

Livsløpsanalyser: Muligheter og begrensninger. Sett fra industrien

Av Hans Aksel Haugen.

Hans Aksel Haugen er ansatt som miljøkoordinator i Petrokjemi-divisjonen i Norsk Hydro.

*Innlegg på møte i Norsk Vannforening
21. oktober 1993.*

Jeg ønsker i dette foredraget å fokusere på de utfordringene man står overfor i arbeidet med livsløpsanalyser (LCA), men vil også peke på mulighetene. Som det vil gå fram, har enkelte av utfordringene mer karakter av fallgruver, men først litt om hvilke formål en LCA forventes å skulle tjene:

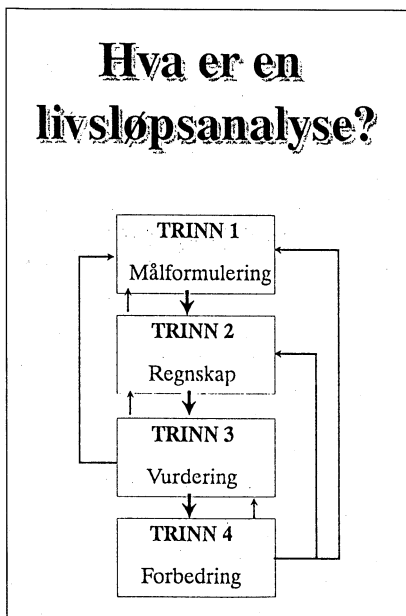
- sammenligning av alternative produkter eller tjenester
- sammenligning av alternative produksjonsruter for et produkt eller en tjeneste
- identifikasjon av de områder i livsløpet hvor man kan oppnå størst miljøforbedring med lavest innsats
- identifikasjon av miljøeffekter ved produksjon av et produkt eller en tjeneste.

For å adressere disse formålene, deler man en LCA inn i forskjellige faser (trinn):

1. Målformulering (Initiation)
2. Regnskap (Inventory)
3. (effekt-) Vurdering (Impact)
4. Forbedring (Improvement)

Metodeutviklingen innen disse områdene har ikke kommet like langt, kortest har man antagelig kommet når det gjelder punkt 3, mens den har kommet lengst på regnskaps-delen.

For å illustrere at man fremdeles støter på utfordringer når det gjelder



Figur 1.

Formål

- Sammenligne alternative produkter eller tjenester.
- Sammenligne alternative produksjonsruter for et produkt eller en tjeneste.
- Identifisere områder i livsløpet hvor størst miljøforbedring med minst innsats.
- Identifisere miljøeffekt ved produksjon av et produkt eller en tjeneste.

Figur 2.

regnskapsdelen, presenteres et eksempel fra (en hypotetisk) klorproduksjon. Eksempelet er hentet fra et arbeid som Ian Bouestad har gjort for europeisk petrokjemi industri ved ECVN/APME og som presenteres på en konferanse i Bryssel samtidig med at Vannforeningens seminar holdes.

Som det går fram av eksempelet gir ulike metoder vidt forskjellige resultater. Uten å gå inn på noen detaljer om hvordan tallene fremkommer ønsker jeg med dette å illustrere følgende:

1. det er nødvendig å vite hvilken metode man har valgt for å fordele energien (og utslipp), og
2. det er mulig å gjøre en slik analyse svært tung og tildels ubegripelig for et bredt publikum.

Anbefalingen er at man velger en enkel og lettfattelig metode. Forslaget fra Hydro inn mot APME/ECVN har vært enkel fordeling på massebasis mellom produktene. Så langt ser det

forøvrig ut til at det er mulighet for at dette også blir det endelige utfallet. Dette er en metode som pedagogisk sett er enkel å forklare, og i og med denne enkeltheten vil den forhåpentligvis også oppfattes som etterrettelig.

Dette punktet illustrerer nok et poeng, nemlig behovet for gjennomarbeidede konvensjoner innenfor området med hensyn på fordeling av masse- og energistrømmer. Som illustrasjonen viser, fører en mangel på slik konvensjonsdannelse til svært mange muligheter i de tilfeller hvor det finnes mer enn ett hovedprodukt ved en prosess. Det skal også nevnes at det finnes enda flere måter å fordele energi på mellom produktene fra klor/alkali produksjon enn de som er nevnt her. Man kan for eksempel fordele etter økonomiske kriterier (produktenes markedsverdi) eller fordele på en slik måte at man tar hensyn til hydrogenets brennverdi. Disse metodene lar jeg imidlertid ligge.

For industrien er LCA's anvendbar-

Metoder for å fordele EI-forbruk gir vidt forskjellige resultater,
eksempel fra hypotetisk klorproduksjon

FORDELINGSMETODE:		NaOH	Cl ₂	H ₂
1	Massebasis mellom alle produktene	52,3	46,3	1,4
2	Element massefordeling (Na istedenfor NaOH)	38,7	59,5	1,8
3	Massebasis mellom hovedproduktene	53,1	46,9	0,0
4	Element massebasis mellom hovedprodukter (Na istedenfor NaOH)	39,4	60,6	0,0
5	Massebasis, men H ₂ som bi-produkt i forb. med at Na reagerer til NaOH	51,8	46,9	1,4
6	Element massebasis, ellers som 5	37,6	60,6	1,8
7	Mekanistisk tilnærming, Hg celle *)	37,6	60,6	1,8
8	Mekanistisk tilnærming, asbest diafragma celle *)	0,0	50,0	50,0
9	Som 8, men alternativ fordeling på katodesiden	33,3	50,0	16,7
10	Dannelsesentalpi, 2-trinns reaksjonsmodell	0,5	2,3	97,2
11	Dannelsesentalpi, 1-trinns reaksjonsmodell	11,0	32,8	56,2
* Pkt. 7 og 8: Ulike kotodereaksjoner				
Forhold i % mellom forbrukt elektrisitet mellom produktene fra klor-celler ved ulike fordelingsmetoder				

Figur 3

het som beslutningsunderlaget sentralt tema. Kan man for eksempel på bakgrunn av LCA avgjøre hvilke(t) av flere alternataive produkter som er mest miljømessig akseptabelt? Dette har selvfølgelig med konkurransemessige forhold å gjøre.

Som vist, kan det være grunnlag for høyst ulike konklusjoner allerede på

basis av regnskapsdelen av en LCA. Dette er allikevel den delen av LCA-løpet som man bør kunne få konvensjoner og standarder for. Slikt arbeid går bl.a. i ISO-regi.

ISO har også en arbeidsgruppe som ser på vurderingsdelen av en LCA. I dette arbeidet står man foran store utfordringer før man kan nærme seg

**Globalt oppvarmingspotensiale (GWP)
over ulik
integrasjonstid i år (tidshorisont)**

<i>Gass</i>	<i>20</i>	<i>100</i>	<i>500</i>
Karbondioksid CO ₂	1	1	1
Metan CH ₄ *	63	21	9
Dinitrogenoksid	270	290	190
KFK-11	4500	3500	1500
KFK-12	7100	7300	4500
HKFK-22	4100	1500	510

* Inkluderer også indirekte effekter.

noe som eventuelt kan bli en konvensjon.

Noen eksempler kan illustrere dette.

For gasser med globale klimaeffekter har man innført begrepet Globalt oppvarmingspotensiale (Global Warming Potential, GWP). Med et slikt underlag kan de globale klima-effektene av ulike produkter (og prosesser, fabrikker etc.) i prinsippet sammenlignes.

Tilsvarende kan man med hensyn på lokale effekter (og eventuelt i større geografisk skala) sammenligne ulike dioxinkilder ved å regne om til TCDD-ekvivalenter. I prinsippet kan man også på en slik basis sammenligne ulike produkter (og prosesser, fabrikker).

Men så kommer det som er vanskelig. Hvordan kan man holde effekten av et klimagassutslipp opp mot effekten av et dioxinutslipp? På hvilket grunnlag skal man avgjøre om det ene er verre enn det

andre? Det er i denne forbindelse at veiing/vektning av ulike utslipp er lansert som en mulig vei å gå.

I så fall reises det nye spørsmål:

Hvordan skal en slik metodikk se ut? På hvilket grunnlag skal man gradere? Hvordan vil man for andre effekter enn de helt globale innarbeide resipient-spesifikke forhold?

Hvor etterrettelig blir en slik framgangsmåte?

Hvordan skal resultatet etter en vei/vekte-prosess presenteres?

Er dette vitenskapelig holdbart?

Vil en slik prosess føre oss nærmere målet om å kunne bruke livsløpsanalyser som basis for beslutninger av typen valg av ett produkt framfor ett annet?

Ett stykke på vei kommer man om man deler inn i ulike effekt kategorier (klassifiserer). Ved en slik klassifisering

	BGA	Schlatter (1987)	Nordic equivalent Ahlborg, (1988)	Equivalent Factor NATO/CCMS (1988b)
2,3,7,8-TCDD	1	1	1	1
1,2,3,7,8 PeCDD	0.1	0.4	0.5	0.5
1,2,3,4,7,8 HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9 HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8 HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8HpCDD	0.01	0.01	0.01	0.01
OCDD	0.001	0.001	0.001	0.001
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
2,3,4,7,8 PeCDF	0.1	0.4	0.5	0.5
1,2,3,7,8 PeCDF	0.1	0.01	0.01	0.01
1,2,3,4,7,8 HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9 HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8 HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8 HxCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8 HpCDF	0.01	0.01	0.1	0.01
1,2,3,4,7,8,9 HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
OCDF	0.001	0.001	0.001	0.001

Figur 5.

kan man sammenligne klimaeffekt for et produkt (prosess, fabrikk) med tilsvarende for et annet produkt med samme bruksområde osv. Men kategoriene sammenlignes ikke med hverandre med hensyn på hvilke effekter som ansees som mer eller mindre betydningsfulle.

Jeg sier ikke nødvendigvis at man ikke skal gå inn på veiing/vektning, men jeg har pr. idag vanskelig for å se hvordan en slik prosess skal unngå å bli dominert av skjønsmessige, eventuelt politiske vurderinger.

Det er det samme dilemmaet man kommer opp i når man skal forsøke å avveie arbeidsmiljø mot ytre miljø for eksempel. For fortsatt å bruke kloralkali som illustrasjon: Hvilke kriterier skal legges til grunn om man står i val-

get mellom kvikksølv-teknologi og overveiende ytre miljø utfordringer i fokus, og asbest-teknologi med overveiende arbeidsmiljømessige utfordringer? Hvordan skal man gå fram for å veie det ene mot det andre på en etterrettelig og vitenskapelig holdbar måte? I bunn og grunn er slike avveininger ikke først og fremst naturvitenskapelig fundert, men vil være basert på en form for verdivalg, og følgelig politiske. Jeg er ikke sikker på om man bør forsøke å vitenskapeliggjøre en slik prosess.

Sammendrag

For å forsøke på en slags konklusjon: LCA har et klart potensiale som et beslutningsgrunnlag, og brukes allerede i dag til slike formål. Verktøyet er også

Klassifisering

Inndeling i kategorier

- Fornybare ressurser
- Ikke-fornybare ressurser
- Økt drivhuseffekt
- Ozonnedbrytning
- Sur nedbør
- Næringssalter
- Miljøgifter
- Foto-oksydanter
- Areal
- Støy
- Radioaktivitet
- etc.

Figur 6.

lovende når det gjelder å kunne sammenligne produkter, men her er det mange skjær i sjøen, og man må vokte seg for å gjøre deler av totalprosessen til en ugjennomsiktig «synsemotodikk». Som det går fram av ovenstående, er dette et forhold som man spesielt må være oppmerksom på når det gjelder veiing/vekting. Pr. idag har jeg vanskelig for å se at det skal finnes en faglig forsvarlig metode for la oss si å komme opp med et enkelt utsagn om et produkt på basis av veiing/vekting som kan benyttes til å sammenligne ett produkt med ett annet. En streng faglig tilnærming som både trekker opp mulighetene og begrensningene som metodikken innebærer, må være rettesnoren. Verdivalgene bør vi overlate til våre politikere å ta, fagfolkens oppgave må være å gi dem et best mulig underlag og forståelse for sine valg.