



Vestlandsforskning

Boks 163, 6851 Sogndal

Tlf. 57 67 61 50

Internett: www.vestforsk.no

VF-notat 3/01

Nye analyseverktøy i miljøplanleggingen

**Faglig sluttrapport fra prosjektet ”Vurdering og utprøving av
analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal
miljøpolitikk”**

Karl G. Høyer, Carlo Aall

VF Notat

Rapport tittel Nye analyseverktøy i miljøplanleggingen Faglig sluttrapport fra prosjektet ”Vurdering og utprøving av analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal miljøpolitikk”	Rapport nr. 3/01
	Dato 9.2.01
	Gradering Åpen
Prosjekttittel Vurdering og utprøving av analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal miljøpolitikk	Antall sider 50
	Prosjekt nr 2178
Forskere: Karl G Høyer, Carlo Aall	Prosjektansvarlig Carlo Aall
Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet	Emneord Lokal Agenda 21, bærekraftig utvikling, analyseverktøy, kommunal miljøpolitikk, lokal planlegging
Sammendrag <p>Målet med prosjektets var å bringe fram internasjonale erfaringer om bruk av analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal miljøpolitikk. Med ”globalt” mener vi spørsmålene om global rettferdig fordeling, fordeling mellom generasjoner og miljøproblemer med en global utbredelse. Følgende verktøy er omtalt i rapporten: Konsekvensanalyse, Nytte-Kostnads analyse, Risikoanalyse, Ressursregnskap, Miljøgjeld, Retningsanalyse, Livsløpanalyse (LCA), Økologisk ryggsekk, Faktor 4-20, Økologisk fotavtrykk og Økologisk rom. En vurdering av anvendelighet opp mot en faglig vurdering av hvilke verktøy som best fanger opp de globale dimensjonene knyttet til målet om en bærekraftig utvikling gir følgende konklusjoner:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Utvikling av et system for <i>strategiske konsekvensanalyser</i> gjennomført som retningsanalyse, og eventuelt med <i>økologisk fotavtrykk</i> som grunnleggende analyseverktøy. • <i>Miljøgjeld</i>analyse og –regnskap for hele den lokale eller regionale enheten. • <i>Faktor 4/10</i> analyser for enkelte konkrete aktiviteter og funksjoner, og med bruk som et <i>medvirkningsorientert</i> verktøy. <p>Skal denne typen verktøy føre til større hensyn til verdens fattige, framtidige generasjoner og den globale økologien kreves det at bruken av verktøyene institusjonaliseres i kommunal politikk. Men viktigst er kanskje at det utvises politisk mot til å vektlegge slike hensyn. Rapporten gir en nærmere omtale av de ulike verktøyene.</p>	
ISBN nr ISSN 0804-8835	Pris 100

Forord

Som et bidrag til å tydeliggjøre og knytte de nye elementene i 1990-tallets globalt orienterte miljøpolitikk opp mot det lokale handlingsrommet bestilte Miljøverndepartementet et oppdrag fra Vestlandsforskning med følgende fire kravspesifikasjoner (brev datert 26. juli 1999):

1. Gi en internasjonal oversikt over analyseverktøy som er utviklet for å oversette fra globalt til lokalt, og oppsummere erfaringer med å ta i bruk slike verktøy i lokale og regionale sammenhenger.
2. Vurdere hvilke av de omtalte analyseverktøyene som synes mest relevant for norske forhold.
3. Prøve ut og tilpasse aktuelle analyseverktøy for oversetting fra det globale til det lokale i et antall kommuner.

Dette er den *faglig rapporten* fra prosjektet som omhandler internasjonale erfaringer om bruk av analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal miljøpolitikk, og en drøfting av hva statlige myndigheter kan gjøre for å styrke kommunene i arbeidet med å oversette fra globalt til lokalt i sitt LA21 arbeid. Det vil også komme en kortfattet og popularisert *sluttrapport* med kommunene som målgruppe, som presenterer anbefalinger om bruk av denne typen verktøy i norsk sammenheng.

Prosjektet har vært ledet av forsker II Carlo Aall. Videre har forskningsleder Karl G Høyer og forskningsassistent Kristen Breisnes deltatt..

Sogndal 9. februar 2001

Carlo Aall

prosjektleder

Innhold

Sammendrag.....	6
Innledning	8
Begrepet miljøproblem	10
Miljøproblemenes endrete karakter	13
Fra ressurs- til resipientgrenser	13
Den globale problematikken	14
De diffuse kilders problematikk.....	15
Produktenes miljøproblemer	16
Forbrukets miljøproblemer	16
Volum, fordeling og langsiktighet	18
Den nye miljøforståelsens 15 begreper.....	19
Analyseverktøyenes historie og endrete karakter	22
Konsekvensorienterte analyseverktøy.....	23
Nytte-kostnads- og risikoanalyse	25
Fra ressursregnskap til miljøgjeld.....	26
Om å analysere retningen.....	29
Effektivitetsorienterte verktøy	30
Mellom faktor 4 og faktor 20.....	31
De fordelingsorienterte analyseverktøyene – økologisk fotavtrykk	34
Økologisk rom	37
Etter de festlige anledninger	39
Referanser	42
Sluttnoter.....	46

Tabeller og figurer

<i>Tabell 2 Miljøproblemenes endrete karakter. En typologi</i>	13
<i>Tabell 3 Sentrale begreper som karakteriserer dagens miljøforståelse</i>	21
<i>Tabell 4 Ulike analyseverktøy i miljøplanleggingen. En typologi</i>	22
<i>Tabell 5 Miljøgjeld for Halmstad kommune. Tall i millioner svenske kroner (etter Agerström 1997).....</i>	28
<i>Tabell 6 Bærekraftindikatorer for retningsanalyse av en kommunal arealplan. Stavanger kommune (etter Aall 2000a).....</i>	30
<i>Tabell 7 Forslag til indikatormodell for vurdering av energi- og ressurseffektivisering ved bygging av større boliger og boligfelt (se sluttnoter for kommentarer til tabellen).....</i>	33
<i>Tabell 8 Analyseverktøyene i forhold til miljøproblemenes endrete karakter</i>	41
<i>Figur 1 Økologiske fotavtrykk for noen land. Tall for 1995 i hektar per capita. Verden= tilgjengelig bioproduktivt areal per capita på jorda (Chambers mfl 2000)</i>	36
<i>Figur 2 Økologisk fotavtrykk for ulike boligtyper i Førde. Tall i m² per husholdning og boligtype</i>	36

Sammendrag

Prosjektets overordnede mål er å bringe fram kunnskap om bruk av analyseverktøy for oversetting fra globalt til lokalt i en kommunal miljøpolitikk. Med ”globalt” mener vi spørsmålene om global rettferdig fordeling, fordeling mellom generasjoner og miljøproblemer med en global utbredelse. Rapporten drøfter følgende fire spørsmål:

- hva menes med begrepet miljøproblem?
- hvorledes har miljøproblemene endret karakter?
- hvordan har analyseverktøyene endret karakter?
- hvordan kan de forstås i lys av miljøproblemenes endrete karakter?

Følgende verktøy er omtalt i rapporten: Konsekvensanalyse, Nytte-Kostnads analyse, Risikoanalyse, Ressursregnskap, Miljøgjeld, Retningsanalyse, Livsløpanalyse (LCA), Økologisk ryggsekk, Faktor 4-20, Økologisk fotavtrykk og Økologisk rom.

En første vurdering av analyseverktøyene ut fra evne til å oversette og formidle fra globalt til lokalt peker i retning av følgende verktøy: Strategisk konsekvensanalyse, Miljøgjeld, Retningsanalyse, Livsløpanalyse (LCA), Faktor 4-20 og Økologisk fotavtrykk.

Nå skal ikke verktøyene bare være aktuelle, de skal også være *anvendelige*. Vi har bak oss en historie med mange lanseringer og mye utvikling og utprøving. Brukerne av kunnskapen er i vår sammenheng deltakere på de lokale og regionale planleggings- og beslutningsnivåer, dvs kommunene og fylkene. Analyseverktøyene skal integreres i deres miljøplanlegging og – politikk. Enkelhet i bruk setter grenser for verktøy som krever omfattende dataproduksjon og deltakelse fra miljøfaglig ekspertise. Så vel LCA, som miljøgjeld og økologisk fotavtrykk er slike. I seg selv er LCA et for krevende verktøy å bruke i den lokale miljøplanleggingen. Men etter hvert utvikles det mye kunnskap fra slike analyser knyttet til produktenes miljøproblematikk. Denne vil ha en generell karakter som kan inngå i bruken av andre analyseverktøy. Også *miljøgjeld* og *økologisk fotavtrykk* er metodisk krevende. Men etter hvert vil det utvikles generelt anvendelige faktorer som vil kunne knyttes til lokale og regionale analyser, uten uoverstigelige krav til den egne dataproduksjonen. Selv om begge reiser en rekke grunnleggende metodiske spørsmål, gir de effektiv kommunikasjon gjennom sine krone- og arealsummer. På denne måten gir de høy resonans uten at de overordnede kravene til fellesskap og grenser går tapt. De andre verktøyene – *strategiske konsekvensanalyser*, *retningsanalyse*, *faktor 4/10* – kan alle oppfylle kravene til enkelhet i bruk. Det er naturlig å tenke seg at strategiske konsekvensanalyser og retningsanalyse inngår i en enhet, dvs at de strategiske analysene gjennomføres som retningsanalyser. Eventuelt kan det knyttes sammen med økologisk fotavtrykk som det mer grunnleggende verktøyet.

En vurdering av anvendelighet opp mot en faglig vurdering av hvilke verktøy som best fanger opp de globale dimensjonene knyttet til målet om en bærekraftig utvikling gir følgende konklusjoner:

- Utvikling av et system for *strategiske konsekvensanalyser* gjennomført som retningsanalyse, og eventuelt med *økologisk fotavtrykk* som grunnleggende analyseverktøy.
- *Miljøgjeldanalyse* og –regnskap for hele den lokale eller regionale enheten.
- *Faktor 4/10* analyser for enkelte konkrete aktiviteter og funksjoner, og med bruk som et *medvirkningsorientert* verktøy.

Skal denne typen verktøy føre til større hensyn til verdens fattige, framtidige generasjoner og den globale økologien kreves det at bruken av verktøyene institusjonaliseres i kommunal politikk. Men viktigst er kanskje at det utvises politisk mot til å vektlegge slike hensyn.

Innledning

I 1973 utga den katolske presten og samfunnsforskeren Ivan Illich boka ”Tools for Conviviality”¹. Han skisserer en teori om et postindustrielt framtidssamfunn som både er moderne og som ikke er dominert av industrisamfunnets produksjonsformer og verktøybruk. Begrepet ”convivial” brukes som motsatsen til det industrielt produktive. Det er et samfunn der både verktøyenes utforming og bruk inngår i selvstendig og kreativ samhandling mellom mennesker, og mellom mennesker og deres samfunnsskapte omgivelser og naturmiljøet. Verktøyenes grenser settes av tre ulike kategorier av betingelser: grunnleggende overlevelse, rettferdig fordeling og ”convivialt” arbeid. Det er likevel et begrep han ikke bruker uten motforestillinger. I sin moderne form er ”convivialitet” et uttrykk for selskap, nytelse og festlige anledninger. Men i sin etymologiske opprinnelse rommer det kombinasjonen av fellesskap, nøysomhet og varig glede. Det innebærer et skille mellom *selskap* og *fellesskap*, tilsvarende den klassiske sosiologen Ferdinand Tønnies (1887) sitt skille mellom *Gesellschaft* og *Gemeinschaft*. Et begrepspar han forøvrig bruker til å beskrive forskjellene mellom by og land. I *Gemeinschaft* – land - er menneskene umiddelbart forbundet med hverandre gjennom vesen og væremåte, i *Gesellschaft* – by - omgås de på en rasjonell, beregnende måte (Østerberg 1998). Illich sitt begrep om verktøy omfatter både fysiske redskaper, produksjonssystemer og institusjoner.

I denne rapporten er fokus på *analyseverktøy*. De har en lang historie i miljøplanleggingen og –politikken. Like lang som de moderne miljøproblemenes historie. Det er to historier vi skal ta for oss. Men et viktig spørsmål er: kan analyseverktøyene være for det langvarige fellesskap eller vil de bare være for festlige anledninger? De to historiene er knyttet til hverandre. Analyseverktøyenes formål er å gi et kunnskapsmessig grunnlag for miljøplanleggingen og –politikken. Det gjøres ved å gi et systematisk bilde av sammenhengene mellom menneskeskapte aktiviteter, virksomheter og produkter på den ene siden og miljøproblemer på den andre.

I rapporten skal vi se på en rekke ulike verktøy og deres bruk gjennom de siste tretti årene. Sentrale tema er hvilken miljøforståelse de bygger på og hva slags miljøproblemer de evner å fange opp. Det reiser rapportens *første* hovedspørsmål: *hva menes med begrepet miljøproblem?*

Rapportens *andre* hovedspørsmål er: *hvorledes har miljøproblemene endret karakter?* I drøftingen tas det utgangspunkt i noen sentrale problemkategorier. Til hver problemkategori knyttes det to begreper, ett som karakteriserer problemforståelsen i 1970-årene og ett som karakteriserer den i 1990-årene. Med mange kategorier blir det nødvendigvis også mange begreper. Tilnærmingen har et *idealtypisk* tilsnitt. Det reelle skillet mellom de to historiske fasene er ikke så entydig som det kan gis inntrykk av. Gråsonene mellom begrepsparene er i flere tilfelle betydelige. Men som en *miljøproblemenes typologi*, og som et bakteppe for det seinere fokus på analyseverktøyenes endrete karakter, bør framstillingen være egnet.

Rapportens *trede* hovedspørsmål er *hvordan har analyseverktøyene endret karakter, og hvordan kan de forstås i lys av miljøproblemenes endrete karakter?* En første avgrensning er viktig; oppmerksomheten rettes i første rekke mot verktøy som er eller kan inngå i miljøplanlegging og –politikk på lokalt og regionalt nivå. Med regionalt menes fylker eller områder som er større enn kommuner.

Begrepet miljøproblem

Miljøproblemer omfatter *fysiske endringer* i naturen, fra gener, arter og enkelt-lokaliteter til større, sammenhengende systemer. Noen av systemene er så store at de omfatter hele jorda. "Natur" kan være så mangt og dekker hele spektret fra det upåvirkete til det som allerede er sterkt påvirket og endret av mennesket. Det kan også omfatte mennesket selv. Tilsvarende er det mange typer og grader av "endring", fra det som alene gjør seg gjeldende i naturen utenom mennesket til det som først og fremst påvirker mennesket. Tidligere har det vært vanlig å knytte begrepet naturvern til det første og miljøvern til det andre. I dag er det ikke like hensiktsmessig å bruke et slikt skille etter som alt kan forstås som miljøproblemer. Dessuten kan endring omfatte både årsak og virkning. Vi vet fra miljøproblemenes historie at relasjonene mellom årsak og virkning kan være minst like komplekse i naturen som i det sosiale menneskesamfunnet. En årsak eller kilde kan ha mange virkninger, og en virkning kan ha mange årsaker. En konsentrert årsak kan ha spredte virkninger, og spredte årsaker kan ha konsentrerte virkninger. Ikke minst er tidsaspektet viktig. En årsak i dag kan først og fremst ha virkninger langt inn i framtiden. Noen ganger finner vi det derfor like hensiktsmessig å knytte betegnelsen miljøproblem til årsaken som til virkningen, eventuelt til hele sammenhengen de inngår i.

Det understreker samtidig betydningen av både *tid og rom* når det er snakk om miljøproblemer. På en eller annen måte må begge dimensjoner bringes inn i analyseverktøyene. Det er utfordrende nok. Vi er kommet i en situasjon der de begge kan være meget omfattende. Rommet for sammenhenger mellom årsaker og virkninger kan i noen tilfelle omfatte hele det globale rom. Endringene over tid kan være meget langsiktige; for noen radioaktive stoffer kan vi snakke om biologiske faretider på flere hundre tusen år eller mer.

De fysiske endringene – i tid som i rom - er reelle. De er ikke sosialt konstruerte. Det er derimot måten vi fortolker og debatterer endringene. I dette ligger *den andre hoveddimensjonen* ved begrepet miljøproblem. Vi slutter oss derfor til J.S. Dryzek (1996) når han framholder: "*...måten vi konstruerer, tolker, diskuterer, og analyserer miljøproblemer har alle slags konsekvenser.*" (vår oversettelse).

Men altså bare med den forutsetning at miljøproblemer *også* omfatter fysiske endringer som ikke forsvinner uansett hvor mye vi konstruerer, tolker, diskuterer og analyserer, men bare når vi gjennomfører reelle endringer i våre menneskeskaptede strukturer og i vår praksis. I noen tilfelle kan vi kanskje håpe på at de bare tæres opp av tidens tann, ved å feie dem under teppet og la være å diskutere dem, men vi har en miljøhistorie med rikholdige eksempler på at det kan gi noen alvorlige tilbakeslag.

Med utgangspunkt i årsakene eller kildene kan vi skille mellom *fire hovedkategorier* av miljøproblemer. De er (Høyer og Selstad 1993)²:

- Forurensningstilknyttete
- Arealtilknyttete

- Ressurstilknyttete
- Artstilknyttete.

De *forurensningstilknyttete* omfatter problemer som er knyttet til utslipp og mobilisering av forurensende stoffer (og gener), både i luft, jord og vann. Det kan være tale om miljøgifter og miljøfremmede stoffer (og gener), men også om for store mengder av naturlig forekommende stoffer, eventuelt økt frigjøring av slike stoffer som allerede er bundet i naturen.

Arealtilknyttete er den typen problemer som på en eller annen måte er knyttet til inngrep i arealer. Ødeleggelse av naturverdier og nedbrytning av biologisk mangfold er viktige miljøvirkninger som følger av slike inngrep. Nedbrytning av biologisk mangfold er likevel ikke noe eksklusivt for arealtilknyttete problemer. Det kan også følge med de *forurensningstilknyttete*.

Ved utnytting av naturressurser kan det oppstå fysiske endringer i miljøet i tillegg til de som kan knyttes til forurensninger og arealinngrep. Det er de *ressurstilknyttete* miljøproblemene. Problemer som oppstår ved overutnytting av ressursene – for eksempel fiskeressurser – inngår i denne sammenhengen. Likeledes miljøproblemene forårsaket av den typen inngrep som for eksempel vannkraftutbygging representerer, utover det som kan knyttes til arealinngrepene. Kategorien omfatter også mer prinsipielle spørsmål knyttet til hva slags ressurser som utnyttes og hvorledes de utnyttes. Det gjelder spørsmål omkring ressursenes mengde og kvalitet, fornybare- og lagerressurser, og prinsipper for utnytting av disse for blant annet å ta hensyn til kommende generasjoner. Her har ikke minst spørsmål omkring energiressursene stått sentralt. Det understreker at vi med begrepet miljøproblemer forstår *miljø- og ressursproblemer*, hvilket er i samsvar med den forståelsen som har dominert miljødiskursen de siste 30 årene.

I tillegg har vi påpekt at det må forstås som miljø- og naturproblemer. Det vi kaller *artstilknyttet* er en type naturproblem. Desimering og utrydding av arter, dvs nedbrytning av biologisk mangfold, kan skje ved direkte inngrep i artene, og uten å gå gjennom forurensnings- eller arealtilknyttete årsaker. Rovdyrproblemene i Norge er et eksempel. Genteknologiske endringer av artene er et annet eksempel på noe av det samme. De artene som er genmanipulert kan medføre forurensningstilknyttete problemer gjennom spredning og formering i naturen. Men det er også det mer prinsipielle – og genuint artstilknyttete – spørsmålet om hvorvidt og hvilke typer endringer vi har rett til å påføre artene. Akkurat som for de ressurstilknyttete problemene understreker det at vi må inkludere *miljøetiske* spørsmålsstillinger i forståelsen av miljøproblemene (Høyer 2000).

Miljøproblemene har en historie. For å få grep om den trenger vi flere begreper. Det skal vi ta for oss nedenfor. Men først må det understrekes at det selvfølgelig kan være flere tilnæringer til beskrivelsen av historien. En kan være å se på ulike, mer eller mindre kontinuerlige historiske linjer, gjerne i et langt tidsperspektiv. Her er i norsk sammenheng forbilledlige arbeider gjort av Bredo Berntsen (1977; 1994). Vi har dessuten selv skrevet noe i Høyer og Selstad (1991). Det kan for eksempel skilles mellom en

”grønn” (natur), en ”blå” (forurensning) og en ”rød” (produksjon og forbruk) linje. En annen tilnærming kan være spesielt å rette oppmerksomheten mot en avgrenset, men særlig viktig historisk fase. Her er det i norsk sammenheng levert et viktig bidrag fra Alf-Inge Jansen (1989). Vi bruker en tredje tilnærming, ved å se på to distinkte faser med ca tyve år i mellom. Det er 1970-årene og 1990-årene.

I tillegg er det egentlig en tredje fase som går mye lenger tilbake i tid (Saglie 1998; Benevolo 1973). I vårt land i hvert fall tilbake til første halvdel av 1900-tallet. I noen andre europeiske land tilbake til 1800-tallet. Det dreide seg om forurensnings- og tilknyttete helseproblemer i byene, forårsaket av luftforurensninger fra industri og husholdninger, avfall og kloakk til gater og vann, men også fra trafikk i form av trengsel, støy og utslipp i form av hestemøkk fra hestekjerrere (Høyer 1994). De ”løsningene” som ble utviklet er et viktig bakteppe for å forstå framveksten av nye typer miljøproblemer i de to neste fasene, men tjener også som eksempler på hvordan noen løsninger senere kan skape nye problemer. Dette forholdet – miljøløsninger som skapere av miljøproblemer – er en viktig del av miljøproblemene historie. I forhold til industri og husholdninger ble løsningen å samle opp for å spre forurensningene til det nærmeste omlandet. Med det ble miljøløsningens forfyttningsstrategi etablert. Når også det nærmeste omlandet ble for sterkt forurensnet, ble det bare spredning enda lengre vekk gjennom høyere piper og lengre avløpsrør.

I trafikken fikk vi kollektivtransporten. Det tjener som eksempel på gode løsninger. Men vi fikk også bilen, i noen tilfelle med en begrunnelse om at den ville bidra til å bedre byenes miljøtilstand, folks helsetilstand (tuberkulose) og løse forurensningsproblemer fra hestemøkk (Høyer 1994). Et eksempel er en rapport i *Scientific American* fra 1899. Når bilene kom mente forfatteren at vi ville få et mindre støyfylt og renere bymiljø, fritt for både røyk og lukt. I det hele tatt mente han at en stor del av nervøsiteten, irritasjonen og stresset i det moderne storbylivet ville forsvinne med bilismens gjennomslag (fra Danmark mfl 1997, s.260). Innenfor byplanleggingen ble løsningen blant annet separering og skaping av avstand mellom ulike funksjoner, med boligområder et sted og industriområder et annet, gjerne et godt stykke fra hverandre. Spesielt i kombinasjon med bilen har det senere bidratt til å skape mer transport og trengsel og nye miljøproblemer (se Høyer annet sted i denne antologien).

Tilbake til de to neste fasene. De er begge kjennetegnet av en stor oppmerksomhet om miljøproblemer. Den første – 1970-årene – førte med seg en relativt omfattende miljøløsning og –planlegging, hvori innbefattet analyseverktøy. Det var en fase som hadde sin dominerende forståelse av miljøproblemene, sammensatt både av hvilke miljømessige endringer som faktisk framsto som mest kritiske og hvorledes problemene ble fortolket og diskutert. Omkring tyve år etter – i 1990-årene – ser bildet annerledes ut. Det er en annen forståelse av miljøproblemene, en annen innretning av miljøløsning og –planleggingen, og andre analyseverktøy som bringes inn. Det kan uttrykkes som at miljøproblemene har endret karakter.

Miljøproblemenes endrete karakter

I tabellen under har vi vist en struktur for den videre omtalen av miljøproblemenes endrete karakter.

Tabell 1 Miljøproblemenes endrete karakter. En typologi

1970-årene		1990-årene
Ressurser	—————▶	Resipienter
Lokal	—————▶	Global
Punktkilder	—————▶	Diffuse kilder
Produksjon	—————▶	Produkt
Produksjon	—————▶	Forbruk

Fra ressurs- til resipientgrenser

I 1970-årene var det stor oppmerksomhet om *ressursgrenser*, mens vi i 1990-årene har sett en mye større oppmerksomhet om *resipientgrenser*. Det tar utgangspunkt i en todeling av de funksjoner naturen utøver overfor mennesket. På den ene siden tar vi ut både biologiske og ikke-biologiske material- og energiressurser. På den annen side er naturen mottaker av vårt avfall; den utøver funksjonen som resipient. På engelsk brukes gjerne betegnelsene "sources" and "sinks".

I tilknytning til utnytting av ressurser kan det skilles mellom tre typer miljøproblemer:

- Problemer knyttet til ressursenes mengde og kvalitet
- Problemer ved uttak av ressurser
- Problemer ved omforming og bruk av ressurser.

Sentralt i miljødebatten tidlig på 1970-tallet sto problemene omkring ressursenes mengder. Et dominerende perspektiv var at absolutte grenser for omfanget av menneskeskapt virksomheter ville settes av ressursenes begrensede mengder. Det er det vi kan kalle *ressursgrenser*. Det er et lite framtrekkende perspektiv på 1990-tallet. Viktigere er de grenser som settes av at resipientene har begrenset mottakskapasitet for avfallet som produseres når ressursene brukes. Det er *resipientgrensene*. For å skarpstille det: problemet er ikke at det er for lite kull, olje og gass. Problemet er at det er for mye. De globale resipientene tåler ikke å ta imot alle avfallsproduktene. Det er en grense som setter langt snevrere rammer for omfanget av menneskelig virksomhet enn det som følger av ressursenes begrensede mengder.

Dette skillet i forståelsen av miljøproblemer blir illustrert av innholdet i to bøker fra den samme forskergruppen. I 1972 utga forskergruppen "Vekstens

grenser” for den såkalte Roma-klubben (Meadows mfl 1972). Det var for øvrig en internasjonal bestselger. Ved hjelp av avanserte data-modeller og – beregninger skisserte de en utvikling med absolutte fysiske grenser for uttaket av viktige naturressurser. I en bok tyve år etter – stadig for Roma-klubben – er det resipientgrensene som dominerer, tydeliggjort ved hjelp av de samme data-modellene. Bokas tittel er samtidig endret til ”Over grensen”, eller bedre ”Bortenfor grensene” som er den engelske originalen (Meadows mfl 1992).

Den globale problematikken

Det neste skillet i *Tabell 1* er mellom *lokale og globale* miljøproblemer. I forhold til vår tidligere historie er vi etter hvert kommet i en situasjon der menneskelig virksomhet medfører endringer som har et svært stort volum selv i sammenlikning med globale natursystemer. Det er en bakgrunn for den økende oppmerksomheten om globale miljøproblemer. I 1970-årene var det i større grad en forståelse av miljøproblemene som lokale og til dels regionale.

Gjennom hele den moderne historien er lokale, også enkelte regionale resipientgrenser blitt overskredet. Men en omfattende overskridelse både av lokale, regionale og globale resipientgrenser har vi ikke hatt før. Drivhuseffekt, stratosfærisk ozon-nedbrytning og et nitrogen-kretsløp i alvorlig ubalanse tjener som eksempler på den globale problematikken³. Sur nedbør, skogsdød og troposfærisk ozon som eksempler på det regionale. Gjennom historien har vi kunnet bevege oss fra en lokal resipient til en annen. Lokal overbelastning er delvis blitt løst ved å flytte problemene til det regionale nivå. Omfattende tekniske løsninger på de lokale problemene har likevel ført til at regionale resipienter er blitt overbelastet, rett og slett fordi sum-belastningen fra mange små lokale kilder blir for stor regional. Tilsvarende er vi nå kommet i en situasjon der også summen av de mange små lokale kildene gir for stor belastning globalt. Det er et uttrykk for at volumet av de menneskelige aktiviteter og virksomheter utgjør et problem, uavhengig av de kvalitative aspektene ved de teknologiene som er i bruk. Vi har et *volumproblem*, og ikke lenger bare et *intensitetsproblem*. Det stiller oss overfor mer grunnleggende utfordringer. Alle muligheter for å flytte på problemene er på en måte brukt opp. Når den globale ”allmenning” er truet, er det ikke flere allmenninger å ta av.

Nå kan ”globalt” forstås på flere måter. I hvert fall tre (Kjølsrød 1995). Så langt har vi bare skissert en *fysisk-romlig*, der det er hele globale natursystemer som gjennomgår endringer. CO₂-kretsløpet i atmosfæren er et slikt system. Det stratosfæriske ozonet et annet, og det globale nitrogen-kretsløpet et tredje. Men vi kan også snakke om globalt i en mer *generisk* forstand. Det er når samme type problem gjør seg gjeldende over hele jorda; det er et globalt fellesproblem. Eksempler er nedbrytning av biologisk mangfold, tap av matjord og tap av fiskeressurser. Til sist kan det gis en mer *politisk* betydning, der globalt rett og slett er de miljøproblemer som drøftes på global-politiske arenaer, og der utgangspunktet i det minste er at de ikke kan løses av noe land alene. Alle tre forståelsene inngår i vårt begrep om globale miljøproblemer.

Lokalt og globalt er ikke helt atskilte enheter. Det globale er ikke noe som svever i løse lufta, men har alltid forbindelseslinjer til lokale aktiviteter og virksomheter. Som Torsten Hägerstrand (1991) understreker er det i natur som i samfunn mye mellomliggende substans mellom det lokale og det globale. En viktig oppgave er å få grep om denne substansen, dvs å analysere sammenhengene mellom dem og forbindelseslinjene til den menneskelige virksomhet. Til det trenger vi analyseverktøy.

De diffuse kilders problematikk

Det tredje skillet går mellom *punktkilder* og *diffuse kilder*. Punktkilder er få, store og lett avgrensbare. Det enkelte punkt kan være i form av et industrianlegg, en industripipe eller enden av et avløpsrør. Derved kan det også være den oppsamlingen av mange opprinnelige små og spredte kilder til et punktutslipp som blant annet gjøres innenfor avløpsteknologien.

Diffuse kilder er mange, små, spredte og vanskelig avgrensbare. Hver og en så liten at den tilsynelatende er uten betydning i den store sammenheng. De kan også være spredt over store avstander. Eventuelt kan de være ulike typer kilder, men likevel med opphav til samme type miljøproblem. Transportsektoren representerer en typisk diffus kilde. Den globale drivhuseffekten og forstyrrelsene av nitrogen-kretsløpet er eksempler på miljøproblemer som er forbundet med diffuse kilder. Tilsvarende i mange tilfelle for nedbrytningen av biologisk mangfold gjennom arealtilknyttete inngrep.

De diffuse kildene addererer seg opp. Det norske ordtaket er: mange bekker små gjør en stor å. Selv om hver kilde er liten, kan sum-belastningene på natursystemene være svært store. T. Hägerstrand (1991) omtaler det som "de små beslutningers tyranni", E.P. Odum (1989) som "de små teknologiers tyranni". Dette særpreget blir ofte dårlig forstått. Det er for eksempel ganske vanlig at argumentasjonen omkring diffuse kilder blir ført som om de er av punktkilde-karakter. Ikke minst skjer det i debatten om drivhuseffekten. Det blir argumentert med at utslippene av drivhusgasser fra de enkelte aktiviteter eller sektorer er så små i global sammenheng at vi kan se bort fra dem. I dette ligger nettopp problemets særpreg. Det er sumbelastningen fra alle de små kildene som er problemet. Løsninger krever inngrep i alle kildene, uansett hvor små de er og uansett hvor de måtte ligge.

Til tross for slike argumentative feilskjær er det på 1990-tallet blitt en forståelse av de diffuse kilders miljøproblemer som dominerende. Det representerer en klar kontrast til hele vår tidligere miljøvernshistorie der det er punktkildenes problemer som i første rekke har vært i fokus. Vi er derved blitt vant til å håndtere miljøproblemer som om de er av punktkilde-karakter. De er konsentrerte og oversiktlige, og byr derved på muligheter for løsninger som er konsentrerte og oversiktlige. Det er grunnlaget for miljøvernshistoriens klassiske, tekniske "slutt-ende" løsninger. De diffuse kilder ligger dårlig til rette for slik "slutt-ende kontroll". Det vil i større grad være snakk om "in-put styring" (Odum 1989).

Produktenes miljøproblemer

Et fjerde skille i *Tabell 1* er satt mellom *produksjonens og produktenes miljøproblemer*. De problemene som oppstår under den industrielle produksjonen av produkter har gjerne en punktkilde-karakter. På 1990-tallet er det blitt større oppmerksomhet om produktenes miljøproblemer, det forhold at produkter gir problemer når de transporteres, når de brukes, når de tas ut av bruk, og når de blir til avfall. I overgangene fra lokal til global og fra punkt til diffus kan industriens miljøproblemer forstås som flyttet, fra de nære omgivelser og lokale resipienter til de fjerne nettverkene og det globale miljø. I dette tilfelle er det snakk om enda en form for flytting; fra produksjonsstedene til produktene⁴. Hvert enkelt produkt utgjør en kilde for miljøproblemer. De er mange, spredde og vanskelig avgrensbare. Diffusjonsgraden er økt både ved at det er blitt langt flere produkter og ved at sammensetningen av stoffer i det enkelte produkt er blitt mer komplisert. Det er en utvikling som har ledet oss inn i følgende paradoksale situasjon: *miljøvennlig produksjon av miljøfiendtlige produkter*.

Løsningen på produktenes miljøproblemer ligger igjen ikke innenfor det klassisk tekniske domene. Det kreves *input-styring*; for å få kontroll over det som kommer ut av produktene når de forbrukes, er det nødvendig å legge begrensninger på det som går inn når de produseres. I praksis innebærer det større anvendelse av biologisk nedbrytbare stoffer, sterke begrensninger på innholdet av miljøgifter, og enklere mindre stoffsammensatte produkter og komponenter. Det stiller andre krav til produktdesign. Avgjørende er å ta hensyn til hva produktene etterlater seg i naturen når de brukes og etter at de er blitt til avfall. Det krever design av produkter som er enkle å bli kvitt, eventuelt enkle å resirkulere og bruke om igjen.

Men diffusjonsgraden er også økt på en annen måte; produktene produseres i større grad i romlig omfattende og oppsplittede produksjonskjeder. Mellom hvert ledd i kjedene er det alltid en mellomliggende substans: transportene. Det retter oppmerksomheten mot de miljøproblemene som ikke bare skapes i men også *av* de nettverkene de moderne produktene inngår i.

I disse sammenhengene er det skjedd en utvikling fra "vegg til vegg" til "vugge til grav" både når det gjelder produsentenes ansvar for sine produkter og når det gjelder analyseverktøy. Det innebærer å ta ansvar for og å følge produktenes miljøkonsekvenser på alle ledd fra råstoff-utvinning ("vugge") via produksjon og bruk fram til produktet blir til avfall ("grav"). I prinsippet kan det også omfatte alle mellomliggende transport. Det har gitt grunnlag for analyseverktøyet *livssyklusanalyser* for å fange opp helheten av produkters miljøproblemer (LCA – Life Cycle Analysis).

Forbrukets miljøproblemer

Produktene skal forbrukes. Det gir en overgang til det siste skillet mellom *produksjonens og forbrukets miljøproblemer*. På 1990-tallet er det blitt en mye større oppmerksomhet om de moderne tyngdepunktene for forbruk som skapere av miljøproblemer. I sin teori om *nye forbruksmidler* (som kontrast til begrepet om produksjonsmidler) kaller den amerikanske sosiologen

George Ritzer (1998; 1999) disse tyngdepunktene for *forbrukskatedraler*. For mange mennesker har de en fortryllende, til og med religiøs karakter, og har blitt lokaliteter for menneskers "pilgrimsreiser" hvor de kan utøve sin "forbruker religion". Typiske eksempler er kjøpesentra og fornøylesparker. Men ifølge Ritzer foregår liknende prosesser på mange andre arenaer: idretts- og fotballstadioner, temaparker, muséer, og til og med i universiteter.

For at katedralene hele tiden skal trekke til seg tilstrekkelig antall forbrukere må de kontinuerlig bringe inn nye former for "fortrylling" (enchantment). Spektakulære økninger i bygningsmassens og arealenes størrelse er en av disse formene. Det innebærer større arealinngrep og ressursbruk, og de blir større tyngdepunkter for skaping av miljøproblemer⁵. Ikke minst henger det sammen med forbrukskatedralene sin nære tilknytning til transport og transportinfrastruktur. De er ofte direkte avhengig av tilknytning til den tyngste veiinfrastrukturen og til storstilte parkeringsarealer. I tillegg har viktige deler av transportens infrastruktur i seg selv blitt forbrukskatedraler. Det gjelder flyplassene, og etter hvert også de moderne jernbanestasjonene som prøver å etterligne dem⁶.

Det er husholdninger og individer som reiser på de forbruksrelaterte "pilgrimsreisene". De reiser mellom boligene og forbrukskatedralene. Mange av katedralenes produkter samler seg opp og gjennomgår sitt endelige forbruk i boligene. Skillet mellom produksjonens og forbrukets miljøproblemer innebærer også en større oppmerksomhet om *husholdningens og boligens* miljøproblemer. Boligene er ikke i seg selv katedraler, men har fått økende betydning som forbruksmidler og tyngdepunkter for forbruk. Betegnelser som "*middels stor transportbedrift*" og "*middels stor kjemikaliebedrift*" er blitt brukt om den moderne husholdningen og boligen (Høyer og Selstad 1993). I det siste tilfelle gjenspeiler det seg blant annet i avløpenes sammensetning. Svenske analyser viser at de vanlige kommunale avløpene i dag kan være mer komplekse og bestå av langt flere miljøfremmede stoffer enn de vanlige industriavløpene. Og mens industriutslippene er kraftig redusert, så øker de andre utslippene. Svenske analyser viser også at bare fire prosent av den mengden av tungmetallet krom som er i bruk er sluppet ut i jord og vann. Resten finnes bundet i sko, lærvarer, fargestoffer, kjøkkenredskaper, bildeler, sykler, og annet. Hvis all bruken av krom blir værende på dagens nivå, og effektive resirkuleringssystemer ikke blir utviklet for hele mangfoldet av produkter, så vil de største, befolkningstette kommunene i Sverige til sist få en like stor belastning i jord og vann som de mest belastede områdene rundt ferro-krom industrien (Høyer og Selstad 1993).

Men ikke minst er husholdningene – med utgangspunkt i boligene - blitt en slags transportbedrifter. De er som produktene enheter i romlig omfattende og oppsplittede nettverk av tilknytningspunkter, der det hele tiden skjer materielle forflytninger mellom punktene. Både i forbruksmidlene og produktenhetene er transportinnholdet således større enn før. Det er en form for diffuse kilders problematikk, og understreker betydningen av analyseverktøy som kan fange opp *nettverksrelaterte* miljøproblemer. Samtidig understreker det behovet for verktøy som nettopp kan analysere en

sammensatt miljøproblematikk med utgangspunkt i *enhetene forbruksmidler og produkter*, og ikke bare med utgangspunkt i produksjonsstedene.

Volum, fordeling og langsiktighet

Et viktig skille i miljøforståelsen ble satt med framleggelsen av Brundtlandkommisjonens rapport i 1987 (Brundtland mfl 1987) og de etterfølgende prosessene og diskursen om bærekraftig utvikling. Det vi så langt har beskrevet om miljøproblemenes endrete karakter er i stor utstrekning en del av den miljøforståelsen som karakteriserer denne diskursen, men samtidig er det gjennom begrepet bærekraftig utvikling rettet en oppmerksomhet mot noen andre typer miljøproblemer.

Den amerikanske økonomen Herman Daly er en viktig bidragsyter til forståelsen av de skiller som skjer gjennom lanseringen av begrepet bærekraftig utvikling. Hans bidrag er av særlig interesse fordi han har stått sentralt i begge de historiske fasene, dvs både i 1970-årenes ressursorienterte diskurs (Daly 1973) og i 1990-årenes bredere diskurs om bærekraftig utvikling (Daly og Cobb 1991). I det siste arbeidet understreker Daly at det er nødvendig å skille mellom problemer knyttet til *volum*, *fordeling*, og *allokering*. Det gjøres som del av en kritisk analyse av det rådende ny-klassiske grunnlaget for liberaliseringen og globaliseringen av økonomien, hvori inkludert vektleggingen av markedsøkonomiske virkemidler i miljø- og ressurspolitikken. Daly mener at den ny-klassiske markedsøkonomien blir tildelt ansvarsområder som den verken kan eller bør ha. Han framholder at det er et "riktig" volum for økonomiens samlede størrelse i relasjon til dens grunnlag i natursystemene. Det gjelder både i forhold til ressurser og resipienter, og han oppstiller en rekke begrunnelser for hvorfor den globale økonomien allerede har nådd et volum som er større enn det "riktige". Anbefalinger om globale reduksjoner i utslippene av klimagasser – CO₂ spesielt - er én begrunnelse.

Et nøkkelement i Daly sin analyse er at både volum og fordeling er data som et markedssystem krever fastsatt exogent for å kunne løse allokeringsproblemene effektivt, dvs å sikre en rasjonell allokering av ressurser til de forskjellige delene av det økonomiske systemet. Volum og fordeling er derved ikke variable som gis verdi gjennom et markedssystem; de må begge fastlegges gjennom politiske prosesser på et overordnet samfunnmessig nivå. *Volum* må fastsettes i forhold til økologisk bærekraft, *fordeling* på grunnlag av den normative verdien likhet, innenfor og mellom generasjoner.

Det bringer inn to begreper om miljøproblemer som uttrykker viktige sider ved forståelsen av *bærekraftig utvikling*. For det første er det *volumproblemer*. Både i Brundtlandkommisjonens rapport og i den etterfølgende diskursen har det vært en sterk oppmerksomhet om behovet for å redusere omfanget av menneskeskapte aktiviteter og belastninger på natursystemene. Det gjelder særlig innenfor områdene energiforbruk og utslipp av klimagasser. Mens det tidligere var en *begrensningsorientering* som rådet grunnen, er 1990-årene dominert av den *reduksjonsorienteringen* som Daly gir uttrykk for. Det er til og med snakk om ganske kraftige

reduksjoner; i de rike landene som framlegg om 50 prosent reduksjon i energiforbruket og 60-80 prosent reduksjon i utslippene av CO₂.

Det andre begrepet er *fordelingsproblemer*. I det ligger spørsmålene om rettferdig fordeling av de begrensede globale "allmenningene" mellom fattig og rik i verden i dag, og i forhold til framtidige generasjoner. Allmenningene kan gjelde både ressurser og resipienter. Metaforen *økologisk rom* har fått en omfattende bruk i 1990-årene, både i nasjonale og internasjonale sammenhenger, og selv i offentlige kontekster. I den siste norske stortingsmeldingen om bærekraftig utvikling (Miljøverndepartementet 1997) er det blant annet et eget kapittel med tittelen: "Industriland og Utviklingsland og Økologisk Rom". Det framholdes at de rike landene gjennom sin økonomiske aktivitet opptar en uforholdsmessig andel av et "økologisk rom", og at "beregninger av "økologisk rom" kan illustrere hvordan langsiktig utvikling for hele verden som ligger opp til vårt forbruksmønster, er langt fra bærekraftig og derfor høyst urealistisk" (s.20). Som vi skal komme tilbake til er metaforen også blitt navnet på et av analyseverktøyene som er utviklet i 1990-årene. I tilknytning til analysen av miljøproblemenes endrete karakter kan det uttrykkes som et skille mellom 1970-årenes *nasjonale økologi* og 1990-årenes *globale økologiske rom*.

I tillegg har diskursen om bærekraftig utvikling ytterligere bidratt til å løfte fram miljøproblemenes tidsdimensjon, uttrykt i et tredje begrep: *langsiktighet*. Det rommer tre hensyn. For det første at miljøkonsekvensene av menneskeskapt inngrep i naturen – planlagte og iverksatte - skal analyseres i et meget langt tidsperspektiv. Hvor langt vil bestemmes av inngrepets karakter. I tilfelle inngrep som genererer radioaktive stoffer vil det som tidligere nevnt kunne dreie seg om hundre tusener av år. For det andre at de langsiktige miljøkonsekvensene – både av hensyn til naturen i seg selv og av hensyn til framtidige generasjoner – skal tillegges minst like stor vekt som de kortsiktige, og i størst mulig grad skal søkes unngått når beslutninger om nye og begrensninger i eksisterende inngrep skal tas. Det tredje er at det antydes *en bestemt tidsramme* for en globalt omfattende overgang til etableringen av vesentlige forutsetninger for et bærekraftig samfunn. Vanligvis opereres det med omkring år 2050 som en slags tidsfrist for den globale omstillingsprosessen, slik det blant annet gjøres av Brundtlandkommisjonen når det gjelder de rike landenes reduksjon i energiforbruket. Vi skal seinere se at det er en tidsfrist som legges inn som forutsetning i flere av analyseverktøyene.

Den nye miljøforståelsens 15 begreper

I 1990-årene har det ikke minst vært en oppmerksomhet om problemene knyttet til utslippene av klimagasser. Det understreker at diskursen om bærekraftig utvikling også rommer et spesielt fokus på visse hovedtyper av *substansielle miljøproblemer*. I stortingsmeldingen om bærekraftig utvikling (Miljøverndepartementet 1997) er det tre typer som løftes fram: Klima og energi, biologisk mangfold og helse- og miljøfarlige kjemikalier. Vi mener at en inndeling i følgende *fire* gir et riktigere bilde:

- Energi
- Klima
- Biologisk mangfold
- Miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer

Energi og klima er selvfølgelig nært knyttet til hverandre, men som det kommer til uttrykk i Brundtlandkommisjonens rapport er de samtidig to separate temaområder. Omforming av samfunnets energibruk er relatert til en lang rekke andre spørsmål enn det som har med utslipp av CO₂ å gjøre. Samtidig skjer det viktige utslipp av andre klimagasser fra mange andre kilder enn energibruk, så som landbruksproduksjon, industriproduksjon og avfallshåndtering. Miljøgifter er stort sett synonymt med stortingsmeldingen sine "kjemikalier". Men det må forstås som et videre område. Det omfatter også problemer knyttet til tungmetaller, både til deres anvendelse i produksjoner og produkter og til den skadelige frigjøringen som skjer av det som er naturlig bundet. I tillegg inngår en rekke problemer knyttet til radioaktive stoffer, utenom de som har sammenheng med energiproduksjonen.

Normer for *miljøkvalitet* har vært gjenstand for stor oppmerksomhet helt siden 1970-årene. Her kan vi ikke snakke om noe skille i miljøproblemenes karakter. Faren er stor for at det er mange barn som kan følge med badevannet hvis vi utvikler en forståelse om at miljøkvalitet har mindre betydning enn tidligere. Det er to ulike former for miljøkvalitet. Den ene er kvaliteten i de natursystemene som utgjør menneskenes nærmeste omgivelser, dvs de grensene for forurensning i luft, jord og vann som primært settes av hensyn til menneskelig helse. Eksempler er grenser for støy, og for konsentrasjoner i luft av partikler og nitrogenoksyder. Den andre er de grensene som settes i forhold til mer omfattende natursystemer av hensyn til kvaliteten på naturen i seg selv. Tålegrenser er et begrep som knyttes til denne formen for miljøkvalitet. Det innebærer at nivåer for forurensning bestemmes av de tålegrensene sårbare deler av natursystemene har. I global målestokk er grenser for utslipp av CO₂ eksempel på en tålegrense. I denne sammenhengen gjelder det derimot spørsmålet om grenser og miljøkvalitetskrav i lokale og regionale kontekster.

Hva har så spørsmålet om miljøproblemenes endrete karakter med analyseverktøy å gjøre? For de verktøyene som skal brukes i dag er det rimelig å forvente at de evner å fange opp de fire substansielle miljøtemaene ovenfor, som et minimum. I tillegg bør de kunne relatere seg til spørsmålene om miljøkvalitet. Når dette legges til analysen av miljøproblemenes endrete karakter, får vi *15 begreper som uttrykker dagens miljøforståelse* (jfr tabellen på neste side). De er alle begreper som analyseverktøyene må vurderes i forhold til for å kunne bedømme deres aktualitet og anvendelighet.

Tabell 2 Sentrale begreper som karakteriserer dagens miljøforståelse

1. Resipientproblemer
2. Globale problemer
3. Koplinger mellom lokalt og globalt
4. Diffuse kilders problemer
5. Produkters problemer
6. Forbruksmidlers problemer
7. Nettverksrelaterte problemer
8. Volumproblemer
9. Fordelingsproblemer
10. Langsiktighet
11. Miljøkvalitet
12. Energi
13. Klima
14. Biologisk mangfold
15. Miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer

Analyseverktøyenes historie og endrete karakter

Tabell 3 gir en oversikt over de viktigste analyseverktøyene siden 1970-årene. De er inndelt langs to dimensjoner. Først i hvilken grad de er deskriptive eller normative. Med normativt menes hvorvidt det er *eksplisitte* normative forutsetninger innebygget i selve verktøyets utforming, slik det for eksempel er tilfelle for økologisk rom. Den andre dimensjonen gjelder tre kategoriseringer av hva som er verktøyenes hovedorientering, dvs hva som først og fremst er deres formål. Med konsekvensorienterte mener vi verktøy som i første rekke søker å beskrive miljøkonsekvensene av menneskeskapte inngrep i naturen. Når de er orientert mot effektivitet, er formålet å oppnå større effektivitet i ressursbruken, eventuelt bredere former for miljøeffektivitet. De fordelingsorienterte har i større grad som formål å oppnå rettferdig fordeling mellom generasjoner og mellom fattige og rike land. Pilene som er angitt innenfor hver kategori uttrykker at de ulike verktøyene er mer eller mindre rendyrkede eksempler for den kategorien de er plassert i. De verktøyene som er plassert ved pilens startpunkt representerer det mest rendyrkede, mens plasseringen ved endepunktet uttrykker at de i større grad rommer karakteristika som hører hjemme i den/de neste kategoriene

Tabell 3 Ulike analyseverktøy i miljøplanleggingen. En typologi

Deskriptive ←		→ Normative			
Konsekvensorienterte		Effektivitetsorienterte		Fordelingsorienterte	
<ul style="list-style-type: none"> • Konsekvens analyse • Miljøgjeld • Nytte-Kostnads analyse • Retnings-analyse • Risiko-analyse • Ressurs-regnskap 	<ul style="list-style-type: none"> • LCA • Økologisk ryggsekk • Faktor 4 • Faktor 10 • Faktor 20 	<ul style="list-style-type: none"> • Økologisk fotavtrykk • Økologisk rom 			

Som for miljøproblemenes endrete karakter kan vi snakke om et viktig faseskille i verktøyenes utvikling. 1970-årene var fasen for de rent deskriptive analyseverktøyene, mens det i 1990-årene har vært en stor oppmerksomhet om de normative. Det er ikke minst bærekraftig utviklings *fordelingsproblemer* som kommer til uttrykk i de nye verktøyenes utforming. Vi har tidligere nevnt to rapporter fra Romaklubben med 20 år i mellom som uttrykk for miljøproblemenes endrete karakter. På slutten av 1990-årene kommer det en tredje rapport fra Romaklubben som retter oppmerksomheten mot den nye generasjonen av analyseverktøy (Weizsäcker mfl 1997).

Konsekvensorienterte analyseverktøy

Konsekvensanalyser har en sentral plass i verktøyenes historie. Det er en historie som går tilbake til 1960-årene. Et viktig tidsskille ble satt gjennom en ny amerikansk miljølovgivning fra 1969 (NEPA), der det ble stilt krav om konsekvensanalyser både på prosjekt- og programnivå. Det kom til å tjene som inspirasjon og modell for bestemmelser i en lang rekke land, også Norge⁷. En definisjon på konsekvensanalyse er (Jensen 1975):

”et samlebegrep på metoder og prosesser som benyttes når man allsidig belyser fordeler og ulemper ved ulike tiltak. Konsekvensutredninger innebærer en systematisk framgangsmåte hvor forutsetninger, analysemetoder og resultater klargjøres på en åpen måte slik at de kan etterprøves av andre og gi underlag for beslutninger”.

Det understreker at konsekvensanalyser har et bredere siktemål enn bare å gi en analyse av miljømessige konsekvenser. I vår sammenheng er fokus likevel på det som betegnes miljøkonsekvensanalyser, eller ”Environmental Impact Analysis”. Å klarlegge miljøkonsekvensene er slike analysers viktigste siktemål, selv om det ikke er det eneste.

Konsekvensanalysene har to historiske røtter. Begge går langt tilbake, som sagt i hvert fall til 1960-årene. Den ene er *planlegging*. En prosess for det som kan kalles *rasjonalistisk* planlegging beskrives gjerne med trinnene:

1. Problemanalyse
2. Målformulering
3. Alternativsøking
4. *Konsekvensanalyse*
5. Valg av alternativ
6. Handlingsplan
7. Gjennomføring.

I planleggingsdiskursen kalles dette i dag ofte for *synoptisk planlegging* (forstått som en sammenhengende rekke av klart definerte operasjoner). Den andre roten er de *store prosjekters* og naturinngreps konsekvenser. Det er atomkraftverkenes, vannkraftverkenes, oljeanleggenes og motorveienes analysesystem. Her lå den amerikanske lovgivningens forankringspunkt, men det er også et område for en egen norsk historie. Helt fra 1960-årene har vi hatt bestemmelser om konsekvensanalyser i ulike typer særlovgivning, etter hvert gjeldende blant annet vassdragsreguleringsloven, elektrisitetsloven, vegloven og petroleumsloven.

I 1990-årene er det mest omfattende norske systemet forankret i *plan- og bygningslovens* bestemmelser om *konsekvensutredninger*, selv om egne bestemmelser i noen særlover er beholdt. Etter å ha vært utredet siden tidlig i 1970-årene, ble de en del av planleggingslovgivningen i 1990⁸. På denne måten forsøkte man å forene de to historiske røttene; på den ene siden ved å

knytte bestemmelsene til store prosjekter, på den andre ved å integrere dem i planleggingsystemet og dets institusjoner. Men det artet seg likevel nokså paradoksalt: bestemmelser som var utformet med grunnlag i 1970-årenes miljøforståelse om de store prosjekters eller punktkildenes problematikk, møtte – når de endelig var blitt lovfestet – 1990-årenes oppmerksomhet om de diffuse kilders problematikk. Det reiste umiddelbart en debatt om *størrelseskravet*, dvs hvor store de prosjektene skal være som utløser kravet om konsekvensanalyser. Gjennom seinere endringer er kravene senket, men det er stadig spørsmål om ytterligere senkninger. Det vil i så fall bringe bestemmelsene nærmere tilbake til den ene historiske roten, der konsekvensanalyser er en integrert del av den løpende planleggingen, for eksempel kommuneplanleggingen.

Men det har også vært en annen debatt som egentlig fører i samme retning. Den har foregått både i Norge og i en lang rekke land, foruten i flere internasjonale fora. Utgangspunktet er forståelsen av at viktige forutsetninger for et prosjekt allerede er lagt før man starter med prosjektplanleggingen, dvs gjennom forutgående og mer overordnede planer, programmer og politikk. Rammen for de alternativene som kan vurderes blir også snevrere på prosjektnivå enn på de tre andre nivåene. For eksempel er det vanskelig å bringe inn mer grunnleggende alternativer enn alternative veitraséer ved konsekvensanalyser av veiprosjekter. Det har brakt inn behovet for *strategiske konsekvensanalyser*. Noen kaller dem for *3P-analyser*, dvs konsekvensanalyser av nettopp planer, programmer og politikk. Den fjerde P'en er det etablerte systemet med prosjektorienterte analyser. Bestemmelser om slike strategiske analyser er gjort i flere land. Også i Norge i tilknytning til den statlige utredningsinstruksen, omfattende offentlige utredninger, utarbeidelse av nye forskrifter, og proposisjoner og meldinger til Stortinget (i tilfelle forslagene får store miljøkonsekvenser).

Plan- og bygningslovens system for konsekvensanalyser understreker verktøyets tilknytning til lokal og regional miljøplanlegging. Det har også andre styrker. Ikke minst egner det seg godt både for å analysere alle de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer og relasjonene til miljøkvalitet, i naturen og i menneskenes nære omgivelser. I lys av miljøproblemenes endrete karakter er det likevel et analyseverktøy med mange svakheter. Det er i sin nåværende form lite egnet til å fange opp de diffuse kilders problematikk. Med sin prosjektorientering ligger det ikke til rette for å analysere de mange koplingene mellom lokalt og globalt, selv om globale miljøproblemer kan inkluderes. Med sin forankring i produksjonens miljøproblemer er det vanskelig å bringe inn produktenes og forbruksmidlenes problematikk.

Men alt dette er svakheter som kan rettes opp hvis det utvikles et system for konsekvensanalyser som knytter det til den løpende planlegging, dvs et system for strategiske miljøkonsekvensanalyser på lokalt og regionalt nivå. Det trenger ikke å komme isteden for, men kan være et tillegg til det etablerte systemet. Dog er det fortsatt noen svakheter av mer grunnleggende karakter. Konsekvensanalyser er ikke egnede analyseverktøy når oppmerksomheten rettes mot bærekraftig utvikling sine begreper om globale volum- og fordelingsproblemer.

Nytte-kostnads- og risikoanalyse

Nytte-kostnads analysene (NKA) sin historie er minst like lang som konsekvensanalysenes. De er også knyttet til hverandre. NKA kan i seg selv være konsekvensanalysen, men kan dessuten inngå som et av flere analyseverktøy i en bredere konsekvensanalyse. I sin opprinnelse er det et verktøy som retter oppmerksomheten mot prosjekters og større investeringers samfunnsøkonomiske aspekter framfor bare de rent bedriftsøkonomiske, både når det gjelder nytte og kostnader (Mishan 1973). Inkludert i kostnadsbegrepet kan være helse- og miljømessige konsekvenser. Men i prinsippet kan de også være en del av nyttebegrepet hvis prosjektene gir forbedringer på området. Motsetninger omkring hva som er nytte og hva som er kostnader – og for hvem – er en del av NKA sin nokså problemfylte historie (Høyer 1979).

NKA bygger på en forutsetning om at det finnes noen samfunnsøkonomiske ”riktige” vekter (priser) for hvert element og for hver delkonsekvens, dessuten at de alle kan legges sammen til en sum fordi de er uttrykt gjennom en felles enhet – kroner. På denne måten kan både nytte og kostnad uttrykkes i ett tall med samme enhet, og de kan sammenliknes direkte. Både nytte og kostnader omfatter faktorer som kan ligge langt fram i tid. Det reiser et spørsmål om hvorledes de kan regnes om og summeres til noe som gjelder i dag. Et metodisk grep er beregning av nåverdi. Det brukes en diskonteringsrente for å diskontere det framtidige tilbake til nåtiden. Ved for eksempel 10 prosent diskonteringsrente er nåverdien av en miljøkatastrofe om 100 år redusert med en faktor på 13 000, dvs i praksis til ingenting. Det illustrerer de problemene bruken av analyseverktøyet ofte har hatt i forhold til kravene om *langsiktighet* og å vektlegge framtidige miljøkonsekvenser minst like mye som dagens.

Analyseverktøyet problemfylte historie har likevel i større grad vært knyttet til tallfestingen av ulike typer konsekvenser i kroneverdier. Begge operasjoner er like problematiske; både det å redusere flerdimensjonale konsekvenser til én og det å knytte kroneverdier til dem. Spesielt internasjonalt er historien full av eksempler på umulige former for tallfesting, fra priser på menneskeliv til markedsverdi på tusen år gamle kirker⁹. I tillegg til slike prinsipielle problemer bærer NKA med seg de samme svakhetene som konsekvensanalysene i forhold til miljøproblemenes endrete karakter. De er dessuten lite egnet til å analysere de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer, rett og slett fordi det er problemtyper som ligger svært dårlig til rette for tallfesting i kroneverdier.

Risikoanalyse kan som NKA både være en egen form for konsekvensanalyse og inngå som et viktig verktøy innenfor rammen av bredere analyser. Det innebærer en annen form for tallfesting. I sin opprinnelige og mest rendyrkede form er formålet å komme fram til et risikotall, som er et produkt av tallfestet konsekvens multiplisert med sannsynlighet for at konsekvensen skal inntreffe. Typen konsekvenser vil for eksempel kunne være antallet døde eller skadete mennesker ved en ulykke. I den rendyrkede formen – slik den i første rekke ble utviklet og brukt i 1970-årene som en ren ekspertanalyse – har risikoanalyse vært gjenstand for betydelig kritikk. Fortsatt er det i dag en omfattende bruk av

slike analyser, blant annet innenfor området mat og helse, men da i en ”mykere” form. Det skilles gjerne mellom følgende tre begreper og operasjoner: 1. *Risikovurdering*, 2. *Risikostyring*, og 3. *Risiko kommunikasjon*. Risikovurdering omfatter det grunnleggende analysearbeidet slik det er beskrevet ovenfor. Risikostyring plasserer risikovurderingen i en bredere samfunnsmessig kontekst, der andre faktorer trekkes inn og der politikere og beslutningstakere deltar. Risiko kommunikasjon er den løpende kommunikasjon omkring risikospørsmålene med samfunnet rundt, og skal idéelt foregå både i vurderings-/analysefasen og i styringsfasen.

Analyseverktøyets grunnleggende trekk er likevel i behold. Det forutsetter en rimelig grad av sikkerhet i begge sider ved analysen, både i konsekvensanalysen og i sannsynlighetsanalysen. Resultatet kan derfor godt bli meget lav risiko selv om konsekvensene er store, fordi sannsynligheten for at de skal inntreffe er beregnet å være liten. Dette har vært kjernen i debatten om ulykker i atomkraftverk, der også faktiske hendelser har kullkastet denne typen ”sikre” risikotall (Høyer 1979). Det understreker betydningen av å skille mellom analyser eller beslutninger under risiko og under usikkerhet. Når vi står overfor mer vidtrekkende former for usikkerhet – være seg når det gjelder konsekvenser eller sannsynligheter – gir ikke risikoanalysen noe svar. I høyden kan den brukes til å bringe fram et grunnlag for å vurdere om vi står overfor usikkerhet og ikke risiko, men det stiller til gjengjeld særlige krav til måten analysene gjøres på. 1990-årenes *føre-var prinsipp* er utviklet som et svar på dette problemet. Det kommer til anvendelse i tilfelle av usikkerhet. Med det understrekes samtidig at risikoanalyse i stor utstrekning må forstås som 1970-årenes analyseverktøy. Som nytte-kostnads analysen er det lite egnet til å analysere de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer, og står fjernt fra bærekraftig utvikling sine volum- og fordelingsproblemer. I tillegg er det vanskelig å se at det kan ha noen funksjon i lokal og regional miljøplanlegging som ikke mer fyllestgjørende blir dekket av konsekvensanalyser.

Fra ressursregnskap til miljøgjeld

Ressursregnskapets historie i Norge går tilbake til forarbeidene til etableringen av Miljøverndepartementet i 1972. Det er en historie som er mer utførlig beskrevet i et annet arbeid, og som denne framstillingen bygger på (Høyer og Selstad 1991). Forslaget var at Stortinget skulle få seg forelagt regelmessige meldinger om vår naturressurs-status – ressursregnskapet – omfattende de tiltakene og inngrepene som var planlagt, og analyser av deres fordeler og ulemper både i relasjon til naturressursene i seg selv og til ulike sider ved økonomi og næringsliv. Ambisjonene var at det nye departementet gjennom arbeidene med ressursregnskapene skulle bli et ressurs- og miljødepartement, med samme ansvaret for forvaltningen av naturressursene som Finansdepartementet har i økonomien. Miljøverndepartementet fikk da også sin ressursavdeling, men uten at det på noen måte skulle komme til å gjenspeile de opprinnelige ambisjonene.

Om de ikke fikk den statusen de var tiltenkt ble nasjonale ressursregnskaper likevel en realitet. Elementer av systemet er fortsatt i bruk, blant annet slik

det kommer til uttrykk i Statistisk Sentralbyrå sine årlige publikasjoner om naturressurser og miljø. På slutten av 1970-årene gjorde regjeringen dessuten framlegg om et system med *ressursbudsjetter* som et *styringsverktøy* for den langsiktige ressursbruken. De skulle være en del av grunnlaget for langtidsprogrammene og for avgjørelser om naturressursforhold i samfunnsplanleggingen. Det var i denne sammenhengen også prøvd ut forholdsvis ambisiøse budsjetter for ressurskategorier som skog, areal og fisk. Noe slikt system ble i realiteten aldri innført.

Av større interesse i vår sammenheng er at det samtidig ble foreslått å etablere et system med regionaliserte ressursregnskap (også ressursbudsjett) og å integrere dette i den regionale planleggingen, dvs i fylkesplanleggingen. Et utviklingsarbeid skjedde i flere fylker. I tillegg var tanken å utvikle ressursregnskapet som en viktig og integrert del av kommunene sin langsiktige oversiktsplanlegging, eller generalplanleggingen som det het den gang. Sentrale faglige aktører antydte med dette som grunnlag behovet for å etablere egne stillinger som ressursforvaltere både i fylkene og i kommunene. Det representerte det første forsøket i Norge på å gi ressurs- og miljøspørsmål en sentral plass i den regionale og lokale planleggingen og politikken. Men det ble med forsøkene. Det skulle ikke gå så langt ut i 1980-årene før det ikke lenger ble nevnt. I realiteten skulle det gå nesten 20 år før man vendte tilbake til spørsmålet igjen, i form av 1990-årenes kommunale miljøplanlegging. Men det skjedde ut fra en helt annen forståelse av miljøproblemer.

Det er mange grunner til at det ikke ble noe av de regionale og lokale ressursregnskapene. De er det gjort rede for i Høyer og Selstad (1991). Her er fokus på relasjonene til miljøproblemenes endrete karakter. Verktøyets grunnleggende svakhet er dets entydige forankring i ressursgrensenes og ikke resipientenes problematikk. Dessuten er alle sider ved de globale problemer fraværende, om det nå er spørsmålet om globale ressurser og resipienter eller volum- og fordelingsproblemer.

Slike svakheter rettes opp gjennom et annet regnskapsorientert analyseverktøy: *miljøgjeld*. Det er utviklet av den svenske professoren Arne Jernelöv (1994) i 1990-årene og kombinerer viktige sider ved nytte-kostnadsanalysen og ressursregnskapet. Som for det siste kan det anvendes og knyttes til miljøplanleggingen på alle nivåer, nasjonalt, regionalt og kommunalt. I tilknytning til en egen svensk offentlig utredning om miljøgjeld (SOU 1992) er det utarbeidet et regnskap over den nasjonale gjelden til Sverige, som i 1990 var beregnet til over 260 milliarder svenske kroner, med en årlig økning på nærmere 7 milliarder. Det er dessuten gjort flere forsøk med analyser av miljøgjeld for svenske kommuner, knyttet til opplegg for integrering av miljøspørsmål i kommuneplanleggingen (Agerström 1997).

Miljøgjeld defineres som kostnadene til gjenopprettelse av miljøskader som allerede er oppstått, pluss størrelsen på den kapitalen som trengs for å betale gjentatte reparasjonsinnsatser som er nødvendige for å forsvare en viss miljøkvalitet mot kommende skadeangrep. Tiltak mot forsuring inneholder begge komponenter. Dels en kostnad for å gjenopprette de skader som er der

i dag, dels et behov for reparasjoner i årene framover så lenge årsakene ikke er eliminert, dvs at nedfallet av svovel og nitrogen er bragt på så lave nivåer at jord og vann ikke lenger forsure. Det skilles mellom *langsiktig* og *kortsiktig miljøgjeld*. Den langsiktige beregnes for miljøproblemer der skadene er overførbare til kommende generasjoner, mens den kortsiktige er for miljøproblemer som ikke akkumuleres og overføres til kommende generasjoner, for eksempel støy. Kostnaden for å leve opp til våre egne normer for miljøkvalitet utgjør den kortsiktige miljøgjelden (Jernelöv 1994; Agerström 1997). Tabellen under viser miljøgjelden til en mindre svensk kommune.

Tabell 4 Miljøgjeld for Halmstad kommune. Tall i millioner svenske kroner (etter Agerström 1997)

Langsiktig miljøgjeld	Sum gjeld	Årlig økning
Klima	840	17
Stratosfærisk ozon	-	-
Forsuring – skog	1400	-
Forsuring – vann	72	-
Forsuring – dyrket og beitemark	2,3	0
Kadmium	69	0,6
Humus	30	-
Marin eutrofiering	130	-
Eutrofierte innsjøer	0	0
Miljøfarlig avfall	0	0
Avfallsdeponier	21,6	0
Eldre nedlagte avfallsfyllinger	3,1	-2,2
Forurenset mark	20	-
Biologisk mangfold – Noas ark*	320	0
Biologisk mangfold – våtmarker	14	-
Biologisk mangfold –eng- og hagemark	110	-
Sum langsiktig gjeld	3000	15
Kortsiktig miljøgjeld		
Støy	60	
Drikkevannskvalitet	26	
Luftkvalitet i tettsteder	-	
Radon	0,24	
Ventilasjon	0	
Sum kortsiktig gjeld	86	

(-) = data ikke tilgjengelige

(*) = Noas ark refererer til kostnadene ved stell og pleie av arter i dyreparker og lignende.

Det er ikke detaljene i regnskapet som er i vår interesse, men hvordan verktøyet relaterer seg til miljøproblemenes endrete karakter. Hvis vi i denne sammenhengen ser bort fra det prinsipielt og metodisk problematiske i å omregne ulike typer miljøproblemer til kroneverdier, ser vi at det er et verktøy med mange styrker. Det retter seg mot resipientproblemer, også de globale, og omfatter en del typer koplinger mellom lokalt og globalt. Selv globale volum- og fordelingsproblemer er inkludert, i det minste i måten klimaspørsmålene håndteres. I tillegg til forbindelsen til lokale og regionale normer for miljøkvalitet, rettes oppmerksomheten mot tre av de fire

hovedtypene av substansielle miljøproblemer. En svakhet er likevel at energiproblemene vanskelig lar seg inkludere i analysen. Et mer eksplisitt fokus på forbrukets og produktenes miljøproblematikk i mer omfattende nettverksrelaterede sammenhenger ligger det heller ikke til rette for.

Om å analysere retningen

Også *retningsanalyse* har sin opprinnelse i Sverige. I 1991 lanserte det svenske Kommunförbundet 8 spørsmål som kunne gi svar på om en plan eller tiltak bidrar i negativ eller positiv retning i forhold til målet om bærekraftig utvikling (Månson 1992; Grundelius 1995):

1. *Minskar energianvändningen?*
2. *Övergår vi till att använda förnybara energikällor?*
3. *Ökas naturens resursoppbyggande kapacitet?*
4. *Ökar naturens biologiska mangfold?*
5. *Skapas slutna kretslopp för material?*
6. *Håller vi oss inom gränserna för vad naturen och människan tål?*
7. *Löser vi flera problem samtidig i ett helhetsperspektiv utan att samtidig skapa nya?*
8. *Tillämpar vi försiktighetsprinciplen? Alt går inte att beräkna i förväg!*

I Norge opptrer betegnelsen retningsanalyse for første gang i en innstilling fra Kommunenes Sentralforbund (KS) sitt ad hoc-utvalg for miljøvern i 1993 (KS 1993). Utvalget ser dette for seg som en videreutvikling av konsekvensanalysen, der det i første rekke er noen grunnleggende spørsmål om antatte effekter av planlagte tiltak som besvares. Men retningsanalysen vil i større grad enn konsekvensanalysen være preget av et langsiktig tidsperspektiv. Ifølge utvalget vil det kunne bli et viktig verktøy i en bred kommunal forebyggende strategi for hele kommunens ansvarsområde og virkefelt, ved å bidra til å overskue konsekvensene for helse og miljø av summen av små og store enkeltvedtak i et lengre tidsperspektiv (Aall 1998).

I perioden 1995-98 utviklet Vestlandsforskning en modell for retningsanalyser og prøvde den ut i en kommune (Stavanger) og en fylkeskommune (Akershus) (Aall 1998). På samme måte som i KS sitt utvalgsarbeid blir verktøyet vurdert som en videreutvikling av konsekvensanalyser for å fange opp sentrale spørsmål i forhold til bærekraftig utvikling. Ifølge Vestlandsforskning representerer det et eksempel på bruk av *strategiske konsekvensanalyser* i lokal/regional miljøplanlegging (Høyen og Aall 1997). **Tabell 5** viser noen eksempler på bruken av *indikatorer* som en del av retningsanalysen av en kommunal arealplan.

Tabell 5 Bærekraftindikatorer for retningsanalyse av en kommunal arealplan. Stavanger kommune (etter Aall 2000a)

Bærekrafttema/Nøkkelmål	Bærekraftindikatorer
Tema 1: Vern av biologisk mangfold	
Kommunen skal arbeide for å bevare og sikre størst mulig biologisk mangfold, herunder verne alle biotoper til nasjonalt eller lokalt truede arter.	<ul style="list-style-type: none"> • Nedbygging av områder som er gitt en kommunal vernestatus.
Minimalisere utbygging av landbruks-, natur- og friluftsområder (LNF- områder).	<ul style="list-style-type: none"> • m² tettstedsareal/innb. • m² omdisp. LNF/ny bolig • m² omdisp. LNF/ny arbeidsplass • m² omdisp. LNF/ny innb.
Tema 4: Redusert energiforbruk	
Energiforbruk til transport skal reduseres.	<ul style="list-style-type: none"> • kWh/1000 innb./år • personbilm/person • andel kollektivreiser av alle reiser • andel sykkelreiser av alle reiser • andel el-kjøretøy
Tema 5: Reduserte utslipp som skader atmosfæren	
Utslipp fra transport som skader atmosfæren skal reduseres.	<ul style="list-style-type: none"> • lokal forurensning (NO₂) og støv over anbefalte grenser • reduserte utslipp av CO₂, NO_x, SO₂ og NMVOC.

I forhold til miljøproblemenes endrete karakter har retningsanalyse mange sterke sider. Langsiktigheten vektlegges og oppmerksomheten rettes både mot globale resipienters problematikk og diffuse kilders problemer. Systematiske koplinger mellom lokalt og globalt vil inngå i analysen. I tillegg til normer for miljøkvalitet kan dessuten alle de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer inkluderes. Men det er også flere svakheter. Det mangler et eksplisitt fokus på globale volum- og fordelingsproblemer. Likeledes er det vanskelig å bringe inn spørsmål knyttet til produktenes og forbrukets miljøproblemer i bredere nettverkssammenhenger.

Effektivitetsorienterte verktøy

I den tidligere *Tabell 3* har vi listet opp flere verktøy innenfor denne kategorien. Et overordnet formål er å øke effektiviteten i ressursbruken og i det vi kan kalle miljøeffektiviteten. I en mer rendyrket form gjelder det *livssyklusanalyse* (LCA) og *økologisk ryggsekk*, mens *faktor 4/10/20* er analyseformer som i større utstrekning peker i retning av fordelingsorienterte spørsmål.

Økologisk ryggsekk er utviklet av det tyske Wuppertal instituttet, for øvrig et fagmiljø som har stått sentralt i utviklingen av flere av 1990-årenes analyseverktøy. Det defineres som den totale materialstrøm som er involvert i framstillingen av et gitt produkt, minus produktet selv. Alt materiale som forflyttes fra sitt opprinnelsessted inkluderes. Materialforflytningen brukes som en grov indikator for miljøeffekter. Således inngår for eksempel energi ved å beregne den materialstrømmen som er nødvendig for å produsere energien og gjøre den tilgjengelig. Det tilknyttete begrepet *materialintensitet* (MI) er summen av den økologiske ryggsekken og produktet selv. Ved Wuppertal er det beregnet MI-faktorer for en rekke

stoffer og energikilder¹⁰. Slike analyser illustrerer hvorledes globaliseringen av økonomien – eller det vi har betegnet som nettverksrelaterte problemer – medfører at miljøeffektene av et produkt vil være spredt over mange land. For eksempel viser analyser av den totale materialstrømmen i Tyskland, Holland, USA og Japan at den økologiske ryggsekken er 55-75 prosent større enn den direkte materialstrømmen i produksjonen¹¹. Det kan også brukes til å få fram kunnskap om i hvilken utstrekning forbruk i de rike landene direkte gir opphav til miljøeffekter i fattige land (Schmidt-Bleek 1993; Weizsäcker 1997).

LCA er et verktøy for å analysere de miljømessige aspektene knyttet til et produkt, en prosess, eller en aktivitet ved å identifisere og kvantifisere energi- og materialressurser som er brukt og avfallsproduktene som slippes ut til omgivelsene, og ved å analysere de miljømessige konsekvensene både av ressursbruken og avfallsproduktene. En LCA omfatter produktets, produksjonens eller aktivitetens komplette livssyklus, dvs utvinning og prosessering av råstoffer, produksjon, transport og distribusjon, bruk, gjenbruk, vedlikehold, resirkulering, og slutt lagring av avfall. Som for økologisk ryggsekk gjelder det ingen geografiske grenser for slike analyser. I utgangspunktet er det hele jorda som er enhver LCA sin romlige utstrekning. Derimot avgrenses den til miljømessige aspekter, og omfatter verken økonomiske eller sosiale konsekvenser. I en samlet LCA-vurdering vil til gjengjeld en analyse av potensialet for forbedringer stå sentralt, dvs mulighetene for å øke produktets, produksjonens eller aktivitetens energi-, ressurs- og miljøeffektivitet (Lindfors 1992; Consoli 1993).

LCA kan anvendes som analyseverktøy ikke bare for produkter, men også for prosesser og aktiviteter. Vestlandsforskning har blant utført slike analyser for en sammenlikning av ulike transportmidler, inkludert deres infrastruktur og energisystemer, men også for en sammenlikning av ulike alternative energisystemer i transportsektoren (Høyer og Heiberg 1993). Den bredeste anvendelsen har verktøyet likevel fått i forhold til produkter (Lindfors 1992). På dette området er det dessuten skjedd en betydelig internasjonal standardisering.

Det er nettopp her både LCA og økologisk ryggsekk har sin styrke; de er velegnet til å analysere produktenes miljøproblematikk. I tillegg står det globale fokus sentralt, og de retter oppmerksomheten både mot nettverksproblemer og lokal-globale koplinger. I prinsippet kan LCA omfatte alle de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer, men normalt vil det være en begrensning i forhold til biologisk mangfold. Gjennom sitt fokus på ressursenes problematikk er det en større begrensning når det gjelder økologisk ryggsekk, som heller ikke fanger opp problemer knyttet til miljøgifter med mer. Begge er dessuten svake i relasjon til miljøkvalitetsnormer, og har ingen oppmerksomhet mot globale volum- og fordelingsproblemer.

Mellom faktor 4 og faktor 20

Ved å se på den totale miljøbelastningen på den globale biosfæren er flere analytikere kommet til den konklusjonen at omsetningen av materialressurser på jorda må reduseres med minst 50 prosent, allerede fra

dagens nivå. Samtidig er forbruket per capita ca 5 ganger høyere i de rike OECD-landene enn i de fattige landene, og en videre økning av jordas befolkning til det dobbelte av dagens er sannsynlig. Det innebærer at det bærekraftige nivået for omfanget av ressursbruken i OECD-landene bør bli en *faktor 10* lavere enn i dag, dvs tilsvarende en reduksjon i disse landenes ressursbruk med 90 prosent (Schmidt-Bleek 1994; Spangenberg 1995; Wackernagel og Rees 1996).

En slik reduksjonsmålsetting – forutsatt oppnådd innen år 2050 – er framsatt av den såkalte faktor 10-klubben, bestående av en bred gruppe forskere, offentlige administratorer og industrifolk med tilknytning til Wuppertal instituttet. Gjennom en egen deklarasjon – Carnoules-deklarasjonen – framholder den samme gruppen at det er nødvendig å halvere de globale strømmene av materialressurser hvis det skal være økologisk rom for framtidige generasjoner. Men faktor 10 kan bli til et enda større faktor problem. Hvis det skal nås om 50 år, krever det en *faktor 20* reduksjon ved en gjennomsnittlig årlig vekst i OECD-landenes BNP på 2,5 prosent. Det er bakgrunnen for at noen til og med har anvendt 95 prosent reduksjon (faktor 20) som utgangspunkt for analysene.

Nå er det også en egen *faktor 4*-klubb, med tilsvarende brede sammensetning. Den tar utgangspunkt i noen analyser av faktiske teknologiske muligheter for effektivisering i ressursbruken, slik det gjøres i en egen rapport fra Romaklubben (Weizsäcker mfl 1997). Rent teknologisk er det altså snakk om 75 prosent reduksjon i ressursbruken pr produktenhet. Men samtidig forutsettes det en fordobling av det økonomiske volumet i OECD-landene; det gir en halvering av ressursbruken samtidig som rikdommen fordobles. Referanseåret er i begge sammenhenger år 2030, dvs det er innen denne tid målsettingen er at faktor 4 skal oppnås. Vi ser at det er en betydelig forskjell mellom faktor 10 og faktor 4. Den første forutsetter 90 prosent reduksjon i ressursbruken, den andre innebærer 50 prosent, riktignok oppnådd 20 år tidligere.

I regi av Nordisk ministerråd er det gjennomført faktor 4 og faktor 10 analyser av fire sektorer i de nordiske landene. De fire sektorene er transport, skogbruksindustrien, bygningsindustrien og matforsyningssystemet. En konklusjon er at det ikke synes mulig å nå målene om faktor 4 i 2030 og faktor 10 i 2050 uten til dels betydelige forandringer i individuelle og samfunnsmessige verdier og levesett, i tillegg til at det kreves strenge offentlige reguleringsregimer (Nord 1999). På den ene siden understreker det at rene teknologiske tiltak ikke er tilstrekkelige, på den andre at slike tiltak både forutsetter og innebærer vesentlige samfunnsmessige endringer. En tilsvarende konklusjon trekkes i en faktor 10 analyse Vestlandsforskning har gjort av den globale persontransporten. Med et spesielt fokus på personbilen framholdes det her at den gjennomsnittlige personmobiliteten (målt i km) i OECD-landene vil måtte reduseres med omkring 50 prosent fra dagens nivå (Høyer 2000).

Det understreker at vi står overfor en *helt annen type analyseverktøy* enn de vi har omtalt så langt. Poenget er å analysere hva bestemte krav til ressurs- og miljøeffektivitet gir av konsekvenser for utviklingen av produkter, produksjoner, aktiviteter og sektorer i samfunnet. Alle de tidligere

verktøyene har hatt det motsatte siktemålet: å analysere konsekvensene for ressurser og miljø av bestemte former for utvikling av produkter, produksjoner og aktiviteter/sektorer, eventuelt av hele samfunnet som i tilfelle miljøgjeld.

Som en del av et vårt prosjekt har vi utviklet en modell som illustrerer hvorledes faktor 4/10 analyser kan integreres i lokal miljøplanlegging. Det gjelder i forbindelse med regulerings- eller bebyggelsesplaner for boligområder, og er utprøvd i Stavanger og Kristiansand. Opplegget innebærer at det gjennom detaljplanen må sannsynliggjøres om boligprosjektet vil kunne nå en målsetning om reduksjon i samfunnets energi- og materialforbruk med faktor 4 innen 30 år og faktor 10 innen 50 år. Det omfatter tre ressurskategorier - materialressurser, energiressurser og vannressurser - som skal vurderes i forhold til tre faser - bygging, bruk og avskaffelse av boligene.

Tabell 6 Forslag til indikatormodell for vurdering av energi- og ressurseffektivisering ved bygging av større boliger og boligfelt (se *sluttnoter* for kommentarer til tabellen)

Forbrukskategori og -fase	Indikator	Nøkkeltall for dagens praksis
Materialressurser		
Bygging	Mengde bygningsavfall	Vanskelig å angi nasjonale gjennomsnittstall for alle typer bygg ¹²
	Andel bygningsavfall til resirkulering	10 % ¹³
Bruk	Antatt levetid for boligen	60 år ¹⁴
	Boareal totalt og per person	122 m ² /husholdning, 49 m ² /person ¹⁵
Avskaffelse	Mengde bygningsavfall	1315 kg/m ² for teglsteinshus, 1330 kg/m ² for betonghus og 720 kg/m ² for trehus ¹⁶ .
	Potensiale for materialgjenvinning ved vedlikehold og avskaffelse av bolig	Redegjør for potensiale for materialgjenvinning ¹⁷ .
Energiressurser		
Bygging	Andel byggematerialer til tak, vegger og grunnmur som er transportert mer enn en gitt grenseverdi.	Behov for lokale nøkkeltall ¹⁸
Bruk (oppvarming av hus)	Brutto tilført energiforbruk (totalt og andel til oppvarming) per hushold.	23 350 kWh, 40 % til oppvarming ¹⁹
	Andel lokale fornybare energikilder til oppvarming.	18 % (inkludert vedfyring) ²⁰
Bruk (transport)	Avstand boligfelt-sentrum	Behov for lokale nøkkeltall ²¹
	Avstand boligfelt-holdeplass kollektivtransport / sykkelvei	Behov for lokale nøkkeltall ²²
	Buss-/banefrekvens innen en gitt avstand fra bolig	Behov for lokale nøkkeltall ²³
	Antall parkeringsplasser per bolig	2 for frittliggende eneboliger, 1 for blokk- og rekkeboliger i sentrum.
Vannressurser		
Bygging/bruk	Lengde vannledning per person	11 m ²⁴
Bruk	Antatt forbruk av vann per person	277 m ³ per år ²⁵

Selv om faktor 4/10 vil innebære betydelige samfunnsmessige endringer når analyseobjektet er større sektorer eller hele samfunnet, trenger ikke det være tilfelle på lavere nivåer eller i mer avgrensede tematiske sammenhenger. Det illustreres av en analyse av Telenor sitt bygg på Fornebu, som det er vist i rammeteksten nedenfor.

Eksempel: Faktor 4-bygg på Fornebu

Energibruk for telebedriftens Telenors bygningsmasse i 1998 utgjorde ca. 14.400 kWh per årsverk. Dette var primært kjøpt el og olje. I det nye bygget de skal bygge på Fornebu, er forbruket planlagt til ca. 7 000 kWh per årsverk. Energireduksjonen skyldes bl.a. et arealeffektivt bygg. Arealet er redusert fra 38m²/ansatt fra tidligere lokaler til 23 m²/ansatt.

Av disse 7 000 kWh er 4 000 kWh planlagt tatt fra lokal fornybar energikilde (varmepumpe fra sjøvann). De resterende 3 000 kWh fordeler seg på 1 000 kWh spissbelastning med olje og 2 000 kWh kjøpt elektrisitet. Kjøpt energi på 14.400 kWh per årsverk i tidligere bygg er dermed redusert til 3 000 kWh per årsverk..

Med disse forutsetningene har Telenor Eiendom Fornebu AS oppnådd en reduksjon i "kjøpt energi" på mer enn 75%. Dette betyr at man får et "faktor 4" bygg når det gjelder energieffektivitet.

Etter: Bramslev (2000).

Faktor 4/10 analyser har mange styrker. Med et overordnet fokus på globale volum- og fordelingsproblemer kan de analysere konsekvensene både for produkter, produksjoner, aktiviteter og sektorer. På denne måten tydeliggjøres relasjonene mellom lokalt og globalt.

Langsiktighet er også et framtrekkende trekk. Men det er flere svakheter. Verktøyene har sin hovedforankring i ressursenes og ikke resipientenes problematikk. Det gir en begrensning i forhold til de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer. Energi vil alltid være inkludert. Likeledes kan klima inngå, som den ene formen for resipientproblematikk. Men verken biologisk mangfold eller miljøgifter og lignende vil være noen naturlig del av analysen. Det samme gjelder for relasjonene til normer for miljøkvalitet.

De fordelingsorienterte analyseverktøyene – økologisk fotavtrykk

Økologisk fotavtrykk er utviklet av de to canadierne M. Wackernagel og J. Rees (1996). De har sin bakgrunn i planleggingsfaget, og verktøyet er da også forankret i spørsmålet om areal og arealbruk. Noen av nøkkelspørsmålene i den klassiske *fysiske planleggingen* er²⁶:

- Hvilke funksjoner trenger arealer?
- Hvilket omfang av og hva slags arealer trenger ulike funksjoner?
- Hvordan bør ulike funksjoner lokaliseres i forhold til hverandre?
- Hvordan bør funksjonene forbindes med hverandre?
- Hvilke arealer bør beskyttes mot menneskelige inngrep?

Spørsmålene i *økologisk fotavtrykk* har et nokså annerledes utgangspunkt:

- Hvor store bioproduktive arealer må avsettes globalt til naturen selv?
- Hvor store bioproduktive arealer er tilgjengelig globalt for menneskelige funksjoner?
- Hvor store bioproduktive arealer bindes i alt opp globalt av alle menneskelige funksjoner, og hvordan står det i forhold til det tilgjengelige?
- Hvor store bioproduktive arealer bindes i alt opp globalt av ulike menneskelige funksjoner?

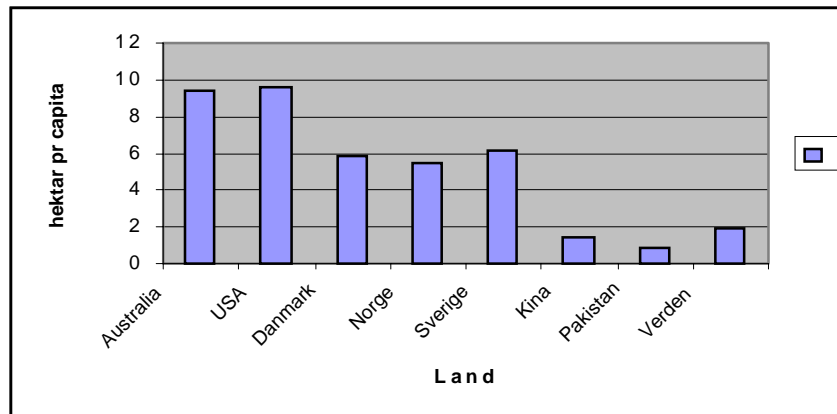
Først etter å ha besvart disse mer overordnede spørsmålene kan man nærme seg den fysiske planleggingens lokale spørsmål. Den grunnleggende forståelsen er at jordas areal er en absolutt og begrenset størrelse; jorda vokser ikke, men det gjør derimot antallet mennesker og det arealforbruket som er knyttet til alle deres funksjoner. Mennesket lever på og av de bioproduktive arealene. Også disse har en begrenset størrelse. Av hensyn til biologisk mangfold må noe avsettes til naturen selv. Alle menneskelige funksjoner krever areal – i første rekke bioproduktivt areal – et eller annet sted, om det nå er lokalt eller globalt. Det gjelder de arealene vi bruker til bygninger og infrastruktur, det som medgår i frambringelsen av energi og materialressurser, det som bindes opp av matproduksjonen, og det som trengs for å ta hånd om avfall og utslippsstoffer. Den samlede belastning – og det som setter grensene for våre lokale funksjoner – er summen av alt dette i den globale konteksten.

Verktøyet opererer med fem hovedkategorier av *areal*:

1. Landareal for biologisk mangfold
2. Bioproduktivt landareal
3. Bioproduktivt sjøareal
4. Energi landareal
5. Bebygd landareal.

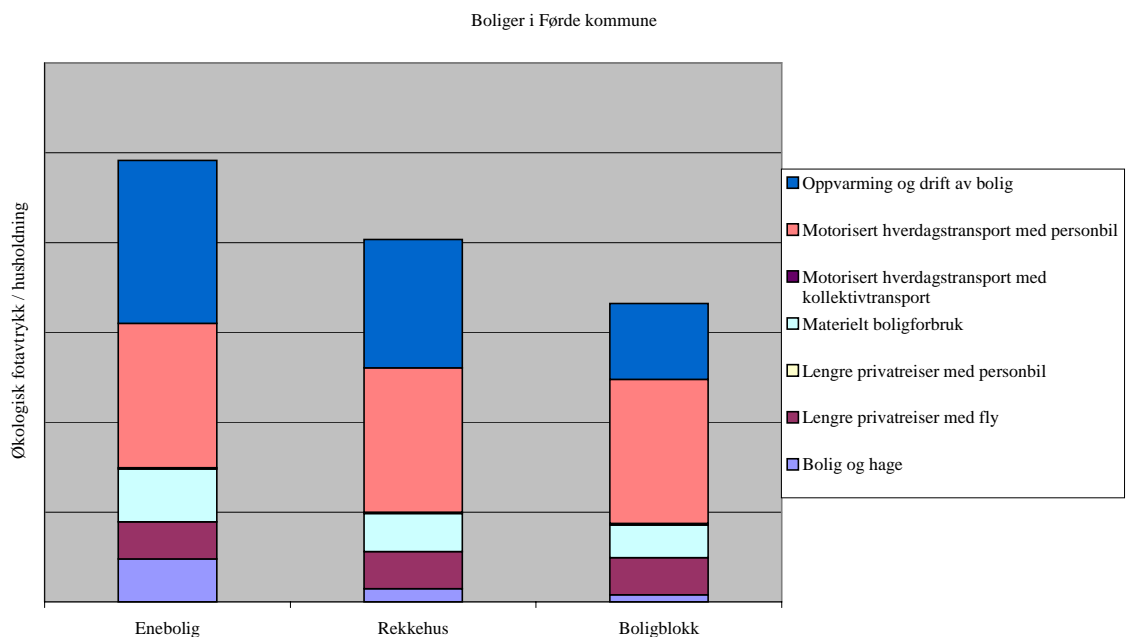
Det bioproduktive landarealet har tre underkategorier: a. Dyrkede og dyrkbare arealer, b. Beitearealer og c. Skogarealer. Energiarealet brukes for å skille ut det arealet som kreves for å sikre en bærekraftig energibruk og – forsyning. Det kan være de skogarealene som er nødvendige for å absorbere utslippene av CO₂, eventuelt de arealene som trengs for å produsere energi fra fornybare kilder, om de nå er biologiske eller bare strømningsressurser som vindkraft. Bebygd areal er de arealene hvor den bioproduktive kapasiteten er eller vil gå tapt, spesielt arealer til bygninger og transportinfrastruktur (Chambers mfl 2000).

Figur 1 viser noen eksempler på samlede økologiske fotavtrykk for ulike land. Vi ser at alle de rike landene har et fotavtrykk som langt overstiger det som er tilgjengelig som bioproduktivt areal for hele jordas befolkning ("Verden").



Figur 1 Økologiske fotavtrykk for noen land. Tall for 1995 i hektar per capita. Verden= tilgjengelig bioproduktivt areal per capita på jorda (Chambers mfl 2000)

Figur 2 viser økologiske fotavtrykk for ulike boligtyper. Det er basert på materiale fra et forskningsprosjekt om bærekraftig bolig- og arealplanlegging som Vestlandsforskning og NIBR har utført for Norges forskningsråd (Høyer 2001).



Figur 2 Økologisk fotavtrykk for ulike boligtyper i Førde. Tall i m² per husholdning og boligtype

De to figurene illustrerer to ulike måter å anvende økologisk fotavtrykk på. Den første representerer en "top-down" tilnærming med analyser av hele lands samlede fotavtrykk omgjort til gjennomsnittstall per innbygger. Her er det et poeng å få med alle typer miljøvirkninger og hele samfunnets virksomheter og funksjoner. Den andre representerer en "bottom-up"

tilnærming, med analyser nedenfra for enkelte funksjoner og med en avgrensning til visse type miljøvirkninger.

Dette uttrykker samtidig noen av verktøyets styrker. Det kan anvendes til å analysere både produkter, produksjoner, aktiviteter, og hele samfunn. For eksempel egner det seg like godt til å analysere konsekvensene av den enkelte bolig som boligområdet eller hele byen. I slike sammenhenger kan det både være et analyseverktøy i seg selv, men dessuten inngå i andre verktøy som konsekvensanalyser og LCA. Det understreker at verktøyet kombinerer funksjonen som både konsekvens- og fordelingsorientert. Så vel produktenes som forbrukets miljøproblematikk kan fanges opp, og relasjoner mellom lokalt og globalt tydeliggjøres. Volumproblemene står dessuten i fokus. Likeledes fordelingsproblemene, selv om de har en mer indirekte karakter enn i faktor 4/10 analysene. Men det er også flere svakheter. Problemer knyttet til miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer vil vanskelig kunne inkluderes. Det samme gjelder for relasjonene til miljøkvalitet. Likevel synes den mest avgjørende svakheten å være de metodiske problemene som reiser seg når så mange ulike former for miljøvirkninger skal omregnes og legges sammen til en enhet: kvadratmeter areal. Det bringer med seg noen av de samme problemene som vi tidligere har knyttet til nytte-kostnads analyse og miljøgjeld.

Økologisk rom

I boka "Sustainable Norway" beregner John Hille (1995) det *økologiske rommet* for Norge, noe han definerer slik: "Det økologiske rommet for en gitt ressurs er den maksimale mengden som jorda kan forbruke hvert år på en bærekraftig måte, gitt de begrensningene som ligger i den langsiktige tilgjengeligheten og miljøvirkningene av utvinningen og bruken av ressursen. Når det økologiske rommet for en gitt ressurs er definert på globalt nivå, er det økologiske rommet per capita gitt av forutsetningen om at enhver innbygger på jorda har lik rett til å forbruke. På samme måten vil det økologiske rommet som er tilgjengelig for Nederland eller et hvilket som helst annet land være gitt av dets andel av verdens befolkning." (vår oversettelse).

De opprinnelige analysene av økologisk rom for ulike europeiske land (Spangenberg mfl 1995) tar utgangspunkt i fem hovedkategorier av ressurser: 1. Energiressurser, 2. Ikke-fornybare materialressurser, 3. Landbruksarealer, 4. Skogressurser, og 5. Ferskvannsressurser. Energi- og ikke-fornybare materialressurser defineres her som globale ressurser, som hele jordas befolkning skal dele på. Landbruksarealer og skogressurser defineres som kontinentale ressurser, og som den kontinentale befolkning skal dele på. Mens ferskvannsressursene er regionale ressurser til deling blant den gjeldende regions befolkning. For alle ressursene fastsettes det en maksimal bærekraftig mengde som kan forbrukes per år.

I tråd med ovenstående definisjon beregnes da det økologiske rommet per capita som forholdet mellom det maksimalt akseptable ressursforbruk og antallet personer som skal dele på ressursen, globalt, kontinentalt og regionalt. Med utgangspunkt i denne størrelsen for de fem ressurskategoriene – som er det individuelt akseptable ressursforbruk – kan

de enkelte lands akseptable ressursforbruk eller økologisk rom beregnes ved å multiplisere med innbyggertallet. Det gjennomgående referanseåret er 2010. Verdens befolkning antas da å være 7 milliarder. De enkelte landenes folketall i 2010 er samtidig den befolkningsnøkkel som det samlede økologiske rommet skal fordeles etter. Vokser folketallet etter 2010 blir det økologiske rom per capita tilsvarende redusert. Det gjelder både i tilfelle folketilvekst globalt og i tilfelle vekst i det angjeldende land (Spangenberg mfl 1995; Svensson 1995).

Med grunnlag i det økologiske rommet for hver innbygger kan det i prinsippet beregnes for ulike nivåer i samfunnet: husholdninger, byer, kommuner, og altså hele land. Deretter kan det gjøres analyser av konsekvensene for ulike aktiviteter og funksjoner som er knyttet til disse nivåene: boligen, byens eller kommunens energiforbruk og transportomfang, osv. Det tydeliggjør koplingene mellom lokalt og globalt. I så måte er det et verktøy som har mange likhetstrekk med faktor 4/10 analyser. En styrke er den eksplisitte fokusen på både globale volum- og fordelingsproblemer. Likeledes er langsiktighet et framtrædende trekk. Men det har flere svakheter enn faktor analysene. Det er som disse forankret i ressursenes og ikke resipientenes miljøproblematikk. Men verken de diffuse kilders, produktenes eller forbruksmidlenes problematikk er en del av analysegrunnlaget. Begrensningene er også store når det gjelder de fire hovedtypene av substansielle miljøproblemer. Verken biologisk mangfold eller miljøgifter, tungmetaller og radioaktive stoffer inngår. Klima kan bringes inn, men ikke uten endring av det grunnleggende analyseopplegget. I utgangspunktet er det bare energi av hovedtypene som er inkludert. Som for faktor analysene inngår heller ikke relasjonene til normer for miljøkvalitet.

Etter de festlige anledninger

I *tabell 3* oppsummeres de ulike analyseverktøyenes styrker og svakheter i forhold til de femten begrepene vi tidligere har knyttet til miljøproblemenes endrete karakter. Følgende verktøy synes å være mest *aktuelle*:

- Strategiske konsekvensanalyser
- Retningsanalyse
- Miljøgjeld
- LCA
- Faktor 4/10
- Økologisk fotavtrykk

Nå skal ikke verktøyene bare være aktuelle, de skal også være *anvendelige*. Vi har bak oss en historie med mange lanseringer og mye utvikling og utprøving. Hvis vi vender tilbake til rapportens innledning og Ivan Illich sitt begrep ”*convivial*”, så er det den moderne betydningen som har dominert så langt; det har for det meste vært verktøy for de festlige anledninger. Spørsmålet er om vi kan komme videre, fra den kortsiktige festen til det langsiktige fellesskap, dvs over til begrepets mer klassiske betydning.

Illich sine verktøy er også ”*conviviale*” når de kan brukes lett og av mange. I en annen sammenheng i diskusjon av bærekraftindikatorer har vi skilt mellom ”kalde” og ”varme” indikatorer (Høyer og Aall 1997). De kalde hører hjemme i ekspertenes verden, og skaper ikke den nødvendige resonans blant brukerne av kunnskapen. De er ikke-*conviviale*. Men indikatorer kan også være for varme. De skaper høy resonans blant brukerne, men ivaretar i for liten grad hensynene til det overordnede fellesskapet. Utfordringen er å finne verktøy som fanger opp den klassiske *convivialitetens dobbelthet*; på den ene siden enkel å bruke og av mange, på den andre siden hensyn til fellesskap, fordeling og grenser. I tilfellet bærekraftindikatorer har vi kalt dem ”*passe varme*”.

Brukerne av kunnskapen er i vår sammenheng deltakere på de lokale og regionale planleggings- og beslutningsnivåer, dvs kommunene og fylkene. Analyseverktøyene skal integreres i deres miljøplanlegging og –politikk. Enkelhet i bruk setter grenser for verktøy som krever omfattende dataproduksjon og deltakelse fra miljøfaglig ekspertise. Så vel LCA, som miljøgjeld og økologisk fotavtrykk er slike. I seg selv er LCA et for krevende verktøy å bruke i den lokale miljøplanleggingen. Men etter hvert utvikles det mye kunnskap fra slike analyser knyttet til produktenes miljøproblematikk. Denne vil ha en generell karakter som kan inngå i bruken av andre analyseverktøy. Også *miljøgjeld* og *økologisk fotavtrykk* er metodisk krevende. Men etter hvert vil det utvikles generelt anvendelige faktorer som vil kunne knyttes til lokale og regionale analyser, uten uoverstigelige krav til den egne dataproduksjonen. Selv om begge reiser en rekke grunnleggende metodiske spørsmål, gir de effektiv kommunikasjon gjennom sine krone- og arealsummer. På denne måten gir de høy resonans

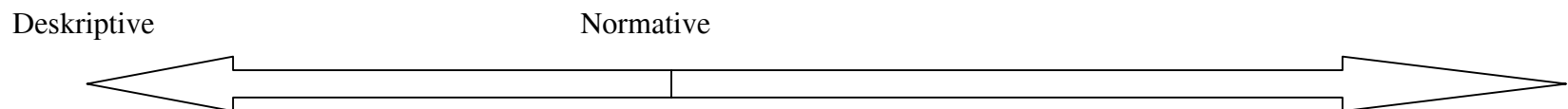
uten at de overordnede kravene til fellesskap og grenser går tapt. De andre verktøyene – *strategiske konsekvensanalyser, retningsanalyse, faktor 4/10* – kan alle oppfylle kravene til enkelhet i bruk. Det er naturlig å tenke seg at strategiske konsekvensanalyser og retningsanalyse inngår i en enhet, dvs at de strategiske analysene gjennomføres som retningsanalyser. Eventuelt kan det knyttes sammen med økologisk fotavtrykk som det mer grunnleggende verktøyet.

For en overgang fra festlige anledninger til langsiktig fellesskap gir det følgende foreløpige konklusjoner:

- Utvikling av et system for strategiske konsekvensanalyser gjennomført som retningsanalyse, og eventuelt med økologisk fotavtrykk som grunnleggende analyseverktøy.
- Miljøgjeld-analyse og –regnskap for hele den lokale eller regionale enheten.
- Faktor 4/10 analyser for enkelte konkrete aktiviteter og funksjoner, og med bruk som et medvirkningsorientert verktøy.

Men det er ikke noe langsiktig fellesskap med verdens fattige, framtidige generasjoner og den globale økologien som skapes av verktøy alene. De er, ja nettopp, bare redskaper. Kunnskapen de frambringer kan være både engasjerende og strategisk viktig, men det er ikke dermed sagt at den får noen sentral plass eller blir tatt i bruk. I en gjennomgang av bærekraftindikatorerne shistorie (Høyer og Aall 1997) viser vi at de alternative utviklings- og miljøindikatorerne sin historie er mer enn 30 år. De har likevel aldri fått noen rolle som reelle alternativer eller korrektiver til indikatoren BNP. Det understreker betydningen av de politiske og samfunnsmessige vilkårene. Som Ivan Illich påpeker er ikke kravene så store når det gjelder å arrangere de festlige anledninger. Noe helt annet er det for de langvarige fellesskap sine arrangementer. Det vil ikke minst være snakk om institusjonalisering. 1990-årenes utvikling av regional og kommunal miljøpolitikk gir et grunnlag, men det gjenstår å se om grunnlaget er tilstrekkelig til å bringe analyseverktøyene over i den institusjonelle fase.

Tabell 7 Analyseverktøyene i forhold til miljøproblemenes endrete karakter



Konsekvensorienterte	Effektivitetsorienterte	Fordelingsorienterte
-----------------------------	--------------------------------	-----------------------------

Miljøproblemer	Prosjekt KA	Strategisk KA	Nytte-Kostnad	Risiko-analyse	Ressurs-Regnskap	Miljøgjeld	Retnings-analyse	LCA	Økologisk ryggsekk	Faktor 4	Faktor 10	Økologisk fotavtrykk	Økologisk rom
Resipientproblemer	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	-
Globale problemer	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Koplinger lokalt-globalt	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Diffuse kilders problemer	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-
Produkters problemer	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	-
Forbruksmidlers problemer	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
Nettverksrelaterte problemer	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
Volumproblemer	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+
Fordelingsproblemer	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+
Langsiktighet	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+
Miljøkvalitet	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Energi	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Klima	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Biologisk mangfold	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Miljøgifter med mer	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-

- = svakheter

+ = styrker

Referanser

- Agerström, M. mfl (1997) Miljöskuld och Miljökapital. Halmstads kommun. Stockholm: EAL Miljökapital AB.
- Benevolo, L. (1973) *Den moderna stadsplaneringens uppkomst*. Stockholm: LT Pocket.
- Berntsen, B. (1977) *Naturvernets historie i Norge: fra klassisk naturvern til økopolitikk*. Oslo: Grøndahl & Sønn.
- Berntsen, B. (1994) *Grønne linjer: natur- og miljøvernets historie i Norge*. Oslo: Grøndahl Dreyer.
- Bramslev et al. (1999): *Factors 4 and 10 in the Nordic Countries – the transport sector*. TemaNord 1999:528. København: Nordisk Ministerråd.
- Bramslev, K. (2000): *Eco-Efficiency in the Building and Real Estate Sector. Realizing the potential*. Rapport til MD/KRD/OECD. Oslo: GRIP/ØkoBygg.
- Brundtland, G.H. mfl (1987) *Vår Felles Framtid*. Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. Oslo: Tiden forlag.
- Chambers, N., Simmons, C. og M. Wackernagel (2000) *Sharing Nature's Interest. Ecological Footprints as an indicator of sustainability*. London: Earthscan.
- Consoli, F. mfl (1993) *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. Brüssel: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).
- Daly, H.E. (red., 1973) *Toward A Steady-State Economy*. San Francisco: W.H. Freeman & Co.
- Daly, H.E. og J.B.Cobb jr (1991) *Det fælles bedste*. Højbjerg, Danmark: Hovedland.
- Danemark, B. mfl (1997) *Att förklara samhället*. Lund: Studentlitteratur.
- Dryzek, J.S. (1996) Strategies of ecological democratization. I: *Lafferty, W. og J.Meadowcroft (red.)*.
- GAIA (1999): *Økologisk boligfelt på Presthaia, Kristiansand kommune*. Gaia Lista, desember 1999.
- GRIP (1998): "Case study. Factor 4/10 in the building and real estate sector", i Bramslev et al. (1999): *Factors 4 and 10 in the Nordic Countries – the transport sector*. TemaNord 1999:528. København: Nordisk Ministerråd.
- Grundelius, E. (1995) *Vilkår för en uthållig utveckling*. Stockholm: Svenska Kommunförbundet.
- Hille, J. (1995) *Sustainable Norway. Probing the Limits and Equity of Environmental Space*. Oslo: Alternativ Framtid.

- Hägerstrand, T. (1991) *Om tingens vidd og tingens ordning. Texter av Torsten Hägerstrand*. Rapport T:21. Stockholm: Statens Råd för Byggnadsforskning.
- Høyer, K.G. (1979) *Olje, energi og planlegging. Konsekvensanalyser ved olje- og energiutbygging*. Oslo: Universitetsforlaget.
- Høyer, K.G. (1985) *Kor blir det av konsekvensanalysane?* Sogn og Fjordane DH skrifter 1985:4. Sogndal: Sogn og Fjordane Distriktshøgskule.
- Høyer, K.G. (1994a) *Bilen uten sted – eller stedet uten bil. I: Forseth, T. (red.) Det Gode Sted*. Oslo: Miljøverndepartementet/Universitetsforlaget.
- Høyer, K.G. (1994b) *Samlet Plan for Transportprosjekter. Om strategiske miljøkonsekvensutredninger i transportsektoren*. Oslo: Statens Naturforvaltningsråd/Miljøverndepartementet.
- Høyer, K.G. (2000) *Sustainable Mobility – the Concept and its Implications*. Ph.d. thesis. VF-Rapport 1/2000. Roskilde/Sogndal: Universitetet i Roskilde/Vestlandsforskning.
- Høyer, K.G. mfl (2001) *Bærekraftig bolig- og arealplanlegging. Fra busker og benker til biff, bil og bolig*. VF-rapport. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Høyer, K.G. og C.Aall (1997) *Miljø- og bærekraft-indikatorer*. En internasjonal kunnskapsoversikt som grunnlag for utvikling av en retningsanalysemodell. VF-rapport 13/97. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Høyer, K.G. og Heiberg, E. (1993) *Persontransport – konsekvenser for energi og miljø*. VF-Rapport 1993:1. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Høyer, K.G. og P. Næss (2001) *The Ecological Traces of Growth. I: Journal of Environmental Policy & Planning (forthcoming)*.
- Høyer, K.G. og T. Selstad (1991) *Regionalpolitikens økologiske grunnlag*. København/Sogndal/Lillehammer: NordRefo/Vestlandsforskning/Østlandsforskning.
- Høyer, K.G. og T.Selstad (1993) *Den besværlige økologien*. NordRefo rapport 1993:1. Stockholm/København: Nordiskt Institut För Regionalpolitisk Forskning.
- Illich, I.D. (1971a) *Celebration of Awareness. A call for institutional revolution*. London: Calder & Boyars.
- Illich, I.D. (1971b) *Deschooling Society*. London: Calder & Boyars.
- Illich, I.D. (1973) *Tools for Conviviality*. London: Calder & Boyars.
- Illich, I.D. (1974) *Energy and Equity*. London: Calder & Boyars.
- Illich, I.D. (1975) *Medical Nemesis*. London: Calder & Boyars.
- Illich, I.D. (1978) *The Right to Useful Unemployment – and its professional enemies*. London: Marion Boyars.
- Illich, I.D. mfl (1977) *Disabling Professions*. London: Marion Boyars.

- Jansen, A.I. (1989) Makt og Miljø. Om utformingen av natur- og miljøvernpolitikken i Norge. Oslo: Universitetsforlaget.
- Jernelöv, A. (1994) *Miljöskuld och Miljökapital. Uppsala kommun. Rapport 1994:3*. Stockholm: Miljöårsberedningen.
- Kjølsrød, L.mfl (1995) *Årsaker til og konsekvenser av globale miljøendringer Samfunnsfaglig og Tverrfaglig forskning*. Oslo: Norges forskningsråd/Miljø og utvikling.
- Lafferty, W. og J.Meadowcroft (red., 1996) *Democracy and the Environment. Problems and Prospects*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publ.
- Lindfors, L.G. mfl (1992) *Product Life Cycle Assessment. Principles and Methodology*. Nord 1992:9. København: Nordisk Ministerråd.
- Meadows, D.H. mfl (1972) *The Limits to Growth*. New York: Potomac.
- Meadows, D.H. mfl (1992) *Over Grensen. Med en visjon om en Bærekraftig Fremtid*. Oslo: Cappelen Forlag.
- Miljøstyrelsen (1998): *Økologisk Råderum. Afrapportering af Miljø- og Energiministeriets arbejde*. København: Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøverndepartementet (1997) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. *St.meld. nr 58 (1996-97)*. Oslo: Miljøverndepartementet.
- Mishan, E.J. (1973) *Elements of Cost-Benefit Analysis*. London: George Allen & Unwin.
- Månson, T. (red., 1992) Eco-cycles. The basis for a sustainable development. På svensk i: *SOU 1992:42*. Stockholm: Miljöårsberedningen.
- Nord (1999) *Factors 4 and 10 in the Nordic countries*. TemaNord 1999:528. København: Nordisk Ministerråd.
- NORSAS/GRIP (1998): *Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall – Veileder*. Oslo.
- NOU (1998): *Energi- og kraftbalansen mot år 2020*. NOU 1998:11. Oslo.
- Næss, P. (1997) *Fysisk Planlegging og Energibruk*. Oslo: Tano Aschehoug.
- Odum, E.P. (1989) Input Management of Production Systems. *Science*, 243.
- Ritzer, G. (1998) *The McDonaldization Thesis*. London: SAGE.
- Ritzer, G. (1999) *Enchanting a Disenchanted World*. London: Pine Forge Press.
- Saglie, I.L. (1998) *Density and town planning. Implementing a densification policy*. Dr.ing. thesis. NIBR's Pluss Serie 4-98. Oslo: NIBR.
- Schmidt-Bleek, F. (1993) MIPS revisited. *Fresenius Environmental Bulletin*, no 2, p. 407-412.

- Schmidt-Bleek, F. (1994) *MIPS – Das Mass für Ökologisches Wirtschaften*. Basel: Birkhäuser.
- SFT (1997): *Faktaopplysninger om bygg- og anleggsavfall. Beregning av avfallsmengder*. Oslo.
- Spangenberg, J.H. mfl (1995) *Towards Sustainable Europe*. Luton: Friends of the Earth Publ.
- SSB (1997a): *Levekårsundersøkelsen, 1997. Boforhold, fritid og vold*. Oslo.
- SSB (1997b): *Energistatistikk 1997*. Oslo.
- Statens bygningstekniske etat (2000): *Tømmerhus – energi og miljø. Temarettleggning*. Melding HO-1/2/2000. Oslo.
- Svensson, D. (1995) *Rättvist Miljöutrymme. Begreppsanalys med utgångspunkt från en nederländsk studie*. Rapport 8/95. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Tönnies, F. (1887) *Gemeinschaft und Gesellschaft*. Utdrag i: Østerberg, D. (1978).
- Wackernagel, M. og Rees, W. (1996) *Our Ecological Footprint. Reducing Human Impact on the Earth*. Philadelphia, USA: New Society Publ.
- Weizsäcker, E.von mfl (1997) *Factor Four. Doubling Wealth, Halving Resource Use*. The new report to the Club of Rome. London: Earthscan.
- Østerberg, D. (1978) *Handling og samfunn*. Oslo: Pax Forlag.
- Østerberg, D. (1998) *Arkitektur og Sosiologi i Oslo. En sosio-materiell fortolkning*. Oslo: Pax Forlag.
- Aall, C. (1998) *Retningsanalyse for en bærekraftig utvikling i kommunal planlegging og politikk*. Oppsummering av et forsknings- og utviklingsprosjekt. VF-rapport 1/98. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (2000a) *Norske kommuner prøver seg på bærekraftutfordringen*. Oppsummering av et utvalg prosjekter ved Vestlandsforskning som omhandler lokal miljøpolitikk og Lokal Agenda. VF-rapport 5/00. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (2000b) *Indikatorer for energi- og materialeffektivisering ved bygg av større boliger eller boligfelt*. Notat. Sogndal: Vestlandsforskning.

Sluttnoter

¹ Ivan D. Illich var en aktiv bidragsyter til 1970-tallets miljø- og samfunnskritiske debatt. Av andre av hans bøker kan nevnes: "Celebration of Awareness" (Illich 1971a), "Deschooling Society" (Illich 1971b), "Energy and Equity" (Illich 1974), "Medical Nemesis" (Illich 1975), "Disabling Professions" (Illich mfl 1977), "The Right to Useful Unemployment" (Illich 1978).

² Vi har tidligere bare skilt mellom de tre første kategoriene. Etter senere overveielse har vi kommet til at den fjerde – det artstilknyttete – representerer en egen kategori.

³ Nitrogen-kretsløpets problem er mindre kjent enn de to andre typene global problematikk. Mennesket binder i dag nesten like mye nitrogen som naturen gjør, i stor utstrekning på grunn av produksjonen av kunstgjødsel. Det gir alvorlige globale og regionale forstyrrelser av nitrogenets kretsløp gjennom økosystemene. Viktige menneskeskapt kilder er ellers utslipp av NO_x fra forbrenningsprosesser, transport inkludert, men også overgjødning og endring av arealbruken i jord- og skogbruk. Forstyrrelsene forsterkes ved mobilisering og frigjøring av stoffer som ellers naturlig er bundet bio-geokjemisk. Virkningene kommer i form av nitrat-forurensning langtransportert gjennom luft, sur nedbør, økt nitrogeninnhold i jordsmonn og tilknyttet "overgjødning" av ferskvann, inkludert grunnvann, og havområder. Kilden er mange og ikke lett avgrensbare, årsaksforløpene kompliserte. Det er et problemfelt som inngår i det vi kaller "de diffuse kilders problematikk".

⁴ Det kan argumenteres med at det også har foregått en tredje form av flytting, dvs flytting av de mest miljøproblematisk formene for produksjon til andre deler av verden, spesielt til fattige land. Det er derfor viktig å understreke at vår gjennomgang av miljøproblemenes endrete forståelse i stor utstrekning dreier seg om den forståelsen som er blitt utviklet i den vestlige verden, og spesielt i Nord-Europa. Analysen er således sårbar for en kritikk om "Euro-sentrisme".

⁵ I en rapport vi har skrevet sammen med Prof. Petter Næss er det gjort nærmere rede for dette resonnetet (Høyen og Næss 2001). Rapporten inneholder også en nærmere utlegning av Ritzer sin teori.

⁶ Cruisebåtene og den internasjonale fergetransporten representerer ytterligheter. Der er det snakk om å reise for å forbruke. Men også i tilfellet flyplasser er det åpenbart. Med sine store arealer og en uendelighet av butikker og spisesteder er de som kjøpesentra, i sitt indre mer bygget opp omkring forbruker logistikk enn transport logistikk. Moderne jernbanestasjoner følger etter, ikke minst i forbindelse med investeringene i høyhastighets jernbaner. Ikke bare er forbrukersamfunnet sterkt avhengig av spesielt miljøproblematisk former for transport og transportinfrastruktur, reising og forbruk utvikler seg til å bli ett (Høyen og Næss 2001).

⁷ Den amerikanske loven fra 1969 var "The National Environmental Policy Act" eller "NEPA". Vi har i flere tidligere arbeider beskrevet konsekvensanalysenes historie, nasjonalt og internasjonalt. Se spesielt: Høyen (1979; 1985; 1994b).

⁸ Allerede i 1974 ble det lagt fram en NOU om "Ny Planleggingslov" med forslag til et eget lovkapittel om konsekvensanalyser, etter modell av den amerikanske lovgivningen fra 1969.

⁹ Et eksempel kan være en stor konsekvensanalyse for Londons tredje storflyplass, gjennomført som en NKA omkring 1970. Det ble her anvendt en gjennomsnittspris på £9300 for et menneske, der £5000 representerte det "subjektive" tapet i tilfelle dødsfall. Det økonomiske tapet for samfunnet i tilfelle dødsfall ble utregnet ved å trekke en persons årlige forbruk fra hans produksjon, legge dette sammen over den forventete levetiden, og diskontere dette tilbake til dagen for dødsfallet for å gi et tall for en persons netto nåverdi på dødsdagen. Beregninger viste at hvis en flystyrt drepte en mann, ville netto økonomisk tap for samfunnet bli £4360. Men hvis det samme skjedde med en kvinne, ville samfunnet få en netto gevinst på £1120, fordi kvinner var forutsatt å forbruke mer enn de produserte. På tilsvarende måte – selv med en "subjektiv" verdi på menneskelivet på £5000 – ville det ikke bli noe særlig tap om det var eldre mennesker som omkom i ulykken (Høyen 1979):

-
- ¹⁰ Beregninger er lagt ut på <http://www.wupperinst.org/Projekte/mipsonline/index.html>.
- ¹¹ Andre eksempler er at den økologiske ryggsekken for en gullring på 10g er ca 3 tonn! En analyse av produksjonen av jordbær yoghurt viser at ingrediensene og materialene brukt i produksjonen av et enkelt beger hadde en total transport på 3500 km, med ytterligere 4500 km i tillegg for underleverandørenes forsyningstransporter (Weizsäcker 1997).
- ¹² Avfallsmengdene i nybygg er stort sett kapp (overskytende materialer etter nødvendig tilpasning) og spill (ødelagt materialer) og vil variere bl.a. med hovedtyper byggematerialer, sprang i dekker osv (design av bygget), hvor røft byggematerialene behandles på byggeplass, materialkostnadene i forhold til andre kostnader (dyre materialer behandles mer varsomt, og utnyttes bedre enn billige materialer). Det er gjort egne beregninger for bygningsavfall fra *kontorbygg*: 10 % av byggematerialene eller 55 kg per bygde kvadratmeter (Bramslev 2000). For enkelte materialer kan svinn gå opp mot 20 % . . Telenors nye bygg på Fornebu har en målsetting om 25 kg bygningsavfall per bygde kvadratmeter (www.telenor.no/byggeplassen/fornebu).
- ¹³ Beregninger antyder 25-50 % gjenvinning av bygningsavfall i de tettest befolkede delene av Oslo og Akershus mens andelen for resten av landet er 10 % og lavere. I Danmark resirkuleres 80-96 % av bygningsavfallet. Et pilotprosjekt i Trondheim (riving av diverse bygninger i forbindelse med bygging av nytt regionsykehus) demonstrerte at det er mulig å oppnå 80 % resirkulering og 15 % energigjenvinning. Telenors nye bygg på Fornebu har ambisjoner om 70 % kildesortering av avfallet i byggefasen (www.telenor.no/byggeplassen/fornebu). GRIP regner det som realistisk å oppnå 80-90 % resirkulering i de største byene i Norge (Bramslev 2000).
- ¹⁴ Anslått levetid gjelder de bærende konstruksjonene. Her forutsettes det at utbygger redegjør for hvordan materialbruk og utforming av bolig legger til rette for lang levetid.
- ¹⁵ Her mener vi det totale arealet av beboelsesrom, regnet innenfor ytterveggene (SSB 1997a). I 1997 var gjennomsnittlig størrelse på nye boliger over 200 m² (Miljøverndepartementet 1997). Gjennomsnittlig boareal per person er om lag 25 % større i Norge enn gjennomsnittet i andre industriland som det er naturlig å sammenligne seg med. Forbruket av boareal i Norge har økt 43 % de siste 20 årene (Bramslev 2000). Boareal per person er en indikator på tre typer forbruk: materialforbruket til selve boligen; energiforbruket til å varme opp boligen; og material- og energiforbruket til de ting vi "fyller" boligen med – større areal vil normalt gi flere "ting" og høyere energi- og materialforbruk.
- ¹⁶ For teglsteinshus utgjør selve teglsteinen 90 prosent av avfallet, for betonghus er betongandelen 80 prosent mens 60 prosent av avfallet fra trehus er trematerialer (NORSAS/GRIP 1998).
- ¹⁷ Her forutsettes det at utbygger redegjør for hvordan materialbruk (bl.a. bruk av monomaterialer) og utforming av bolig (bl.a. mulighet for demontering av bygningsenheter) legger til rette for materialgjenvinning.
- ¹⁸ I dag transporteres bygningsmaterialer ofte over lange avstander. Poenget her er å gripe fatt i de bygningsmaterialene som ut fra volum og vekt står for storparten av transportarbeidet. Her må man fastsette en grenseverdi lokalt for akseptabel transportavstand (for eksempel avstand til nærmeste større by) og knytte avstandsberegningene til leveranse fra *produsent* (for eksempel produsent av veggelementer), altså *ikke* detaljist (for eksempel byggevarebutikk) eller råvareleverandør (for eksempel tømmerleverandør).
- ¹⁹ Gjennomsnitt for alt energiforbruk 1995, justerte tall for Rogaland (SSB 1997b). Gjennomsnittlig energiforbruk per *hushold* i Norge har økt med 35 % fra 1960 til 1990, selv om energibruken per *gulvareal* har gått ned med 5 % i samme periode (GRIP 1998). Gjennomsnittlig energiforbruk per m² og år var i 1995 230 kWh for enebolig, 205 kWh for rekkehus og 180 kWh for boligblokk (Statens Byggeskikkutvalg gjengitt i Statens bygningstekniske etat 2000). De beste lavenergi forsøkshusene i Sverige er nede i et årsforbruk på 50-80 kWh/m². I Norge er det eksempler på hus med samlet energiforbruk på ca 100 kWh/m². I den sveitsiske standarden for miljøvennlige bygninger (E-2000 Eco-building) er kravet satt til 60 kWh/m² per år for oppvarming og varmt vann i nye boliger og

110 kWh/m² per år for renoverte boliger. Gitt ingen økning i energiprisene har NVE og ØkoBygg beregnet et potensiale for reduksjon i samlet energiforbruk til boligsektoren på 6,5 % innen 2010 og 8-10,5 % innen 2020 (Bramslev 2000).

²⁰ Med lokale fornybare energikilder mener vi ved, andre former for biomasse (flis, pelets o.a.), lokal spillvarme, jordvarme, fjord-/sjøvarme, varmepumpe anvendt på utslipp av luft/vann fra bolig, elektrisitet fra solcelle og elektrisitet fra vindkraft. I 1996 fordelte energibruk i norske husholdninger seg på følgende måte (gjengitt i Bramslev 2000): 41% vannkraft til oppvarming, 41% vannkraft for varmt vann og elektriske apparater, 8% fossil brensel, 7% biomasse, 3% varmepumpe. Regjeringen har gjennom Energimeldinga gått inn for å øke bruken av fornybare energikilder som innebærer at andelen fornybar energi til oppvarming skal øke fra 18 % til 27 % innen 2010. Beregninger utført av ØkoBygg og NVE's byggoperatør tyder på at denne andelen kan økes til 25 % innen 2010 og 30 % innen 2020 (Bramslev 2000).

²¹ Her må man anslå gjennomsnittlig avstand langs kjørevei. Det kan være aktuelt å differensiere "sentrum" til kommunesentrum, bydelssentrum og handelsentrum.

²² Her må man anslå gjennomsnittlig gangavstand.

²³ Her må man anslå gjennomsnittlig gangavstand og rutefrekvens.

²⁴ Anslått på grunnlag av tall hentet fra KOSTRA.

²⁵ Anslått på grunnlag av tall hentet fra KOSTRA. Her må det gjøres anslag ut fra installasjoner / opplegg til installasjoner. Det må tas hensyn til eventuelle opplegg for gjenbruk av vann. I den sveitsiske standarden for miljøvennlige bygninger (E-2000 Eco-building) er kravet satt til 120 liter/person og dag (Bramslev 2000).

²⁶ Spørsmålene er opprinnelig formulert av Professor Arvid Strand og er gjengitt av Petter Næss (1997).