

MILJØ- OG
SAMFUNNSØKONOMISK
VURDERING AV
HÅNTERING AV
PLASTEMBALLASJEAVFALL
FRA HUSHOLDNINGER
I HAMAR- OG
DRAMMENSREGIONEN

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

OR 24.01
Fredrikstad november 2001

RAPPORTFORSIDE

Rapportnr: OR 24.01	ISBN nr: 82-7520-431-3 ISSN nr: 0803-6659	Rapporttype: Oppdragsrapport
Rapporttittel: Miljø- og samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i Hamar- og Drammensregionen		Forfatter(e): Hanne Lerche Raadal, Lars von Krogh, Cecilia Askham Nyland Ole Jørgen Hanssen,
Prosjektnummer: 232430 og 222910	Prosjekttittel: Miljø- og samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i Hamar- og Drammensregionen.	
Oppdragsgiver(e):	Plastretur AS	
Oppdragsgivers referanse:	Peter Sundt	
Sammendrag: Det er gjennomført analyser av miljønytte og samfunnsøkonomi for referanse- og kildesorteringssystemer for plastemballasjeavfall i Drammens- og Hamarregionen. Den samfunnsøkonomiske studien er gjennomført som en nytte-kostnadsanalyse med basis i beregninger utført ved hjelp av livsløpsvurderinger. Innsamlingsgrad i kildesorteringssystemene var 18% i Drammensregionen og 55% i Hamarregionen. Følgende konklusjoner kan trekkes fra studien: <ul style="list-style-type: none">• Kildesorteringssystemer gir klart større miljønytte enn systemer uten kildesortering (alt til deponi), og nytten øker jo høyere innsamlingsgrad systemet har. Dette gjelder for alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene "Primær energiforbruk", "Drivhuseffekt" og "Forsuring".• Dagens relativt nyetablerte kildesorteringssystemer gir høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn systemene uten kildesortering (alt til deponi).• Både for miljønytte og samfunnsøkonomi gir materialgjenvinning størst netto nytte per kg plast dersom material- og energigjenvinning sees isolert sett (ekskl. transport og sortering).• Det ser ut til å være optimaliseringspotensialer for det samfunnsøkonomiske regnskapet for kildesorteringssystemene, spesielt vedrørende dagens logistikk- og informasjonskostnader.• Bruk av en alternativ beregningsmetode for eksterne kostnader for utslipp fra deponier medfører at kildesorteringssystemene gir lavest samfunnsøkonomisk kostnad.• Det er viktig å være klar over forutsetningene som ligger til grunn for analysene, og resultatene bør brukes forsiktig som grunnlag for beslutning om man skal kildesortere eller ikke.		
Emneord: <ul style="list-style-type: none">• Plastemballasjeavfall• Miljønytte• Samfunnsøkonomi	Tilgjengelighet: Denne side: Åpen Denne rapport: Åpen	Antall sider inkl. bilag: 25
Godkjent Dato: 29.11.01		
Prosjektleder	Instituttleder	
Ole Jørgen Hanssen (sign)	Mie Vold (sign)	

Innholdsfortegnelse

<u>1</u>	<u>BAKGRUNN OG MÅL FOR STUDIEN</u>	4
<u>2</u>	<u>METODIKK</u>	4
2.1	<u>SPESIELLE PROBLEMSTILLINGER KNYTTET TIL MILJØKOSTNADER FOR DEPONI</u>	5
<u>3</u>	<u>BESKRIVELSE AV DE ULIKE HOVEDALTERNATIVENE</u>	5
<u>4</u>	<u>DATAGRUNNLAG</u>	8
4.1	<u>MILJØDATA</u>	8
4.2	<u>ØKONOMIDATA</u>	8
4.2.1	<u>Interne kostnader</u>	8
4.2.2	<u>Eksterne kostnader</u>	9
<u>5</u>	<u>NETTO MILJØNYTTE</u>	9
5.1	<u>FORBRUK AV PRIMÆRENERGI</u>	10
5.2	<u>DRIVHUSEFFEKT</u>	12
5.3	<u>FORSURING</u>	13
<u>6</u>	<u>SAMFUNNSØKONOMI</u>	14
6.1	<u>SAMMENLIGNING AV DAGENS LØSNINGER MED KILDESORTERING MOT REFERANSESYSTEMENE UTEN KILDESORTERING</u>	15
6.2	<u>OPTIMALISERINGSPOTENSIALER FOR KILDESORTERINGSSYSTEMENE</u>	17
6.3	<u>FØLSOMHETSVALURDERING: BEREGNING AV MILJØKOSTNADER FOR UTSLIPP TIL VANN FRA DEPONI</u> 17	17
<u>7</u>	<u>KONKLUSJONER</u>	20
<u>8</u>	<u>REFERANSER</u>	21
<u>9</u>	<u>VEDLEGG</u>	23
9.1	<u>GRUNNLAG FOR BEREGNING AV MILJØPÅVIRKNINGER</u>	23
9.2	<u>GRUNNLAG FOR BEREGNING AV EKSTERNE KOSTNADER</u>	25

1 Bakgrunn og mål for studien

STØ har tidligere gjennomført studiene ”Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet ved innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall” (OR 17.99), samt ”Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av deponering, forbrenning og gjenvinning av plastemballasjeavfall” (OR 45.99). I begge studiene ble det benyttet livsløpsvurderinger som systemanalyseverktøy for å beregne netto miljønytte ved behandling av plastemballasjeavfall. Med grunnlag i beregnet miljønytte, er det gjennomført samfunnsøkonomiske analyser av systemene i Drammensregionen.

Som en oppfølging av dette har Plastretur ønsket å gjennomføre tilsvarende studier i Hamar-regionen, som har et annet innsamlingsystem enn Drammen. Dette vil medføre at resultatene kan sammenlignes og eventuelle generelle konklusjoner kan trekkes.

Mål

Foreta en sammenligning av miljønytte og samfunnsøkonomi for systemer for håndtering av plastemballasje i Hamarregionen med tilsvarende system i Drammensregionen. Klarlegge potensiale for optimale innsamlings- og sorteringsløsninger for plastemballasjeavfall fra husholdninger.

2 Metodikk

Den samfunnsøkonomiske studien er gjennomført som en nytte-kostnadsanalyse (NOU 1998:16) med basis i beregninger utført ved hjelp av livsløpsvurderinger (LCA).

Dette innebærer at det først gjennomføres en livssyklusvurdering (LCA) for systemet der alle utslipp til luft, vann og land tilknyttet de ulike aktivitetene i systemet hentes inn og beregnes. Ut i fra dette beregnes netto miljønytte for systemet. Med basis i det samme systemet innhentes *interne* kostnader for de ulike aktivitetene. De interne kostnadene skal gjenspeile konvensjonelle driftskostnader (drift, investering, o.l.), *eksklusive* avgifter (grønne skatter) for alle ledd i systemet. Videre beregnes de eksterne kostnadene ved å benytte utslippsdataene beregnet i LCA-vurderingen og multiplisere disse med spesifikke miljøkostnader. Det totale samfunnsøkonomiske regnskapet viser summen av de interne og eksterne kostnadene.

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

I beregningene er det ikke tatt høyde for ekstra nytte ved at plast kan materialgjenvinnes flere ganger for til slutt å bli energigjenvunnet (ref. Nyland, 2001).

2.1 Spesielle problemstillinger knyttet til miljøkostnader for deponi

Utslipp til vann fra deponi foregår over mange år og miljøkostnader for dette har tradisjonelt blitt beregnet ved bruk av neddiskontering. Det betyr at det forutsettes at verdien av utslippene synker etter hvert som tiden går, til tross for at utslippene faktisk foregår i fremtiden (og for fremtidige generasjoner). I tillegg er det stor usikkerhet om nivå på og innhold i sigevann, og spesielt hvordan utslippene relaterer seg til de enkelte avfallsfraksjoner.

Det er derfor utført følsomhetsvurderinger vedrørende hvordan ulike kilder for utslippsdata og alternativ beregningsmetode for miljøkostnader (eksterne kostnader) tilknyttet deponi vil påvirke resultatene (se kapittel 6.3).

3 Beskrivelse av de ulike hovedalternativene

Følgende hovedsystemer for behandling av plastemballasjeavfall er vurdert:

- Drammensregionen:
 - Referansesystem, 1996: ingen kildesortering, all plast til deponi med restavfallet.
 - Kildesorteringssystem, 1999: kildesortering med bringesystem til returpunkter, innsamlingsgrad 18%.
- Hamarregionen:
 - Referansesystem, 1999: ingen kildesortering, all plast til deponi med restavfallet.
 - Kildesorteringssystem, 2001: kildesortering med hentesystem, innsamlingsgrad 55%.

Innsamlingsgraden er beregnet som følger:

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

Mengde innsamlet plastemballasjeavfall per person og år er beregnet med bakgrunn i spesifikke data fra de to regionene. Total mengde oppstått plastemballasjeavfall per person og år er beregnet med basis i tall fra Plastretur (ref. Bråten, Plastretur) og utgjør 11,3 kg per person og år.

For kildesorteringssystemene gjelder følgende:

Drammensregionen: Bringesystem for innsamling av plast fra husholdninger. Plastavfallet bringes av husholdningene selv fram til opparbeidede, sentralt plasserte returpunkter.

Hamarregionen: Hentesystem for plast fra husholdninger. Plastavfallet hentes sammen med våtorganisk avfall i tokamret bil hver 4. uke.

Av den innsamlede plastmengde fordeles hhv. 80% og 20% til energi- og materialgjenvinning i Drammensregionen. For Hamarregionen er tilsvarende tall 72% (energi) og 28% (material). Data for fordeling til material- og energigjenvinning er fremkommet fra sorteringsanleggene og innebærer en viss usikkerhet da dette kan variere over tid, avhengig av flere faktorer (type plast, ”renhet”, ressursinnsats på sorteringsanlegg osv). Den resterende plastmengde (som ikke kildesorteres) transporteres til deponi sammen med restavfallet i begge systemer.

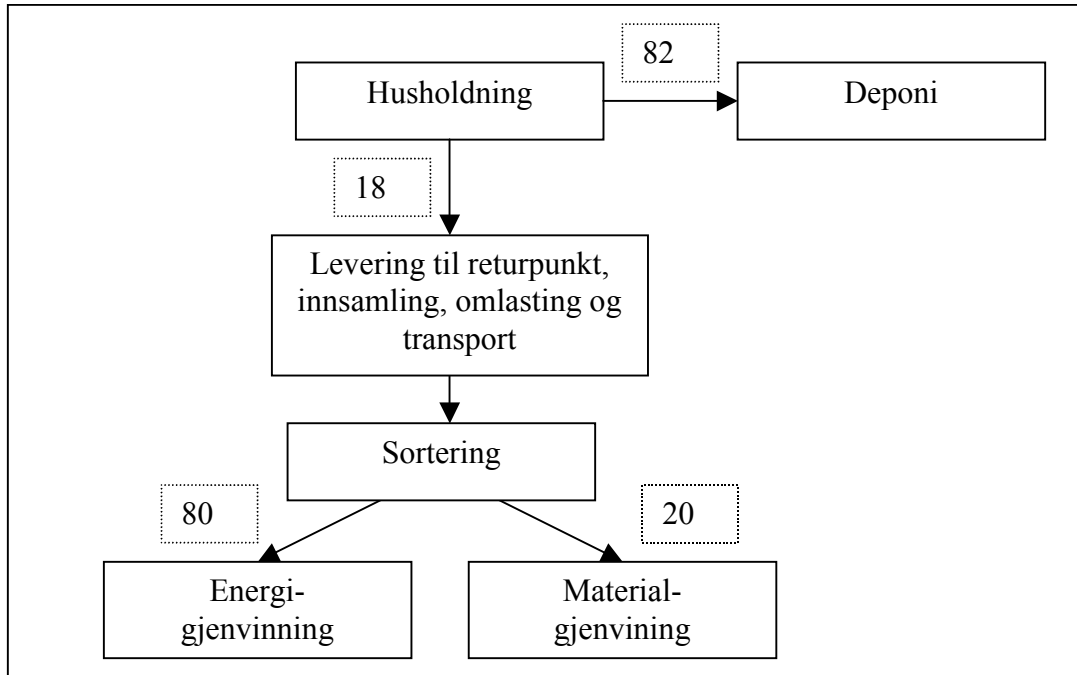
Referansesystemene innebærer at plastemballasjeavfallet ikke kildesorteres, men transporteres sammen med restavfallet til deponi.

I analysene forutsettes at energigjenvunnet plast erstatter olje som energibærer, mens materialgjenvunnet plast erstatter jomfruelig produsert plast.

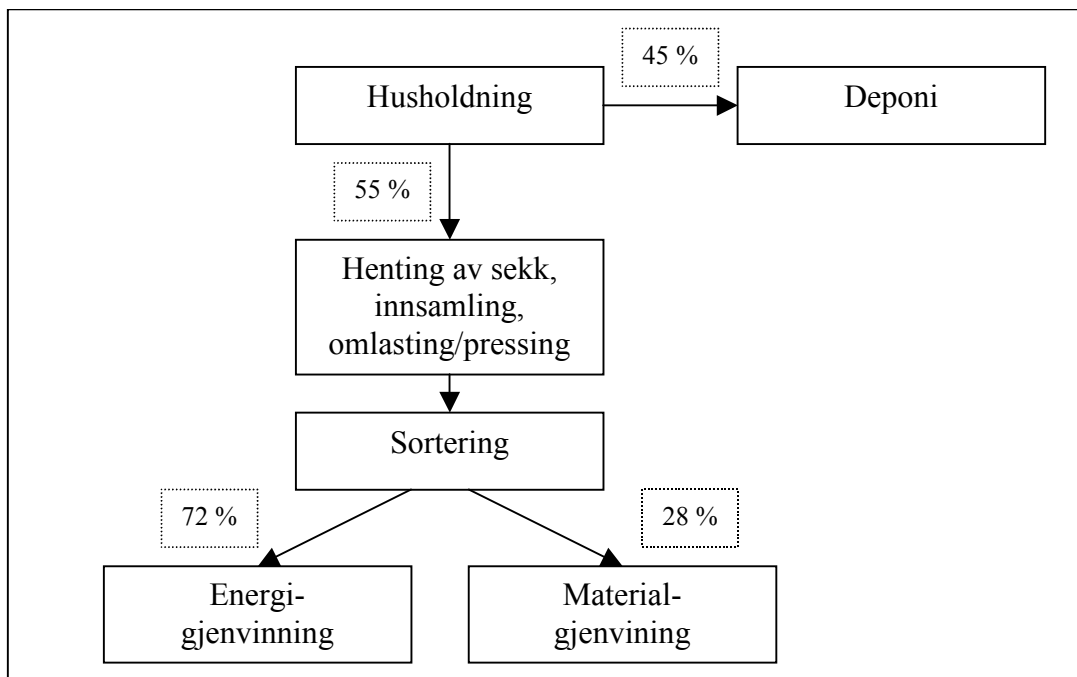
Alle systemene ”starter med” at 1 tonn plastavfall genereres i husholdningene og funksjonell enhet i systemet er (tilsvarende som i OR 17.99):

Avfallshåndtering av 1 tonn jomfruelig produsert plast bestående av 75% LDPE og 25% HDPE.

Figur 1 og Figur 2 under viser flytskjema for kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



Figur 1: Flytskjema for kildesorteringssystemet i Drammensregionen 1999.



Figur 2: Flytskjema for kildesorteringssystemet i Hamarregionen 2001.

4 Datagrunnlag

4.1 Miljødata

For datagrunnlaget til miljøanalysen vises til tidligere gjennomførte studier ”Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet ved innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall” (OR 17.99) og ”Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av deponering, forbrenning og gjenvinning av plasemballasjeavfall” (OR 45.99). For utslipp fra deponi er det benyttet data fra Econ 85/00.

4.2 Økonomidata

4.2.1 Interne kostnader

Økonomidata for interne kostnader er i hovedsak oppgitt av Mepex Consult, HIAS (interkommunalt renovasjonsselskap i Hamarregionen) og Plastretur. Tabellene under viser grunnlag for kostnadsberegning for de ulike hovedaktiviteten i avfallssystemet:

Aktivitet	Grunnlag for beregning av interne kostnader / nytte	Aktivitet	Grunnlag for beregning av interne kostnader / nytte
Drammensregionen		Hamarregionen	
Husholdninger	Eventuelle tidskostnader (forutsettes 0)	Husholdninger	Eventuelle tidskostnader (forutsettes 0)
Transport til returpunkt	Bensinkostnader for privatbiler, allokert mellom de ulike avfallsfraksjonene som transporteres.	Innsamling fra husholdninger	Kostnader for innsamling av plast og våtorganisk (to-kamret bil), allokert mellom de to fraksjoner
Returpunkter	Investering, drift og vedlikehold	Pressing	Investering, drift og vedlikehold
Transport til omlasting	Felles entreprise	Transport til sortering	Godtgjørelse Plastretur
Omlasting	Tjenestekjøp Mile gjenvinningsstasjon		
Transport til sortering	Entreprise		

Aktivitet	Grunnlag for beregning av interne kostnader / nytte
Sortering (inkl. transport til gjenvinningsanlegg)	Godtgjørelse fra Plastretur
Materialgjenvinning	Godtgjørelse fra Plastretur
Unngått jomfruelig plast	Innkjøpspris jomfruelig plast – innkjøpspris gjenvunnet plast
Energigjenvinning	Godtgjørelse fra Plastretur
Unngått energi (olje)	Innkjøpspris olje
Transport restavfall	Kostnader for transport av restavfall (spesifikt for hhv Drammens- og Hamarregionen)
Deponi	Kostnader for deponi av restavfall (spesifikt for hhv Drammens- og Hamarregionen)
Diverse	Kostnader for Plastretur og kommunene for markedsføring og generell administrasjon

Data for Drammen er fra 1999, og da ble plasten sendt upresset fra omlasting til sortering i Oslo. Fra år 2000 ble plasten herfra, tilsvarende som for Hamarregionen, presset og transportert til Søre Sunnmøre Renholdsverk (SSR) for sortering.

For de aktiviteter der ”Godtgjørelse Plastretur” er benyttet som grunnlag for interne kostnader, forutsettes at godtgjørelsen dekker kostnadene ved aktiviteten, samt at aktiviteten går i null (ingen fortjeneste / underskudd). For gjenvinningsanleggene forutsettes at godtgjørelsen fra Plastretur representerer en underskuddsdekning som medfører at kostnader ved materialgjenvinning og inntekter fra salg av regranulat balanserer hos gjenvinner. Bruk av ovennevnte forutsetninger, antas å medføre at best mulig *tilgjengelige* data benyttes.

4.2.2 Eksterne kostnader

De eksterne kostnadene er beregnet ved å multiplisere utslippsdataene beregnet i LCA-vurderingen (noen av dem vist i kap. 5) med spesifikke miljøkostnader. Vedlegg 9.2 viser en oversikt over spesifikke miljøkostnader som er benyttet for å beregne eksterne kostnader i denne studien (Econ, 2000). De eksterne kostnadene for utslipp fra deponi er beregnet som den neddiskonterte summen av utslipp, med bakgrunn i at utslipp fra avfall på deponi pågår i mange år (ref. Econ, 2000).

5 Netto miljønytte

For netto miljønytte er det valgt å presentere følgende miljøpåvirkninger:

- Forbruk av primærenergi
- Drivhuseffekt
- Forsuring

Vedlegg 9.1 viser hvilke faktorer som bidrar til de ulike miljøpåvirkningene.

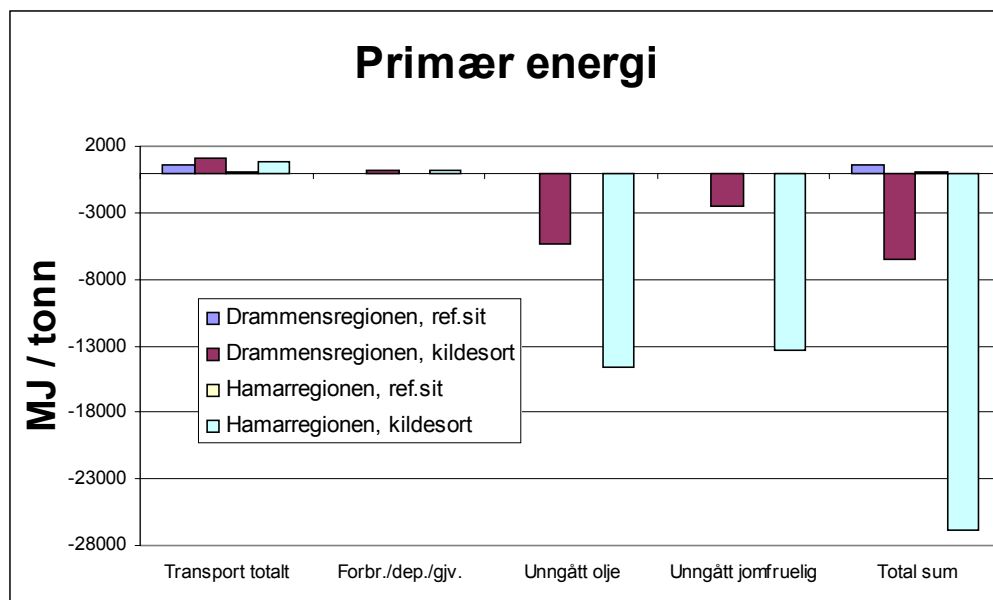
Miljøpåvirkningene presenteres for følgende aktiviteter i plastens livsløp:

Aktivitet	Beskrivelse
Transport totalt	Alt transportarbeid som utføres for å forflytte platen.
Avfallshåndtering (forbr./dep./gjev.)	De aktuelle håndteringsalternativene deponering, forbrenning, material- og energigjenvinning av plastemballasjeavfall som inngår i de ulike systemene.
Unngått olje	Kreditering av miljøbelastninger tilknyttet utvinning og bruk av olje som forutsettes erstattet ved energigjenvinning.
Unngått jomfruelig	Kreditering av miljøbelastninger tilknyttet utvinning og transport av jomfruelig plast frem til emballasjeprodusent, tilsvarende den mengde plast som blir materialgjenvunnet.
Total	Total netto miljøbelastning/nytte for de ulike miljøpåvirkningskategoriene.

5.1 Forbruk av primærenergi

I "Forbruk av primærenergi" inngår forbruk av alle energiresurser. 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 3 viser primær energi i MJ per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



Figur 3: Forbruk av primær energi i MJ per tonn plast for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.

Figuren viser at kildesorteringssituasjonene medfører klart best netto miljønytte da de gir store negative bidrag til forbruk av primær energi. Bidragene kommer fra aktivitetene ”Unngått olje” og ”Unngått jomfruelig”. I tillegg sees at kildesorteringssystemet i Hamarregionen medfører nesten 3 ganger så stor miljønytte som systemet i Drammensregionen som følge av økt mengde innsamlet plast.

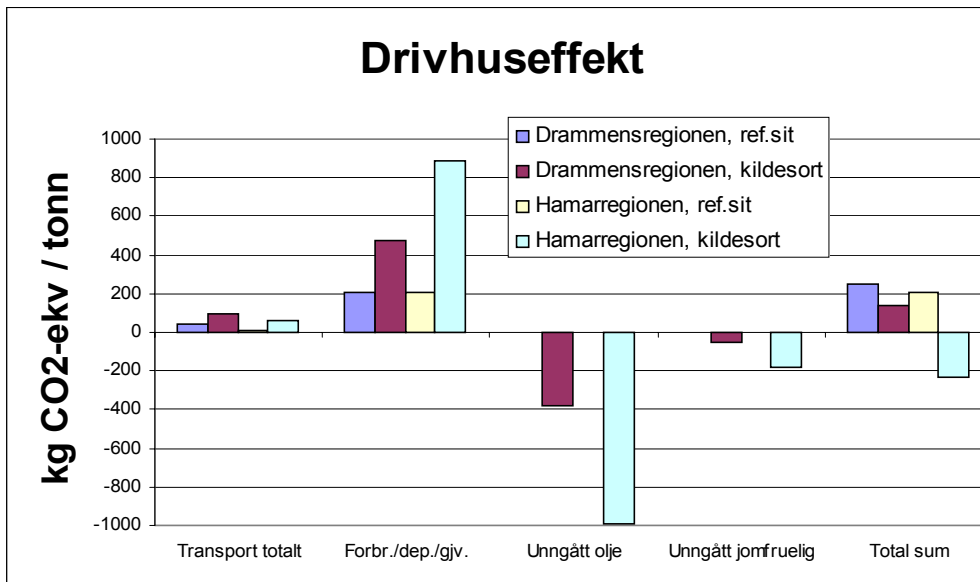
Man ser også at innsamling av kildesortert plast medfører økte transportbelastninger i forhold til referansesituasjonene. Men fordelene som råvareerstatningene medfører er mye større enn ulempene forårsaket av økt transport. Dette medfører at den totale netto miljønytt for kildesorteringssystemene er bedre enn for referansesituasjonene. Referansesituasjonene gir begge netto bidrag til forbruk av primær energi, mens kildesorteringssystemene begge gir netto nytte i form av totalt negativt forbruk av primær energi.

I begge systemene går størsteparten av det innsamlede materiale (hhv 80% og 72%) til energigjenvinning. Dette er grunnen til at fordelene fra unngått olje er større enn tilsvarende bidrag fra unngått jomfruelig materiale. Dersom nytten ved gjenvinning beregnes isolert per kg plast vil materialgjenvinning gi vesentlig større nytte enn energigjenvinning.

I tillegg ses at innsamling av kildesortert plast med bringesystem (Drammen) medfører større forbruk av primær energi enn innsamling med hentesystem (Hamar), til tross for at Hamarsystemet får inn mer plast. Forskjellen utgjøres først og fremst av transportetappene fra husholdning til returpunkt og innsamling fra returpunkter. For etappen fra husholdning til returpunkt er det antatt at 1/3 kjører ens ærend for å levere avfall til returpunktene (Gilhuus Johansen, spørreundersøkelse 1998), mens innsamling fra returpunktene er beregnet med relativt lange transporter og liten last (oppstart av systemet). Dersom flere kombinerer levering av avfall til returpunkt med andre ærend, evt. sykler eller går, samt at innsamling av plast fra returpunktene blir mer effektiv, vil dette medføre betydelig mindre forbruk av primær energi fra disse aktivitetene og forskjellen mellom systemen vil bli mindre. Men det presiseres at transporten gir lite bidrag til det totale miljøregnskapet.

5.2 Drivhuseffekt

Figur 4 viser bidrag til drivhuseffekt i kg CO₂-ekvivalenter per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



Figur 4: Drivhuseffekt for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.

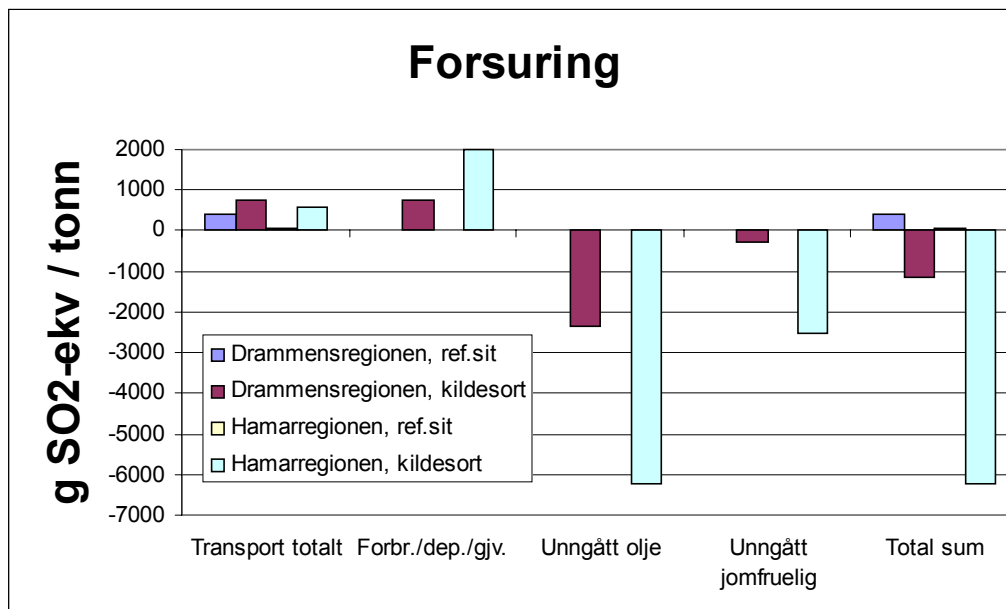
Figuren viser at kildesorteringssystemene medfører betydelig redusert miljøbelastning i forhold til referansesituasjonene, og at Hamar-systemet (høyest innsamlingsgrad) gir størst miljønytte. Årsaken til at kildesorteringssystemene gir best resultat er fordelene man oppnår ved råvareerstatningene vist ved unngått olje og unngått jomfruelig materiale. Dette sees tydeligst ved Hamarsystemet da det har høyest innsamlingsgrad. I tillegg ses at økt transportarbeid ved kildesortering er mye mindre enn ovennevnte fordeler.

I begge systemene går størsteparten av det innsamlede materiale (hhv 80% og 73%) til energigjenvinning. Dette er grunnen til at fordelene fra unngått olje er større enn tilsvarende bidrag fra unngått jomfruelig materiale. Materialgjenvinning gir størst netto miljønytte per kg plast dersom material- og energigjenvinning sees isolert sett (ekskl. transport og sortering). Dette kommer av at utslippene ved forbrenning er tilnærmet like store som utslippene ved utvinning og forbrenning av olje, mens materialgjenvinning medfører mye mindre utslipp enn produksjon av jomfruelig materiale.

Figuren viser også at innsamling av kildesortert plast med bringesystem (Drammen) medfører større utslipp av CO₂-ekvivalenter enn innsamling med hentesystem (Hamar). For nærmere forklaring omkring dette gjelder tilsvarende som er beskrevet i kapittel 5.1, siste avsnitt.

5.3 Forsuring

Figur 5 viser bidrag til forsuring i g SO₂-ekvivalenter per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammen og Hamar fordelt på de ulike trinn i livsløpet.



Figur 5: Forsuring for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.

Fra Figur 5 ser man at kildesorteringssystemene gir netto miljønytte, mens referansesystemene medfører netto miljøbelastning. Figuren viser også at Hamarsystemet gir betydelig større miljønytte enn Drammenssystemet, på grunn av at Hamarsystemet får større mengde last inn i systemet (vist ved aktivitetene "Unngått olje" og "Unngått jomfruelig").

Tilsvarende som for ovennevnte miljøpåvirkninger gjelder også her at bidragene til forsuring fra økt transportarbeid ved kildesortering, samt fra avfallshåndteringen er mindre enn fordelene man oppnår ved råvareerstatningene (vist ved aktivitetene "Unngått olje" og "Unngått jomfruelig").

Også her kommer det tydelig frem at størsteparten av det innsamlede materiale (hhv 80% og 72%) går til energigjenvinning fordi fordelene fra unngått olje er mye større enn tilsvarende bidrag fra unngått jomfruelig materiale. Materialgjenvinning gir, også for forsuring, størst netto miljønytte per kg plast dersom material- og energigjenvinning sees isolert sett (ekskl. transport og sortering). Dette kommer av at utslippene ved forbrenning av plast er tilnærmet like store som utslippene ved utvinning og bruk av olje, mens materialgjenvinning medfører mye mindre utslipp enn produksjon av jomfruelig materiale.

I tillegg ses at innsamling av kildesortert plast med bringesystem (Drammen) medfører større transportbelastninger enn innsamling med hentesystem (Hamar). For nærmere forklaring omkring dette gjelder tilsvarende som er beskrevet i kapittel 5.1, siste avsnitt.

6 Samfunnsøkonomi

Tilsvarende som for netto miljønytte, vises resultatene for beregnet samfunnsøkonomi som en sammenligning av referansesystemene og kildesorteringssystemene. I tillegg er optimaliseringspotensialer for gjenvinningsystemene vurdert og det er gjennomført følsomhetsvurdering for beregning av eksterne kostnader for utslipp til vann fra deponi.

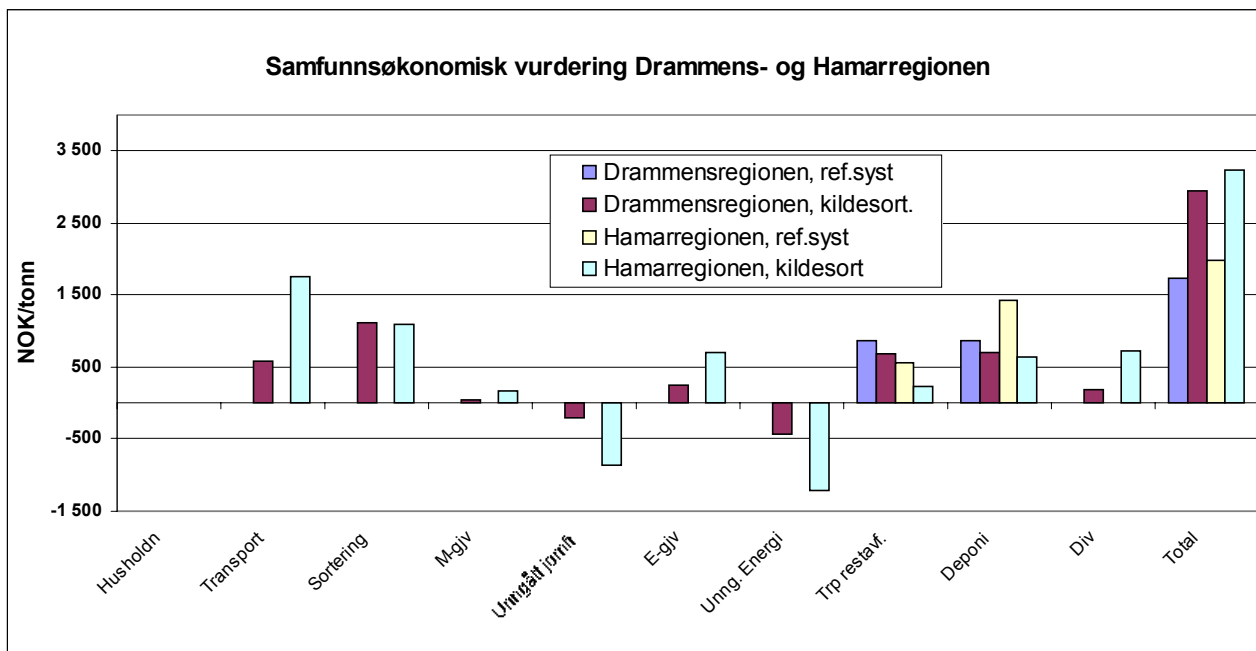
I kapittel 6.1 presenteres de totale samfunnsøkonomiske kostnader/nytte for følgende trinn i plastens livsløp:

Livsløpstrinn	Beskrivelse
Husholdn.	Eventuelle tidskostnader (forutsettes 0).
Transport	Kostnader for transport av kildesortert plast fra husholdninger frem til energi- og materialgjenvinningsanlegg. For Hamar-systemet gjelder i tillegg kostnader for pressing.
Sortering	Kostnader for sortering. For Drammen-systemet gjelder i tillegg kostnader for drift/investering av returpunkter.
M-gjv	Kostnader ved materialgjenvinning.
Unngått jomf	Nytte ved at man unngår å benytte jomfruelig plast, tilsvarende den mengde plast som blir materialgjenvunnet. Nyttens beregnes som følger: pris jomfruelig plast minus pris for gjenvunnet plast.
E-gjv	Kostnader tilknyttet energigjenvinning (vederlag).
Unng. energi	Nytte ved at man unngår å benytte alternativ energi (olje).
Trp restavf.	Kostnader for transport av restavfall.
Deponi	Kostnader for deponi av den plastmengde som går med restavfallet.
Div	Kostnader for Plastretur og ”Drammenskommunene/Hamarkommunene” for markedsføring og generell administrasjon.
Total	Totale samfunnsøkonomiske kostnader.

Det totale samfunnsøkonomiske regnskapet består av interne og eksterne kostnader. De interne kostnadene gjenspeiler de konvensjonelle driftskostnader (drift, investering, o.l.), *eksklusive* miljøavgifter for alle ledd i systemet (ref. tabellen over). De eksterne kostnadene er beregnet ved å multiplisere utslippsdata beregnet i LCA-vurderingen med spesifikke miljøkostnader (se vedlegg 9.2).

6.1 Sammenligning av dagens løsninger med kildesortering mot referansesystemene uten kildesortering

Figuren under viser total samfunnsøkonomi (inkluderer interne og eksterne kostnader) per tonn plast fordelt på de ulike trinn i livsløpet for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



Figur 6: Samfunnsøkonomi for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen (2000-kr).

Figuren over viser at referansesystemene (alt til deponi) gir lavest total samfunnsøkonomisk kostnad i begge regioner (Drammen: 1750 kr/tonn, Hamar: 1950 kr/tonn).

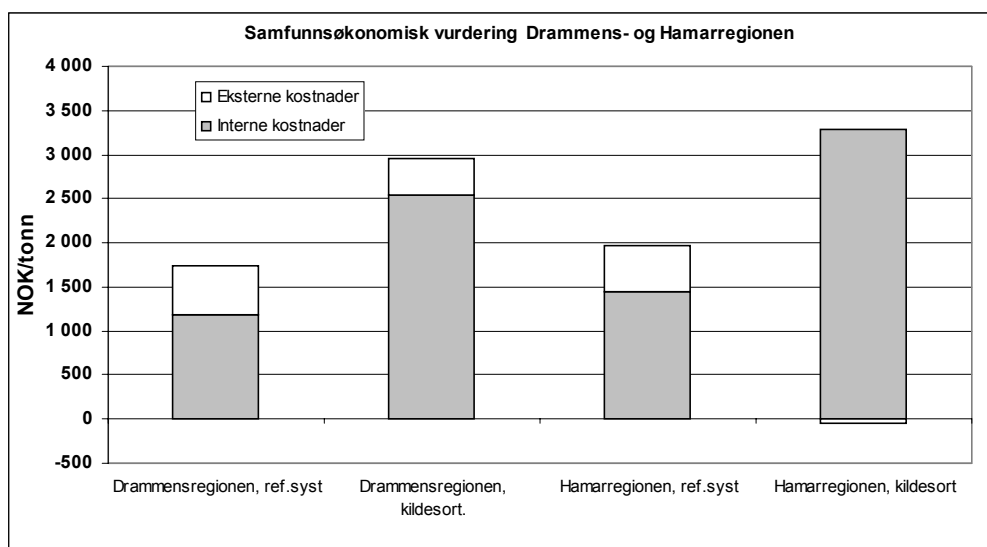
Drammens-kildesorteringssystemet (18% innsamlingsgrad) gir best resultat av kildesorteringssystemene, med en samfunnsøkonomisk kostnad på ca 3000 kr/tonn plast. Hamars kildesorteringssystem (55% innsamlingsgrad) medfører noe høyere totale samfunnsøkonomiske kostnader, ca 3200 kr/tonn. Dette er hhv ca 1200 og 1500 kr/tonn dyrere enn beste referansesystem (Drammen).

Hamar-kildesorteringssystemet medfører de høyeste transportkostnadene for kildesortert plast på grunn av at dette systemet samler inn størst mengde plast. Til gjengjeld krediteres dette systemet for størst nytte fra material- og energigjenvinning av plast, vist ved aktivitetene "Unngått jomfruelig" og "Unngått energi". Per i dag er kostnadene for transport, sortering og informasjon høyere enn nytten ved gjenvinning, men fokus på økt effektivitet i innsamlings- og sorteringsleddene, samt redusert informasjonsbehov ettersom systemene kommer "på glid", kan redusere denne forskjellen.

Også for samfunnsøkonomi gjelder at materialgjenvinning medfører størst netto nytte per kg plast dersom material- og energigjenvinning sees isolert sett (ekskl. transport og sortering). Dette kommer av at differansen mellom kostnader og nytte ved forbrenning er mindre enn differansen mellom kostnader og nytte ved materialgjenvinning.

Til tross for at kildesorteringssystemet i Hamar samler inn ca 3 ganger så mye plastemballasje som Drammensregionen, er de totale sorteringskostnadene tilnærmet like for de to systemene. Dette tyder på at sorteringssystemet i Hamarregionen er mer effektivt organisert enn i Drammensregionen. Drift og investering av returpunktene, samt innsamling fra returpunktene er de mest kostnadskrevende aktivitetene under sorteringskostnader for Drammensregionen. I tillegg går en høyere andel av den kildesorterte plasten i Hamarregionen til materialgjenvinning enn hva tilfellet er for Drammensregionen. Dette kan tyde på at hentesystemer gir bedre kvalitet og er mer samfunnsøkonomisk lønnsomme enn bringesystemer.

Figuren under viser de totale samfunnsøkonomiske kostnadene oppdelt i interne og eksterne kostnader for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



Figur 7: Totale samfunnsøkonomiske kostnader for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen, oppdelt i interne og eksterne kostnader.

Av figuren sees at referansesystemene og kildesorteringssystemet i Drammen (18% innsamlingsgrad) har totale miljøkostnader (eksterne kostnader) på ca 500 kr/tonn. Videre sees at kildesorteringssystemet i Hamarregionen, som har en innsamlingsgrad på 55%, medfører ekstern nytte (i form av negative miljøkostnader) på ca 50 kr/tonn. Dette viser at jo høyere grad av innsamling og gjenvinning, jo lavere eksterne kostnader får systemet.

6.2 Optimaliseringspotensialer for kildesorteringssystemene

Så lenge kildesorteringssystemene er i etableringsfasen, bidrar informasjons-, investerings- og logistikk-kostnader i relativt stor grad til de totale kostnadene. Til en viss grad, vil disse kostnadene sannsynligvis synke ved at man får økte mengder avfall inn i systemet som igjen kan resultere i økt effektivitet (stordriftsfordeler, ny teknologi, lært av feil, osv).

I hvor stor grad de ulike kostnader kan reduseres ved økt effektivisering osv, er vanskelig å anslå per i dag, men dette bør klarlegges nærmere i tiden fremover, når erfaringer med økt innsamling foreligger slik at nye data kan innhentes.

Dersom man ser på kildesorteringssystemet i Hamarregionen som eksempel, vil systemets totale kostnader synke med ca 700 kr/tonn bare ved å fjerne informasjonskostnadene, noe som vil være realistisk om noen år ettersom systemet ”er oppe og går”.

En annen mulighet for optimalisering kan være å sende plasten ut av landet for materialgjenvinning. Dette vil medføre at materialgjenvinningsprosessen vil representere en nytte i systemet i stedet for en kostnad (som i dag). Dette vil, på samme måte som lavere gjenvinningsgodtgjørelse fra Plastretur (planlagt en gradvis nedtrapping), medføre økt samfunnsøkonomisk lønnsomhet i systemene.

Det er ikke utført beregninger som tar høyde for ekstra nytte ved at plast kan materialgjenvinnes flere ganger for til slutt å bli energigjenvunnet, men dette representerer også et potensial for høyere lønnsomhet i kildesorteringssystemene.

6.3 Følsomhetsvurdering: beregning av miljøkostnader for utslipp til vann fra deponi

Som beskrevet i kapittel 2.1, er det utarbeidet følsomhetsvurderinger knyttet til beregning av eksterne kostnader for utslipp til vann fra deponi (sivevannutslipp). Dette er gjort av tre årsaker:

- Det er stor usikkerhet om nivå på og innhold i sivevann, og spesielt hvordan utslippene relaterer seg til de enkelte avfallsfraksjoner.
- Sivevannutslipp fra deponi foregår over mange år, noe som kompliserer beregningen av de eksterne kostnadene (miljøkostnadene).
- Deponi av plast utgjør en viktig aktivitet i både referanse- og kildesorteringssystemene, og har derfor stor betydning for resultatene av analysene.

I rapporten ”Miljøkostnader ved avfallsbehandling” (Econ 85/00) blir de eksterne kostnadene fra fraksjoner lagt på deponi beregnet som den neddiskonterte summen av utslipp, med bakgrunn i at utslipp fra avfall på deponi pågår i mange år. Verdien av de fremtidige utslippene diskonteres ned med en kalkulasjonsrente på 3,5 prosent (Finansdepartementets risikofrie diskonteringsrente i samfunnsøkonomiske analyser, ref Econ 85/00). Tilsvarende metode er benyttet i beregningene vist i kapittel 6.1.

Ved å benytte denne metoden, forutsettes at verdien av utslippene synker etter hvert som tiden går (tilsvarende som for tradisjonelle investeringer), og utslipp som oppstår etter 10 – 20 år bærer dermed ingen kostnad for det analyserte systemet.

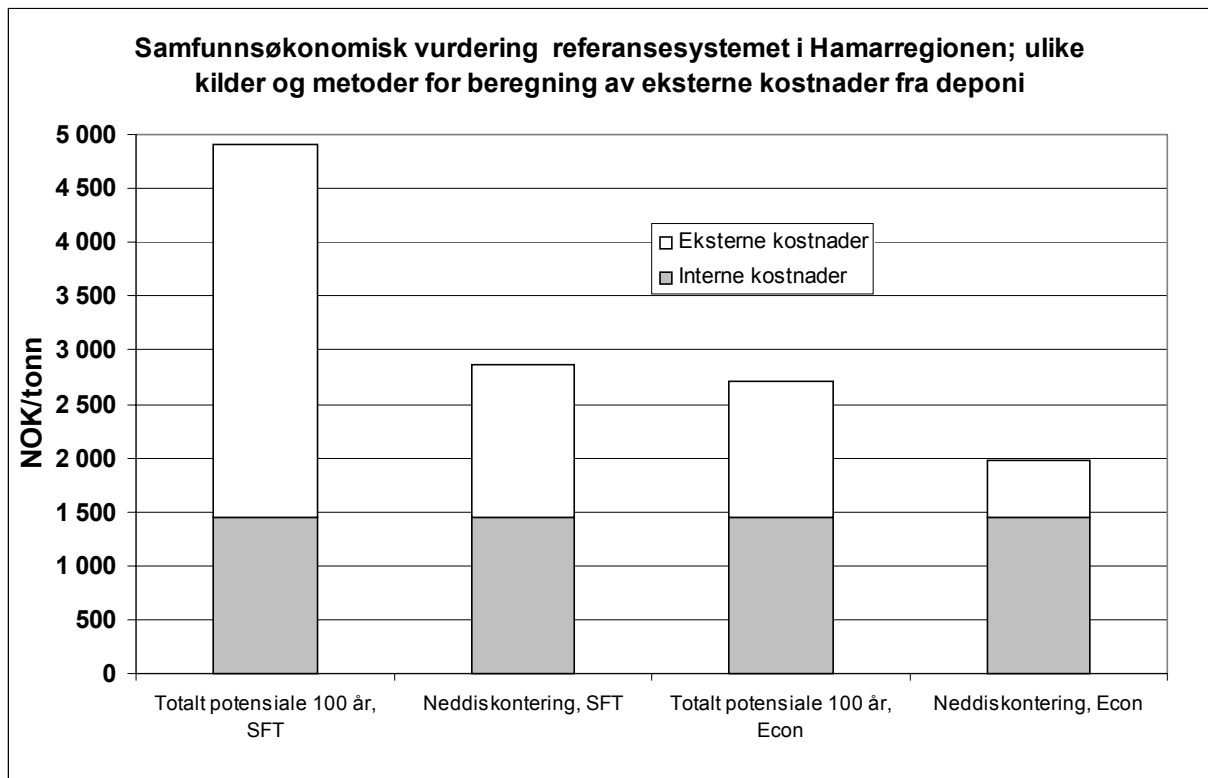
Da utslipp fra deponi kan pågå i flere 100 år, og dermed vil påvirke fremtiden, mener vi at det kan diskuteres om det er riktig å neddiskontere kostnadene for disse utslippene. Vi ønsker derfor å vurdere følsomheten av om utslipp fra deponi ikke neddiskonteres.

Følsomhetsvurderingen er utført for referansesystemet i Hamarregionen (alt plastemballasjeavfall til deponi) og innebærer følgende to metoder for beregning av eksterne kostnader for utslipp fra deponi:

1. Med basis i total utslippsmengde (potensial) over 100 år er de eksterne kostnadene beregnet ved å benytte dagens verdsettingskoeffisienter (verdi på utslippet). Dette er gjort med utslippsdata fra to ulike kilder (SFT 96:16 og Econ 85/00).
2. Som beregnet i kapittel 6.1; det vil si med basis i årlig utslipp, neddiskontere etter formelen $K = ab/(r-g)$, der:
K er miljøkostnaden for utslippet (ekstern kostnad), a er verdsettingskoeffisienten per i dag, b er utslippskoeffisienten, r er kalkulasjonsrenten (3,5%) og g er årlig vekst i verdsettingskoeffisient (1%, ref Econ 85/00).

Figuren under viser de totale samfunnsøkonomiske kostnadene oppdelt i interne og eksterne kostnader for det analyserte systemet. Det presiseres at det kun er beregningen av de eksterne kostnadene fra utslipp til vann fra deponi som varierer.

I eksempelet kalt ”Totalt potensial 100 år, SFT” er de eksterne kostnadene beregnet med utgangspunkt i total utslippsmengde over 100 år (data fra SFT 96:16) multiplisert med dagens verdi. Tilsvarende er utført med data fra Econ 85/00, vist som ”Totalt potensial 100 år, Econ”. Kolonnene ”Neddiskontering, SFT” og ”Neddiskontering, Econ” viser kostnadene dersom de eksterne kostnadene beregnes ved å neddiskontere årlig utslipp etter ovennevnte formel med henholdsvis data fra SFT 96.16 og Econ 85/00 som grunnlag. Det presiseres at den siste kolonnen (”Neddiskontering, Econ”) representerer beregningsgrunnlaget slik det er gjort i kap. 6.1).



Figur 8: Følsomhet for totale samfunnsøkonomiske kostnader for referansesituasjonen i Hamarregionen der eksterne kostnadene for utslipp til vann fra deponi er beregnet med og uten neddiskontering med data fra to ulike kilder (2000-kr).

Figuren over viser at både beregningsgrunnlag og metode er svært avgjørende for kostnadsbildet vedrørende eksterne kostnader for sigevannsutslipp fra deponi. Forskjellen mellom høyeste og laveste totale samfunnsøkonomiske kostnad er ca 3000 kr/tonn, eller 2,5 ganger eksempelet med lavest total kostnad.

Med data fra Econ (85/00) medfører metoden med neddiskontering at de totale samfunnsøkonomiske kostnadene blir ca 900 kr/tonn lavere enn kostnadene beregnet med utgangspunkt i totalt utslippspotensial. Tilsvarende gjelder for data fra SFT (96:16), men her er forskjellen enda større (ca 2000 kr/t).

Beregning av utslipp til deponi i hovedanalysene i denne rapporten er, som nevnt over, representert ved kolonnen "Neddiskontering, Econ", altså det "snilleste" beregningsresultatet. Dersom beregningsgrunnlaget vist ved "Totalt potensial, SFT" hadde ligget til grunn for hovedanalysen, ville resultatet fra de samfunnsøkonomiske analysene "snudd seg" i favør av kildesorteringssystemene fordi de økte kostnadene ved transport og sortering i kildesorteringssystemet, ville være mindre enn nytten ved gjenvinning og ved at mindre avfall deponeres.

Det er vanskelig å si om en metode/datagrunnlag er "riktigere" enn de andre, men det er viktig å være klar over usikkerheten knyttet til miljøøkonomiske beregninger, spesielt dersom beslutningsprosesser skal baseres på enkeltanalyser.

7 KONKLUSJONER

Med bakgrunn i de analyserte systemene i Drammens- og Hamarregionen kan følgende konklusjoner trekkes:

- Kildesorteringssystemer gir klart større miljønytte enn systemer uten kildesortering (alt til deponi), og nytten øker jo høyere innsamlingsgrad systemet har. Dette gjelder for alle de analyserte miljøpåvirkningskategoriene ”Primær energiforbruk”, ”Drivhuseffekt” og ”Forsuring”.
- Dagens relativt nyetablerte kildesorteringssystemer gir høyere samfunnsøkonomiske kostnader enn systemene uten kildesortering (alt til deponi).
- Både for miljønytte og samfunnsøkonomi gir materialgjenvinning størst netto nytte per kg plast dersom material- og energigjenvinning sees isolert sett (ekskl. transport og sortering). Dette kommer av at differansen mellom kostnader og nytte ved energigjenvinning er mindre enn differansen mellom kostnader og nytte ved materialgjenvinning.
- Det ser ut til å være optimaliseringspotensialer for det samfunnsøkonomiske regnskapet for kildesorteringssystemene, spesielt vedrørende dagens logistikk- og informasjonskostnader. Som eksempel kan nevnes at ved å fjerne informasjonskostnadene i kildesorteringssystemet, synker de totale kostnader med ca 700 kr/tonn. Dette vil være realistisk etter hvert som systemet ”er oppe og går”.
- Det er ikke utført beregninger som tar høyde for ekstra nytte ved at plast kan materialgjenvinnes flere ganger for til slutt å bli energigjenvunnet, men dette kan medføre høyere lønnsomhet, totalt sett, for kildesorteringssystemene.
- Det er utført følsomhetsanalyser for beregning av eksterne kostnader for utslipp fra deponier fordi dette har stor betydning for resultatene for alle de analyserte systemene. Ved å beregne utslipp fra deponi som den neddiskonterte summen av utslipp, medfører dette 70% reduksjon i totalkostnadene i forhold til om kostnadene blir beregnet med utgangspunkt i totalt utslippspotensial over 100 år og dagens verdi på utslippet. Tilsvarende resultat med en annen datakilde viser at neddiskontering av utslippet medfører 35% reduksjon av de totale samfunnsøkonomiske kostnadene for systemet. Valg av metode kan altså ”snu” konklusjonene.
- Det er viktig å være klar over forutsetningene som ligger til grunn for analysene, og resultatene bør brukes forsiktig som grunnlag for beslutning om man skal kildesortere eller ikke.

8 Referanser

- Avfallsstatistikk for 2000, fellesavfallshåndtering i Drammensregionen.
- Bråten, Gerd Oddveig, Plastretur: Pers. med. november 01.
- ECON 301/95: "Verdsetting av eksterne virkninger ved avfallsbehandling", ISBN: 82-7645-090-3.
- ECON 338/95, Vennemo, H.: "Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall", ISBN: 82-7645-131-4.
- ECON 85/00, Vennemo, H.: "Miljøkostnader knyttet ??", ISBN: 82-7645-??.
- Eco-profiles, report 2: Olefin feedstock sources, PWMI, Brussels, 1993.
- Gilhuus Johansen, M. 1998: Spørreundersøkelse til husstander i Drammensregionen vedr. avfall og gjenvinning.
- ICG 1999: Evaluering av kildesorteringsordningen. Utført for HIAS, oppdragsnr.102261
- Jakobsen, O., Ingebrigtsen, S., Foredrag: Energi og materialgjenvinning i lys av kretsløpsorientert bedriftsøkonomi, Det Nyttre Seminar, Tønsberg, oktober 2000.
- NOU 1998:16 Nytte-kostnadsanalyser. Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor.
- Nyland, C. A. L., Raadal, H. L., Hanssen, O. J., og Modahl, I. S.: "How LCA is Used for Assessment of Waste Management Systems, Including a Modell Allowing for Recycling of Material Several Times", vitenskapelig artikkel under utarbeidelse, nov.01.
- Raadal, H. L., Hanssen, O. J., og Rymoene, E.: "Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet i innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall", STØ-rapport OR 17.99.
- Sandgren, J., Heie, Aa, Sverud, T., 1996 Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall SFT 96:16
- St.meld. nr. 8 (1999-2000) Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand
- Tillman et al., Packaging and the Environment, Chalmers Industriteknik, Gothenburg, Sweden, 1992.

- Weiner, David, LCA for electricity production and transports, Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, 1995.
- Ölund, G., Eriksson, E. 1998 Resthandteringsalternativ för plastförpackningar – en miljöpåverknadsbedömning. CIT Ekologik

9 VEDLEGG

9.1 Grunnlag for beregning av miljøpåvirkninger

Drivhuseffekt, 100 år

Faktorene som er brukt er fra Eco-Indicator 1999, Goedkoop, M., Pré Consultants B.V., Netherlands April 2000. Disse faktorene er basert på Schimel et al 1996.

Utslipp (navn)	Utslipp (formel)	CO ₂ -ekvivalenter
Carbon dioxide	CO ₂	1
Methane	CH ₄	21
Nitrous oxide	N ₂ O	310
HFC-23	CHF ₃	11700
HFC-32	CH ₂ F ₂	650
HFC-41	CH ₃ F	150
HFC-43-10mee	C ₅ H ₂ F ₁₀	1300
HFC-125	C ₂ H ₂ F ₅	2800
HFC-134	C ₂ H ₂ F ₄	1000
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	1300
HFC-152a	CH ₂ FCF ₃	140
HFC-143	C ₂ H ₃ F ₃	300
HFC-143a	C ₂ H ₃ F ₃	3800
HFC-227ea	C ₃ HF ₇	2900
HFC-236fa	C ₃ H ₂ F ₆	6300
HFC-245ca	C ₃ H ₃ F ₅	560
Chloroform, Trichloromethane	CHCl ₃	4
Methylene chloride, Dichloromethane	CHCl ₂	9
Sulphur hexafluoride	SF ₆	23900
Perfluormethane	CF ₄	6500
Perfluorethane	C ₂ F ₆	9200
Perfluorpropane	C ₃ F ₈	7000
Perfluorbutane	C ₄ F ₁₀	7000
Perfluorpentane	C ₅ F ₁₂	7500
Perfluorhexane	C ₆ F ₁₄	7400
Perfluorocyclobutane	c-C ₄ F ₈	8700
CFC-11	CFCl ₃	1065
CFC-12	CF ₂ Cl ₂	6635
CFC-113	CF ₃ Cl ₃	3059
HCFC-22	CF ₂ HCl	1349
HCFC-142b	C ₂ F ₂ H ₃ Cl	1649
H1301	CF ₃ Br	-34701
HCFC-141b	CFH ₃ Cl ₂	251
Methyl chloroform, 1,1,1-trichloroethane	CH ₃ CCl ₃	-204
Carbon tetrachloride, Tetrachloromethane	CCl ₄	-1249
HCFC-123	C ₂ F ₃ HCl ₂	32
HCFC-124	C ₂ F ₄ HCl	410

Forsuring

Tabell 1 viser hvilke faktorer som bidrar til forsuring (Ölund et al., 1998):

Parameter	g SO₂-ekv	Referanse/kommentarer
SO ₂	1	Heijungs 1992
SO _x (som SO ₂)	1	Heijungs 1992
Nox	0,696	Heijungs 1992
HCl	0,877	Heijungs 1992
HF	1,6	Heijungs 1992
NH ₃	1,88	Heijungs 1992
Nitrates	0,7	
NH ₃ (aq)	1,88	
Acid as H ⁺	0,032	
Nitrates (aq)	0,7	

9.2 Grunnlag for beregning av eksterne kostnader

Tabellen under viser spesifikke miljøkostnadstall som er benyttet til å beregne eksterne kostnader. Alle tall i 2000-kr. Referanse: ECON 85/00.

Utslipp	kr/g
Drivhuseffekt (g CO ₂ -ekv.)	0,0001
Svevestøv (particulates)	0,565
NO _x	0,015
SO ₂	0,017
VOC	0,004
Dioksiner (TCDD)	2300000
Dioksiner (TCDD), aq	560000
Krom tot (Cr)	559
Krom tot (Cr, aq)	17
Kvikksølv (Hg)	27
Kvikksølv (Hg, aq)	3440
Kadmium (Cd)	52
Kadmium (Cd,aq)	202
Bly (Pb)	62
Bly (Pb,aq)	50
Arsen (As)	9,5
Arsen (As,aq)	25
Kobber (Cu)	0,3
Kobber (Cu,aq)	0,2
Mangan (Mn)	232
Mangan (Mn,aq)	tall finnes ikke
Nikkel (Ni)	9,1
Nikkel (Ni,aq)	12
Sink (Zn)	0,0006
Sink (Zn,aq)	0,01
Antimon (Sb)	1084,5
Antimon (Sb,aq)	1084,5
Barium (Ba)	3,5
Barium (Ba,aq)	3,5
Selen (Se)	144
Selen (Se,aq)	144
Beryllium (Be)	401,5
Beryllium (Be,aq)	401,5
Tinn (Sn)	0,03
Tinn (Sn,aq)	tall finnes ikke
Vanadium (V)	232
Vanadium (V,aq)	tall finnes ikke
PAH	43,5
Nitrogen (tot-N)	0,153
Fosfor (tot-P)	0
KOF	0,001
HCl	0,1
HF	20