert ved vannkraft. På den annen side kan ett av scenariene som er gjennomført hvor man i en tenkt situasjon erstatter gjennomsnittlig elektrisk kraft fra Europa tyde på at det gir en høy miljøeffektivitet å forbrenne plastavfall og erstatte den energibæreren. Dette skulle i så fall indikere at man fortrinnsvis bør brenne plastavfall i Norge i vinterhalvåret, som erstatning for elektrisk kraft importert fra Danmark. Det vil også være interessant i et senere studie å vurdere effekten av og erstatte kullkraft i for eksempel sementproduksjon.

### **Prosjektets anbefaling for de ulike instansers videre arbeid**

For Plastretur og myndighetene i Norge er de viktigste erfaringene fra studien at det er riktig å satse videre på utbygging av gjenvinningssystemer for plastemballasjeavfall, og at en så høy andel som mulig bør gå til materialgjenvinning. Plastretur bør sørge for å spre kunnskap til kommunene om hvilke kriterier som bør legges til grunn for å oppnå en optimal miljøeffektivitet i gjenvinningsløyfen, og bidra til at det etableres en type miljøvaredeklarasjon for gjenvunnet plastmateriale. Plastretur bør legge hovedfokus på leddene i gjenvinningsløyfen fra husholdning til sorteringsanlegg, siden det er disse som bidrar til det mest vesentlige av transportarbeidet. Plastretur bør også bidra til å videreutvikle og spre kunnskapen om hvordan plastemballasjeavfall best kan håndteres innenfor en todelt strategi for forbrenning med energigjenvinning og materialgjenvinning. I dette ligger at man bør:

- erstatte jomfruelig plastmateriale med høyest mulig miljøbelastning med gjenvunnet materiale, under forutsetning av at produktets funksjonalitet opprettholdes
- erstatte energibærere med høyest mulig miljøbelastning i fremstilling og bruk når plast forbrennes med energigjenvinning.

For kommunene og næringslivet i Norge som har et ansvar for å innføre innsamlings- og behandlingssystemer for avfall, er det viktig å gjennomføre tiltak som gir en raskest mulig økning av materialstrømmen av plastavfall til gjenvinning og som gir høyest mulig miljøeffektivitet. Innsamlingsystemet bør utvikles slik at:

- Det legges vekt på effektiv logistikk rundt returpunktene slik at transportarbeidet per tonn innsamlet plastemballasje reduseres. Dette kan påvirkes bl.a av størrelsen på oppsamlingsenheter, tømmefrekvens og innsamlingskjøretøy.
- En høyest mulig andel av plastmaterialet som oppstår hos avfallsprodusenter kommer inn i et gjenvinningssystem gjennom effektive og gode sorteringsrutiner
- Det sikres mest mulig rene materialfraksjoner, det vil si at plast som skal til energigjenvinning ikke følger med innsamlingsystemet for langt inn mot materialgjenvinningsbedriften.
- Avtaler om leveranser av plastemballasje forbrenning med energigjenvinning bør sikre at energien erstatter en energibærer hvor man oppstår høyest mulig miljøeffektivitet (kull, utenlandsk importert elektrisitet)

Hvordan en kommune vil legge til rette innsamlings- og sorteringssystemer for avfall må vurderes ut fra lokale forhold, og ut fra en samlet vurdering av flere avfallsfraksjoner. Kriteriene som er beskrevet over bør imidlertid følges så langt som mulig. Som storinnkjøper av mange ulike produkter bør man også etterspørre produkter basert på resirkulert plastmateriale der dette er mulig.

For den enkelte innbygger er det viktig å bidra til en høyest mulig grad av kildesortering av plastavfall, og sikre at fraksjonene blir mest mulig rene. Ved levering av avfallsmaterialer til innsamlingspunkter der dette er relevant, bør dette skje i forbindelse med andre ærend, eller uten bruk av privatbil som transportmiddel. Som forbruker bør man også etterspørre produkter som inneholder resirkulert materiale.

### **Oppfølgende studier**

Det poengteres at det i prosjektet er utviklet en modell som er testet ut på empiriske data ved en tidlig fase av innføring av retursystemer for plastemballasje. Det vil derfor være aktuelt å benytte modellen i oppfølgende studier.

Modellen kan med tilpasninger benyttes til å analysere effektiviteten i ulike innsamlingsløsninger i andre regioner i Norge, som ledd i avfallsplanlegging.

Modellen kan med fordel også benyttes til å analysere miljøeffektiviteten ved innsamling av andre materialfraksjoner, både enkeltvis og kombinert. Det er også mulig å bygge videre på modellen og inkludere både bedriftsøkonomiske og samfunnsøkonomiske vurderinger. Da det er en relativt komplisert sammenheng mellom nytteverdi av innsamling/gjenvinning av plast, og utnyttelsen av dette til enten material- eller energiformål under ulike forutsetninger, er det en klar fordel å bygge videre på LCA-modellen i slike analyser.

### 3 Bakgrunn for studien

Bakgrunnen for denne studien er at den skal danne et grunnlag for å utvikle retursystemene fra husholdningene med bakgrunn i beregnet miljønytte ved å gjenvinne plast. 1998 har vært et prøveår for returordning for plastemballasjeavfall og i 1999-2000 legges det opp til å utvikle returordninger i hele kommune-Norge.

Den siste tiden har det oppstått en usikkerhet innenfor avfalls- og gjenvinningssektoren knyttet til miljømessig og samfunnsøkonomisk nytteverdi av kildesortering og gjenvinning, spesielt av plastprodukter. I norske media og fagtidsskrifter har det pågått en tildels opphetet diskusjon om hvorvidt det er mer samfunnsøkonomisk lønnsomt å forbrenne eller endog deponere plast, enn å kildesortere og gjenvinne plasten. Mye av usikkerheten har oppstått som følge av en studie utført av Statistisk Sentralbyrå i Norge, som har konkludert med at det ut fra et samfunnsøkonomisk perspektiv er mer kostbart å gjenvinne plastavfall, enn å forbrenne eller deponere dette (Bruvoll 1998). Dette står i skarp kontrast i forhold til det som er vedtatte mål for avfallsbehandling i Norge, der Miljøverndepartementet og plastindustrien har fremforhandlet en avtale med mål om 80% gjenvinning av plastavfall i Norge. Av dette skal 30% totalt sett materialgjenvinnes, mens 50% skal gå til energigjenvinning (Plastretur 1998).

Andre studier i Norge har konkludert med at det ut fra en miljø- og ressursmessig vurdering av plastprodukter i et livssyklusperspektiv, er fornuftig å legge seg på et relativt høyt nivå hva gjelder kildesortering og gjenvinning i Norge (Møller & Økstad 1995). Denne livssyklusstudien (LCA) ble gjort på oppdrag fra Statens Forurensningstilsyn (SFT), og var et viktig grunnlag for diskusjonen omkring opprettholdelse av avgifter på engangsemballasje. Studien viste blant annet at en stor andel av miljø- og ressursbelastningen for emballasjeprodukter var knyttet til utvinning og prosessering av råvarer. Studien viste også at det generelt var fornuftig med en relativt høy grad av materialgjenvinning, og at forbrenning kun vil bidra til en positiv miljønytte i Norge hvis det skjedde med energigjenvinning og denne erstattet energi fra fossile energikilder.

STØ har også med bakgrunn i egne data og erfaringer med livssyklusvurdering gitt en vurdering av SSB's studie av avfallsbehandling, og har konkludert med at flere forutsetninger i analysen ikke er relevante eller fullstendige under norske forhold. De viktigste innsigelsene er at dataene er hentet fra amerikanske forhold, at de tildels er foreldet i forhold til dagens utslippsforhold for transportmidler, at miljøbelastning knyttet til uttak og foredling av råvarer ikke er internalisert i samfunnsregnskapet, og at det kan stilles spørsmålsteget ved realiteten i de kostnader SSB opererer med bla. i forhold til kildesortering i husholdningene (Hanssen & Magnussen 1998).

Et av de store usikkerhetspunktene i forhold til den miljø- og ressursmessige nytten av resirkulering, er hvor mye transportarbeidet og miljøpåvirkningene av dette betyr i forhold til miljønyttene av resirkulering. Årsaken er at det har vært et dårlig datagrunnlag knyttet til transportvirksomhet som følge av ulike måter å organisere innsamlingen av avfall fra spesielt husholdningene på.

For å beregne miljønytte av plastgjenvinning er det derfor blitt gjennomført en studie med utgangspunkt i Drammensregionen, som er en av de regioner i Norge som har



kommet lengst i forhold til innføring av kildesorteringssystemer for plastavfall (Plastretur 1998). Prosjektet har vært finansiert av Plastretur AS, og er i første omgang ment som en intern studie for å få erfaring med hvilke faktorer som er utslagsgivende for effektiviteten i gjenvinningsystemet. Prosjektet har vært gjennomført med bistand fra Mepex Consult AS i Drammen, som besitter et godt datagrunnlag for renovasjon og avfallsbehandling i Drammensregionen. Det er søkt midler fra Norges Forskningsråd ved VARP-programmet for å videreføre prosjektet i to andre regioner i Norge.

## 4 Mål og avgrensning for studien

Prosjektets hovedmål har vært å danne et grunnlag for strategisk analyse og forbedringer knyttet til logistikk og valg av innsamlingsløsninger. Det er i denne omgang gjennomført for intern bruk i Plastretur AS med samarbeidspartnere og skal derfor ikke formidles eksternt i forhold til sammenlikninger mellom spesifikke løsninger for forbrenning med energigjenvinning kontra materialgjenvinning. Sammenlikningene er i denne fase gjort som en sammenlikning på et generelt grunnlag, og for å klarlegge kritiske forutsetninger og følsomhet i forhold til forandringer i forutsetninger ved materialgjenvinning og energigjenvinning.

Rammen for prosjektsamarbeidet har vært følgende:

1. Bidra med erfaringer og vurderinger i felles europeisk prosjekt for plastgjenvinningselskapene i Europa
2. Gjennomføre en grundig analyse i en region i Norge for å klarlegge hva som er de mest miljø- og samfunnsøkonomisk lønnsomme løsningene mht. til avfallsbehandling og ulike typer gjenvinningsløsninger for plastavfall, og hvilke forutsetninger som er mest kritiske i forhold til å oppnå slik effektivitet.
3. Vurdere grunnlaget for å utvikle enkle analyseverktøy for å optimale gjenvinningsløsninger regionalt og dokumentere miljøprofilen for gjenvunnet materiale (miljøvaredeklarasjon).
4. Vurdere mulighetene for å utvikle prosjektet for flere materialgjenvinningselskaper i samarbeid, og for å utvikle et oppfølgingsprosjekt som kan gjennomføres i Norden (med finansiering fra Nordisk Industrifond) eller på europeisk nivå (EU-prosjekt).

I denne rapporten er først og fremst punktene 2 og 3 omtalt.

Prosjektets viktigste mål har vært å vurdere miljøbelastningene knyttet til innsamling og gjenvinning av plastmaterialer opp mot den miljømessige nytten av å drive materialgjenvinning. Fordi datagrunnlaget knyttet til transport ved innsamling har vært et usikkerhetsmoment i livssyklusvurderinger, har det vært et uttalt mål å få forbedret datagrunnlaget for denne delen av livssyklusen til gjenvunnet plastmaterialer.

Prosjektet har i sin natur vært sammenlignende, ved at det system som er valgt for kildesortering og gjenvinning i Drammen er sammenliknet med det opprinnelige systemet for innsamling og behandling av restavfall, og med miljøprofilen knyttet til jomfruelig plastmateriale.

Det er søkt midler til en fase II i prosjektet fra Norges Forskningsråd, for å kunne trekke slutninger på et sikrere grunnlag, med basis i flere regioner. I tillegg er det viktig å vurdere nærmere hva slags type forbrenningsenergi det er relevant å erstatte ved brenning av plast, og hvilken effekt forbrenningen har.

## 5 Modellgrunnlag for studien

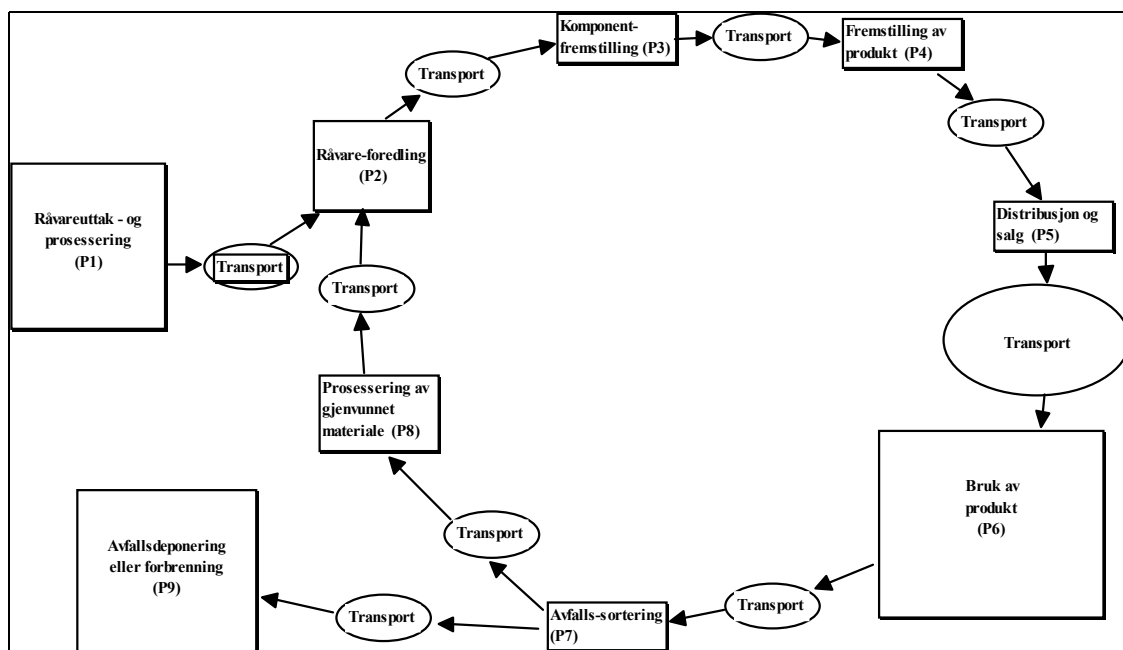
Det viktigste modellgrunnlaget for denne studien er systemteknikk og livssyklusvurdering av produktsystemer. Livssyklusmetodikken (LCA) er tilpasset formålet med studien, der hovedfokus er lagt på innsamling, sortering og gjenvinning av plastmaterialer. Dataverktøyet LCA Inventory Tool er benyttet til å gjennomføre livsløpsvurderingene for systemet.

### 5.1 Hva er en livsløpsvurdering (LCA)?

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet.

En livsløpsvurdering tar utgangspunkt i et produktsystem, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet gjennom hele produktets livsløp, fra "vugge til grav".

Livssyklusmodellen 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 prinsippsskisse for en livssyklusmodell for et produktsystem er vist i Figur 1.



**Figur 1** Livssyklusmodell for produktsystemer

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 tilnærming til helse-, miljø- og ressursproblemene enn det vi ofte har vært vitne til tidligere, der enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser har vært fokusert.

Hovedpoenget med å gjennomføre denne livsløpsvurderingen er å belyse hvor i livsløpet de viktigste miljøproblemene oppstår.

Metode for livsløpsvurdering (LCA) blir nærmere beskrevet under metodikk i vedlegg 10.1.

## **5.2 Modell for netto marginal miljønytte**

For å kunne vurdere miljøeffektivitet ved ulike gjenvinningsløsninger og –scenarier, er det viktig å ha et modellgrunnlag som basis. I denne sammenheng er det utviklet en modell for beregning av netto marginal miljønytte av gjenvinningsløsninger, under ulike forutsetninger for bla. innsamling av avfall, resirkuleringsgrad og hva slags materialer og energibærere som erstattes ved henholdsvis materialgjenvinning eller forbrenning med energiutnyttelse. Modellen er vist i Figur 2 og er basert på hypoteser som blir testet ut i dette og lignende prosjekt.

I modellen er det forutsatt at følgende elementer inngår som miljøbelastende faktorer knyttet til gjenvinning:

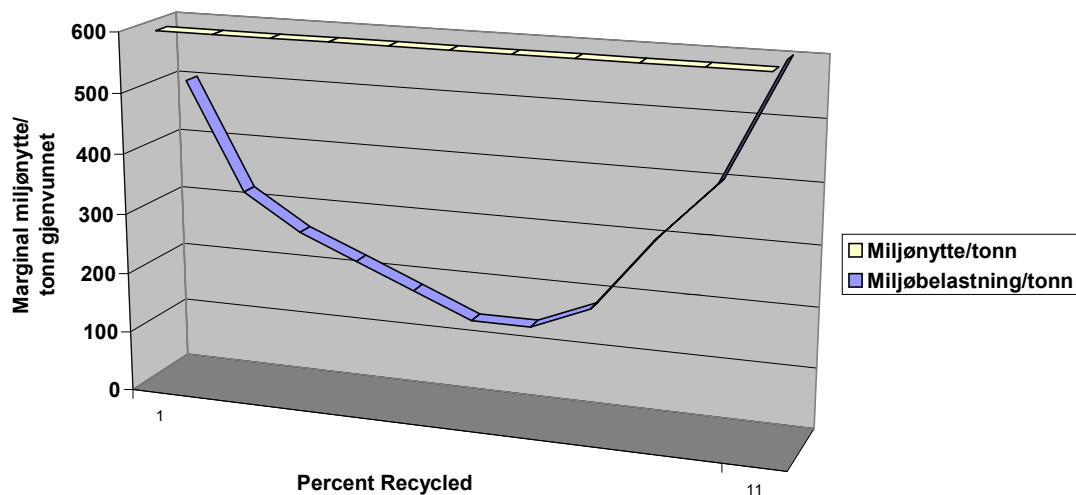
- Miljøbelastning knyttet til transport av avfall til resirkuleringspunkter, og til videre innsamling og distribusjon av materiale frem til ny produksjon
- Miljøbelastning knyttet til vasking og preparering av materialet, samt til sortering før gjenvinning
- Miljøbelastning knyttet til gjenvinningsprosessen ved fremstilling av resirkulert materiale
- Evt. miljøbelastning knyttet til økt materialforbruk eller lavere brukseffektivitet, funksjonalitet ol. av nytt produkt produsert med gjenvunnet materiale.

På den positive siden inngår følgende faktorer som grunnlag for en brutto miljønytte ved resirkulering:

- Miljønytte av å unngå uttak, prosessering og transport av jomfruelig materiale til et nytt produkt
- Miljønytte av å unngå at materiale legges på deponi og tar opp verdifulle arealer samt avgir deponigasser
- Miljønytte av å unngå miljøbelastning ved forbrenning av avfall.
- Miljønytte av å unngå fremstilling og forbruk av alternativ energibærer som erstattes ved energigjenvinning av plast.

I modellen er netto marginal miljønytte for materialgjenvinning ved en gitt resirkuleringsgrad definert som miljøbelastning pr. tonn materiale innsamlet og

gjenvunnet minus miljønytte av å substituere for ett tonn jomfruelig materiale i et nytt produkt. Med marginal miljønytte menes i denne sammenheng effekten av å innsamle og gjenvinne 1 tonn ekstra avfall utover dagens nivå, men hvor de totale belastninger og nytte-effekter fordeles på hele det gjenvunne materialet. I dette ligger at hele infrastrukturopbyggingen som er gjort innledningsvis for å etablere et gjenvinningsystem (som f.eks. resirkuleringspunkter, transportledd, sorteringssystemer ol.) belastes på n+1 tonn i stedet for n tonn. Så lenge det er ledig kapasitet i systemet, slik at infrastrukturen kan utnyttes bedre ved økt materialtilgang, vil den marginale miljøbelastningen synke fordi et ekstra tonn ikke vil føre til store endringer i prosessutslipp, transportutslipp ol. Dette er bakgrunnen for at kurven for marginal miljøbelastning ved resirkulering synker opp mot en optimal resirkuleringsgrad.



Figur 2 . Modell for beregning av netto marginal miljønytte av materialgjenvinning

## 6 Forutsetninger og datagrunnlag

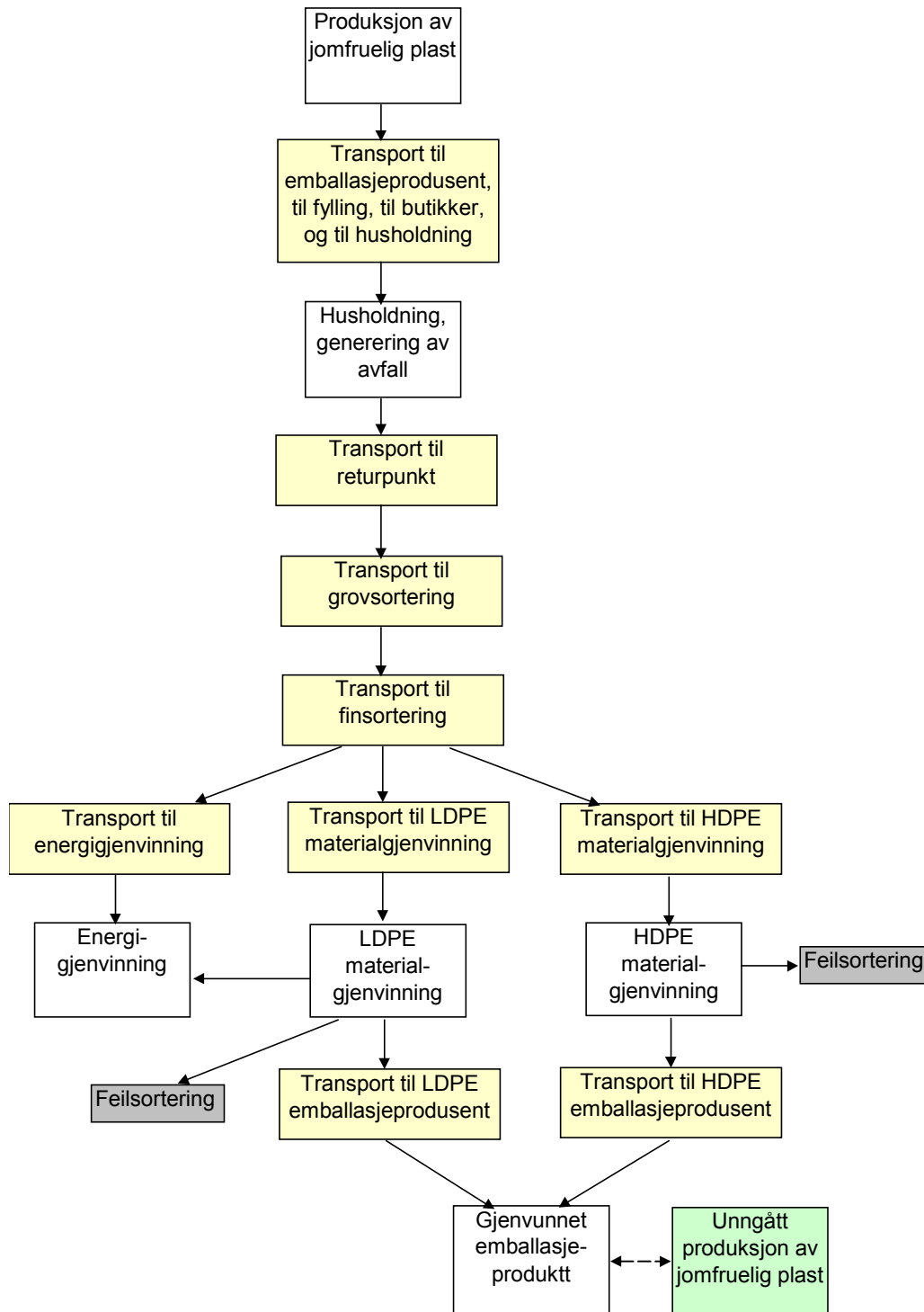
### 6.1 Gjenvinningssystem

”Drammensregionen” består av 9 samarbeidende kommuner: Lier, Drammen, Svelvik, Nedre Eiker, Øvre Eiker, Modum, Hurum, Røyken og Sande. Totalt består denne regionen av ca 160 000 innbyggere.

Fra og med 1997, ble det blant disse 9 samarbeidende kommunene lagt opp til et nytt avfallssystem på tre nivåer: i husstandene, på returpunktene og på gjenvinningsstasjonene. I husstandene skal avfallet sorteres i papir og papp, drikkekartonger, våtorganisk avfall og restavfall. Videre er det etterhvert etablert ca. 150 returpunkter lokalt i regionen. Ved returpunktene skal man kunne levere klart og farget glass, metaller, plastemballasjeavfall og tekstiler. I tillegg er det etablert gjenvinningsstasjoner, der det er mulig å levere tilsvarende avfall, samt papp/papir, trevirke, kuldemøbler, spesialavfall og restavfall. I Svelvik var systemet etablert i 1997. Drammen, Lier, Nedre Eiker, Øvre Eiker og Modum startet opp i 1997/98 og kommunene Sande, Hurum og Røyken startet opp i 1998.

I studien er det lagt opp til 2 alternative hovedsystemer; et 0-alternativ og 1-alternativ. 0-alternativet beskriver avfallssystemet slik det var før innføring av kildesortering av plastemballasjeavfall. Her forutsettes at blandet avfall fra husholdning går til deponi og forbrenning. 1-alternativet beskriver systemer med kildesortering og gjenvinning av plastemballasjeavfall og er basert på data fra 1. halvår 1998. En prinsippskisse for ”dagens system” for innsamling av plast i Drammensregionen er vist i vedlegg 10.2.

Figur 3 på neste side viser prosessstre for systemet. Prosessstreet starter med produksjon av 1 tonn jomfruelig plast. Denne transporteres til emballasjeprodusent, til fylling, til distribusjon/butikker og til husholdning. Her genereres plastavfallet og det transporteres til returpunkt, til grovsortering og til finsortering. Videre deles plaststrømmen ved at en del går til energigjenvinning, mens resten går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. I materialgjenvinningsprosessene oppstår det noe svinn, vist ved boksene ”andre LD” og ”andre HD”. I tillegg leveres 13% av innkommet materiale til LDPE-materialgjenvinning til energigjenvinning på grunn av feilsortering. Gjenvunnet emballasje transporteres til emballasjeprodusent. Videre inngår i analysen kreditering av miljøbelastninger for produksjon av samme mengde jomfruelig plast som den mengde som materialgjenvinnes. Dette inngår i boksen ”Unngått produksjon av jomfruelig plast”.



Figur 3 Flytskjema for prosessstre

## 6.2 Funksjonell enhet og systembeskrivelse

Den funksjonelle enhet er den enhet som angir et produkts ytelse i forhold til en bestemt brukers krav. Som funksjonell enhet er valgt *den mengde plast som blir materialgjenvunnet etter fremstilling, bruk, innsamling, sortering og material- eller*

*energigjenvinning av en utgangsmengde på 1 tonn jomfruelig produsert plast som består av 75% LDPE og 25% HDPE. Den delen som går til forbrenning med energigjenvinning, forutsettes i hovedscenariet å erstatte oljeforbrenning da dette er mest realistisk for norske forhold.*

Med bakgrunn i studie av Drammensregionens innsamlingsystem for plast, er følgende ledd i plastens livssyklus inkludert i denne analysen:

- Produksjon av jomfruelig plast, inkludert utvinning og raffinering av råmateriale.
- Transport av plastemballasje til emballasjeprodusent, til eventuell fylling, distribusjon til butikker og til husstand.
- Transport av plastavfall til returpunkt, til grovsortering, til finsortering og til gjenvinningsanlegg.
- Materialgjenvinning av plast.
- Energigjenvinning av plast og reduksjon for miljøbelastninger avhengig av hvilken energibærer plasten erstatter.
- Transport fra materialgjenvinning til emballasjeprodusent for produksjon av nytt emballasjeprodukt.
- Fratrekk for miljøbelastninger fra produksjon av jomfruelig plast til nytt emballasjeprodukt for de systemer som har materialgjenvinning.

Dette betyr at leddene produksjon, fylling av plastemballasjen (flasker, kanner, folie m.m), samt salg og bruk av plasten ikke er inkludert i analysen. Årsaken til at disse ledd er utelatt, er at de erfaringsvis bidrar i svært liten grad til miljøbelastninger.

### **6.3 Datakvalitet**

Ved å benytte Drammensregionen som case, har hensikten vært å bruke data herfra for innsamling, sortering og transport frem til finsortering i Oslo. Videre er spesifikke data fra Follidal Gjenvinning og Miljøtransport benyttet for transportdata fra finsortering frem til gjenvinningslokalitet. For selve gjenvinningsprosessene og for produksjon av jomfruelig plast, er litteraturdata benyttet.

Tabell 1 viser hvilke datakilder som er benyttet for de respektive prosesser/transporter for plast.

<b>Prosess/transport</b>	<b>Type datakilde som benyttes</b>
Utvinning av råolje, raffinering og produksjon av polyetylen (PE)	Litteraturdata (APME, 1993)
Produksjon og fylling av plastemballasjen	Inngår ikke i studien
Bruk av plastemballasjen	Inngår ikke i studien
Transport av plastemballasje	Forutsetninger basert på erfaringsgrunnlag fra lignende studier.
Transport av plastavfall	Spesifikke data fra Drammensstudien kombinert med diverse antagelser.
Grov- og finsortering	Forutsetter ingen miljøbelastninger
Materialgjenvinning	Litteraturdata (Ölund et al, 1998)
Energigjenvinning	Litteraturdata (SFT 96:16)

**Tabell 1 Datakilder**



## **6.4 Transport- og prosessdata**

### 6.4.1 Transportdata

For beregning av energibruk og miljøbelastninger knyttet til transport, er det gjort antagelser og forutsetninger i tillegg til at konkrete data er innhentet. I det følgende gjøres en kort gjennomgang av hvilke data som ligger til grunn for transportberegningene. For mer detaljert gjennomgang av de ulike forutsetninger og beregninger for transportarbeidet, vises til vedlegg 10.3.

#### Transport av jomfruelig produsert LDPE og HDPE fra råvareprodusent til emballasjeprodusent

Bruker data fra tidligere utført LCA-studie for LDPE-plast (Førde, 1995). Antar at plastmaterialet transporteres fra Bamble til Oslo, en avstand på ca 135 km. Antar at lasten er volumbegrenset og bruker ”roadtransport 5 tonn”.

#### Transport av plastemballasje til fylling/pakking eller lignende

Antar at materialet transporteres fra Notodden til Drammen, en transportavstand på ca 74 km en vei. Antar at det er returtransport og at tilhørende miljøbelastninger allokeres denne. Tom emballasje antas å være volumbegrenset og bruker derfor det samme som over, ”roadtransport 5 tonn”.

#### Transport av plastemballasje og produkt til distributører/butikker

Antar at hovedmengden av produktene distribueres fra Drammen til Østlandsområdet, en transportavstand på ca 150 km en vei. Antar at det er returtransport og at tilhørende miljøbelastninger allokeres denne. Transport av fylt emballasje antas å være vektbegrensende og bruker derfor ”roadtransport 20 tonn”. Allokering mellom produkt og plastemballasje er gjort på massebasis.

#### Transport av plastemballasje og produkt fra butikk til husholdning

Antar at transportavstand tur/retur fra butikk til husholdning er 10 km og at total last er 30 kg varer. Allokering mellom plastemballasje og andre varer er gjort på massebasis. Bruker "bil varehandel" og total last 30 kg.

#### Transport av plastavfall fra husholdning til returpunkt

Benytter data fra spørreundersøkelse i Drammen (Gilhuus Johansen 1998). Gjennomsnittlig transportavstand fra husstand til returpunkt er 1 km. 2/3 av husholdningene oppgir at de kombinerer transport av avfall til returpunkt med andre ærend og 1/3 reiser ens ærend til returpunkt for å levere avfall. Vi allokerer derfor kun 1/3 av transportarbeidet til plastavfallet, slik at beregnet transportavstand er 0,33 km. Med bakgrunn i data for Svelvik kommune kombinert med data fra spørreundersøkelse i Drammen (Gilhuus Johansen 1998), er total transportert avfallsmengde til returpunkt beregnet til 1,45 kg pr tur. Bruker "personbil avfallstransport" og total last 1,45 kg.

#### Transport av plastavfall fra returpunkt til grovsortering

Data fra Farmand Transport. Maks kapasitet for bil er 4 tonn og bilen henter kun plast. Transportavstand er 500 km. Reell last for bilen for 1. halvår 1998 var ca 1,75 tonn/tur. Bruker ”roadtransport 2 tonn”.

#### Transport av plastavfall fra grovsortering til finsortering

Data fra Miljøtransport: 40 m<sup>3</sup> bil med maks kapasitet 16 tonn, det vil si volumbegrensning. Data for 1. halvår 1998 viser at reell last var ca 6 tonn. Transportavstand 80 km t/r, ingen returtransport. Bruker ”roadtransport 5 tonn”.

#### Transport av plastavfall fra finsortering til energigjenvinning

Data fra Miljøtransport: 40 m<sup>3</sup> bil med maks kapasitet 16 tonn. Data for 1. halvår 1998 viser at reell last var ca 7 tonn. Transportavstand 100 km t/r, ingen returtransport. Bruker ”roadtransport 5 tonn”.

#### Transport av LDPE-plastavfall fra finsortering til materialgjenvinning

Data fra Folldal Gjenvinning: Maks kapasitet 25 tonn. Transportavstand 340 km en vei og det er returtransport. Returtransportens miljøbelastninger allokeres derfor denne. Bruker ”roadtransport 20 tonn”.

#### Transport av feilsortert plastavfall fra materialgjenvinning (Folldal) til energigjenvinning

Det er usikkert hvor plastavfallet leveres. Det antas derfor at avfallet transporteres tilsvarende avstand og med samme type transportmiddel som plastavfallet som transporteres fra finsortering til energigjenvinning; altså 100 km<sup>1</sup>. Bruker tilsvarende ”roadtransport 5 tonn”.

#### Transport av HDPE-plastavfall fra finsortering til materialgjenvinning

Opplysninger fra Miljøtransport viser at det benyttes 40 m<sup>3</sup> bil med maks kapasitet 16 tonn. Data for 1. halvår 1998 viser at reell last var ca 2,5 tonn. Transportavstand er 80 km t/r og det er ingen returtransport. Bruker ”roadtransport 2 tonn”.

#### Transport av LDPE-granulat fra materialgjenvinning til emballasjeprodusent

Data fra Folldal Gjenvinning: Maks kapasitet er 25 tonn. Transportavstand er 450 km en vei (Folldal – Notodden) og det er returtransport. Returtransportens miljøbelastninger allokeres derfor denne. Bruker ”roadtransport 20 tonn”.

#### Transport av HDPE-granulat fra materialgjenvinning til emballasjeprodusent

Antar at plastgranulatet transporteres en ”gjennomsnittsstrekning” Askim – Osloområdet, en transportavstand på ca 200 km t/r og at det er ingen returtransport. Antar at transporten kan foregå på tilsvarende måte som LDPE-granulat transporteres fra Folldal. Bruker derfor ”roadtransport 20 tonn”.

### 6.4.2 Prosessdata

#### Produksjon av jomfruelig HDPE og LDPE

Data for fremstilling av 1 kg HDPE og LDPE er basert på litteratordata (APME, 1993). Dataene er gjennomsnittlige data for plastindustrien i Europa og presenteres i aggregert form. I analysen jomfruelig plast beregnet til å bestå av tilsvarende materiale som definert funksjonell enhet, det vil si 75% LDPE og 25% HDPE.

---

<sup>1</sup> Reell avstand har i etterkant vist seg å være ca 400 km. Dette vil ikke gjøre nevneverdig utslag på analysen da massestrømmen for dette leddet kun er 4% av funksjonell enhet.

#### Produksjon av plastemballasjen

Inngår ikke i studien.

#### Fylling av plastemballasjen

Inngår ikke i studien.

#### Salg av plastemballasjen

Inngår ikke i studien.

#### Bruk av plastemballasjen

Inngår ikke i studien.

#### Kildesortering av plastemballasjen

Plastemballasjen må vaskes, tørkes og samles for transport til returpunktet. Det forutsettes at plastavfallet vaskes med kaldt vann og det medgår dermed ingen energi til oppvarming av vannet. Tilsvarende antagelser er gjort i svensk studie (Ölund et al., 1998).

#### Returpunkt

Plastavfallet legges i beholdere på returpunktet. Eventuelle miljøbelastninger her antas å være neglisjerbare.

#### Grovsortering

Mellomlagring og omlasting forutsettes å foregå på Mile avfallsanlegg i Mjøndalen. Plastavfallet grovsorteres, komprimeres og lastes over i containere på 30 m<sup>3</sup>. Energibruk til dette antas å være ubetydelig og inngår ikke i analysen. Med bakgrunn i registrerte data foregår det ikke vesentlig tap av innsamlet plast under grovsorteringen og det er derfor ikke lagt inn svinn i modellen. Eventuelle andre miljøbelastninger som oppstår her antas å være neglisjerbare.

#### Finsortering

Finsortering forutsettes forgår hos Miljøtransport i Oslo. Med bakgrunn i registrerte data utgjør feilsortering ca 1,5% av totalt innkommet plstmengde. Dette antas å være så ubetydelig at det ikke er lagt inn i modellen. Eventuelle andre miljøbelastninger som oppstår her antas å være neglisjerbare. Registrerte mengder per september 1998 viser at det sorterte plastavfallet inneholder henholdsvis 25% og 9% LDPE og HDPE som går til materialgjenvinning, mens 64,7% leveres til energigjenvinning.

#### LDPE materialgjenvinning

Materialgjenvinning av LDPE foregår hos Folldal Gjenvinning. Materialet grovsorteres for glass, stål, papp og papir (totalt 11,5%) som går til materialgjenvinning. I tillegg foregår en finsortering der feilsortert plast (12,5%) tas ut og leveres til energigjenvinning. Utover dette utgjør sand, stein og filtermasse 16,1% av totalt innkommet materiale (Rogstad, 1998). I analysen er det regnet med et svinn på totalt 40% der det er antatt at 13% av dette går til energigjenvinning. Dette svinnet er sannsynligvis for høyt vedrørende plastemballasje fra husholdninger, men spesifikke data for dette finnes ikke. Dataene brukes derfor som et "worst-case". Behandling av svinn utover det som går til energigjenvinning er utelatt fra analysen.

Etter sortering går plasten gjennom en shredder, et vaskeanlegg, kverning, friksjonsvask, sentrifugering og tørking, før det skal produkttestes for varedeklarasjon. Vaskeanlegget benytter vann direkte fra Folla elv og det er 40% gjenbruk av prosessvannet. Vannet renses mekanisk og gjennom infiltrasjonsanlegg bygd i 1996. Gjennomførte analyser av avløpsvannet viser at utslippene er små, og anlegget er ikke rapporteringspliktig overfor SFT. Med bakgrunn i dette er utslipp til vann antatt å være ubetydelige og inngår ikke i analysen.

Energiforbruk for gjenvinning av 1 tonn LDPE kan variere mye, blant annet avhengig av hvor skitten plasten er. Dersom plasten er veldig skitten, kan energiforbruket være så høyt som 4,7 MJ/kg (Ölund et al., 1998). Da reelt energiforbruk er usikkert velges å benytte denne verdien som et ”worst case”.

#### HDPE materialgjenvinning

For Drammensregionen har materialgjenvinning av HDPE foregått hos Gjenbruk Plast AS i Askim frem til november 1998 da bedriften ble lagt ned. Utover dette er det usikkert hvor gjenvinningen skal skje. Beregningene er derfor bygget på følgende antagelser og forutsetninger: Det antas et svinn på 5% og at prosessen er tørr, det vil si at det ikke foregår vasking av plasten (Fischenich, 1998). Videre kvernes og balles plasten og er således klar for transport. Energiforbruk for gjenvinning av HDPE er på bakgrunn av litteraturdata satt til 2,01 MJ/kg (Ölund et al., 1998). Utover dette er eventuelle andre miljøbelastninger som oppstår antatt være neglisjerbare.

#### Energigjenvinning

Energigjenvinning av plast fra Drammensregionen har foregått hos Sande Paper Mill i Vestfold. Spesifikke data for utslipp i forbindelse med dette er ikke innhentet. I stedet er det benyttet litteraturdata (Sandgren et al., 1996). Utslippsdata for forbrenning av plast gjelder, i henhold til SFT-rapport 96:16, spesifikt for ”plast (2/3 folie, 1/3 hard)”. Benyttet brennverdi for plast er 32000 MJ/tonn (Sandgren et al., 1996) og det forutsettes at energien som utvinnes fra plast, erstatter annen energibærer (olje, el). De ulike scenarier viser hvilke typer energibærer som forutsettes erstattet.

Det antas at energigjenvinning av feilsorterte fraksjoner fra Folldal Gjenvinning foregår under samme forutsetninger som det som er antatt for Sande Paper Mill.

#### Emballasjeprodusent

Gjenvunnet plast er klar for produksjon av nytt emballasjeprodukt. Produksjon av dette inngår ikke i studien.

#### Unngått produksjon av jomfruelig plast

Bruk av gjenvunnet plast antas å medføre at man slipper å produsere jomfruelig plast. Det antas at lik mengde gjenvunnet plast erstatter jomfruelig plast. Transport av jomfruelig produsert plast frem til emballasjeprodusent inngår her.

## 6.5 Beskrivelse av de ulike scenarier

Denne studien omfatter analyse av 6 scenarier for behandling av plastavfall i Drammensregionen. Scenarie 0 beskriver avfallssystemet slik det var før innføring av kildesortering av plastavfall, mens alle de andre scenariene beskriver systemer med kildesortering og gjenvinning av plastavfall. En prinsippsskisse for ”dagens system” for innsamling av plast i Drammensregionen er vist i vedlegg 10.2.

For alle scenariene, bortsett fra scenarie 0, gjelder forutsetningene/datagrunnlaget beskrevet i kapitlene over (Transportdata og Prosessdata). For scenarie 0 gjelder forutsetningene beskrevet over vedrørende aktivitetene fra fremstilling av jomfruelig materiale og til og med aktiviteten transport fra butikk til husholdninger. Forutsetninger utover dette vedrørende scenarie 0 er beskrevet i kapittel 6.6.1 under.

### 6.5.1 Scenarie 0: Ingen gjenvinning

Scenariet beskriver ”gårsdagens situasjon” for Drammensregionens avfallshåndteringssystem, dvs situasjonen slik den var før innføringen av kildesortering av plastavfall med levering til returpunkter som startet i 1997. Plastavfallet ble da hentet sammen med annet blandet husholdningsavfall. I følge data for Drammensregionen (SSB 1995), ble henholdsvis 77% av totalt avfall levert til deponi, 6% ble levert til forbrenning, mens 17% gikk til gjenvinning (ingenting plastgjenvinning). Dersom man isolert ser på den delen av avfallet som gikk til deponi og forbrenning, fordeler dette seg som følger: 93% til deponi og 7% til forbrenning.

Ut i fra data for innsamling av husholdningsavfall (Mepex Consult AS), er transportavstand for en ”henterunde” beregnet til ca 18400 km og total innlevert avfallsmengde 46251 tonn/år. Bilene tar maks ca 7 tonn og er tomme ved start og fulle ved slutt. Antar med dette en ”gjennomsnittlig” kapasitet på 3 tonn pr bil. Med bakgrunn i dette er transportavstand per bil beregnet til 60 km (Beregningsgrunnlag er vist i vedlegg 10.3.). Bruker ”søppelbil 3 tonn”.

Utslippsdata i forbindelse med forbrenning og deponi er hentet fra Sandgren et al., 1996. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte forbrenning av olje. For utslipp tilknyttet oljefyring er det benyttet litteraturdata (Sandgren et al., 1996).

### 6.5.2 Scenarie 1: 64% energigjenvinning, olje erstattet

Scenariet beskriver ”dagens system” for Drammensregionen vedrørende innsamling av plast. Av innsamlet mengde går 64% til energigjenvinning, mens 29% og 7% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte forbrenning av olje. For utslipp tilknyttet oljefyring er det benyttet litteraturdata (Sandgren et al., 1996).

### 6.5.3 Scenarie 2: 10% energigjenvinning, olje erstattet

Scenariet beskriver ”dagens system” for plastinnsamling, men med følgende fordeling mellom energi- og materialgjenvinning: 10% av innsamlet plastmengde går til energigjenvinning, mens 75% og 15% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte

forbrenning av olje. For utslipp tilknyttet oljefyring er det benyttet litteraturdata (Sandgren et al., 1996).

#### 6.5.4 Scenarie 3: 30% energigjenvinning, olje erstattet

Scenariet beskriver ”dagens system” for plastinnsamling, men med følgende fordeling mellom energi- og materialgjenvinning: 30% av innsamlet plastmengde går til energigjenvinning, mens 58% og 12% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte forbrenning av olje. For utslipp tilknyttet oljefyring er det benyttet litteraturdata (Sandgren et al., 1996).

#### 6.5.5 Scenarie 4: 64% energigjenvinning, norsk elektrisitet erstattet

Scenariet beskriver ”dagens system” for Drammensregionen vedrørende innsamling av plast. Av innsamlet mengde går 64% til energigjenvinning, mens 29% og 7% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte ”norsk gjennomsnittselektrisitet” (varme fra elektrokjel). For utslipp tilknyttet ”norsk gjennomsnittselektrisitet” er det benyttet litteraturdata (LCA-database).

#### 6.5.6 Scenarie 5: 64% energigjenvinning, europeisk elektrisitet erstattet

Scenariet beskriver ”dagens system” for Drammensregionen vedrørende innsamling av plast. Av innsamlet mengde går 64% til energigjenvinning, mens 29% og 7% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte ”europeisk gjennomsnittselektrisitet” (varme fra elektrokjel). For utslipp tilknyttet ”europeisk gjennomsnittselektrisitet” er det benyttet litteraturdata (LCA-database).

## 7 Resultater fra studien

### 7.1 Tap av materiale i kjeden

I henhold til registrerte data for Drammensregionen for 1. halvår 1998 (Mepex Consult AS), er total mengde innsamlet plastemballasjeavfall til returpunkt 1,33 kg / innbygger, år. Dersom en tar med innsamlet plast levert gjenvinningsstasjoner, er total mengde innsamlet plast 2,35 kg / innbygger, år. Forventet årstakt for innlevering av plastemballasjeavfall er henholdsvis 1,65 og 2,54 kg/innbygger,år totalt og fra returpunkt. Beregningsgrunnlag for dette er vist i vedlegg 10.4.

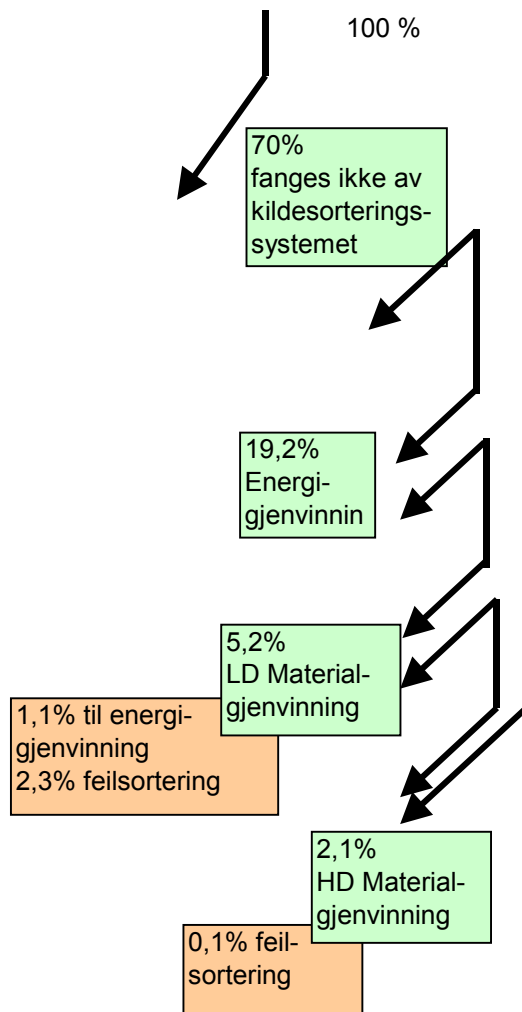
Med bakgrunn i data fra Mepex Consult (vedlegg 10.4), er total mengde plastemballasje fra husholdninger beregnet til 12,5 kg/innbygger, år. Av denne mengde utgjør ca 36% plastemballasjeavfall som ikke er egnet til gjenvinning (spesialavfallsemballasje, tilgriset matemballasje osv). Dette medfører at det reelle potensiale for innsamling av plastemballasjeavfall er 7,95 kg/innbygger, år.

Med bakgrunn i ovenstående data og forventet årstakt for innlevering av plastemballasjeavfall fra husholdninger, er dagens reelle innsamlingsandel av plastemballasjeavfall for 1. halvår 1998 beregnet til følgende:

- 32% for total innsamlet mengde
- 21% for innsamlet mengde til returpunkt

Med bakgrunn i beregningene ovenfor (benytter reell innsamlingsandel i husholdningene på 30%) og data fra innsamlings- og gjenvinningsaktivitetene, kommer man frem til at henholdsvis 19,2% og 7,3% av det totale potensialet for plastemballasjeavfall som genereres i husholdningene virkelig ender opp som energi- og materialgjenvunnet materiale. Dette er forsøkt vist i Figur 4.

**Plastavfall i husholdninger**  
Totalt potensiale egnet for gjenvinning: 7,95 kg/innb, år = 100%



**Figur 4 Materialflyt gjennom produktsystemet**

## 7.2 Gjenvinning av plast kontra deponi/forbrenning

I det følgende presenteres en sammenligning av 4 alternativer for håndtering av plastemballasjeavfall:

1. 100% av plastemballasjeavfall går til forbrenning/deponi.
2. Dagens situasjon, det vil si at 30% av plastemballasjeavfall går gjenvinning, mens resten går til forbrenning/deponi.
3. 50% av plastemballasjeavfall går gjenvinning, og 50% går til forbrenning/deponi.
4. 100% av plastemballasjeavfall går gjenvinning, ingenting går til forbrenning/deponi.

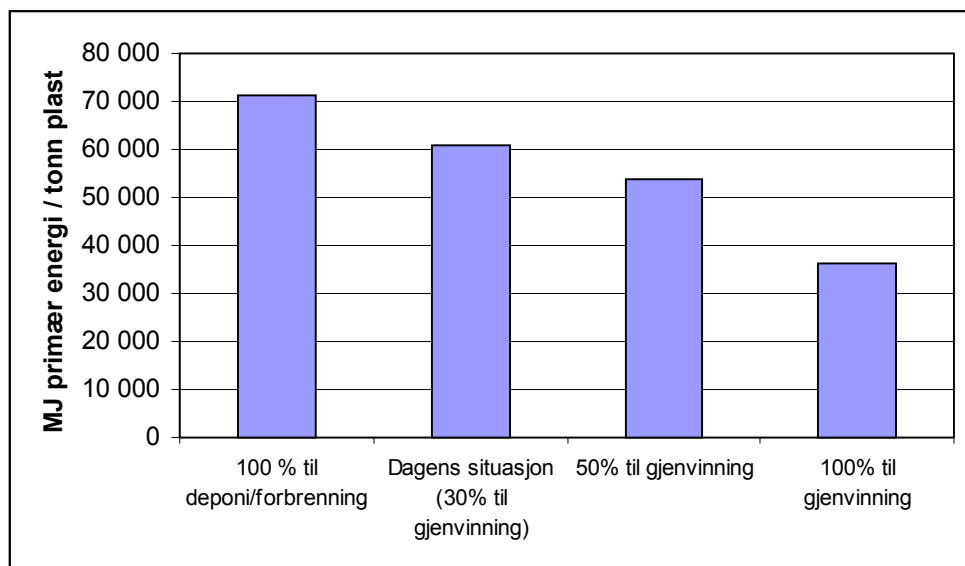


Alle prosenter angir andel av reelt innsamlingspotensiale for plastemballasjeavfall, altså 7,95 kg/innbygger, år.

For forbrenning/deponi gjelder tilsvarende forutsetninger som for scenarie 0 (se kap.6.5.1). Det betyr at 93% av avfallet går til deponi og 7% til forbrenning.

For gjenvinning gjelder tilsvarende forutsetninger som for scenarie 1 (se kap.6.5.2): Av innsamlet mengde som går til gjenvinning, fordeler dette seg som følger: 64% går til energigjenvinning, mens 29% og 7% går til henholdsvis LDPE- og HDPE-materialgjenvinning. Produsert energi fra forbrenning av plast antas å erstatte forbrenning av olje. For utslipp tilknyttet oljefyring er det benyttet litteratordata (Sandgren et al., 1996).

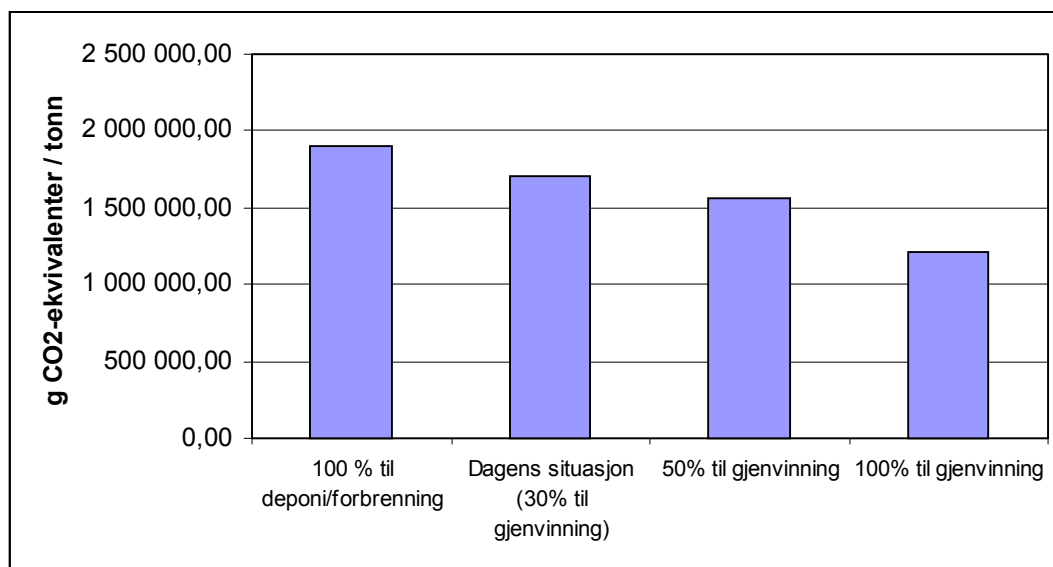
I forbruk av primærenergi inngår forbruk av alle energiressurser. Dette innebærer energi som er bundet i materialet, energi for å drive de ulike prosesser, energi til transport, samt energi som går med for å utvinne energibærere. Figur 5 viser totalt forbruk av primærenergi i MJ per tonn plast for 4 alternativer for håndtering av plastemballasjeavfall:



**Figur 5 Totalt energiregnskap for 4 alternativer for håndtering av avfall fra plastemballasje.**

Figuren over viser at det totale forbruket av primærenergi når 100% av plastemballasjeavfallet går til gjenvinning (under forutsetningene beskrevet over) er ca halvparten av totalt energiforbruk når ingenting går til gjenvinning.

Vedlegg 10.5 viser hvilke faktorer som bidrar til drivhuseffekten (Ölund et al., 1998). Figur 6 viser bidrag til klimapåvirkning for 4 alternativer for håndtering av avfall fra plastemballasje.



**Figur 6 Bidrag til klimapåvirkning for 4 alternativer for håndtering av avfall fra plastemballasje.**

Figuren over viser at tendensen er den samme dersom man ser på alternativenes bidrag til klimapåvirkning: Dersom 100% av plastemballasjeavfallet går til gjenvinning blir utslippet av CO2-ekvivalenter pr. tonn plastavfall betydelig mindre enn ved 0% gjenvinning (under forutsetningene beskrevet over).

### **7.3 Miljøpåvirkninger knyttet til gjenvinning av plastemballasjeavfall i seks scenarier fra Drammensregionen**

Av praktiske årsaker (bl.a muligheter for sammenligning), er det er valgt å benytte samme grunnlag for beregning av miljøpåvirkninger som det som er benyttet i studien ”Resthantlingsalternativ för plastförpackningar – en miljöpåverknansbedömning” (Ölund et al., 1998). Følgende miljøpåvirkninger er derfor valgt å bli omfattet av denne studien:

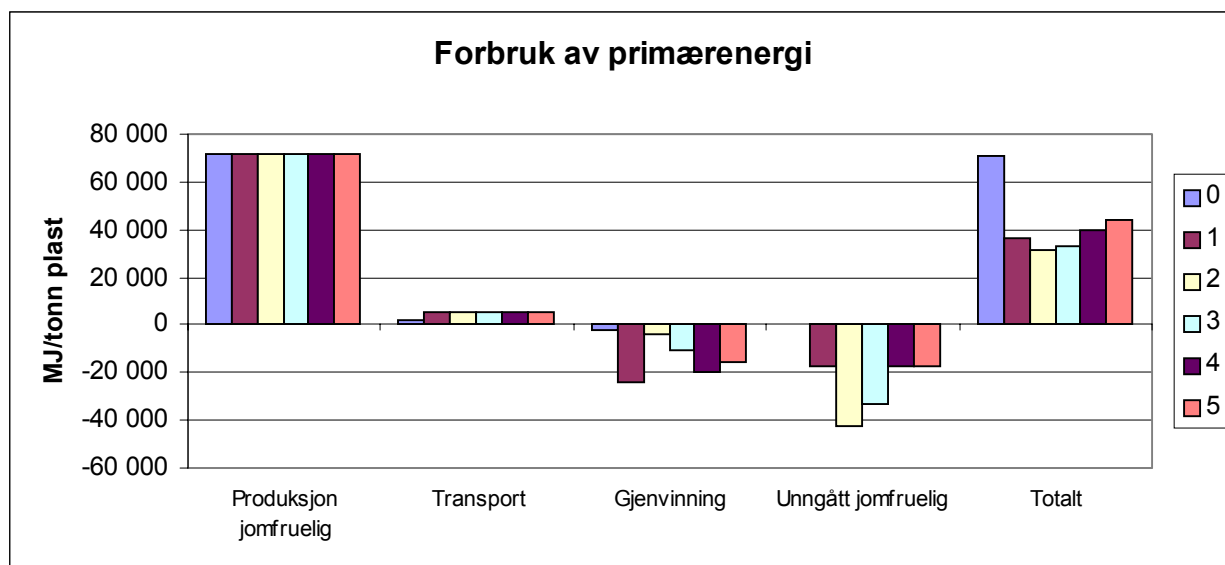
- Forbruk av primærenergi
- Drivhuseffekt
- Forsuring
- Eutrofiering
- Fotokjemisk oksidasjon

Miljøpåvirkningene presenteres for følgende trinn i plastens livsløp:

Produksjon jomfruelig:	Utvinning og transport frem til emballasjeprodusent av 1 tonn råmateriale (består av 75% LDPE og 25% HDPE) som etter fremstilling, bruk, innsamling og sortering, skal material- og/eller energigjenvinnes.
Transport	Alt transportarbeid som utføres for å forflytte plasten som emballasje og som avfall.
Gjenvinning	Material- og energigjenvinning av plastavfall
Unngått jomfruelig	Utvinning og transport frem til emballasjeprodusent av jomfruelig plast, tilsvarende den mengde plast som blir materialgjenvunnet. Alle scenariene, bortsett fra scenarie 0, krediteres for at man slipper å produsere en viss mengde ny jomfruelig plast.

### 7.3.1 Forbruk av primærenergi

I forbruk av primærenergi inngår forbruk av alle energiressurser. Dette innebærer energi som er bundet i materialet, energi for å drive de ulike prosesser, energi til transport, samt energi som går med for å utvinne energibærere. Figur 7 viser forbruk av primærenergi i MJ per tonn plast for de 6 ulike scenariene fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



Figur 7 Totalt energiregnskap for seks scenarier for behandling av plastavfall

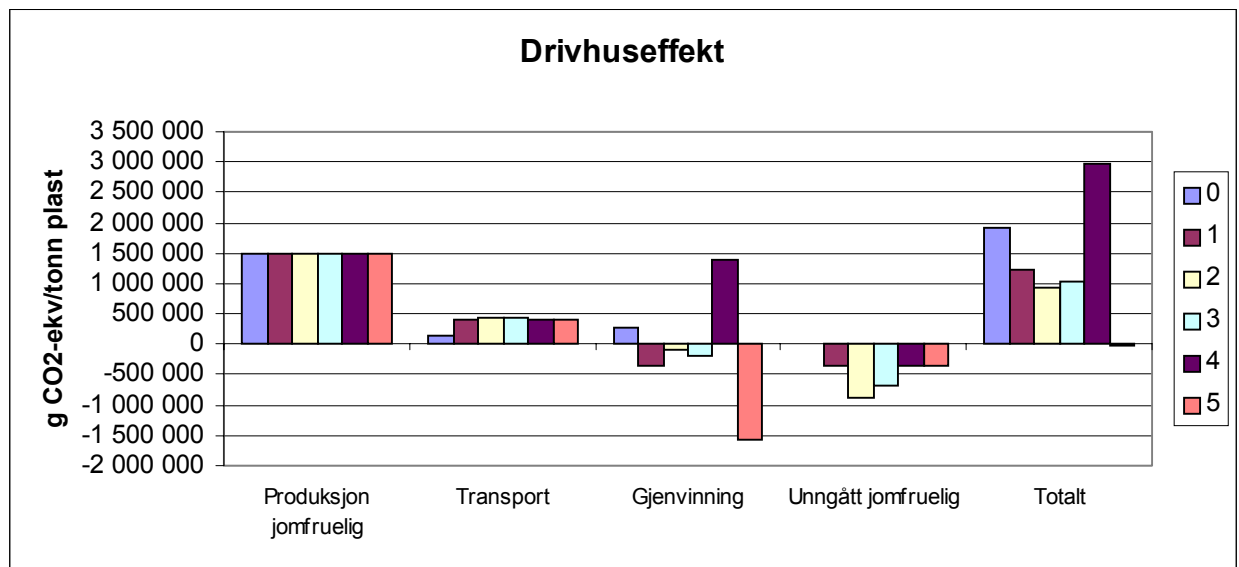
Scenarier	Navn
0	Ingen gjenvinning
1	64% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
2	10% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
3	30% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
4	64% energigjenvinning, norsk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning
5	64% energigjenvinning, europeisk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning

Scenarie 2, som har høyest grad av materialgjenvinning (90%) kommer best ut, fulgt av scenarie 3, som har nest høyest grad av materialgjenvinning (70%). Hovedårsaken

til dette er at materialgjenvunnet materiale erstatter jomfruelig plast for neste produsent i kjeden og man slipper dermed belastningen som følge av produksjon av jomfruelig materiale. Transportarbeidet knyttet til gjenvinningsprosessene utgjør en relativt beskjeden andel av miljøbelastningen i alle scenariene.

### 7.3.2 Drivhuseffekt

Vedlegg 10.5 viser hvilke faktorer som bidrar til drivhuseffekten (Ölund et al., 1998). Figur 8 viser bidrag til drivhuseffekten i g per tonn plast for de 6 ulike scenariene fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



**Figur 8 Bidrag til klimapåvirkning fra seks ulike scenarier for behandling av plastavfall.**

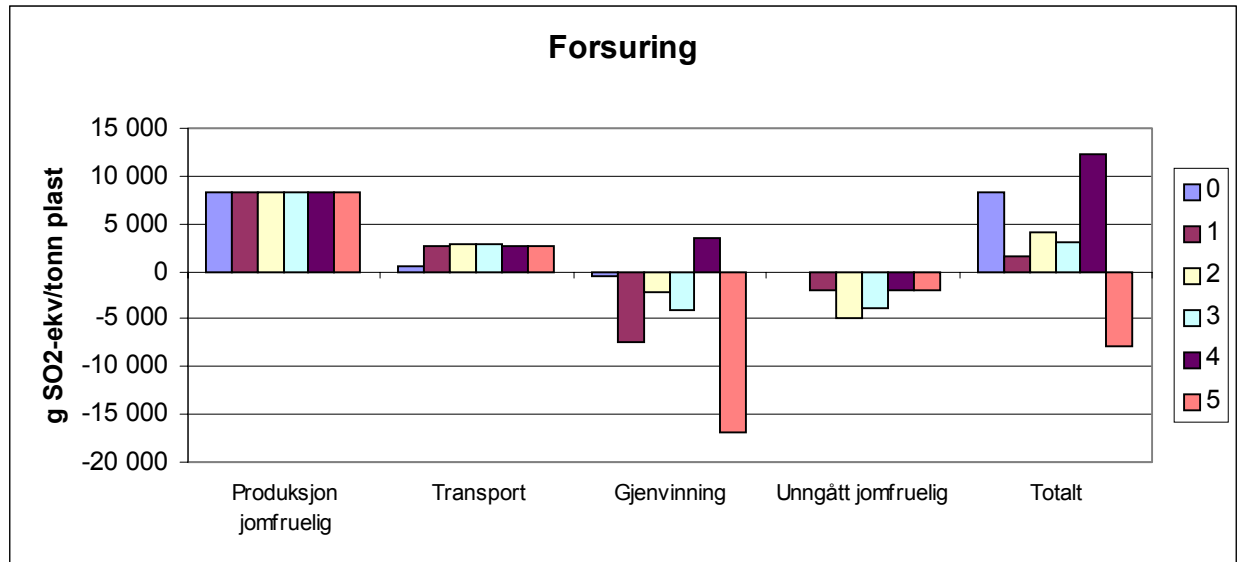
Scenarier	Navn
0	Ingen gjenvinning
1	64% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
2	10% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
3	30% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
4	64% energigjenvinning, norsk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning
5	64% energigjenvinning, europeisk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning

Alle de ”norske” scenariene med materialgjenvinning og energigjenvinning av plast som erstatter oljeforbrenning (1-3), er vesentlig bedre alternativer enn det opprinnelig scenariet med restavfallsbehandling (scenarie 0). Figuren over viser også klart at det alternativet med høyest grad av materialgjenvinning (scenarie 2) kommer best ut av disse scenariene. I tillegg ser man av Figur 8 at det scenariet som gir lavest bidrag til klimagasser, er forbrenne norsk plast i Europa og erstatte europeisk gjennomsnittselektrisitet (scenarie 5). Scenariet som kommer dårligst ut er forbrenning av avfallet i Norge, med erstatning av norsk elektrisitet (scenarie 4).

### 7.3.3 Forsuring

Vedlegg 10.5 viser hvilke faktorer som bidrar til forsuring (Ölund et al., 1998).

Figur 9 viser bidrag til forsuring i g per tonn plast for de 5 ulike scenariene fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



**Figur 9 Bidrag til forsuring fra seks scenarier for behandling av plastavfall.**

Scenarier	Navn
0	Ingen gjenvinning
1	64% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
2	10% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
3	30% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
4	64% energigjenvinning, norsk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning
5	64% energigjenvinning, europeisk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning

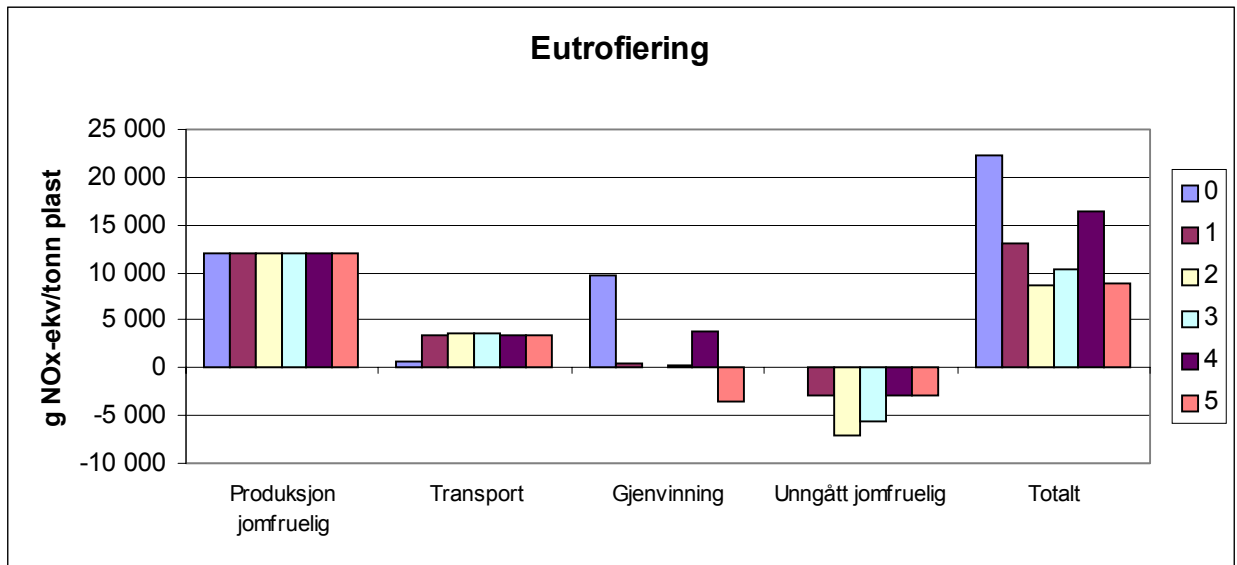
Av Figur 9 ser man at de ”norske” scenariene med materialgjenvinning og energigjenvinning av plast som erstatter oljeforbrenning (1-3), er vesentlig bedre alternativer enn det opprinnelig scenariet med restavfallsbehandling (scenarie 0). I motsetning til Figur 8 som viser bidrag til drivhuseffekt, er det her scenariet med høyest grad av energigjenvinning (scenarie 1) som kommer best ut. Hovedårsaken til dette er at energigjenvinningen erstatter oljeforbrenning med tilhørende høye utslipp av SO<sub>2</sub>.

Tilsvarende som for miljøpåvirkningen drivhuseffekt, ser man av Figur 9 at det scenariet som gir lavest bidrag til klimagasser, er forbrenne norsk plast i Europa og erstatte europeisk gjennomsnittselektrisitet (scenarie 5). Dette kommer av at man ved dette scenariet unngår de høye utslipp av svovel som forekommer ved el-produksjon i Europa. Scenariet som kommer dårligst ut også her, er forbrenning av avfallet i Norge, med erstatning av norsk elektrisitet (scenarie 4).

### 7.3.4 Eutrofiering

Vedlegg 10.5 viser hvilke faktorer som bidrar til drivhuseffekten (Ölund et al., 1998). Figur 10 viser bidrag til eutrofiering i g per tonn plast for de 5 ulike scenariene fordelt

på de ulike trinn i livsløpet.



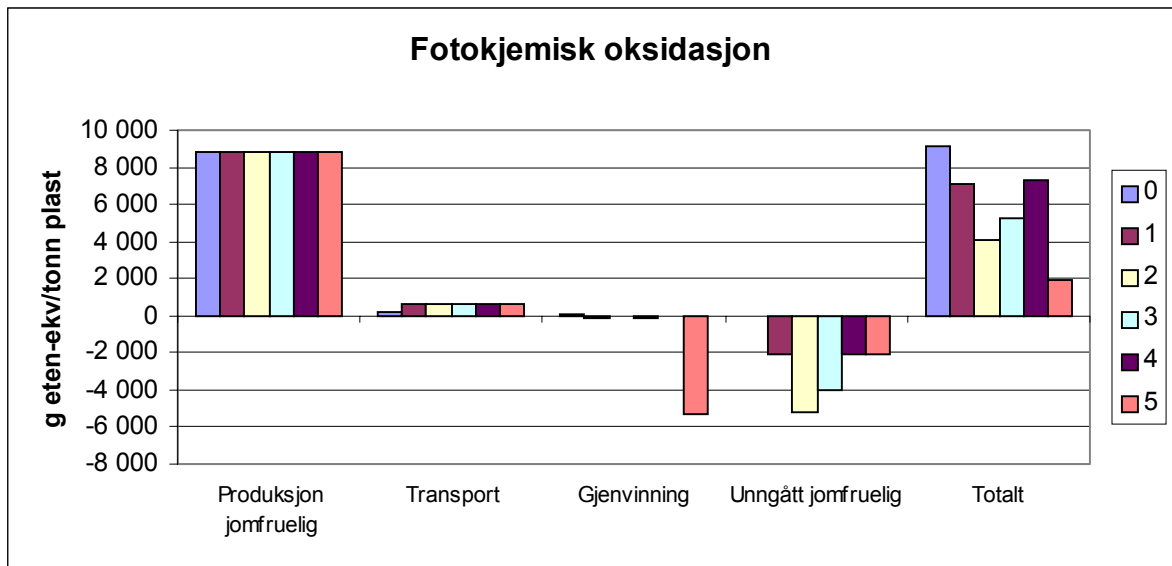
**Figur 10 Bidrag til gjengroing (eutrofiering) fra seks scenarier for behandling av plastavfall.**

Scenarier	Navn
0	Ingen gjenvinning
1	64% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
2	10% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
3	30% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
4	64% energigjenvinning, norsk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning
5	64% energigjenvinning, europeisk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning

På samme måte som for miljøbelastningen drivhuseffekt, kommer det frem at for de ”norske” scenariene med materialgjenvinning og energigjenvinning av plast som erstatter oljeforbrenning (1-3), er vesentlig bedre alternativer enn det opprinnelig scenariet med restavfallsbehandling (scenarie 0). Figuren over viser også at en høyest mulig grad av materialgjenvinning (scenarie 2) kommer best ut av alle scenariene, også scenariet som forbrenner norsk plast i Europa og erstatter europeisk gjennomsnittselektrisitet (scenarie 5). Scenariet som kommer dårligst ut er scenariet med restavfallsbehandling uten kildesortering (scenarie 0).

### 7.3.5 Fotokjemisk oksidasjon

Vedlegg 10.5 viser hvilke faktorer som bidrar til fotokjemisk oksidasjon (Ölund et al., 1998). Figur 11 viser bidrag til fotokjemisk oksidasjon i g per tonn gjenvunnet plast for de 6 ulike scenariene fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



**Figur 11 Bidrag til fotokjemisk oksidasjon fra seks scenarier for behandling av plastavfall.**

Scenarier	Navn
0	Ingen gjenvinning
1	64% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
2	10% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
3	30% energigjenvinning, olje erstattet, resten til materialgjenvinning
4	64% energigjenvinning, norsk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning
5	64% energigjenvinning, europeisk el. Erstattet, resten til materialgjenvinning

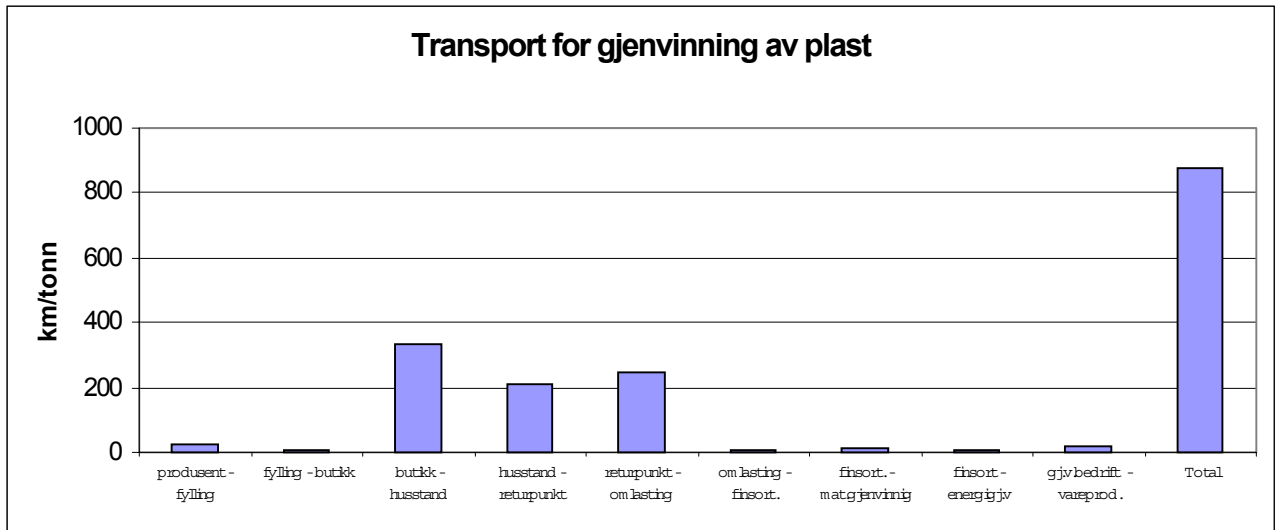
Bidrag til fotokjemisk oksidasjon viser stort sett den samme trend som miljøbelastningene nevnt over: De ”norske” scenariene med materialgjenvinning og energigjenvinning av plast som erstatter oljeforbrenning (1-3), er vesentlig bedre alternativer enn det opprinnelig scenariet med restavfallsbehandling (scenarie 0). Dette scenariet kommer dårligst ut av alle. Scenariet som gir lavest bidrag til klimagasser, er forbrenne norsk plast i Europa og erstatte europeisk gjennomsnittselektrisitet (scenarie 5). Scenariet der energigjenvinning av plast erstatter norsk elektrisitet (scenarie 4) gir omtrent de samme belastningene som scenariet 1 der energigjenvinning av plast erstatter olje.

#### **7.4 Transportarbeid knyttet til innsamling, sortering og gjenvinning av plast i Drammensregionen**

Fordi transportarbeid og logistikk knyttet til gjenvinningsprosessen har vært en stor usikkerhetsfaktor i diskusjonen omkring miljøeffektivitet og samfunnsøkonomisk lønnsomhet av gjenvinning, har vi valgt å legge stor vekt på å få gode, oppdaterte data for dette.

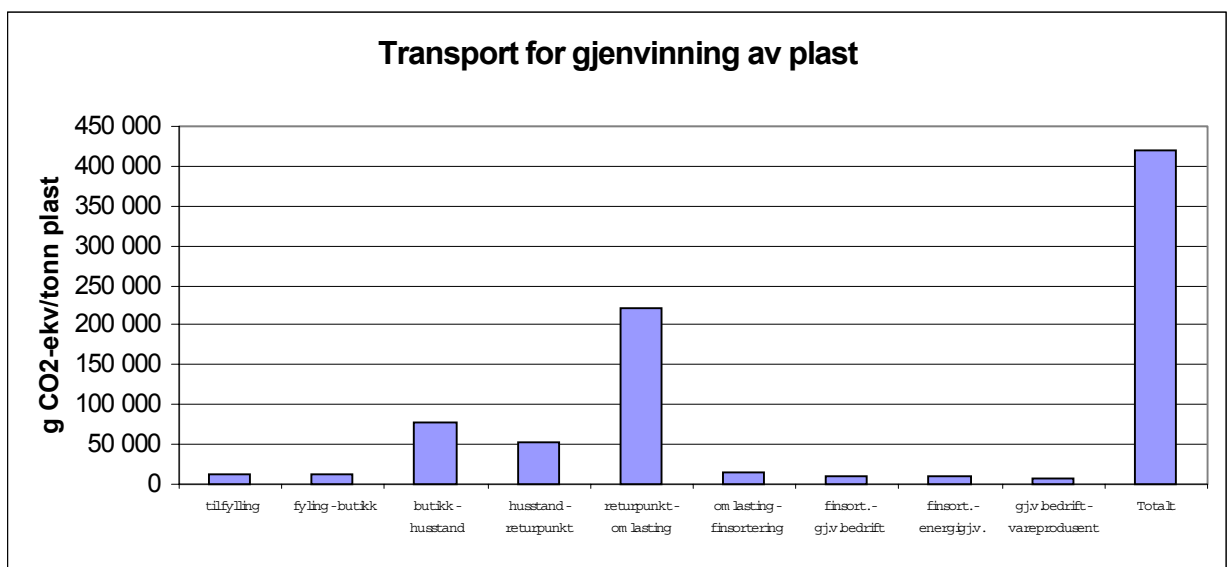
Hovedresultatene fra studiet av transportarbeidet og miljøpåvirkningene knyttet til dette er vist i det følgende. Figur 12 viser *transportarbeidet i antall km per tonn plast* for de ulike transportstrekningene og gjelder for scenarie 1. Fra emballasjeprodusent, via distribusjonssystem for produkt og innsamlingsystem for avfall, transporteres

plasten totalt 876 km per tonn. Figur 12 viser at transportarbeidet i km per tonn plast er størst for ”etappene” fra butikk til husstand. Nest størst er ”etappen fra returpunkt til omlasting/grovsortering og deretter kommer ”etappen” fra husstand til returpunkt. Disse tre utgjør hovedbidragene til transportarbeidet.



Figur 12 Transportarbeid i km/tonn for distribusjon og gjenvinning av plast.

FIGUR 13 viser belastningene fra transportarbeidet i form av miljøpåvirkningen g CO<sub>2</sub>-ekvivalenter pr tonn plast (gjelder scenarie 1). Av denne figuren ser man at det er i de samme tre etappene som utgjør hovedbidragene til totalbelastningen. Det største bidraget kommer fra transporten for innsamling av plast fra returpunktene til grovsortering/omlasting. Denne transporten foregår over lang strekning (500 km) og med dårlig utnyttelse, kun 50% av bilens kapasitet.



Figur 13 Transportarbeid i g CO<sub>2</sub>-ekvivalenter/tonn plast knyttet til gjenvinningsprosessen.



Ut i fra ovennevnte resultater er det tydelig at de største bidragene til det samlede transportarbeidet er knyttet til de tidlige fasene av gjenvinningsprosessen, spesielt det å innhente platen fra returpunktene, samt transportene til og fra husholdningene.

## 8 Diskusjon og konklusjoner fra studiet

### 8.1 Konklusjoner fra studien

Denne studien hadde som primært formål å vurdere hvordan plastgjenvinning i Norge kan drives mest mulig optimalt, med utgangspunkt i erfaringer fra Drammensregionen. I den forbindelse er det viktig å påpeke at gjenvinningsvirksomheten i Norge er under oppbygging, og at det kun er kort tid siden kommunene i denne regionen startet opp med kildesortering og gjenvinning.

Beregninger fra Drammensregionen viser at ca 7% av det totale potensiale for plastemballasjeavfall som genereres i husholdningene faktisk ender opp som gjenvunnet plastmateriale. Utover dette blir ca 20% av potensialet energigjenvunnet. Dette betyr at omlag 70% av det totale potensiale for plastemballasjeavfall som genereres i husholdningene ikke gjenvinnes, men håndteres sammen med restavfallet. Systemet for første halvår 1998 har derfor et potensiale for forbedring, både fordi det skjer unødvendig mye transport av materialet som går til energigjenvinning sent i kjeden, og fordi lastekapasitet i de tidlige leddene er relativt dårlig utnyttet. Det er derfor et potensiale for forbedring i effektiviteten i systemet, primært ved å få mer plastmateriale inn i gjenvinningsystemet og dermed utnytte ledig lastekapasitet (se kap. 8.3). I følge Mepex Consult er dette under utvikling da mengde plastemballasje levert til gjenvinning er jevnt stigende. Dette er sannsynligvis en kombinasjon av at systemet blir mer og mer ”innkjørt”, samt at flere og flere husholdninger får etablert returpunkter i nærområdet.

Dernest er det viktig at materialet er mest mulig ”rent” (det vil si best mulig sortert) fra starten av innsamlingen. På denne måten unngår man å transportere materiale, som likevel skal til forbrenning med energigjenvinning, over lengre avstander.

Selv med de relativt små mengder plast som faktisk blir gjenvunnet i Drammensregionen i dag, viser resultatene likevel at materialgjenvinning er mer miljøeffektiv enn den tradisjonelle behandlingsformen for restavfall. Dette er i tråd med resultatene fra tilsvarende studie fra Sverige (Ölund et al., 1998), men står i klar kontrast til de konklusjoner som ble trukket av Bruvoll (1998) med bakgrunn i samfunnsøkonomiske analyser. Hovedårsaken til at materialgjenvinning er miljøeffektiv er først og fremst knyttet til det faktum at man erstatter fremstilling av ny plastråvare, som både er energikrevende og gir relativt høye utslipp til luft.

Resultatene fra studien viser også at økt grad av materialgjenvinning på bekostning av forbrenning med energigjenvinning gir økt miljøeffektivitet, under de forutsetninger som er valgt for studien. Dette innebærer i første rekke at man har valgt å studere norske forhold, der energigjenvinning primært erstatter fyringsolje i industrielle prosesser. Et alternativt scenarie der man erstatter norsk elektrisk kraft (gjennomsnittlig norsk vannkraftproduksjon) gir langt lavere miljøeffektivitet, fordi man får lite gevinst i form av utslippsreduksjon. I tilsvarende studie fra Sverige ble energien antatt å erstatte gjennomsnittlig svensk energi fra fjernvarmeanlegg (Ölund et al., 1998). Også i dette alternativet var det en klar konklusjon at miljøeffektiviteten økte med økende grad av materialgjenvinning.

Det eneste alternative scenariet som avvek fra konklusjonene over, var hvis energi fra forbrenning av plast erstattet gjennomsnittlig europeisk elektrisk kraft. I dette tilfellet var energieffektiviteten fortsatt høyere ved materialgjenvinning, men fordi den gjennomsnittlige europeiske elektrisiteten har høye utslipp av CO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub> sett i forhold til fyringsolje. For at et slikt scenarie skal ha en realitet, må enten plast fra Norge transporteres til kontinentet og forbrennes med energigjenvinning som erstatter elektrisk kraft, eller forbrennes i Norge for produksjon av elektrisk energi, da alternativet hadde vært å importere europeisk elektrisk kraft (vintersituasjoner). Et tredje alternativ som ikke er studert i dette prosjektet, er å la plasten erstatte kullfyrte prosesser (som f.eks. i sementproduksjon) i stedet for prosesser med fyringsolje. Dette viser at det er viktig å velge de riktige prosesser for utnyttelse av energien som gjenvinnes fra plastmaterialet ved forbrenning.

I en slik sammenheng er det viktig å ikke se på materialgjenvinning og forbrenning med energigjenvinning som en enten-eller situasjon. Plast som går til materialgjenvinning vil uansett kunne gå til energigjenvinning etter å ha utfylt en ny funksjon i et produkt. Likeledes er det mye plast som ikke er egnet til materialgjenvinning i dagens situasjon, og som derfor med fordel kan forbrennes med energigjenvinning. På samme måte er det viktig å vurdere hva slags plastmateriale som blir substituert ved materialgjenvinning fra ulike plasttyper. Siden redusert miljøbelastning fra produksjon av jomfruelig materiale er en viktig faktor i forhold til den miljønytte som oppnås gjennom materialgjenvinning, er det viktig å sikre substitusjon av jomfruelig råvare med høyest mulig miljøbelastning i råvarefremstilling. I modellen for netto miljønytte som er vist i kap. 5, vil den horisontale linjen som viser positiv miljønytte ligge høyere for et plastmateriale med høy belastning fra råvarefremstilling (f.eks. PET), noe som vil gi høyere netto miljønytte enn ved å erstatte en plast med relativt lav miljøbelastning i råvarefremstilling (f.eks. polyeten eller polypropylen).

Et viktig aspekt fra studien er dokumentasjon av betydningen av miljøbelastning fra transport i innsamlingssystemet for avfall. Dette er et forhold som har fått stor oppmerksomhet i flere studier tidligere, hvor det er stilt spørsmålsteget ved om miljøbelastningen fra transportsystemet oppveier miljønyttene ved materialgjenvinning (jf. Jahre 199x, Bruvoll 1998). Noe av årsaken til at det er stilt spørsmålsteget ved transportens betydning, er mangel på gode tall fra Norge, hva gjelder økning i miljøbelastning fra transport tilknyttet materialgjenvinning i forhold til tradisjonell restavfallshåndtering.

I denne studien er det derfor brukt mye ressurser på å få et detaljert bilde av transportarbeidet knyttet til gjenvinningsvirksomheten, og derigjennom få en avklaring på betydningen av transport i materialgjenvinningssystemet. Transportvirksomheten er studert fra avfallet oppstår i husholdningene via returpunkter, finsortering og grovsortering og frem til gjenvinningsseksjoner i Folldal og på Østlandet. Analysen viser klart at transportarbeidet utgjør en relativt liten del av den samlede miljøbelastning i gjenvinningssystemet. Samtidig fremgår det at det særlig er de første leddene i gjenvinningskjeden som bidrar med mange kilometer pr. tonn gjenvunnet materiale. Dette skyldes at denne delen av transporten dels foregår med privatbil, noe som gir høy miljøbelastning pr. km transport, og dels at kapasiteten i systemet med henting fra returpunkter foreløpig er lavt utnyttet. For begge disse

leddene er det klare forbedringsmuligheter, ved en høyere utnyttelse av tilgjengelig kapasitet.

I modellen i kap. 5 er miljøbelastning fra transport pr. tonn gjenvunnet plast en av de faktorer som bidrar til lav netto miljønytte av resirkulering i en tidlig fase av materialgjenvinningen. Den marginale transportbelastningen er antatt å synke etterhvert som graden av materialgjenvinning øker. Dette forutsetter selvfølgelig at gjenvinningsgraden øker region for region innenfor et større geografisk område, og at det ikke primært skjer gjennom økt infrastrukturbygging i stadig nye regioner. Resultatene fra denne undersøkelsen kan tyde på at det under forutsetning av erstatning av fyringsolje eller norskprodusert elektrisitet, vil være en netto miljønytte av materialgjenvinning av plast selv ved svært lave gjenvinningsgrader. Hvorvidt dette også er tilfelle hvis man ser på den samfunnsøkonomiske lønnsomhet av materialgjenvinning er uklart, fordi det ikke har vært ressurser nok i prosjektet til å foreta slike beregninger. Dette vil evt. komme i en oppfølgingsstudie fra dette prosjektet (jf. Kap. 8.6).

## **8.2 Kritiske forutsetninger**

De gjennomførte beregninger og analyser viser at de viktigste kritiske forutsetningene er følgende:

1. Andel jomfruelig produsert plastmateriale som kan erstattes av gjenvunnet plast.
2. Type energibærer som erstattes ved energigjenvinning av plast.
3. Andel avfall som sorteres ut hos avfallsprodusentene (husholdningene).

Disse vil bli diskutert i det følgende:

### Andel jomfruelig produsert plastmateriale som kan erstattes av gjenvunnet plast.

Produksjon av jomfruelig plastmateriale står for den største delen av de totale miljøbelastningene i gjenvinningsystemene som er analyserte (ref Figur 8). Dette betyr at jo større andel plastavfall som blir gjenvunnet og som erstatter jomfruelig produsert plast, jo mindre blir miljøbelastningene knyttet til dette leddet i kjeden. I analysene her er det antatt at gjenvunnet plast kan erstatte jomfruelig produsert plast 100%. Dette er sannsynligvis noe høyt for en del produkter. I en svensk studie (Ölund et al., 1998) er det benyttet mellom 70 og 90% for ulike plastprodukter. Med bakgrunn i de fremkomne resultater ansees det å benytte 100% erstatning ikke som en stor feilkilde.

### Type energibærer som erstattes ved energigjenvinning av plast

Noe som slår sterkt ut på resultatene, er hvilken type energibærer som erstattes av energigjenvinning av plast. Det å erstatte europeisk gjennomsnittselektrisitet gir de beste miljømessige gevinstene fordi denne type elektrisitet medfører store miljøulempere ved produksjon og bruk. Erstatning av norsk gjennomsnittselektrisitet gir de dårligste miljømessige gevinstene da dette er en meget ”ren” energibærer. Det mest realistiske alternative for norske forhold vil være å erstatte forbrenning av olje, noe som i alle scenariene gir bedre totalresultat enn tradisjonell restavfallshåndtering.

### Andel avfall som sorteres ut hos avfallsprodusentene (husholdningene)

Jo mer effektivt et gjenvinningssystem drives, jo bedre miljøgevinster vil det selvsagt gi. Resultater fra denne studien viser at ca 30% av det totale potensielle plastemballasjeavfallet i husholdningene faktisk leveres til gjenvinning (ref. Figur 4). Dette virker inn både på transporteffektiviteten (ref kap. 8.3) i tillegg til at det har direkte innvirkning på gjenvinningsbedriftene ved at de får problemer med råstofftilgangen og dermed driften av gjenvinningsanleggene.

### **8.3 Logistikk**

Som vist i Figur 7 til og med Figur 11 utgjør miljøbelastningene fra transport en beskjeden del av det totale bidraget. Til tross for dette er det muligheter for forbedringer av transporteffektiviteten.

Transportetappene fra husholdning og frem til finsortering er generelt relativt dårlig utnyttet. Spesielt kan nevnes transporten fra returpunkt til grovsortering der biler med maks kapasitet på 4 tonn gjennomsnittlig kun kjører med 1,75 tonn. Dataene gjelder for 1. halvår 1998, altså i startfasen for gjenvinningssystemet. Tall fra 2. halvår viser bedret effektivitet. Årsaken til dette er sannsynligvis at nettet med returpunkter har blitt tettere, samt at husholdningene har blitt flinkere til å sortere og levere plastemballasje til returpunktene. Utover dette vil det tas i bruk en ny bil som kjører fra returpunkt til grovsortering. Denne skal hente 4 fraksjoner samtidig i områdene med størst avstand mellom returpunktene (Hurum, Røyken, Modum, øvre Eiker) og vil dermed gi bedret effektivitet da man vil få kortere transportavstand per tonn transportert.

Lastekapasiteten i personbiler som bringer plastavfallet til returpunktene er tilnærmet ubegrenset for en husholdning, slik at også for denne strekningen er det store muligheter for effektivitetsforbedring ved at mer plastavfall sorteres ut og tas med til returpunkt. Teoretisk kan belastningene fra denne transportetappen reduseres til ingenting ved at folk alltid bringer plastavfallet til returpunkt kombinert med andre ærend (handling, levere barn i barnehage m.m). Dette forutsetter at returpunktene lokaliseres tilgjengelig.

Fra finsortering til energigjenvinning og til HDPE-materialgjenvinning er også mulighetene til forbedring av transporteffektiviteten stor, da 16-tonns biler gjennomsnittlig kjører henholdsvis ca 7 og 2,5 tonn per tur.

Dette viser at husholdningene i betydelig grad kan bli flinkere til å sortere ut større andel plastavfall uten at dette går utover transporteffektiviteten, det vil heller forbedre effektiviteten betydelig.

#### **8.4 Analyseverktøy for optimale gjenvinningsløsninger**

Gjennom arbeidet med dette prosjektet har det kommet frem at det mest hensiktsmessige ved beregning av miljøbelastninger knyttet til hele gjenvinningssystemer er å benytte verktøyet LCA Inventory Tool fremfor å utvikle enkle analyseverktøy. Hovedgrunnene til dette er følgende:

- Dagens gjenvinningssystem er såpass komplekst ved at innsamlet plast deler seg i tre strømmer (energigjenvinning, HDPE- og LDPE-materialgjenvinning) i tillegg til diverse tap i ulike ledd. Dette medfører at massestrømmene stadig endres og blir svært komplekse å endre ved endringer i forutsetninger. Dette håndterer LCA Inventory Tool utmerket på en brukervennlig måte.
- Ved å legge inn spesifikke utslippsdata tilknyttet ulike prosesser i LCA Inventory Tool, beregnes miljøbelastningene knyttet til de ulike prosessers massestrøm. I tillegg har STØ utarbeidet en betydelig database for transport og miljøbelastninger tilknyttet dette, og data fra denne har vært benyttet i tillegg til at nye data er supplert.

For å evaluere ulike løsninger knyttet til innsamling og transport av avfall lokalt og regionalt, er det aktuelt å benytte et enklere dataverktøy som grunnlag for analyser. Som et ledd i prosjektet er det laget et enkelt modellverktøy i Excel som beregner transportarbeid knyttet til innsamling av plastavfall. Dette verktøyet gir et godt grunnlag for å evaluere effekten av endringer i forutsetninger, som bla. andel av befolkningen som deltar i materialgjenvinning, avstand til resirkuleringspunkter, andel som benytter bil for å levere avfall, fordeling mellom ulike avfallstyper, osv. En videreutvikling av denne modellen kan gi et bedre grunnlag for Plastretur til å tilpasse innsamlingsystemet til lokale forutsetninger, og sørge for å effektivisere transportarbeidet så langt som mulig (minimalisere antall km/tonn resirkulert materiale).

Et annet alternativ er å vurdere en tilpasning av tilgjengelige dataverktøy for avfallsplanlegging til norske forhold. STØ har etablert kontakt med et engelsk selskap som har utviklet et slikt verktøy basert på en LCA modell, og som både omfatter økonomi og miljøforhold. STØ inngikk tidlig i 1998 avtale om rettigheter til dette verktøyet for det skandinaviske markedet. Selv om programmets primære målgrupper er kommuner og interkommunale avfallsselskaper, vil det også kunne være relevant for Plastretur og andre materialselskaper i sitt arbeid med å fremme nasjonale strategier for innsamling og sortering av avfall.

#### **8.5 Internasjonalt samarbeid**

Et element i denne studien har vært å gi innspill til Plastretur i forhold til deltagelse i et europeisk forprosjekt blant fem plastreturselskaper, for å teste en østerriksk modell for kost-nytte analyse av samfunnsøkonomisk lønnsomhet av plastgjenvinning. Denne studien er utført av et østerriksk konsulentselskap (GUA), og har bla. sammenliknet seks ulike studier og metoder for analyse av miljømessige og

økonomiske forhold omkring avfallsbehandling og –gjenvinning. Forprosjektrapporten konkluderer med at den østerrikske modellen er det best egnede modellverktøy for å gjennomføre miljøanalyser av materialgjenvinning (GUA 1999).

I innspillene til dette arbeidet er det fra STØ's side påpekt at de konkurrerende studiene og modellverktøyene ikke er veldig representative for slike studier i Europa, og at et annet utvalg burde vært gjort innledningsvis. Vi har også påpekt det østerrikske modellverktøyet synes svært interessant, med en basis som er svært likt den modell for beregning av netto marginal miljønytte som er presentert i kap. 5.2 i denne rapporten. Ut fra rapporten til GUA (1999) og dømme er imidlertid modellverktøyet relativt lite gjennomslagskraftig i måte resultatene dokumenteres på, siden det ikke er mulig å skille mellom rene miljøanalyser, og de mikro- og makroøkonomiske beregninger som ligger til grunn for resultatene. Fordi det må antas at forutsetningene knyttet til både innsamlingssystem, energisystem og alternative materialvalg, samt hvilke verdier som knyttes til ulike miljøbelastninger, vil variere fra region til region i Europa, vil det være interessant å gjennomføre et felles europeisk prosjekt med basis i en modifisert (mer gjennomslagskraftig) utgave av den østerrikske modellen, og med nasjonale tall for ulike plastmaterialer fra respektive land. Et slikt prosjekt burde kunne utvikles i regi av plastreturselskapene, og med mulig finansiering fra EU. Et sluttresultat vil kunne påvirke både EU's politikk på området, og de enkelte lands nasjonale politikk og strategier.

## **8.6 Behov for videre analyser / FOU**

Denne studien har vist relativt klart at netto miljønytte ved å materialgjenvinne plast i Norge er positiv, under forutsetning av at plasten alternativt hadde gått inn i et tradisjonelt restavfallssystem med deponering / forbrenning med energigjenvinning. Økt grad av materialgjenvinning vil også gi høyere netto miljønytte. Dette er i tråd med de konklusjoner som ble trukket i en tilsvarende svensk studie som er utført av Chalmers Industriteknik (Ölund et al., 1998). Det er derfor ikke grunnlag for å stille spørsmål ved de mål og strategier som er fastlagt for plastgjenvinning i Norge.

Det er imidlertid fortsatt en del spørsmål som står ubesvart etter denne studien, og som det vil være interessant å få svar på i forhold til utvikling av plastgjenvinningen i Norge, når man befinner seg i en relativt tidlig utviklingsfase.

- Er det som i dag er miljømessig fornuftig også samfunnsøkonomisk lønnsomt, under de rammebetingelser som gjelder fra myndighetene?
- Er det mer fornuftig å satse på en henteordning hos avfallsprodusentene enn å satse på bringeordninger til returpunkter? Kan dette evt. bidra til å øke andelen plast som gjenvinnes fra husholdningene?
- Kan ny teknologi på gjenvinningsiden som f.eks. kjemisk gjenvinning gi en vesentlig bedring i miljønyttene av gjenvinning?
- Dersom plastavfall kan erstatte kull som energikilde ved f.eks. sementproduksjon, hvor høyt bør da målene om henholdsvis energigjenvinning og materialgjenvinning settes?
- Vil plast som energigjenvinnes virkelig erstatte kull, eller kan det virke hemmende i forhold til anvendelse av andre typer avfallsfraksjoner som brensel (som f.eks. biobrensel og spesialavfall) eller energiøkonomiseringstiltak?

Disse problemstillingene viser at det fortsatt er flere ubesvarte problemstillinger knyttet til hva som er optimal strategi for innsamling av plastavfall i Norge, og i visse situasjoner hvordan dette avfallet best skal utnyttes, tatt i betraktning den totale material- og energisituasjonen i en region.



## 9 Referanser

- Boustead, I. 1993 Ecoprofiles. Report 3: Polyethylene and Polypropylene (APME). The European Centre for Plastics in the Environment. Brussels, Belgium.
- Bruvoll, A. 1998 The Costs of Alternative Policies for Paper and Plastics Waste Statistisk Sentralbyrå 98/2
- Estensen, A.S.G et al 1995 Avfallsanalyse Oslo 1995. Sortering av husholdningsavfall fra ulike boligområder. Det Norske Veritas Industry AS, rapport nr. 95-3306 Oslo kommune, Renholddsverket.
- Gilhuus Johansen, M. 1998 Spørreundersøkelse til husstander i Drammensregionen vedr. avfall og gjenvinning.
- Fischenich, P. 1998 Miljøtek, pers. medd, telefon des 1998
- Hanssen, O.J., Rønning, A. & Rydberg, T. 1995. Sustainable Product Development. Methods and Experiences from Case Projects. Final Results from the NEP project. Østfold Research Foundation. Research Paper OR 28.95. 82 pp.
- Hanssen, O.J. 1997 Sustainable Industrial Product Systems. Dr. techn. thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim Østfold Research Foundation, Working Paper AR.20.97
- Hanssen, O.J., Magnussen K. & Møller, H 1998 En kritisk vurdering av Statistisk Sentralbyrå's rapport om avfallsbehandling Stiftelsen Østfoldforskning, OR 23.98
- Lindfors, L. G. , Christiansen, K., Hoffmann, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Leskinen, A., Hanssen, O.J., Rønning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G. 1995 LCA Nordic Technical Reports No 1-9. Tema Nord 1995: 502
- Lindfors, L. G. , Christiansen, K., Hoffmann, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Leskinen, A., Hanssen, O.J., Rønning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G. 1995 LCA Nordic Technical Reports No 10 and Special Reports No 1-2 Tema Nord 1995:503
- Møller, H. & Økstad, E. 1995. Environmental and resource aspects of packaging products – based on Life Cycle Assessments Østfold Research Foundation Research Report OR12.95. 88 pp. (In Norwegian)
- Nordic Council of Ministers (Nord 1995): Nordic Guidelines on Product Life-Cycle Assessments NORD 1995:20, 222 pp.
- Plastretur, 1997. Årsrapport 1998
- SSB, 1995 Avfallsstatistikk
- Rogstad, T., 1998 Folldal Gjenvinning, Personlig medd. telefon des 1998
- Sandgren, J., Heie, Aa, Sverud, T., 1996 Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall SFT 96:16
- Thoresen, J., Førde, J.S., Sæter, B. & Hanssen, O.J. 1995 Evaluation of Governmental policies and regulations in a life cycle perspective . A study based in three plastic products. (In Norwegian). Østfold Research Foundation, Research Report OR.10.95. 98 pp.
- Ölund, G., Eriksson, E. 1998 Resthåndteringsalternativ för plastförpackningar – en miljöpåverknadsbedömning. CIT Ekologik

## 10 VEDLEGG

### ***10.1 Livsløpsvurdering (LCA) – metodikk***

### ***10.2 Dagens system for plastinnsamling i Drammensregionen***

### ***10.3 Transportberegninger med bakgrunn i data fra Drammensregionen***

### ***10.4 Beregningsgrunnlag for innsamling av plastemballasjeavfall i Drammensregionen***

### ***10.5 Grunnlag for beregning av miljøpåvirkninger***

## VEDLEGG 10.1

### Livsløpsvurdering (LCA) - metodikk

En livsløpsvurdering av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet.

En livsløpsvurdering tar utgangspunkt i et produktsystem, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet gjennom hele produktets livsløp, fra "vugge til grav".

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. råstoffraffinerings).*
- *man ser på alle 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 tilnærming til helse-, miljø- og ressursproblemene enn det vi ofte har vært vitne til tidligere, der enkeltfaktorer eller enkeltstående prosesser har vært fokusert.

Tre sentrale spørsmål i en livsløpsvurdering er:

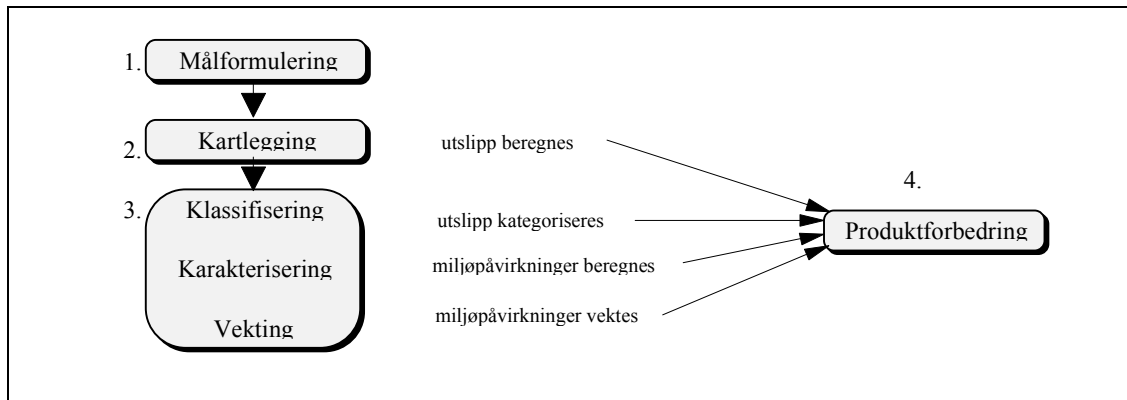
- *Hvilke er de viktigste miljøproblemer for et system?*
- *Hvor i livsløpet oppstår de viktigste miljøproblemene?*
- *Hva er det største potensiale for produktforbedring av et system ut i fra en miljøeffektiv synsvinkel?*

Den metodiske tilnærming som ligger til grunn for denne livsløpsvurderingen er basert på retningslinjer og anbefalinger i «Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment». Manualen er et resultat av et 3-årig nordisk forskningsprosjekt finansiert av Nordisk Ministerråd.

En livsløpsvurdering er delt i fire trinn.

- *Målformulering*
- *Kartlegging*
- *Beregning og vurdering av miljøpåvirkninger*
- *Produktforbedring*

Dette er illustrert i Figur 14.



**Figur 14** Trinnene i en livsløpsvurdering.

Hver av fasene deles inn i underaktiviteter, som er nærmere beskrevet i hvert av de neste avsnittene. I en fullstendig livsløpsvurdering skal alle de fire elementene inngå [15].

### **Målformulering**

Første trinn i livsløpsvurderingen er målformulering. I målformuleringen inngår tre elementer som er avgjørende for resultatene av vurderingen:

- *Formål med studien*
- *Systemgrenser*
- *Funksjonell enhet*

### **Formål**

Som i et hvert prosjekt er det viktig å definere formålet for en livsløpsvurdering. Så langt har et stort flertall av gjennomførte livsløpsvurderinger vært sammenlignende studier av ulike emballasjetyper. Slike studier har til dels vært initiert av ulike nasjonale myndigheter, og har i mange tilfeller ledet til bedriftsinitierte studier, som et ledd i argumentasjon mot mulige myndighetstiltak. Et antall livsløpsstudier har også blitt gjennomført som interne studier i enkeltbedrifter, som ledd i miljøstrategiske evalueringer samt produktutvikling.

### **Systemgrenser**

En livsløpsvurdering tar utgangspunkt i et produktsystem, dvs. et teknisk/økonomisk system som gjør det mulig å omgjøre innsatsfaktorer (råvarer, energi, m.m.) til et produkt ved å:

- *produsere produktet*
- *distribuere produktet ut til forbrukere*
- *anvende produktet*

- *sikre avfallshåndtering av produktet*
- *forestå all transport mellom de ulike enhetene i systemet.*

I livsløpsvurderingen studeres alle utvekslinger mellom det teknisk/økonomiske systemet og økologiske systemer, både inngående strømmer (energi og råvarer) og utgående (avfall, forurensning til luft og vann, energitap m.m.).

For å kunne sammenligne resultatene fra ulike produkter og ulike analyser er det viktig at systemgrensene fastsettes på et likeverdig grunnlag, dvs. at man har like kriterier for avgrensning av produktsystemet. I flere livsløpsvurderinger er det påvist forskjellige resultater for de samme to produktene, først og fremst fordi produktsystemene er definert forskjellig.

Forhold som bør tas i betraktning ved fastsettelse av systemgrenser kan deles inn i to grupper:

- *Kriterier for hvilke elementer som skal inkluderes i eller holdes utenfor vurderingen (f.eks. alle stoffer som inngår med mer enn 1 vekt-%, 1% av energiforbruk eller 1% av en relevant miljøpåvirkning inkluderes)*
- *Kriterier for hvilken kvalitet det skal være på data som skal samles inn (f.eks. hvor gamle kan dataene være, hvilket geografisk område skal de være gyldige for, tekniske begrensninger for data, stedsspesifikke data, nøyaktighet, antagelse som kan legges til grunn, osv.)*

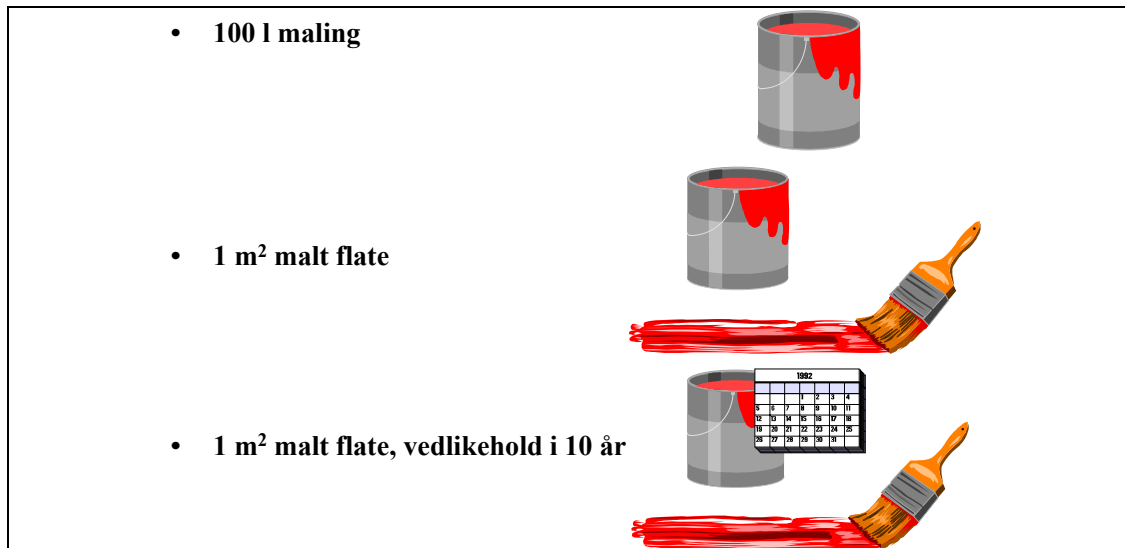
Dette er alle forhold som kan påvirke det endelige resultatet, og de bør derfor inkluderes når hensikten med studien vurderes.

### **Funksjonell enhet**

Den funksjonelle enhet er den enhet som angir et produkts ytelse i forhold til en bestemt brukers krav. Med utgangspunkt i maling, kan den funksjonelle enhet være f.eks. 100 l maling. Denne funksjonelle enheten sier ingenting om bruken av produktet. Hvis man skal sammenligne ulike produkter, er det viktig at den funksjonelle enhet gjenspeiler funksjonen til produktet. Ulike typer maling kan ha ulik dekkevne. Det vil være riktigere å bruke 1 m<sup>2</sup> malt flate som funksjonell enhet. Dette fanger imidlertid ikke opp eventuell forskjell i holdbarhet mellom to ulike malingsprodukter. Det vil derfor i dette tilfellet være riktigere å la den funksjonelle enheten beskrive funksjonen overflatebehandling, godt vedlikeholdt over et tidsintervall.

Den funksjonelle enheten vil i neste omgang fastlegge materialstrømmen av råvarer og produkter oppstrøms og nedstrøms for bruksfasen. F.eks. vil den funksjonelle enheten for overflatebelegg godt vedlikeholdt i 50 år, bestemme hvor store mengder råvarer og ressurser som kreves for å produsere, vedlikeholde og avfallshandtere produktet. Materialflytanalysen viser hvilke strømmer som er store og viktige, og hvilke som vektmessig er av mindre betydning i forhold til innsamling av data for produksjon av råvarene. Figur 6-2 viser ulike tilnæringer til valg av funksjonell enhet dersom en ønsker å vurdere maling i et livsløpsperspektiv.

Alle masse- og energistrømmer normeres i forhold til den funksjonelle enheten.



**Figur 15** Ulike tilnærminger til funksjonell enhet for maling som overflatebehandling

Valg av riktig funksjonell enhet vil ofte være av sentral betydning for resultatet av en sammenlignende studie. En funksjonell enhet er et uttrykk for hvor effektivt et produkt løser et spesifikt behov for en bruker, gjerne kvantifisert i forhold til den mengde av et produkt som går med til å dekke dette behovet.

### **Kartlegging**

I kartleggingsfasen blir data for energiforbruk, bruk av materialer, utslipp til luft og vann og avfall gjennom hele livsløpet kartlagt. De innsamlede data blir normalisert i forhold til den funksjonelle enheten. For hver systemenhet blir utslipp, avfallsmengder og energiforbruk pr. funksjonell enhet beregnet.

Et sentralt metodisk problem som kan oppstå i kartleggingsfasen, er hvordan miljø- og ressurspåvirkningene skal allokere i de tilfeller en prosess resulterer i flere produkter. Problemet oppstår når det ene produktet inngår i det vurderte produktsystemet, mens det andre går ut. Det er flere måter å finne allokeringsfaktorer på. Allokeringen kan f.eks. baseres på massefordeling, økonomisk verdi på produktene, biologisk allokering (ressursbehov), 50/50- fordeling osv. [13]. Utkast til ISO 14040 [25] anbefaler at allokering i størst mulig grad skal unngås eller minimeres, for eksempel gjennom utvidelse av systemgrensen. Når allokering ikke kan unngås, bør allokeringen skje på grunnla av fysiske eller økonomiske forhold mellom produktene.

I dette prosjektet er data systematisert og analysert ved hjelp av dataprogrammet LCA Inventory Tool, som er utviklet av Chalmers Industriteknik, Gøteborg [4].

### **Beregning og vurdering av miljøpåvirkninger**

Ved vurdering av miljøpåvirkninger brukes det ofte litteratordata og gjennomsnittsdata basert på produkter der opprinnelse er dårlig dokumentert eller lite gjennomiktig. En vurdering av miljøpåvirkninger i en LCA vil normalt ikke være

basert på stedsspesifikke data og forhold. En livsløpsvurdering kan som regel ikke vurdere annet enn de potensielle påvirkninger et produktsystem kan ha på sine omgivelser. Dette er et viktig utgangspunkt for å forstå prinsippene og metodene for vurdering av miljøpåvirkninger i livsløpsvurderingen. I en livsløpsvurdering vil en for alle typer påvirkninger forsøke å vurdere de maksimale påvirkninger et system kan ha på omgivelsene.

Vurdering av miljøpåvirkninger i en livsløpsvurdering består av følgende tre elementer:

- *Klassifisering:  
relatere ressursbruk, avfall/utslipp og innhold av miljøfarlige stoffer til relevante påvirkningskategorier*
- *Karakterisering  
kvantifisere bidragene fra de ulike utslippene til påvirkningskategorier (f.eks. konvertere  $NO_x$ ,  $HCl$  (g) etc. til  $SO_2$ -ekvivalenter)*
- *Vekting  
foreta en vekting mellom de ulike utslippene eller påvirkningskategoriene.*

### **Klassifisering**

I klassifiseringstrinnet blir alle inngående og utgående material- og energistrømmer knyttet opp mot de kategorier av miljøpåvirkninger hvor det kan oppstå primæreffekter, ut fra kjente dose-respons sammenhenger. I metodene for livsløpsvurderinger er det utarbeidet oversikter som viser hvilke typer miljøpåvirkninger som bør vurderes [14].

Klassifiseringstrinnet er følgelig en kvalitativ vurdering av hvilke miljøpåvirkninger som er relevante for senere kvantitative beregninger.

### **Karakterisering**

Neste trinn innebærer at alle bidrag til de miljø- og ressurspåvirkninger som er påvist relevante i klassifiseringen, så langt mulig blir tallfestet ut fra kjente fysisk/kjemiske og økologiske modeller. I dette trinnet øker usikkerheten i livsløpsvurderingen betydelig, fordi det for mange typer påvirkninger hersker stor usikkerhet i omregningsfaktorer basert på dose/respons-forhold, og fordi det for mange påvirkninger mangler aksepterte faktorer for omregning av utslipp til miljøpåvirkninger. De miljøpåvirkninger som det i dag er best grunnlag for å gjennomføre en evaluering for, synes å være forbruk av fornybare og ikke fornybare ressurser, globale klimaeffekter, fotokjemisk oksidasjon, forsuring og gjengroing av vann og vassdrag. For de andre kategoriene blir beregningene i mange tilfeller både usikre og vanskelig sammenlignbare. Eksempler på ulike utslipps bidrag til miljøpåvirkning er gitt i tabell 2.1.

I tillegg gjøres vurderinger av forbruk av ikke fornybare ressurser i form av fossilt brensel, samt produksjons- og spesialavfall.

**Tabell 2:** Ulike utslipps bidrag til potensielle miljøpåvirkninger og de effekter disse kan gi.

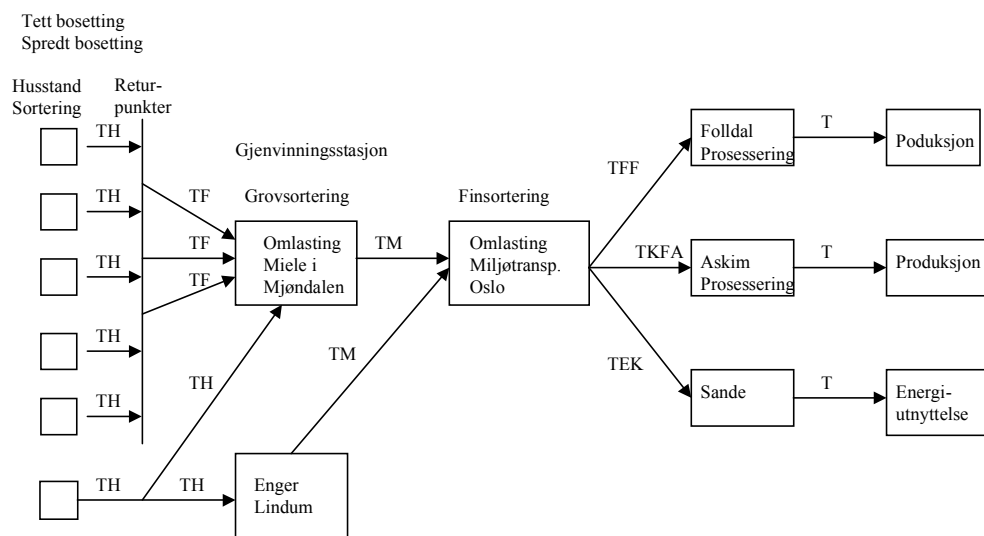
<b>Utslipp</b>	<b>Kategori for miljø-påvirkninger</b>	<b>Potensielle miljøeffekter dette kan føre til</b>
CO <sub>2</sub> -utslipp N <sub>2</sub> O-utslipp CH <sub>4</sub> -utslipp CF <sub>4</sub> /C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	Global klimaendring	Temperaturøkning i atmosfæren (veksthuseffekt og klimaendring). Dette vil kunne gi alvorlige konsekvenser for økosystemet.
SO <sub>2</sub> -utslipp HCl-utslipp NO <sub>x</sub> -utslipp	Forsuring	Fiskedød, skogsdød, korrosjonsskader, skader på bygninger, utløsning av tungmetaller med virkning på dyr, vegetasjon og helse
VOC-utslipp CO-utslipp NO <sub>x</sub> -utslipp	Fotokjemisk oksidasjon	Bakkenær ozondannelse, akutt toksisk effekt, negativ effekt på fotosyntese.
Tot N, vann Tot P, vann BOD <sub>5</sub>	Eutrofiering	Lokale gjengroingseffekter ved økt algevekst.



## VEDLEGG 10.2

### 11 Dagens system for plastinnsamling i Drammensregionen

Figuren under viser prinsipielt hvordan dagens system for plastinnsamling i Drammensregionen foregår.



TH = transport av husholdning til returpunkt og  
gjenbudsstasjon  
TF = transport av Farmand  
TM = transport av Miljøtransport  
TFF = transport av film til Folldal  
TKFA = transport av kanner/flasker til Askim  
TEK = transport av plast til energiutnyttelse til Klemetsrud  
T = Transport

## VEDLEGG 10.5

### 12 Grunnlag for beregning av miljøpåvirkninger

**Tabell 3 viser hvilke faktorer som bidrar til drivhuseffekten (Ölund et al., 1998):**

Parameter	g CO <sub>2</sub> -ekv	Referanse/kommentarer
CO <sub>2</sub>	1	IPCC 1995
CO	3	Houghton et al., 1990
NO <sub>x</sub>	7	Svenske Naturvårdsverket, 1992
HC (ekskl. CH <sub>4</sub> )	11	Houghton et al., 1990
CH <sub>4</sub>	21	IPCC 1995
N <sub>2</sub> O	310	IPCC 1995
PAH	11	Houghton et al., 1990
COD	2,29	Baumann et al., 1993
BOD	2,29	Baumann et al., 1993

**Tabell 4 viser hvilke faktorer som bidrar til forsuring (Ölund et al., 1998):**

Parameter	g SO <sub>2</sub> -ekv	Referanse/kommentarer
SO <sub>2</sub>	1	Heijungs 1992
SO <sub>x</sub> (som SO <sub>2</sub> )	1	Heijungs 1992
NO <sub>x</sub>	0,696	Heijungs 1992
HCl	0,877	Heijungs 1992
HF	1,6	Heijungs 1992
NH <sub>3</sub>	1,88	Heijungs 1992
Nitrates	0,7	Ikke med
NH <sub>3</sub> (aq)	1,88	
Acid as H <sup>+</sup>	0,032	
Nitrates (aq)	0,7	

**Tabell 5 viser hvilke faktorer som bidrar til eutrofiering (Ölund et al., 1998):**

Parameter	g NO <sub>x</sub> -ekv	Referanse/kommentarer
NO <sub>x</sub>	1	Beregnet fra Heijungs 1992
COD	0,169	Baumann, 1993
BOD	0,169	Baumann, 1993
Nitrates	0,769	Ikke med
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (aq)	2,54	Beregnet fra Heijungs 1992, ikke med
Tot-N	3,29	Beregnet fra Heijungs 1992
Tot-P	23,54	Beregnet fra Heijungs 1992
Nitrates (aq)	0,769	
Other nitrogen	3,29	Ikke med
Phosphate	23,54	Ikke med

**Tabell 6 viser hvilke faktorer som bidrar til fotokjemisk oksidasjon (Ölund et al., 1998):**

<b>Parameter</b>	<b>g eten-ekv</b>	<b>Referanse/kommentarer</b>
CO	0,032	Andersson-Sköld 1992
HC (ekskl. CH <sub>4</sub> )	0,416	Heijungs 1992
CH <sub>4</sub>	0,007	Heijungs 1992