

Forurensende vareinnsats i samfunnsøkonomiske analyser

Kan livsløpsvurderinger bidra til å få kortene på bordet?

Erik Svendsen



Masteroppgave i samfunnsøkonomi

Økonomisk institutt

UNIVERSITETET I OSLO

Januar 2010

Sammendrag

I henhold til både utredningsinstruksen¹ og reglementet for økonomistyring² i staten er det et krav at det ved offentlige tiltak og prosjekter gjennomføres en samfunnsøkonomisk analyse for å kartlegge konsekvensene av det aktuelle tiltaket eller prosjektet (SSØ, 2009). For at både offentlige og private aktører enklere skal kunne gjennomføre slike analyser, har Finansdepartementet utarbeidet en egen veileder i samfunnsøkonomiske analyser (FIN, 2005), basert i stor grad på anbefalingene fra NOU 27 (1997). Veilederen gir en rekke operative råd og anbefalinger om hvordan man skal forholde seg til blant annet lønnsomhetsvurderinger, risikostyring, diskonteringsrater, skattekostnader og mer. Utgangspunktet for denne oppgaven er en problemstilling som ikke eksplisitt reises i veilederen; Hvordan skal man verdsette (den produserte) vareinnsatsen som benyttes for å realisere prosjektet når det kan antas at det har oppstått forurensende utslipp tidligere i produksjonsprosessen.

Den prisen varen omsettes for i et marked må antas å reflektere minimum de kostnadene produsenter og leverandører har hatt for å få varen frem til sluttbruker. Det er allikevel ikke åpenbart at det er denne prisen som bør inngå i en samfunnsøkonomisk analyse som et mål på den samfunnsmessige enhetskostnaden for bruk av varen. Det kan for eksempel tenkes at det gjennom foredling, produksjon og bruk av varen har oppstått skadelige utslipp som påfører det øvrige samfunnet kostnader, for eksempel i form av forsuring av elver eller forringelse av næringsgrunnlag, som markedsprisen ikke reflekterer. Slike negative eksterne virkninger er det viktig å ta hensyn til hvis man skal få frem de reelle kostnadene samfunnet står overfor ved å bruke den aktuelle vareinnsatsen. Samtidig er det klart at en rekke varer som produseres i dag er omfattet av et avgiftssystem som til dels er begrunnet med en korrigering av negative eksterne virkninger, og deler av prisen på varen vil i så fall ha en betaling for utslipp innbakt i seg.

¹ Se <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fad/dok/Lover-og-regler/reglement/2005/utredningsinstruksen.html?id=107582>

² Se http://www.regjeringen.no/Upload/FIN/Vedlegg/okstyring/Reglement_for_ekonomistyring_i_staten.pdf

Vi kan tenke oss et tilfelle der det eksisterer perfekte reguleringer på utslipp, for eksempel i form av korrigerende avgifter, som vil gi en innkjøpspris som reflekterer både produsentens og samfunnets kostnader. Da vil markedsprisen gi beslutningstakere den nødvendige informasjonen om alle kostnader knyttet til bruk av varen. Hvis vi derimot har grunn til å tro at slike reguleringer ikke er på plass, kan det være interessant for beslutningstakere å få informasjon om de faktiske skadelige utslippene forbundet med varen.

Det er flere måter å få frem informasjon vedrørende skadelige utslipp som følger av både bruk og produksjon av vareinnsats, men en ofte benyttet metode i de senere år for dette er livsløpsvurderinger (LCA). Livsløpsvurderinger er en metode som ser på hele livsløpet til et produkt: fra utvinning av råmaterialer, gjennom foredling og produksjon, til bruk og deponering eller resirkulering. Fordi det er en metode som aggregerer utslippstallene over alle disse prosessene, kan livsløpsvurderinger ha potensialet til å gi beslutningstakere bedre informasjon om utslipp knyttet til vareinnsatsbruken.

I denne oppgaven argumenterer jeg for at livsløpsvurderinger i enkelte tilfeller kan fungere som et nyttig supplement til fastsetting av kostnader knyttet til bruk av vareinnsats. Hvis det er fravær av optimalt satte reguleringer (i form av avgifter eller kvoteordninger) underveis i produksjonsprosessen, vil som nevnt markedsprisen på varen være misvisende. En livsløpsvurdering som kommuniserer informasjon om utslipp i alle produksjonsledd, i tillegg til informasjon om hvilke reguleringer som er på plass i de ulike produksjonsleddene, kan da gi den informasjonen som er nødvendig for å kunne korrigere for den misvisende markedsprisen. Ved å benytte allerede fastsatte avgifter (og ev. kvotepriser) på forurensende utslipp, samt utslippstallene fra en livsløpsvurdering, kan markedsprisen for vareinnsatsen suppleres med et anslag for den samfunnsøkonomiske verdien av forurensingen som er oppstått i produksjon av vareinnsatsen. Dette betinger imidlertid at en kun inkluderer de utslipp kartlagt gjennom livsløpsanalysen som ikke allerede er tilstrekkelig regulert gjennom avgifter, omsettelige utslippskvoter eller liknende. Mangler en informasjon om hvilke reguleringer som er på plass i de ulike produksjonsleddene, kan man derfor ikke uten videre bruke utslippstall fra en livsløpsvurdering i en samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse, fordi man da risikerer å dobbeltelle utslippskostnadene.

Forord

Denne oppgaven er skrevet i forbindelse med avslutningen av det toårige masterprogrammet i samfunnsøkonomi ved Universitetet i Oslo. Jeg ønsker å rette en stor takk til min veileder Karine Nyborg. Hennes kloke innspill og veiledning har vært til uvurderlig hjelp for utforming og skriving av denne oppgaven. Videre ønsker jeg å takke Mari for at hun er verdens beste, og lille Ludvig i magen hennes for nyttige spark underveis.

Eventuelle feil i denne oppgaven er kun mitt eget ansvar.

Oslo, januar 2010

Erik Svendsen

Innhold

SAMMENDRAG	I
FORORD.....	III
INNHold	V
1. INNLEDNING	1
2. SAMFUNNSØKONOMISKE ANALYSER.....	5
2.1 GENERELT OM SAMFUNNSØKONOMISKE ANALYSER	5
2.2 METODER FOR SAMFUNNSØKONOMISKE ANALYSER.....	6
2.3 RANGERING AV PROSJEKTER OG SAMFUNNSØKONOMISK LØNNSOMHET	6
2.4 INNSATSFAKTORER OG EKSTERNE VIRKNINGER	8
2.5 SEKTORSPESIFIKKE VEILEDERE	9
2.6 PRISSETTING AV INNSATSFAKTORER I SAMFUNNSØKONOMISKE ANALYSER	11
2.6.1 Kalkulasjonspriser	11
2.6.2 Avgifter og kvoter.....	14
2.6.3 Verdssetting av miljøgoder.....	17
3. LIVSLØPSVURDERINGER	19
3.1 LCA-HISTORIKK	19
3.2 METODIKK.....	20
3.2.1 Mål og omfang.....	23
3.2.2 Livsløpsregnskapsfasen.....	24
3.2.3 Livsløpseffektvurdering.....	26
3.2.4 Tolkning	28
3.3 NOEN PROBLEMER KNYTTET TIL LIVSLØPSVURDERINGER	28

3.4	OPPSUMMERING OG ØKONOMISK PERSPEKTIV PÅ LCA	29
3.4.1	<i>Produkt og livsløp vs. prosjekt</i>	30
3.4.2	<i>Monetær vektning vs. fysiske størrelser</i>	30
3.4.3	<i>Vektning i LCA</i>	31
4.	DRØFTING	33
4.1	<i>HVA ANBEFALES INKLUDERT I DAGENS VEILEDERE?</i>	33
4.2	<i>HVILKEN INFORMASJON LIGGER I MARKEDSPRISEN?</i>	34
4.3	<i>ULIKE AVGIFTSREGIMER OG PROBLEMET MED DOBBELTELLING</i>	36
4.4	<i>BØR LCA INNGÅ I SAMFUNNSØKONOMISKE ANALYSER?</i>	38
5.	EKSEMPEL PÅ SAMFUNNSØKONOMISK ANALYSE	43
5.1	<i>UTBYGGING AV FOLLOBANEN</i>	43
6.	KONKLUSJON	45
7.	KILDELISTE	47

Figurliste

<i>FIGUR 2.1 – AVGIFT SOM IKKE INTERNALISERER ALLE KOSTNADER</i>	16
<i>FIGUR 3.1 – MULIG LIVSLØP TIL ET PRODUKT</i>	21
<i>FIGUR 3.2 – STEG I EN LIVSLØPSVURDERING</i>	22
<i>FIGUR 3.3 – INN- OG UTSTRØMMER TIL ET PRODUKT</i>	24
<i>FIGUR 3.4 – EKSEMPEL PÅ FLYTSKJEMA</i>	25
<i>FIGUR 3.5 - INNVIRKNINGSKATEGORIER</i>	27
<i>FIGUR 4.1 – KOMPONENTER I INNKJØSPRISEN</i>	35
<i>FIGUR 4.2 – DELVIS AVGIFTSBELAGT PRODUKT</i>	36
<i>FIGUR 4.3 – INNKJØSPRIS OG UTSLIPPSKOMPONENTER</i>	38

Tabelliste

TABELL 2.1 – VALG AV KALKULASJONSPRIS13

TABELL 5.1 – CO2- UTSLIPP FRA BYGGING AV FOLLOBANEN.....43

1. Innledning

I henhold til både utredningsinstruksen³ og reglementet for økonomistyring⁴ i staten er det et krav at det ved offentlige tiltak og prosjekter gjennomføres en samfunnsøkonomisk analyse for å kartlegge konsekvensene av det aktuelle tiltaket eller prosjektet (SSØ, 2009). For at både offentlige og private aktører enklere skal kunne gjennomføre slike analyser har Finansdepartementet utarbeidet en egen veileder i samfunnsøkonomiske analyser (FIN, 2005), basert i stor grad på anbefalingene fra NOU 27 (1997). Veilederen gir en rekke operative råd og anbefalinger til hvordan man skal forholde seg til blant annet lønnsomhetsvurderinger, risikostyring, diskonteringsrater, skattekostnader og mer. Sentralt i gjennomføring av slike analyser er vektingen av de ulike fordelene og ulempene ved et prosjekt, og i mange tilfeller benyttes monetære verdier for å gjøre denne vektingen.

Utgangspunktet for denne oppgaven er en problemstilling som ikke eksplisitt reises i veilederen, og det er hvordan man skal prise den produserte vareinnsatsen som benyttes for å realisere prosjektet når det kan antas at det har oppstått forurensende utslipp tidligere i produksjonsprosessen. Umiddelbart kan det kanskje virke lite relevant å studere dette nærmere. Det er ikke urimelig å anta at all produsert vareinnsats omsettes i et marked til en kjent pris, så hvorfor skal man da komplisere en analyse ved ikke å benytte den kjente markedsprisen som kostnad for bruken av vareinnsats i en samfunnsøkonomisk analyse?

Den prisen varen omsettes for i et marked må antas å reflektere minimum de kostnadene produsenter og leverandører har hatt for å få varen frem til sluttbruker, men det er allikevel ikke åpenbart at det er denne prisen som bør inngå i en samfunnsøkonomisk analyse som den totale kostnaden i prosjektet for bruk av varen. Det kan for eksempel tenkes at det gjennom foredling, produksjon og bruk av varen har oppstått skadelige utslipp som påfører det øvrige samfunnet kostnader, for eksempel i form av forsuring av elver eller forringelse av næringsgrunnlag, som markedsprisen ikke reflekterer. Slike negative eksterne virkninger er det viktig å ta hensyn til hvis man skal få frem de reelle kostnadene samfunnet står overfor

³ Se <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fad/dok/Lover-og-regler/reglement/2005/utredningsinstruksen.html?id=107582>

⁴ Se http://www.regjeringen.no/Upload/FIN/Vedlegg/okstyring/Reglement_for_ekonomistyring_i_staten.pdf

ved å bruke den aktuelle vareinnsatsen. Samtidig er det klart at en rekke varer som produseres i dag er omfattet av et avgiftssystem som til dels er begrunnet med en korrigerende av negative eksterne virkninger, og deler av prisen på varen vil i så fall ha en betaling for utslipp innbakt i seg.

Problemstillingen min er derfor hvilken informasjon utover markedsprisen som kan og bør formidles for å få frem de faktiske kostnadene som bruken av vareinnsats i et offentlig prosjekt medfører, når det er knyttet negative eksterne virkninger til bruk og produksjon av varen. Vi kan tenke oss et tilfelle der det eksisterer perfekte reguleringer på utslipp, for eksempel i form av korrigerende avgifter, som vil gi en innkjøpspris som reflekterer både produsentens og samfunnets kostnader. Da vil markedsprisen gi beslutningstakere den nødvendige informasjonen om alle kostnader knyttet til bruk av varen. Men hvis vi har grunn til å tro at slike reguleringer ikke er på plass, kan det være interessant for beslutningstakere å få informasjon om de faktiske skadelige utslippene forbundet med varen. Det er flere måter å få frem informasjon vedrørende skadelige utslipp som følger av både bruk og produksjon av vareinnsats, men en ofte benyttet metode i de senere år for dette er livsløpsvurderinger. Livsløpsvurderinger er en metode som ser på hele livsløpet til et produkt: fra utvinning av råmaterialer, gjennom foredling og produksjon, til bruk og deponering eller resirkulering. Fordi det er en metode som aggregerer utslippstallene over alle disse prosessene kan livsløpsvurderinger ha potensialet til å gi beslutningstakere bedre informasjon om utslipp knyttet til vareinnsatsbruken, og metodikken til livsløpsvurderinger presenteres derfor i kapittel 3.

For å oppsummere de foregående avsnittene er problemstillingen min hvilken informasjon man bør gi beslutningstakere vedrørende produsert vareinnsatsbruk i en samfunnsøkonomisk analyse. Og et naturlig oppfølgingsspørsmål er da om livsløpsvurderinger er en metode som i større grad bør benyttes i samfunnsøkonomiske analyser for å kunne gi beslutningstakere et miljøregnskap over vareinnsatsbruken.

En samfunnsøkonomisk analyse har som formål å gi beslutningstakere relevant informasjon om prosjektet eller tiltaket de ønsker å få gjennomført. I kapittel 2 presenterer jeg det teoretiske grunnlaget for samfunnsøkonomiske analyser. Jeg ser på hvordan det er vanlig å rangere ulike prosjekter opp mot hverandre i henhold til ideen om samfunnsøkonomisk

lønnsomhet, før jeg diskuterer prissetting av vareinnsats. Sentralt i kapittelet er hvordan bruk av avgifter eller omsettelige kvoter skal kunne få frem den ”riktige prisen” på vareinnsatsbruk. Dette presenteres i avsnitt 2.6, hvor det også kort presenteres ulike metoder for verdsetting av miljøgoder - goder som ikke omsettes i et marked.

Samferdselssektoren er en sektor hvor det virker som om samfunnsøkonomiske analyser ofte har blitt benyttet, og det er også en sektor hvor bruken av vareinnsats kan antas å være høy. Jeg vil derfor se på hvilke anbefalinger metodehåndbøkene for samfunnsøkonomisk analyse til Jernbaneverket og Statens vegvesen gir i forhold til eksterne virkninger på vareinnsatsbruk i avsnitt 2.5. For å kunne bygge vei eller jernbane er man avhengig av en rekke fysiske produkter, og det er derfor interessant å se på denne sektoren og hva som anbefales i forhold til bruk av vareinnsats i anleggsfasen. I kapittel 5 ser jeg derfor også på hvordan anbefalingene i veilederne følges opp i praksis i en analyse gjort i forbindelse med utredning om nytt dobbeltspor mellom Oslo S og Ski (Follobanen), hvor CO₂-utslipp fra anleggsfasen ble forsøkt kartlagt.

Før jeg ser på analysen av utbyggingen av Follobanen, vil jeg i kapittel 4 drøfte hvilken informasjon som bør og kan formidles til beslutningstakere. Der vil jeg også se om det på noen måte er hensiktsmessig å inkludere livsløpsvurderinger i samfunnsøkonomiske analyser. Drøftingen i kapittel 4 leder opp til min konklusjon i kapittel 6, hvor jeg konkluderer med at informasjonen man kan få ut av en livsløpsvurdering kan være relevant ved valg av vareinnsats, under visse forutsetninger. Først og fremst må det være et fravær av optimalt satte avgifter underveis i produksjonsprosessen for varen for at markedsprisen på varen skal være misvisende, og dette fraværet må være kjent. Er det det, vil livsløpsvurderinger kunne gi informasjon om utslipp oppstått i de avgiftsfrie produksjonsleddene, og på den måten gi viktig informasjon i forhold til en ev. korrigerende kalkulasjonsprisen brukt i den samfunnsøkonomiske analysen.

2. Samfunnsøkonomiske analyser

I dette kapitlet vil jeg kort oppsummere de viktigste formene for samfunnsøkonomiske analyser slik de er presentert i blant annet Finansdepartementets veileder for samfunnsøkonomiske analyser (FIN, 2005). Jeg vil videre presentere hvordan man skal prise vareinnsats, og i avsnitt 2.6.2 ser jeg på avgifter og kvoter som et mulig virkemiddel for å korrigere for negative eksternaliteter. Negative eksternaliteter defineres i avsnitt 2.4.

2.1 Generelt om samfunnsøkonomiske analyser

I et samfunn vil det alltid være behov for å prioritere mellom ulike tiltak og prosjekter da de ressursene samfunnet har til rådighet er begrensede. Samfunnsøkonomiske analyser er en samlebetegnelse på flere metoder som har som mål å verdsette prosjekter ut fra de samlede positive og negative konsekvensene ved å gjennomføre et prosjekt eller tiltak. Hos senter for statlig økonomistyring (SSØ) heter det at: *”Hovedformålet med samfunnsøkonomiske analyser er å klarlegge og synliggjøre konsekvensene av offentlige tiltak og reformer for statlige virksomheter, brukere og andre berørte grupper før beslutninger fattes. Dette gjøres ved å framskaffe systematisk og mest mulig fullstendig og sammenlignbar informasjon om ulike nytte- og kostnadsvirkninger ved tiltakene”* (SSØ, 2009). I motsetning til en bedriftsøkonomisk investeringsbeslutning, hvor det er netto overskudd i kroner og øre igjen til bedriften etter en investering som avgjør om prosjektet er lønnsomt eller ikke, skal samfunnsøkonomiske analyser også inkludere kostnader og nytter som ofte ikke er direkte observerbare (omsettes ikke i et marked), og som ikke nødvendigvis har en gitt markedspris.

Den første som diskuterte en slik metode var ingeniøren Jules Dupuit i 1844 i artikkelen *”On the utility of public works”* hvor han diskuterte kostnader og nytte rundt byggingen av en ny bro (Johansson, 1993). Dupuit argumenterte for at nytten av broen ikke var ensbetydende med hva broen kunne generere av inntekter i form av en avgift for å passere broen, men med summen av betalingsvilligheten (også kjent som konsumentoverskuddet) til befolkningen som benytter broen (Johansson, 1993). At noe er samfunnsøkonomisk lønnsomt betyr i denne sammenheng at betalingsvilligheten for et prosjekt (i dette tilfellet en bro) er høyere enn alle kostnadene for å fremskaffe det (Nyborg, 2002). Samfunnsøkonomisk lønnsomhet diskuteres nærmere i avsnitt 2.3.

2.2 Metoder for samfunnsøkonomiske analyser

Det finnes flere metoder for å utføre samfunnsøkonomiske analyser avhengig av hva man ønsker å analysere og hvilken informasjon som er tilgjengelig. I Finansdepartementets veileder for samfunnsøkonomiske analyser (FIN, 2005) opereres det med tre hovedtyper samfunnsøkonomiske analyser; nytte - kostnadsanalyse (NKA), kostnadseffektivitetsanalyse (KEA) og kostnads- virkningsanalyse (KVA). Disse tre metodene presenteres kort under, og det kan være interessant å merke seg forskjellene på NKA og KVA i forhold til en videre diskusjon (kapittel 4) om hvordan livsløpsvurderinger kan inkluderes ulikt i disse metodene.

En nytte- kostnadsanalyse skal verdsette alle effekter av et prosjekt i kroner og øre så langt det lar seg gjøre (FIN, 2005), hvor betalingsvilligheten til hver person for å fremskaffe godet, eller krav til kompensasjon for frafall av et gode, vanligvis vektet likt (Nyborg, 2002). I forhold til min problemstilling vil det derfor i en ren NKA være nødvendig å vekte eventuelle utslippstall fra vareinnsats i kroner og øre.

Kostnadseffektivitetsanalyse ser på ulike tiltak som kan lede frem til et forhåndsbestemt nyttemål, og kartlegger alle disse tiltakene for å bestemme hvilket tiltak som er gunstigst for å oppnå det gitte målet (Nyborg, 2002).

En kostnads- virkningsanalyse forsøker å sette en kroneverdi på kostnadene ved et tiltak, men anerkjenner at det ofte er mange nytteeffekter som ikke lar seg verdsette i kroner. I motsetning til en NKA vil ikke en KVA nødvendigvis gi en rangering av de ulike tiltakene mot hverandre, men må i større grad baseres på tekstlige beskrivelser av konsekvensene ved de forskjellige tiltakene (Nyborg, 2002). I en slik analyse kan det tenkes at utslippstall fra vareinnsats kan formidles uten en monetær vektning. I praksis vil det ofte være en glidende overgang mellom metodene.

2.3 Rangering av prosjekter og samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Hvis vi tenker oss at en samfunnsøkonomisk analyse har konkludert med at broen til Dupuit (se avsnitt 2.1) er lønnsom for samfunnet, så betyr ikke det nødvendigvis at beslutningstakere bør velge å bygge broen. Det kan være en rekke andre samfunnsøkonomisk lønnsomme

prosjekter som konkurrerer om de samme midlene, og gitt at det er en beskranking på ressursene som er tilgjengelig, slik at ikke alle samfunnsøkonomisk lønnsomme prosjekter kan gjennomføres, må beslutningstakerne gjøre en rangering av prosjektene for å avgjøre hvilke som skal gjennomføres. En slik rangering kan bygges på forskjellige kriterier avhengig av hva beslutningstakerne mener er relevant, men et viktig innspill i en slik beslutningsprosess kan være å gjennomføre en samfunnsøkonomisk analyse⁵.

Hvis det skal være mulig å gjøre en eksplisitt rangering av prosjekter, er vi også avhengig av å ha en felles måleenhet for prosjektene. For en nytte- kostnadsanalyse, som har som mål å fastsette alle konsekvensene i kroner og øre, kan dette være gjennomførbart, men i en kostnads- virkningsanalyse, hvor man ikke behøver å veie alle konsekvenser i monetære størrelser, vil en ev. rangering måtte basere seg på en implisitt eller eksplisitt vektning av de ikke prissatte konsekvensene opp mot de prissatte (Nyborg, 2002).

Samfunnsøkonomisk lønnsomhet i nytte- kostnadsanalyser defineres i Finansdepartementets veileder (FIN, 2005) som "... at samfunnet som helhet er villig til å betale minst så mye som tiltaket koster", med en presisering om at "... selv om samlet betalingsvillighet er større enn de samlede kostnadene, er ikke det nødvendigvis det samme som at tiltaket er ønskelig for samfunnet." Ifølge veilederen er det tre grunner til dette. For det første er det ikke alle effekter hvor det er praktisk mulig eller ønskelig å sette en kroneverdi. For det andre er det svært strenge forutsetninger som skal ligge til grunn for å kunne si at betalingsvilligheten ved et tiltak måler velferden for tiltaket (mer om det under). Resultater fra en analyse må derfor tolkes med skjønn. Og for det tredje vil beslutningstakere også være opptatt av fordelingsvirkninger som følge av tiltaket.

Et annet interessant aspekt ved Finansdepartementets definisjon av samfunnsøkonomisk lønnsomhet er hvem som skal inkluderes i samfunnets villighet til betale for tiltaket. I veilederen er det nok tenkt at samfunnet er de partene som berøres av tiltaket, enten på lokalt eller nasjonalt nivå, men i forhold til bruk av vareinnsats er det ikke helt vilkårlig hvem sin nytte av prosjektet vi har i tankene. Hvis vareinnsatsen produseres i et annet land, og

⁵ Se FIN (2005) s.19 for en diskusjon av netto nåverdi per budsjettkrone.

produksjonen i det landet medfører for eksempel store lokale helseskader, er det da riktig å inkludere disse skadene i den samfunnsøkonomiske analysen? Jeg diskuterer dette litt nærmere i drøftingskapittelet.

2.4 Innsatsfaktorer og eksterne virkninger

For å produsere en vare vil det som regel være behov for flere innsatsfaktorer. Det kan dreie seg om råmaterialer i form av tre og metall, arbeidskraft for å operere maskiner, energi for å kunne benytte de samme maskinene, og lignende. En klassisk produksjonsfunksjon innen mikroøkonomien kan typisk fremstilles med de fire variablene for kapital, arbeidskraft, energi og materiale, se for eksempel Ayres m. fl. (1998), og i de aller fleste samfunnsøkonomiske analyser vil det være naturlig å måtte kartlegge og beskrive noen former for innsatsfaktorer. I Finansdepartementets veileder (FIN, 2005) skiller de mellom arbeidskraft og vareinnsats som innsatsfaktorer. Det er, som nevnt i innledningen, bruken av vareinnsats som er fokus i denne oppgaven.

Bruk og fremstilling av vareinnsats som kapital, energi og materialer vil ofte kunne ha eksterne negative effekter i form av forurensing, forsuring ol. En ekstern virkning oppstår når en aktørs konsum påvirker nytten til en annen aktør, uten at denne aktøren kompenseres for dette (se for eksempel Perman m. fl., 2003 s.134). Det eksisterer både positive og negative eksterne effekter. En negativ ekstern virkning kan for eksempel være når en bilist velger piggdekk fremfor piggfritt og ikke presenteres for den ekstra ulempen piggdekk medfører i forhold til veislitasje og forurensing. Et eksempel på en positiv ekstern effekt kan for eksempel være at din daglige treningsøkt virker positivt inn på din helsetilstand samtidig som det kan spare det offentlige for fremtidige helsekostnader, sparte kostnader som du ikke blir betalt for. Det finnes en rekke andre eksempler på eksterne effekter, men det er, som nevnt i innledningen, de negative eksterne effekter som er fokus i denne oppgaven. Dette har sammenheng med at jeg i kapittel 3 presenterer livsløpsvurderinger, som nettopp er en metode som kan tenkes å kunne kartlegge fysiske negative virkninger av vareinnsatsbruk.

Hvis en vare medfører negative eksterne virkninger i form av forurensende utslipp ved bruk, kan det være ønskelig fra myndighetenes side å korrigere dette for øke velferden, jf. diskusjonen om samfunnsøkonomisk lønnsomhet i avsnitt 2.3 over. Myndighetene har flere

virkemidler, for eksempel ved å innføre forbud mot bruk, innføre standarder for produksjon og bruk, eller gjennom avgifts- og skattesystemet for å sikre lavere konsum gjennom høyere pris. Hvordan avgifter og kvotehandel kan brukes til å korrigere for eksternaliteter presenteres i avsnitt 2.6.2, mens det i avsnitt 2.6.3 diskuteres hvordan man kan verdsette ikke omsettbare miljøgoder.

2.5 Sektorspesifikke veiledere

I de neste avsnittene vil jeg se på hvordan Jernbaneverkets (JBV) og Statens vegvesens (SV) veiledere i samfunnsøkonomiske analyser forholder seg til prissetting av eksterne effekter på vareinnsats. Eksterne effekter er som forklart i avsnitt 2.4, effekter som kan ha positive eller negative innvirkninger på natur eller mennesker uten at aktørene i økonomien blir stilt overfor dette i sine tilpasninger (i form av priser). I denne oppgaven er det de negative eksterne effekter i form av utslipp av forurensende stoffer jeg ser på, fordi det er her livsløpsvurderinger eventuelt kan supplere en samfunnsøkonomisk analyse, noe som diskuteres nærmere i drøftingskapitelet under.

Jeg velger å se på veilederne innen samferdselssektoren fordi denne sektoren ofte preges av større utbygginger med utstrakt bruk av fysiske innsatsfaktorer. Vareinnsats innen utbygging av samferdselsprosjekter kan typisk være bruk av stål til skinner, jern til betongarmering, asfaltering av veidekke, bruk av drivstoff og annen energi til anleggsmaskiner, dynamitt til sprengningsarbeid, og lignende. Disse innsatsfaktorene vil ofte gjennom sitt livsløp ha medført eksterne effekter i form av ulike forurensende utslipp. Det er i tillegg innen denne sektoren det virker som om majoriteten av samfunnsøkonomiske analyser har blitt utført.

I Jernbaneverkets metodehåndbok for samfunnsøkonomiske analyser (2006) står det at "...særaggifter begrunnet med korreksjon av eksterne virkninger inkluderes i operatørens og trafikantenes kostnader og føres som inntekt for staten". JBV er her i tråd med Finansdepartementets veileder (FIN, 2005) og anbefaler at særaggifter begrunnet med eksterne virkninger skilles ut fra prisen på produktet og vises for seg selv. Statens vegvesen har samme retningslinjer som JBV og anbefaler i sin metodehåndbok i konsekvensanalyser

(SV, 2006) at avgifter begrunnet ved eksterne effekter bokføres separat som "...kostnader for samfunnet for øvrig".

Ved utbyggingsprosjekter anbefaler JBV at man ikke tar med "... beregninger av miljøeffektene i utbyggingsfasen og i produksjonen av materiellet i et vugge til grav perspektiv." Unntaket er hvis miljøeffektene anses som betydelige. Da anbefales det at disse beskrives tekstlig (JBV, 2006: s. 91). Dette er også det samme som Statens vegvesen anbefaler. Medfører anleggsfasen spesielle kostnader knyttet til støy- eller luftforurensing, kan disse omtales (Statens vegvesen, 2006: s. 121,123).

I forbindelse med nasjonal transportplan (NTP) 2006-2015 ble det satt ned en tverretattlig styringsgruppe for å "...bringe klarhet i hva som er forskjellene mellom etatens virkningsberegninger, og om en trass i disse forskjellene kan gjøre sammenlikninger på tvers av sektorene". De sammenlignet metodebøkene til JBV, Statens vegvesen, Avinor (daværende Luftfartsverket) og Kystverket. I forhold til å kartlegge miljøkonsekvenser i anleggsfasen skrev NTP at disse normalt ikke ble anbefalt inkludert hos noen av etatene (NTP, 2001).

For å oppsummere, så er det p.t. ingen klare retningslinjer for om man skal inkludere uheldige virkninger på samfunnet forøvrig av produksjonen av vareinnsatsfaktorer som inngår i anleggsfasen i samferdselsprosjekter. For meg ser det ut til at det er opp til enten myndigheten som bestiller en samfunnsøkonomisk analyse å spørre spesifikt etter en slik analyse i kravspesifikasjonen, eller opp til den som utfører analysen å inkludere dette ved eget initiativ. Samtidig er det under denne fasen at man kan forvente at bruken av innsatsfaktorer, i hvert fall i form av materiale/vareinnsats, er størst. Det er heller ingen referanse til bruk av livsløpsvurderinger (presenteres i kapittel 3) som metode for kartlegging av skadevirkninger fra vareinnsatsen i veilederne. Én veileder hvor det faktisk anbefales å integrere livsløpsvurderinger, er de nordiske lands veileder for nytte- kostnadsanalyser innen avfallsektoren (TemaNord, 2007). Her anbefales det at man bruker livsløpsvurderinger for å vurdere de miljøeffektene avfallshåndtering har. En kort omtale av veilederen kommer i avsnitt 4.4.

2.6 Prissetting av innsatsfaktorer i samfunnsøkonomiske analyser

Et sentralt poeng i min problemstilling er hvordan man setter en pris på varer i samfunnsøkonomiske analyser, og hva denne prisen kan tenkes å gi av informasjon. I de følgende avsnittene presenteres derfor fastsettingen av kalkulasjonspriser (pris på innsatsfaktor i samfunnsøkonomisk analyse) i tillegg til avgifter og kvoter som et virkemiddel til å korrigere for negative eksterne virkninger.

2.6.1 Kalkulasjonspriser

Det ikke er mulig å måle den subjektive nytten eller velferden til et individ på noen objektiv sammenliknbar måte (Nyborg, 2002), og det å rangere offentlige prosjekter etter hvilke velferdsøkninger de har for innbyggerne kan derfor være vanskelig. Det betyr ikke at samfunnsøkonomiske analyser ikke kan si noe om hvem et prosjekt er til gunst eller ugunst for, eller noe om hvordan de ressursene som benyttes i et prosjekt kan ha en alternativ anvendelse. Alternativverdien, verdien av ressursene i beste alternative anvendelse, er sentralt innen samfunnsøkonomiske analyser, og jeg vil illustrere dette ved å gå gjennom et eksempel fra NOU 27 (1997, kapittel 4). Det er også sentralt i forhold til min problemstilling fordi det kan tenkes at markedsprisen ikke reflekterer den faktiske alternative verdien for bruken av vareinnsats, fordi den blant annet ikke reflekterer eventuelle markedssvikter (mer om det under).

I NOU 27 (1997) er alternativverdi av en ressurs beskrevet gjennom hvordan en bedrift tar investeringsbeslutninger. En bedriftseier antas å ønske å maksimere profitten til selskapet over tid, hvor profitten fremgår som inntekten selskapet har ved å selge sine varer og tjenester fratrukket de kostnadene for innsatsfaktorene som er nødvendige for å frembringe varen eller tjenesten. Så sant bedriften ikke har markedsmakt, tar den prisen på innsatsfaktorer og salgsprisen på sine varer og tjenester for gitt. Hvis det finnes et perfekt substitutt for innsatsfaktoren i markedet må markedsprisen reflektere alternativverdien, som da blir kalkulasjonsprisen på faktoren. Hadde de ikke produsert selv ville de kjøpt faktoren fra markedet, og hvis de produserer den selv kunne de alternativt solgt innsatsfaktoren i det samme markedet.

Produserer de derimot en innsatsfaktor som det ikke finnes alternativer til i markedet og dermed ikke en markedspris for, må kostnaden ved å frembringe innsatsfaktoren reflektere alternativverdien. De ressursene bedriften benytter for å fremstille varen kunne alternativt vært benyttet til annen markedsrettet produksjon, og denne alternativverdien av bruken av ressursene blir dermed kalkulasjonsprisen på produksjonen av vareinnsatsen. Et sentralt poeng med eksempelet er at kalkulasjonsprisene virker desentraliserende for beslutningstagere ved at ulike avdelingers maksimering av overskudd gitt gjeldende kalkulasjonsprisene, gir bedriften samlet sett det største overskuddet. Overfører vi eksempelet til et offentlig prosjekt, kan vi tenke oss at hvis vi har alle kalkulasjonspriser, og de er riktig satt, så har vi den informasjonen vi trenger for å kunne maksimere samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

Et viktig poeng ved fastsetting av kalkulasjonspriser, og i forhold til min problemstilling, er hva man gjør hvis det er en markedssvikt knyttet til vareinnsatsbruken som kalkulasjonsprisen ikke fanger opp. Negative eksterne virkninger er et eksempel på markedssvikt. I lord Nicholas Sterns "The economics of climate change" (2006) hevder han at utslippene av drivhusgasser er en markedssvikt i økonomien fordi de kostnadene samfunnet står ovenfor som følge av utslipp av drivhusgasser ikke har vært reflektert i prisene på utslipp av drivhusgasser. Lord Stern argumenterer altså for at markedssvikten i dette tilfellet er en negativ ekstern effekt av utslipp av drivhusgasser. Hvis slike markedssvikter ikke er inkludert i kalkulasjonsprisen, gis ikke beslutningstakere informasjon om den reelle kostnaden for samfunnet ved bruk av varen gjennom denne prisen.

Finansdepartementet har som nevnt utarbeidet en egen veileder (FIN, 2005) for å legge til rette for at gjennomføringen av samfunnsøkonomiske analyser skal bygge på like kriterier. Et sentralt poeng er hvilke priser man benytter seg av i en analyse. Hvis to analyser benytter ulike priser, kan det tenkes at de konkluderer ulikt. Et eksempel på et slikt problem ved prissetting, se NOU 27 (1997), er bruken av arbeidskraft. Arbeidstager ser på reell lønn som lønn etter skatt, mens arbeidsgiver ser på lønnskostnader som lønn inkludert skatt pluss arbeidsgiveravgift. To analyser som ikke benytter samme definisjon på lønnskostnader vil derfor nødvendigvis komme frem til ulike resultater fordi det er forskjell på produsent- og konsumentpris. Hvilken pris som benyttes på innsatsfaktorene må derfor følge de samme regler for å sikre konsistens. Både Finansdepartementets veileder (2005) og NOU 27 (1997)

diskuterer derfor en del hvordan fastsetting av kalkulasjonspriser skal gjøres, før de kommer med en operativ anbefaling, som er gjengitt i Tabell 2.1 under. Når det gjelder min problemstilling er det prisene på vareinnsats og hva disse prisene formidler som er det sentrale.

Tabell 2.1 – Valg av kalkulasjonspris

Innsatsfaktor	Offentlig enerettsproduksjon	Konkurransenutsatt produksjon
Arbeidskraft	Lønn inklusiv skatt og arbeidsgiveravgift mv.	Lønn inklusiv skatt og arbeidsgiveravgift mv.
Vareinnsats	Pris eksklusiv toll og avgifter, men inklusiv avgifter som er begrunnet med korreksjon for eksterne virkninger	Pris med tilsvarende avgifter som i konkurrerende produksjon

I NOU 27 (1997) deles offentlig produksjon inn i henholdsvis enerettsproduksjon og konkurranseutsatt produksjon. Offentlig enerettsproduksjon betegner offentlig produksjon av varer og tjenester som ikke har noen vesentlig konkurranse fra det private, slik som for eksempel politi og forsvar (NOU 27, 1997). Konkurransenutsatt produksjon er derimot offentlig produksjon som kan tenkes å konkurrere med privat virksomhet i leveranse av goder, som for eksempel er tilfellet for Statens Vegvesen (NOU 27, 1997). I Finansdepartementets veileder (2005) anbefales det at man for vareinnsatsbruk som benyttes i offentlig enerettsproduksjon benytter pris på varen eksklusiv toll og avgifter som ikke er begrunnet i korrigerende av eksterne virkninger. Der det ikke er offentlig enerettsproduksjon benyttes samme pris som konkurrerende virksomhet, altså inkludert avgifter der det eksisterer.

Som Tabell 2.1 over viser, er det ikke noen eksplisitt spesifisering av hvordan man skal forholde seg til prising av vareinnsats der det er eksterne virkninger ved produksjon og bruk, men korrigerende avgifter ikke er på plass. Det er heller ingen referanse til denne problemstillingen andre steder i veilederen, men i NOU 27 (1997) diskuteres problemer knyttet til situasjoner der det er satt en korrigerende avgift, men avgiften ikke forventes å korrigere for den totale samfunnsmessige kostnaden. Denne diskusjonen refereres til i avsnitt 2.6.2 under.

I presentasjonen av kalkulasjonspriser over er det implisitt gitt at prisene oppgis i kroner og øre. Det er ikke alle varer, for eksempel en rekke miljøgoder, som kan omsettes i et marked til markedspriser. En kort beskrivelse av hvordan miljøgoder kan inkluderes i samfunnsøkonomiske analyser presenteres i avsnitt 2.6.3. I neste avsnitt presenteres avgifter og kvotehandel som et mulig virkemiddel for å korrigere for markedssvikt.

2.6.2 Avgifter og kvoter

Et viktig spørsmål når man avgjør hva kalkulasjonsprisen på en innsatsfaktor skal være, er om prisen gitt av et marked gjenspeiler den reelle alternativverdien for samfunnet. Et produkt eller en tjeneste kan ha en pris som er korrekt i et bedriftsøkonomisk perspektiv, i form av at den minimum dekker kostnadene bedriften har ved å fremstille produktet eller tjenesten, men det samme produktet eller tjenesten kan ha virkninger på omgivelsene som prisen ikke gjenspeiler. Hvis et produkt har store eksterne skadevirkninger ved bruk kan det for eksempel være aktuelt for myndighetene å innføre forbud mot slik bruk, eller forsøke å begrense bruken ved å endre prisen på varen, for eksempel gjennom avgifter eller kvoteordninger.

Ved å innføre en avgift vil den nye markedsprisen kunne formidle skadevirkningene som oppstår som forbruket medfører. I teorien kan man sette denne avgiften akkurat så høyt at skadevirkningene gjør at alle aktørene i økonomien blir stilt ovenfor den faktiske kostnaden av utslipp, slik at man oppnår "optimal" forurensing i forhold til nytten man har av det forurensende forbruket, versus de skadevirkninger forbruket medfører (se f.eks. Strøm og Vislie, 2007 kapittel 4.2.3). En slik avgift går ofte under navnet Pigou-skatt innen økonomisk litteratur (se f.eks. Sandmo, 1975). Spørsmålet blir da hva som faktisk er den rette avgiften som gir optimalt forbruk av varen. Å sette rett avgift på noe så globalt som for eksempel utslipp av drivhusgasser, for å forhindre skadevirkninger man ikke er helt sikre på hva vil bli, er naturlig nok veldig komplisert. Men selv det å sette en avgift på langt mer lokale negative eksterne effekter, som for eksempel støy som følge av bruk av piggdekk, kan vise seg å være svært vanskelig. Dette reiser spørsmålet om de eksisterende avgiftene som er begrunnet ved at de skal korrigere for følgene av negative eksterne virkninger, faktisk gjenspeiler

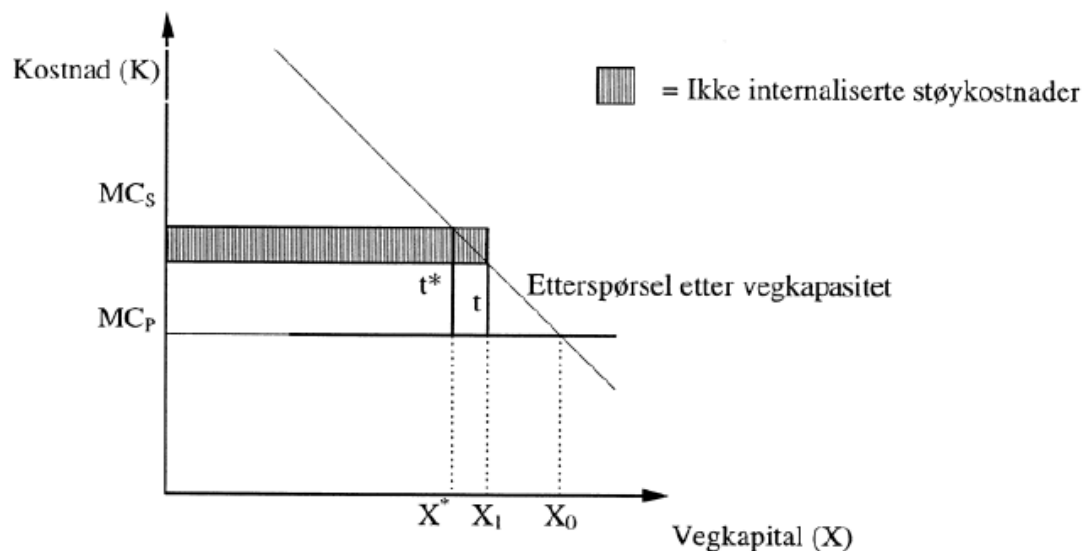
skadevirkningene. Hvis de ikke gjør det blir spørsmålet hvordan man kan få frem de ”korrekte” kostnadene for bruk av vareinnsats i samfunnsøkonomiske analyser, og jf. presentasjonen av kalkulasjonspriser på vareinnsats i forrige kapittel er det viktig at disse fastsettes etter like kriterier for å sikre konsistens mellom utførte samfunnsøkonomiske analyser.

Det er en rekke særavgifter på plass i norsk økonomi. Finansdepartementet skriver at særavgifter enten er fiskalt begrunnet, det vil si at de skal skaffe staten inntekter, eller at de skal ”... prise indirekte virkninger av forbruk og produksjon, som f.eks. miljøskadelige utslipp.” for å ”... sikre at forbrukerne tar tilstrekkelig hensyn til kostnadene de påfører miljøet.” (FIN, 2009a). Med hensyn til fastsetting av pris på innsatsfaktorer som skal benyttes i en samfunnsøkonomisk analyse, blir det i NOU 27 (1997) anbefalt at der det eksisterer en avgift begrunnet i korrigerende for den eksterne virkningen, så kan denne benyttes for å vise skadevirkningen i kroneverdi. Det er imidlertid ikke sikkert at avgiften representerer den reelle skadevirkningen og således er en god tilnærming til å prissette disse. I NOU 27 (1997) skriver de derfor at der det er grunn til å tro at avgiften ikke dekker reelle skadevirkninger kan supplerende beregninger utføres.

Figur 2.1 under er hentet fra NOU 27 (1997) og illustrerer dette poenget. Uten noen avgift etterspørres X_0 veikapasitet til den privatøkonomiske kostnaden (MC_p). Den privatøkonomiske kostnaden er lavere enn samfunnets kostnad (MC_s) fordi denne tar høyde for at bruken av veien skaper støykostnader. Avgiften t er den satt av myndighetene med begrunnelse om korrigerende av eksterne effekter som gir X_1 etterspørsel etter veikapasitet, men som figuren illustrerer er det først når avgiften settes til t^* ⁶ at bilistene internaliserer hele støykostnaden, og hvor samfunnets marginale kostnad er lik etterspørselen. I en samfunnsøkonomisk analyse bør man derfor bruke t^* som den ”riktige” avgiften som gir effektiv bruk av ressursen veg. Riktig i hermetegn fordi, som nevnt over, er det svært komplisert å komme frem til en avgift som faktisk internaliserer alle eksterne effekter, i tillegg til at det er vanskelig å finne samfunnets kostnader, jf. presentasjonen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet i avsnitt 2.3.

⁶ Merk at figuren kan gi inntrykk av at avgiftene t og t^* er like høye. Det er de ikke, og t^* er satt opp til den øverste linjen over det skraverete området (som er lik MC_s), mens t er satt til den nederste linjen.

Figur 2.1 – Avgift som ikke internaliserer alle kostnader



Kilde: NOU 27 (1997)

Et viktig spørsmål knyttet til prisen på vareinnsats er om den formidler alle eksternaliteter varen har avstedkommet. Selve bruken av en vareinnsats kan være dekket av en avgift begrunnet for korrigerende for eksterne virkninger ved bruken av den. Som en tilnærming kan man da anta at avgiften reflekterer skadevirkningen ved bruk, men det er likevel ikke sikkert at prisen også inkluderer skadevirkninger som kan ha oppstått ved produksjon av varen. Er korrigerende avgifter også satt på eksterne virkninger som følger av produksjon og sammensetting, vil markedsprisen formidle dette. For eksempel skal CO_2 -avgift på drivstoff redusere bruken og således den eksterne virkningen global oppvarming, men utvinning og raffinering av drivstoffet medfører også eksterne virkninger i form av blant annet CO_2 -utslipp. Hvis det er CO_2 -avgift på utvinning og raffinering, slik det er i Norge (FIN, 2009b), vil prisen på bruken av drivstoff i teorien ha CO_2 -utslippene fra produksjonen bakt inn i seg.

Hvis det ikke er satt korrigerende avgift på eksterne virkninger som har forekommet tidligere i produksjonsløpet, blir det da et spørsmål om dette også bør diskuteres i en samfunnsøkonomisk analyse. En nærmere drøfting om dette følger i kapittel 4.

Kvotehandling er et annet virkemiddel myndighetene kan benytte for å begrense utslipp. Ved å sette et absolutt tak på hvor mye skadelig utslipp som tillates, for eksempel CO₂, og dele ut eller auksjonere bort utslippskvoter til høystbydende tilsvarende dette taket, vil prisen på utslipp i teorien følge vanlig tilbuds- og etterspørselsmekanikk (Cicero, 2009). Prisen på varer som er omfattet av kvotemarkedet, enten direkte eller gjennom produksjon, vil avhenge av knappheten på kvotene og hvor effektivt man kan redusere utslippene. Felles for markedsprisen i både et perfekt satt avgiftsregime og i et kvoteregime, er at den i teorien vil ha internalisert kostnaden av utslipp så sant utslippstaket er satt riktig.

2.6.3 Verdsetting av miljøgoder

Miljøgoder kjennetegnes blant annet av at de ikke omsettes på et marked. Det å sette en pris på for eksempel ren luft, nasjonalparker og lignende vil ofte by på både praktiske og prinsipielle problemer. Praktiske fordi det er vanskelig å måle betalingsvillighet for ikke omsettbare varer, og prinsipielle fordi målingene av betalingsvillighet avhenger av at respondentene oppgir svar som reflekterer deres faktiske nyttevirkning av godet (NOU:16, 2009).

Det finnes likevel flere teknikker for å forsøke å finne befolkningens betalingsvillighet eller kompensasjonskrav for et miljøgode. Man kan grovt dele disse inn i to typer; direkte og indirekte teknikker. Beskrivelsene av de mest vanlige teknikkene under er hentet fra kapittel 12.3 i Perman m. fl. (2003). Reisekostnadsmetoden (RKM) er den mest kjente indirekte verdsettingsmetoden og har som grunnprinsipp at de kostnadene noen er villige til å bruke for å besøke en nasjonalpark eller lignende kan tolkes som en minste grense for verdsettingen individet har for nasjonalparken. En direkte metode, som er mye brukt, er betinget verdsetting. Dette er en metode der man stiller direkte spørsmål, ofte i form av spørreundersøkelser, om hva folk er villige til å betale for å beholde et miljøgode, eller eventuelt hva de må ha i kompensasjon for å tillate at et miljøgode forsvinner eller forringes.⁷

⁷ Det finnes også flere metoder, både direkte og indirekte. For en nærmere omtale av disse se for eksempel Perman m.fl. (2003) eller NOU 27 (1997).

Metodene nevnt over forsøker å finne en monetær verdi på goder som ikke omsettes i markeder. Det er ikke alltid det er mulig eller ønskelig å gjøre en vurdering basert på kroner og øre, og i NOU 27 (1997) står det at man i slike tilfeller i stedet kan beskrive påvirkningene på miljøet i form av fysiske størrelser, for eksempel hvor mange fugler som kan forventes å dø ved avskogning av et område eller hvilke arter som kan tenkes å forsvinne hvis man lager en demning foran en elv.

I neste kapittel vil jeg presentere livsløpsvurderinger, en metode som tar sikte på å kartlegge et produkts skadevirkninger på omgivelsene gjennom hele dets livsløp.

3. Livsløpsvurderinger

I dette kapittelet vil jeg presentere historikken og metodikken rundt livsløpsvurderinger. Livsløpsvurderinger går under flere navn, og i Norge benyttes ofte livsløpsanalyse og livsløpsvurderinger om hverandre, mens på engelsk kalles metoden som oftest Life Cycle Assessment (LCA) eller Life Cycle Analysis. I denne oppgaven vil jeg omtale metoden som enten livsløpsvurdering eller LCA.

Jeg vil bruke en del plass på å presentere denne metoden. Gitt at livsløpsvurderinger gir utslippstall fra et produkt, og dermed informasjon om en del av de negative eksterne virkningene av en innsatsfaktor, vil metoden kanskje kunne egne seg for samfunnsøkonomiske analyser, enten som en selvstendig metode for å gi informasjon om utslippstall eller som et mulig supplement til deler av prissettingen av vareinnsats. I første avsnitt presenteres opprinnelsen til bruk av livsløpsvurderinger, for så i avsnitt 3.2 å se på utviklingen av metodikken til dagens ISO-standard. En del problemer knyttet til gjennomføring av livsløpsvurderinger presenteres i avsnitt 3.3, og en sammenligning av samfunnsøkonomiske analyser og LCA gis i avsnitt 3.4, hvor det også presenteres kritikk av vektingen i LCA.

3.1 LCA-historikk

På 1970-tallet ble det gjort en rekke netto energianalyser for å belyse tilgjengeligheten av energi og energieffektivitet. Disse kumulative energianalysene studerte ikke de skadelige avfallene fra energiprosessene, men de ble likevel en viktig forløper for livsløpsvurderinger (Ayres, 1995). Baumann og Tilmann (2004, s. 44-45) skriver at den første kjente varianten av en livsløpsvurdering ble utført av Midwest Research Institute for Coca-Cola Company. Coca-Cola ønsket å kartlegge miljøeffektene og energi- og materialbruk ved produksjon og bruk av ulike typer emballasje. I motsetning til rene energianalyser ønsket de en komplett gjennomgang av alle aspekter ved bruk av forskjellige flasker eller bokser til Coca-Colas drikke, fra utvinning av råmaterialer til gjenbruk og kast. Denne kartleggingen, som fikk navnet Resource and Environmental Profile Analysis (REPA), gjorde Coca-Cola langt

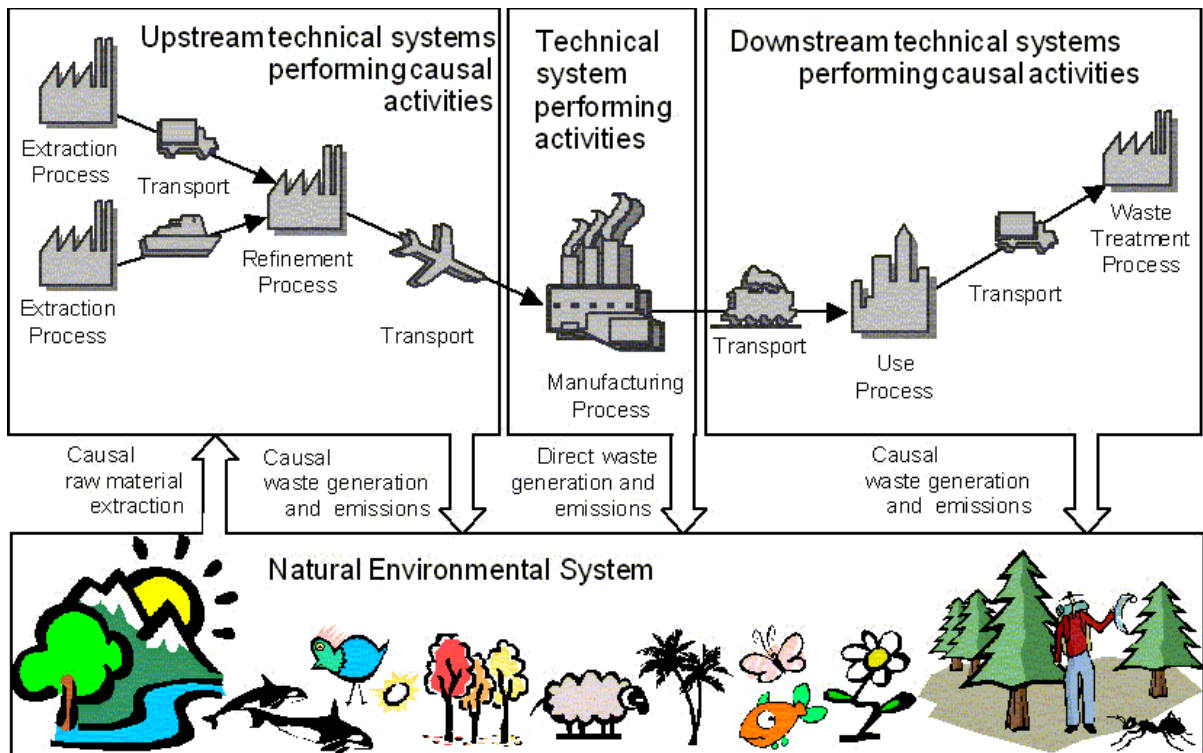
tryggere på en omlegging fra glass- til plastflasker til tross for at plastflasker ble ansett som svært miljøfiendtlig på denne tiden (Baumann og Tillman 2004; s 45). Studien ble aldri publisert, da den ble ansett som et internt forretningsnotat for Coca-Cola. Dette var ofte tilfellet i de tidligste studiene, fordi de ble gjennomført av konsulenter på oppdrag for private selskaper (Baumann og Tillman, 2004).

Baumann og Tilmann (2004) skriver videre at mange varianter av LCA ble gjennomført på 70-tallet av både konsulenter og forskningsinstitusjoner, og særlig da innen emballasje- og avfallsindustrien. Studiene ble ofte iverksatt som følger av konkurranse mellom næringer, og metodikken som ble brukt i studiene varierte fra prosjekt til prosjekt. Det at forløperne til dagens livsløpsvurderinger ble gjort av en rekke ulike aktører, og i en rekke ulike land, skapte etter hvert et behov for å samordne metodene i større grad for å kunne sammenligne resultater. 1990-tallet ble preget av en rekke konferanser hvor forskere og næringslivsfolk diskuterte hvordan man skulle standardisere LCA-metodologien. Dette resulterte senere i publiseringen av en LCA-standard i ISO 14040 serien (Baumann og Tilmann, 2004), som presenteres i neste avsnitt.

3.2 Metodikk

LCA er en holistisk metode ved at den tar utgangspunkt i at miljøet påvirkes ikke bare av den lokale nåtids bruk av produkter, men at produktet inngår i en hel prosess av potensielle skadevirkninger fra "... utvinning av råmaterialer, via produksjon, bruk, og endelig behandling eller gjenbruk" (Pettersen 2007, min oversettelse). Det er også en metode som adderer opp all ressursbruk og alle utslipp fra ideelt sett samtlige prosesser i et produkts livsløp (ISO 14040, 2006). Figur 3.1 under illustrerer nettopp hvordan produksjon av en vare påvirker naturen gjennom en rekke prosesser gjennom hele livsløpet.

Figur 3.1 – Mulig livsløp til et produkt



Kilde: Carlson (2006)

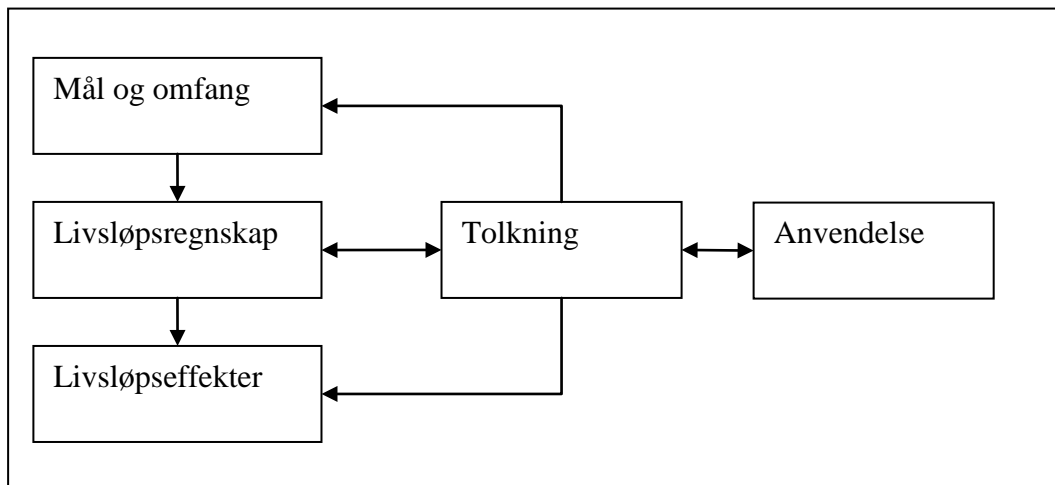
Som figuren viser, deles verden i to i en livsløpsvurdering; den tekniske verdenen (systemet) på den ene siden hvor menneskets oppfinnelser og teknologi benyttes, og naturen på den andre. Det er fra naturen man henter ut råmaterialer, og det er til naturen utslipp fra produksjonsprosesser og lignende skjer. Det er med andre ord en årsakssammenheng mellom aktiviteten i den tekniske verdenen og tilstanden for naturen. Figuren, som er hentet fra Carlson (2006), viser også at det er vanlig å skille mellom oppstrøms og nedstrøms aktivitet, hvor oppstrøms er de prosessene som foregår før produktet settes sammen, mens nedstrøms er prosessene etterpå.

I motsetning til en analyse av livsløpskostnadene (Life cycle cost analysis) til et produkt, hvor formålet er å kartlegge produktets inntekter og kostnader i kroner og øre gjennom dets livsløp, er det de fysiske strømmene av forurensing, ressurser, energi og materiale som er fokus i en LCA (Norris, 2001).

For å kartlegge et produkts livsløp i form av ressursbruk og utslipp, er det fire faser i en livsløpsvurdering som bør gjennomføres; mål og omfang (goal and scope),

livsløpsregnskapsfase (inventory analysis), livsløpseffektvurderingsfase (impact assessment), og til slutt tolkning og evaluering (interpretation and presentation) (ISO 14040, 2006). Alle fire fasene blir nærmere beskrevet i de påfølgende avsnittene, og sammenhengen mellom dem er illustrert i Figur 3.2, som er hentet fra Pettersen (2007, min oversettelse).

Figur 3.2 – Steg i en livsløpsvurdering



Kilde: Pettersen (2007)

I LCA-litteraturen skilles det grovt sett mellom to forskjellige typer analyser: På den ene siden de som ofte går under betegnelsen regnskapsorientert, som typisk skal gi svar på spørsmål som ”Hvilke miljøskader medfører produksjon og bruk av denne varen?”, og som for eksempel kan gi grunnlaget for forskjellige miljødeklarasjoner. Den andre kategorien kalles ofte endringsorientert og ser for eksempel på endringer i miljøskader ved endringer i deler av produksjonsprosessen eller lignende (Baumann og Tilmann, 2004 s. 78). I forhold til min problemstilling er det først og fremst regnskapsorienterte analyser som er av interesse. Baumann og Tillman (2004, s. 97) påpeker videre at en livsløpsvurdering som oftest er statisk og lineær, det vil si at man ikke inkluderer tidsvariabler og at alle relasjoner i systemet forenkles til å være lineære.

Gjennomgangen av alle de fire stegene i en livsløpsvurdering i de neste avsnittene er for å gi en bedre oversikt over metoden. For å kunne gi beslutningstakere informasjon om utslipp knyttet til vareinnsatsbruk, er det interessant å kunne si noe om hvordan metoden LCA er bygd opp.

3.2.1 Mål og omfang

Som overskriften tilsier, er denne fasen av en livsløpsvurdering en vurdering av hva en skal finne ut gjennom analysen. Bauman og Tilmann (2004, s. 74) skriver at etter å ha gjennomført denne fasen skal man vite hvem analysen er beregnet på, hva som er grunnen til at man gjennomfører analysen, samt hva som er forventet anvendelse av resultatene. Man må også bestemme seg for hvilke miljøkonsekvenser man skal kartlegge når man studerer et produkt. ISO 14040-serien skiller mellom ressursbruk, økologiske konsekvenser og menneskelig helse. Dette er en grovinndeling av ulike typer miljøkonsekvenser, og nærmere beskrivelse av indikatorer for de forskjellige kategoriene finnes i avsnitt 3.2.3.

Et viktig poeng med å utføre en livsløpsvurdering må være å kunne sammenligne forskjellige produkter opp mot hverandre i forhold til skadevirkninger de har. For å gjøre dette må man bestemme seg for en funksjonell kvantitativ enhet (Pettersen, 2007). Et eksempel på en funksjonell enhet kan være en kilo kjøtt. Studier av forskjellige typer kjøtt og av kjøtt produsert i forskjellige land vil da ha en felles målenhet, og man kan enklere gi svar av typen: "Å produsere en kilo sauekjøtt i England medfører utslipp av X ganger mer CO₂-ekvivalenter enn produksjon på New Zealand gjør". Dette avhenger nødvendigvis av at studiene som gjennomføres er sammenlignbare i forhold til metode og datainnsamling.

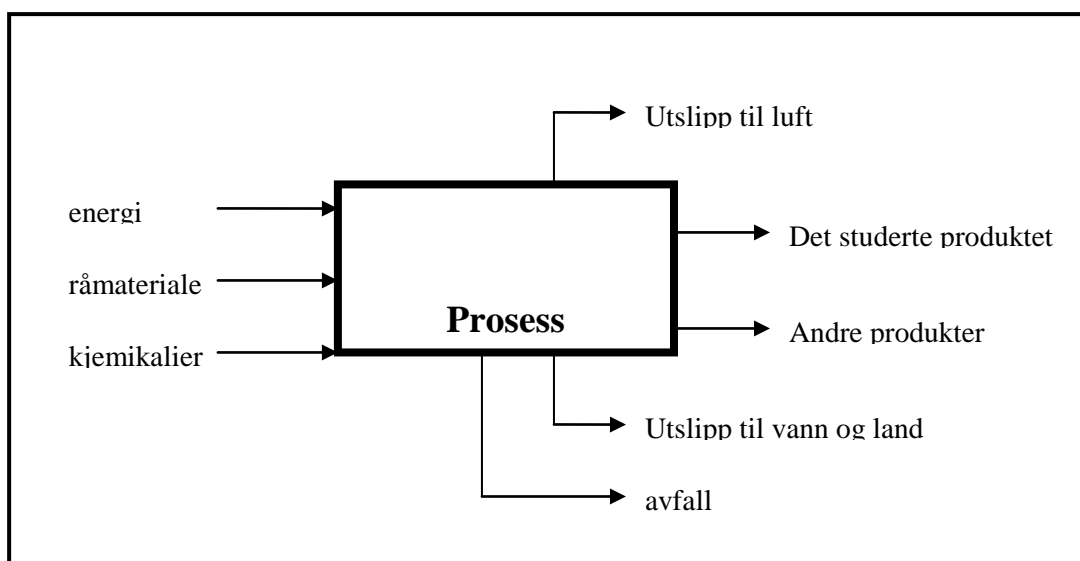
For å vurdere omfanget av systemet man kartlegger, er det viktig å definere hva som skal studeres og ikke studeres. Baumann og Tilmann (2004, s. 79-88) lister opp flere grenser som må tas stilling til ved utførelse av analysen. Dette inkluderer hvor et produkts livssyklus starter og slutter, - om man for eksempel ønsker å følge produktet helt fra vugge til grav, eller om det gir mer mening å kun følge produktet frem til fabrikkporten. Skal gjenbruk av metall tas med i analysen, og skal alt avfall under hele produksjonslinjen inkluderes? Produksjonen vil ofte være lagt til forskjellige geografisk lokasjoner hvor blant annet energisammensetningen i produksjonen kan være ulike og skadevirkningene på lokalmiljøet differensierte. Hvordan skal dette inkluderes? Man må også sette grenser for hvor detaljert man skal være med hensyn til utslipp fra bla. realkapital og ansatte. Hvor disse grensene settes vil ofte avhenge av hvilke ressurser og data man har til rådighet, i tillegg til om det er en regnskaps- eller endringsorientert livsløpsvurdering som skal gjennomføres. Slike valg påvirker også hvor matnyttig en livsløpsvurdering vil være i forhold til å gi informasjon om vareinnsats i samfunnsøkonomiske analyser. Er det lagt store begrensinger på hva som

kartlegges, vil ikke graden av ekstra informasjon til beslutningstaker kunne antas å være veldig høy.

3.2.2 Livsløpsregnskapsfasen

Etter å ha bestemt hva som er formålet med studiet og hvilke prosesser man ønsker å belyse i forbindelse med fremstilling, bruk og gjenvinning av et produkt, skal man i fase to begynne å kvantifisere inn- og utstrømmer i produktsystemet. Denne kartleggingen er et ufullendt masse- og energiregnskap, hvor kun de delene av produktsystemet som er relevante i et miljøhensyn kartlegges, slik at for eksempel vanndamp som følge av produksjon ikke tas med i regnskapet (Baumann og Tillman, 2004 s. 97). Figur 3.3 under er hentet fra Baumann og Tillman (2004, s. 103 min oversettelse) og illustrerer på et aggregert nivå hvordan en prosess i livsløpet til et produkt avhenger av å få tilført energi, råmaterialer og kjemikalier (innstrømmer) for å kunne bli produsert, samtidig som denne prosessen medfører utslipp til luft, vann og land, samt ansamling av avfall (utstrømmer). Den viser også hvordan prosessen kan være den samme for andre produkter enn det som studeres. Et produkt vil nødvendigvis gjennomgå en rekke forskjellige prosesser fra vugge til grav, og skal man få et helt komplett bilde av alle skadevirkninger et produkt har, må alle disse prosessene kartlegges. I praksis vil det, som nevnt i kapittel 3.2.1, måtte gjøres avgrensinger basert på hvilke ressurser man har tilgjengelig, og hva man realistisk kan finne ut.

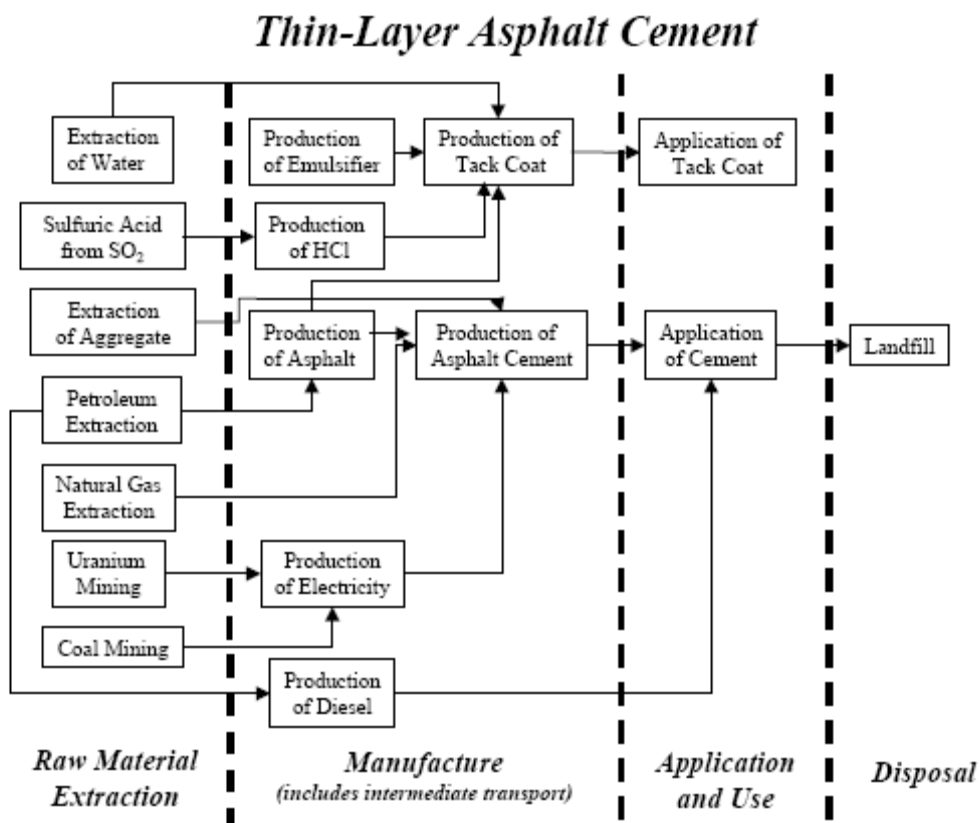
Figur 3.3 – Inn- og utstrømmer til et produkt



Kilde: Baumann og Tillman (2004)

Uavhengig av hva formålet med kartleggingen er, - om det for eksempel er en bedrift som vil ha økt miljøkunnskap om sine produkter eller om det offentlige ønsker et bedre beslutningsgrunnlag for eventuelle miljøtiltak, må alle relevante prosesser involvert i å lage og bruke det aktuelle produktet kartlegges. For å kunne få en oversikt over hele produktsystemet anbefales det at man i denne fasen konstruerer et komplett flytskjema over alle inn- og utstrømmer (Baumann og Tillman, 2004 s. 98). Figur 3.4 under er hentet fra Schenck (2000) og er en anbefaling til det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA) om bruk av to ulike typer asfalt. Figuren er et eksempel på hvordan man kan konstruere et flytskjema slik at man får en mer detaljert oppstilling av ulike prosesser og strømmer enn i Figur 3.3 over.

Figur 3.4 – Eksempel på flytskjema



Kilde: Schenck (2000)

Figur 3.4 over kan også fungere som et godt hjelpemiddel i datainnsamlingen som må gjøres, og den viser også noe av kompleksiteten i det å samle inn data. Hvis vi tenker oss at for hver eneste prosess er det nødvendig å samle inn data om energi- og råvarebruk, samtidig som alt avfall og utslipp av miljøskadelige stoffer må bokføres, forstår vi at det fort kan bli en tidkrevende prosess. Baumann og Tillman (2004, s. 99-102) skriver også at det å samle inn data om hva som går inn i en prosess, i form av energi, råmateriale og andre fysiske inputs som for eksempel land, og det som kommer ut av avfall, forurensing av luft, vann og land og eventuelle andre miljøaspekter, ofte er det mest tidkrevende ved en livsløpsvurdering⁸. I tillegg skriver de at det er viktig at kvalitative data, i form av informasjon om hva slags teknologi som brukes, alder på datamaterialet, råmaterialelets opphav, hvordan utslipp måles, og geografiske data, supplerer det kvantitative datamateriale.

3.2.3 Livsløpseffektvurdering

Hvis vi igjen tar utgangspunkt i Figur 3.4 over og tenker oss at vi har gjennomført datainnsamlingen, sitter vi nå på informasjon om hvor mye og hva slags kjemikalier, energi og materialer som har blitt benyttet for å fremstille, la oss si en kvadratmeter sementasfalt, i tillegg til størrelsene og typen utslipp til vann, land og luft. Dette er data med en rekke ulike benevninger og tall som for seg selv ofte ikke vil gi noe klart svar på hvilke potensielle konsekvenser de har. Pettersen (2007) skriver at hovedmålet ved å gjennomføre en livsløpsvurdering er å skaffe indikatorer på hvilke innvirkninger produktet under lupen potensielt kan ha på omgivelsene. For å skaffe slike indikatorer må først de stoffene som påvirker det samme området samles sammen. Et mye brukt eksempel i så måte er utslipp av drivhusgasser, hvor utslipp av ulike drivhusgasser har ulikt potensial for global oppvarming (GWP), og hvor man konverterer de ulike drivhusgassene (for eksempel metan og lystgass) til CO₂-ekvivalenter slik at alle gassene har samme målenhet for den potensielle oppvarmingseffekten de har (se for eksempel Shine m. fl., 2004).

⁸ Det at prosessen er såpass tidkrevende kan være et argument for at LCA ikke egner seg i en samfunnsøkonomisk analyse i forhold til det merarbeidet det påfører analytikerne, med mindre det allerede eksisterer ferdig utførte livsløpsvurderinger (mer om dette i kapittel 4).

Hovedkategoriene for potensielle miljøpåvirkninger innen livsløpsvurderinger er ressursbruk, økologiske konsekvenser og menneskelig helse. Under disse igjen er det en rekke mer spesifikke kategorier for type miljøpåvirkning i form av for eksempel global oppvarming, nedbryting av ozonlaget, lokal luftforurensning, forsuring, eutrofiering, også videre (se f.eks. ECON (2002) eller Pennington m.fl. (2004)). I tabellen under er indikatorene som anbefales brukt av Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment vist. Tabellen er hentet fra Finnveden og Lindfors (1996), og kategori 7 til 13 går inn under kategorien økologiske konsekvenser. En inndeling i slike kategorier kan være en måte å gi beslutningstakere forståelig informasjon om innvirkningene produktet har, og muligens være et relevant innslag i en kostnads- virkningsanalyse.

Figur 3.5 - Innvirkningskategorier

Impact category
1 ^a . Resources – Energy and materials
2. Resources – Water
3. Resources – Land (including wetlands)
4 ^b . Human health – Toxicological impacts (excluding work environment)
5 ^b . Human health – Non-toxicological impacts (excluding work environment)
6 ^b . Human health impacts in work environment
7. Global warming
8. Depletion of stratospheric ozone
9. Acidification
10. Eutrophication
11. Photo-oxidant formation
12. Ecotoxicological impacts
13 ^c . Habitat alterations and impacts on biological diversity
14 ^d . Inflows which are not traced back to the system boundary between the technical system and nature.
15 ^d . Outflows which are not followed to the system boundary between the technical system and nature.
^a This impact category can be divided into several subcategories, e.g. a division can be made between energy and materials, and/or between renewable and non-renewable resources. These choices can be made in relation to the choice of characterisation methods.
^b Work environment is one among other exposure situations for humans. The suggestion to treat this exposure situation separately is partly due to available characterisation methods.
^c Several of the impact categories can as a second order effect cause "Habitat alterations and impacts on the biological diversity". This impact category, however, is related to activities and emissions which can have a direct impact.
^d Not impact categories but should be included.

Kilde: Finnveden og Lindfors (1996)

Innen livsløpsvurderingens metodikk er det frivillig om man etter å ha kategorisert de potensielle miljøpåvirkningene ønsker å vektlegge de i form av skadevirkninger og lignende (ISO 14040, 2006). Baumann og Tilmann (2004, s. 142-143) skriver at det er mulig å gjennomføre vekting i en livsløpsvurdering hvis man ønsker det. Det er tre former for vekting som er oftest brukt; vekting ved å knytte monetære verdier på miljøskader, beregne avstanden fra fastsatte mål, eller ved bruk av ekspertpaneler.

3.2.4 Tolkning

Den siste fasen i en komplett livsløpsvurdering innebærer å tolke og presentere de resultatene man har kommet frem til. En livsløpsvurdering kan ofte generere over hundre parametere, og det å presentere disse på en presis og forståelig måte er svært viktig (Baumann og Tillman, 2004). Pettersen (2007) skriver at det er viktig at man i denne fasen setter fokus på usikkerheten rundt studien, at de krav og mål man satt seg i første fase er oppfylt, og at ev. metodefeil i forhold til innsamling og bearbeiding av data belyses. Livsløpsvurderinger skiller seg således neppe vesentlig fra andre analytiske metoder, men det er svært viktig i forhold til å kunne gi god informasjon til beslutningstakere om skadevirkninger knyttet til vareinnsatsbruk at arbeidet rundt dette gjøres godt.

Det har vært en del fokus på problemer med metodikken til livsløpsvurderinger, og da spesielt internt i miljøet, og noen av disse problemene vil være relevante i forhold til hvordan man skal forholde seg til bruk av livsløpsvurderinger i samfunnsøkonomiske analyser. De neste avsnittene omhandler derfor de vanligste problemene som tas opp, inkludert problemer knyttet til vekting av utslipp.

3.3 Noen problemer knyttet til livsløpsvurderinger

Fordi livsløpsvurderinger spenner over et så vidt område og over så mange steg i et produkts livsløp vil det nesten alltid være behov for å trekke inn ekstern eksperthjelp til datakartleggingen (Baumann og Tillman, 2004 s. 203). Hvis man i stor grad blir nødt til å benytte seg av ekstern hjelp for å gjennomføre en livsløpsvurdering, bidrar naturlig nok dette til å komplisere innsamlingsprosessen og således øke ressursbruken. Baumann og Tillman (2004) skriver videre at det også har blitt fremmet en del kritikk i forhold til hvem som er

oppdragsgiver for prosjekter. Ofte blir livsløpsvurderinger gjort på bestilling fra private bedrifter for å studere bedriftens egne produkter, og dette reiser da spørsmålet rundt habiliteten til de som gjennomfører undersøkelsen. Ingen av disse problemene er i seg selv unike for livsløpsvurderinger i forhold til en rekke andre kartleggingsmetoder, inkludert samfunnsøkonomiske analyser.

Et muligens større problem, om Ayres (1995) peker på, er at mange av studiene som utføres mangler etterprøvnbarhet i forhold til de dataene som samles inn og benyttes. Ofte er tallene som hentes inn fra industrien av en konfidensiell art som gjør at andre forskere ikke har anledning til å gjennomgå tallmaterialet på nytt. Dette kan gjøre det svært vanskelig å avgjøre hvilke resultater man bør basere beslutninger på der identiske produkter er vurdert, men med ulike resultater. Ayres (1995) skriver blant annet at studier av samme produkt ofte kan gi vidt forskjellige resultater. Han sammenligner i sin artikkel tre studier gjort av utslipp fra produksjon av to typer plastikk, som kommer til høyst ulike utslippstall, og påpeker hvor vanskelig det er å vurdere hva som er det mest korrekte utslippstallet uten å ha tilgang på de bakenforliggende datamaterialene. Det kan argumenteres for at dette, i kombinasjon med stor grad av oppdragsforskning fra næringslivet, kan svekke omdømme til livsløpsvurderinger, og således så tvil om livsløpsvurderinger er en metode som leverer objektive utsagn om hvor mye utslipp og ressursbruk som har gått med til produksjon og bruk av en gitt vare.

3.4 Oppsummering og økonomisk perspektiv på LCA

I de foregående kapitlene har jeg presentert noe av teorien bak samfunnsøkonomiske analyser, samt en deskriptiv gjennomgang av metodikken til livsløpsvurderinger. Her vil jeg oppsummere en del av likhetene og ulikhetene ved metodene. Som en innledning kan det være greit å se på en litt kortfattet oppsummering av formålet til de to metodene: I Finansdepartementets veileder (2005) heter det at formålet med en samfunnsøkonomisk analyse er ”.. å klarlegge, synliggjøre og systematisere konsekvensene av tiltak og reformer før beslutninger fattes.” I ISO 14040 (2006) heter det at LCA skal kartlegge et produkts livsløp fra ”... anskaffelse av råmateriale, gjennom produksjon, bruk, sluttbehandling, gjenvinning og endelig avhending.”

3.4.1 Produkt og livsløp vs. prosjekt

Et viktig skille mellom de to metodene er hva de har som formål å formidle. En samfunnsøkonomisk analyse skal, som fortalt over, se på helheten i et prosjekt. Ulemper og fordeler ved et prosjekt og ev. alternativer skal kartlegges så godt det lar seg gjøre. En samfunnsøkonomisk analyse tar utgangspunkt i et referansealternativ (basisalternativet), for eksempel i form av dagens tilstand på området, som da de kartlagte alternativene til dagens tilstand måles opp mot. Dette gir da beslutningstakere informasjon om mulige alternativer med referanse til dagens tilstand.

I en livsløpsvurdering er derimot fokus i første omgang på et enkelt produkt gjennom hele eller deler av dette produktets livsløp. En slik gjennomgang gir informasjon om ressursbruk og utslipp knyttet til det aktuelle produktet og gir dermed informasjon som enten kan benyttes til potensielle forbedringer gjennom livsløpet, eller rent deskriptivt for å sammenligne med tilsvarende produktet. Som nevnt i avsnitt 3.2.1 skal man i en livsløpsvurdering definere en funksjonell enhet. Denne skal gjøre det mulig å sammenligne produkter opp mot hverandre, og i sammenligning med en samfunnsøkonomisk analyse kan man si at den funksjonelle enheten fungerer som referansealternativet som tilsvarende produkter eller deler av prosessene måles opp mot.

Skille mellom prosjekt og produkt er også et skille i hvem metodene henvender seg til. En samfunnsøkonomisk analyse er beregnet på besluttende myndigheter og tar sikte på å gi informasjon om en investering ut over det en vanlig bedriftsøkonomisk analyse gjør. En livsløpsvurdering kan være et innspill til myndigheter, men tradisjonelt har den først og fremst henvendt seg til bedrifter, og Ibenholt m. fl. (2002) peker på forskjellige grunner til dette. Fra å ønske å fremstå som sosialt miljøansvarlige, til en tro på at den minst forurensende teknologien vil være den rimeligste i fremtiden.

3.4.2 Monetær vekting vs. fysiske størrelser

I en ren nytte- kostnadsanalyse (NKA) er informasjonen som videreformidles til beslutningstagere inntekter og kostnader ved prosjektet oppgitt i kroner og øre. En positiv sum av inntektene minus kostnadene formidler nytte- kostnadsanalysens konklusjon om

prosjektet er lønnsomt (se avsnitt 2.3). Betalingsvilligheten for å skaffe til veie godet er høyere enn kostnadene ved å frembringe det. I forhold til ev. miljøskader som følger av prosjektet vektet også disse monetært, for eksempel ved å kartlegge befolkningens betalingsvillighet for å unngå miljøskaden (se avsnitt 2.6.3).

Livsløpsvurderinger er som nevnt tidligere en metode for å få frem de fysiske størrelsene ved et produkt. Kort oppsummert kan man si at man etter å ha gjennomført en LCA har oversikt over:

- hvilke råmaterialer og hvor mye ressurser som har gått med for å produsere produktet
- aggregerte utslippstall for hele livsløpet til produktet
- utslippstall fordelt på faktorer, type utslipp og fra ulike prosesser i livsløpet til produktet

3.4.3 Vekting i LCA

Ibenholt m.fl. (2002) peker på mangelen av vekting som et av de store problemene for LCA som en påvirker i beslutningsprosesser. Siden det ikke er noe behov for å sette økonomiske data på noen fysiske størrelser, formidler ikke en LCA nødvendigvis effektive løsninger. Hvis et alternativ var fastsatt til å være mer miljøvennlig enn et annet gjennom en LCA, og det ikke gjennomføres noen annen form for analyse av alternativene, vil ikke beslutningstakere sitte på informasjon om hvilken bruk av kapital, arbeidskraft og andre ressurser som trengs i de ulike alternativene. En LCA gir da inntrykk av at "... arbeidskraft og andre innsatsfaktorer er gratis når de faktisk ikke er det" (Ibenholt m.fl. 2002, min oversetting), og kan i så måte promotere svært kostnadskrevende og ineffektive miljøforbedringer.

Det betyr ikke at LCA ikke kan spille en rolle i forhold til hvordan man skal forholde seg til prising av vareinnsats der det eksisterer negative eksternaliteter, og jeg kommer tilbake til dette i kapittel 4.

4. Drøfting

Utgangspunktet for denne oppgaven er hvordan man skal få frem kostnadene ved bruk av vareinnsats i offentlige prosjekter, inkludert de kostnadene i form av utslipp ved produksjon av vareinnsats som ikke gjenspeiles i markedsprisen. I de ovenstående kapitlene har jeg presentert en del av teorien bak samfunnsøkonomiske analyser og livsløpsvurderinger, i tillegg til de sektorspesifikke veilederne til Jernbaneverket og Statens Vegvesen. I dette kapitlet vil jeg se på hvilken rolle LCA eventuelt kan spille i en samfunnsøkonomisk analyse, og hva slags informasjon den kan gi beslutningstakere som ikke gis i samfunnsøkonomiske analyser i dag.

4.1 *Hva anbefales inkludert i dagens veiledere?*

Hvilken konkret informasjon, utenom pris og avgifter (mer om det under) som bør gis ved vareinnsatsbruk, er ikke klart definert i dagens veiledere. Det er muligens ikke så overraskende at dette ikke er et sentralt tema i samfunnsøkonomiske analyser. For det første er vareinnsats noe som ofte omsettes i et marked, det har en gitt pris og klart definert innkjøpskostnad gjennom denne prisen. Vet man hvor mye vareinnsats man trenger, i tillegg til markedsprisen for den, vet man også de totale kostnadene for å skaffe det. Det er derfor ikke i utgangspunktet nødvendig å benytte noen egne metoder for verdsetting for å komme frem til innkjøpsprisen av varene, og det kan være én grunn til at det ikke diskuteres omfattende. For det andre er bruken av vareinnsats noe som oftest er et middel for å oppnå det prosjektet analysen skal studere, og dermed det veilederen er beregnet for. Analysen forsøker å si noe om konsekvensene av prosjektet når det er ferdigstilt, mens vareinnsatsen kun er et middel på veien for å kunne realisere prosjektet. Det er derfor større fokus på hvordan man skal kartlegge og vektlegge de eventuelle negative virkningene som følge av selve prosjektet i veilederne, for eksempel i form av hvilke naturinngrep en ny motorvei vil medføre, enn de negative eksternalitetene på veien til realisering av prosjektet.

Selv om ikke negative eksterne virkninger som følge av vareinnsatsbruk nevnes eksplisitt i dagens veiledere for samfunnsøkonomiske analyser, er det allikevel åpning for at eksterne virkninger på bruken av vareinnsats kan tas med. I utgangspunktet kan man kanskje si at alt

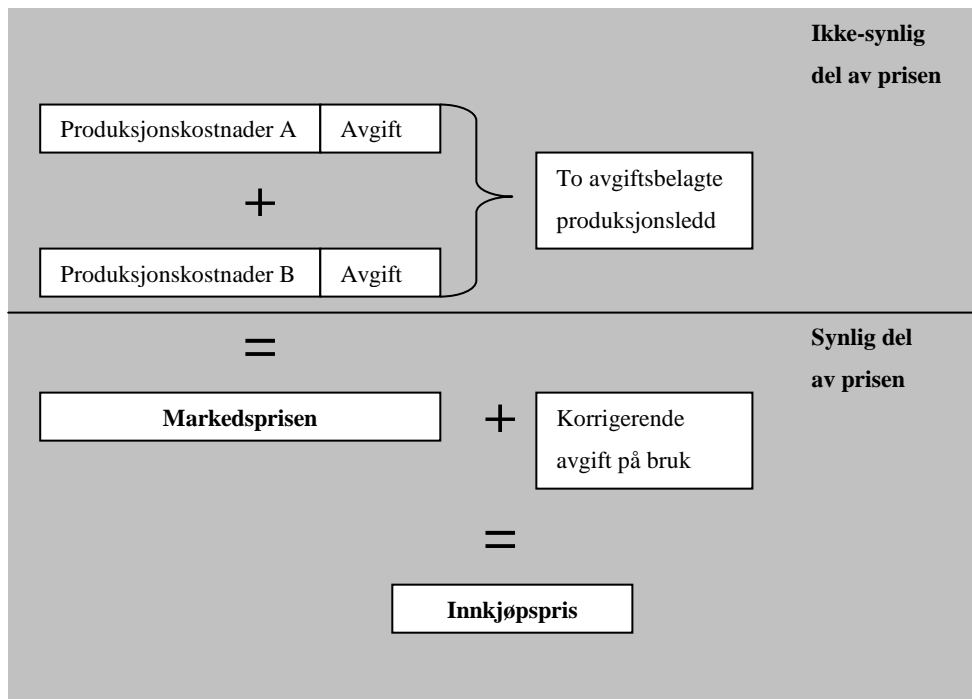
kan tas med i en samfunnsøkonomisk analyse fordi den tar sikte på å kartlegge så mange effekter av et prosjekt som mulig, men som man kan forstå så må det settes grenser for hva som skal inkluderes i en samfunnsøkonomisk analyse; For det første fordi det vanskelig kan tenkes mulig å kartlegge alle effekter for alle berørte parter av et større prosjekt, og for det andre fordi det ofte vil være nødvendig å gjøre begrensninger i forhold til hvilke ressurser man har tilgjengelig for å gjennomføre selve analysen.

4.2 Hvilken informasjon ligger i markedsprisen?

Hvis vi tar utgangspunkt i Figur 4.1 under, så illustrerer den hva en innkjøpspris kan fortelle beslutningstakere. Den øvre halvdelen av figuren viser bakenforliggende produksjonsprosesser som ikke er direkte observerbare for beslutningstakere (som her er brukere av analysen), mens nedre halvdel viser det beslutningstakere kan tenkes å få informasjon om. Begge produksjonsleddene er avgiftsbelagt med en avgift som vi vil forutsette er begrunnet med korrigerende for eksterne virkninger. For å konkretisere det kan vi for eksempelets skyld si at den negative eksterne virkningen er utslipp av drivhusgassen CO₂, og at avgiften er satt for å få ned slikt utslipp⁹. Hvis begge disse avgiftene er satt optimalt, dvs. at de gjenspeiler de samfunnsøkonomiske kostnadene (i dette tilfellet kostnadene som følge av blant annet global oppvarming) som er forbundet med utslipp, kan vi anta at markedsprisen, pluss eventuelt korrigerende avgift satt på bruk, reflekterer samfunnets kostnader av CO₂-utslipp ved å fremstille varen. Det er derfor ikke noe prinsipielt i veien for å benytte innkjøpspris (inkludert avgift for bruk av varen) som den korrekte kalkulasjonsprisen i en samfunnsøkonomisk analyse, fordi prisen internaliserer det negative ved CO₂-utslipp.

⁹ I forhold til avgifter på produsert vareinnsats, så dekkes dette først og fremst gjennom avgifter på utslipp i forbindelse med produksjon, men det eksisterer også miljøavgifter som gjelder for et enkelt ferdigstilt produkt. For det meste gjelder dette for ulike typer emballasje, og jeg vil videre i diskusjonen omtale miljøavgifter som avgifter på bruk (utslipp). For en utfyllende liste over miljøavgifter i Norge, se http://www.regjeringen.no/dep/fin/tema/skatter_og_avgifter/saravgifter/dagens-gronne-skatter.html?id=439338

Figur 4.1 – Komponenter i innkjøpsprisen

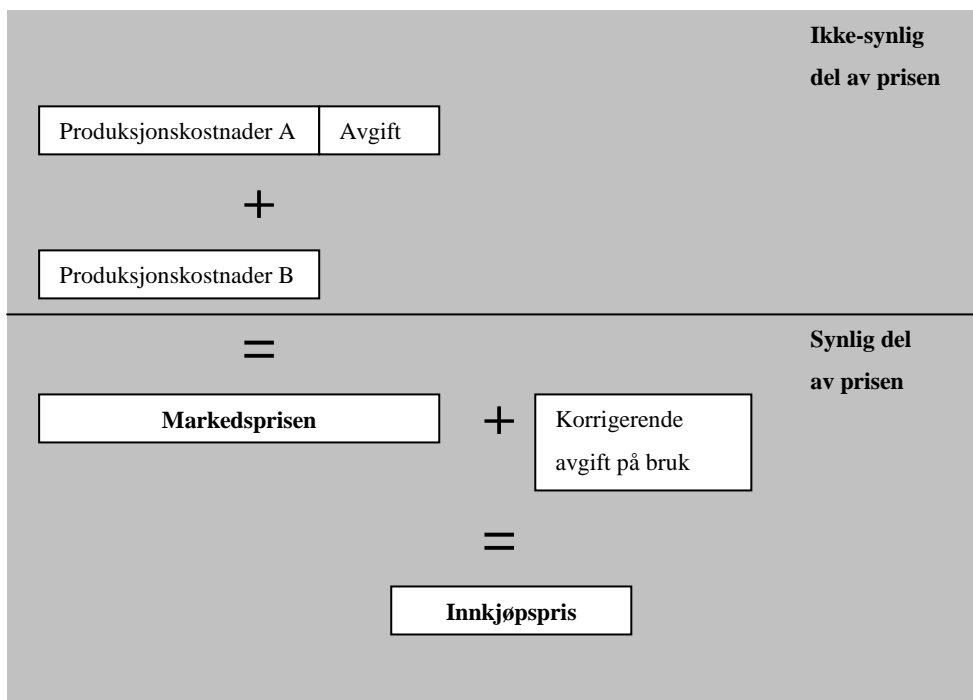


Det er viktig å merke seg at selv om innkjøpsprisen her skulle reflektere samfunnets kostnader knyttet til bruk av varen gjennom utslipp av CO₂, er det lite trolig at beslutningstaker vil sitte på mer informasjon om varen enn nettopp denne prisen, eventuelt spesifisert med den siste avgiften satt på bruk¹⁰.

Hvis det ikke er satt avgift på CO₂ i samtlige tidligere produksjonsledd, vil ikke lenger prisen formidle skadevirkningene av dette utslippet, så sant det er CO₂-utslipp fra disse produksjonsleddene. Dette er illustrert i Figur 4.2 under, hvor det kun er produksjonsledd A som er avgiftsbelagt. Hvis produktet er identisk som det i figuren over vil produktet nå fremstå som rimeligere enn hva det faktisk er. Dette diskuteres nærmere i avsnitt 4.3 under.

¹⁰ Avgift på bruk i eksempelet med CO₂-avgift vil i dette tilfellet typisk være bruk av ulike former for drivstoff. Kjenner man til hvor mye drivstoff det forventes å konsumeres i prosjektet, i tillegg til avgiftssatsen per liter, kan man enkelt beregne hvor stor avgiften blir, og man benytte dette som "kostnaden" knyttet til utslipp av CO₂ ved bruk.

Figur 4.2 – Delvis avgiftsbelagt produkt



Det kan derfor, så sant potensielle skadevirkninger ved bruk av vareinnsats er tilstede, argumenteres for at det bør gis informasjon i tillegg til prisen på varen, og den ev. korrigerende avgiften på bruk, til beslutningstakere. Et første forslag til ytterligere informasjon til beslutningstakere kan derfor være å gi informasjon om hvor varen i hovedsak er produsert og hva slags avgiftsregime som er på plass der.

4.3 Ulike avgiftsregimer og problemet med dobbeltelling

Vi kan illustrere problemet med ulike avgiftsregimer beskrevet i avsnittene over med to ligninger:

$$P_A = F + t_{bruk} + t_{produksjon}$$

$$P_B = F + t_{bruk}$$

Hvor:

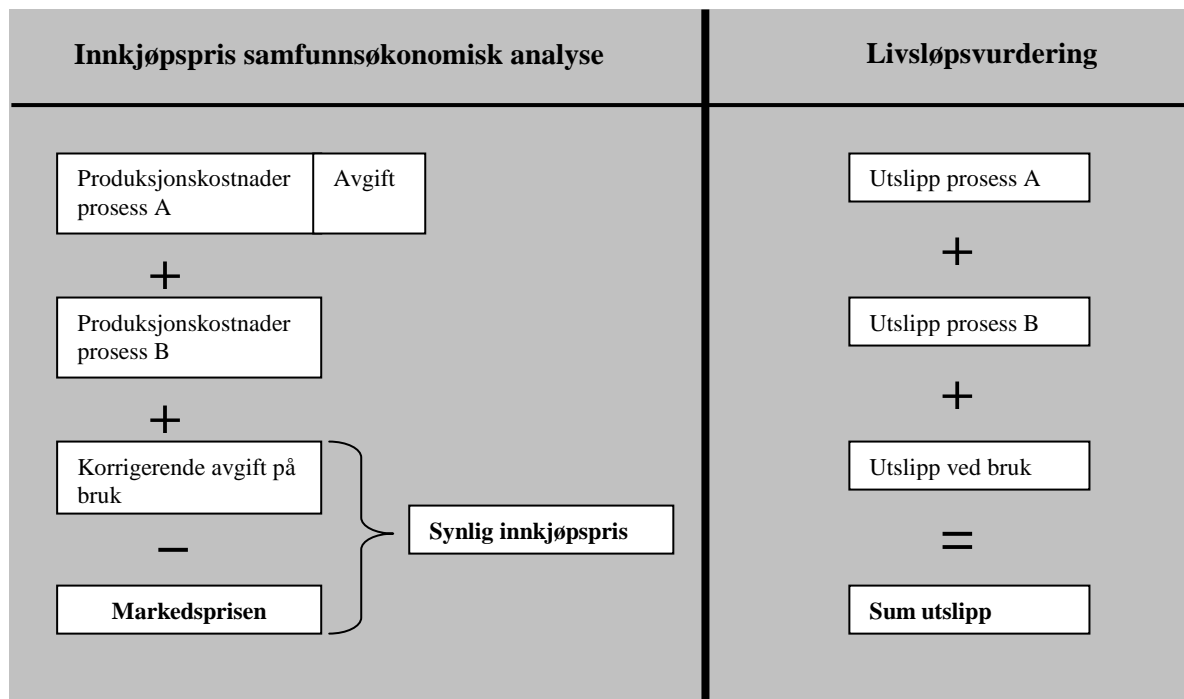
$$t_{produksjon}, t_{bruk} > 0$$

$$P_A > P_B > 0$$

Her er P_A og P_B innkjøpsprisen i henholdsvis avgiftsregime A og B, F er de faste enhetskostnadene for å frembringe varen, som er identiske i de to avgiftsregimene. I avgiftsregime A er det satt avgift for å korrigere for utslipp av CO_2 under produksjon, mens ingen slik avgift er satt i B. Begge har en identisk avgift på bruk, for eksempel fordi denne er satt i landet der varen skal benyttes. Hvis informasjonen tilgjengelig for beslutningstakere er de faste enhetskostnadene F , i form av markedspris ekskl. avgift, pluss avgiften på bruk, fremstår varen produsert i avgiftsregime B som rimeligere enn den produsert i A. I henhold til en samfunnsøkonomisk analyse, hvor kostnaden for samfunnet ved fremstilling av varen må inkluderes, er prisen i B for lav. I en utført samfunnsøkonomisk analyse med informasjonsmangel som beskrevet over, er det lite trolig at dette vil bli tatt hensyn til, og innkjøpsprisen til B, som ikke har internalisert skadevirkningen av utslipp under produksjon, vil bli lagt til grunn som kostnad ved vareinnsatsbruken. I NOU (1997) heter det at ”Denne typen ikke-internaliserte virkninger, ..., bør tas med i nyttekostnadsanalysen.”, og spørsmålet blir da hvordan en slik ikke-internalisert effekt som følge av forurensing ved produksjon av varen skal inkluderes i en samfunnsøkonomisk analyse.

Figur 4.3 under er delvis lik figurene over, men illustrerer også hva en livsløpsvurdering kan gi av ekstra informasjon til beslutningstakere. Gitt at det er gjennomført komplett livsløpsvurdering av den aktuelle varen så vil, som illustrert i figuren, beslutningstakere kunne ha informasjon om totale utslipp fra varen, og utslipp fordelt på de ulike produksjonsprosessene. I henhold til livsløpseffektvurderingsfasen (beskrevet i avsnitt 3.2.3) i en LCA vil produktets ulike utslippstyper kategoriseres i henhold til om de påvirker menneskelig helse, ressursbruk eller har økologiske påvirkninger.

Figur 4.3 – Innkjøpspris og utslippskomponenter



Denne informasjonen om forurensende utslipp fra produktet vil ikke gi beslutningstakere noe ekstra økonomisk informasjon om varen per se, og den reiser et problem det er viktig å være klar over. Hvis beslutningstaker (prosjektanalytiker eller bruker av analysen) antar at ingen av produksjonsprosessene er regulerte, og på bakgrunn av dette oppjusterer kalkulasjonsprisen på bakgrunn av utslippet kartlagt i både prosess A og B, får vi en dobbelttelling. Prosess A er, som vi ser av figuren, allerede avgiftsbelagt med begrunnelse om korrigerende avgift på utslippet. Har vi derimot full tilgang på informasjon om hvilke reguleringer som er på plass i de ulike produksjonsprosessene i tillegg til utslippstallene, kan vi unngå dobbelttelling i tillegg til å korrigere for mangelen på avgift satt i prosess B. Utslippstallene fra prosess B kan da gis en kostnad, for eksempel ved å bruke allerede fastsatte avgifter som pris på utslippet. Vi er derfor nok en gang avhengig av å vite hvor varen er produsert for at en ev. livsløpsvurdering kan gi viktig innspill på kostnaden ved produktet.

4.4 Bør LCA inngå i samfunnsøkonomiske analyser?

Det er som nevnt ikke sikkert at en livsløpsvurdering kan gi ny informasjon utover det prisen allerede formidler. Er det perfekte reguleringer på plass gjennom hele produksjonsprosessen til varen, formidler prisen i utgangspunktet det beslutningstakere trenger å vite. Skulle man

da inkludert en LCA, ville det være fordi de fysiske utslippstørrelsene er interessante å formidle i seg selv.

Går vi derimot ut fra at slike perfekte reguleringer ikke er på plass, men at tidligere utslipp bare er delvis avgifts- eller kvotebelagt, kan utslippsinformasjonen fra en LCA rette opp inntrykket av én vare som fremstår som billig fordi prisen ikke tar høyde for skadevirkningene fra alle tidligere prosesser. Dette forutsetter igjen at vi vet noe om hvor produksjonen er gjennomført og hvilke reguleringer som er på plass der. I livsløpsregnskapsfasen til en LCA (beskrevet i avsnitt 3.2.2) anbefales det at man inkluderer en del kvalitativ informasjon knyttet til utslippsdataene, inkludert geografisk data. Ved å knytte denne informasjonen opp mot hva slags reguleringer som er på plass på det aktuelle produksjonsstedet, kan man få den informasjonen man trenger for å unngå at dobbeltelling oppstår.

Gitt at LCA gir informasjon om mangel på korrigerende reguleringer i produksjonsprosessen, er det da hensiktsmessig å implementere LCAen i den samfunnsøkonomiske analysen? Det er ikke åpenbart at det er det. Som kort nevnt i avsnitt 2.3 er samfunnsøkonomiske analyser ofte knyttet opp til lokale eller nasjonale prosjekter, og det er ikke sikkert en inkludering av kostnader oppstått ved utslipp utenfor Norge er relevant i forhold til en samfunnsøkonomisk analyse som skal kartlegge velferdsøkningen innenlands som følge av prosjektet. Samtidig kan det i teorien være at et produkt produsert i et land uten reguleringer vil fremstå som mindre ønskelig å benytte for beslutningstakere hvis nettopp informasjon om de lokale utslippene er inkludert. Det gir beslutningstakere informasjon som kan forklare hvorfor produktet er rimeligere enn andre, og er derfor et argument for å inkludere livsløpsvurderinger i samfunnsøkonomiske analyser. Det er interessant å merke seg at nyttekostnadsveilederen for avfallssektoren utarbeidet for nordisk ministerråd (TemaNord, 2007) anbefaler at: "Miljøpåvirkninger, der forekommer utenfor nationalstaten bør som minimum estimeres og presenteres i fysiske enheder. Det er dog klart at foretrekke, at disse miljøpåvirkninger også tilskrives en pengeverdi." Overfører vi konklusjonen i denne veilederen til bruken av vareinnsats i for eksempel samferdselssektoren, skulle dette tilsi at informasjon om utslipp fra vareinnsats som oppstår utenlands også er relevant å få frem.

Veilederen er også klar i sin anbefaling om å benytte LCA som metode for å kartlegge miljøpåvirkningene ved avfallshåndtering. Ved å benytte mye av den samme begrepsbruken som i en LCA, forsøker veilederen å skape en større sammenfletting mellom de to metodene. For eksempel benytter veilederen begrep som "inventory" (Livsløpsregnskapsfasen på norsk, omtalt i avsnitt 3.2), oppdelt i økonomiske effekter og miljøkonsekvenser, i tillegg til "mål og omfang" og "funksjonell enhet" (for eksempel antall kg behandlet avfall) som sentrale begreper.

Ett argument for ikke å inkludere livsløpsvurderinger er hvis det ikke allerede eksisterer ferdige eller delvis ferdige livsløpsvurderinger av vareinnsatsfaktorene man ønsker å benytte i prosjektet. Som beskrevet i kapittel 3 er det en svært tidkrevende prosess å utføre en komplett livsløpsvurdering, og det å gjennomføre dette på vareinnsatsbruk, som relativt sett er en liten del av en samfunnsøkonomisk analyse, kan være lite hensiktsmessig i forhold til ressursbruken. Eksisterer det ferdig utførte analyser kan det derimot være argumenter for at man bør inkludere informasjonen en slik analyse kan gi i en samfunnsøkonomisk analyse.

Hvis man vet at produksjonen av varen og det forurensende utslippet bare er delvis regulert, mener jeg livsløpsvurderinger gir informasjon som bør inkluderes i en samfunnsøkonomisk analyse. Har man tilgjengelig ferdig utførte livsløpsvurderinger, i tillegg til informasjon om hvor de ulike utslippene har oppstått og hvilke reguleringer som er på plass der, vil denne informasjonen kunne benyttes til en korrigerende av markedsprisen. Er det bare delvise reguleringer på plass, kan den ekstra informasjonen fra en livsløpsvurdering fylle de "hullene" der det mangler regulering. På den måten får man oppjustert markedsprisen i de tilfellene der ikke alle tidligere forurensende utslipp har vært avgifts- eller kvotebelagt slik at kalkulasjonsprisen benyttet i den samfunnsøkonomiske analysen er nærmere de kostnadene samfunnet står overfor ved bruk av varen.

Et eksempel på en nylig utført analyse innen samferdselssektoren hvor LCA indirekte ble benyttet, er ECONs rapport om mulige klimagevinster ved utbygging av høyhastighetslinjer for tog i Norge (ECON, 2008). De kalkulerte et grovestimat av hvor høye utslippene av CO₂ fra anleggsfasen ville bli, ved i stor grad å benytte resultatene til Stripple (2001). Stripple (2001) gjennomførte en livsløpsvurdering for konstruksjon av vei, og ECON (2008) overførte en del av disse resultatene for å kunne gi et estimat på utslipp ved bygging av

jernbane. ECON (2008) setter ikke en direkte pris på utslippene fra anleggsfasen, og de unngår derfor problemer knyttet til en eventuell dobbelttelling av kostnadene ved utslipp der vareinnsatsbruken allerede er avgiftsbelagt. I neste kapittel presenteres et annet eksempel på en utført samfunnsøkonomisk analyse innen samferdselssektoren hvor det også oppgis en pris på utslipp fra anleggsfasen.

5. Eksempel på samfunnsøkonomisk analyse

5.1 Utbygging av Follobanen

Analysen er gjennomført av Samfunns- og næringslivsforskning AS (SNF) og Det Norske Veritas (DNV) på oppdrag fra Jernbaneverket, og ser på mulige nye traseer for en ny dobbeltsporet jernbane mellom Oslo S og Ski. Problemstillingen for oppdraget var å finne "... den samfunnsmessige nytten ved et nytt dobbeltspor på strekningen Oslo S - Ski" (SNF og DNV, 2009). Jeg vil ikke her referere til de overordnede funnene i selve analysen, men vil fokusere på hvordan de har behandlet problematikken rundt eksterne effekter under utbyggingsfasen.

DNV (2009) utarbeidet i forbindelse med analysen et eget vedlegg som forsøker å kartlegge utslippene av drivhusgassen CO₂ under anleggsfasen. De argumenterer for at drivhusgassutslippene under anleggsfasen må vurderes til å være betydelige, og at de derfor bør inngå i det samfunnsøkonomiske klimaregnskapet. Tabell 5.1 under viser resultatet av DNVs (2009) undersøkelser, hvor de kommer frem til et total utslipp på 73 000 tonn CO₂.

Tabell 5.1 - CO₂- utslipp fra bygging av Follobanen

CO ₂ fra:	Tonn CO ₂ :
transportarbeid utsprengt masse	18 750
anvendt sprengstoff	10 000 (usikkert)
sementproduksjon for sprøytebetongsikring	13 500
stål i fjellsikringsbolter	5 850
produksjon av vann og frostsikringshvelv	6 300
skinneproduksjon	13 800
sementforbruk og armeringstilsats til betongsviller	4 853
Sum	73 000

DNV (2009) oppgir at de har hatt kontakt med bransjefolk innen Multiconsult, Dyno, Norcem, Spenncon og Tata steel for å få utslippstallene, men det oppgis ikke hvilke metodevalg disse bedriftene igjen har benyttet for å komme frem til utslippstallene. Bruken av uoffisielle kilder gjør det vanskelig å bedømme utslippstallene, og DNV påpeker selv at de er usikre på om utslippstallet de har fått oppgitt gjelder kun for produksjon, eller om

tidligere prosesser er inkludert. De kan altså ikke vite med sikkerhet hvor langt bakover i livsløpet CO₂-utslippene er tatt med. Beregningen deres av hvor mye bruken av innsatsfaktorer vil føre til av aggregerte utslipp, gitt at utslippstallene per enhet er korrekte, er langt bedre beskrevet.

For å sette en pengeverdi på utslippene som følge av anleggsfasen, benyttet DNV (2009) dagsprisen på det europeiske kvotemarkedet for CO₂. Dette er i henhold til JBV's veileder som anbefaler at den langsiktige kvoteprisen, oppgitt fra f.eks. NordPool-børsen, benyttes som pris på utslipp av CO₂, med forbehold om at den holder seg i intervallet 20 prosent over eller under 28,45 euro som var kvoteprisen da veilederen ble skrevet (2006). Da DNV utførte analysen var visstnok prisen på 25 euro, og for å frem kostnaden ved CO₂-utslipp under anleggsfasen, benyttet de denne prisen. Etter å ha lagt på 10 prosent for ikke-beregnete utslipp, kom de frem til en total kostnad på 16 millioner kroner for utslipp under anleggsfasen. Som de selv skriver, utgjør kostnadene ikke mer enn 1,5 – 2 promille av de totale kostnadene, og det er derfor ikke utslagsgivende i noen form for konklusjonen i rapporten i forhold til lønnsomhet i prosjektet.

Det som er interessant å merke seg, jf. drøftingen i kapittel 4, er hvordan de velger å sette en kroneverdi på CO₂-utslippene uten å diskutere om noe av utslippet tidligere er kvote- eller avgiftsbelagt. Hvis sementen og stålet som oppgis er produsert i Norge skal produksjonen av den være kvotepliktig¹¹, i tillegg til at drivstoff til transportarbeid også er avgiftsbelagt. Dvs. at de utgiftene til investering i prosjektet som oppgis, hvor det må antas at vareinnsatsbruken er medregnet, allerede har inkludert noen av "kostnadene" knyttet til utslipp av CO₂. Å sette en pris på disse i ett eget klimaregnskap må derfor antas å være en delvis dobbelttelling.

¹¹ Se <http://www.miljostatus.no/Tema/Klima/Klimanorge/Nasjonale-virkemidler/Nasjonalt-kvotesystem/>

6. Konklusjon

Informasjonen en livsløpsvurdering gir kan være relevant i en samfunnsøkonomisk analyse. I mange prosjekter eller tiltak som det offentlige ønsker analysert, og særlig innen samferdselssektoren, vil det være behov for å bruke vareinnsats for å fullføre prosjektet. Hvis det er grunn til å tro at markedsprisen på denne vareinnsatsen ikke reflekterer alle kostnadene knyttet til varen, for eksempel fordi varen er produsert et sted hvor det er lite reguleringer på plass, bør prinsipielt kalkulasjonsprisen benyttet i en samfunnsøkonomisk analyse oppjusteres i forhold til markedsprisen. Problemet er å finne informasjon som kan indikere hvor stor denne oppjusteringen bør være. Livsløpsvurderinger har potensialet til å fylle en slik rolle, fordi det er en metode som blant annet forsøker å kartlegge skadevirkningene som har oppstått gjennom samtlige produksjonsledd til varen.

En viktig forutsetning for at en livsløpsvurdering skal kunne benyttes til å oppjustere markedsprisen til en vare i en samfunnsøkonomisk analyse, er at det er kjent hvorvidt, hvordan, og i hvilken grad utslippene fra livsløpsanalysen er regulerte. Eksisterer det allerede optimale reguleringer for skadelige utslipp gjennom hele produksjonsprosessen, vil en inkludering av utslippstall fra varen få den til å fremstå som mer kostbar enn den faktisk er, fordi vi utslippsreguleringene vil være reflektert i varens markedspris og vi dermed i praksis dobbeltteller skadevirkningene fra utslippet.

Opphever vi derimot antakelsen om perfekte reguleringer, men antar ingen eller delvis regulering, kan livsløpsvurderinger spille en viktig rolle, under forutsetning at vi vet hvilke reguleringer som ev. er på plass hvor i produktets produksjonsløp. Vet vi det, kan vi dekomponere produksjonsleddene til en vare, og se på hvilke produksjonsledd som ikke er avgiftsbelagt. De utslippstallene en livsløpsvurdering kan gi oss fra de ikke-avgiftsbelagte produksjonsleddene, kan så benyttes i en oppjustering av prisen. Ved å for eksempel benytte Finansdepartementets avgiftsatser, kan man sette en monetær verdi på det utslippet som ikke fra før var regulert gjennom avgift (eller kvoter). Kalkulasjonsprisen benyttet for varen vil da fremstå som mer korrekt i en samfunnsøkonomisk analyse enn den ukorrigerte markedsprisen.

7. Kildeliste

- Ayres, R.U., W.L. Ayres, K. Martínás (1998): "Exergy, waste accounting, and life-cycle analysis", *Energy* Vol. 23, Nr. 5, s. 355 -363
- Ayres, R.U. (1995): "Life cycle analysis: A critique", *Resources, conservation and Recycling* 14., s. 199 -223
- Baumann, H. og A.M. Tillman (2004): "The hitch hiker`s guide to LCA, An orientation in life cycle assessment methodology and application", Lund, Sweden, Studentlitteratur
- Carlson, R (2006): "Framework for structuring information for environmental management of industrial systems", Doktorsavhandlingar vid Chalmers tekniska högskola
- Cicero (2009): "Avgifter og kvoter", <http://www.cicero.uio.no/abc/tiltak.aspx#bm5>, besøkt 15.01.2010
- ECON (2008): "Klimaeffekter av Høyhastighetstog", ECON-rapport nr. 2008-101, Prosjekt nr. 57330
- ECON (2002): "Sammenligning mellom livsløpsanalyse og nytte-kostnadsanalyse", ECON notat nr 07/02, prosjektnr. 32261
- Finansdepartementet (2009a): "Særaggifter",
http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/skatter_og_avgifter/saravgifter.html?id=447103, besøkt 10.01.2010
- Finansdepartementet (2009b): "CO₂-avgift",
http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/skatter_og_avgifter/saravgifter/CO2-avgift.html?id=558367, besøkt 10.01.2010

Finansdepartementet (2005): "Veileder i samfunnsøkonomiske analyser",

http://www.regjeringen.no/upload/kilde/fin/reg/2005/0029/ddd/pdfv/266324-veileder_i_samfunnsok_analyse_trykket.pdf

Finnveden, G, L-G. Lindfors (1996): "On the nordic guidelines for life cycle assessment",
The international journal of life cycle assessment, Volume 1, Nr 1

Ibenholt, K, K.A. Brekke, H. Vennemo (2002): "Life Cycle Assessment – an economic perspective", ECON Centre for Economic Analysis, working paper 14/02

ISO:14040 (2006): "Miljøstyring – Livsløpsvurdering – Prinsipper og rammeverk", den europeiske standardiseringsorganisasjonen

Jernbaneverket (2006): "Metodehåndbok JD 205. Samfunnsøkonomiske analyser for jernbanen", versjon 2.0,

http://www.jernbaneverket.no/PageFiles/5135/Samfunns_konomiske_1620089a.pdf

Johansson, P.O. (1993): "Cost-benefit analysis of environmental change", Cambridge university press

Nasjonal transportplan (2001): "Nyttekostnads-analyser i transportsektoren",

http://www.ntp.dep.no/2006-2015/nka_rapport.html

Norris, G.A. (2001): "Integrating life cycle cost analysis and LCA", The international journal of Life Cycle Assesment, Volume 6, nr 2, s. 118 -120

NOU:16 (2009): "Globale miljøutfordringer – norsk politikk. Hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser",

<http://www.regjeringen.no/pages/2207933/PDFS/NOU200920090016000DDDPDFS.pdf>

-
- NOU:27 (1997):” Nytte-kostnadsanalyser - Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor”, <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/dok/nouer/1997/nou-1997-27.html?id=116359>
- Nyborg, K. (2002): “Miljø- og nytte-kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger.”, Rapport 5/2002, Frischsenteret.
- Pennington, D.W., J. Pottingb, G. Finnveden, E. Lindeijerd, O. Jolliete, T. Rydberga, G. Rebitzere (2004): “ Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice”, Environmental International, volume 30, nr 5, s. 721 -739
- Perman R., Y. Ma, J. McGilvray, M. Common (2003): “Natural resource and environmental economics”, Pearson Education
- Pettersen, J (2007): “Overall evaluation of offshore drilling fluid technology, Development and application of life-cycle inventory and impact assessment methods”, Industrial Ecology, NTNU, Thesis 2007:251
- Sandmo, A (1975): “Optimal Taxation in the Presence of Externalities” The Swedish Journal of Economics, Vol. 77, No. 1, s. 86-98
- Schenck, R (2000): “Using LCA for procurement decisions: A case study performed for the U.S. environmental protection agency”, Environmental Progress, Volume 19, nr 2.
- Senter for statlig økonomistyring (2009): http://ssø.no/templates/Page_____139.aspx, besøkt 12.11.2009
- Shine, K.P., J.S. Fuglestvedt, K. Hailemariam, N. Stuber (2004): “Alternatives to the Global Warming Potential for Comparing Climate Impacts of Emissions of Greenhouse Gases”, Climatic Change, Volume 68, nr 3, s. 281-302.
- Statens Vegvesen (2006): ”Håndbok 140. Konsekvensanalyser”, <http://www.vegvesen.no/binary?id=14144>

Stern, N (2006): "The Economics of Climate Change: The Stern Review", Cambridge University Press.

Stripple, H (2001): "Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis", IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Strøm S., J. Vislie (2007): "Effektivitet, fordeling og økonomisk politikk", Universitetsforlaget.

TemaNord (2007): "Nordic Guideline for Cost-benefit analysis in waste management", Nordic Council of Ministers, 2007:574