



Stiftelsen Østfoldforskning

## **Sammenligning mellom livsløpsanalyse og nytte- kostnadsanalyse**

Utarbeidet i  
samarbeid med Econ  
for Norges  
forskningsråd

Elin Økstad  
Hanne Lerche Raadal  
Cecilia Askham Nyland  
Karin Ibenholt  
H. Lindhjem

Januar 2003

AR 13.03

[www.sto.no](http://www.sto.no)

# Innhold

1	INNLEDNING .....	1
2	FORMÅL MED ANALYSENE .....	2
	2.1 Nytte-kostnadsanalyse .....	2
	2.2 LCA.....	4
3	SYSTEMBESKRIVELSE OG AVGRENSNINGER.....	5
	3.1 Nytte-kostnadsanalyse .....	5
	3.2 LCA.....	6
4	HVA SLAGS DATA INNHENTES? .....	7
	4.1 Nytte-kostnadsanalyse .....	7
	4.2 LCA.....	8
5	BEREGNING AV MILJØPÅVIRKNINGER .....	9
	5.1 Nytte-kostnadsanalyse .....	9
	5.2 LCA.....	10
6	SPESIFIKKE PROBLEMSTILLINGER.....	11
	6.1 Valg av energimodeller.....	11
	6.2 Inkludering av arbeidskraft i analysene .....	12
	6.3 Tidskostnader i husholdningene .....	12
7	RESULTATENE FRA DE TO CASE STUDIENE.....	13
	7.1 Drikkekartonger .....	13
	7.2 Plast.....	18
8	LIKHETER OG ULIKHETER I DE TO TILNÆRMINGENE .....	22
	8.1 Generelt for metodene.....	22
	8.2 Spesifikt for case prosjektene: .....	23
	8.3 Oppsummering.....	24

# 1 Innledning<sup>1</sup>

Fra tid til annen blusser debatten om hvorvidt gjenvinning er nyttig eller ikke opp. Uenigheten består oftest i ulike innfallsvinkler, en teknologibasert og en samfunnsøkonomisk, og i bruk av ulike metoder. De ulike metodene svarer gjerne på forskjellige spørsmål og derfor kan man ikke uten videre hevde at den ene metoden gir et mer korrekt eller bedre svar enn den andre. I dette notatet, som er utarbeidet av ECON og Stiftelsen Østfoldforskning (STØ), er det lagt vekt på en felles forståelse for hvordan ulike metoder for å beregne nytten av ulike miljøpolitiske tiltak og virkemidler kan komplettere, snarere enn å erstatte, hverandre.

Notatet har som formål å beskrive likheter og forskjeller ved gjennomføring av en tradisjonell nytte-kostnadsanalyse og en livsløpsanalyse. Med utgangspunkt i to case-prosjekter, ønsker notatet å gi en forståelse for hvordan nytte-kostnadsanalyse så vel som livsløpsanalyse (LCA) gjennomføres; hva slags systemgrenser som settes, samt hvilke type data og hvilke forutsetninger som legges til grunn. Notatet har også hatt som formål å identifisere ulikheter som påvirker resultatene ved bruk av de to metodene.

## Case-prosjektene

Den norske avfallspolitikken en overordnet målsetting om ”en samfunnsøkonomisk god balanse mellom omfanget av avfall som genereres, og som gjenvinnes, forbrennes eller deponeres”. Med dette menes at tiltakene bør gi en miljønytte som er minst like høy som det tiltaket koster i bruk av andre ressurser i samfunnet.

Emballasje er den avfallsfraksjonen som det har vært mest fokus på i debatten om hvorvidt materialgjenvinning er bedre enn forbrenning og deponering. Innsamling og gjenvinning av emballasjeavfall reguleres gjennom avtaler mellom Miljøverndepartementet og produsenter, brukere og distributører av emballasje. I avtalene er det fastsatt hvor stor andel av de forskjellige emballasjetyperne som skal samles inn og henholdsvis materialgjenvinnes eller energiutnyttes, dvs. forbrennes i et anlegg hvor energien utnyttes til nyttige formål..

Basert på den mulige konflikten mellom en samfunnsøkonomisk balanse i avfallshåndteringen og kvantitative mål for gjenvinning av emballasje, er følgende case-prosjekter valgt:

- Nytte-kostnadsanalyse av forskjellige behandlingsalternativ for drikkekartong som er blitt gjennomført av ECON. I denne analysen

---

<sup>1</sup> Denne arbeidsrapporten er utarbeidet som en del av prosjektet ”Mot integrasjon av livsløpsanalyse og miljøøkonomisk analyse”, finansiert av Norges Forskningsråd, og gjennomført i 1999-2001. I prosjektet samarbeidet forskere fra Stiftelsen Østfoldforskning (STØ), ECON og Program for industriell økologi og Samfunnsøkonomisk institutt ved NTNU.

beregnes de kostnadene som – direkte eller indirekte - er knyttet til ulike behandlingsalternativer, og hvilken nytte de ulike alternativene gir. Behandlingsalternativene er materialgjenvinning, forbrenning med eller uten energiutnyttelse og deponering.

- LCA av ulike systemer for kildesortering og gjenvinning av plast-emballasjeavfall fra husholdninger som er blitt gjennomført av STØ. LCAen beregner ressursforbruk og miljøpåvirkninger knyttet til de ulike analyserte avfallssystemene. Behandlingsalternativene for kildesorteringssystemene er material- og energigjenvinning, samt deponi, mens rest-avfallssystemene som analyseres omhandler deponi.

## 2 Formål med analysene

### 2.1 Nytte-kostnadsanalyse

#### Miljø og økonomisk verdi

Miljøøkonomisk analyse, i vid forstand, betrakter naturmiljø og -ressurser som et gode som bidrar til menneskelig velferd på lik linje med andre varer og tjenester folk har nytte av i samfunnet. Miljøet har økonomisk verdi hvis det i tillegg til å bidra til menneskelig velferd også finnes i begrenset mengde (er knapt). I prinsippet kan alle naturtyper og egenskaper og funksjoner av natur ha økonomisk verdi. Hvis jordens ressurser var tilgjengelige i ubegrensede mengder og var gratis å bruke/utvinne, ville alle få det de ønsket uten å måtte inngå kompromisser med hverandres eller fremtidige generasjoners ønsker og behov (Pearce, 1993). I det øyeblikk et gode er knapt, fremtvinges *valg* mellom ulike goder – en kan ikke få alt, og avveininger mellom nytte og kostnader ved ulike valg må gjøres.

Økonomer tenker seg at folks verdivurderinger av vanlige forbruksgoder og tjenester som brød, melk og transport uttrykkes i deres daglige atferd i markeder. Samspillet mellom det folk er villige til å betale for et gode eller en tjeneste og det produsenter kan selge denne for, skaper priser i kroner som gir informasjon til alle om hvor mye det koster å produsere dette godet og hvordan folk verdsetter det, i forhold til alle andre goder. På denne måten avveies nytte og kostnader ved fremskaffelse og bruk av ulike goder og tjenester i samfunnet, på en ressurseffektiv måte. For at en slik effektiv, desentralisert ressursallokering (såkalt) skal finne sted må markedene være preget av konkurranse (ikke for eksempel monopolistisk prissetting), informasjon om varer/tjenesters pris og kvalitet må være fritt tilgjengelig for alle, og det må ikke finnes såkalte eksterne effekter eller kostnader i produksjon eller konsum. Eksterne effekter er (positive eller negative) virkninger av produksjon eller konsum som ikke reflekteres i bedriftens kostnader eller konsumentenes utgifter til konsum. Typiske eksempler er forurensning til luft og vann av industriproduksjon og transport.

Hvis alle goder som har økonomisk verdi kunne omsettes i “perfekte” markeder, ville det ikke være behov for miljøøkonomer. De fleste miljøgoder har økonomisk

verdi, men ingen markedspris. Slike goder betraktes dermed som “gratis” av bedrifter og konsumenter i avveiningen med andre goder i samfunnet, noe som generelt fører til at de brukes for mye i produksjon og forbruk. Den eksterne effekten nevnt over med utslipp av ulike stoffer til luft fra transport, er egentlig for stor bruk av gratisressursen “frisk luft” til å bli kvitt avfallsstoffer fra transportaktiviteten. De aller fleste naturressurser og –goder bærer preg av å være eid av oss alle, og det vil ofte være vanskelig å ekskludere aktører fra å bruke disse. Et markedssystem som ikke tar hensyn til verdsetting av begrensede fellesgoder, vil disse goder bli brukt i større grad enn det som er best for fellesskapet<sup>2</sup>.

Miljøøkonomisk analyse beskjeftiger seg hovedsakelig med to grunnleggende problemstillinger: (i) hva er den økonomiske verdien av de goder naturen yter (måling), (ii) hvordan kan disse verdiene uttrykkes i priser på bruk av natur slik at produsenter og konsumenter tar dem med i sine avveininger av produksjon og bruk av alle goder i samfunnet (regulering).

Det er myndighetenes oppgave å regulere markedene på en slik måte at miljøet blir tatt med i samfunnsmessige avveininger. Det er på bakgrunn av miljøøkonomiske vurderinger at myndighetene for eksempel har innført avgifter på bensin og sluttbehandling av avfall.

Sentrale enkeltavveininger er best overlatt til myndighetene, slik som beslutninger om veiutbygging, plassering av hovedflyplass, hvordan avfallsbehandlingen i samfunnet bør være etc. Miljøøkonomer mener at de fleste offentlige beslutninger ideelt sett burde baseres på nytte-kostnadsanalyse, i en eller annen form. En nytte-kostnadsanalyse er et systematisk forsøk på å måle og veie sammen alle gevinster og kostnader ved en offentlig beslutning med henblikk på om tiltaket bør gjennomføres eller ikke (Grønn, 1991). En viktig oppgave for mange nytte-kostnadsanalyser er å beregne miljøeffekter, dvs. at miljøøkonomisk analyse anvendes som en del av en nytte-kostnadsanalyse. Men som det går fram av diskusjonen over, er miljøøkonomisk analyse noe langt mer enn verdsetting av miljøeffekter i nytte-kostnadsanalyser.

For enkelthets skyld måles alle gevinster (nytte) og kostnader i nytte-kostnadsanalyser i den felles enheten kroner, og hvis summen er større enn null (dvs. at nytte-kostnadsbrøken er større enn en), sies tiltaket å være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Nytt-kostnadsanalyser benyttes ofte prospektivt, men kan også brukes til for eksempel å evaluere offentlige ordninger i etterkant (dvs. retrospektivt).

### **Nytte-kostnadsanalyse i case prosjektet**

I Norge styres gjenvinningen av ulike typer av emballasje av kvantitative målsettinger fastsatt i avtaler mellom myndighetene og næringslivet. Hvorvidt disse målsettingene er basert på samfunnsøkonomiske analyser eller LCA er uklart. Det finnes imidlertid eksempel på begge typer av analyser som gir litt

---

<sup>2</sup> En variant av dette problemet, om enn omdiskutert, er “Allmenningens Tragedie” slik det er beskrevet i for eksempel Hardin (1968).

sprikende resultater hvorvidt material- eller energigjenvinning er best. Vi har derfor ønsket å gjennomføre en mer detaljert studie av gjenvinningen av en type emballasje, drikkekartong. Hensikten har vært å besvare hvilken behandlingsmåte som er minst kostbar for samfunnet og hvorvidt materialgjenvinning av drikkekartong er mer gunstig enn bruk av jomfruelig materiale for å produsere ett og samme produkt.

Problemstillingen i dette case prosjektet er:

- *Hvilken ordning (eller kombinasjoner av ordninger) for behandling av ett tonn avfall av drikkekartong medfører lavest bruk av samfunnets ressurser?*

## 2.2 LCA

### Miljøanalyse av en verdikjede

LCA gjennomføres av bedrifter for å systematisere miljøkunnskap om sine produkter eller tjenester, for å identifisere viktige forbedringspunkter, og for å ha formell dokumentasjon i forhold til sine kunder (f.eks. i miljøvaredeklarasjoner). Virksomheter bruker også LCA i produktutvikling for å analysere miljøeffektiviteten av nye produkter eller konsepter. Myndigheter bruker LCA til å analysere og simulere miljøeffektiviteten av større systemer (f.eks. gjenvinningssystemer) som grunnlag for beslutninger.

Tillman (1999) grupperer LCA-analysene i retrospektive analyser og i prospektive analyser, eller i analyser som er ment for regnskap eller analyser som er endringsorienterte. Resultater fra LCA-analyser utarbeidet som retrospektive miljøanalyser eller regnskapsanalyser kan brukes inn i miljøvaredeklarasjoner eller som annet dokumentasjonsunderlag. De kan også brukes for kunnskapsoppbygging internt i virksomheten for forståelse og prioritering av miljøinnsats.

Resultater fra LCA-analyser utarbeidet som prospektive eller endringsorienterte analyser kan brukes i strategiutvikling, konseptutvikling eller produktutvikling.

De to ulike tilnærmingene setter ulike krav til data (gjennomsnittsdata vs. ulike type data, se også kapittel 4).

I en LCA blir miljøpåvirkninger beregnet og presentert for en verdikjede av et produktsystem eller. I tillegg kan disse miljøpåvirkningene verdsettes, og ulike vektingsmetoder brukes til dette. Vektingsmetoder er blant annet utviklet med utgangspunkt i betalingsvillighet, avstand fra politiske målsettinger eller ekspertpanel. Vekting ved bruk av monetære verdier er altså en type vekting som kan benyttes.

### LCA i case prosjektet

Formålet med case prosjektet har vært å klarlegge hvordan innsamlingssystemer kan oppnå høyest mulig miljøeffektivitet, og hvilken sammenheng det er mellom miljøeffektivitet og grad av gjenvinning.

Det er sett på to ulike kildesorteringssystemer for plastgjenvinning; et bringesystem i Drammensregionen og et hentesystem i Hamarregionen. Analysene sammenligner kildesorteringssystemene med referansesystemene (før kildesortering ble innført). Kildesorteringssystemene representerer dagens system, det vil si at en viss andel av plastavfallet samles inn til material- eller energigjenvinning, mens den resterende mengden plast fremdeles følger restavfallet til deponi. Det er altså dagens reelle, komplekse situasjon som analyseres, ikke en "enten-eller-situasjon".

Formålet med case prosjektet har vært å:

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

## 3 Systembeskrivelse og avgrensninger

### 3.1 Nytte-kostnadsanalyse

På samme måte som i en LCA vil en nytte-kostnadsanalyse kun analysere et begrenset utsnitt av samfunnet eller en økonomi. De avgrensninger som gjøres i en nytte-kostnadsanalyse vil være bestemt ut i fra formålet med analysen. Det vil sannsynligvis alltid være virkninger av tiltak, investeringer o.likn. som vil falle utenfor selve analysen. At virkninger blir utelatt kan være utilsiktet, fordi at man ikke har kjennskap til dem eller ikke kan klargjøre at de har en direkte kobling til tiltaket eller investeringen, eller mer eller mindre tilsiktet, fordi man regner virkningene som uvesentlige.

Avgrensningen i en nytte-kostnadsanalyse vil også være basert på prisinformasjon, og hvorvidt man forutsetter at prisen på en vare eller tjeneste (produkt) gir mest mulig korrekt informasjon om de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å fremstille og bruke denne. Hvis det ikke er noen (vesentlige) eksternaliteter knyttet til produktet brukes produktets pris og det er ikke nødvendig å gå "lenger bak i kjeden" for dette produktet. Det samme gjelder hvis eksternalitetene knyttet til det aktuelle produktet er blitt internalisert gjennom for eksempel miljøskatter. I andre tilfeller må en kartlegge og beregne eksternalitetene. Et tilfelle hvor markedsprisen ikke kan forutsettes å reflektere samfunnets alternativverdi ved produksjonene er om produktet er produsert i et marked som er karakterisert ved ufullkommen konkurranse (for eksempel monopol). Det kan være vanskelig å korrigere markedsprisen slik at den reflekterer den samfunnsøkonomiske grensekostnaden, og en korrigerende bør derfor kun gjøres hvis en har grunn til å anta at ufullkommen konkurranse er viktig (NOU 1998:16).

Nytte-kostnadsanalysen i case-prosjektet starter med en kartlegging av de alternative behandlingsmåtene for drikkekartong: deponering, forbrenning uten energiutnytting, forbrenning med energiutnytting og materialgjenvinning.

Et spørsmål som må vurderes er hvordan investeringskostnader skal behandles i analysen. Vi tenker da på investeringer i deponi, forbrenningsanlegg, sorteringsanlegg, og gjenvinningsanlegg. Man kan velge å ta dagens kapasitet for gitt, dvs. se bort fra eventuelle behov for nyinvestering, og bruke de kostnader kommuner/renovatører har pr. i dag. Hvis man imidlertid ønsker å utvide tidshorizonten og se på mulige utviklinger i avfallsmengder og gjenvinningsnivåer vil det være aktuelt å vurdere nyinvesteringer. Årlig kostnad for disse investeringene blir da beregnet med hjelp av brukerprismetoden, en form for geometrisk avskrivning. I det aktuelle case-prosjektet har vi imidlertid forutsatt at drikkekartonger utgjør en så pass liten del av totale avfallsmengder fra husholdningene at det neppe vil være behov for nyinvesteringer grunnet at man skifter behandlingsform for dette avfallet. Vi har derfor valgt å se bort fra behovet for nyinvesteringer.

Ved beregning av den eventuelle gevinsten av gjenvinning, da enten energi- eller materialgjenvinning, må det tas hensyn til hvilken produksjon det er som blir erstattet, dvs. hvordan den produserte varen (energi eller papir) alternativt hadde blitt produsert. For energi har vi gjort ulike antagelser om hvilken energiform som er den såkalt alternative/marginale energikilden i Norge. Det er vanlig å forutsette at dette i gjennomsnitt over et år er dansk kullkraft, men vi har også valgt å gjøre en beregning med gasskraft som den marginale energikilden, som kan forventes å være en realitet på noen års sikt. For papir finnes det to aktuelle alternative produksjonsformer: jomfruelig materiale, dvs. produksjon basert på nytt tømmer og gjenvunnet papir/papp annet enn drikkekartong. Vi har imidlertid kun valgt å bruke nytt, eller jomfruelig, tømmer som det alternative råmaterialet.

## 3.2 LCA

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 to like produkter, først og fremst fordi produktsystemene er definert forskjellige.

I en LCA skal man i teorien følge alle strømmer fra utvinning av råmaterialet til avhending av materialet, men i praksis må det gjøres avgrensninger. Ofte settes det en fast regel for avgrensning i forhold til mengde inn som skal tas med, for eksempel at totalt 95 prosent av mengden av alle innstrømmer skal inkluderes i analysen, og at disse strømmene skal følges bakover i kjeden, og inkludere 95 prosent av innsatsfaktorene for hvert ledd.

Når man skal vurdere hvilket material eller type energi som skal erstattes ved gjenvinning, vil man i en retrospektiv LCA-studie vanligvis benytte gjennomsnitt for siste år eller lignende. I en prospektiv analyse, som er rettet mot en fremtidig situasjon, kan både marginal og gjennomsnittsbetraktninger benyttes, avhengig av formålet med studien.

I case prosjektet starter systemene med at plast oppstår i husholdningene. Videre inngår alle reelle transport- og sorteringsaktiviteter før endelig avfallsbehandling



(material- og, energigjenvinning, eventuelt deponi). I tillegg blir gjenvinningsystemene kreditert for sparte ressurser og miljøbelastninger i form av materiale som erstattes av resirkulert materiale og energi som erstattes ved energigjenvinning. I case prosjektet forutsettes henholdsvis jomfruelig plast og olje å bli erstattet.

## 4 Hva slags data innhentes?

### 4.1 Nytte-kostnadsanalyse

I en nytte-kostnadsanalyse begynner man med en kvalitativ beskrivelse av virkninger i form av fordeler og ulemper, hvor man også tar med virkninger som verken kan kvantifiseres i fysiske størrelser eller verdsettes i kroner. Derpå kvantifiserer man så langt som mulig fordeler og ulemper i fysiske størrelser, og verdsetter virkninger i kroner der det er mulig og gir meningsfull informasjon.

I en nytte-kostnadsanalyse som ser på et spesifikt investeringsprosjekt, for eksempel bygging av et forbrennings- eller gjenvinningsanlegg, vil man bruke/tallfeste de lokale virkningene (lokale resipienter). I en analyse som gjelder et mer generelt tiltak (som for eksempel omfatter hele landet) vil man enten bruke gjennomsnittlige eller (aller helst) marginale kvantifiseringer.

I case prosjektet er følgende blitt tallfestet for hvert behandlingsalternativ: sortering hos sluttbruker, innsamling til sentral sortering, behov for og omfang av sentral sortering, transport til behandlingsanlegg, selve behandlingen (inkludert gjenvinningsprosessen). Vi begrenser oss til å analysere det drikkekartongavfallet som genereres i husholdningene.

Videre brukes som oftest gjennomsnittlige kostnader, dvs. kostnader pr. tonn drikkekartong ved dagens sammensetning av behandlingsalternativer.

For de forskjellige “driftsleddene” (innsamling/transport, sentral sortering, transport til sluttbehandling, sluttbehandling) er følgende data innhentet:

- Konvensjonelle driftskostnader: bruk av råvarer/vareinnsats, arbeidskraft, kapital og energi. Heri inngår også husholdningenes innsats.
- Eksterne miljøkostnader, dvs. utslipp til luft, vann og land.
- Andre eksterne kostnader og markedsimperfeksjoner er blitt vurdert, men det er ikke gjennomført noen korrigeringer da slike enten ikke eksisterer eller ikke antas å ha noen merkbar betydning for resultatet.

Data for husholdningenes innsats er basert på en forholdsvis nylig gjennomført spørreundersøkelse i regi av SSB, se Bruvoll m.fl. (2000). Kostnader for innsamling og viderebehandling av drikkekartongene bygger dels på en spørreundersøkelse blant et utvalg kommunale og interkommunale renovasjons-

selskaper, og dels på en tidligere analyse av kommunenes kostnader ved ulike innsamlingsalternativer for papiravfall (ECON, 2000a).

## 4.2 LCA

### Funksjonell enhet

Den funksjonelle enheten i en LCA-analyse er i ISO 14040 definert som: *“a quantified performance of a product system to be used as a reference unit in an LCA-study”*.

Den funksjonelle enheten skal gis for en gitt tidsperiode og for å oppnå en kvantifisert ytelse. Den funksjonelle enhet i case prosjektet er *”Avfallshåndtering av 1 tonn plast bestående av 75% LDPE og 25% HDPE”*.

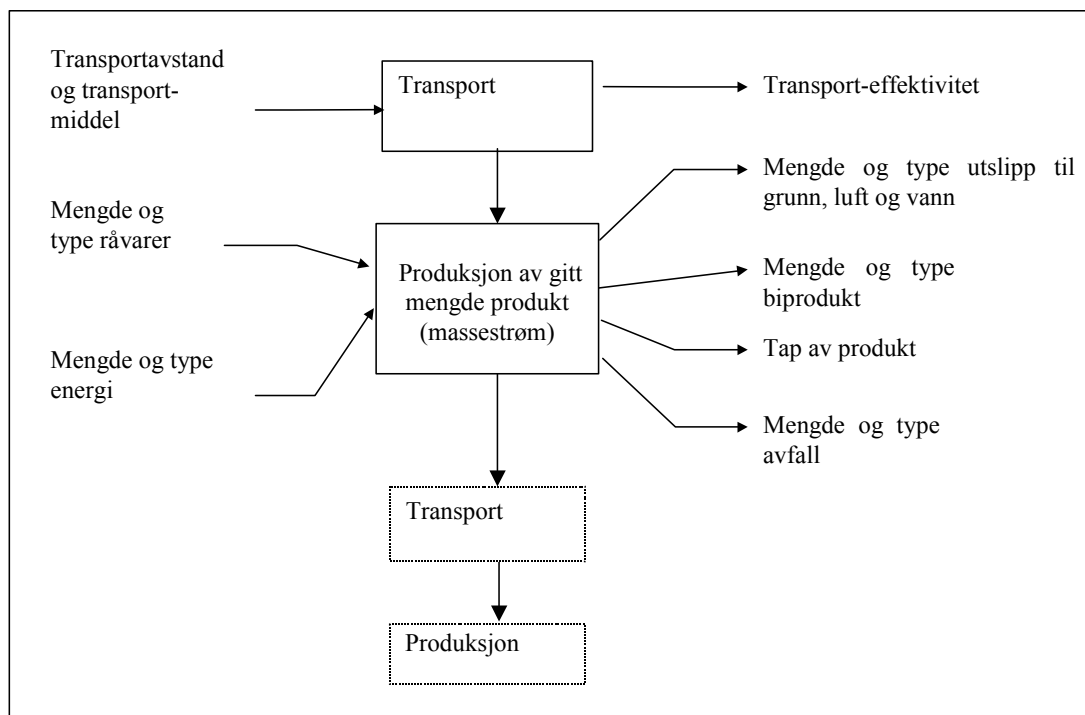
Den funksjonelle massestrømmen er den mengde materialer og energi som skal til for å oppfylle den funksjonelle enheten. I casestudien er den funksjonelle massestrømmen 1 tonn plastavfall som oppstår i husholdningene.

Fra plasten samles i husholdningene til den har gått gjennom behandlingssystemer eller brytes ned på fyllplass, skal materialforbruk, energiforbruk samt utslipp kvantifiseres og miljøpåvirkninger beregnes.

### Life Cycle Inventory

Det første målet i en livsløpsanalyse er å utarbeide en *“Life Cycle Inventory”* (LCI). For å gjøre dette, innhentes data for hvert trinn i livsløpet i følge figur 4.1.

Figur 4.1 Data som hentes inn i en LCI



Det avhenger av formålet med analysen om data som innhentes er stedsspesifikke eller generelle for en hel bransje eller område. For casestudien er det innhentet stedsspesifikke data for innsamling, transport, sortering og materialgjenvinning. For energigjenvinning, deponi og unngått jomfruelig material / energi er litteraturredata benyttet.

For alle prosesser og transporter benyttes som regel energidata som omfatter *både* utvinning og bruk av energien (se 6.1 Valg av energimodeller).

## 5 Beregning av miljøpåvirkninger

### 5.1 Nytte-kostnadsanalyse

I en nytte-kostnadsanalyse beregnes miljøpåvirkningene i kroner. Dette gjøres, som nevnt ovenfor, for å kunne veie forskjellige miljøeffekter sammen, og for igjen veie disse med bruk av andre ressurser (kapital og arbeidskraft) som har økonomisk verdi.

Det finnes mange ulike metoder for beregning av de eksterne miljøeffektene.<sup>3</sup> De fleste av disse tar utgangspunkt i en eller annen type dose-respons funksjon, dvs. en naturvitenskapelig sammenheng mellom påvirkning (for eksempel utslipp) og effekt (respons) i resipienten. Verdsettingstrinnet involverer å finne hvordan mennesker vurderer de naturvitenskapelig beskrevne endringene som skjer i naturen som følge av forurensninger og andre typer miljøeffekter. Utslipp fra veitrafikk har for eksempel både effekt på det globale klima og på lokal luftkvalitet, og kan i tillegg være støyende i bebygde strøk.

Økonomer forsøker å finne folks betalingsvillighet for eksempel å unngå en miljøendring (eller kompensasjon for en endring som allerede er skjedd) på indirekte eller direkte måte. Den direkte metoden går ut på å spørre folk direkte om hvor mye de er villige til å betale for bedret vannkvalitet i en bestemt innsjø, bedret luftkvalitet i nærområdet etc. (såkalt betinget verdsetting). Den indirekte metoden går ut på å bruke folks markedsatferd til å slutte noe om deres preferanser for miljøgoder. Selv om det for de fleste miljøgoder ikke finnes markeder, vil *bruken* av miljøgodene ofte være knyttet til markedsomsatte varer og tjenester. For eksempel vil kostnaden knyttet til å reise til en nasjonalpark (bl.a.) si noe om hvordan man verdsetter området. Enkelte boligstrøk i en by kan ha høyere priser enn andre boligstrøk, en prisforskjell som bl.a. sier noe om forskjeller i miljøkvalitet (for eksempel støy og grøntområder).

Verdsettingen av noen utslipp er isteden for direkte betalingsvillighet eller dose-respons, basert på politiske målsettinger om reduksjon av de enkelte utslippene og hva det vil koste å nå disse utslippsreduksjonene, gitt at de billigste tiltakene settes i verk først. Denne type av verdsetting brukes spesielt hvis det er vanskelig å finne

---

<sup>3</sup> En grei ikke-teknisk gjennomgang av disse er gitt i Nyborg (1997).

en direkte kopling mellom utslipp og skade. Verdsetting av CO<sub>2</sub> er et typisk eksempel hvor man beregner hva det ville koste å oppfylle utslippsreduksjonene i Kyotoprotokollen.

For drikkekartongprosjektet er det en rekke forskjellige typer miljøeffekter som må verdsettes, fra utslipp til luft og vann fra avfallsdeponier, -forbrenning og transport til verdsetting av jomfruelig tømmer utover salgsprisen for tømmeret (for eksempel verdi av skog til friluftsliv eller biodiversitet). Effektene er både av lokal, regional og global karakter. Det er en voksende litteratur<sup>4</sup> som verdsetter de fleste typer miljøeffekter ved bruk av både indirekte og direkte metoder, både i Norge og internasjonalt. Verdsettingen av utslipp til luft og vann er i hovedsak basert på ECON (2000b), hvor miljøkostnader knyttet til avfallsbehandling beregnes. Denne studien gjennomgår en rekke norske og internasjonale studier, og beregner basert på disse anslag på miljøkostnader av en rekke stoffer. For transport har vi antatt at drivstoffkostnadene inkluderer alle eksterne kostnader, og at det ikke er behov for å beregne miljøkostnadene separat, denne antagelsen bygger på en studie fra Transportøkonomisk institutt (TØI, 1999). For verdien av jomfruelig tømmer utover salgsprisen har vi beregnet en såkalt skyggepris basert på at barskogvernet økes slik at like stor andel av skogen vernes som i Sverige.

Debatten om verdsetting av miljøgoder pågår både innad i økonomimiljøet og på tvers av disipliner, og det er ingen enighet (innen miljøøkonomi) om hvilke metoder som er best. Spesielt er det mye diskusjon om hvilke verdier miljøgoder har, *utover* eventuell bruksverdi (som for eksempel eksistens og opsjonsverdi). Våre anslag representerer generelt konservative verdivurderinger av miljøskader med utgangspunkt i den delen av miljøøkonomi som er minst kontroversiell.

## 5.2 LCA

I LCA beregnes de potensielle miljøpåvirkningene innenfor hovedkategoriene ressursforbruk, økologiske påvirkninger og helsepåvirkninger. Det er flere underkategorier for hver hovedkategori. Under økologiske påvirkninger er underkategoriene global klimaendring, forsuring, nedbryting av ozonlag, dannelse av bakkenær ozon, eutrofiering og biologisk mangfold.

Beregning av miljøpåvirkninger skjer på basis i naturvitenskapelige metoder. Klimagasser beregnes som “potensial for global klimaendring” og enheten som oppgis er for eksempel CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Utslipp av næringsalter til luft og vann beregnes som “potensial for eutrofiering” og enheten som oppgis er for eksempel fosfat-enheter.

I LCA er det de potensielle miljøpåvirkningene som beregnes og det hentes ikke inn data om resipienten som utslippet skjer i fordi miljøpåvirkningene skal kunne adderes fra alle deler av livsløpet. Derfor er LCA mest anvendelig for å vurdere regionale og globale påvirkninger. Resultatene uttrykker ikke noen risiko på

---

<sup>4</sup> For Norge har ECON gjort flere analyser av miljøkostnader ved ulike typer avfall og avfallsbehandling. Se for eksempel ECON (1995, 1996, 1997a, 1997b, 2000b) og Vennemo (1995).

individ- eller resipientnivå. De miljøskadelige elementer regnes som likeverdige uavhengig av hvor de oppstår. Men i en LCA kan det også gjøres kvantitative eller kvalitative vurderinger av ”ikke-adderbare” effekter, slik som for eksempel forringelse av en del av et økosystem, eller lokale støybelastninger.

Det er ikke nødvendig å anvende vekting for å benytte resultatene fra en LCA-studie. Resultatene kan vurderes som potensielle miljøpåvirkninger, målt i fysiske størrelser (for eksempel g CO<sub>2</sub>), eventuelt karakterisert i ulike miljøpåvirkningskategorier (for eksempel g CO<sub>2</sub>-ekvivalenter).

Eventuelt kan man benytte normalisering og vekting av utslipp eller miljøpåvirkninger som en del av *tolkningen* av resultatene. Vektingsmodellene er basert på ulike prinsipper, men de mest vanlige er:

- 1) Avstand fra mål
- 2) Økonomisk verdsetting av miljøskader
- 3) Vekting basert på ekspertpanel.

For nærmere beskrivelse av aktuelle vektingsmetoder i LCA, vises til Magnussen m.fl. (1998). På lik linje med verdsetting av miljøgoder, er det ikke enighet om hvilke vektingsmetoder som er best. Det er derfor ofte vanlig praksis å benytte 2-3 ulike vektingsmodeller for å teste om konklusjonene endres.

I case studien er det ikke benyttet vektingsmodeller. Her vises resultatene direkte i form av fysiske miljøpåvirkninger, klassifisert i ulike miljøpåvirkningskategorier.

## 6 Spesifikke problemstillinger

### 6.1 Valg av energimodeller

Begge type analyser krever at man velger en modell for den energi som enten brukes eller blir erstattet i analysen.

#### Nytte-kostnadsanalyse

I nytte-kostnadsanalysen må vi bestemme hvilken (eller hvilke) energikilder som skal betraktes som den marginale. Den marginale energikilden er den med de høyeste marginalkostnadene, for elmarkedet betyr dette kraft fra den produsenten som har de høyeste produksjonskostnadene. For det integrerte nordiske elmarkedet er det vanlig å betrakte (dansk) kullkraft som den marginale energikilden, i hvert fall frem til 2005, da gass sannsynligvis vil overta (Bowitz og Dang Trong, 2000). Ved forbrenning av drikkekartonger kan man i mesteparten av tilfellene argumentere for at den energi som produseres erstatter elektrisitet. For de forbrenningsanlegg som produserer el er dette opplagt. For forbrenningsanlegg som produserer fjernvarme er dette riktig i de tilfellene hvor varmen brukes i anvendelser hvor elektrisitet fortrenses (for eksempel ved

oppvarming av boligbebyggelse). I noen tilfeller vil imidlertid fjernvarmen fortrenge olje, dette gjelder spesielt i industriell anvendelse. Som nevnt ovenfor utfør vi to alternative beregninger i case-prosjektet, et med dansk kullkraft som marginal energikilde og et med gasskraft.

### **LCA**

I en LCA velges ofte stedsspesifikke energimodeller hvis formålet er å kartlegge og beskrive et produktsystem. Stedsspesifikke modeller er ofte nasjonale gjennomsnittsmoeller, men kan også være basert på energi fra lokale energiprodusenter. I en endringsbasert analyse til bruk i produktutvikling eller i en kritisk sammenligning av ulike systemer, så vil ofte både marginale energibærere og stedsspesifikke energibærere legges inn i modellen for å kartlegge betydningen av ulike energiforhold. I case-studien for plastgjenvinning er det forutsatt at energigjenvinningen utnyttes som varme og erstatter olje med 100% energiutnyttelse. Dette er realiteten for de energigjenvinningsanleggene som er vurdert (varmen benyttes i industri som erstatning for oljekjel).

## **6.2 Inkludering av arbeidskraft i analysene**

### **Nytte-kostnadsanalyse**

I en nytte-kostnadsanalyse av et miljømessig begrunnet tiltak vil det være naturlig å forutsette at alternativkostnaden for arbeidskraften er markedslønnen, dvs. at det ikke er knyttet noen eksterne effekter e.likn. til bruken av arbeidskraft. De fulle kostnadene vil dermed være inkludert i de bedriftsøkonomiske kostnadene for drift og vedlikehold av de forskjellige innsamlingsordningene. I en situasjon med høy arbeidsledighet, og hvor tiltaket også forventes å ha en effekt på sysselsetningen, vil det være mer korrekt å bruke den såkalte reservasjonslønnen (verdien av den fritid de arbeidsledige mister ved å begynne i arbeid). I analysen av drikkekartonger har vi valgt å bruke markedslønnen, og ikke ta hensyn til om et alternativ skaper flere arbeidsplasser enn de øvrige.

### **LCA**

I en LCA inngår ikke faktorer som arbeidskraft da dette ikke kan beregnes som fysiske miljøpåvirkninger.

## **6.3 Tidskostnader i husholdningene**

### **Nytte-kostnadsanalyse**

I nytte-kostnadsanalyser verdsettes den tid som brukes i husholdningene til rengjøring og sortering av forskjellige avfallsfraksjoner, se for eksempel Bruvoll (1998) og Radetzki (1999). Denne verdsettingen av arbeid i husholdningene er blitt kraftig debattert. Ut fra et økonomisk ståsted er det imidlertid u diskutabelt at disse kostnader skal tas med i analysen, men størrelsen kan diskuteres, dvs.

hvilken timesats den medgåtte tiden skal verdsettes med<sup>5</sup> og hvor stor innsatsen er i forhold til å la alt søppel gå i restavfallet. Verdsetting av tid utgår fra prinsippet om at all tid har en alternativverdi<sup>6</sup>. Å verdsette tidsbruken i husholdningene betyr ikke at en ikke kan pålegge husholdningene å bruke tid på kildesortering – hvis miljøgevinsten ved kildesortering er stor nok vil det være samfunnsøkonomisk lønnsomt at folk bruker tid på dette.

Motstandere mot verdsetting av tiden som går med i husholdningene hevder ofte at innsatsen er frivillig og at mange sorterer søppel med glede fordi man gjør en positiv innsats for miljøet. Dette betyr egentlig at arbeidsinnsatsen uttrykker individets betalingsvillighet for renere miljø.

## LCA

I en LCA inngår ikke tidskostnader da dette ikke kan beregnes som fysiske miljøpåvirkninger.

# 7 Resultatene fra de to case studiene

## 7.1 Drikkekartonger

En grundig beskrivelse av nytte-kostnadsanalysen finnes i Ibenholt og Lindhjem (2002), og her skal vi nøye oss med å kun presentere resultatet av hovedanalysen og noen alternative beregninger.

Med hensyn tatt til arbeidsinnsatsen i husholdningene, vurdering av miljøkostnadene i samsvar med ECON (2000b), kullkraft som marginal energikilde og en skyggepris på tømmer som tilsvarer en verneandel lik Sverige presenteres resultatene fra nytte-kostnadsanalysen i tabell 7.1. Som sees er det mest kostnadseffektive behandlingsalternativet forbrenning med utnyttende av energien. Uansett hvordan drikkekartongene samles inn er materialgjenvinning til dels betydelig mer kostbart enn de så kalte tradisjonelle behandlingsalternativene. Den høyeste kostnaden for gjenvinningssystemet er kostnadene som oppstår i materialselskapet Norsk Returkartong<sup>7</sup>, hvor mer enn 2000 kr pr. tonn drikkekartong brukes til administrasjon av systemet, inkludert annonsering og et millionlotteri.

---

<sup>5</sup> Eksempel på verdsetting er å bruke faktisk lønnsinntekt pr. time før skatt hvis den brukte tiden fortrenger innteksbringende aktivitet (dvs. arbeidstid) alternativt lønn etter skatt hvis tiden ville blitt brukt til fritid.

<sup>6</sup> Husholdningsarbeid, som kildesortering kan sies å sortere under, er et arbeid som mange er villige til å betale noen annen for å gjøre, alternativt investere i tidsbesparende utstyr (vaskemaskiner o.lkn.).

<sup>7</sup> Norsk Returkartong har til oppgave å administrere innsamling og gjenvinning av drikkekartonger i Norge. Kostnadene i selskapet fordeles på drift av selskapet, annonsering, kjøp av drikkekartonger fra de som samler inn og salg av kartongene til gjenvinner. Ettersom selger av innsamlede og sorterte kartonger oftest krever mer betalt enn kjøper (dvs. gjenvinner) må Norsk Returkartong subsidiere hvert tonn drikkekartong som går til gjenvinning med mellom 200 og 700 kr, og i vår analyse har vi antatt at subsidien er på 500 kr pr. tonn.

I 1999 ble 7,200 tonn drikkekartonger gjenvunnet, og på grunnlag av tonnkostnadene i tabell 7.1 har vi beregnet at denne aktiviteten kostet samfunnet omtrent 30 millioner kroner. Av de drikkekartonger som ble innsamlede for materialgjenvinning ble 87 prosent hentet hos husholdningene, og av disse var omtrent tre fjerdedeler blandet med annet papir mens resten ble hentet som en egen fraksjon. De resterende 13 prosenten ble samlet inn i bringesystemer. For restavfall ble 42 prosent deponert og 52 prosent energigjenvunnet. Den totale kostnaden for gjenvinningssystemet er estimert ut i fra disse andelene. Materialgjenvinningen er beregnet å koste 46,9 millioner kroner, mens de kostnader som unngås ved gjenvinning (dvs. unngått deponering, forbrenning og bruk av papirmasse fra jomfruelig tømmer) er lik 17,1 millioner kr. Dette gir en netto kostnad på nærmere 30 millioner kroner.

Transport er kun oppgitt for gjenvinningsalternativet ettersom transportkostnadene ved innsamling og behandling av restavfall er inkludert i driftskostnadene. Ved bruk av jomfruelig råvare i produksjonen av papir er transportkostnaden inkludert i den prisen som papirprodusenten betaler.



Tabell 7.1 Resultat fra nytte-kostnadsanalysen av drikkekartonger. Kr pr. tonn.  
1999

	Deponi	Restavfall		Materialgjenvinning		
		Forbrenning	Energi- utnyttning	Hentesystem		Bringesystem
				Blandet	Separat	
<b>Husholdningene</b>				<b>1 468</b>	<b>1 468</b>	<b>1 809</b>
Tidsbruk				865	865	1033
Bruk av vann og bil				603	603	776
<b>Innsamling og viderebehandling</b>	<b>716</b>	<b>716</b>	<b>716</b>	<b>3 124</b>	<b>1 519</b>	<b>1 664</b>
Innsamling	716	716	716	884	884	1 352
Sentral sortering				2 240	635	312
<b>Sluttbehandling</b>	<b>1 652</b>	<b>1 305</b>	<b>1 045</b>			
Driftskostnader	572	635	835			
Miljøkostnader	1 080	670	210			
<b>Gjenvinning</b>				<b>2 454</b>	<b>2 454</b>	<b>2 454</b>
Transport				275	275	275
Norsk Returkartong				2 142	2 142	2 142
Miljøkostnader <sup>1</sup>				37	37	37
<b>Total kostnad</b>	<b>2 368</b>	<b>2 021</b>	<b>1 761</b>	<b>7 046</b>	<b>5 441</b>	<b>5927</b>
<b>Alternativ produksjon</b>			<b>750</b>	<b>763</b>	<b>763</b>	<b>763</b>
Vernekostnad tømmer				37	37	37
Ressurskostnad <sup>2</sup>			400	500	500	500
Miljøkostnader <sup>3</sup>			350	226	226	226
<b>Samfunns-økonomisk kostnad</b>	<b>2 368</b>	<b>2 021</b>	<b>1 011</b>	<b>6 283</b>	<b>4 678</b>	<b>5 164</b>

<sup>1</sup> Miljøkostnader ved produksjon av papir basert på gjenvunnet materiale, tall hentet fra Ibenholt (1999)<sup>2</sup> Dette er henholdsvis kostnaden for 3.3 MWh elektrisitet fra Danmark, og kostnaden for masse basert på jomfruelig tømmer inkl. transportkostnaden.<sup>3</sup> Miljøkostnader ved henholdsvis produksjon av kullkraft (kun CO<sub>2</sub>-utslipp) og produksjon av papir basert på jomfruelig materiale, hvor de siste er hentet fra Ibenholt (1999)

### Alternative beregninger

Det ble også gjennomført en del alternative beregninger av kostnadene hvor vi endret en del av forutsetningene. Resultatene av disse beregningene er presentert i tabell 7.2.

I alternativet *høye miljøkostnader* brukes de høyeste kostnadsestimatene fra ECON (2000b). De viktigste forskjellene for forbrenning er verdsettingen av

partikler, krom og dioksin. For deponering består forskjellene fremst i verdsettingen av metan, krom og bly, og valg av diskonteringsrate. I hovedalternativet brukes en diskonteringsrate lik 3,5 prosent, mens det i dette alternativet brukes 0 prosent, hvilket betyr at man ikke diskonterer miljøskader som skjer i framtiden. For jomfruelig tømmer brukes en skyggepris som korresponderer med vern av 15 prosent av total skogareal, hvilket er lik 190 kr pr. tonn drikkekartong som erstatter jomfruelig tømmer.

I *ny teknologi* alternativet forutsettes det at forbrenningen skjer i anlegg som bruker den beste tilgjengelige teknikken, i dette tilfelle representert av et Energoss anlegg. Deponiet er forutsatt å være bunntett og samle inn 50 prosent av deponigassen. Sorteringskostnaden for drikkekartonger er lik uansett om drikkekartongene er samlet inn separat eller sammen med annet papir. Til slutt er det forutsatt at den marginale energikilden er gass. Med dagens teknologi, slipper gasskraftverk ut omtrent 0,22 tonn CO<sub>2</sub> pr. MWh og 0,65 kg NO<sub>x</sub>.

I alternativet *høye råmaterialpriser* brukes samme tall som i hovedalternativet, unntatt for jomfruelig tømmer som er antatt å ha en pris lik 1.175 kr pr. tonn (1 ton drikkekartonger er antatt å erstatte 0,85 tonn jomfruelig tømmer, hvilket betyr at 1.175 kr pr. tonn tømmer er lik 1.000 kr pr. ton drikkekartong).

I alternativet *ingen tidskostnader* forutsettes det at den tiden som brukes i husholdningene til vask og sortering ikke har noe alternativverdi, dvs. at kostnaden er lik 0 kr. Det forutsettes også at man kun bruker kaldt vann ved vask av kartongene. Den eneste kostnaden i husholdningene oppstår da ved bringesystemer hvor det er forutsatt at 10 prosent av bilreisene til gjenvinningsstasjonene skjer uten annet ærend.

I alternativet *beste case for gjenvinning* brukes høye miljøkostnader, gammel teknologi for deponi og forbrenning, ny teknologi for sortering av papir, høye priser for jomfruelig masse og ingen kostnader, bortsett fra for transport, i husholdningene.

I alle de alternative beregningene har energigjenvinning de laveste samfunnsøkonomiske kostnadene, og de høyeste kostnadene oppstår ved enten blandet hentesystem eller bringesystem for materialgjenvinning. Det er kun i det siste alternativet, "beste case for gjenvinning" som materialgjenvinning har lavere kostnad enn deponering, mens forbrenning uten energiutnyttelse har omtrent de samme kostnadene som begge hentesystemene.

*Tabell 7.2 Alternative beregninger av samfunnsøkonomisk kostnad ved behandling av drikkekartonger. Kr pr. tonn. 1999.*

	Deponi	Forbrenning	Energi- utnyttelse	Blandet henting	Separat henting	Bringe- system
Høye miljøkostnader	3 554	2 176	1 443	5 901	4 296	4 782
Ny teknologi	1 551	2 021	1 076	4 053	3 852	4 573
Høye råvarepriser	2 368	2 021	1 471	5 783	4 178	4 664
Ingen tidskostnader	2 368	2 021	1 471	4 815	3 210	3 528
Beste case for gjenvinning	3 554	2 176	1 798	2 293	2 093	3 275

### Sammenligning med LCA

For å sammenligne nytte-kostnadsanalysen av drikkekartonger med en standard LCA har vi i tabell 7.3 stilt opp de momenter som vill inngå i en LCA, dvs. miljø- og transportkostnadene. Oppstillingen er ikke fullstendig ettersom det ikke er mulig å skille transportdelen fra de totale driftskostnadene ved innsamling, levering av restavfall til sluttbehandling og levering av jomfruelig masse. Beregningene er gjort både med bruk av normale (dvs. de mest sannsynlige) og høye miljøkostnader. For energigjenvinning har vi også sett på henholdsvis kull og gass som marginal.

Ved bruk av normale miljøkostnader er energigjenvinning som erstatter kullkraft det beste alternativet, mens gjenvinning, hvor drikkekartongene hentes ved husholdningene er det beste alternativet om gass er den marginale energikilden. Dette resultatet stemmer godt overens med flere LCA av gjenvinningssystemer, i hvilke resultatet ofte avhenger av valg av alternativ energikilde, se for eksempel Finnveden og Ekvall (1998). Ved bruk av høye miljøkostnader, er samtlige materialgjenvinningsalternativ mer miljøvennlige enn øvrige alternativer.

*Tabell 7.3 Miljø- og transportkostnader i nytte-kostnadsanalysen av drikkekartong. Kr. pr. tonn. 1999.*

Miljøkostnader	Deponi	Forbrenning	Energiutnyttelse	Hentesystem	Bringesystem
Normale	1 080	670	-140/-75	-126	129
Høye	2 256	825	292/7	-508	-335

## 7.2 Plast

En grundig beskrivelse av livsløpsanalysen finnes i Raadal m.fl. (2001). Denne studien viser også samfunnsøkonomiske beregninger av de samme systemene basert på de gjennomførte livsløpsvurderingene. Her gis kun en presentasjon av resultatene fra selve livsløpsvurderingene i form av netto miljønytte.

For netto miljønytte er det valgt å presentere følgende miljøpåvirkninger:

- Forbruk av primærenergi
- Drivhuseffekt
- Forsuring

Miljøpåvirkningene presenteres for følgende aktiviteter i plastens livsløp:

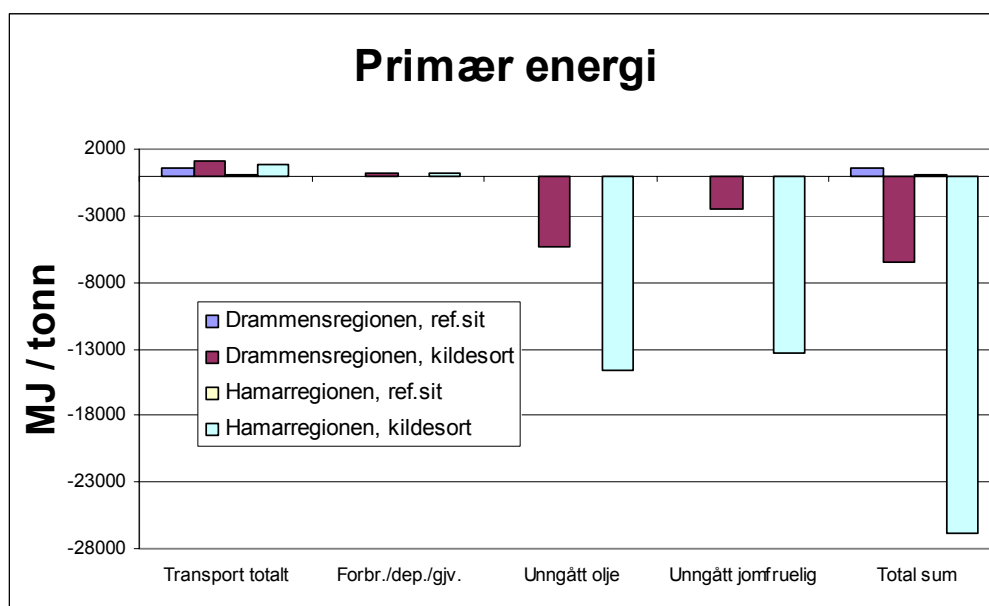
Aktivitet	Beskrivelse
Transport totalt	Alt transportarbeid som utføres for å forflytte plasten.
Avfallshåndtering (forbr./dep./gjev.)	De aktuelle håndteringsalternativene deponering, forbrenning, material- og energigjenvinning av plastemballasjeavfall som inngår i de ulike systemene.
Unngått olje	Kreditering 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.

### 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 7.1 viser primær energi i MJ per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.

Figur 7.1 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 (henholdsvis 80 og 72 prosent) 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, 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

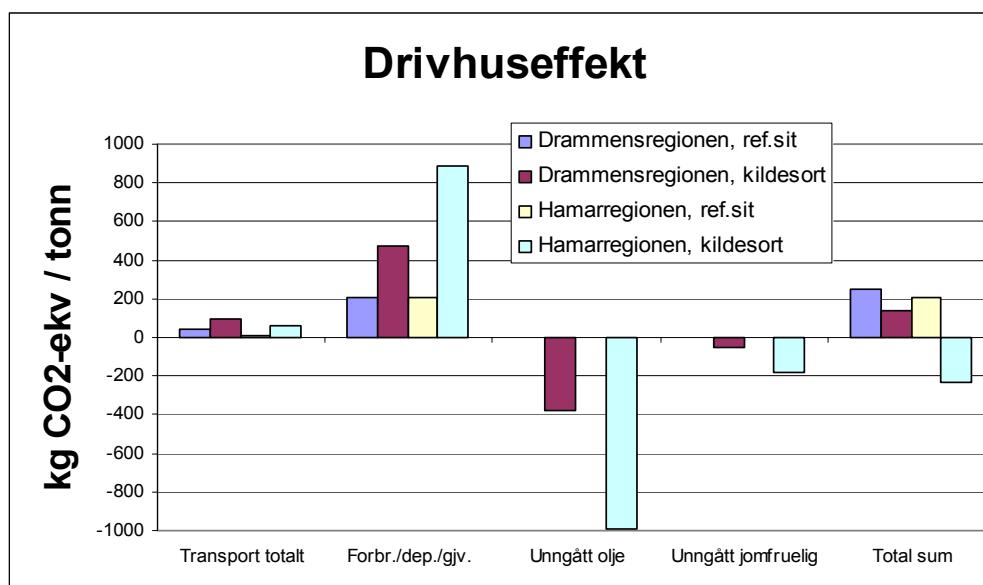
returpunktene blir mer effektiv, vil dette medføre betydelig mindre forbruk av primær energi fra disse aktivitetene og forskjellen mellom systemene vil bli mindre. Men det presiseres at transporten gir lite bidrag til det totale miljøregnskapet.

### Drivhuseffekt

Figur 7.2 viser bidrag til drivhuseffekt i kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen fordelt på de ulike trinn i livsløpet.

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.

Figur 7.2 Drivhuseffekt for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



I begge systemene går størsteparten av det innsamlede materiale 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 CO<sub>2</sub>-ekvivalenter enn innsamling med

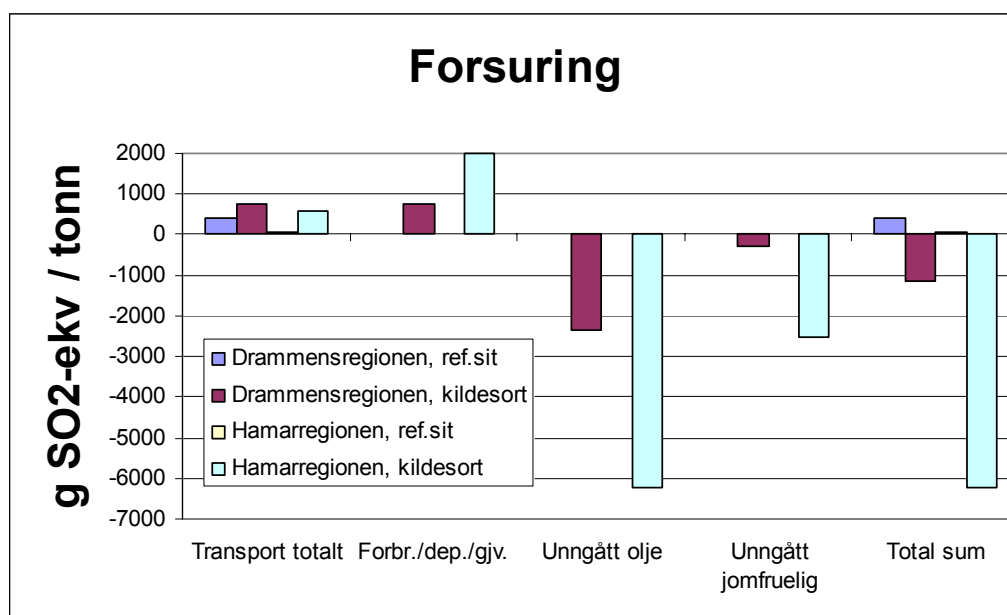
hentesystem (Hamar), først og fremst på grunn av mer effektivt innsamlingssystem.

### Forsuring

Figur 7.3 viser bidrag til forsuring i g SO<sub>2</sub>-ekvivalenter per tonn plast for referansesystemene og kildesorteringssystemene i Drammen og Hamar fordelt på de ulike trinn i livsløpet.

Av figur 7.3 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").

Figur 7.3 Forsuring for referanse- og kildesorteringssystemene i Drammens- og Hamarregionen.



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 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), først og fremst på grunn av mer effektivt innsamlingssystem.

### **Konklusjoner**

- 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”.
- Transport bidrar i liten grad til de totale miljøbelastningene i systemene.
- Dersom man tar høyde for ekstra nytte ved at plast kan materialgjenvinnes flere ganger for til slutt å bli energigjenvunnet, vil dette medføre ytterligere økt miljønytte, totalt sett, for kildesorteringssystemene (Nyland m.fl. 2001).

## **8 Likheter og ulikheter i de to tilnærmingene**

### **8.1 Generelt for metodene**

Nytte-kostnadsanalyser gjennomføres av myndigheter for å identifisere de for samfunnet mest lønnsomme investeringene eller tiltak. Så mange påvirkninger som mulig uttrykkes (eller vektet) i kroner. Det er imidlertid viktig å være klar over at det alltid vil være effekter av investeringer og tiltak som ikke lar seg verdsette i kroner. Kostnadene i en nytte-kostnadsanalyse består av bedriftsøkonomiske kostnader og såkalte eksterne kostnader. De eksterne kostnadene kan internaliseres i de bedriftsøkonomiske ved hjelp av avgifter o.likn. Hvis det ikke finnes noen gjenværende eksterne kostnader (dvs. ikke internaliserte) gir de bedriftsøkonomiske kostnadene en mest mulig korrekt bilde av samfunnets nytte av prosjektet/tiltaket, men hvis dette ikke er tilfelle, må de eksterne kostnadene beregnes.

En LCA beregner *ikke* bedriftsøkonomiske eller interne kostnader. LCA brukes til dokumentasjon eller identifisering av miljøbelastninger for produkter eller produktsystemer for hele deres livsløp. Basert på en grundig kartlegging av alle trinnene i livsløpet, beregnes og dokumenteres de miljømessige påvirkningene. I tillegg kan det gjennomføres vektning av de ulike miljøpåvirkningene, og det finnes ulike metoder for dette. I LCA kan vektingsmodeller være basert på følgende prinsipper: ”avstand fra mål”, ”betalingsvillighet” eller ekspertpanel. LCA kan også vektet ved bruk av spesifikke miljøkostnader, på tilsvarende måte som eksterne kostnader beregnes i nytte-kostnadsanalyser.

I en miljørelatert nytte-kostnadsanalyse kartlegges direkte utslipp og energiforbruk som brukes eller oppstår i det aktuelle prosjektet eller tiltaket. I LCA kartlegges i tillegg utslipp og energiforbruk som skal til for å produsere de



materialene og den energien som inngår på hvert trinn. I nytte-kostnadsanalyse gjøres en slik vurdering kun hvis det er grunn til å tro at prisen for disse godene ikke gir korrekt informasjon om miljøeffektene ved produksjonen.

Begge metoder mangler gode metoder for vurdering av biologisk mangfold eller biodiversitet. I de tilfeller hvor man regner med at et prosjekt eller tiltak vil ha merkbare effekter for biodiversitet skal nytte-kostnadsanalysen kompletteres med en kvalitativ beskrivelse av disse effektene.

I en LCA velges steds spesifikk (kan være landsgjennomsnitt) eller marginal energimodell, avhengig av formålet med analysen. I en nytte-kostnadsanalyse benyttes fortrinnsvis en marginal energimodell.

## 8.2 Spesifikt for case prosjektene:

I nytte-kostnadsanalysen av drikkekartong sammenlignes flere alternative behandlingsmåter, ut i fra gjennomsnittstall for hele landet. De totale kostnadene gitt dagens innsamlingsnivåer beregnes fra disse. Studien kan dermed si noe om den gjennomsnittlige samfunnsnyten for ulike behandlingsalternativ i Norge.

I LCA av plast analyseres to innsamlingsystemer i to regioner i Norge, dvs. miljønytte ved plastinnsamling og behandling i Drammens- og Hamarregionen. Studien sier noen om miljøeffektiviteten ved transport- og sorteringsaktivitetene, samt ved de behandlingsmetodene som brukes i dag. Dette kan gi innspill til å synliggjøre hvilke aktiviteter som bidrar mest til miljønytte eller -belastninger, noe som videre kan benyttes til å optimalisere gjenvinningssystemene. Samtidig vises at transport generelt har liten betydning for systemenes totale miljønytte.

For begge case prosjektene gjelder et de

- analyseres med utgangspunkt i en gitt mengde, dvs. et tonn avfall av henholdsvis plast og drikkekartong.
- inkluderer materialgjenvinning og annen avfallsbehandling (forbrenning og deponering).
- tar hensyn til det produktet eller den energien som blir erstattet gjennom gjenvinnings-prosessen, dvs. den alternative måten å produsere produktet eller energien på.

Således skulle denne problemstillingen gi et godt utgangspunkt for sammenligning av resultatene.

Prosjektene skiller seg imidlertid i bruk av datakilder. I LCA-prosjektet innhentes detaljerte stedsspesifikke data for potensielle miljøbelastninger og energi. I nytte-kostnadsanalysen av drikkekartong brukes gjennomsnittstall baserte på oppgaver fra hele landet. Datakvaliteten for de to case-prosjektene er derfor av ulik karakter. Litteraturdata fra flere forskjellige kilder betyr at de inneholder ulike forutsetninger og har ulik kvalitet.

### 8.3 Oppsummering

Forskjeller i resultater mellom de to metodene kommer av at det vil være forskjellig utgangspunkt for innhenting av data og setting av systemgrenser.

I nytte-kostnadsanalysen er utgangspunktet for analysen samfunnsøkonomiske verdier uttrykt i kroner. Målsettingen er å vurdere bruken av alle ressurser i samfunnet, hvorpå disse adderes til en total kostnad. De samfunnsøkonomiske verdiene består dels av direkte observerbare kostnader, som oftest er det samme som de bedriftsøkonomiske, og mindre observerbare, eller eksterne kostnader<sup>8</sup>, for eksempel miljøpåvirkning. De eksterne kostnadene knyttet til miljøet bestemmes ved å kartlegge de enkelte miljødata og finne frem til en mest mulig heldekkende verdsetting av disse. Verdsettingen er oftest basert på de effekter, eller skader, utslippene og inngrepene har først og fremst på menneskers helse, men også på materialer, avlinger og naturen selv.

I LCA samles data fra alle innsatsfaktorer (inkl. råvareproduksjon og energiproduksjon), og miljøpåvirkninger beregnes for alle deler av livsløpet. Det er de *potensielle* miljøpåvirkninger som beregnes, og de miljøskadelige elementer regnes som likeverdige uavhengig av hvor de oppstår. De ulike miljøpåvirkningene kan i tillegg vektet opp mot hverandre ved bruk av samfunnsvitenskapelige metoder, og presenteres som en monetær verdi eller som en faktor som viser systemets avstand fra politiske målsettinger.

En livsløpsanalyse vil ikke kunne erstatte en nytte-kostnadsanalyse, og vise versa. Til det har metodene alt for ulike formål. En viktig tilnærming vil imidlertid kunne være å i større grad basere de miljømessige delene i en samfunnsøkonomisk analyse på de oftest mer detaljerte livsløpsanalysene.

---

<sup>8</sup> Observere at disse kostnadene kan være både negative (dvs. utgjøre en nytte) og positive.

## Referanser

- Bruvoll, A. (1998): The costs of alternative policies for paper and plastic waste, Rapport 98/2, Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Bruvoll, A., B. Halvorsen and K. Nyborg (2000): Household sorting of waste, Economic Survey 4, 26-35, Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- ECON (2000b): Miljøkostnader ved avfallsbehandling. Rapport 85/00, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (1995): Verdsetting av eksterne virkninger ved avfallsbehandling, Rapport 301/1995, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (1996): Verdsetting av eksterne virkninger av forsøpling fra emballasje, Rapport 9/96, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (1997a): Miljøkostnader ved plastavfall. Rapport 31/1997, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (1997b): Pricing hazardous substance emissions. Rapport 63/1997, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (2000a) Kommunale kostnader ved innsamling av returpapir. Rapport 38/2000, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- ECON (2000b): Miljøkostnader ved avfallsbehandling. Rapport 85/00, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.
- Finnveden, G. and T. Ekvall (1998): Life-Cycle Assessment as a Decision-Support Tool – The Case of Recycling vs. Incineration of Paper, *Resources, Conservation and Recycling* 24, 235-256.
- Gilhuus Johansen (1998)
- Grønn, E. (1991) Nyttekostnadsanalyse, Bedriftsøkonomenes Forlag.
- Hardin, G. (1968): The Tragedy of the Commons”, *Science*, 162, 1243-1248.
- Ibenholt, K. og H. Lindhjem (2002): Cost benefit analysis of beverage cartons. ECON Working Paper 12/02, Oslo.
- Magnussen, K., A. Rønning og H. Møller (1998): Vekting i LCA. Stiftelsen Østfoldforskning OR 11.98, Fredrikstad.
- NOU (1998:16): Nytte-kostnadsanalyser, Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor, Finans- og tolldepartementet.

- Nyborg, K. (1997) "Verdsetting av miljøgoder", i Brekke, K. A., Ø. Lone og T. Rødseth (red.) Økonomi og Økologi : Verktøy for en bærekraftig politikk, Gyldendal
- Nyland, C. A., H.L. Raadal, O.J. Hanssen og I.S. Modahl (2001): How LCA is Used for Assessment of Waste Management Systems, Including a Model Allowing for Recycling of Materials Several Times. Arbeidsnotat STØ, Sendt til referee (International Journal of LCA).
- Pearce, D. (1993): Economic Values and the Natural World, Earthscan, London.
- Raadal, Hanne L., von Krogh, Lars, Nyland, Cecilia A., Hanssen, Ole Jørgen (2001): Miljø- og samfunnsøkonomisk vurdering av håndtering av plastemballasjeavfall fra husholdninger i Hamar- og Drammensregionen. Stiftelsen Østfoldforskning OR 24.01, Fredrikstad.
- Radetzki, M. (2000): Fashions in the treatment of packaging waste: An economic analysis of the Swedish producer responsibility legislation, Multi-Science Publishing Co Ltd, UK.
- St. meld. nr 24 (2000-2001): Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand, Stortingsmelding nr. 24, Miljøverndepartementet.
- Tilman, A-M. (1999): Significance of decision-making for LCA Methodology, *Environmental Impact Assessment Review*.
- TØI (1999): Marginale kostnader ved transportvirksomhet, TØI rapport 464/1999, Transportøkonomisk institutt, Oslo.
- Vennemo, H. (1995): *Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall*, Rapport 338/95, ECON Senter for økonomisk analyse, Oslo.